



Stockholms  
stad

Dnr 2013-O1629 tillhörande samrådshandling maj 2016

# Åtgärdsutredning för mark- och sedimentföroreningar

## Detaljplan Kolkajen

[stockholm.se/kolkajen](http://stockholm.se/kolkajen)



Denna utredning/detta PM behandlar området Kolkajen-Ropsten som en helhet. Några stora, avgörande frågor kvarstår dock att lösa inom delområde Ropsten, varför den detaljplan som nu är på samråd endast behandlar delområdet Kolkajen.

Rapporten avser bedömning av föroreningssituationen samt utredning av möjliga åtgärdsalternativ för detaljplaneområdet. Rapporten är ett utredningsmaterial som ska utgöra underlag för nästa fas i vilken staden kommer att undersöka föroreningarnas avgränsning mer detaljerat och inleda pilottester av saneringsmetoder inför projektering av slutliga saneringsåtgärder. Staden planerar att inleda pilottester och projektering under hösten 2016. Slutliga åtgärdsnivåer för saneringsarbetena utreds i projekteringsskedet i samråd med tillsynsmyndigheten.





**Kemakta AR 2016-05**

## **Åtgärdsutredning för mark- och sedimentföroreningar vid detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten, Stockholms Stad**



**Slutversion, reviderad 2016-04-27**

**Gabriella Fanger, Sandra Broms, Mikael Asperö, Mark Elert, Celia Jones och  
Håkan Yesilova**

**Kemakta Konsult AB**

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: [www.kemakta.se](http://www.kemakta.se)







# Sammanfattning

## Bakgrund

Kemakta har på uppdrag av Exploateringskontoret i Stockholm genomfört en åtgärdsutredning för förorenad jord och sediment inom detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten i Norra Djurgårdsstaden. Kemakats åtgärdsrapport belyser föroreningssituationen, risker samt möjliga åtgärdsmetoder för att efterbehandla såväl markområdet som sedimenten inför planerat bostadsbyggande. Utredningen redovisar dessutom ett antal åtgärdsalternativ med olika åtgärdsinriktning och ambitionsnivå som underlag för stadens beslut där såväl miljönytta och kostnader som andra aspekter sammanvägs.

## Föroreningssituation

Utredningarna inom ramen för åtgärdsutredningen har omfattat provtagning av jord, grundvatten, porluft och sediment samt kemiska analyser, laktester och siktanalyser. Resultatet från provtagningen visar att stora delar av undersökningsområdet på land är förorenat av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i halter över platsspecifika riktvärden. Markföroreningarna inom området bedöms i huvudsak bestå av tjärprodukter, framför allt PAH, men även av bensen och petroleumkolväten. Ställvis har arsenik och cyanid påträffats i halter över platsspecifika riktvärden. I vissa delområden, främst runt de platser där tjärframställning skett, samt där gamla tjärfack legat, har tjära i fri fas observerats och extremt höga halter uppmätts i såväl jord som grundvatten.

I grundvattnet har mycket höga halter av oljeförorening och PAH påträffas i grundvattenrör i områden där tjära konstaterats i fri fas. Även bensen har påträffats i grundvattnet i vissa delområden. Förhöjda halter av naftalen och bensen har också uppmätts i porgas, vid hot-spots vid gamla tjärfabriken (en parkeringsyta idag), båtklubben och nedströms Fortum, i halter som överskrider lågrisknivåer för skydd av hälsa. Porgashalter under betongplattan på BLC hade lägre haltnivåer.

Föroreningarna i sedimenten i Lilla Värtan direkt utanför det förorenade markområdet domineras av samma föroreningar som på land; främst polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Även oljeförorening (olika alifater och aromater) påträffas i sedimenten liksom ställvis också koppar och kvicksilver i höga halter. I vissa delområden, främst närmast tjärkajen eller på platser där tjärledning har haft sitt utlopp, har tjära i fri fas observerats och extremt höga halter uppmätts.

## Riskbedömning

### Jord

Platsspecifika riktvärden för jorden överskrider inom stora delar av området för framför allt PAH. I ett par punkter höga cyanid- respektive blyhalter uppmäts. Där platsspecifika riktvärden överskrider kan man inte utesluta att risker uppkommer för boende på längre sikt till följd av kontakt med jord, inandning av ångor, m.m. varmed ett åtgärdsbehov bedöms föreligga för dessa förorenade massor. För delområden med tjärolja i fri fas som trängt ner till stora djup föreligger också ett stort åtgärdsbehov på grund av risken för förångning och exponering för gaser i inomhusmiljö. Även inom ett område med fri fas av lättare produkt och där höga bensenhalter uppmäts i grundvattnet är åtgärdsbehovet stort då bensen är flyktigt och cancerogent och kan tränga in i inomhusluften.



## Grundvatten

I flertalet grundvattenrör överskrids riktvärden för grundvatten. Uppmätta bensenhalter vid båtklubben och lättare alifatfraktioner vid exempelvis parkeringsytan kan medföra förhöjda halter även i inomhusluft som kan innebära en risk för hälsan. Detta kan befaras även för området runt f.d. vattengasverket (hus 22). Behovet av att åtgärda förorenat grundvatten är stort särskilt i vissa delområden. Till stor del kan detta ske genom åtgärder för förorenad jord.

Läckage av organiska ämnen med grundvatten kan även påverka ytvatten- och sedimentmiljön i Lilla Värtan, särskilt för strandnära frifas förekomst av tjära. Uppmätta halter i ytsediment ger en indikation på att ett tillskott av föroreningar sker vilket dock kan bero på såväl spridning från landområdet som genom resuspension av sediment.

## Sediment

Ett åtgärdsbehov föreligger för förorenade sediment, framför allt för att minska risken för vidare spridning till omgivande vattenområden i Lilla Värtan. Förorening i fri fas eller med höga halter kan även medföra en särskilt ökad hälsorisk i strandnära områden, både via hudkontakt med sediment och via förångning och inträngning i byggnader. På större vattendjup bedöms inte förångning medföra någon hälsorisk men däremot kan pågående gasbildning (metan/svavelväte) för med sig förorening i fri fas till ytan samt skapa ett estetiskt problem. Åtgärder motiveras även av att området ska bebyggas, dvs. förorening som lämnas kommer att byggas in och därmed bli otillgängligt för efterbehandling under överskådlig tid. Platsspecifika riktvärden för sediment som tar hänsyn till såväl hälsorisker som miljörisker vid spridning uppgår till 200 mg/kg TS PAH-16. Dessa nivåer överskrids inom huvuddelen av området i olika måttligheter.

## Åtgärdsutredning

### Jord och grundvatten

De åtgärdsmetoder som utretts för förorenad jord och grundvatten inom Kolkajen-Ropsten är uppgrävning och externt omhändertagande av massor på mottagningsanläggning /deponi, olika in situ metoder för förorenad jord, bl.a. termisk avdrivning och kemisk oxidation samt slutligen in situ rening av grundvatten med kemisk oxidation.

Metoder som bedömts vara realistiska har studerats vidare och ett antal åtgärdsalternativ som utgörs av olika metoder, kombinationer av metoder samt omfattning av åtgärd har jämförts. Urschaktning efter platsspecifika riktvärden (PSR) för Norra Djurgårdsstaden, samt efterföljande sortering och återfyllnad eller borttransport med lastbil för externt omhändertagande/deponering har bedömts som huvudalternativ. Andra alternativ har dock tagits fram där huvudalternativet kombineras med in-situ åtgärd genom kemisk oxidation för tjärförorenad jord på större djup, där IFA-massor transporteras bort med båt alternativt nyttiggörs i utfyllnader inom vattenområdet eller omhändertas lokalt exempelvis i nedlagda bergrum i närområdet. Ovanstående åtgärdsalternativ kan också kombineras med in situ åtgärder för bensenförorenat grundvatten genom kemisk oxidation med tillsats av persulfat eller Fentons reagens i ett delområde inom båtklubben. Sjötransporter föreslås utredas vidare under projekteringen.

Ungefär 110 000 m<sup>3</sup> jord inklusive osäkra volymer uppskattas kunna vara förorenade över mätbara åtgärdsgränser. Kostnaden för efterbehandlingsåtgärder för dessa massor bedöms kunna uppgå till i storleksordningen 134-188 miljoner kronor för utgrävning och deponering. Kostnader för fler åtgärdsalternativ enligt ovan redovisas i rapporten.



## Sediment

De åtgärdsmetoder som har utretts för förorenade sediment utanför Kolkajen-Ropsten är muddring och externt omhändertagande av massor på mottagningsanläggning/deponi efter transport landvägen på bil eller genom sjötransport, muddring och nyttiggörande av massor i bostadsbyggnationen eller lokal deponering i bergrum samt övertäckning.

De alternativ som studeras vidare för sedimenten utanför Ropsten-Kolkajen är olika varianter av mekanisk muddring och avvattning av alla förorenade sediment inom undersökningsområdet eller byggområdet, efter mätbara åtgärds mål för PAH-16 men med olika resthalter efter sanering; 200 mg/kg TS respektive 1000 mg/kg TS, samt efterföljande avvattning på land i närområdet eller på pråm och borttransport med bil eller båt till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning. Utöver olika varianter av ovanstående har alternativ tagits fram där delar av muddermassorna (ej fri fas) efter avvattning stabiliseras och nyttiggörs i byggnadskonstruktioner eller omhändertas lokalt i stadens bergrum i närområdet. Som alternativ till mekanisk muddring av hela området har även ett alternativ med frysmuddring för de högförorenade strandnära sediment med tjära i fri fas tagits fram som komplement till mekanisk muddring av övriga sediment.

Ungefär 94 000 m<sup>3</sup> sediment uppskattas kunna vara förorenade över föreslagna platsspecifika riktvärden (200 mg/kg TS PAH-16) och ca 42 000 m<sup>3</sup> sediment bedöms innehålla tjära i fri fas eller ha halter som överskider ca 1000 mg/kg TS PAH-16. Kostnaden för efterbehandlingsåtgärder för dessa massor bedöms kunna uppgå till i storleksordningen 140-223 miljoner kronor respektive 93-151 miljoner kronor för muddring och deponering inklusive förbränning. Kostnader för fler åtgärdsalternativ enligt ovan redovisas i rapporten. Osäkra sedimentvolymerna bedöms kunna uppgå till ca 10 000 m<sup>3</sup> vilket kan öka kostnaderna för åtgärden med ca 14-21 miljoner kronor.



# Innehållsförteckning

<b>Sammanfattning .....</b>	<b>3</b>
<b>1 Inledning.....</b>	<b>8</b>
1.1 Beställare.....	8
1.2 Bakgrund .....	8
1.3 Syfte och omfattning.....	8
<b>2 Förutsättningar för åtgärdsutredningen .....</b>	<b>9</b>
2.1 Övergripande åtgärds mål .....	9
2.1.1 Skydd av människors hälsa .....	9
2.1.2 Skydd av omgivande miljö .....	9
2.1.3 Skydd under byggtiden .....	9
2.2 Platsspecifika riktvärden och mätbara åtgärds mål.....	10
2.2.1 Riktvärden för jord .....	10
2.2.2 Riktvärden för grundvatten .....	12
2.2.3 Riktvärden för sediment .....	15
2.3 Klassning av massor .....	19
2.3.1 Haltgränser för farligt avfall .....	19
2.3.2 Klassning avseende omhändertagande på deponi.....	20
<b>3 Föroreningssituationen .....</b>	<b>21</b>
3.1 Förorenad jord .....	21
3.2 Förorenat grundvatten .....	24
3.3 Föroreningar i porgas .....	24
3.4 Förorenade sediment .....	32
3.5 Hydrogeologiska förutsättningar.....	39
<b>4 Hälso- och miljörisker samt åtgärdsbehov .....</b>	<b>42</b>
4.1 Risker med förorenad jord .....	42
4.2 Risker med förorenat grundvatten .....	42
4.3 Risker med förorenade sediment .....	43
4.4 Risker med förorenat ytvatten .....	43
<b>5 Åtgärdsutredning för förorenad jord och grundvatten.....</b>	<b>46</b>
5.1 Möjliga åtgärds metoder .....	46
5.1.1 Uppgrävning av förorenad jord för omhändertagande .....	46
5.1.2 Omhändertagande på mottagningsanläggning .....	47
5.1.3 Annat omhändertagande.....	48
5.1.4 In situ metoder.....	48
5.1.5 Behandling on-site.....	52
5.1.6 Grundvattenpumpning och behandling .....	52
5.1.7 Övrigt.....	53
5.1.8 Slutsats rörande åtgärds metoder.....	53
5.2 Studerade åtgärds alternativ .....	54
5.2.1 Beskrivning av åtgärds alternativ för Kolkajen-Ropsten .....	54
5.2.2 Urschaktning till stora djup och spontning .....	55
5.2.3 Bedömd riskreduktion.....	56
5.2.4 Kostnader .....	57
5.3 Osäkerheter .....	59
<b>6 Åtgärdsutredning förorenade sediment.....</b>	<b>61</b>
6.1 Möjliga åtgärds metoder .....	61
6.1.1 Muddring .....	61
6.1.2 Avvattnings och behandling av vatten .....	62
6.1.3 Övertäckning .....	63
6.1.4 Nyttiggörande av massor .....	63
6.1.5 Försök med PAH i stabiliserade sediment .....	64
6.1.6 Omhändertagande på mottagningsanläggning .....	65
6.1.7 Omhändertagande genom termisk behandling eller kemisk oxidation .....	66



6.1.8	Övrigt .....	66
6.1.9	Slutsats rörande åtgärdsmetoder .....	66
6.2	Studerade åtgärdsalternativ .....	67
6.2.1	Beskrivning av åtgärdsalternativ för Kolkajen-Ropsten .....	67
6.2.2	Bedömd riskreduktion.....	69
6.2.3	Kostnader .....	71
6.2.4	Andra aspekter .....	72
6.3	Osäkerheter .....	73
<b>7</b>	<b>Handlingsplan för vidare arbeten .....</b>	<b>74</b>
7.1	Underlag för beställarens riskvärdering .....	74
7.2	Fortsatta undersökningar .....	74
7.3	Projekteringsdirektiv .....	75
7.3.1	Projekteringsdirektiv för markområdet .....	75
7.3.2	Projekteringsdirektiv för sedimenten .....	76
7.3.3	Gemensamma projekteringsdirektiv för landområdet och sedimenten.....	76
<b>8</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>78</b>

## Bilagor

Bilaga 1a	Provpunktskarta jord, Kemakta 2015
Bilaga 1b	Provpunktskarta jord, 2015 och tidigare undersökningar
Bilaga 2	Provtagna grundvattenrör, Kemakta 2015
Bilaga 3	Provpunktskarta sediment, 2015 och tidigare undersökningar
Bilaga 4a	Borrdjup i provtagningspunkter, Kemakta 2015
Bilaga 4b	Borrdjup i provtagningspunkter, 2015 och tidigare undersökningar
Bilaga 5	Karta med indelning i delområden som använts för att uppskatta förorenade jordvolymen (inklusive osäkra ytor)
Bilaga 6a	Kostnadsuppskattningar för åtgärdsalternativ - markområdet
Bilaga 6b	Kostnadsuppskattningar för åtgärdsalternativ - sedimenten



# 1 Inledning

## 1.1 Beställare

Kemakta har av Exploateringskontoret i Stockholm fått i uppdrag att genomföra en åtgärdsutredning för förorenad jord och sediment inom detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten i Norra Djurgårdsstaden. Kemakats åtgärdsrapport ska belysa föroreningsituationen, risker samt möjliga åtgärdsmetoder för att efterbehandla såväl markområdet som sedimenten inför planerat bostadsbyggande. Arbetet startade under våren 2015 och färdigställdes i mars 2016.

## 1.2 Bakgrund

Det f.d. gasverksområdet i Värtan ska omställas för ny verksamhet, bl.a. bostadsändamål. Tidigare gasproduktion inom gasverksområdet i Norra Djurgårdsstaden har gett upphov till föroreningar i området. Ett av de mest förorenade delområden är Kolkajen-Ropsten, där förädling av biprodukter från gasframställningen har skett. Föroreningar som förekommer är bl.a. tjäroljor i olika fraktioner (PAH), bensen och vissa tungmetaller. Verksamheten har även gett upphov till en kraftig förorening av bottensedimenten utanför markområdet. Bostäder planeras inom både markområdet och på utbyggnader i vattenområdet. Såväl mark som sediment måste därför efterbehandlas så att området kan användas för boende utan risk för människa eller miljö på grund av föroreningar.

## 1.3 Syfte och omfattning

Denna utredning syftar till att presentera möjliga åtgärdsmetoder för jord, grundvatten och sediment för detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten. Utredningen ska dessutom redovisa ett antal åtgärdsalternativ med olika åtgärdsinriktning och ambitionsnivå som underlag för stadens beslut där såväl miljönytta och kostnader som andra aspekter ska sammanvägas. Som grund för slutsatserna redovisas en bedömning av hälso- och miljöriskerna p.g.a. föroreningar inom området samt en bedömning av det övergripande åtgärdsbehovet för markområdet och sedimenten.

Utredningarna har omfattat provtagning av jord, grundvatten, porluft och sediment samt kemiska analyser, laktester och siktanalyser. En detaljerad redovisning av fältarbeten, kemiska analyser och tolkad föroreningsituation ges i separat rapport (Undersökningsrapport mark och sediment, Kemakta april 2016).



## 2 Förutsättningar för åtgärdsutredningen

Utgångspunkten för åtgärdsutredningen har varit den konstaterade föroreningssituationen och bedömningen av risker och åtgärdsbehov vilket redovisas i kapitel 3-4 nedan samt i en separat undersökningsrapport som i detalj redovisar gjorda undersökningar och kemiska analyser (Kemakta, 2016). Andra förutsättningar som legat till grund för åtgärdsutredningen redovisas i detta kapitel.

### 2.1 Övergripande åtgärds mål

För projektet som helhet togs tre åtgärds mål fram i samband med inlämnande av anmälan för markrening av tidigare etapper (Markrening Hjorthagen, Anmälan, daterad 2004-10-06). Dessa åtgärds mål kvarstår för kommande etapper, dock med en revidering av projektets platsspecifika riktvärden som har räknats om med hänsyn till nya riktlinjer från Naturvårdsverket (2009). Gällande övergripande åtgärds mål redovisas nedan.

Det kan noteras att området vid Kolkajen- Ropsten endast i liten utsträckning avvattnas mot Husarviken och att huvuddelen av vattenutbytet och spridningen sker mot Lilla Värtan. Därmed är även Lilla Värtan ett skyddsobjekt i de övergripande åtgärds målen, utöver Husarviken som omnämns nedan.

#### 2.1.1 Skydd av människors hälsa

- Övergripande mål: Området skall kunna nyttjas för bostads- och kontorsändamål av innerstadskaraktär.
- Detaljerat mål: För skydd av människors hälsa ska boende och normal vistelse i området inte innebära någon hälsofarlig exponering från föroreningar i mark.
- Uppföljning: Skydd för exponering baseras på de platsspecifika riktvärden som tagits fram för Norra Djurgårdsstaden.

#### 2.1.2 Skydd av omgivande miljö

- Övergripande mål: Risken för spridning till Husarviken och Lilla Värtan ska minska, och de ekologiska förutsättningarna i viken ska bibehållas.
- Detaljerat mål: För skydd av vattenmiljön i Husarviken och Lilla Värtan ska tillrinningen från området inte bidra till ökade föroreningshalter i vatten och sediment.
- Uppföljning: Mätningar ska utföras på vatten och sediment före, under och efter markreningsåtgärder.

#### 2.1.3 Skydd under byggtiden

- Övergripande mål: Påverkan på människors hälsa, på omgivande miljö och på naturresurser ska under byggtiden vara så liten som möjligt.
- Detaljerat mål: För skydd av hälsa, omgivande miljö och naturresurser under byggtiden ska transporter av jordmassor minimeras. Jordmassor ska omhändertas och återanvändas inom området så långt som möjligt.
- Uppföljning: Mätningar ska utföras av mängden transporterat material och återanvänt material.



## 2.2 Platsspecifika riktvärden och mätbara åtgärds mål

### 2.2.1 Riktvärden för jord

#### ***Riktvärden för Norra Djurgårdsstaden***

Platsspecifika riktvärden<sup>1</sup> för Norra Djurgårdsstaden har tidigare tagits fram i samband med inlämnande av anmälan för markering av tidigare etapper<sup>2</sup> med efterföljande revidering<sup>3</sup> med hänsyn till nya vägledningar från Naturvårdsverket (NV 2009). Platsspecifika riktvärden har tagits fram för nyanlagd och befintlig parkmark, gator/torg/parkering samt för jord under nybyggda bostäder med ventilerad eller tät grund. För att underlätta utvärdering inom kvartersmark, där både gator och hus kommer att byggas, slogs riktvärden för dessa markanvändningstyper samman vid framtagning av mätbara åtgärds mål. Framtagna riktvärden och mätbara åtgärds mål enligt anmälan avser jord i den omrättade zonen (ovan grundvattenytan). Påträffas förorening i den rättade zonen ska upplysning ske till miljöförvaltningen.

Kvartersmark är den markanvändning (egenskapsområde, jfr. anmälan) som används i föreliggande översiktliga åtgärdsutredning vid jämförelse med uppmätta halter. Mätbara åtgärds mål för kvartersmark uppgår till 170 mg/kg TS för PAH-L, 55 mg/kg TS för PAH-M och 30 mg/kg TS för PAH-H. PAH-föreningar är den dominerande föroreningen inom området vid Kolkajen-Ropsten.

#### ***Riktvärden för Kolkajen-Ropsten***

Området Kolkajen-Ropsten skiljer sig från tidigare delområden genom att:

- föroreningar i större utsträckning förekommer under grundvattenytan
- närheten till Värtan ger upphov till en större vattenomsättning i jorden p.g.a vattenståndsvariationer.

För Kolkajen-Ropsten har därför de platsspecifika riktvärdena för Norra Djurgårdsstaden kompletterats med riktvärden som avser skydd mot spridning till ytvatten. Dessa har beräknats både för förorening som ligger över respektive under grundvattenytan. Riktvärden har räknats om för jord under hus för PAH (PAH-L, PAH-M och PAH-H) som är styrande för riskerna inom området. För övriga exponeringsvägar (intag jord, hudkontakt, inandning av ångor, m.m.) och indata (kolhalt, genomsläpplighet i jord, m.m.) görs samma antaganden som för tidigare framtagna riktvärden för Norra Djurgårdsstaden.

För riktvärden för mark över grundvattenytan antas att föroreningarna påverkas av infiltrerande nederbörd (2000 m<sup>3</sup>/år), men även den vattenströmning som orsakas av nivåhöjningar i havet (7000 m<sup>3</sup>/år). Detta innebär att riktvärdena bedöms vara giltiga även för jord som tidvis kan ligga under grundvattenytan.

Vid beräkning av riktvärden för mark under grundvattenytan antas att det dessutom kommer ett betydande tillskott från höjdpartierna uppströms Kolkajen (24 000 m<sup>3</sup>/år), dvs. ett totalt flöde genom området på 31 000 m<sup>3</sup>/år.

<sup>1</sup> dvs. haltnivåer för olika ämnen över vilka risker kan föreligga för hälsa och/eller markmiljö vid planerat boende, eller för ytvattenmiljön i Lilla Värtan vid spridning från markområdet.

<sup>2</sup> Markrening Hjorthagen, Anmälan, daterad 2004-10-06

<sup>3</sup> Norra Djurgårdsstaden, Anmälan om Markrening för etapperna Norra 2, Produktionsområdet och Östra, reviderad 2011-12-20



Utspädningen i vattenområdet direkt utanför Kolkajen (130 000 m<sup>2</sup>) har antagits från ett medeldjup på 15 m och en omsättningstid på 6 dygn, motsvarande medelomsättningstiden för Lilla Värtan (SMHI 2016). Detta ger en utspädningsfaktor på 1/17 000 för massor ovanför grundvattenytan och 1/4000 för massor under grundvattenytan.

De beräknade riktvärdena för jord under grundvattenytan är högre eller på samma nivå som de riktvärden som ligger till grund för åtgärds mål för Kvartermark, se Tabell 2-1. Riktvärdena för PAH för Norra Djurgårdsstaden (jord under hus) styrs av risken för ånginträngning alternativt markmiljö och kommer därmed inte att påverkas av de kompletterande riktvärdena för ytvattenmiljö. Även beräknade riktvärden för jord i den omättade zonen är flera gånger högre än tidigare framtagna riktvärden för aktuell markanvändning. Detta betyder att:

- samma platsspecifika riktvärden som tidigare tagits fram för Norra Djurgårdsstaden (jfr. anmälan) kan tillämpas även för Kolkajen-Ropsten
- de platsspecifika riktvärden som tagits fram för den omättade zonen kan användas även för jord under grundvattenytan.

**Tabell 2-1                      Platsspecifika riktvärden för jord Kolkajen – Ropsten; för jord ovan och under grundvattenytan samt jämförelse med mätbara åtgärds mål för Kvartermark Norra Djurgårdsstaden (NDS).**

	Riktvärde skydd av ytvatten (mg/kg TS)		Integrerat platsspecifikt riktvärde Kolkajen-Ropsten* (mg/kg TS)	Mätbara åtgärds mål för kvartermark NDS (mg/kg TS)
	Över GV-yta	Under GV-yta		Över GV-yta
PAH L	650	170	170	170
PAH M	400	110	55	55
PAH H	550	140	30	30

\*platsspecifika flödesdata men i övrigt samma indata som för markanvändning "Under nybyggda bostäder med källare eller ventilerad grund".

Platsspecifika riktvärden jämförs längre fram med uppmätta föroreningshalter i området med. Där riktvärden överskrids kan det finnas en risk för negativa effekter för hälsa och/eller markmiljö vid planerat boende, eller för ytvattenmiljön i Lilla Värtan vid spridning från markområdet. Det ska noteras att många av de analyser som gjorts innan Kemaktas utredning redovisas som PAH-16, PAH-11 eller summa PAH. För dessa har jämförelse gjorts med ett riktvärde för PAH-16, som har tagits fram av Kemakta baserat på andelen ingående PAH-grupper (L, M respektive H) i de analyser som gjorts under 2015.

Platsspecifika riktvärden kan användas som mätbara åtgärds mål (acceptabla resthalter efter sanering) men i detaljprojekteringen kan utformningen av åtgärder behöva anpassas efter teknisk genomförbarhet, exempelvis åtkomst i anslutning till byggnader, nedträngning till mycket stora djup, stabilitetsaspekter i strandnära områden, etc.

Som mätbara åtgärds mål för bedömning av saneringsbehovet inom markområdet kan de platsspecifika riktvärdena för Kolkajen-Ropsten användas, som alltså är desamma som de mätbara åtgärds målen för Kvartermark, se Tabell 2-2.



**Tabell 2-2 Förslag till mätbara åtgärds mål för jord Kolkajen – Ropsten för jord över och under grundvattenytan (baseras på åtgärds mål för Kvartermark Norra Djurgårdsstaden, NDS)**

Ämne	Mätbara åtgärds mål för Kolkajen-Ropsten (Kvartermark NDS) (mg/kg TS)
As	60
Ba	2400
Cd	81
Co	140
Cr	1100
Cu	1100
Hg	2
Ni	520
Pb	1400
V	1150
Zn	960
alifater >C5–C6	50
alifater >C6–C8	140
alifater >C8–C10	100
alifater >C10–C12	1000
alifater >C12–C16	1000
alifater >C16–C35	1000
aromater >C8–C10	400
aromater >C10–C16	170
aromater >C16–C35	40
PAH, summa L	170
PAH, summa M	55
PAH, summa H	30
bensen	0,8
toluen	90
etylbenzen	100
xylen, summa	80
TOC	0,1
CN total	690
CN lättillgänglig (fri)	45

## 2.2.2 Riktvärden för grundvatten

Platsspecifika riktvärden för grundvatten har beräknats för Kolkajen. Dessa tar hänsyn till:

- Risker för att flyktiga ämnen kan avgå från grundvattnet till ovanliggande mark och sedan tränga in i byggnader.
- Risker för läckage till Lilla Värtan och därmed förhöjda halter i vattnet och påverkan på det akvatiska livet.

Riktvärden har beräknats för de organiska ämnen som påträffats i grundvattnet och som potentiellt kan påverka inomhusluft i framtida byggnader eller Lilla Värtan.



### **Risker för inomhusluft**

Beräkningen av riktvärdet för skydd mot ångor i byggnader bygger på att halten i inomhusluft inte ska överstiga de nivåer som anges i Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark. För ämnen med en tröskeffekt anges en referenskoncentration som inte ger upphov till skadliga effekter. Beräkningen förutsätter också att denna referenskoncentration inte enbart kan uppkomma från den förorenade marken utan att också andra källor kan förekomma. Andelen som tillåts komma från den förorenade marken sätts till 50 % i enlighet med Naturvårdsverkets vägledningar. För cancerogena ämnen används istället en referensnivå som motsvarar en mycket liten cancerrisk (1 på 100 000 livstidsexponerade) på grund av exponering från den förorenade marken. I detta fall används ingen faktor för att ta hänsyn till exponering från andra källor.

Halten av ångor beräknas utgående från att jämvikt råder i jorden mellan halten i grundvattnet och halten i porluft som finns i jorden ovanför grundvattenytan. Jämvikten bestäms av den ämnesspecifika parametern Henrys konstant. Data från Naturvårdsverkets modell används. Den utspädning som uppkommer mellan porluften och luften i byggnaderna beror både på jordens egenskaper och på byggnadernas konstruktion. Den grova fyllning som finns på området bedöms ge litet hinder för ångtransport och det är framförallt byggnadernas konstruktion som utgör en barriär. De byggnader som ska uppföras på Kolkajen skall utföras som gas- och vattentäta konstruktioner upp till markytan, vilket innebär att risken för ånginträngning är liten. I beräkningarna antas en utspädning på 1/10 000 gånger mellan halterna i porluft och halten i inomhusluft. Detta motsvarar den utspädning som används i Naturvårdsverkets modell och bedöms vara en underskattning som då tar hänsyn till att byggnadernas täthet kan försämrats med tiden.

De beräknade riktvärdena redovisas i Tabell 2-3. Dessa är på samma nivå som de värden som tidigare beräknats för bostäder med ej ventilerad grund (Golder, 2015)

"Kompletterande riskbedömning med avseende på flyktiga föroreningar i sydvästra gasverksområdet", arbetsmaterial, 2015-12-09.

### **Risker för ytvatten**

Förorenat grundvatten som strömmar ut i Lilla Värtan kan orsaka förhöjda halter i vattnet och därmed utgöra en risk för den akvatiska miljön. Riktvärdet baserar sig på att halterna i den del av Lilla Värtan som ligger utanför Kolkajen inte ska överstiga de haltkriterier för skydd av ytvatten som används för Naturvårdsverkets riktvärden. I enlighet med Naturvårdsverkets modell beräknas den utspädning som uppkommer i ytvattnet. För att göra det måste en beräkning göras av mängden utströmmande vatten samt av vattenomsättningen i Lilla Värtan utanför Kolkajen, se nedan.

### **Grundvattenbildning**

Mängden grundvatten som strömmar ut från området har beräknats utgående från infiltration över området, bidraget från höjdområdena ovanför Kolkajen, samt det vattenflöde som orsakas av vattennivåvariationer i havet.

Enligt den dagvattenstrategi som tagits fram för Gasverksområdet ska den direkta avrinningen från tak och hårdgjorda ytor minska och föroreningsbelastningen på recipienten inte öka (Sweco 2015a). Detta ska ske genom lokalt omhändertagande av dagvatten i slutna växtbäddar som renar dagvattnet och samtidigt ser till att infiltrationen av dagvatten inom området inte ökar jämfört med dagsläget. För Kolkajen finns en programhandling för Bobergsgatan där det föreslås slutna växtbäddar som avleds till lilla Värtan eller till den vattenpark som planeras kombinerat med trädgröpar (Sweco, 2015b).



Den framtida grundvattenbildningen över området bedöms bli mellan 50 och 100 mm/år beroende konstruktionen av dagvattenssystemet. Området har en yta på 40 000 m<sup>2</sup>, vilket ger en grundvattenbildning på 2000-4000 m<sup>3</sup>/år.

Området väster om Kolkajen består av berg med ett tunt moräntäcke. Den nordöstra delen av området (öster om Artemisvägen och norr om Nimrodsvägen), ca 65 000 m<sup>3</sup>, bedöms kunna påverka Kolkajen. En stor del av nederbörden på området kan som ytaavrinning eller ytligt grundvatten strömma mot Kolkajen. Bidraget från dessa områden har uppskattats till ca 20 000 m<sup>3</sup>/år baserat på en avrinning på 300 mm/år. En stor del av detta kan komma att bilda grundvatten inom Kolkajenområdet. Ett flöde genom fyllningen vid Kolkajen på 20 000 m<sup>3</sup>/år bedöms kunna vara möjligt med grundvattengradienten över området (1 %) och med en hydraulisk konduktivitet i fyllningen på 5·10<sup>-5</sup> m/s.

Effekten av variationer i havsvattennivå kan vara betydande i grov fyllning och är störst i strandnära områden. Längre in mot land avtar effekten. Beräkningar ger ett årligt vattenflöde på ca 5000 m<sup>3</sup>/år huvudsakligen inom 50 meter från strandlinjen.

Det totala grundvattenflödet från området beräknas således till ca 30 000 m<sup>3</sup>/år.

### Omsättning i Lilla Värtan

Omsättningen i delen av Lilla Värtan utanför Kolkajen, styrs av inflöden från avrinningsområden på land, samt strömmar drivna av vind och vattennivåvariationer. Dessutom pumpar Fortums värmepumpverk upp ansevärliga mängder vatten som sedan släpps ut i vattenområdet.

Nivåvariationer i havet uppskattats ge ett flöde på 8 000 000 m<sup>3</sup>/år, baserat på en yta på 130 000 m<sup>2</sup> och en ackumulerad årlig nivåvariation på 60 meter per år (30-mintersvärden från Stockholms hamnar).

Tillrinningen från landområdena uppskattas till 1 000 000 m<sup>3</sup>/år utifrån en yta på 4,16 km<sup>2</sup> och en avrinning på 0,24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>,år (SMHI 2016).

Detta skulle ge ett totalt vattenflöde på 8 800 000 m<sup>3</sup>/år i ytvattenvolymen.

Ett alternativt sätt att beräkna vattenomsättningen är att utgå från den medelomsättningstid på 6 dygn som SMHI anger för hela Lilla Värtan (volym 200 miljoner m<sup>3</sup>). Om samma omsättningstid gällde för vatten utanför Kolkajen (volym 2 miljoner m<sup>3</sup>) skulle detta ge ett flöde på ca 120 000 000 m<sup>3</sup>/år. Det finns dock skäl att anta att vattenomsättningstiden i denna del av Lilla Värtan är längre, speciellt efter det att vattenytan bebyggts och består av kanaler.

Fortums värmepumpverk har tillstånd att bortleda och återleda 7 - 8 m<sup>3</sup>/s, men de pumpar som används har en lägre kapacitet. Detta innebär att stora mängder vatten pumpas runt i området, dock innebär det inget egentligt utbyte med omgivningen och antas därför inte bidra till utspädningen.

### Utspädning

Utspädningen beräknas till ca 300 gånger utifrån ett grundvattenflöde på 31 000 m<sup>3</sup>/år och ett vattenflöde genom ytvattenvolymen på ca 9 000 000 m<sup>3</sup>/år. Detta bedöms vara en försiktig uppskattning som tar höjd för den minskade vattenomsättningen som kan uppkomma efter det att vattenytan bebyggts.

### **Beräknade riktvärden**

Tabell 2-3 redovisar de beräknade riktvärdena för grundvatten. I tabellen redovisas separat riktvärdena för risk för ånginträngning och för ytvatten samt det lägsta av de två värdena.



Den tyngsta alifatfraktionen (>C16-C35) har mycket låg flyktighet och bedöms inte kunna utgöra någon risk för ånginträngning i byggnader.

**Tabell 2-3 Riktvärden för grundvatten. Styrande exponeringsväg är understruken.**

	Inträngning av ångor i byggnader	Ytvatten	Minsta värde
Ämne	µg/l	µg/l	µg/l
PAH L	2000	<u>300</u>	300
PAH M	20	<u>10</u>	10
PAH H	600	<u>1</u>	1
Bensen	<u>100</u>	1000	100
Toluen	7000	<u>1000</u>	1000
Etylbensen	10000	<u>1000</u>	1000
Xylen	3000	<u>1000</u>	1000
Alifat >C5-C6	800	<u>700</u>	700
Alifat >C6-C8	<u>300</u>	900	300
Alifat >C8-C10	<u>40</u>	400	40
Alifat >C10-C12	<u>30</u>	900	30
Alifat >C12-C16	<u>30</u>	9000	30
Alifat >C16-C35	Ej beräknad	<u>9000</u>	9000
Aromat >C8-C10	2000	<u>1000</u>	1000
Aromat >C10-C16	40000	<u>300</u>	300
Aromat >C16-C35	30000	<u>10</u>	10

Riktvärden för skydd mot inträngning av ångor är i linje med det förslag till platsspecifika riktvärden för grundvattenföroreningar som tidigare har gjorts för den sydvästra delen av gasverksområdet vid Hus 10 (Golder 2015), dock skiljer sig metodiken för att ta hänsyn till risken för spridning till Lilla Värtan.

### 2.2.3 Riktvärden för sediment

För att underlätta riskbedömningen har riktvärden tagits fram för föroreningshalter i sedimenten. Dessa är i första hand tänkta att utgöra en grund för bedömning av åtgärdsbehovet i olika sedimentområden och inte som mätbara åtgärds mål. Inför beslut om åtgärds mål måste hänsyn också tas till spridningsförutsättningar, mäktighet av förorenade skikt, vald åtgärds metod, mm.

Inga platsspecifika riktvärden för sediment finns framtagna sedan tidigare för Norra Djurgårdsstadens stadsutvecklingsprojekt. För närvarande saknas dessutom svenska riktvärden för förorenade sediment och det finns heller ingen generell modell för att beräkna riktvärden. Riskerna som orsakas av förorenade sediment är inte enbart beroende av halten utan beror på en rad andra faktorer såsom vattendjup, botten typ, användning av vattenområdet samt möjligheterna för mobilisering av föroreningar. Trots detta kan det vara lämpligt att ta fram ett riktvärde som kan användas till stöd för planering av åtgärder. Ett förslag på riktvärden har därför tagits fram av Kemakta i samband med åtgärdsutredningen. Riktvärdena tar hänsyn till hälsorisker vid exponering på grund av kontakt med ankare/draggar (hudkontakt, intag av jord, ånginträngning, mm), miljöskydd i sedimenten



samt miljöskydd vid spridning till det närliggande ytvattnet (Lilla Värtan). Riktvärdena och underlaget för riktvärdesberäkning visas nedan.

### **Miljöskydd i sedimenten**

Inga svenska generella riktvärden finns för påverkan på miljön i sedimenten, däremot finns kanadensiska och nederländska kvalitetskriterier för enskilda PAH-föreningar (CCME, 1999; RIVM, 2001 och 2012). Även inom EU presenteras PNEC-värden (probable no effects concentrations) för PAH i sediment (ECB, 2008). De värden för sediment som anges för olika PAH-föreningar varierar mellan 0,14 och 10 mg/kg (ECB, 2008) och mellan 0,03 och 8 mg/kg (RIVM, 2001). RIVM (2012) har gjort en ny datasammanställning och tar fram haltkriterier som motsvarar PNEC-värden på två olika sätt; en uppsättning (med haltkriterier mellan 0,43 och 4,9 mg/kg TS) tar hänsyn till biotillgängligheten och skall tillämpas på mätningar av den lösliga fraktionen PAH (exempelvis genom passiv provtagning). Den andra uppsättningen (haltkriterier mellan 0,05 och 4,11 mg/kg TS) kan användas för jämförelse med totala halter av enskilda PAH-föreningar. Dessa haltkriterier tar endast hänsyn till direkta effekter i organismer som tar upp PAH-föreningar från vatten eller sediment och tar ingen hänsyn till skydd av djur högt upp i näringskedjan från intag av PAH-föreningar i föda.

För att förenkla proceduren har haltkriterier tagits fram för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H baserat på de PNEC-värden för sötvattensediment som anges i ECB (2008). Dessa bygger på medelvärden av de ingående komponenterna, vilket ger följande haltkriterier:

- PAH-L 1,6 mg/kg
- PAH-M 3,7 mg/kg
- PAH-H 1,3 mg/kg

Utifrån de prover som tagits för avgränsning av sedimentföroreningen bedöms dessa kunna uppnås om halten av PAH-16 understiger 2 mg/kg TS. Beräkningen görs på följande sätt:

$$RV_{PAH-16} = 1 / (\text{andel}_{PAH-H} / RV_{PAH-H} + \text{andel}_{PAH-M} / RV_{PAH-M} + \text{andel}_{PAH-L} / RV_{PAH-L})$$

där

$RV$  = riktvärde

$\text{andel}$  = PAH-gruppens andel av det totala PAH-innehållet.

Andelen olika PAH-grupper i sedimenten uppgår till 25 % PAH-L, 51 % PAH-M och 24 % PAH-H baserat på gjorda analyser under 2015 (förorenade prov, halter > 2 mg/kg TS PAH-16).

Bakgrundsnivåerna av PAH-16 är höga generellt i Stockholms innerskärgård och överskrider riktvärden för miljöpåverkan i sediment. Analyser från andra provtagningar i Stockholms inre vatten visar att bakgrundshalterna (antropogen påverkan) av PAH-16 uppgår till ca 5 mg/kg TS (Jonsson, 2010). Vid bedömning av miljöriskerna bör en justering för bakgrundshalter göras. Att efterbehandla sedimentområdet till så låga halter som beskrivs av dessa miljöriktvärden skulle medföra väldigt stora sedimentvolymmer. Vilket skyddsvärde som slutligen är rimligt att ansätta för sedimenten utanför Kolkajen-Ropsten blir en del av den senare riskvärderingen. Omfattningen av åtgärderna för sediment kommer även att styras av andra faktorer än riktvärden för skydd av miljön exempelvis kostnader, miljönytta, teknisk genomförbarhet, m.m.



### **Riktvärde för hälsoskydd**

Den exponering som uppkommer när personer kommer i kontakt med sedimenten har beräknats utgående från pessimistiska antaganden. Beräkningen bygger på antagandet att barn och vuxna exponeras för förorenade sediment vid 10 tillfällen per år samt att vid varje tillfälle sker intag av och kontakt med sediment i samma omfattning som exponeringen för jord vid Känslig Markanvändning. Beräkningarna visar att en halt av PAH-H på ca 80 mg/kg TS och för PAH-M ca 4000 mg/kg TS skulle kunna ge en exponering som motsvarar den acceptabla risknivån för cancer på 1 per 100 000 som exponeras under en livstid. För PAH-L beräknas att 50 % av det tolerabla dagliga intaget kan uppnås vid halter på ca 30 000 mg/kg TS. Dessa halter ligger dock över de halter då fri fas kan förekomma. Vid förekomst av fri fas ändras även exponeringsförutsättningarna bland annat för att det kan leda till en mer omfattande exponering vid hudkontakt. Ingen hänsyn tas till eventuell exponering via konsumtion av fisk.

Ett sammanvägt riktvärde för PAH-16 har tagits fram genom att vikta riktvärdena för de enskilda ämnesgrupperna (PAH-L, PAH-M och PAH-H) utgående från deras andel av det totala PAH-innehållet i sedimenten, på samma sätt som för riktvärdet för miljöskydd.

### **Miljöskydd spridning**

Sedimenten utanför Kolkajen innehåller höga halter av framförallt PAH, men även andra föroreningar som oljekolväten, som kan utgöra en källa för spridning till omgivningen. Vattendjupet i större delen av området är relativt stort, 10 – 20 m, så någon våg- eller vinddriven spridning förväntas inte. Däremot kan spridning uppkomma på grund av gasbildning i sedimenten och vattenströmmar. Fortums Värmepumpverk återleder stora mängder vatten till vattenområdet utanför Kolkajen (storleksordningen flera m<sup>3</sup>/s) som kan bidra till en resuspension av förorenade sediment.

Riktvärden har tagits fram som anger en haltnivå som inte bedöms ge någon oacceptabel spridning av föroreningar till omgivningen. Dessa inriktar sig på PAH-föroreningar och är beräknade för gruppen PAH-16.

Som underlag för riktvärdena har beräkningar gjorts för ett fall där förorenade sediment som resuspenderas från områdena utanför Kolkajen antas spridas till Lilla Värtan och där deponeras på botten tillsammans med annat material. Beroende på halten i det resuspenderade sedimentet ger detta upphov till en haltökning i ytsedimenten i Lilla Värtan. För närvarande saknas uppgifter för att kunna göra en mer exakt kvantifiering av resuspensionen. Det pågår undersökningar med sedimentfällor i vattnet utanför Kolkajen, men några resultat från dessa finns ännu inte tillgängliga. De beräknade riktvärdena baserar sig därför på bedömningar av vad som kan vara en rimlig resuspension från området.

Ytan på de förorenade sedimenten har uppskattats till ca 90 000 m<sup>2</sup>, resuspensionen från området har bedömts ligga i samma storleksordning som depositionen i Lilla Värtan, 1,6 kg/m<sup>2</sup>,år (Jonsson 2010). I beräkningarna har resuspensionen varierats mellan 0,5 och 2 kg/m<sup>2</sup>, år, vilket motsvarar en årlig avgång av mellan 50 och 200 ton per år. Den del av Lilla Värtan som ligger närmast Kolkajen (norrut upp mot Tranholmen, söderut mot Loudden) har en yta på ca 3,5 miljoner m<sup>2</sup> vilket ger en total deponerad mängd på 5600 ton/år. I Tabell 2-4 redovisas vad en halt i sedimenten vid Kolkajen skulle ge för halttillskott i depositionsområdet.

Halten i ytsedimenten varierar kraftigt och ligger idag på mellan 6 och 8300 mg/kg TS. Medelhalten beräknas överskrida 1000 mg/kg TS. Denna halt skulle vid en resuspension på 0,5 kg/m<sup>2</sup>,år ge ett halttillskott på 8 mg/kg TS i depositionsytorna (rad 1 i Tabell 2-4).



De högre värdena på resuspension (1 och 2 kg/m<sup>2</sup>,år) skulle ge en tillskott på 16 respektive 32 mg/kg TS. De halter som uppmätts i sedimenten vid Lidingöbron, 8 mg/kg TS, och södra delen av Lilla Värtan, 6 mg/kg TS (Cato och Apler 2011), indikerar att resuspensionen från Kolkajenområdet inte överskrider 0,5 kg/m<sup>2</sup>,år. Halterna ligger ca 1 – 3 mg/kg över normala bakgrundshalter i övriga delar av Stockholms inre vatten.

I Tabell 2-4 redovisas vilket halttillskott olika resthalter i sedimenten skulle medföra för sedimenten i Lilla Värtan vid olika värden på resuspensionen. Vid en resthalt på 200 mg/kg TS och en resuspension på 0,5 kg/m<sup>2</sup>,år (det värde som bäst överensstämmer med de haltökningar som ses i närområdet) skulle halttillskottet bli 1,6 mg/kg TS. Detta bedöms vara ett acceptabelt tillskott med hänsyn till de bakgrundshalter som förekommer i Stockholms inre vatten. Ett riktvärde på 200 mg/kg TS för sedimenten avseende spridning bedöms därför vara rimligt.

**Tabell 2-4 Beräknad resuspension från Kolkajen och motsvarande deposition i Lilla Värtan.**

Kolkajen Resuspension			Lilla Värtan Deposition			
Halt (mg/kg TS)	Resuspension (kg,m2,år)	Mängd PAH-16 (kg/år)	Yta (m2)	Deposition (kg,m2,år)	Mängd deponerat material (ton/år)	Halt i deponerat material (mg/kg TS)
1000	0,5	45	3 500 000	1,6	5600	8,0
1000	1	90	3 500 000	1,6	5600	16,1
1000	2	180	3 500 000	1,6	5600	32,1
100	0,5	4,5	3 500 000	1,6	5600	0,8
200	0,5	9	3 500 000	1,6	5600	1,6
300	0,5	13,5	3 500 000	1,6	5600	2,4
100	1	9	3 500 000	1,6	5600	1,6
200	1	18	3 500 000	1,6	5600	3,2
300	1	27	3 500 000	1,6	5600	4,8
100	2	18	3 500 000	1,6	5600	3,2
200	2	36	3 500 000	1,6	5600	6,4
300	2	54	3 500 000	1,6	5600	9,6

I Tabell 2-5 redovisas riktvärden för de enskilda ämnesgrupperna (PAH-L, PAH-M och PAH-H) utgående från deras andel av det totala PAH-innehållet i sedimenten och riktvärdet för PAH-16.

### **Sammanfattning**

Förslag till integrerade platsspecifika riktvärden för sediment i Lilla Värtan ges i Tabell 2-5.



**Tabell 2-5 Platsspecifika riktvärden för sediment för styrande förorening PAH, Lilla Värtan, Kolkajen – Ropsten.**

	Riktvärde för enskilda exponeringsvägar eller skyddsobjekt (mg/kg TS)				Platsspecifikt riktvärde sediment (mg/kg TS)
Ämne	Miljöskydd sediment och akvatisk miljö	Hälsoskydd vid exponering*	Hälsoskydd vid exponering för fri fas**	Miljöskydd av omgivningen (akvatisk miljö) vid spridning	Integrerat riktvärde
PAH-L	1,6	33000	500	50	50
PAH-M	3,7	4200	250	100	100
PAH-H	1,3	80	50	50	50
PAH-16	2	330	140	200	200

\*exponering via intag av sediment och hudkontakt. \*\*Värdena i tabellen baseras på den generella riktvärdesmodellen för jord där man även utgår från risker med hantering av jord som farligt avfall. För Kolkajen-Ropsten används en nivå om ca 1 000 mg/kg TS PAH-16 för frifasbedömning baserat på fältobservationer.

## 2.3 Klassning av massor

### 2.3.1 Haltgränser för farligt avfall

Avfall Sverige har tagit fram bedömningsgrunder gällande klassificering av förorenade massor som farligt avfall (Avfall Sverige, 2007) som utgår från EG-direktivet om farligt avfall som i Sverige har implementerats i Avfallsförordningen (SFS, 2011:927). Avfall Sveriges föreslagna haltgränser för klassificering av förorenade massor som farligt avfall är:

Cancerogena PAH	100 mg/kg TS
Övriga PAH	1 000 mg/kg TS
Bly	2 500 mg/kg TS

För förorenad jord från Kolkajen-Ropsten är det endast PAH som överskrider haltgränser för farligt avfall. Övriga föroreningar förekommer i halter långt under haltgränsen för farligt avfall för såväl organiska ämnen som metaller, med undantag för bly i en punkt (halt 7 370 mg/kg TS). Av uppmätta PAH-halter i förorenad jord (samtliga analyser) överskrider knappt 25 % av analyserna haltgränsen för farligt avfall. Andelen farligt avfall i massor med halter över det platsspecifika riktvärdet för Norra Djurgårdsstaden för PAH-L, PAH-m och PAH-H (se avsnitt 2.2.1) uppgår till ca 50 %. Övriga massor kan omhändertas som icke-farligt avfall (IFA), om massornas andra egenskaper uppfyller mottagningskriterier för IFA (se nedan).

Av uppmätta halter i förorenade sediment (halter över bakgrundsnivån dvs. ca 5 mg/kg TS) överskrider ca 50 % av analyserna haltgränsen för farligt avfall. För sediment med halter över det föreslagna platsspecifika riktvärdet för sedimenten (200 mg/kg TS för PAH-16, se avsnitt 2.2.3) skulle ca 80 % av massorna behöva hanteras och omhändertas som farligt avfall vid en eventuell muddring. Flertalet analyser är koncentrerade till kraftigt förorenade områden och för kostnadsuppskattningarna har en känslighetsanalys på 60-80 % farligt avfall gjorts.



### **2.3.2 Klassning avseende omhändertagande på deponi**

Mottagningskriterier för deponering finns framtagna för förorenade massor med avseende på lakbarheten av metaller i enlighet med Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2004:10). Totalt utlakad mängd (L/S 10) av olika föroreningar i lakade jordprov jämförs med de gränsvärden som gäller för mottagning av avfall vid deponianläggningar enligt NFS 2004:10. Resultaten visar att alla fem lakade prov klarar gränsvärdena för mottagning av avfall på en deponi för icke-farligt avfall. Fyra av fem prov klarar även haltgränser för deponi för inert avfall. Endast ett prov har en utlakad mängd av bly och antimon som överstiger nivåerna för inert avfall. Totalhalten av bly i detta prov var relativt hög, 866 mg/kg TS. Sammantaget indikerar lakttesterna att en del av jorden vid uppgrävning kan behöva omhändertas på deponi för icke farligt avfall med avseende på innehållet av metaller.

Mottagningskriterier för massor finns även avseende organiskt innehåll i enlighet med Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2004:10). För totalt organiskt kol, TOC, gäller att halten får uppgå till maximalt 3 % för deponering som inert avfall, 5 % som icke farligt avfall och 6 % som farligt avfall.

I praktiken kommer förekomsten av tjära och halterna av PAH att styra omhändertagandet av massor i Kolkajen-Ropsten, varav en stor andel kommer att behöva omhändertas som farligt avfall på grund av såväl PAH-halter som TOC-halter. För sedimenten kommer TOC-halterna att överskrida mottagningskriterierna för TOC vilket innebär att förbehandling kan krävas, se vidare beskrivning i kapitel 5 och 6.



### 3 Föroreningssituationen

Nedan sammanfattas föroreningssituationen i jord, grundvatten och sediment inom Kolkajen-Ropsten. En detaljerad beskrivning av utförda provtagningar och kemiska analyser, samt laktester och siktanalyser, ges i separat rapport (Kemakta, 2016).

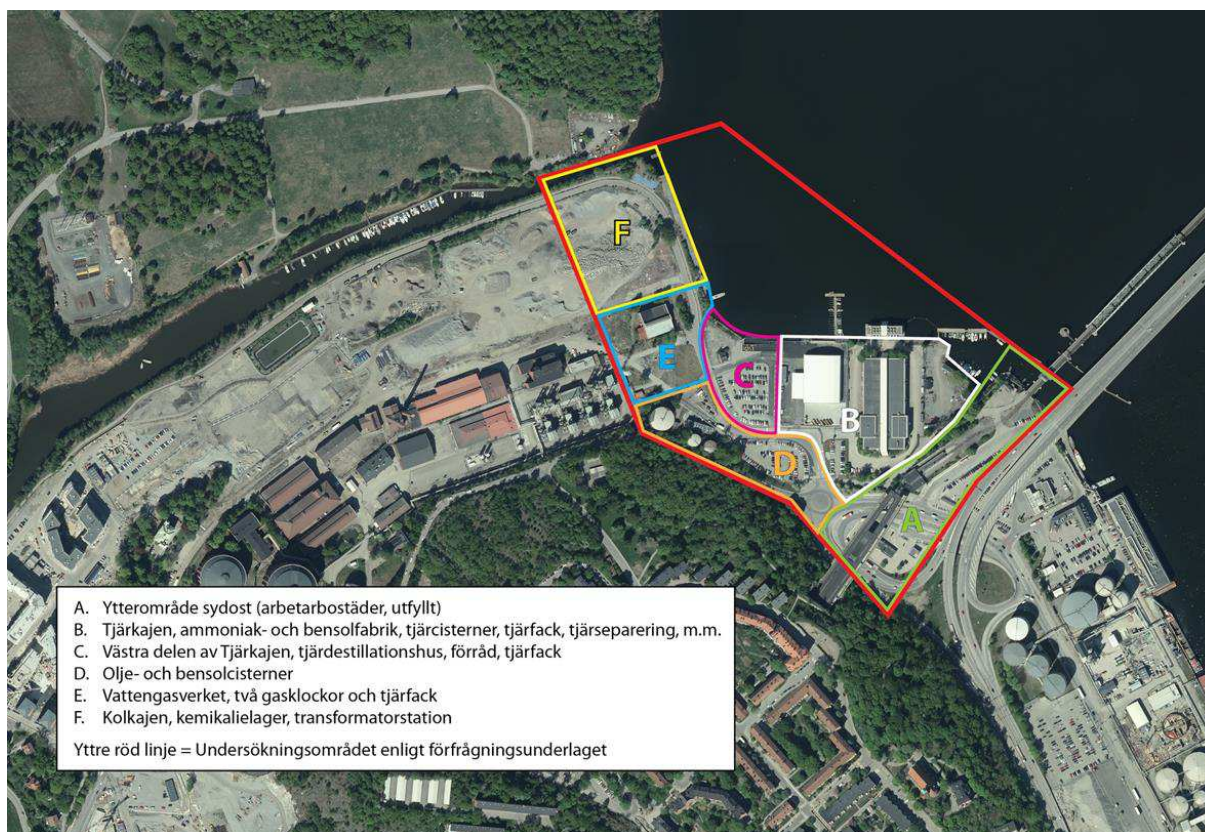
#### 3.1 Förorenad jord

Markföroreningarna inom det aktuella detaljplaneområdet bedöms i huvudsak bestå av polycykliska aromatiska kolväten (PAH), bl.a. tjära, men även av bensen och petroleumkolväten. Ställvis har arsenik och cyanid påträffats i halter över platsspecifika riktvärden i marken. Tungmetaller förekommer i förhållandevis låga halter i jorden, utom bly som förekommer i enstaka punkter med mycket höga halter (båtklubben). Nästan hela området (område B, C, D och E, se Figur 3-1) är förorenat av PAH i halter över platsspecifika riktvärden.

I vissa delområden, främst runt de platser där tjärframställning skett, samt där gamla tjärfack legat, har tjära i fri fas observerats (glänsande jord, egen produktfas, etc) och extremt höga halter uppmätts i såväl jord som grundvatten. Två större områden med fri fas har konstaterats vid den nuvarande parkeringsytan (vid bokstaven D) och den södra delen av Bygglogistikcenters, BLCs, område (söder om vit byggnad inom område B) samt runt det f.d. vattengasverket (byggnad inom område E; hus 22). På grund av tjärans höga densitet kan fri fas sjunka ner genom permeabla lager och ner under grundvattenytan. Detta har skett inom dessa delområden. För det ena området vid gamla tjärfabriken (p-platsen) är tjäran avgränsad till några meters djup i vissa punkter, men underlaget är inte tillräckligt för att säkerställa avgränsningen i djupled inom hela detta delområde. Stora osäkerheter i avgränsningen i ytled finns också. I det andra delområdet vid det f.d. vattengasverket har tjäran trängt ner till berg, som i detta delområde ligger på ca 6-9 meters djup. Osäkerheterna är stora rörande utbredningen i plan och profil i detta område.

I nästan 80 % av de analyserade punkterna överlagras förorenade massor av fyllnadsmaterial som underskrider åtgärdsgräns för Norra Djurgårdsstaden (jfr avsnitt 2.2.1). Dessa massor kan behöva grävas ur för att nå förorenade massor som överskrider riktvärden, men kan därefter återläggas inom området.



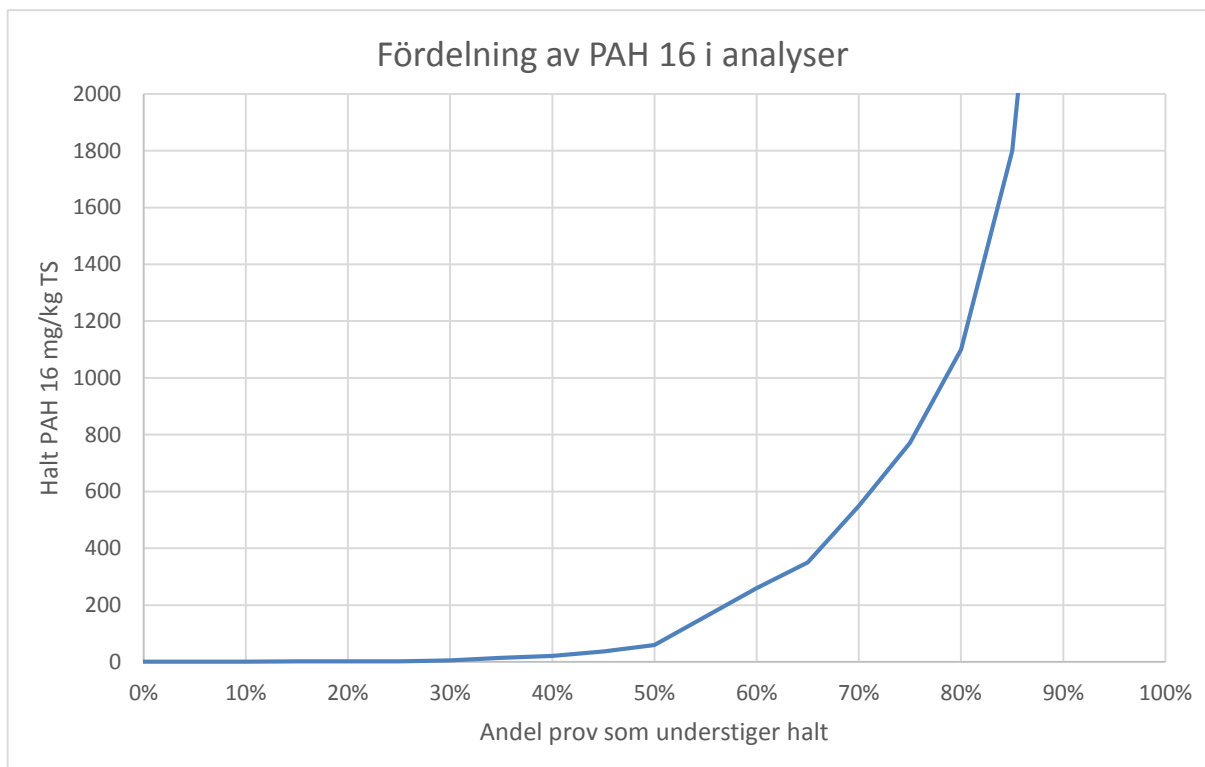


Figur 3-1 Områdesindelning Ropsten-Kolkajen

I den norra delen av undersökningsområdet (område F) där stenkol skeppades in och lagrades är uppmätta halter i jorden lägre än i övriga biproduktsområdet och riktvärden för Norra Djurgårdsstaden överskrids endast i en punkt. I huvuddelen av punkterna överskrids dock riktvärden för MKM för PAH-H eller PAH-M på något djup och i ett par punkter även metaller (kobolt, zink eller bly). Även i delområdet A, runt och under Lidingöbron samt vid SL-center (f.d. arbetarbostäder), har förhållandevis låga halter uppmäts och gjorda analyser i fyllnadsmaterialet underskrider såväl riktvärden för Norra Djurgårdsstaden som generella riktvärden utom i tre punkter där riktvärden för KM för PAH eller bly överskrids.

Medelvärdet av PAH-16 är 940 mg/kg (median 60 mg/kg TS) och maxhalten är 36 000 mg/kg TS. Därutöver finns platser med fri fas tjära som inte analyserats. I se Figur 3-2 redovisas ett percentildiagram över uppmätta halter som exempelvis visar att 75-percentilen uppgår till ca 800 mg/kg TS. Det finns uppskattningsvis 150 ton tjära i jorden i området räknat som PAH-16, baserat på analyserade halter i olika delområden och bedömda föroreningsmängdigheter. Förorenad volym med halter över platsspecifika riktvärden för Norra Djurgårdsstaden (se avsnitt 2.2.1) uppgår i storleksordningen till ca 96 000 m<sup>3</sup>. Förorenade volymer har uppskattats från de åtgrädsytor och osäkra ytor som anges i bilaga 5. I dessa ingår även osäkra volymer där få eller inga analyser finns men som kan visa sig vara förorenade vid kommande miljökontroll.





**Figur 3-2** Fördelning av uppmätta halter av PAH-16 i jord. Haltskalan (y-axeln) är bruten vid 2000 mg/kg TS (maxhalt 58 000 mg/kgTS).

I Figur 3-3 redovisas uppmätta maxhalter av PAH-16 i undersökta punkter på området. I huvuddelen av punkterna har minst 2-3 analyser gjorts. I punkter där tjära i fri fas observerats kan halterna vara ännu högre. Bedömd utbredning av områden med fri fas av PAH/tjära och bensen redovisas i Figur 5-1 längre fram i rapporten. Mycket höga PAH-halter uppmäts i såväl jord som grundvatten (maxhalt 27 000 µg/l PAH-16 i D401) vid den gamla tjärfabriken (nuvarande parkeringsyta och strax norr om denna på BLS:s område) samt i anslutning till tjärfack vid det f.d. vattengasverket. I den nordöstra delen av området (inom båtklubbens område) uppmäts höga halter av bensen i grundvattnet (2710-3970 µg/l) och tjärprodukt noteras i fältprotokoll vid provtagning. PAH-halterna i grundvattnet är dock måttliga trots att halterna i jord överskrider platsspecifika riktvärden.

En beskrivning av var platsspecifika riktvärden för Norra Djurgårdsstaden överskrids ges i Figur 3-4 där punkter med halter över riktvärden visas med rött. Redovisningen inkluderar såväl Kemaktas provpunkter 2015 samt tidigare provtagningar.

Föroreningsens mäktighet (halter över platsspecifika riktvärden) visas i Figur 3-5 för samtliga provtagna punkter. I Figur 3-6 visas föroreningsens totala djup under markytan, dvs. erforderligt schaktdjup vid en åtgärd. I flera punkter har avgränsning på djupet inte varit möjlig. I flera av figurerna, bl.a. Figur 3-4 redovisas punkter där borrhjupet är mindre än 2 meter och där det alltså föreligger en viss osäkerhet rörande föroreningssituationen på större djup. Ytligt borrhjup på mindre än 2 meters djup har ofta berott på svårigheter att komma ner med skruven i det grova och blockiga fyllningsmaterialet. I flera punkter orsakas borrhjup mer troligt av stopp mot berg, se avsnitt 3.5 (Hydrogeologiska förutsättningar) för en översiktlig beskrivning av bergöverytan i området samt detaljerad information för enskilda punkter i fältprotokoll i underlagsrapporten till åtgärdsutredningen (Kemakta, 2016).



Tjära i egen fri fas har observerats i flera punkter i området, se Figur 5-1 och Figur 3-7. Det är dock framför allt i de tre delområden som beskrivs i Figur 5-1 där tjärförorening förekommer i större sammanhängande områden och till stora djup.

Uppmätta TOC-halter i jorden uppgår till 3 % (median 2 %). Halterna varierar mellan 0,2 % och 27 % (kolprov). Av analyserade 73 st prov överskrider 5 % TOC i 10 st analyser och av dessa är det endast 4 st som överskrider 10 % TOC (kol, koks, trä, stelnad tjära/asfalt). Analyserna är relativt väl geografiskt fördelade i undersökningsområdet även om det är ganska få analyser (1-3 st) i område A, F och C. Vid kolkajen i norra delen av område F kan TOC-innehållet vara underskattat (endast en analys) på grund av man i detta område skeppade in och lagrade kolen. I detta område (liksom i område A) är dock uppmätta föroreningshalter förhållandevis låga och överskrider inte mätbara åtgärdsgränser.

## **3.2 Förorenat grundvatten**

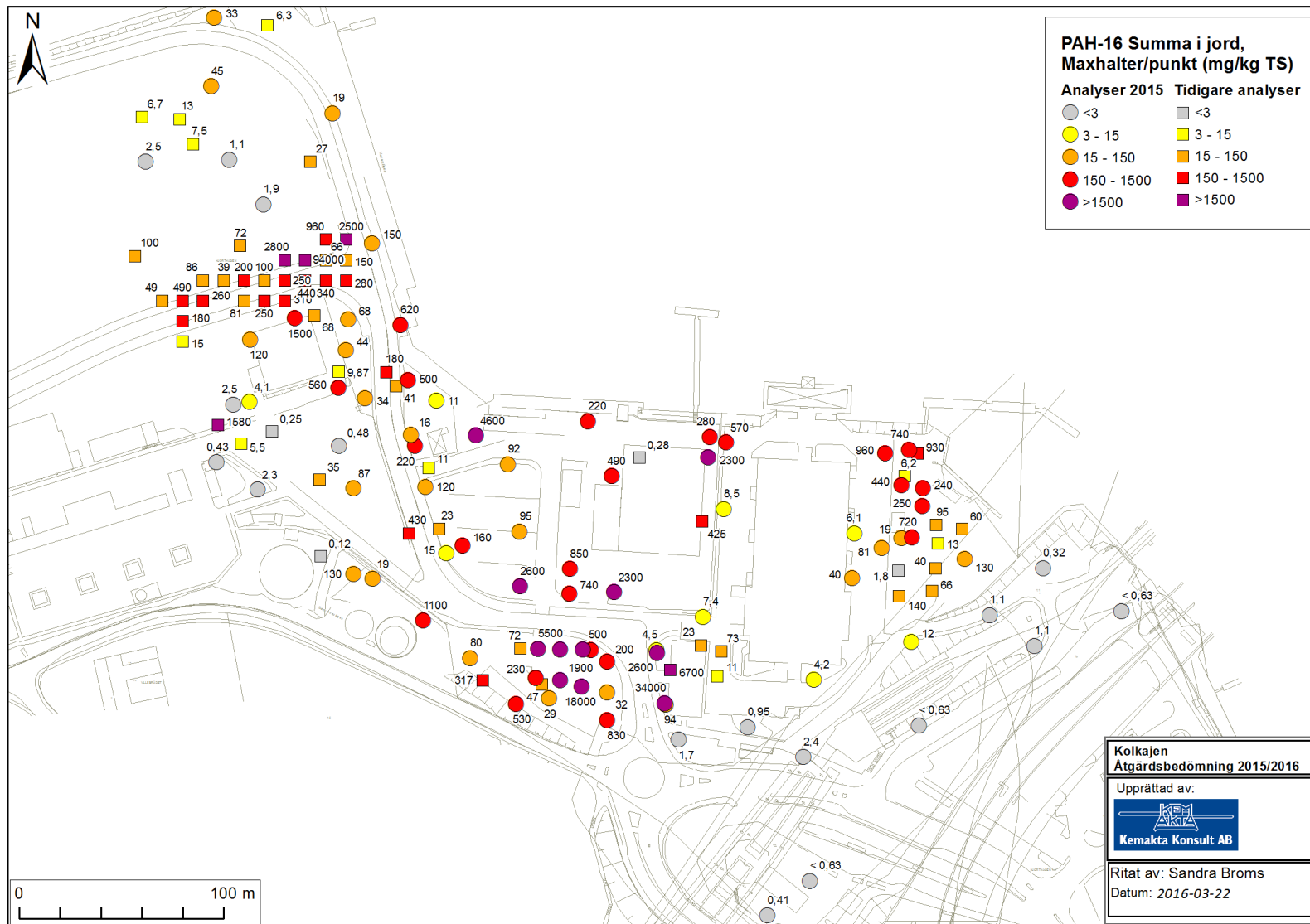
Mycket höga halter av oljeförorening och PAH i grundvatten påträffas i grundvattenrör i områden där tjära konstaterats i fri fas, se Figur 3-8. Även inom andra delar av området är grundvattenhalterna förhöjda, vilket tyder på en allmän förekomst av PAH i grundvattnet. Analyser visar att det djupa grundvattenmagasinet är mer påverkat än det ytliga i vissa delområden, medan det omvända gäller för andra områden.

Höga halter bensen påträffas i grundvattenrör vid båtklubben, se Figur 3-9. Det finns en misstanke att bensen spridits från området inom Fortum där den gamla bensolfabriken var lokaliserad. Det har inte gått att fastställa om det fortfarande finns en föroreningskälla under Fortum eller inom Fortums område som bidrar till bensenhalterna i grundvattnet. Ingen information har erhållits från Fortum rörande eventuellt avlägsnande av föroreningar i samband med grundläggning av byggnaden. Ett nytt rör som installerades mellan båtklubben och Fortum i december kunde inte styrka att bensenföroreningen inom båtklubben härrör från spridning från jord under Fortums byggnad, dock är grundvattenströmningens lokala riktningar inte helt klarlagda i detta delområde.

## **3.3 Föroreningar i porgas**

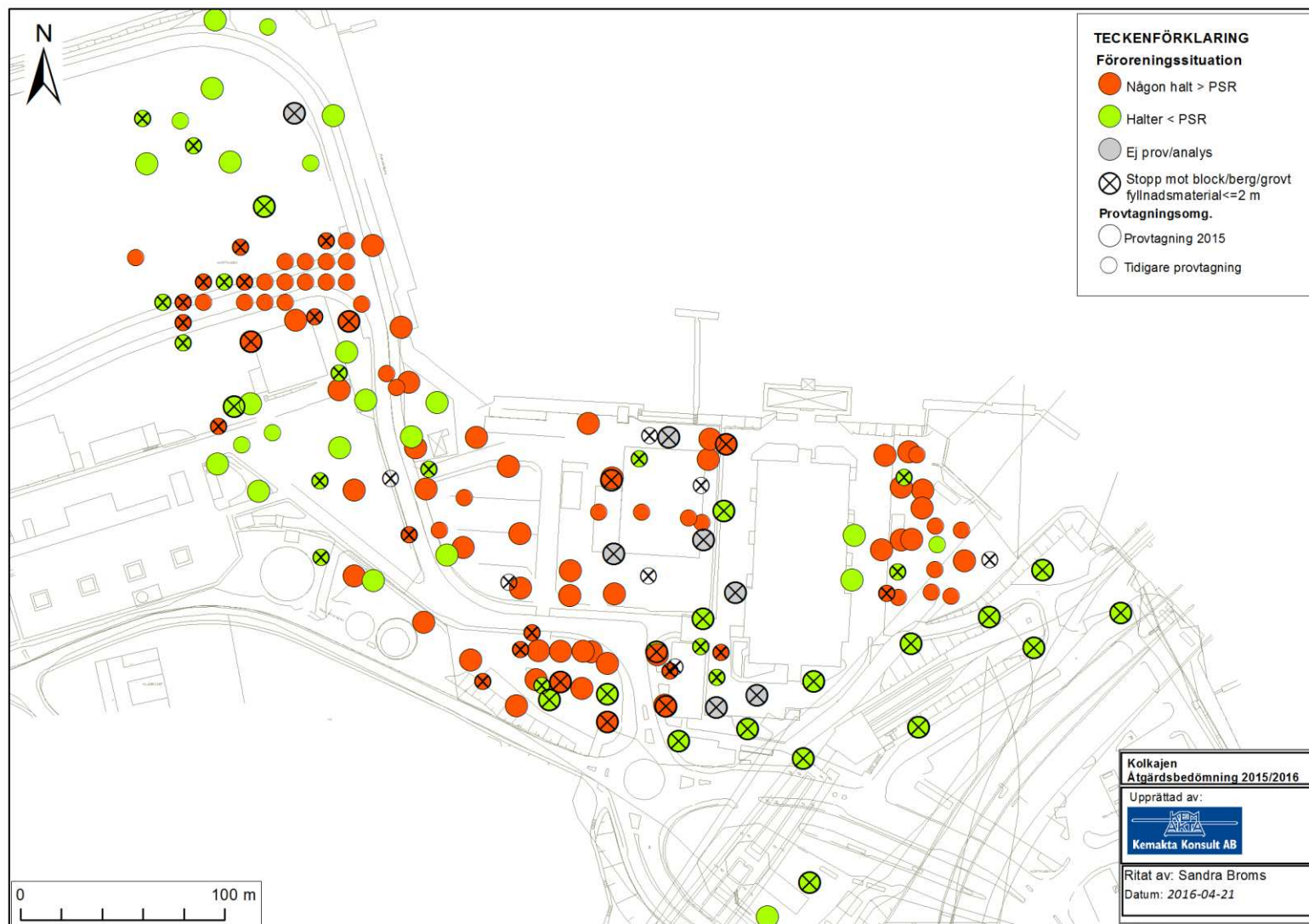
Föroreningar har mätts i porgas och visar att halterna av naftalen och bensen är förhöjda och överskrider lågrisknivåer för skydd av hälsa flera gånger i samtliga punkter. Provtagning skedde vid hot-spots vid parkeringsytan (punkt D401), båtklubben (punkt B223) och nedströms Fortum (punkt B207), se provpunktskarta i bilaga 1. Porgashalter under betongplattan på BLC (punkt B245 och B247) hade lägre haltnivåer.





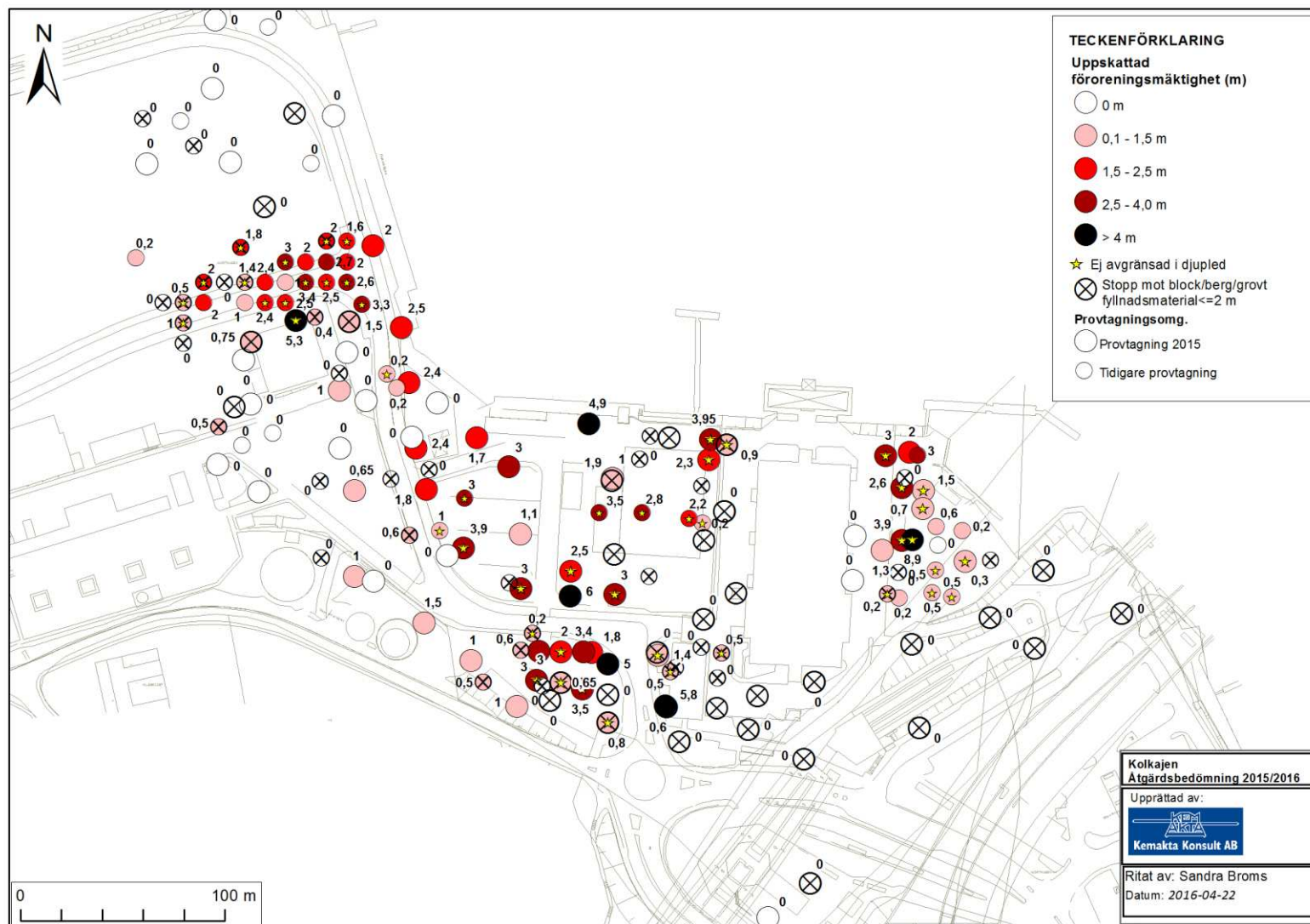
Figur 3-3 Maxhalt PAH-16 i samtliga analyserade provpunkter. I punkter där förekomst av tjära i fri fas observerats kan halterna vara högre.





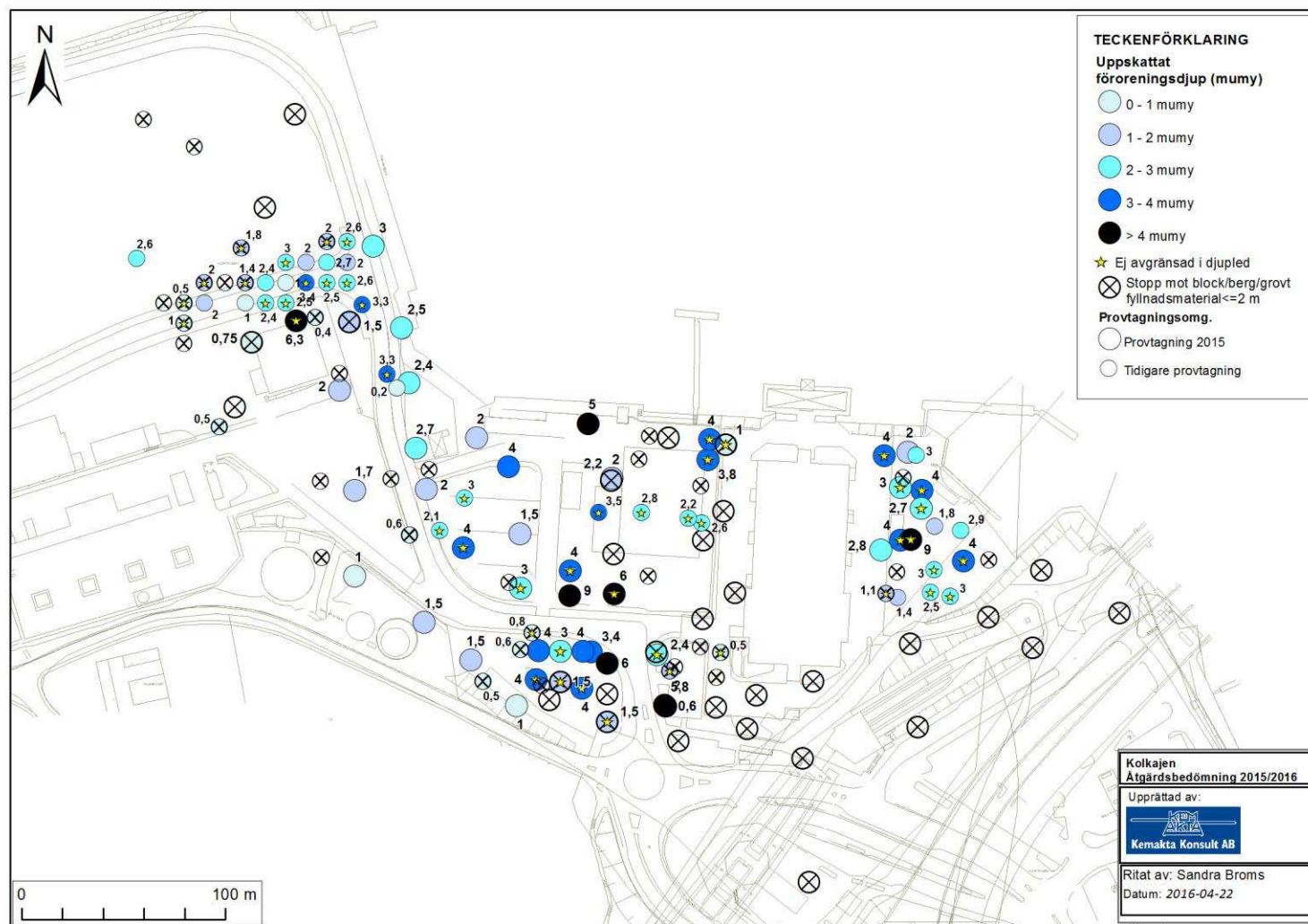
Figur 3-4 Punkter där någon analys överskrider platsspecifika riktvärden (PSR) visas med rött. Inkluderar samtliga gjorda analyser. Grunda provpunkter (stopp vid 2 m) visas med kryss.





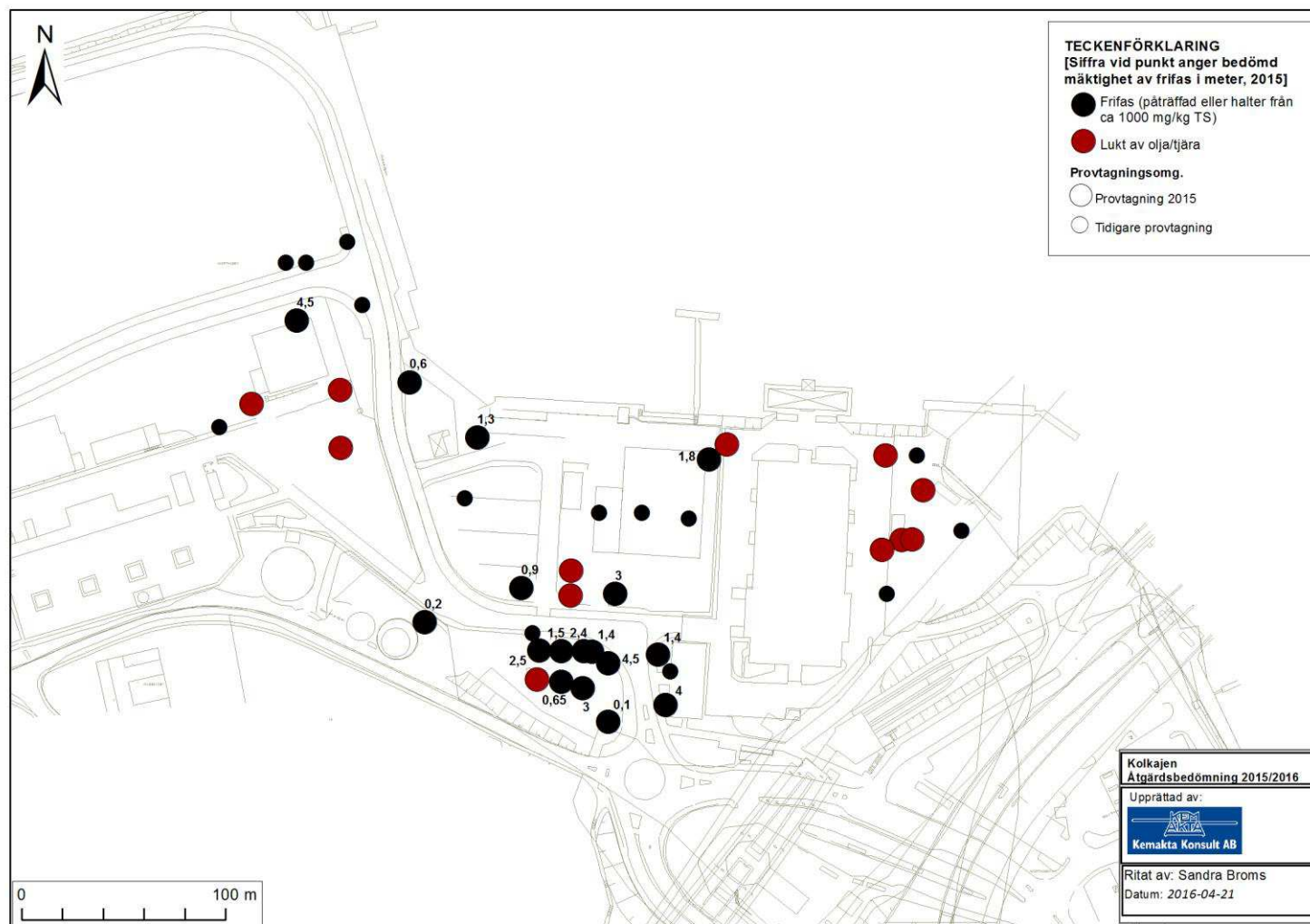
Figur 3-5 Uppskattad föroreningsmäktighet (halter över platsspecifika riktvärden samt fältbedömning) i Kemaktas provpunkter 2015 (stora punkter) samt tidigare provpunkter (små punkter). Ej avgränsad förorening = gul stjärna. Grunda provpunkter (stopp vid 2 m) visas med kryss.





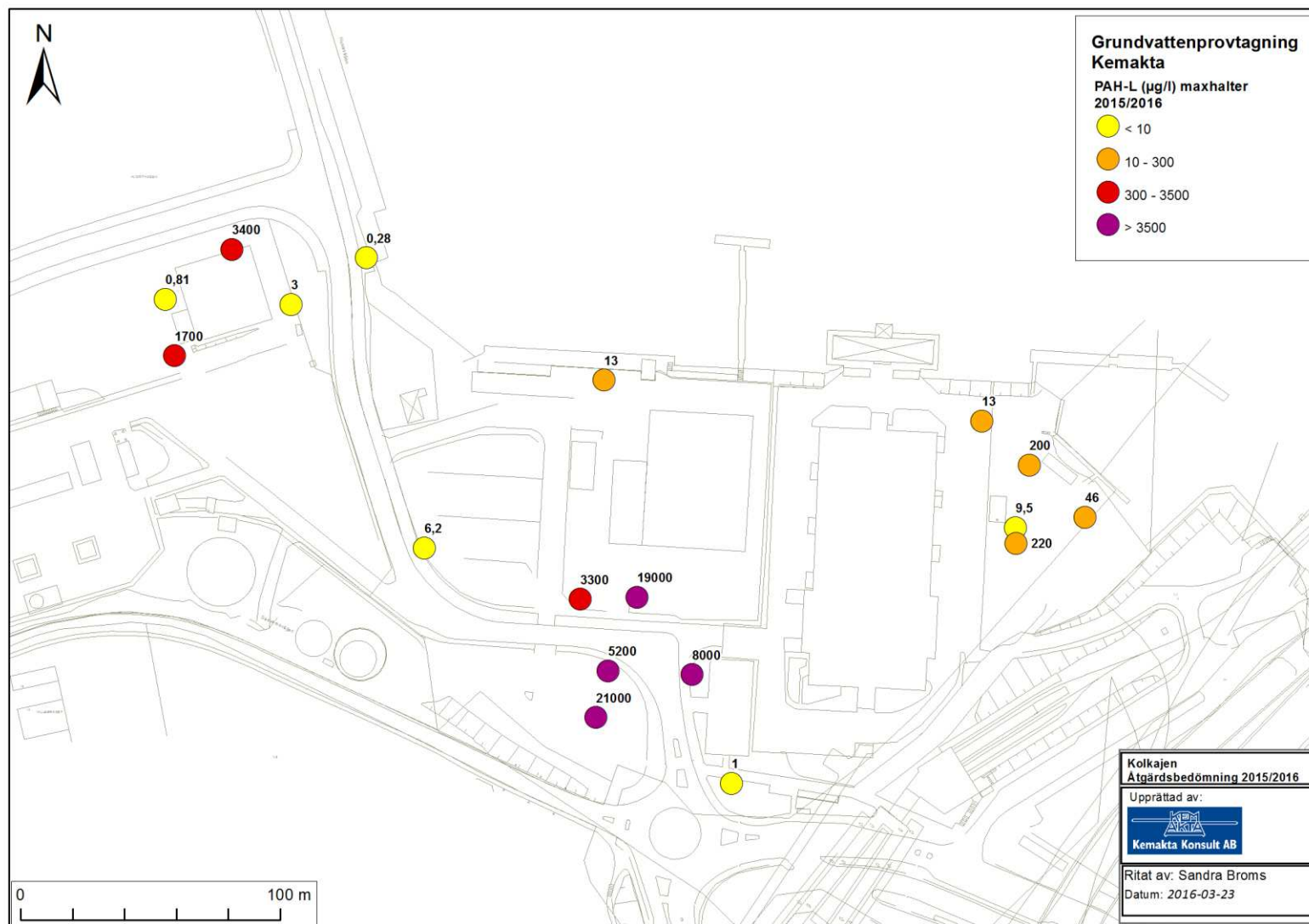
Figur 3-6 Uppskattat föroreningsdjup (halter över platsspecifika riktvärden samt bedömning av fältprotokoll) i meter under markyta. Grunda provpunkter (stopp vid 2 m) visas med kryss.





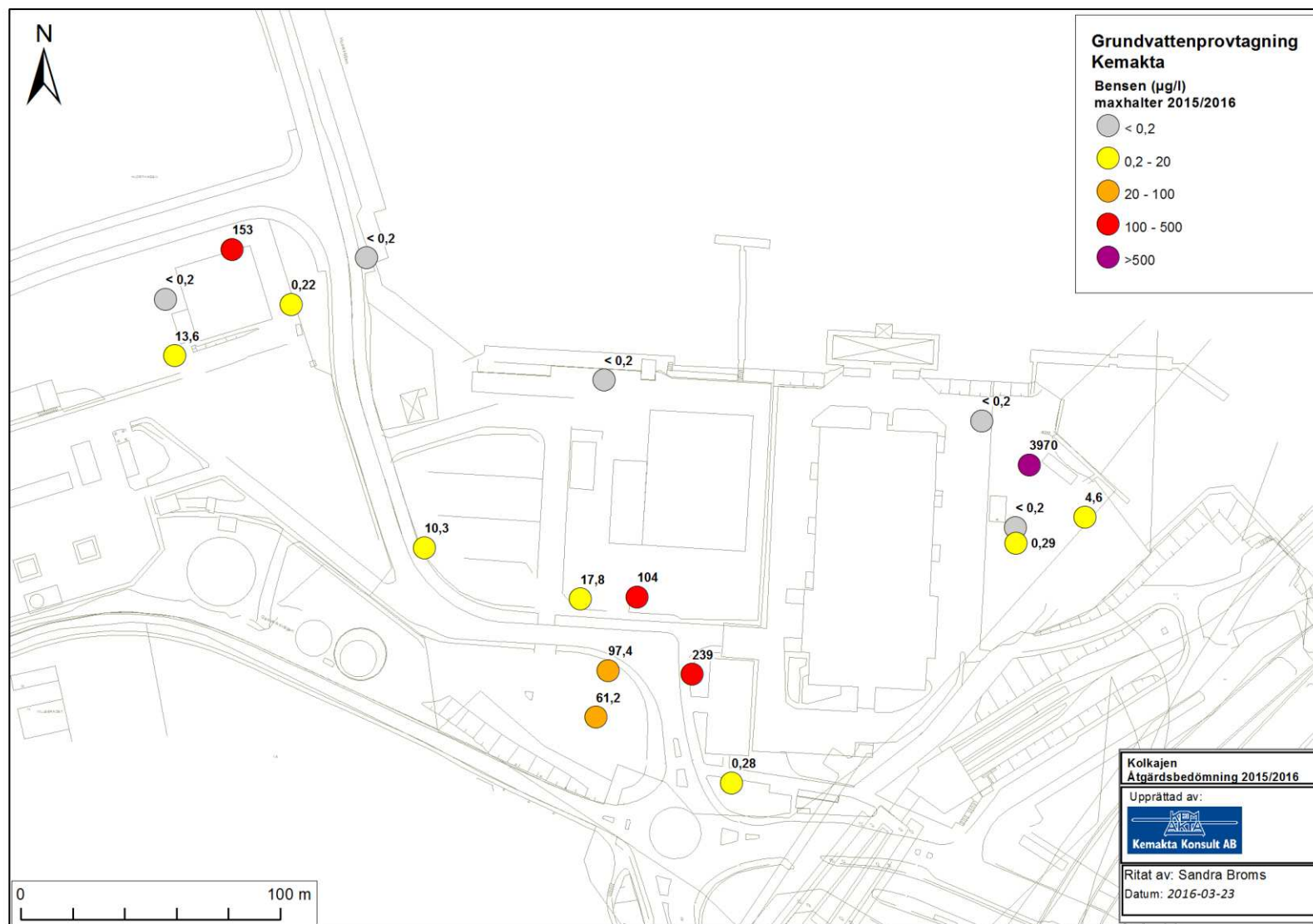
Figur 3-7 Punkter där fri fas tjära analyserats (halter över 1000 mg/kg TS) eller observerats (svarta) och bedömd maktighet, i meter, i dessa (siffror) samt punkter med lukt av olja/tjära (röda).





Figur 3-8 Uppmätta halter av PAH-L i grundvattenrör vid tre olika provtagningar (maj, december 2015 och januari 2016). Vissa rör har provtagits 2 gånger.





Figur 3-9 Uppmätta halter av bensen i grundvattenrör vid tre olika provtagningar (maj, december 2015 och januari 2016). Vissa rör har provtagits 2 gånger.



### 3.4 Förorenade sediment

Föroreningarna i sedimenten i Lilla Värtan direkt utanför det förorenade markområdet domineras av samma föroreningar som på land; främst polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Även oljeförorening (olika alifater och aromater) påträffas i sedimenten liksom ställvis också koppar och kvicksilver i höga halter, men det är PAH som även i sedimenten är styrande för åtgärdsbehovet. I vissa delområden, främst närmast tjärkajen eller på platser där tjärledningarna haft sitt utlopp, har tjära i fri fas observerats och extremt höga halter uppmätts.

Medelvärde av PAH-16 är 1 600 mg/kg och maxhalten är 58 000 mg/kg TS. Det finns uppskattningsvis ca 90 ton tjära räknats som PAH-16 i sedimenten. Förorenad volym med halter över det platsspecifika riktvärdet på 200 mg PAH-16/kg TS har bedömts kunna uppgå till ca 100 000 m<sup>3</sup>.

Uppmätta halter av PAH-16 är sammantaget mycket höga och överskrider kraftigt bakgrundsnivån i Stockholms inre vatten som uppgår till ca 5 mg/kg TS.

Uppmätta maxhalter av summa PAH-16 (mg/kg TS) i varje provpunkt redovisas på karta i Figur 3-10. Uppskattad utbredning och mäktighet (föroreningsdjup) av sediment som överskrider olika haltgränser och riktvärden redovisas i Figur 3-11- Figur 3-15:

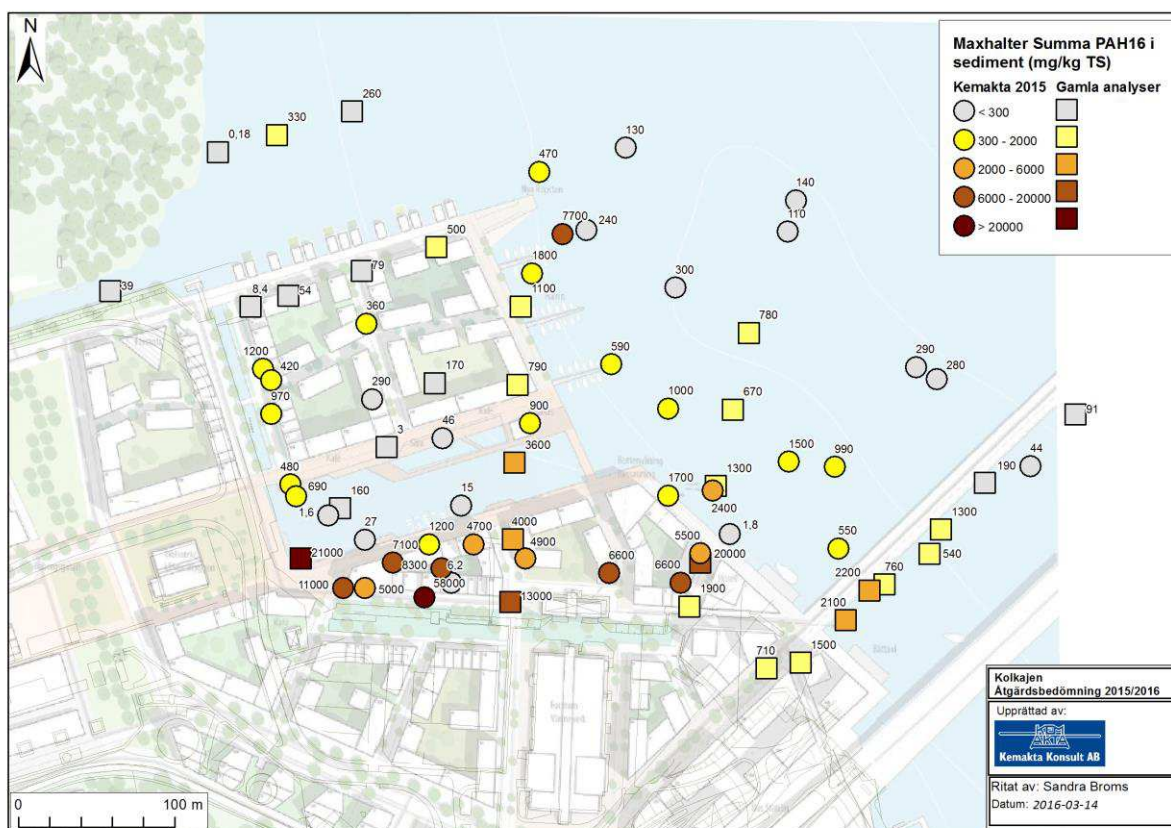
- halter >10 mg/kg TS (PAH-16) dvs. låga halter men 2 gånger högre än bakgrundshalter och ca 4 ggr högre än riktvärden för sedimentmiljö, Figur 3-13.
- halter > 200 mg/kg TS (PAH-16) dvs. riktvärden för skydd av hälsa och miljö vid spridning (men ej med beaktande av lokalt miljöskydd i sedimenten), Figur 3-14.
- halter > ca 1000 mg/kg TS (PAH-16) dvs. mycket höga halter innehållande även tjära i fri fas, Figur 3-15.

De redovisade delytorna (A-H respektive a-h), se Figur 3-14 och Figur 3-15, har tagits fram baserat på en bedömning av föroreningsdjupet som bedömts vara ungefär likvärdigt inom respektive delyta. För dessa ytor och medelmäktigheter har åtgärdsvolymerna sedan beräknats. Föroreningar utanför byggområdet har inte tagits med i ytan som beskriver låga halter av PAH-16; >10 mg/kg TS PAH-16, se Figur 3-13. Även punkter i Husarviken och norr om Husarvikens utlopp har inte inkluderats då de ligger långt utanför byggområdet (utanför området i Figur 3-14).

Ett par delområden (J och K) är dåligt provtagna eller inte provtagna alls. Detta innebär osäkerheter i utbredning och uppskattning av volymer, uppskattningsvis drygt 10 000 m<sup>3</sup>. Det finns vidare två delområden inom byggområdet där uppmätta halter underskrider riktvärden (I och L) och åtgärd därmed inte är nödvändig. En separat uppskattning av volymer och kostnader för ett eventuellt omhändertagande även av dessa delområden har gjorts då de kan påverkas av de åtgärder som görs i direkt närliggande delområden.

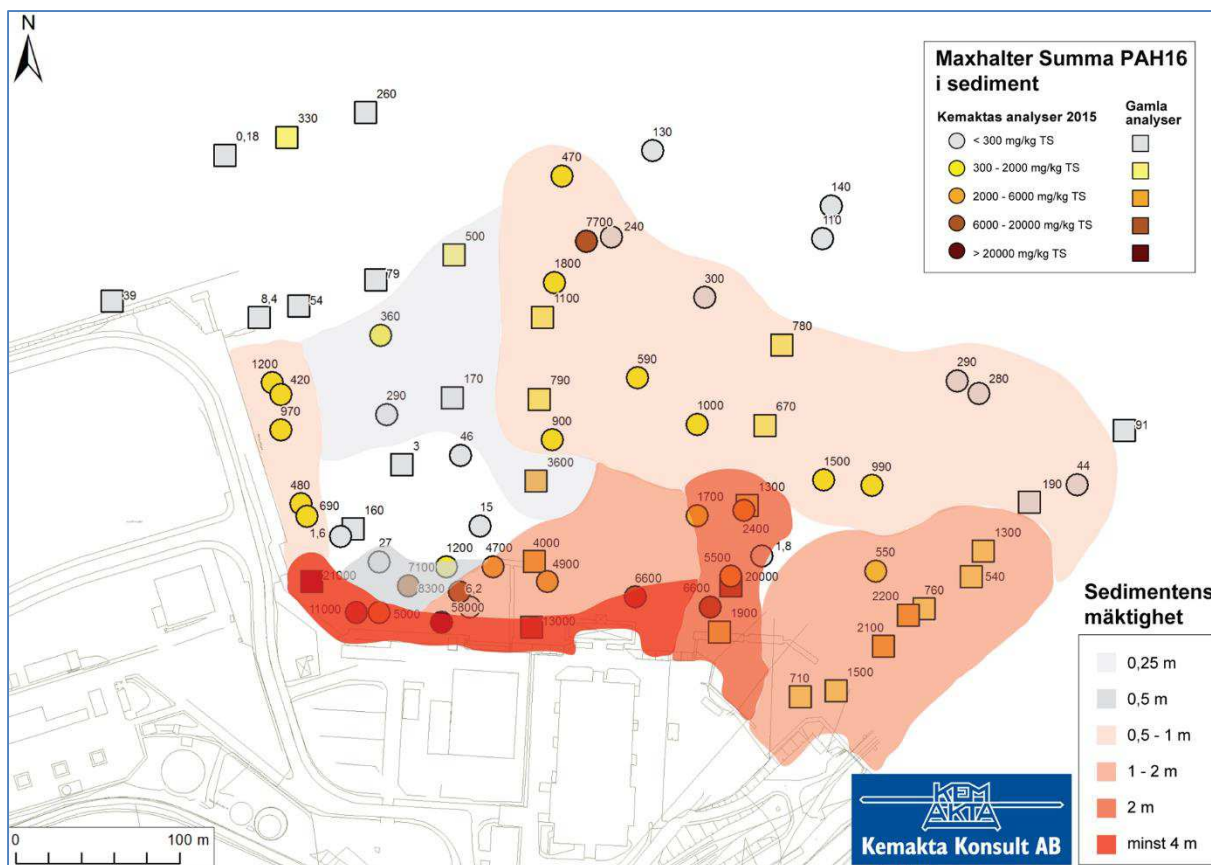
Mäktigheten/föroreningsdjupet är en subjektiv bedömning/uppskattning eftersom inte varje enskilt skikt i sedimentprofilen analyserats. Ej analyserade skikt har klassats utifrån de närmast angränsade analyserade skikten och anteckningar i fältprotokoll samt om möjligt annan angränsande provpunkt. I vissa provpunkter, framför allt nära kajkant har det djupaste provtagna skiktet varit förorenat. För dessa provpunkter har ett föroreningsdjup uppskattats utifrån föroreningshalter i den nedre sedimentprofilen samt om möjligt nära angränsande punkter.





**Figur 3-10** Maxhalt av summa PAH-16 (mg/kg TS) per provpunkt. Kemaktas provpunkter 2015 visas som cirkclar medan tidigare provpunkter visas som kvadrater.





Figur 3-11 Uppskattad utbredning och mäktighet (föroreningsdjup) av sediment som överskrider 200 mg/kg TS (PAH-16), dvs. föreslaget platsspecifikt riktvärde för sediment.

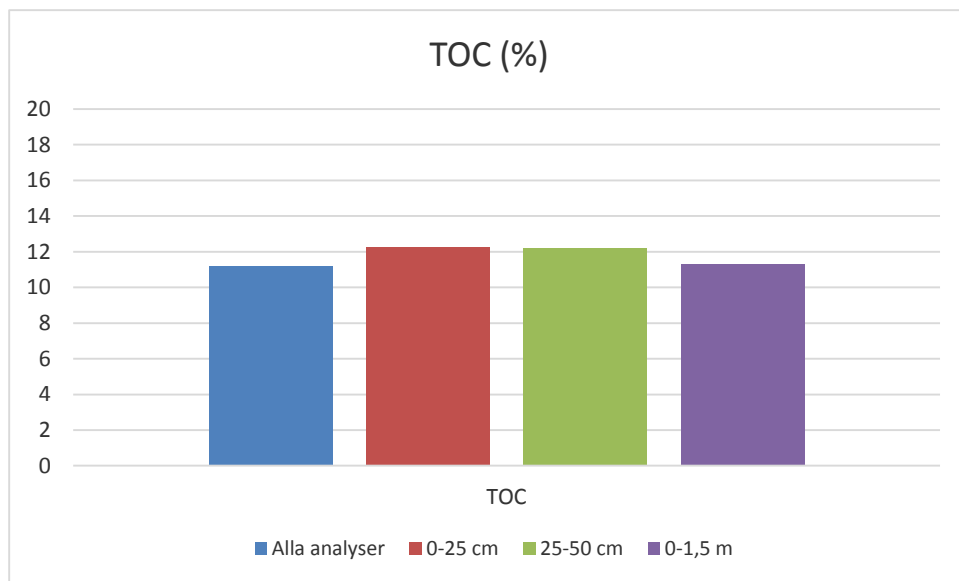
Sedimenten är lösa i ytan men får en fast karaktär relativt snabbt. Medelvärdet av TS-halten i skiktet 0-25 cm är 29 % (12-60 %) och i skiktet 50-75 cm 38 % (24-60%). Medelvärdet av samtliga torrsbstanshalter samt min- och maxvärden ges i Tabell 3-1 tillsammans med data för glödförlust och TOC (totalt organiskt kol). TOC-halte ligger i medeltal på 11 % (2-49 %) och median är 9 %.

Tabell 3-1 Beräknade medelvärden samt uppmätta max- och minvärden för torrsbstanshalt samt halt av organiskt material mätt som glödförlust och TOC (totalt organiskt kol) i sediment.

	TS <sub>105°C</sub> (%)	Glödförlust (%)	TOC (%)
Medel	35,7	16,9	11,2
Max	60,0	53,2	48,6
Min	11,9	5,8	2,2
Antal	117	73	101
Median	34,8	14,7	8,7

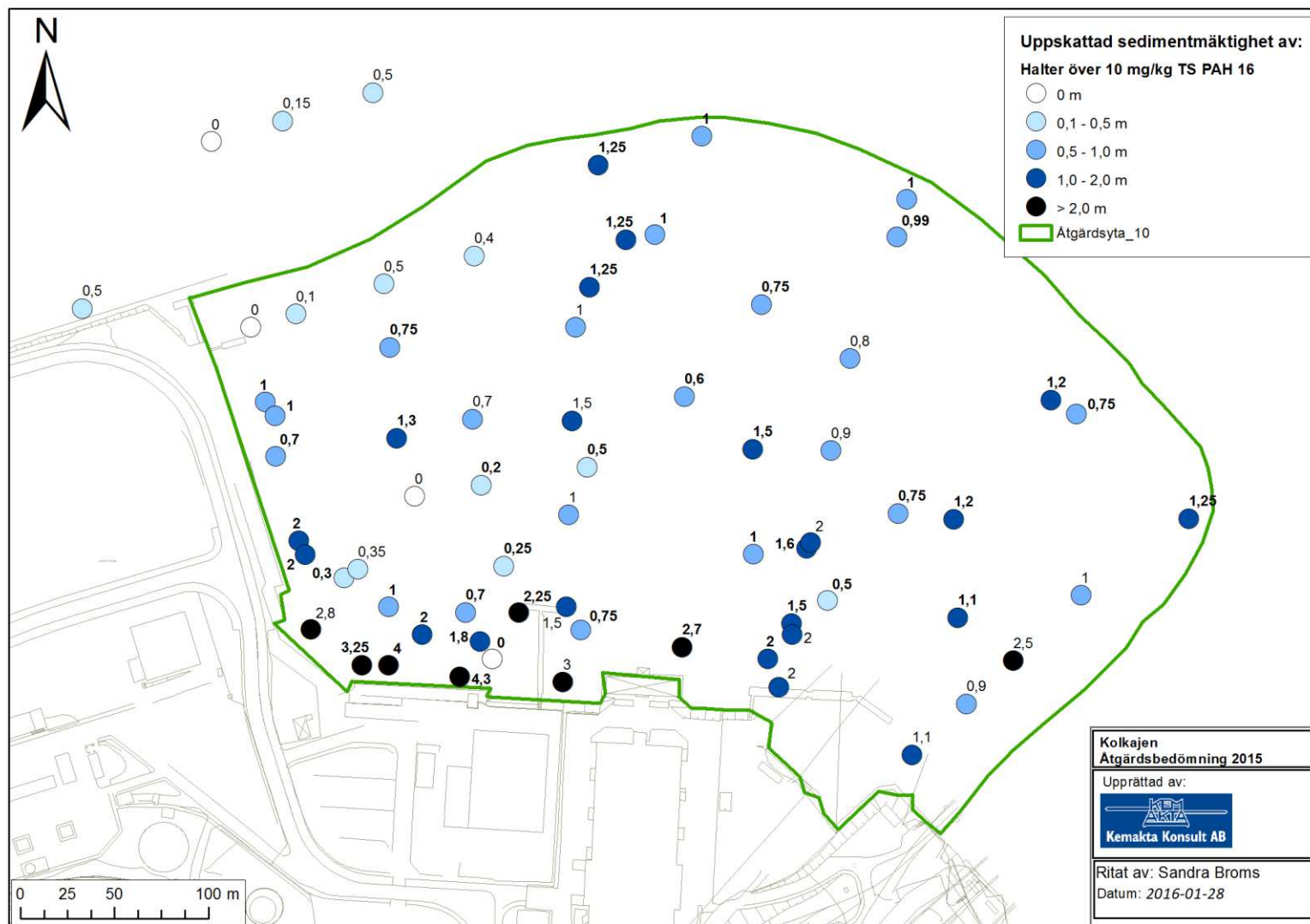
Beräknade medelvärden för TOC (totalt organiskt kol) ges i Figur 3-12.





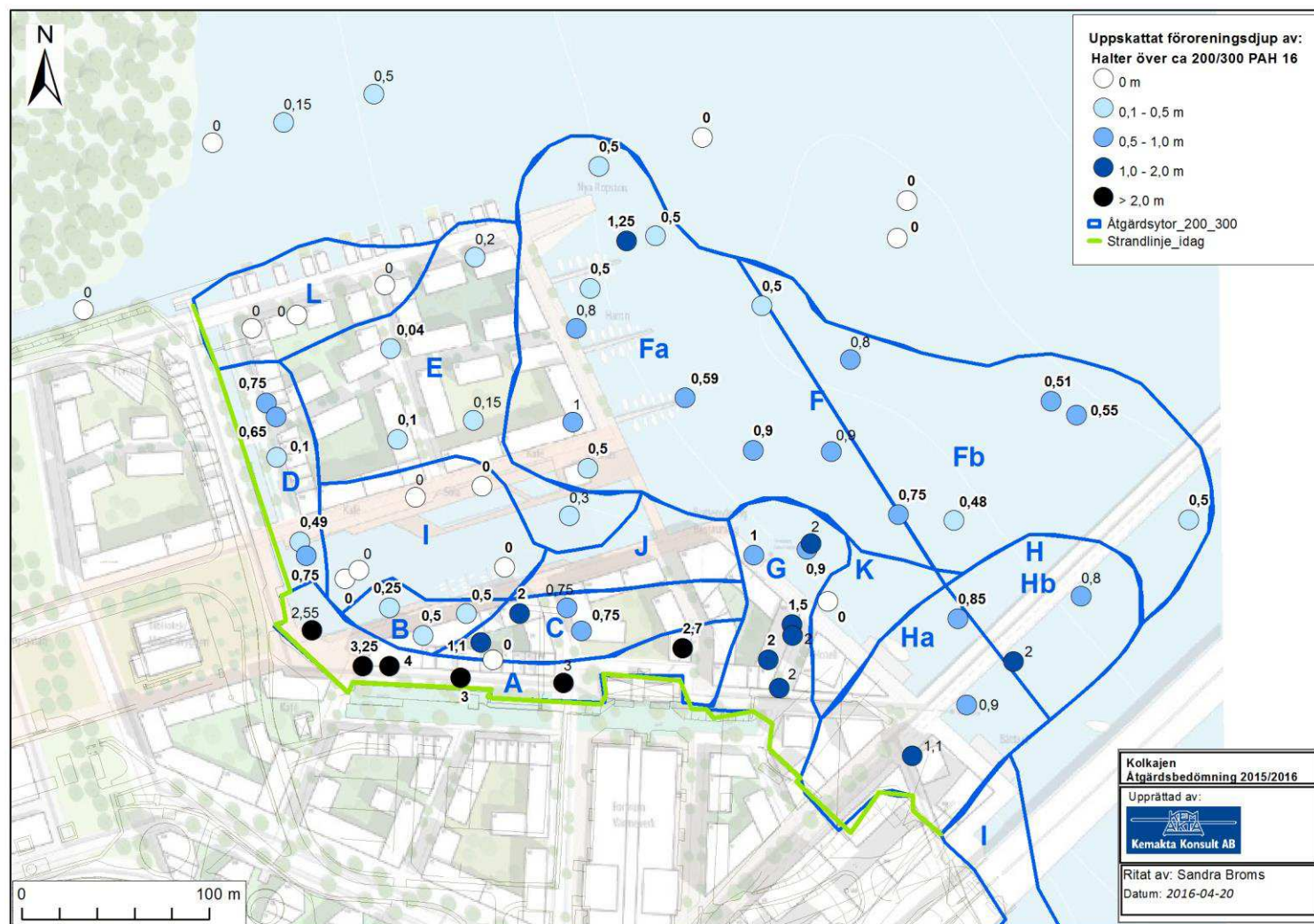
Figur 3-12 Medelvärde av TOC-analyser på olika djupnivåer samt medel av alla analyser.





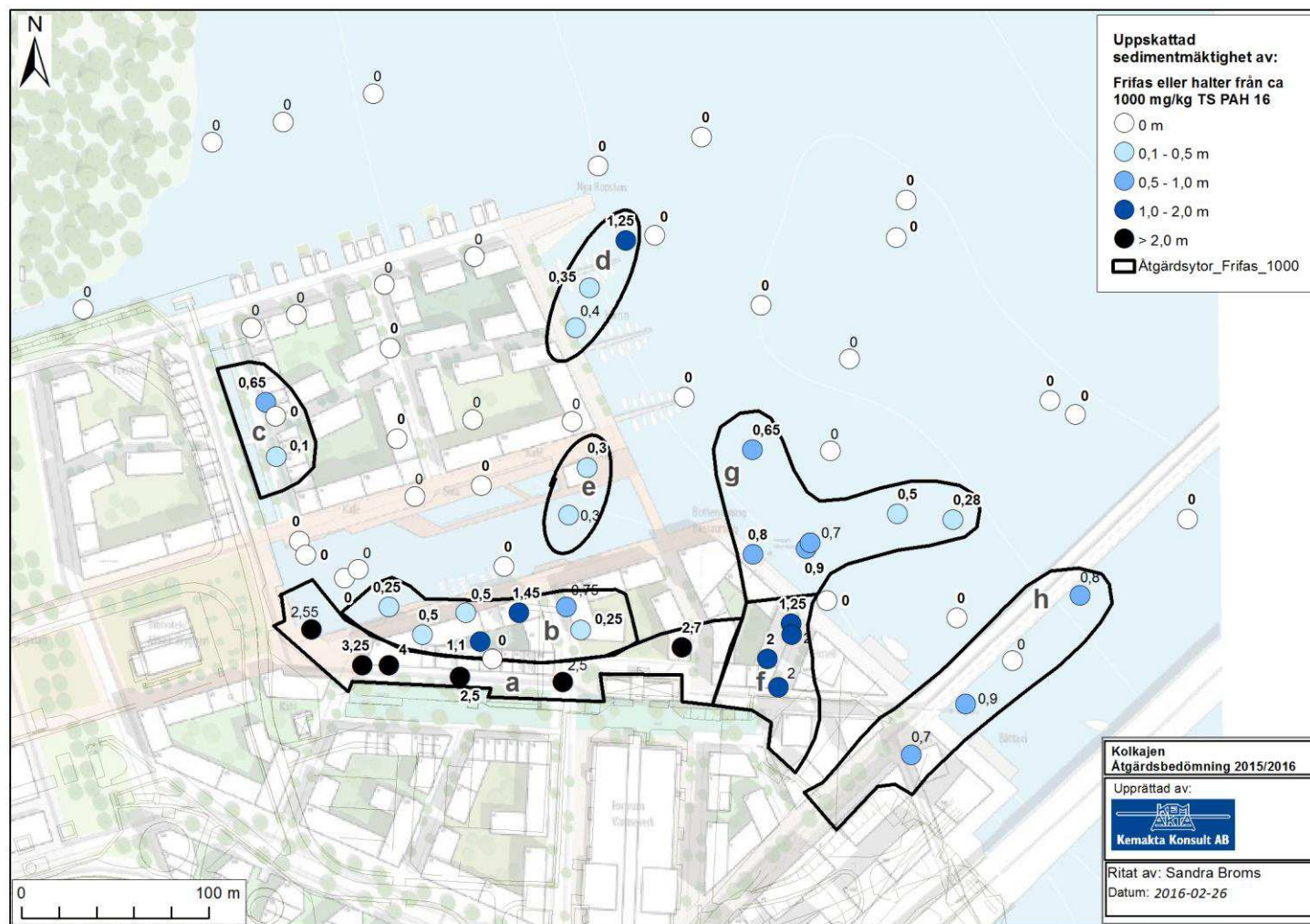
Figur 3-13 Uppskattad utbredning och mäktighet (föroreningsdjup) av sediment som överskrider 10 mg/kg TS (PAH-16) inom byggområdet.





**Figur 3-14** Uppskattad utbredning och mäktighet (föroreningsdjup) av sediment som överskrider 200 mg/kg TS (PAH-16), dvs. föreslaget platsspecifikt riktvärde för sediment. Uppdelning i områden med likartade föroreningsmäktigheter. I punkter med siffror "0" underskrids riktvärdet. Punkter norr om Husarvikens utlopp har ej inkluderats då de ligger långt utanför byggområdet. Planerade bostäder syns på underlagande skiss.





Figur 3-15 Uppskattad utbredning och maktighet (föroreningsdjup) av sediment som överskrider ca 1000 mg/kg TS (PAH-16) eller där fri fas tjära observerats. Inom respektive delyta bedöms föroreningsdjupet vara ungefär likvärdigt.



### 3.5 Hydrogeologiska förutsättningar

#### Allmänt

Geologin i området varierar med mäktiga lager fyllningsmaterial på lera inom stora delar av området och berg i dagen inom andra delar. Under leran förekommer friktionsjord på berg. Fyllnadslagret är på många platser grov och innehåller block, sten, rivningsrester samt kol och koks.

I området finns generellt två grundvattenmagasin; ett i fyllningsmaterialet och ett i friktionsjorden under leran. Den huvudsakliga grundvattenströmningen i området sker i fyllningslaget i riktning mot Lilla Värtan och i liten utsträckning mot Husarviken. Tidigare undersökningar har visat att nivåförändringar Saltsjön får en direkt påverkan på grundvattennivåerna långt in på landområdet vilket tyder på att grundvattnet i fyllnadsmaterialet står i direktkontakt med Saltsjön. Strömningshastigheten i det undre magasinet dvs. i friktionsjorden är lägre och har längre strömningsbanor (bilaga Golder i Stadens anmälan).

I den södra delen av undersökningsområdet där den f.d. tjärfabriken låg (vid en parkeringsyta) ligger grundvattennivån på ca 1,1-2 meter under markytan och vid vattengasverket (hus 22) på ca 2,5-3 meter under markytan. Inom övriga delar av området ligger grundvattenytan 2,5-3 meter under markytan.

Genomförda undersökningar visar att området utgörs av fyllningsmaterial med stor variation i mäktighet från enstaka meter i område A till runt 9 meter inom vissa delar av område B. Fyllningsmaterialet utgörs i större delen av det undersökta området av sandigt grus eller grusig sand som i vissa punkter även har inslag av kol, koks, sten eller tegel. Inom vissa områden är fyllningsmaterialet grovt och innehåller större bitar av sten/block vilket gjorde fyllningsmaterialet svårpenetrerat vid provtagning. Fyllningsmaterialet underlagras inom större delen av området av lera men inom nordvästra delen av område C övergår fyllningsmaterialet i grusigt sandigt material. Inom område E och F återfanns förutom lera även grusig eller sandigt material under fyllningsmaterialet. Mäktighet/djup av lerlagret varierar också kraftigt inom undersökningsområdet och har i många punkter inte avgränsats. Det mäktigaste laget av lera återfanns inom parkeringsytan inom område D där leran påträffades ner till 6-9 meter under markytan i de djupaste provpunkterna medan lerlagret inte avgränsats i de grundare provpunkterna. Berg ligger här på drygt 18 meters djup. Även i sydvästra delen av BLC-området återfanns lera ner till 9 meter under markytan i den djupaste provpunkten.

Strömningsriktningen inom området är riktad mot Värtan med lokala avvikelser och förutsättningarna för spridning bedöms vara förhållandevis goda i fyllnadsmaterialet.

Borrdjupet i respektive punkt där miljöprovtagning skett framgår av bilaga 4. Djup till berg har undersökts under hösten 2015 (Bjerking). Inom parkeringsytan ligger berg på ett djup av 6-10 meter i den norra delen men faller kraftigt i mitten av parkeringsytan till drygt 18 meter under markytan (data från Bjerking). Här finns lerlager med 11 meters mäktighet. I södra delen av området runt parkeringsytan ligger berget betydligt grundare på ca en halv meter eller i nivå med markytan. Stora delar av område A (väster om det huvudsakliga biproduktområdet) utgörs av berg i dagen, ytnära berg eller friktionsjord på berg täckt av fyllningsmaterial. Detsamma gäller delar av område F (vid den f.d. kolkajen) och de södra



delarna av område D (vid nuvarande parkeringsytan och f.d. olje- och bensolcisterner). I området runt båtklubben finns ett mäktigt lerlager under fyllningen och berg ligger på 10-16 meter under markytan. Inom BLC:s område sluttar berget norrut mot vattnet (i norra delen av BLC:s område ligger berg på 10-15 meter under markytan medan berget ligger ytligare på södra sidan). Vid vattengasverket sluttar berget åt sydväst, från ca 3-3,5 meter under markytan på norra och östra sidan till drygt 10-12 meter under markytan på västra och södra sidan. Inom område C varierar djupet till berg mellan ca 13-15 meter i större delen av området med ett djupare parti i den nordvästra delen (22 meter) av området. Generellt är djupet till berg större i de norra delarna som vetter mot Lilla Värtan och någon meter grundare i de södra delarna mot vägen.

### **Detaljerad beskrivning inom delområden**

Inom område A (väster om det huvudsakliga biproduktområdet) utgörs fyllningsmaterialet av grovt material vilket försvårat provtagning. Bergytan ligger ytligt inom stora delar av området. Borrstopp skedde runt 0,6-1,5 meter under markytan i de flesta punkter med undantag för den södra delen av området där fyllning återfanns ner till 1,5 meter under markytan för att sedan övergå till lera respektive lerig silt ner till 4 meter under markytan där borring avslutades.

Inom stora delar av område B (den centrala delen av undersökningsområdet) har provtagning skett ner till 3-4 meter under markytan och materialet består av fyllning. Även i vissa delar av detta område, söder om Fortum samt i vissa punkter runt BLC, se bilaga 4 var fyllningsmaterialet grovt vilket gjorde att det var svårt att komma ner längre än 0,5-1,0 meter. Djupare provtagning i ett fåtal punkter visade att fyllnadslagret i vissa fall sträcker sig ner till 5-9 meter under markytan eller mer. Fyllningsmaterialets mäktighet varierar mycket även lokalt bl.a. inom BLCs område. Fyllningsmaterialet består till största delen av sandigt grus eller grusig sand med inslag av tegel, koks och virke. Inom vissa delar har det sandiga fyllningsmaterialet inslag av lera. I tre provpunkter skedde djupare provtagning ner i leran under fyllningsmaterialet; dels vid båtklubben där lerlagret sträckte sig ner till ca 8 meter under markytan och berg påträffades vid ca 9 meter under markytan och dels i sydvästra delen av BLC-område där lerlagret stäckte sig ner till ca 9 meter under markytan och berg påträffades vid ca 10 meter under markytan.

Inom område C (västra delen av den f.d. tjärkajen) varierar mäktigheten av fyllningen men uppgår till minst 2 meter. Fyllningsmaterialet består av främst sandigt grus. I ett antal punkter sträcker sig fyllningsmaterialet ner till 4 meter under markytan vilket var den djupaste provtagningen inom området. Det är troligt att fyllningsmaterialets mäktighet är större än 4 meter. I vissa punkter har det sandiga grusiga fyllningsmaterialet inslag av kol, koks eller tegel. Under fyllning återfanns lera eller i nordvästra delen av området grusigt sandigt material.

Inom område D (vid nuvarande parkeringsytan och f.d. olje- och bensolcisterner) återfanns ett tunnare lager fyllning, ner till 0,8-2 meter under markytan i de västra/nordvästra delarna av området samt i södra delen. Vid parkeringsytan är fyllnadslagret mäktigare ner till 2-3,5 meter under markytan och ner 4 meter under markytan i någon punkt men fyllningen kan vara djupare. Fyllningsmaterialet består av grusig sand eller sandigt grus, i vissa punkter med inslag av koks, tegel eller trä. Under fyllningsmaterialet återfinns lera och djupare provtagning visar att lerlagret återfinns i några punkter ner till 6-9 meter under markytan där block/berg påträffades.



I område E (runt det f.d. vattengasverket; hus 22) påträffades fyllning i många fall ner till 3-4,5 meter under markytan där borrhning avslutades. Fyllningsmaterialet består mestadels av sandigt grus eller grusig sand, med inslag av tegel, kol eller sten, samt i någon punkt sandig silt eller sand. I djupare punkter övergår fyllningen till skiftande naturligt material bestående av sand, grusig sand/ sandigt grus, grus, sten, block, eller lera.

Fyllningsmaterialet inom område F (vid den f.d. kolkajen) varierar ner till mellan 0,7 och 4 meter under markytan där borrhning avslutades. Fyllningsmaterialet består av sandigt grus eller grusig sand med inslag av sten och tegel. Under fyllningen återfanns grusig eller siltig sand, alternativt lera.

Förorenad jord förekommer både över och under grundvattenytan (utöver områden med fri fas). I de flesta provpunkter har föroreningen påträffats i fyllningsmaterialet. Vid parkeringsytan inom område D samt i område norr om parkeringsytan inne på södra delen av BLC:s område har förorening även påträffats i leran under fyllningsmaterialet i flera punkter. Förorening under fyllningsmaterialet har också påträffats vid vattengasverket samt inom båtklubben. Förorening kan dock finnas i lera även inom andra delar av området där provtagning inte skett djupare än 3-4 meter.



## 4 Hälso- och miljörisker samt åtgärdsbehov

I detta kapitel görs en bedömning av hälso- och miljöriskerna pga konstaterad föroreningsituation samt en bedömning av åtgärdsbehovet för att reducera riskerna. En detaljerad beskrivning av föroreningsituationen och utförda kemiska analyser och tester ges i en separat undersökningsrapport (Kemakta, 2016).

### 4.1 Risker med förorenad jord

Platsspecifika riktvärden för jorden överskrids inom stora delar av området. Styrande föroreningsrisker och åtgärdsbehov är PAH, med undantag för ett par punkter där höga cyanid- respektive blyhalter uppmäts. I punkter med höga PAH-halter förekommer i flera fall även höga halter av annan oljeförorenings (alifater och aromater). Där platsspecifika riktvärden överskrids kan man inte utesluta att risker uppkommer för boende på längre sikt till följd av kontakt med jord, inandning av ångor, m.m. varmed ett åtgärdsbehov bedöms föreligga för dessa förorenade massor. jämförelsen har skett med mätbara åtgärdsgränser för Kvartermark, Norra Djurgårdsstaden för jord både över och under grundvattenytan (se avsnitt 2.2). Grundvattenytan ligger ca 2,5-3 meter under markytan i området som helhet och på ett djup om ca 1,1-2 meter under markytan inom den tjärförorenade parkeringsytan (gamla tjärfabriken). Detta innebär att föroreningar förekommer under grundvattenytan inom området.

För delområden med tjärolja i fri fas som trängt ner till stora djup (till berg eller en bit ner i leran) föreligger också ett stort åtgärdsbehov trots att risken för kontakt med dessa massor är begränsad (höga PAH-halter och tjära i fri fas överlagras generellt sett av ca 1 meter jord med låga halter under platsspecifika riktvärden för området). Tjära i fri fas har observerats inom det tidigare området för tjärfabriken och tjärfack 3 (parkeringsytan samt norr och öster om denna) samt vid det f.d. vattengasverket (hus 22) med tjärfack. I dessa fall är det risken för förångning och exponering för gaser i inomhusmiljö som styr åtgärdsbehovet. Även vid båtklubben där höga bensenhalter uppmäts i grundvattnet visar fältobservationer och PAH-analyser att marken är tjärpåverkad med ökande föroreningsgrad djupare ned i marken.

Akuttoxiska halter av arsenik (>100 mg/kg TS) har påträffats i två olika punkter, den ena nordost om BLC:s byggnad vid kajen (B230) och den andra ca 100 m väster om BLC (C311). Ytjorden bör kontrolleras så att halter över denna nivå inte kvarlämnas vid en åtgärd.

### 4.2 Risker med förorenat grundvatten

I flertalet grundvattenrör överskrids riktvärden för grundvatten. Uppmätta bensenhalter vid båtklubben och lättare alifatfraktioner (framför allt naftalen) vid exempelvis parkeringsytan kan medföra förhöjda halter även i inomhusluft som kan innebära en risk för hälsan. Detta kan befaras även för området runt f.d. vattengasverket (hus 22). Lågrisknivåer i porluft överskrids i olika mätningar, framför allt lokaliserat till de värst drabbade områdena. Behovet av att åtgärda förorenat grundvatten är mycket stort inom områden med höga bensen- och PAH-halter som överskrider riktvärden. Åtgärder för förorenat grundvatten måste kombineras med åtgärder för förorenad jord.

Läckage av organiska ämnen med grundvatten från markområdet kan även påverka ytvatten- och sedimentmiljön i Lilla Värtan, särskilt för eventuell strandnära frifasförekomst av tjära som misstänks kunna finnas i anslutning till ett gammalt tjärfack vid tjärkajen men som ännu inte undersökts. Uppmätta höga halter i ytsedimenten ger en indikation om att ett tillskott av föroreningar sker i dagsläget till sedimenten, dock är det svårt att avgöra i vilken



utsträckning det beror på spridning med grundvatten från landområdet respektive på grund av resuspension av sediment. Ett visst åtgärdsbehov bedöms dock föreligga för att minska risken på lång sikt för påverkan på sedimenten och ytvattnet i Lilla Värtan, framför allt av organiska ämnen som PAH. Det är dock framför allt genom åtgärder för förorenad jord som man mest effektivt motverkar vidare spridning med grundvatten. Läckaget av metaller med grundvatten bedöms vara litet.

Det kan noteras att ingen tydlig påverkan kan ses på ytvattnet vid de analyser som görs. uppmätta halter av metaller och organiska ämnen i ytvatten i Lilla Värtan är låga. Mätningar sker i tre olika punkter inom det undersökta sedimentområdet inom ramen för ett pågående kontrollprogram.

### **4.3 Risker med förorenade sediment**

Ett åtgärdsbehov föreligger för förorenade sediment, framför allt för att minska risken för vidare spridning till omgivande vattenområden i Lilla Värtan. Efterbehandling bör ske med en utgångspunkt som säkerställer att spridning från restförorening till omgivningen inte ökar halterna i omgivningen till oacceptabla nivåer.

Ett åtgärdsbehov föreligger även för att minska hälsorisker vid kontakt med förorenade sediment, vilket kan ske i samband med upptagning av ankare, draggar, m.m. Platsspecifika riktvärden för sediment som tar hänsyn till såväl hälsorisker som miljörisker vid spridning uppgår till 200 mg/kg TS PAH-16. Dessa nivåer överskrids inom huvuddelen av området i olika mäktigheter (jfr kapitel 3). I huvuddelen av det område som ska bebyggas är vattendjupet stort (15-20 meter) varför risken för kontakt är begränsad, men kan inte uteslutas vid båtanvändning. Förorening i fri fas eller med höga halter kan medföra en särskilt ökad hälsorisk i strandnära områden, både via hudkontakt med sediment och via förångning och inträngning i byggnader. Det bedöms inte att förångning från förorenade sediment på större vattendjup skulle medföra någon hälsorisk då ångtransport genom vattenpelaren inte bedöms som sannolik. Det går dock inte att utesluta att pågående gasbildning (metan/svavelväte) för med sig förorening i fri fas till ytan. Det är därför viktigt att åtgärda delområden med fri fas. Detta kan även utgöra ett estetiskt problem.

Kvarlämnande av förorenade sediment kan bli aktuellt inom vissa delområden på grund av både tekniska begränsningar och stora kostnader. Detta förutsätter dock att man kan visa att det inte finns långsiktiga risker med dessa alternativ vid såväl byggnation som vid boende, alternativt att erforderliga skyddsåtgärder vidtas (exempelvis gastät och ventilerad grund).

Bakgrundsnivåerna av PAH-16 är höga generellt i Stockholms inre vatten och överskrider riktvärden för miljöpåverkan i sediment. Vid bedömning av miljöriskerna bör en justering för bakgrundshalter göras. Att efterbehandla sedimentområdet till så låga halter som beskrivs av dessa miljöriktvärden skulle medföra väldigt stora sedimentvolymer. Vilket skyddsvärde som slutligen är rimligt att ansätta för sedimenten utanför Kolkajen-Ropsten blir även en del av den senare riskvärderingen där även ekonomiska och tekniska förutsättningar måste beaktas.

### **4.4 Risker med förorenat ytvatten**

För att utvärdera riskerna vid bad i den framtida vattenarenen inom det planerade bostadsområdet i Kolkajen-Ropsten har uppmätta föroreningshalter i ytvattnet i Värtan jämförts med tillgängliga dricksvattennormer, se Tabell 4-1.

Dricksvattennormer är inte tillgängliga för alifater och aromater, därför används halter som anges av Naturvårdsverket (2009) och SPI (2011) som anger nivåer över vilka vattnet börjar



smaka och lukta. För BTEX-ämnen förekommer endast xylener i halter över rapporteringsgränsen; halten jämförs med en dricksvattennorm från WHO (2011). Halterna av kadmium och bly jämförs med dricksvattennormer från Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30). Kvicksilver förekommer inte i halter över rapporteringsgränsen. Dricksvattennormer för zink och kadmium (SLVFS 2001:30) är inte baserade på hälsorisker eftersom hälsorisker uppkommer först vid mycket höga halter i vatten och därför beaktas inte dessa ämnen här.

Dricksvattennormer för PAH-L är baserade på halter där smak och lukt kan uppkomma. För PAH-L har VROM (2000) i Nederländerna tagit fram ett interventionsvärde för grundvatten som är hälsoriskbaserat, och halten som är baserad på smak och lukt motsvarar 15 % av detta interventionsvärde. För PAH-M används dricksvattennormen för fluoranten från WHO (2011). För PAH-H används dricksvattennormen för PAH-H föreningar från Livsmedelsverket (SLVFS 2001:30).

**Tabell 4-1** Maximalt uppmätt halt av olika föroreningar ytvattnet i Värtan utanför området i Kolkajen-Ropsten samt riktvärden som används som jämförelse för att bedöma risker vid bad. <rg = mindre än rapporteringsgräns.

Ämne	Högsta uppmätta halten (prov-punkter YV005, YV006, YV007)	Dricksvattennorm		Vattenintaget som motsvarar TDI (för ett 10 kg barn)
		µg/l	Källa	
Alifater >C 5-C8	<rg			-
Alifater >C 8-C10	<rg			-
Alifater >C10-C12	<rg			-
Alifater >C12-C16	15	100	smak och lukt	67
Alifater >C16-C35	35	100	smak och lukt	570
Aromater >C 8-C10	<rg			-
Aromater >C10-C16	1.7	10	smak och lukt	240
Aromater >C16-C35	<rg			
Bensen	<rg			-
Etylbensen	<rg			-
Toluen	<rg			-
Xylener	0.2	500	WHO	8950
Cd	0.152	5	Livsmedelsverket	13
Hg	<rg			-
Pb	5.1	10	Livsmedelsverket	6.9
PAH-L, summa	0.02	10	smak och lukt/VROM	15000
PAH-M, summa	0.27	4	WHO	16
PAH-H, summa	0.26	0.1	Livsmedelsverket	0.32

Maxhalterna av de flesta föroreningar ligger långt under dricksvattennormen, vilket betyder att det är osannolikt att hälsorisker uppkommer vid bad på området. Endast maxhalten av PAH-H ligger i samma nivå som dricksvattennormen. En överslagsberäkning har gjorts även av hur många liter vatten ett barn som väger 10 kilo skulle behöva få i sig för att ge en



exponering motsvarande de toxikologiska riktvärdena, dvs. den långsiktiga exponeringen där hälsorisker kan börja uppkomma. För de flesta ämnen är detta intag flera liter vatten. För PAH-H är intaget en tredjedel av en liter. Detta betyder att vid maxhalten som har uppmätts i vatten av PAH-H kan ett barn inta 3 dl vatten vid bad på området varje dag innan den lågrisknivån uppnås. Denna exponering är osannolik, och därför förväntas inga hälsorisker uppkomma vid bad även med hänsyn taget till PAH-H.

Att använda uppmätta maxhalter av föroreningar vid jämförelse med riktvärden är ett mycket försiktigt antagande vid bedömning av hälsoriskerna efter en sanering, eftersom halterna i ytvattnet förväntas minska vid en sanering. Halterna har uppmätts vid tre provpunkter på området (YV005, YV006 och YV007) vid 16 provtagningstillfällen.



## 5 Åtgärdsutredning för förorenad jord och grundvatten

### 5.1 Möjliga åtgärdsmetoder

Åtgärder för förorenad jord inom Kolkajen kan antingen ske genom uppgrävning av jord och omhändertagande på annan plats eller genom att tillämpa metoder som används in situ, dvs. metoder som kan tillämpas utan att den förorenade jorden grävs upp. Metoder som kan användas on-site efter uppgrävning diskuteras också, dock styrs möjligheten att välja sådana metoder av om det finns tillgängliga ytor inom landområdet vid tiden för planerad entreprenad.

Följande åtgärdsmetoder har utretts för förorenad jord och grundvatten inom Kolkajen-Ropsten:

- Uppgrävning och externt omhändertagande av massor på mottagningsanläggning/deponi
- Uppgrävning och lokalt omhändertagande i bergrum och/eller nyttiggörande av massor i konstruktioner efter stabilisering.
- Olika in situ metoder för förorenad jord, bl.a. termisk avdrivning och kemisk oxidation.
- In situ rening av grundvatten med kemisk oxidation.

Åtgärdsmetoderna beskrivs i mer detalj nedan.

#### 5.1.1 Uppgrävning av förorenad jord för omhändertagande

Uppgrävning av förorenade massor med utsortering av förorenade fraktioner för fortsatt omhändertagande eller behandling är en åtgärdsmetod för förorenad jord vid Kolkajen-Ropsten. Behandling av uppgrävda massor kan ske on-site (på plats) eller off-site (på annan plats). För Kolkajen-Ropsten har beställaren under projektets gång förutsatt att hantering på plats (on-site) inte är möjlig p.g.a. den exploatering som planeras, men nyligen öppnades upp för att planeringen av byggskedet kan medge att arbeten kopplade till behandling kan ske inom området.

Urschaktning kan effektivt avlägsna föroreningarna från platsen. Efter urschaktning av massor som behöver åtgärdas sker sortering och karakterisering. Baserat på karakterisering av fyllnadsmaterialet bedöms den rena fraktionen av sten och block som kan återläggas uppgå till ca 15 % inom Kolkajen – Ropsten. Övriga massor omhändertas massorna på lämpligt sätt beroende på bland annat föroreningsgrad och materialegenskaper.

Det nuvarande dataunderlaget för Kolkajen-Ropsten visar att föroreningar förekommer både över och under grundvattenytan. Vid parkeringsytan ligger grundvattennivån ca 1,5 meter under markytan (1,1-2 m) och vid vattengasverket (hus 22) och övriga delområden ca 2,5-3 meter under markytan. För tjära som förekommer i fri fas till stora djup, exempelvis vid parkeringsytan, bedöms schaktning behöva föregås av spontning och avsänkning av grundvatten. Rening av grundvatten kommer då att krävas. För vissa delområden kan borrar med hjälp av LDA, Large Diameter Auger, övervägas istället för spontning och konventionell urschaktning. Detta får utredas vidare under projekteringen.

Föroreningar misstänks även kunna finnas under byggnader, framför allt vid vattengasverket där närliggande propunkter och grundvattenrör indikerar förekomst av tjära i fri fas. För gamla byggnader inom Kolkajen-Ropsten från gasverkstiden har urgrävning av förorenad



jord under dessa inte bedömts vara genomförbar p.g.a. risken för skador och hittills har svåråtkomliga föroreningar under byggnader kunnat lämnas i tidigare etapper inom Norra Djurgårdsstaden. För Kolkajen-Ropsten kan andra åtgärder exempelvis in situ, se nedan) övervägas för förorenad jord under byggnader som annars kan innebära en hälsorisk i boendemiljön. Inom Fortums område finns stora osäkerheter kring föroreningssituationen på grund av få provpunkter (svårpenetrerat grovt och blockigt material som medförde borrhälsstopp ytligt samt begränsad åtkomst p.g.a. ledningar och konstruktioner). Fortums byggnad ligger på den plats där den tidigare bensolfabriken (framställning av bensen) låg. Det är inte klarlagt om förhöjda halter av bensen som uppmätts nedströms Fortum orsakas av spridning från jord eller grundvatten under Fortum.

### 5.1.2 Omhändertagande på mottagningsanläggning

Ett sätt att omhänderta förorenad urschaktad jord är genom deponering. Beroende på halt och egenskaper hos den förorenade jorden kan omhändertagande bli på en deponi för icke-farligt avfall (IFA) och/eller en deponi för farligt avfall (FA). Deponering innebär ingen destruktion av föroreningarna.

Kontakt har tagits med Ragn-Sells (Högbytorp), Sita (Löt och Kovik), EWG (Storfors & Finspång) samt Ekokem (Kumla) för möjlig mottagning av jord och sediment från Kolkajen. Samtliga bolag kan ta emot jord från Kolkajen men för sediment finns vissa reservationer för höga TOC-halter, se nedan. Kontakt har också tagits med NOAH för att undersöka möjligheterna för sjötransport av material från Kolkajen till mottagningsanläggning/deponi på ön Langøya i Oslofjorden samt med VafabMiljö för tänkbar sjötransport till Västerås hamn och därefter lastbil ca en mil till VafabMiljös anläggning i Gryta (Västerås).

Sita kan ta emot IFA-jord både på Löt (Vallentuna) och Kovik (Värmdö) medan FA-jord bara kan tas emot på Löt. EWG tar emot IFA-jord till Finspång medan FA-jord tas omhand i Storfors. Ragn-Sells kan ta emot IFA- och FA-jord på Högbytorp och Ekokem kan ta emot motsvarande i Kumla.

För alternativet med båt kan NOAH ta emot jordar på Langøya och VafabMiljö kan ta emot jord på Gryta (Västerås) enligt kriterier i Tabell 5-1.

**Tabell 5-1 Mottagningskriterier för anläggningar dit transporten skulle kunna ske helt eller delvis sjövägen.**

Mottagare	Mottagningskriterier TOC	Mottagningskriterier övrigt
Langøya, NOAH	Max 6 %	PAH-16 < 2500 mg/kg
Västerås (Gryta), VafabMiljö	IFA: < 5 % FA: < 6 %	IFA: olja < 1000 ppm

Eftersom TOC-halterna i jord endast är över 5-6 % i enstaka provpunkter i det undersökta området görs bedömningen att alla tillfrågade anläggningar kan ta emot jorden (för deponering) från området med undantag av Langøya som endast kan ta IFA-jorden p.g.a. maxgräns för PAH-16. NOAH ombesörjer själva sjötransporten och offererar priser inklusive sjötransport. Endast ett fåtal TOC-analyser har gjorts i område F vid kolkajen där en större förekomst av kol kan förväntas (intransport och lagring). Föroreningshalterna i detta delområde underskrider dock mätbara åtgärdsgränser varmed ingen markrening kommer att ske där TOC-halten skulle kunna bli begränsande för omhändertagandet.

Möjligheten med sjötransport från Ropsten-Kolkajen till Västerås hamn, för vidare lastbilstransport (ca en mil) till VafabMiljö har utretts på en översiktlig nivå. Västerås hamn



ställer sig positiva till ett sådant projekt givet att det går att lösa miljöfrågorna för hamnen dvs. att det inte medför någon förorening av Mälaren eller kajen/hamnen. I övrigt behöver hamnen anmäla ärendet till miljömyndighet med handläggningstid på ca 6 veckor. Prisen för sjötransportalternativet har inte utretts. Staden kommer själva att fortsätta utreda sjötransportalternativet.

På Löt, Högbytorp, Storfors och Kumla kan man också ta emot material som har mer karaktär av fri fas (tjära/olja). Deponering av tjära i fri fas kommer dock att kräva förbehandling, t.ex. stabilisering.

### 5.1.3 Annat omhändertagande

Ett alternativ till deponering på en extern deponi vara att anlägga en lokal deponi på plats inom området. Den främsta anledningen till att anlägga en deponi är att reducera behovet för transport av massor över längre sträckor och minska kostnader för omhändertagande. En konventionell deponilösning med bottentätning och övertäckning är inte aktuellt för Kolkajen-Ropsten på grund av platsbrist och den planerade bostadsbyggnationen. I anslutning till Kolkajen-Ropsten finns dock nedlagda bergrum som skulle kunna användas för detta syfte. En sådan åtgärd skulle dock behöva föregås av en tillståndsansökan och medför ett långvarigt kontrollansvar för staden. Den mest förorenade jorden skulle troligen behöva stabiliseras innan deponering i bergrummet. Stabilisering och nyttiggörande av massor i konstruktioner i samband med bostadsbyggandet kan också vara ett alternativ till borttransport och lokal deponering. Återvinning av massor medför en minskad transportbelastning, lägre utnyttjande av naturresurser (mindre återfyllnad) och begränsar deponeringen. Haltgränser för ett sådant nyttiggörande har inte utretts i föreliggande utredning utan måste studeras noggrannare under projekteringen.

### 5.1.4 In situ metoder

För att klargöra tillämpbarhet och kostnad för olika in situ metoder för detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten har kontakter med olika entreprenörer som tillhandahåller teknikerna tagits. Huvuddelen av metoderna är tillämpbara för föroreningar i såväl jord som grundvatten.

#### **Kemisk oxidation**

In situ kemisk oxidation (ofta förkortat ISCO) innebär att oxidationsmedel pumpas in i jorden för att reagera med föroreningen och omvandla den till mindre farliga och ofta mer kemiskt mobila ämnen. Med starka oxidationsmedelkan även svårare organiska föroreningar med höga reduktionsnivåer åtgärdas. ISCO är en välbeprövad teknik i USA och i vissa delar av Europa. I Sverige har den inte tillämpats lika mycket då jordarterna här ofta anses för täta.. Olika oxidationsmedel används för ISCO, de fyra vanligaste är permanganat, väteperoxid och järn (bildar Fenton reagens), persulfat och ozon.

Eftersom kontaktyta krävs mellan förorening och oxidationsmedel för att metoden ska fungera är effektiviteten mycket beroende av platsspecifika förhållanden så som heterogeniteten och genomsläppligheten i jorden, grundvattenpelarens höjd, samt vilka andra ämnen jorden i fråga innehåller. En annan mycket viktig parameter är hur pass starkt oxidationsmedlet reagerar med sin omgivning, ett alltför starkt oxidationsmedel kan förbrukas för snabbt för att hinna nå den önskade mängden förorening, på grund av konkurrens med andra lätttoxifierade ämnen tillgängliga i jorden, och ett alltför svagt kan ha problem med att bryta ned önskad mängd förorening. Det har rapporterats om att användning av Fentons reagens har lett till en oväntat hög värmeutveckling vilket har smält plaströr och utvecklat gaser. Därför behöver temperaturer och eventuella gasutsläpp



kontinuerligt övervakas vid och efter injektion av kraftiga oxidationsmedel. Vid användning av starka oxidationsmedel är det även viktigt att bevaka grundvattnet nedströms området då oönskade ämnen som till exempel Cr(VI) och olika oxy-PAH:er kan bildas.

Metoden bedöms kunna användas för att åtgärda bensenförorenat grundvatten inom båtklubbens område öster om Fortum, dock behöver vidare studier och bänkskaleförsök utföras. Även en eventuell plym nedströms Fortum kan vid behov behandlas, om senare provtagning visar på spridning från jord under Fortums byggnad. Åtgärder för att skydda ytvattnet vid eventuell spridning av kemikalier som används vid reningen måste genomföras. Risken för uppkomst av hälsoskadliga nedbrytningsprodukter (se ovan) bör också utredas inför en eventuell användning av metoden.

Eftersom tekniken är relativt oanvänd i Sverige saknas det dokumentation om försök på större områden med PAH-föroreningar, det finns dock entreprenörer som använt den med goda resultat på BTEX-förorenade områden samt på ett område förorenat med pentaklorfenol. Europeiska referensprojekt indikerar upp till 90 % reduktion av PAH-föroreningarna på områden, och att frifasen vid dessa områden helt försvunnit. Här får man dock tänka på att de geologiska förutsättningarna kan vara helt annorlunda. En entreprenör vi tillfrågat om ISCO, med god kännedom om svenska geologiska förutsättningar, är skeptisk till att den kommer kunna bli kostnadseffektivt med det fyllmaterial som finns på platsen. Ur ett rent kemiskt perspektiv är ISCO den tekniken som verkar mest lovande när det gäller att in situ-sanera områden förorenade med frifas av tjära/PAH då de starka oxidationsmedlen har visat sig kunna bryta ned och mobilisera även tyngre PAH-fraktioner.

Bänkskaleförsök har utförts på bensenförorenat grundvatten i Hjorthagen med syftet att undersöka effekten av olika tillsatskemikalier för att finna det mest lämpliga för in situ-sanering (examensarbete KTH, Billersjö, 2013). Resultaten visade att kemisk oxidation med okatalyserad väteperoxid inte lyckades bryta ned bensenet men att kemisk oxidation med Fentons reagens var effektivt och reducerade bensenkoncentrationer till mycket låga nivåer. Kemisk oxidation med järn(II)-aktiverad persulfatreaktion oxiderade bensenföroreningen endast till en viss del. I examensarbetet dras slutsatsen att Fentons reagens är den av de undersökta oxidationsmedlen som bäst lämpar sig för sanering av det bensenförorenade grundvattnet i Hjorthagen. Då bänkskaleförsöken pågick under en begränsad tidsperiod är det möjligt att även de andra oxidationsmedlen hade kunnat visa goda resultat om man låtit dem verka under längre tid.

### **Kemisk reduktion**

In situ kemisk reduktion (förkortat ISCR) fungerar på samma sätt som ISCO ovan, men med ett reduktionsmedel istället för ett oxidationsmedel. Olika reduktionsmedel existerar men metalliskt järn är det vanligaste då det är lättillgängligt och mycket kraftfullt. Eftersom reduktionen ofta initialt mobiliserar föroreningen används ISCR ofta tillsammans med en permeabel barriär som fungerar som ett filter för att skydda mot spridning. Precis som med ISCO är effektiviteten kraftigt beroende på de platsspecifika förhållandena. ISCR har använts för att rena områden förorenade med klorerade lösningsmedel och tungmetaller. De klorerade lösningsmedlen reduceras till gaser (etyn och/eller eten) och tungmetallerna övergår till genom reduktionen till mindre vattenlösliga och därmed mindre mobila faser. Dessa ämnen och reaktioner är dock relativt icke-komplexa om man jämför med polycykliska aromatiska kolväten (PAH) där reduktion inte alls behöver betyda minskad mobilitet eller giftighet. Inga dokumenterade försök på PAH-förorenad jord har påträffats.



### **Termisk avdrivning**

Termisk behandling innebär att marken och grundvattnet hettas upp till en så hög temperatur att föroreningen övergår till gasfas. Upphettningen kan ske på flera olika sätt men de vanligaste är antingen genom att värmeelement borras ned i jorden, att en elektrisk spänning läggs över området, eller att varm ånga pumpas ned. Metoden använder sig sedan av porgasextraktion – alltså uppsamling av de avdrivna föroreningarna genom vakuumsatta extraktionsbrunnar. Luften som samlats upp renas sedan med en för föroreningen lämplig metod, till exempel med kolfilter eller katalytisk förbränning. Då förångning av föroreningen är den primära effekten man är ute efter är det mycket viktigt att ha goda kunskaper om föroreningens kemiska sammansättning och fastläggning i jorden på platsen, föroreningens fysikaliska egenskaper (kokpunkt, termisk resistens) samt grundvattnets egenskaper på platsen. Grundvattnets nivå spelat en stor roll då uppvärmning av vattenmättad jord ger stora värmeförluster. En sänkning av grundvattennivån med spontning och pumpning kan krävas för att se till att den tillförda värmen verkligen går till förångning av förorening. Kunskap om jordens permeabilitet är också kritisk då en ofullständig uppsamling av förångade föroreningar kan leda till dessa samlas i gasfickor under byggnaderna.

Termisk avdrivning är en etablerad och kommersiellt tillgänglig metod som använts sedan början av 2000-talet för sanering in situ. Den har använts inom det amerikanska Superfund-projektet för att sanera källtermer av klorerade alifater på runt 20 olika områden. Den har även använts vid flera projekt i Norden för liknande föroreningar, till exempel vid det pågående projektet vid den före detta kemtvätten Reno Kemomat i Visby. För PAH-förorenade områden är dock användningen mer begränsad. Flera entreprenörer som vi har varit i kontakt med har rekommenderat termisk avdrivning, men med förbehållet att en viss mängd PAH lämnas kvar i marken. En behandlingsstrategi är stegvis uppvärmning runt frifasområden där man först hettar upp området till 70°C vilket förångar de lättaste fraktionerna och minskar viskositeten på tjäran så pass mycket att man kan pumpa ur den. För att de resterande, fastlagda och riktiga tunga PAH-fraktionerna ska förångas krävs dock temperaturer upp till 550°C vilket bedöms bli orimligt dyrt för jord så pass djupt ned under grundvattenytan.

### **Biologisk behandling**

Biologisk behandling in situ är ett samlingsnamn för ett antal tekniker som bygger på att underlätta naturlig nedbrytning av nedbrytbara föroreningar i jorden. Genom att skapa rätt miljö i jorden för mikroorganismer ska dessa använda föroreningen som näringskälla. Det görs oftast genom att pumpa ned näringsämnen samt ibland syre och även en lämplig mikroorganism i jorden. Eftersom metoden, precis som ISCO/ISCR, kräver kontaktyta med föroreningen är platsspecifika parametrar såsom pH, temperatur, redox, järnhalter, jordens genomsläpplighet, geologiska formationer samt grundvattnets karaktär kritiska. Biologisk behandling är en mycket väletablerad metod i Nordamerika och används även i Europa, inklusive Sverige. I Nordamerika är främsta användningen vid rening av klorerade kolväten, främst i grundvattenmättad zon. Metoden anses som effektiv mot relativt lättnedbrytbara organiska föroreningar så som lättare alifater/aromater och PAH-fraktioner. För de tyngre, mer komplexa fraktionerna är det dock svårt att påvisa att metoden är effektiv. Biologisk nedbrytning med ett kalciumperoxidbaserat oxidationsmedel uppvisade varierande resultat vid ett bänkskaleförsök på bensenförorenat grundvatten i Hjorthagen (examensarbete KTH, Billersjö, 2013).

En metod som skulle kunna fungera är användandet av arkeer (ärkebakterier) - en annorlunda typ av mikroorganism som skiljer ut sig genom att deras cellväggar och yttre cellmembran är uppbyggda på annat sätt än bakterier. Arkeer återfinns ofta i extrema



miljöer så som varma källor eller i miljöer med höga halter av något ämne som vanligtvis stör biologisk aktivitet men som arkeerna istället livnär sig på. I skrivande stund utför Norrköpings kommun labtester med arkeer med slutligt syfte att sanera sin gasverkstomt i centrala Norrköping. Faller resultaten ut väl kommer de påbörja on site/in situ-tester senare i år.

### **Flerfasextraktion**

Flerfasextraktion innebär att man med hjälp av en eller flera brunnar sänker ned en dränkbar pump förbi föroreningskällan och ned under grundvattenytan. Pumpen får sedan skapa ett undertryck vilket möjliggör extraktion av förorening både i gasfas, frifas och löst i vatten. Gas och förorenat vatten renas och eventuell produktfas avskiljs.

Metoden är välprövad internationellt vid sanering av petroleumförorenade områden främst men även vid områden förorenade med klorerade lösningsmedel. Flerfasextraktion har även använts med framgång i flertalet projekt i Sverige, bl.a. saneringen av Sundsvalls oljehamn. Anläggningen avlägsnade olja, vatten och i viss mån porgas. Då tekniken förlitar sig på ett antal faktorer passar den dock inte på det aktuella området i Kolkajen-Ropsten: Ämnena som ska extraheras bör ha ett relativt högt ångtryck för att lätt kunna pumpas upp av undertrycket och en stor del av de aktuella föroreningarna består av tunga PAH vilket gör det svårare. Jordlager bör inte heller vara för täta om undertrycket ska kunna suga igenom föroreningar utan problem, något som kan bli ett problem för tjära i fri fas som trängt ner i lera. Det är dock möjligt att metoden kan fungera bra på delområden av Kolkajen där områdena med frifas är avgränsade och mer lättillgängliga, förutsatt att fyllnadsmaterialets karaktär inte begränsar möjligheterna till pumpning.

### **Slutsatser in-situ metoder**

Utredningen av in-situ metoder har visat att det är svårt att rekommendera en enskild teknik som kan fungera under rådande förhållanden. Om man väljer att gå vidare med in-situ lösning bör man istället titta på två eller kanske tre olika tekniker och hur de kan fungera på enskilda delområden.

Ur ett strikt kemiskt perspektiv är ISCO med ett starkt oxidationsmedel så som Fentons reagens lovande för att kunna bryta ned även de tyngre PAH i jorden och i frifasplymer. Dock kan problem uppkomma på grund av fyllnadsmassornas blockighet som kan bli ett problem för själva injekteringen av oxidationsmedlet. För att säkerställa att metoden verkligen fungerar bör utförliga tester först genomföras på förorenade massor från området.

Termisk avdrivning in situ kan vara en användbar metod för att sanera flyktiga föroreningar i tjäran, men då väldigt höga temperaturer krävs för de tyngre PAH kan detta bli väldigt kostsamt om man är ute efter en hög reduktion även av dessa, inte bara för att energiåtgången blir stor utan också för att det kan krävas sänkning av grundvattenytan för att säkerställa att den tillförda värmen kommer till nytta.

Även flerfasextraktion kan eventuellt fungera på områden med mer med lättflyktiga föroreningar (t.ex. bensen och lättare PAH-fraktioner), som inte ligger för djupt under grundvattenytan och där jordlagren är tillräckligt genomsläppliga.

Biologisk behandling med arkeer har visat sig fungera för sanering av tyngre och komplexare organiska föroreningar så som PAH. Det har dock inte utretts hur lång tid det kan att uppnå tillräcklig rening med en biologisk behandling med arkeer. En lång behandlingstid kan gå i strid med projektets huvudtidplan. Förutsättningarna för denna typ av biologisk nedbrytning kan utredas vidare under projekteringen.



### 5.1.5 Behandling on-site

Åtgärdsmetoder som kan vara aktuella on-site efter uppgrävning är termisk avdrivning, kemisk oxidation eller biologisk behandling.

I tidigare etapp av Norra Djurgårdsstaden har termisk behandling utförts på plats. På grund av massornas låga värmevärde visade sig metoden bli dyr på grund av hög energiåtgång. Kemaktas kontakter med entreprenörer har bekräftat att termisk behandling skulle bli förhållandevis dyr. En grov uppskattning ligger på ca 80 euro/ton. Termisk behandling on-site bedöms därför inte vara ett huvudalternativ för massor från Kolkajen-Ropsten.

Kemisk oxidation skulle kunna vara en fungerande metod för förorenade massor, men åpriserna för metoden indikerar att transport och extern deponering kan vara billigare. Kostnaderna för kemisk oxidation on-site efter uppgrävning av massor bedöms vara i paritet med eller något högre än för in situ kemisk oxidation. Behandling på uppgrävda massor är inte en lika beprövad teknik som in situ kemisk oxidation, men har tillämpats bland annat i norra Canada under produktnamnet MechanOx (oxidation med kaliumpermanganat). För Kolkajen-Ropsten kan behandling on-site av uppgrävda massor (och efterföljande återläggning) vara intressant då man till skillnad från in situ rening inte har samma risk för negativ påverkan på grundvattnet av kemikalier, nedbrytningsprodukter, m.m. Rening on-site kräver dock tillgång till ytor inom området.

Det finns komposterings tekniker (exempelvis "Biosan" vid SUEZ f.d. SITA) som enligt uppgift ska fungera på PAH:er och rena jorden till MKM-nivå, dvs. en tillräckligt låg nivå med hänsyn till åtgärds målen för Kolkajen-Ropsten. Metoden är dock tidskrävande (upp till tre år att rena jorden) och kräver stora ytor inom området. Möjligheten till behandling av PAH-förorening med arkeer on-site, som beskrivits ovan under in-situ metoder, kan också utredas vidare. Även denna metod ställer stora krav på ytor inom området under behandlingstiden.

Då det först nyligen stod klart att ytor kan finnas tillgängliga inom området för behandling på plats, har behandling on-site inte hunnit utredas i detalj, och inga kostnader tagits fram för dessa alternativ.

### 5.1.6 Grundvattenpumpning och behandling

Att pumpa upp grundvatten och behandla det i en reningsanläggning on-site kommer att bli aktuellt i samband med länshållning inför urgrävning. Pumpning och rening kan även vidtas som skyddsåtgärd under en tid, exempelvis om det finns föroreningskällor som tar tid att åtgärda (t.ex. eventuella föroreningar under Fortums byggnad). Det finns olika reningstekniker för pumpat förorenat grundvatten (filtrering exempelvis med kolfilter, stripping för flyktiga kolväten, oljeavskiljare för fri produktfas, m.m.). Man bör dock eftersträva att åtgärda källan till grundvattenförorening, dvs. även föroreningar i jorden. För det fall det kan konstateras att förorening sprids från Fortum bör denna förorening om möjligt åtgärdas, annars kan reaktiva barriärer nedströms Fortum behöva övervägas för att skydda bostäder nedströms.

In situ behandling av bensenförorenat grundvatten på båtklubbens område kan övervägas för att sänka halterna och minska risken för påverkan på inomhusluften vid planerad bostadsbyggnation. Kemisk oxidation med tillsats av bl.a. persulfat eller Fentons reagens har förutsättningar att fungera. Huruvida föroreningen förekommer lokalt eller sprids från mark under Fortums byggnad måste klargöras innan inriktning av åtgärd och metod väljs.



### 5.1.7 Övrigt

Stabilisering in situ och kvarlämnande av jord med högt innehåll av tjärförorening inom hotspots bör så långt som möjligt undvikas som behandlingsmetod. Detta på grund av att det är svårt att säkerställa att ångavgången från den stabiliserade jorden minskar tillräckligt för att bostäder kan byggas utan risk för påverkan på inomhusmiljön i ett långt tidsperspektiv. Inom Norra Djurgårdsstaden byggs husen med ventilerad och gastät grund.

Övertäckning är inte heller ett möjligt åtgärdsalternativ pga att området ska bebyggas. I någon mening utgör själva husbyggandet en övertäckning, vilket beaktats vid framtagning av mätbara åtgärds mål (krav på resthalter vid sanering). Jordtvätt on-site efter uppgrävning av förorenad jord har inte setts som ett intressant alternativ för Kolkajen-Ropsten (på grund av brist på ytor under längre tid, osäkerhet kring reningsgrader, m.m.) och har inte utretts vidare i denna utredning.

Anläggande av en lokal deponi för urgrävda massor bedöms inte vara aktuellt med hänsyn till den planerade utvecklingen av området till bostadsområde. Däremot kan deponering i nedlagda berggrum i närområdet övervägas som alternativ till externt omhändertagande av massor. Detta förutsätter att man kan stabilisera massorna så att utlakningen är låg och att vattengenomströmningen genom massorna blir liten.

### 5.1.8 Slutsats rörande åtgärds metoder

Med hänsyn till planerat bostadsbyggande är urgrävning av förorenad jord huvudalternativet för markrening av förorenad jord inom Kolkajen-Ropsten, även om detta innebär en miljöbelastning på grund av många transporter. På samma sätt som för tidigare etapper styrs omfattningen av åtgärden av de mätbara åtgärds mål som anges i anmälan.

Även för förorening under grundvattenytan föreslås urschaktning av förorenad jord ske i så stor utsträckning som möjligt, men åtgärden kan behöva begränsas på grund av svårigheter med den tekniska genomförbarheten eller stora kostnader.

Inom vissa delområden skulle mycket djupa schakter (ner till ca 7 m) krävas för att åtgärda tjära i höga halter och i fri fas. Som alternativ till att urgrävning på stora djup, vilket medför mycket stora kostnader för spontning och vattenrening, föreslås in situ markrening. Den metod som hittills bedömts ha störst förutsättningar att fungera är in situ kemisk oxidation med persulfat eller Fentons reagens. Förutsättningarna med in situ kemisk oxidation måste utredas vidare under projekteringen. Biologisk nedbrytning med exempelvis arkeer kan också övervägas särskilt om pågående försök vid ett f.d. gasverk i Norrköping skulle ge goda resultat.

Trots att ambitionsnivån bör vara att flyktiga tjärföroreningar i höga halter inklusive i fri fas ska åtgärdas, oberoende av vilket djup under markytan de ligger på, kan förorening behöva lämnas på grund av tekniska svårigheter för schaktning eller rening, liksom stora kostnader som inte kan motiveras vare sig för det enskilda projektet eller samhällsekonomiskt. Detta föreslås hanteras på samma sätt som i tidigare etapper, dvs. att husen genomgående byggs med ventilerad och gastät grund.

För förorenat grundvatten förutses att åtgärder för jord även kommer att sänka grundvattenhalterna eftersom föroreningskällan åtgärdas. Det finns dock delområden med höga bensenhalter i grundvattnet där in situ rening kan behövas för att minska risken för ånginträngning i planerade bostäder, även om byggnader byggs med ventilerad och gastät grund.

För jord som grävs upp finns följande huvudsakliga möjligheter för omhändertagande:



- Borttransport och externt omhändertagande på mottagningsanläggning (deponering, eventuellt föregående stabilisering).
- Lokalt omhändertagande i bergrum, eventuellt efter stabilisering.
- Nyttiggörande av vissa massor i konstruktioner, eventuellt efter stabilisering.

Externt omhändertagande av massor är en snabb metod att avlägsna massorna från området som inte kräver några tillstånd utöver saneringsanmälan. Detta innebär en mindre risk för tidsförskjutningar som kan påverka övriga moment i exploateringsprojektet. Samtidigt innebär det en stor transportbelastning.

De två senare alternativen är att föredra så länge det kan göras utan att risker för hälsa och miljö, då lokalt omhändertagande innebär en minskad transportbelastning och ett nyttiggörande av massorna. Både lokalt omhändertagande och nyttiggörande kräver tillstånd om det bedöms utgöra mer än ringa risk.

Metoderna för omhändertagande utreds i ett antal åtgärdsalternativ för markområdet i Kolkajen-Ropsten, för vilka kostnader och miljönytta har uppskattats, se avsnitt 5.2 nedan.

## 5.2 Studerade åtgärdsalternativ

### 5.2.1 Beskrivning av åtgärdsalternativ för Kolkajen-Ropsten

De studerade åtgärdsalternativen anges i tabell 5-2. De alternativ som studeras är

- Alt 0: Nollalternativet, ingen åtgärd. Platsspecifika riktvärden överskrids inom begränsade delar av området.
- Alt 1a: Urschaktning efter platsspecifika riktvärden (PSR) för Norra Djurgårdsstaden, samt efterföljande sortering och återfyllnad eller borttransport för externt omhändertagande/deponering. Åtgärdsalternativet omfattar även urschaktning av tjära i fri fas. I ett delområde med omfattande och djup tjärförorening (parkeringsytan) finns behov av spontning innan urschaktning (saneringsdjup till ca 7 meter). Urgrävning av kraftigt tjärförorenad jord vid vattengasverket (hus 22) sker i den omfattning som är möjlig utan att äventyra byggnadens konstruktion (spontning kan behövas). För mindre delområden med mer lättflytande tjär/oljeprodukt kan grävning eventuellt kombineras med pumpning av tjära men enbart pumpning ska inte ses som en åtgärds metod.
- Alt 1b: Urschaktning enligt Alt 1a kombinerat med in-situ åtgärd för tjärförorenad jord på större djup, om det visar sig att föroreningen inte är avgränsad till 7 meters djup. Rening sker med hjälp av kemisk in situ oxidation genom tillsats av persulfat eller Fentons reagens (bänkskaleförsök och pilottester krävs under projekteringen för att bedöma effektiviteten). Åtgärden omfattar även viss urgrävning vid vattengasverket i den omfattning som är möjlig utan att äventyra byggnadens konstruktion (spontning kan behövas) kompletterat med kemisk oxidation för de massor som inte kan schaktas. Utgångspunkten är att ingen tjära i fri fas ska lämnas på området, för att minimera hälsoriskerna för boende på kort och lång sikt.
- Alt 1c: Urschaktning enligt Alt 1a, dock antas borttransport ske med fartyg till mottagningsanläggningen på Langøya för de massor som utgör IFA. Detta alternativ har tagits fram för att möta projektets övergripande åtgärds mål att minimera antalet (bil)transporter.



- Alt 2: Urschaktning enligt Alt 1a, dock antas att IFA-massor kan nyttiggöras i utfyllnader inom vattenområdet, alternativt omhändertas lokalt exempelvis i nedlagda bergrum i närområdet.
- Alt 3 (kombineras med något av ovanstående åtgärdsalternativ): In situ åtgärder för bensenförorenat grundvatten genom kemisk oxidation med tillsats av persulfat eller Fentons reagens i ett delområde inom båtklubben. Strömningsväg för eventuell plym av bensen från jord och grundvatten under Fortums byggnad måste lokaliseras under projekteringen för att behandlas på samma sätt. En eventuell källa under Fortums byggnad kan behöva åtgärdas genom kemisk oxidation eller annan reningsmetod för grundvatten för att säkerställa god inomhusmiljö i bostäder som byggs där.

Åtgärdsalternativ 3 avser åtgärder för grundvatten och ska utföras i kombination med något av åtgärdsalternativen för jord, dvs. Alt 1a-1c eller Alt 2.

Alternativen är framtagna med samma ambitionsnivå avseende åtgärds mål för området (resthalter). Ett av alternativen beskriver transport med båt till mottagningsanläggning, eftersom staden har som ambition att utreda och välja alternativ som medför så liten miljöbelastning som möjligt, efter en avvägning mot kostnaderna. I dagsläget har sjötransport till Langøya (NOAH) utretts, men andra mottagningsstationer kan också vara ett alternativ (bör utredas under projekteringen).

**Tabell 5-2 Studerade åtgärdsalternativ. Samma mätbara åtgärds mål för jorden har använts för de olika alternativen, se avsnitt 2.2.1. För åtgärds mål för grundvatten, se avsnitt 2.2.2.**

Alternativ	Beskrivning		Volym jord
	Arbeten på plats	Omhändertagande av uppgrävda massor	(m <sup>3</sup> )
Nollalternativet	Ingen åtgärd		-
Alternativ 1a	Urschaktning*, sortering och återläggning	Biltransport till deponi	110 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 1b	Urschaktning, sortering och återläggning samt kemisk oxidation på större djup**	Biltransport till deponi	110 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 1c	Urschaktning, sortering och återläggning	Sjötransport av IFA-massor, biltransport av FA-massor till deponi	110 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 2 – komplement-alternativ	In situ åtgärder för bensenförorenat grundvatten genom kemisk oxidation vid båtklubben	Kombineras med något av alternativ 1a-1c	1 500 m <sup>3</sup> vatten

\* förutsätter att halter i jord underskrider mätbara åtgärds mål (platsspecifika riktvärden) på större djup än 7 meter i området runt parkeringsytan

\*\* tillämpas om man vid projektering konstaterar att tjära i fri fas finns djupare än 7 meter i området runt parkeringsytan samt att in situ åtgärd kan genomföras till erforderlig resthalt (vidare schaktning är tekniskt svår att genomföra och ej kostnadseffektiv).

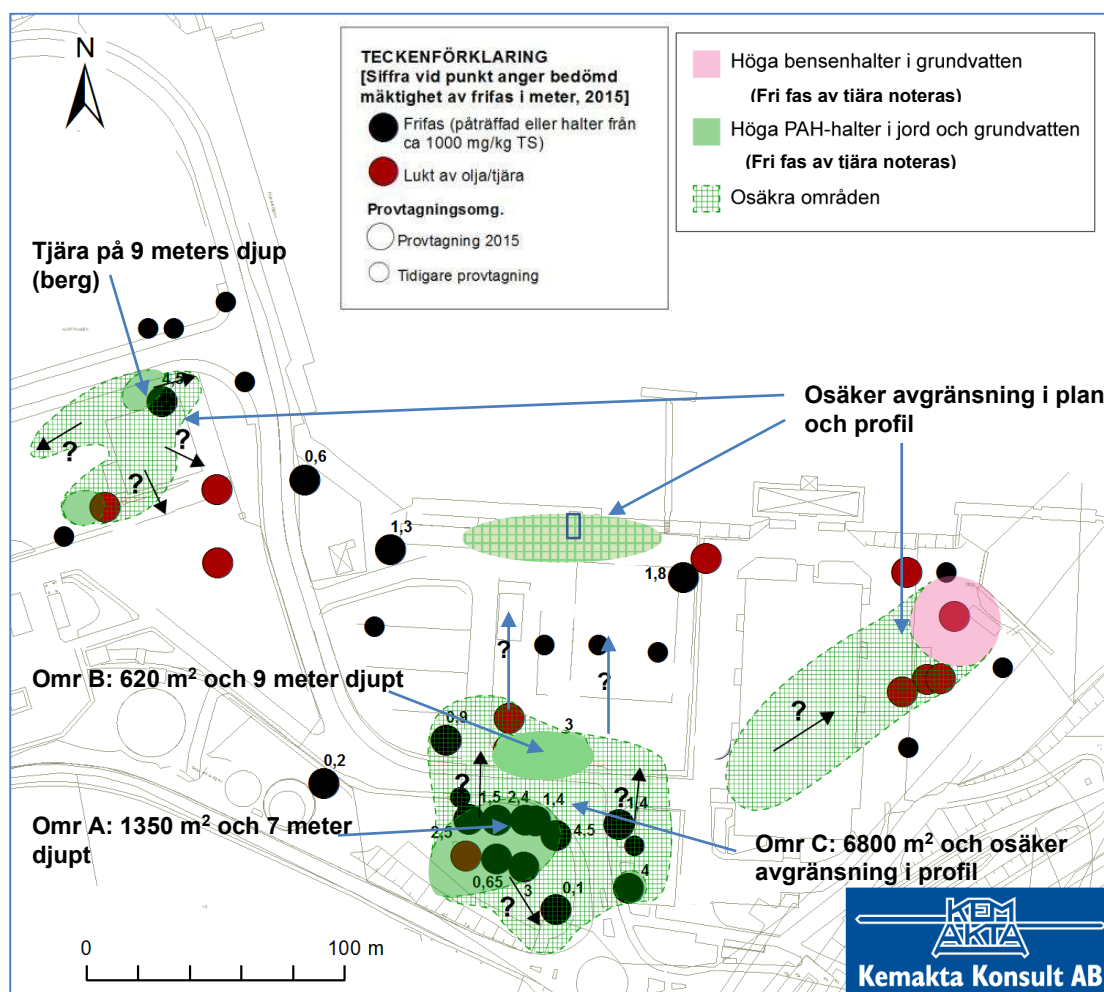
## 5.2.2 Urschaktning till stora djup och spontning

Under projekteringen får även utredas vilket maximalt djup som är rimligt att schakta till inom framför allt parkeringsytan (gamla tjärfabriken) och södra delen av BLC-område (norr om parkeringsytan) för åtgärdsalternativ 1 a och 1b med hänsyn till förekommande föroreningar, och vid vilket djup det istället är mer kostnadseffektivt att rena jorden med exempelvis in situ kemisk oxidation (efter uttestning av effektivitet). I dagsläget är det känt att PAH-föroreningar finns till ca 7 meters djup inom parkeringsytan och till 9 meters djup i



enstaka punkt norr om parkeringsytan (avgränsade i lera). Många punkter där förorening påträffats ner till 3-6 meter är dock inte avgränsade i profil inom detta delområde (eller provtogs endast ytligt) och då halterna är mycket höga går det inte gå att utesluta djupare nedträngning av förorening. Inom projektet har diskuterats en nivå som motsvaras av lägsta schaktnivå för påldäck (mycket ungefärligt på ca 3 meter under markytan) och därefter tillämpa markrening in situ. Om man efter kompletterande provtagning kan avgränsa förekomsten av tjära i fri fas till mindre delområden, kan spontning och urgrävning eventuellt utföras mer kostnadseffektivt. För kostnadsuppskattningarna i bilaga 6 har antagits en schablonkostnad för spont och en antagen spontlängd som utöver parkeringsytan även omfattar eventuell spontning vid f.d. vattensgasverket.

Bedömd utbredning av tjära i fri fas inom och runt den gamla tjärfabriken redovisas i Figur 5-1. Området med osäker avgränsning i plan och profil är mycket stort.



Figur 5-1 Bedömd utbredning av områden med fri fas av PAH/tjära samt grundvatten med höga bensenhalter baserat på observationer från borrhningar och grundvattenanalyser.

### 5.2.3 Bedömd riskreduktion

En bedömning av reduktionen av hälso- och miljöriskerna vid boende samt risker för spridning till Värtan har gjorts för studerade åtgärdsalternativ, se sammanfattning i Tabell 5-3. För samtliga alternativ sker efterbehandling efter åtgärds mål som baseras på platsspecifika riktvärden för Norra Djurgårdstaden. Dessa riktvärden är framtagna med syfte att ge ett tillräckligt hälsoskydd vid boende och miljöskydd vid spridning. Ett visst



skydd för markmiljön beaktas också. Eftersom markrening sker efter dessa nivåer kommer samtliga alternativ utom nollalternativet att leda till en tillräcklig riskreduktion med resthalter efter markrening som underskrider skadliga nivåer. Detta förutsätter att eventuella in-situ åtgärder leder till önskad och erforderlig reningsgrad.

För nollalternativet, som innebär att man inte vidtar någon åtgärd, kommer risker kvarstå för hälsoeffekter vid bl.a. direktkontakt med den förorenade jorden och vid förångning av flyktiga föroreningar till inomhusmiljön. Risken för påverkan på den akvatiska miljön i Värtan kommer också att kvarstå. Nollalternativet är inget gångbart alternativ om bostäder ska kunna byggas.

För alternativ 1a har belysts vilka risker som föreligger om tjära i fri fas kvarlämnas på stora djup.

**Tabell 5-3 Bedömd riskreduktion för olika åtgärdsalternativ för jord och grundvatten, Kolkajen-Ropsten (PSR = platsspecifika riktvärden).**

Alternativ	Kvarlämnade resthalter och mängder	Riskreduktion
Nollalternativet	Ingen åtgärd. All förorening lämnas kvar	Ingen. Hälsorisker kvarstår. Risker för spridning till Värtan kvarstår.
Alternativ 1a	Jord med halter över mätbara åtgärdsgränser (platsspecifika riktvärden) tas bort	Acceptabel riskreduktion (resthalter, exponering för ångor, mm) med hänsyn till planerat boende och med de byggnadstekniska lösningar med bl.a. källare och gastät grund som tillämpas generellt inom Norra Djurgårdsstaden.
Alternativ 1b	Jord med halter över mätbara åtgärdsgränser (platsspecifika riktvärden) tas bort till ett visst djup, därefter in situ åtgärd*	Acceptabel riskreduktion förutsatt att in situ rening når önskad reningsgrad
	Jord med halter över mätbara åtgärdsgränser (platsspecifika riktvärden) lämnas på stora djup*	Troligen acceptabel riskreduktion om begränsade mängder lämnas och förutsatt att skyddsåtgärder vidtas (exempelvis ventilerad och gastät grund) som kan säkerställas på lång sikt. Bedöms från fall till fall.
Alternativ 1c	Jord med halter över mätbara åtgärdsgränser (platsspecifika riktvärden) tas bort	Acceptabel riskreduktion (samma som 1a)
Alternativ 2	Grundvattenhalter renas till mätbara åtgärdsgränser (platsspecifika riktvärden)	Acceptabel riskreduktion, förutsatt att rening leder till halter i grundvattnet som motsvaras av platsspecifika riktvärden för grundvatten.

\* Om tjära trängt ner till ännu större djup (>7 m). Vidare schaktning på stora djup är tekniskt svårt att genomföra och ej kostnadseffektiv.

Eventuellt lokalt omhändertagande av massor i nedlagda bergrum skulle minska miljöbelastningen p.g.a. ett minskat behov av transporter. Kostnaden för omhändertagande skulle också kunna reduceras jämfört med omhändertagande på extern mottagningsanläggning.

#### 5.2.4 Kostnader

I tabell 5-4 ges å-priser för de aktiviteter som omfattas av åtgärderna som diskuteras för området. Angivna å-priser är ungefärliga och baseras på uppgifter erhållna vid kontakter med entreprenörer och avfallsanläggningar. Kostnader för mottagning av förorenade massor (Tabell 5-6) baseras på kontakt med Ragn-Sells Högbytorp, Sita Löt/Kovik, EWG i Storfors & Finsspång, Ekokem i Kumla, NOAH/ Langøya och VafabMiljö i Västerås.



Urschaktade jordmassor antas ersättas med samma volym ersättningsmassor av likvärdig kvalitet för att återställa marknivån till de förhållanden som råder idag, oaktat planer för byggnationer. Ersättningsmassor förutsätts kunna tas lokalt. Vid omräkning mellan volym och mängd massor ansätts en densitet på 1,7 ton/m<sup>3</sup>.

Beställarens övriga kostnader så som projektering av åtgärder, byggledning, m.m. har skattats separat. Vi har antagit en kostnad på 10 % av övriga kostnader.

**Tabell 5-4 Antagna à-priser för olika moment.**

Moment	Enhet	À-priser
Urschaktning och sortering	kr/m <sup>3</sup>	100-150
Miljökontroll (provtagning, 2 personer)	kr/mån	250 000
Miljökontroll (kemiska analyser)	kr/st	600-900
Ersättningsmassor, övertäckningsmassor inkl. transport och återfyllnad	kr/ton	100-150
Spontning	kr/m <sup>2</sup>	2000-4000
Vattenrening inkl. pumpning och avsänkning av grundvatten	kr/m <sup>3</sup>	100-500
Stabilisering & nyttiggörande i konstruktion alt lokal deponi (IFA)	kr/ton	70-240
In situ kemisk oxidation (ISCO) av PAH/tjärförorenad jord	kr/m <sup>3</sup>	4 260
In situ rening av bensenförorenat grundvatten (kostnad avser ISCO för tjära/PAH; troligen billigare för bensen)*	kr/m <sup>3</sup>	4 260
Övrigt (projektering, byggherrekostnad, mm)	%	10 %
Oförutsett		10-15 %

\*tillämpbarheten och effektiviteten vid de platsspecifika förutsättningarna måste utredas

**Tabell 5-5 Antagna à-priser för transport till deponi (både FA och IFA).**

Transport (jord/sediment) lastbil till deponi	Pris intervall (kr/ton)
Högbytorp, Ragnsells	60-70
Löt, Sita	60-70
Kovik, Sita	75-88
Finspång	225
Storfors, EWG	295
Kumla, Ekokem	225



**Tabell 5-6 Antagna à-priser (kr/ton) för omhändertagande på deponi**

Mottagning jord	IFA	FA	Tjära fri fas (FA)	Begränsningar
Högbytorp, Ragnsells	370	650	2250	TOC max 10 % (IFA), 5-6% (FA) efter stabilisering
Löt, Sita	340	660	770	TOC max 5 % (IFA), 6% (FA) efter stabilisering
Kovik, Sita	340			Ingen TOC-gräns
Finspång	190			TOC max ca 10 % före stabilisering
Storfors, EWG		300	800	TOC max ca 10 % före stabilisering
Kumla, Ekokem	300	500	1200	TOC max 6 %
Gryta Västerås, VafabMiljö	125-570*	695		IFA: TOC max 5 %, oljehalt<1000 ppm. FA: TOC max 6 %
Mottagning ink. transport på pråm till Langøya	IFA	FA	Tjära fri fas (FA)	
Langøya, NOAH	500	600		TOC max 6%, PAH-16 max 2500 mg/kg
Förbränning	IFA	FA	Tjära fri fas (FA)	
Storfors, EWG			2600-3000	
Kumla, Ekokem			4500	

\*Prisspannet beror på om VafabMiljö kan använda massorna som terrassering eller om massorna behöver behandlas före användning.

**Tabell 5-7 Kostnader för studerade åtgärdsalternativ. Osäkra volymer i vissa delområden ingår i kostnadsuppskattningarna.**

Alternativ	Kostnad SEK (miljoner kronor)		Kostnad exkl. ersättningsmassor (miljoner kronor)	
	min	max	min	max
Alternativ 1a (schaktning enligt PSR)	134	188	122	169
Alternativ 1b (tillägg in situ)	145	199	132	180
Alternativ 1c (som 1 a men sjötransport IFA)	142	193	129	174
Alternativ 2 (nyttiggörande eller lokalt omhändertagande)	111	174	99	155
Alternativ 3 (tillkommande åtgärd för grundvatten)	8	8	8	8

Delkostnader för olika moment ges i bilaga 6.

### 5.3 Osäkerheter

Ingen detaljavgrensning planerades i Kemaktas utredning och på grund av svårigheter att provta inom markområdet (svårpenetrerat grovt fyllnadsmaterial, stora block, mm) föreligger osäkerheter kring föroreningssituationens utbredning i plan och profil. Framför allt gäller detta runt Fortum men även i de centrala delarna av området vid BLC inklusive



under plattan samt på båtklubbens område. Detta får även konsekvens för delområden med djupt liggande tjära i fri fas, då det påverkar omfattning av eventuell spontning.

I flera figurer i denna rapport (t.ex. i Figur 3-4) redovisas punkter där borrhjupet är mindre än 2 meter, eftersom det föreligger en viss osäkerhet rörande föroreningssituationen på större djup i dessa punkter. Ytligt borrhjup har i flera punkter orsakats av svårigheter att komma ner med skruven i det grova och blockiga fyllningsmaterialet. Även om analyser visar att halterna i jorden är låga eller underskrider riktvärden ner till 2 meters djup är det ingen garanti för att tjära/PAH inte finns djupare ned. Vid utförda undersökningar har halter av PAH som överskrider riktvärden ofta uppmätts först på 3-4 meters djup. Detta gäller dock inte för området runt SL/busscentralen där halterna i marken är låga och underskrider riktvärden (ingen f.d. förorenande verksamhet, endast utfyllt) och där borrhjup mer troligt orsakats av stopp mot berg (relativt tunna jordlager i området). Borrhjupet i samtliga punkter visas i bilaga 4.

Provtagning och analys av jord och grundvatten i december 2015 visar att utbredningen av frifastjära runt parkeringsytan och tjärfack 3 (öster om parkeringsytan) tycks sträcka sig över vägen och in på BLC:s område. Den faktiska utbredningen av frifastjära eller hur mycket som mer är att betrakta som spridning med grundvatten, är svår att göra. Gjorda volymsuppskattningar har gjorts med sikte på att inte underskatta volymerna.

Observerad fri fas vid sonicborrning i oktober 2015 runt vattengasverket (hus 22) har av tids- och prioriteringsskäl inte undersökts vidare varmed utbredningen av fri fas inte är bestämd. Detta påverkar bedömningen av lämplig inriktning av åtgärder och kostnader.

Kemiska analyser som gjorts i tidigare utredningar inom Kolkajen-Ropsten har redovisats som summa PAH, dvs. ingen kunskap finns om andelen olika fraktioner (L- låg molekylvikt; M- medeltunga; H- hög molekylvikt). Därmed är jämförelsen som gjorts med platsspecifika riktvärden osäker (har antagit en halt om ca 60 mg/kg TS som gräns för summa PAH). Även bedömda mäktigheter i tidigare provpunkter är osäkra då det i vissa fall endast finns en analys.



## 6 Åtgärdsutredning för förorenade sediment

### 6.1 Möjliga åtgärdsmetoder

Tänkbara åtgärdsmetoder för förorenade sediment är att de täcks över eller att de muddras upp. Alternativ för omhändertagande av de muddrade sedimenten är att de behandlas eller deponeras på annan plats eller att de används lokalt, exempelvis att de stabiliseras och används i planerade byggnationer.

Användbarheten av följande åtgärdsmetoder har utretts för förorenade sediment utanför Kolkajen-Ropsten:

- Muddring och externt omhändertagande av massor på mottagningsanläggning/deponi efter transport landvägen på bil eller vattenvägen på pråm
- Muddring och nyttiggörande av massor i bostadsbyggnationen eller lokal deponering i bergrum efter stabilisering.
- Övertäckning.

#### 6.1.1 Muddring

##### **Mekanisk muddring**

Mekanisk muddring (även kallat grävuddring) innebär att man med en grävare avlägsnar sedimenten från botten och på så sätt får bort hela eller delar av föroreningen. Denna metod är historiskt sett den mest använda vid miljömuddringar och räknas även idag som den mest pålitliga. Grävning med enskopeverk används när sedimenten är hårda och heterogena med inslag av till exempel sprängsten, medan flerskopeverk passar bättre vid lösare sediment som är utspridda över större ytor. Är sedimenten för lösa kan speciella tätslutande gripskopor användas istället för vanliga öppna. Gripskoporna är oftast fästa på linor vilket även gör att dessa kan användas på mycket större djup än andra verk där skoporna sitter på en arm.

Flerskopeverk med tätslutande gripskopor är att föredra för sedimenten i Kolkajen-Ropsten, främst för att området är stort (muddring med enkelskopa skulle ta lång tid), men även för att sedimenten ligger på lämpligt djup och varken är för lösa eller för hårda.

Flerskopeverken är kända för att generera mycket buller, men eftersom hela området kommer att vara en byggarbetsplats när saneringen planeras bedöms inte detta vara ett problem. Baserat på kontakter med entreprenörer uppskattas kostnaden till ca 40-80 kr/m<sup>3</sup>, dock inkluderar det inte avvattning av sediment vilket är den största kostnaden (se avsnitt nedan).

##### **Hydraulisk muddring**

Vid hydraulisk muddring (även kallat sugmuddring) förs ett munstycke kopplat till en bred slang ned i vattnet och sedimenten sugs upp. Hydraulisk muddring är en relativt snabb metod som passar sig för lösa, homogena sediment utan för mycket stora stenar. Munstycket kan förses med ett extra skärande munstycke för att lösgöra hårdare sediment och sediment som sitter fast i rotfilt. En nackdel med hydraulisk muddring är att en stor mängd vatten följer med sedimenten upp och måste tas omhand. Vanligtvis låter man slurryn av vatten och sediment pumpas till ett lastutrymme, till exempel en pråm, för att sedan transporteras bort till avvattning och behandling. Ett alternativ är att pumpa sedimenten direkt till land (jfr Järnsjön och Skutskärs hamn). Vid stora mängder sediment betyder alltså detta ett stort



transportbehov. Hydraulisk muddring passar bäst då sedimenten ligger strandnära och inte är spridda över ett alltför stort område eftersom transportbehovet kan minimeras då. Då området utanför Kolkajen är väldigt stort har flera entreprenörer Kemakta pratat med avrätt från Hydraulisk muddring med just mängden transporter som argument. Kostnader har uppskattats till 70 – 100 kr per m<sup>3</sup> sediment, dock inkluderar detta inte avvattning av sediment, vilket är den största kostnaden (se avsnitt nedan).

### **Frysmuddring**

Frysmuddring är egentligen en variant av mekanisk muddring med skopa, där man först fryser sedimenten med hjälp av slangar som förs ned i dem eller en frysplatta. Därefter kan sedimenten tas upp som frysta, sammanhängande flak. Metoden innebär att mycket mindre sediment grumlas vid upptag, att transport och avvattning kan hanteras mycket smidigare, samt att spårning av varje enskilt sedimentflak kan göras för det fall behov av detta finns. Frysmuddring fungerar bäst när sedimenten är någorlunda homogena utan inslag av stora stenblock. Frysmuddring är energikrävande och har lägre kapacitet än de övriga muddringsmetoderna. Kostnaden för själva muddringen blir därmed högre (flera tusen kronor per m<sup>3</sup> muddrat sediment), men det kan till viss del kompenseras av lägre kostnader för avvattning. Förekomst av block och sten i utfyllnader av sprängsten samt förekomst av tjära i fri fas ska enligt entreprenören inte medföra några hinder för metoden. Att muddra sediment genom frysmuddring inom hela området utanför Kolkajen är troligen inte gångbart på grund av lång genomförandetid och höga kostnader. Mindre delåtgärder för kraftigt förorenade sediment med innehåll av tjära i fri egen fas kan dock bli aktuellt, dels för att minska risken för spridning av partiklar och tjära i frifas vid muddring dels för att slippa avvattningen.

### **6.1.2 Avvattning och behandling av vatten**

Muddrade sediment har låg torrsubstanshalt och bortkörning utan avvattning kan bli kostsam och även medföra andra problem vid omhändertagande på mottagningsanläggning. I de allra flesta fall blir det billigare att avvattna sedimenten innan fortsatt hantering. Det är troligt att vattnet som separeras från muddermassorna blir förorenat och måste renas innan det återförs till recipient.

Det finns tre olika huvudprinciper för avvattning:

*Mekanisk avvattning* utnyttjar maskinell utrustning såsom siltbandspress eller centrifug. Siltbandpressar ger oftast ett bättre resultat, kräver mindre energi och är inte lika känsliga för slitage om friktionsmaterial förekommer i sedimenten. Ibland kan dock sedimentens egenskaper medföra svårigheter vid pressning vilket gör att centrifuger ibland kan vara att föredra. Siltbandspressarnas kapacitet kan också vara ett problem vilket skapar flaskhalsar i systemet. Siltbandspressar har använts med gott resultat vid några större muddringsprojekt i Sverige. Att centrifugera slam är en vedertagen metod för avvattning framförallt vid avloppsreningsverk. Ofta kan dock centrifugernas kapacitet vara för låg för att användas vid muddring.

Vid *passiv avvattning* pumpas eller läggs sedimentslurryn i en eller flera stor bassänger där sedimenten får återsedimentera varvid vattnet kan avledas. Beroende på typ av sediment kan en fällningskemikalie tillsättas för att påskynda sedimenteringen. Bassängerna kan byggas på land och var helt dränerade eller som en invallning i vattenområde.

Att *avvattna sedimenten i s.k. geotuber* kan ses som ett mellanting mellan mekanisk avvattning och passiv avvattning. Vid tillämpning av denna metod pumpas sedimentslurryn



in i stora geotuber av textil, som fungerar som filter. Genom att ett undertryck byggs upp inne i rören pressas vattnet ut genom textiltväggarna medan sedimenten hålls kvar inne i tuberna. Geotuber användes med gott resultat t.ex. i Svartsjöarna både för avvattning och partikelavskiljning i returvattnet. Geotuberna kan placeras i en deponi med tät botten och vattnet kan omhändertas på ett kontrollerat sätt.

Sedimentslurryn som ska avvattnas oftast blir väldigt stor vilket gör att avvattningen kan begränsa muddringens avverkningskapacitet.

### 6.1.3 Övertäckning

Övertäckning av förorenade sediment kan vid rätt förhållanden vara en mycket effektiv metod för att minska läckage av föroreningar till vattenmassan. Övertäckning är speciellt effektiv för att hindra spridning på grund av diffusion och resuspension. På ackumulationsbottnar kommer den fortsatta naturliga sedimenteringen av material med mindre förorening bidra till att på sikt stärka effekten av övertäckningen. Dock kvarlämnas föroreningar vilket ställer krav på övertäckningens beständighet på längre sikt. Detta innebär också begränsningar på framtida muddringsarbeten för planerat byggande. Ett viktigt skäl till att övertäcka sediment är att det vanligen är mycket kostnadseffektivt om man jämför med andra saneringsmetoder såsom muddring och in situ. Övertäckning är speciellt effektiv för att hindra spridning på grund av diffusion och resuspension, vi bedömer det dock som en osäker metod för sediment med tjära i frifas.

Som täckningsmaterial används ofta muddermassor av siltig, lerig eller sandig typ. Förutom naturmaterial har även betong och bentonit samt gel använts som täckningsmaterial. För organiska föroreningar används även olika sorters kol som täckning, t.ex. aktivt kol, lignin, krossad kalksten, m.m. Ibland läggs en filt av geotextil eller annat tätt membran på den kontaminerade ytan innan den täcks över med täckmaterialet. Detta skapar en distinkt gräns mellan de två lager vilket kan försvåra eventuell föroreningstransport ytterligare.

För Kolkajen Ropsten är inte övertäckning ett gångbart alternativ då stora delar av området ska pålas och bebyggas, vilket gör det svårt att säkerställa en heltäckande övertäckning. Om det sker gasbildning i det förorenade lagret, vilket är fallet för Kolkajen-Ropsten, får dock inte övertäckningen vara för tät. Övertäckning kan övervägas för de delar som ligger utanför byggområdet, men vi bedömer det dock som en osäker metod för sediment med tjära i frifas samt även mot bakgrund att det inte går att utesluta att ankring kommer att ske i området.

Övertäckningsmetoder omfattar även s.k. vallad bottenäckning. Vid vallad bottenäckning formas deponeringsplatsen först, antingen genom utgrävning eller genom vallning som gränsar av området där de förorenade sedimenten ska läggas. Denna metod är mer motståndskraftig mot strömmar varför den användas när sedimenten ska deponeras på grunda bottnar. Denna möjlighet till avskärmning av förorenade sediment kan övervägas för Kolkajen-Ropsten. Möjligheterna till inneslutning av högförorenade sediment med förekomst av frifas måste dock utredas i detalj innan eventuellt beslut fattas om att bygga bostäder ovanpå sådana kraftigt förorenade sediment. Faktorer som måste värderas är risken för inträngning av ångor i bostäder på längre sikt, andra aspekter med kvarlämnande av föroreningar under husen och eventuella krav från tillsynsmyndigheten.

### 6.1.4 Nyttiggörande av massor

I den östra delen av detaljplanområdet planeras bostäder i det som idag är vattenområde genom att skapa ny mark genom att fylla ut med sprängsten. En möjlighet som diskuterats är



att inom en delyta av detta nya markområde använda muddrade, avvattnade och stabiliserade massor (i första hand IFA-massor men högre halter kan vara tänkbara) som fyllnadsmaterial. Att återanvända och nyttiggöra muddermassor i byggandet medför färre transporter och mindre deponering vilket är övergripande åtgärds mål som eftersträvas i stadsutvecklingsprojektet Norra Djurgårdsstaden. Pålning kan behövas som förstärkningsåtgärd, eftersom stabiliserade muddermassor troligen inte har tillräcklig bärighet.

Nyttiggörande av muddermassor vid byggande har gjort i andra projekt i Sverige (Gävle), samt i Finland och i Trondheim, Norge (planerades även i Oskarshamns hamn genomfördes inte). I dessa projekt har de anlagda ytorna använts för hamnverksamhet och terminaler. I Gävle fyllde man ut en del av yttre hamnen med stabiliserade muddermassor för att använda utfyllnaden som någon sorts terminal. Planerad markanvändning var alltså inte känslig markanvändning och sedimenten var förhållandevis rena åtminstone med avseende på PAH. Inga referensprojekt har påträffats som beskriver stabilisering av sediment med höga PAH-halter som sedan använts för att bygga bostäder på. En risk med detta är att flyktiga PAH-föreningar inte stabiliseras tillräckligt bra eller att stabiliserat på sikt får försämrade egenskaper som skulle kunna innebära en risk för inträngning av ångor i husen, se avsnitt 6.1.5 nedan.

Om man väljer att bygga bostäder på en del där stabiliserade muddermassor ersätter utfyllnader med sprängsten måste det säkerställas att ångor inte kan spridas mot bebyggda områden och in i byggnader.

#### **6.1.5 Försök med PAH i stabiliserade sediment**

Försök som genomförts med stabilisering ger relativt blandade resultatet. I en norsk studie har stabilisering av sediment från sex olika platser undersökts (NGI 2008). Innehållet av PAH-16 varierade från 1 till 620 mg/kg TS.

I de mest förorenade sedimenten (totalhalt 620 mg/kg TS) var halten i lakförsök (skakförsök LS=10) mellan 70 och 560 µg/l. Tillsats av olika typer av betong eller flygaska i proportionen 50 till 150 kg/m<sup>3</sup> gav högre halter i lakvattnet, på nivån 1800 - 8300 µg/l. Genom att tillsätta aktivt kol kunde utlakningen minskas, men först efter tillsatts av 2 % aktivt kol minskade halterna under de som uppmättes från de ostabiliserade sedimenten (ca 300 µg/l). I rapporten anges inte halter i lakvätskan för enskilda PAH-föreningar, men totalhalten av benzo(a)pyren indikerar att andelen PAH-H i de mest förorenade sedimenten var ca 20 %. Sedimenten från övriga platser (maxhalt 37 mg/kg TS av PAH-16) uppvisade halter i lakvattnet från ostabiliserade sediment mellan 1 och 67 µg/l. Halterna vid lakning av de stabiliserade sedimenten var i samma härad. NGI anger som förklaring till det avvikande beteendet vid stabilisering för det mest förorenade sedimenten att det hade sitt ursprung från kreosotläckage från land. Det var också det sediment som hade lägst andel benzo(a)pyren och därmed troligen lägst andel PAH-H. Sannolikt är det också det sediment som bäst överensstämmer med sedimenten vid Kolkajen.

I SGI (2011) refereras försök gjorda i Sverige. I Oxelösunds hamn minskade utlakningen av PAH-16 med mer än 60 % vid stabilisering med en blandning cement och merit. Genom tillsats av 1,5 % aktivt kol per torr vikt sediment ökade fastläggningen till mer än 90 %.

SGI refererar också studier som anger att opolära organiska föreningar som PAH inte reagerar kemiskt med sedimentmatrisen utan att den bindning som uppkommer kapslar in molekyler i porerna. Därmed bestäms lakbarheten av ämnens löslighet och förmåga att diffundera genom materialet.



Erfarenheten är således att effekten av stabiliseringen av PAH är ganska osäker och att utlakningen i vissa fall kan vara hög. En hög utlakning som medför höga halter i vatten i och kring stabiliserade sediment ger också en ökad förångning och därmed en risk för inträngning av ångor i hus byggda ovanpå stabiliserade sediment.

Utgående från de beräkningar som gjorts av riktvärden för grundvatten kan risker uppkomma om halter i vatten eller i kontakt med stabiliserade sediment har halter av PAH-L i storleksordningen 2000 µg/l, PAH-M i storleksordningen 20 µg/l och PAH-H i storleksordningen 600 µg/l. Baserat på den fördelning som ses i grundvattnet vid Kolkajen bedöms ett representativt riktvärde för gruppen PAH-16 i grundvatten ligga i storleksordningen 100 µg/l.

De norska försöken indikerar att halter av PAH upp till 40 mg/kg TS inte borde orsaka problem vid en stabilisering. Det norska sedimentprov som hade en halt på 620 mg/kg TS, bedöms däremot att kunna ge upphov till problem med ånginträngning, detta gäller även för det fall då tillsats av 2 % aktivt kol görs.

I det fall en stabilisering av sediment ska utföras bör lakförsök utföras samt även mätningar av halter i ångfas i jämvikt med de stabiliserade sedimenten göras.

#### **6.1.6 Omhändertagande på mottagningsanläggning**

Ett sätt att omhänderta förorenad sediment är genom deponering. Beroende på halt och egenskaper hos det förorenade sedimentet kan omhändertagande bli på en deponi för icke-farligt avfall (IFA) och/eller en deponi för farligt avfall (FA). Deponering innebär ingen destruktion av föroreningarna.

Kontakt har tagits med Ragn-Sells (Högbypörp), Sita (Löt och Kovik), EWG (Storfors & Finspång) samt Ekokem (Kumla) för möjlig mottagning av sediment från Kolkajen. Kontakt har också tagits med NOAH för att undersöka möjligheterna för sjötransport av material från Kolkajen till mottagningsanläggning/deponi på ön Langøya i Oslofjorden samt med VafabMiljö för tänkbar sjötransport till Västerås hamn och därefter lastbil ca en mil till VafabMiljös anläggning i Gryta (Västerås).

De olika anläggningarna har angivit de höga TOC-halterna i sedimenten som den största utmaningen när det gäller materialet från Kolkajen framför allt när det gäller FA-sediment.

På Kovik kan Sita ta emot IFA-sediment från Kolkajen trots höga TOC-halter. FA-sedimenten kan Sita ta emot på Löt där man avser förbehandla dessa för att möjliggöra deponering enligt Avfallsförordningens TOC-gränser. EWG kan ta emot IFA- och FA-sedimenten från Kolkajen på sin anläggning i Storfors där man säger sig kunna stabilisera ner ingående TOC-halter. Ragn-Sells Högbypörp anger att man kan ta emot och stabilisera IFA-sedimenten men är mer osäkra när det gäller stabilisering av FA-sedimenten där man skulle vilja få möjlighet att genomföra stabiliseringsförsök innan man gör några utfästelser. Ekokem anger att TOC-halterna för sedimenten är för höga för deponering.

Varken NOAH eller VafabMiljö kan ta emot sedimenten från Kolkajen pga. av de höga TOC-halterna.

EWG i Storfors och Ekokem i Kumla kan erbjuda förbränning av massor som har för hög TOC-halt för att deponeras. Kostnaden för förbränning är dock avsevärt högre än erhållna kostnader för deponering, se Tabell 6-1.

Ett alternativ till deponering på en extern deponi vara att anlägga en lokal deponi på plats inom området. Den främsta anledningen till att anlägga en deponi är att reducera behovet för transport av massor över längre sträckor och minska kostnader för omhändertagande. En



konventionell deponilösning med botten tätning och övertäckning är inte aktuellt för Kolkajen-Ropsten på grund av platsbrist och den planerade bostadsbyggnationen. I anslutning till Kolkajen-Ropsten finns dock nedlagda bergrum, samt bergrum som planeras att tömmas, som skulle kunna användas för detta syfte. En sådan åtgärd skulle dock behöva föregås av en tillståndsansökan och medför ett långvarigt kontrollansvar för staden. Sedimenten skulle troligen behöva stabiliseras innan deponering i bergrummet. Det ska noteras att haltgränser för TOC antagligen måste beaktas vid eventuell deponering av sediment i bergrummen.

Tabell 6-1 Anläggningarnas mottagningskriterier för TOC

Anläggning	Mottagningskriterier TOC
Storfors, EWG	Ca 10 % (medel på 11 % ska vara ok) på ingående sediment (före stabilisering)
Kovik, Sita	Ingen gräns
Löt, Sita	IFA max 5 % och FA-sediment max 6 % efter stabilisering
Högbyp, Ragn-Sells	IFA 10 % och FA 5-6 % efter stabilisering
Ekokem, Kumla	6 % på inkommande sediment
Langøya, NOAH	6 % på inkommande sediment
Västerås (Gryta) VafabMiljö	IFA: < 5 % och FA: < 6 % på inkommande sediment

### 6.1.7 Omhändertagande genom termisk behandling eller kemisk oxidation

Muddermassor som tas upp kan även behandlas termiskt eller med kemisk oxidation. På grund av högt vatteninnehåll är det mycket kostsamt att använda termiska metoder på sediment. Det är också tveksamt att de behandlade massorna har sådan kvalitet att de kan återvinnas utan måste sannolikt deponeras efter behandling. Förbränning kan dock vara enda lösningen för sediment med PAH i fri fas.

### 6.1.8 Övrigt

In situ metoder exempelvis stabilisering av sediment och biologisk behandling on-site efter upptag av sediment samt jordtvätt on-site har inte utretts i detalj för Kolkajen-Ropsten. Detta kan vid behov utredas vidare under projekteringen.

Anläggande av en lokal deponi för muddermassor bedöms inte vara aktuellt med hänsyn till den planerade utvecklingen av området till bostadsområde.

### 6.1.9 Slutsats rörande åtgärdsmetoder

Mekanisk muddring (grävuddring) bedöms vara en möjlig metod för att åtgärda sedimenten inom Kolkajen-Ropstens detaljplaneområde. Innan hydraulisk muddring (sugmuddring) avskrivs bör även denna metod undersökas närmare i projekteringen med hänsyn till sedimentens egenskaper.

Frysmuddring bör också utredas vidare då den metoden skulle kunna tillämpas inom vissa delområden med kraftigt förorenade sediment i anslutning till strandkanten, framför allt för att minska risken för spridning av kraftigt förorenade sedimentpartiklar och frifas under åtgärden. Behovet av avvattnings är också väsentligt mindre än för de övriga alternativen.



Övertäckning bedöms inte vara en gångbar metod, då området ska pålas och bebyggas. Övertäckning av delar utanför byggområdet utreds inte vidare, eftersom vi bedömer det som en osäker metod för sediment med tjära i frifas samt även mot bakgrund av den båttrafik som kan förväntas i området.

Muddring bör ske innanför siltgardiner för att förhindra spridning till omgivningen. Muddring av djupa sediment längs strandkanten kan i vissa delområden kräva föregående spontning för att förhindra att sediment utanför dessa åtgärdsområden inte rinner in i schaktområdet. Utformning och förutsättningar för installation av spont sker under projekteringen.

Passiv avvattning och rening av rejektivatten kan utföras på landområdet om det finns tillgängliga ytor under entreprenadens genomförande. Om ytor saknas kan mekanisk avvattning ske på pråm. Även geotuber skulle kunna användas på land eller pråm. Passiv eller mekanisk avvattning bör ske på land om vidare transport till mottagningsanläggning ska ske med bil.

De avvattnade sedimenten transporteras sedan till en godkänd mottagningsanläggning. Sedimentens innehåll av organiskt material (TOC) utgör en begränsning för omhändertagande av sediment på deponi. För att klara kravet på TOC-halt kan sedimenten förbehandlas genom en stabilisering som sänker TOC-halten. Deponiernas krav på maximal TOC-halt kan komma att begränsa vilka alternativ som finns att tillgå. Exempelvis så bedöms de deponier som är tillgängliga med båttransport inte vara några aktuella alternativ. En förbränning av sedimenten är också möjlig, men är betydligt mer kostsam.

Nyttiggörande av stabiliserade muddermassor efter muddring och avvattning som utfyllnadsmaterial i planerade byggnationer kan övervägas då det leder till färre transporter och mindre omfattande deponering men även minskade kostnader. De krav som kan komma att ställas på PAH-halter i sediment som ska stabiliseras kan dock begränsa mängden massor som är intressanta att återvinna.

Alternativet med en deponering av sedimenten i de bergrum som finns vid Kolkajen-Ropsten skulle kräva tillstånd och medför även ett långvarigt kontrollansvar för staden. Sedimenten skulle troligen behöva stabiliseras innan deponering i bergrummet.

## **6.2 Studerade åtgärdsalternativ**

### **6.2.1 Beskrivning av åtgärdsalternativ för Kolkajen-Ropsten**

De studerade åtgärdsalternativen beskrivs i detalj nedan och omfattar olika muddringsmetoder, omfattning av åtgärd (olika mätbara åtgärds mål) samt olika omhändertagande. Kartor som beskriver utbredning av åtgärdsområdena ges i kapitel 3. Volymer ges i Tabell 6-2.

De alternativ som studeras för upptag av sedimenten är:

- Alt 0: Nollalternativet, ingen åtgärd.
- Alt 1a: Mekanisk muddring och avvattning av alla förorenade sediment inom undersökningsområdet, efter mätbara åtgärds mål för PAH-16 (resthalter efter sanering; 200 mg/kg TS), samt efterföljande avvattning på land i närområdet och borttransport med bil till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning.
- Alt 1b: Mekanisk muddring och avvattning av alla förorenade sediment inom undersökningsområdet, efter mätbara åtgärds mål för PAH-16 (resthalter efter



sanering; 1000 mg/kg TS), samt efterföljande avvattning på land i närområdet och borttransport med bil till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning.

- Alt 1c: Mekanisk muddring och avvattning av alla förorenade sediment inom byggområdet (och i direkt anslutning), efter ett mätbart åtgärds mål som baseras på det platsspecifika riktvärdet för sediment (200 mg/kg TS PAH-16), och efterföljande avvattning på land i närområdet samt borttransport med bil till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning. Byggområdet definieras som det område som ska bebyggas och ca 50-70 meter utanför detta, dvs. det omfattar inte delområde Fb och Hb (som antas uppgå till ungefär hälften av ytan av F respektive H; se Figur 6-3).
- Alt 2: Frysmuddring för högförorenade strandnära sediment med tjära i fri fas samt grävuddring och avvattning av resterande förorenade sediment inom undersökningsområdet, efter ett mätbart åtgärds mål som baseras på det platsspecifika riktvärdet för sediment (resthalter efter sanering; 200 mg/kg TS). Efterföljande avvattning av grävuddrade massor på land i närområdet och borttransport av massor med bil till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning.
- Alt 3: Som Alt 1 a men med avvattning på pråm och därefter borttransport med bil till extern befintlig deponi/mottagningsanläggning (inträffar om ytor på land inte finns tillgängliga). Alternativ 3 kan även ställas mot alternativ 1b men detta har inte kostnadssatts.
- Alt 4: Mekanisk muddring och avvattning av alla förorenade sediment inom undersökningsområdet, efter ett mätbart åtgärds mål som baseras på det platsspecifika riktvärdet för sediment (200 mg/kg TS PAH-16) och efterföljande avvattning på land eller på pråm. Därefter stabilisering av vissa massor (ej fri fas; acceptabla haltgränser måste tas fram under projekteringen) och nyttiggörande i byggnadskonstruktioner eller lokalt omhändertagande i stadens bergrum i närområdet. För resterande massor sker borttransport med bil till extern befintlig deponi/ mottagningsanläggning.

Alternativ som innebär sjötransport till mottagningsanläggning har diskuterats med transport- och logistikföretag men inga prisuppgifter har kunnat erhållas i detta skede. Anpassning av samtliga ovanstående åtgärdsalternativ till sjötransporter istället för transport med lastbil är att föredra ur miljöhänsyn och det bedöms finnas förutsättningar för detta att bli en kostnadseffektiv lösning. Sjötransporter utreds för närvarande i mer detalj av staden.



**Tabell 6-2 Studerade åtgärdsalternativ för sedimenten i Kolkajen-Ropsten**

Alternativ	Beskrivning (Åtgärds mål = platsspecifika riktvärden 200 mg/kg TS PAH-16 för alla alternativ utom 1b)	Volym sediment
Nollalternativet	Ingen åtgärd	
Alternativ 1a	Mekanisk muddring, avvattnings på land och borttransport på bil till mottagningsanläggning (åtgärd för alla sediment där platsspecifika riktvärden överskrids)	94 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 1b	Samma som 1a men åtgärd endast för högförorenade områden inklusive fri fas (ca 1000 mg/kg TS PAH-16)	42 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 1c	Som Alt 1 a, men endast inom byggområdet.	69 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 2	Frysmuddring av strandnära kraftigt förorenade massor med fri fas samt mekanisk muddring av resterande massor. Avvattnings på land och borttransport på bil till mottagningsanläggning	74 000 m <sup>3</sup> + frys 20 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 3	Mekanisk muddring, avvattnings på <u>pråm</u> och borttransport på pråm till mottagningsanläggning (inträffar om ytor saknas på land)	94 000 m <sup>3</sup>
Alternativ 4	Mekanisk muddring, avvattnings på land eller pråm, stabilisering och nyttiggörande i bygget av vissa massor (ej fri fas) eller lokalt omhändertagande i bergrum. Borttransport på bil till mottagningsanläggning av resterande massor.	94 000 m <sup>3</sup>

### 6.2.2 Bedömd riskreduktion

I dagsläget finns drygt 90 ton PAH (räknat som PAH-16) i sedimenten i Värtan utanför Kolkajen-Ropsten, över hela den förorenade mäktigheten till mellan 0,25 och ca 4 meters djup i olika delområden. En mycket stor andel (65 %) av föroreningen finns i de strandnära delområdena där stora volymer tjära i fri fas observerats och uppmätts, se Figur 6-1.

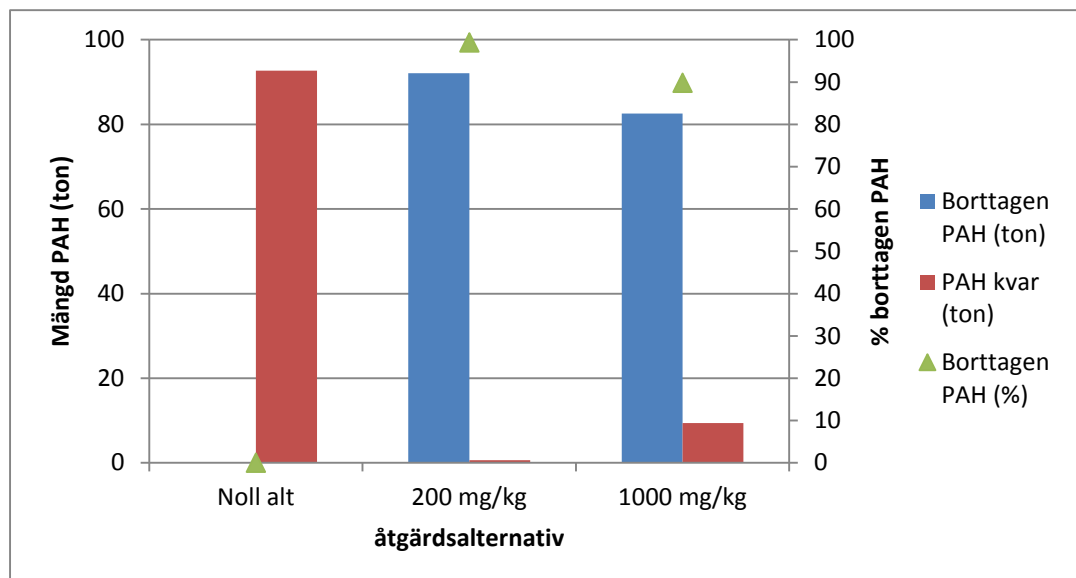
För Nollalternativet, dvs. ingen åtgärd, överskrids platsspecifika riktvärden inom hela byggområdet. Det innebär att man inte kan utesluta risker för hälsa och miljö vid kontakt med sediment eller risker för den akvatiska miljön vid eventuell spridning till övriga Värtan. Nollalternativet bedöms som ett orimligt alternativ, då föroreningar kommer att ”byggas in” vid bostadsbyggnationen.

För åtgärdsalternativ där ett åtgärds mål på ca 1000 mg/kg TS tillämpas (eller där fri fas observerats) uppskattas medelhalten i kvarlämnade restförorenade massor till ca 230 mg PAH-16/ kg TS (baserat på gjorda analyser). Medelhalten för varje delområde (se Figur 3-15) togs fram baserat på alla analyserade prover med halt under åtgärds mål. För uppskattning av mängder multiplicerades medelhalten med volymen förorenat sediment inom respektive åtgärdsyta. För detta åtgärdsalternativ åtgärdas ca 90 % av mängden PAH-16 (83 ton PAH), dock kvarlämnas drygt 9 ton i sedimenten, se Figur 6-1.

Medelhalten i kvarlämnade restförorenade massor blir ca 30 mg PAH-16/ kg TS vid efterbehandling efter ett åtgärds mål på ca 200 mg/kg TS (det platsspecifika riktvärdet; se Figur 3-14). För detta åtgärdsalternativ åtgärdas så mycket som 99 % av mängden PAH-16 (ca 90 ton PAH), och ca 600 kg kvarlämnas.

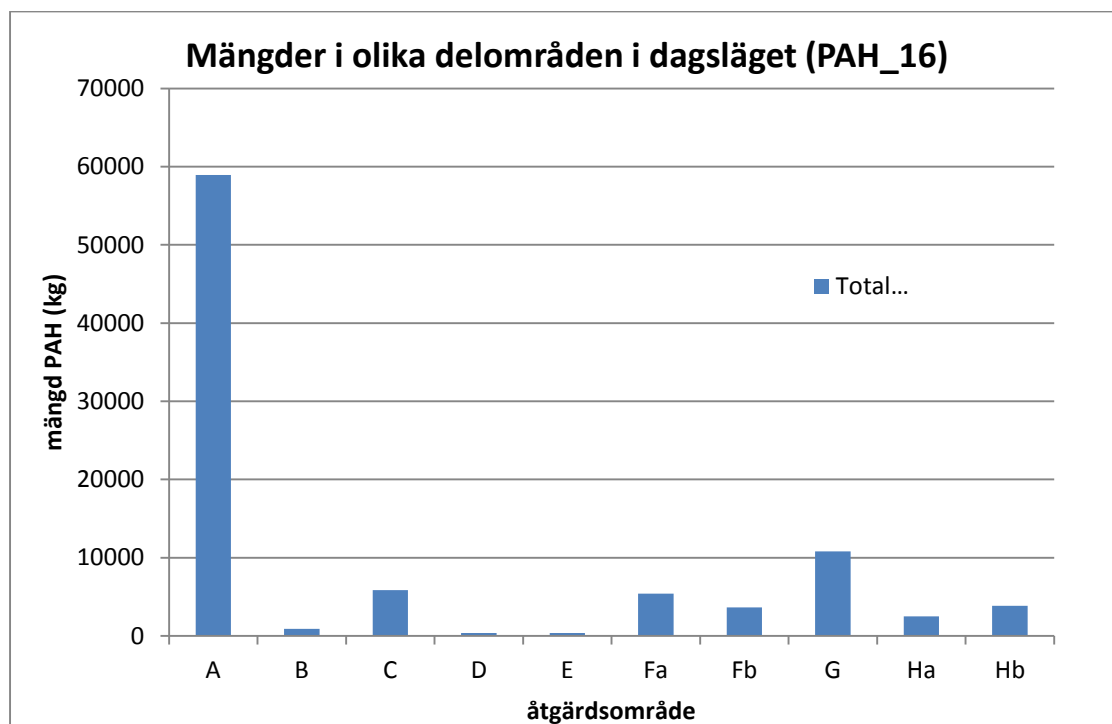
Dessa grova uppskattningar visar att resthalterna efter sanering blir väsentligt lägre än åtgärds målet, vilket kan beaktas vid optimering av åtgärdens omfattning. Exempelvis kan detta ge viss marginal för att lämna delområden utanför själva byggområdet.





Figur 6-1 Mängder PAH-16 i sedimenten i dagsläget i Värtan, Kolkajen-Ropsten samt mängdreduktion för åtgärdsalternativ som utgår från ett mätbart åtgärds mål på 200 mg/kg TS respektive åtgärd för fri fas (ca 1000 mg/kg TS PAH-16).

Om man endast skulle åtgärda område A, C och G i Figur 3-14 (till nivåer motsvarande 200 mg/kg TS) blir reduktionen av mängden PAH-16 drygt 80 %, dock lämnas förhållandevis stora PAH-mängder i sedimenten (ca 17 ton).



Figur 6-2 Mängder PAH-16 i sedimenten i dagsläget i Värtan, Kolkajen-Ropsten. F och H har delats upp i två delar, då ett åtgärdsalternativ innebär att förorening endast inom byggområdet åtgärdas (Fa och Ha, dvs. de mer strandnära delarna av F och H).



### 6.2.3 Kostnader

I Tabell 6-3 ges à-priser för de aktiviteter som omfattas av åtgärderna som diskuteras för området. Angivna à-priser är ungefärliga och baseras på uppgifter erhållna vid kontakter med entreprenörer och avfallsanläggningar. Kostnader för mottagning av förorenade massor baseras på kontakt med Ragn-Sells Högbytorp, Sita Löt/Kovik, EWG i Storfors & Finspång samt Ekokem i Kumla (se Tabell 6-5).

Muddrade massor antas inte ersättas med nya massor. Vid omräkning mellan volym och mängd massor ansätts en densitet på 0,3 ton/m<sup>3</sup>.

Beställarens övriga kostnader så som projektering av åtgärder byggledning, m.m. har skattats separat. Vi har antagit en kostnad på 10 % av övriga kostnader.

**Tabell 6-3 Antagna à-priser för olika moment.**

Moment	Enhet	À-priser
Mekanisk muddring	kr/m <sup>3</sup>	100-150
Frysmuddring	kr/m <sup>3</sup>	4000-8000
Stabilisering & återläggning/nyttiggörande i konstruktion	kr/ton	70-250
Spontning	kr/m <sup>2</sup>	1500-3000
Miljökontroll	kr	1 500 000
Transport och lossning efter muddring	kr/m <sup>3</sup>	50-70
Avvattnings ink. vattenrening (på land eller pråm)	kr/m <sup>3</sup>	250-500
Övrigt (projektering, byggherre mm)	%	10 %
Oförutsedda kostnader	%	10-15 %

**Tabell 6-4 Antagna à-priser för transport till deponi (för både IFA och FA).**

Transport med lastbil till deponi	Pris intervall (kr/ton)
Högbytorp, Ragn-Sells	60-70
Löt, Sita/SÖRAB	60-70
Kovik, Sita	75-88
Finspång	225
Storfors, EWG	295



**Tabell 6-5 Antagna å-priser för deponering**

Mottagning sediment IFA och FA	IFA	FA	Tjära fri fas (FA)
Högbytorp, Ragn-Sells	490	770	1000-3000
Löt, Sita		710	
Kovik, Sita	390		
Storfors, EWG	550	650	ca 3000
<b>Förbränning</b>			
Storfors, EWG			2600-3000
Kumla, Ekokem			4500

**Tabell 6-6 Kostnader för studerade åtgärdsalternativ för sediment.**

Alternativ	Kostnad SEK (miljoner kronor)		Kostnad om deponering istället för förbränning (miljoner kronor)	
	min	max	min	max
Alt 1a Muddring av halter > 200 mg/kg TS	140	223	112 (145)*	178 (229)*
Alt 1 b Muddring av halter >1000 mg/kg TS PAH-16	93	151	66	105
Alt 1 c - som alt 1a men inom byggområdet	108	173	88	139
Alt 2 Som Alt 1 a men både frys- och grävuddring	171	260	149	224
Alt 3 - som Alt 1a men avvattnings på pråm	140	223	112	178
Alt 4 - Som alt 1 a, men nyttiggörande	128	214	101	168
Tillkommande kostnad för osäkra volymer (drygt 10 000 m <sup>3</sup> )	14	21	10	15

\*kostnad om 80 % av muddermassorna måste omhändertas som farligt avfall (60 % i grundalternativet).

#### 6.2.4 Andra aspekter

De flesta åtgärdsalternativen är framtagna med samma ambitionsnivå avseende åtgärds mål för sedimenten (resthalter). Därmed är riskreduktionen densamma för de flesta alternativ (utom 1b, där högre resthalter lämnas och 1c, där endast åtgärder i direkt anslutning till byggområdet förutses).

Ett av alternativen beskriver upptag av sediment genom frysmuddring, vilket kan minska risken för grumling av sediment och spridning i Värtan. Högförorenade strandnära sediment förutses dock annars åtgärdas innanför spont, vilket också minskar risken för spridning i vattenmassan.

Det sista alternativet innebär att en andel av massorna antingen nyttiggörs i konstruktioner vid byggnationen eller omhändertas lokalt i stadens berggrum. Detta alternativ skulle medföra mindre antal transporter, liksom antagligen en något lägre kostnad för omhändertagande. Staden har som ambition att utreda och välja alternativ som medför så liten miljöbelastning som möjligt, efter en avvägning mot kostnaderna.



### 6.3 Osäkerheter

Ett relativt stort antal prov har uttagits inom sedimentområdet, dock föreligger osäkerheter pga. att föroreningssituationen är heterogen inom området. Föroreningen är vidare inte avgränsad mot djupet i ett antal punkter, framför allt i de mer kajnära områdena. I vissa delområden har få eller inga analyser gjorts. En uppskattning har gjorts av sådana osäkra volymer som visar att drygt 10 000 m<sup>3</sup> skulle kunna tillkomma. Kostnaden för denna eventuellt tillkommande volym kan uppgå till ca 10-15 miljoner kronor för extra muddring, avvattning och omhändertagande på deponi.

Effektiviteten i avvattningen påverkar hur stor volym muddermassor som måste transporteras bort och deponeras och därmed kostnaderna. Mekanisk avvattning har förutsetts vilket borde kunna sänka TS-halten till 40-55 % enligt kontakt med en entreprenör. Avvattningsgraden är dock starkt beroende av sedimenttypen och det kan antas att mer finpartikulära liknande de i Kolkajen-Ropsten sediment är svårare att avvattna. Förutsättningarna för avvattning och metodval ska utredas vidare i projekteringen. Under projekteringen bör också val av muddringsmetod fastställas. I föreliggande utredning har mekanisk muddring (grävuddring) bedömts vara en lämplig metod men detta bör bekräftas med tester och eventuellt pilotförsök.



## 7 Handlingsplan för vidare arbeten

### 7.1 Underlag för beställarens riskvärdering

Inom ramen för den kvarvarande riskvärderingen som görs av beställaren kvarstår att besluta om slutlig inriktning och omfattning av efterbehandlingsåtgärder för jord respektive sediment för att sedan gå vidare i projekteringen.

För markområdet omfattar riskvärderingen bl.a. att besluta om hantering av eventuell tjära i fri fas på stora djup - att lämnas, grävas ur eller behandlas med in situ metod. Även hur tjära i fri fas eller i mycket höga halter under befintliga byggnader ska hanteras måste värderas (lämnas, grävas ur eller behandlas med in situ metod).

För sedimenten omfattar riskvärderingen bl.a. att besluta om skyddsvärde av sediment och omgivning, dvs. bestämma vilket mätbart åtgärds mål som ska gälla för PAH-16. Beslut ska även fattas kring val av metod för muddring samt omhändertagande.

För beställarens planering för detaljplaneområde projekt Kolkajen-Ropsten ska även beaktas att eventuell återinfiltration av dagvatten inte bör ske inom områden där restförorening lämnas i jorden. Detta för att inte öka spridningen av föroreningar från dessa områden.

### 7.2 Fortsatta undersökningar

Följande utredningar bedöms krävas inför eller under projekteringen för att ytterligare klargöra avgränsning i plan och profil av föroreningar. Resultaten från undersökningarna ska användas som underlag för att planera och handla upp entreprenadarbetena.

- Provtagning inom markområdet: Utföra ytterligare provtagning (porgas, fler grundvattenrör och planerade jordprov som utgått pga tidsbrist) för att klargöra om det finns en föroreningskälla av bensen under och/eller i anslutning till Fortums byggnad.
- Provtagning av sedimenten: Kompletterande provtagning av sediment för bättre avgränsning i yt- och djupled av föroreningar, särskilt inom delområden som är sparsamt undersökta, bland annat i området utanför Fortums byggnad.
- Analys och tolkning av suspenderat material i sedimentfällor, som kommer att plockas in i slutet av april. Kommer att ge viss information om storleken av resuspensionen och spridningen av sediment och föroreningar (PAH) från området i dagsläget.
- Under projekteringen bör platsspecifika riktvärden för jord under grundvattenytan tas fram som underlag för beslut om mätbara åtgärds mål för genomförandet.
- Klargöra behovet av skyddsåtgärder där förorening eventuellt måste lämnas i halter över platsspecifika riktvärden för Norra djurgårdsstaden. Detta kan gälla förorening på större djup (i dagsläget känt vid parkeringsytan och vid f.d. vattengasverket) samt inom Fortums område.
- Utreda om borrhning med LDA är ett mer kostnadseffektivt alternativ till spontning och konventionell urgrävning.
- Göra en mer detaljerad uppskattning av volymen massor i ytjorden (ca 0-1 m, djupare i vissa delområden) som har halter under åtgärds målen men som ändå behöver grävas ur för att åtgärda underlagande förorenad jord.



- Utredningen av in-situ metoder har visat att det är svårt att rekommendera en enskild teknik som kan fungera under rådande förhållanden. Om man väljer att gå vidare med in-situ lösning bör man flera tekniker och hur de kan fungera på enskilda delområden och föroreningar. In situ kemisk oxidation (med persulfat eller Fentons reagens) har bedömts ha bäst förutsättningar att fungera men även flerfasextraktion (för t.ex. bensen och lättare PAH-fraktioner), termisk avdrivning (dock dyrt) och biologisk behandling (tidskrävande) kan ha förutsättningar att fungera. I detta sammanhang måste det även klargöras vilka mätbara åtgärds mål som kan uppnås och accepteras, hur tidsåtgången för rening stämmer med tidplanen, tillgänglighet av ytor inom området, m.m.
- Förutsättningarna för stabilisering av jord och sediment in situ har inte studerats i detalj i föreliggande utredning, men kan utredas vidare om det visar sig att förorenad jord eller sediment måste kvarlämnas inom området utan åtgärd (pga kostnader, tekniska begränsningar, m.m.). Hur en sådan åtgärd ska genomföras för att kvarlämnade tjärföroreningar inte ska orsaka oacceptabla hälso- eller miljörisker på kort eller lång sikt måste då också klargöras.

Det ska noteras att strategi och framtagande av anmälningar, tillståndshandlingar, kommunikation med tillsynsmyndigheten, m.m. kring planerade åtgärder inte beskrivits i denna åtgärdsrapport då denna process redan hanteras av staden för detaljplaneområde Kolkajen-Ropsten.

## 7.3 Projekteringsdirektiv

Nedan ges ett antal projekteringsdirektiv som omfattar krav som projektören inte bör avvika från vid projektering av efterbehandlingsåtgärderna. Projekteringsdirektiven bygger på områdets speciella förutsättningar som legat till grund för riskbedömning och riskvärdering och ska beaktas i projekteringen.

### 7.3.1 Projekteringsdirektiv för markområdet

- Utformningen av åtgärder ska anpassas efter teknisk genomförbarhet, exempelvis åtkomst i anslutning till byggnader, nedträngning till mycket stora djup, stabilitetsaspekter i strandnära områden, etc.
- Försök bör utföras under projekteringen för att klargöra den förorenade jordens lämplighet för rening genom in situ kemisk oxidation (fri fas tjära/PAH på stora djup). Även biologisk nedbrytning med exempelvis arkeer kan utredas i mer detalj och resultat från pågående arbeten i referensprojekt bevakas (Norrköping). Innan eventuella pilottester genomförs bör de platsspecifika förutsättningarna undersökas noggrannare och hydrologiska tester (pumpförsök, infiltrationstester, m.m.) bör utföras för att klargöra exempelvis möjligheterna till injektion av oxidationsmedel och förutsättningarna för kontakt med jorden. Även fysikalisk-kemiska analyser och tester måste utföras som underlag för bedömning av effektiviteten av såväl kemisk oxidation som biologisk nedbrytning.
- Förorening förekommer under grundvattenytan på flera platser inom området till måttliga djup. Det förutsätts att viss schaktning under grundvattenytan kan ske (eller avsänkning under kortare tider utan föregående spontning) men detta kan då behöva kombineras med skyddsåtgärder för att förhindra spridning. Kompletterande grundvattennivåmätningar inom området och utförd geoteknisk utredning av jord och sediment kan användas som underlag för bedömningen.



- Eventuella inskränkningar i tillträde, trafik etc. inom det aktuella området i samband med genomförandefasen ska redovisas av projektören.
- Under projekteringen får utredas vilket maximalt djup som är rimligt att schakta till inom parkeringsytan med hänsyn till förekommande föroreningar och vid vilket djup det istället är mer kostnadseffektivt att rena jorden med exempelvis in situ kemisk oxidation (efter uttestning av effektivitet). Urgrävning till 7 meters djup (känd undre förorenad nivå i någon provpunkt) skulle ge en stor schakt med komplicerade och dyra spontlösningar. Utreda möjligheterna till sjötransporter som alternativ till biltransporter.

### **7.3.2 Projekteringsdirektiv för sedimenten**

- Slutligt val av metod för muddring och avvattning utreds i detalj i projekteringen med hänsyn till sedimentegenskaperna, förekomst av förorening av tjära i fri fas, m.m.
- Detaljprojekteringen av hur sedimenten i Lilla Värtan skall muddras, avvattnas och hur uppgrävda förorenade sediment skall omhändertas kan eventuellt kombineras med att ge entreprenörer möjlighet att göra fält- och laborietester på de aktuella sedimenten under projekteringen.
- Utreda erforderliga skyddsåtgärder för att motverka spridning i vattenmassan vid muddring och krav på mätning och kontroll.

### **7.3.3 Gemensamma projekteringsdirektiv för landområdet och sedimenten**

- Under projekteringen fastställs hur miljökontrollen av porgas, grundvatten och jord ska utföras för såväl land- som sedimentområdet samt hur uppföljning och kontroll av åtgärden ska ske (beskrivs även av entreprenörens miljökontroll/egenkontroll). Ett program för bevakning av spridning av föroreningar i grund- och ytvatten samt via luften tas också fram för såväl genomförandet som uppföljningen av efterbehandlingsåtgärder. Det kontrollprogram för grundvatten som bedrivs i dagsläget för markområdet inom Kolkajen-Ropsten bör anpassas för att ge tillräckligt referensunderlag för uppföljning av de olika delåtgärder som ska genomföras i området. Kontrollprogrammet bör redan nu kompletteras med provtagning i ett antal av de nya grunda och djupa rör som installerats under Kemaktas åtgärdsutredning.
- Metod för schaktning av jord och muddring av sediment som minimerar spridning, skall tas fram under projekteringen. Detta berör särskilt områden där förorening trängt ner till stora djup.
- Möjligheten att utnyttja ytor inom landområdet under genomförandet måste klargöras då detta i hög grad påverkar utförandet av efterbehandlingsåtgärder. Behov och lokalisering av eventuella anläggningsytor för avvattning av förorenade sediment och rening av vatten utreds liksom plats för tillfälliga upplag för urschaktade massor och sediment.
- Projekteringen av åtgärder ska i enlighet med stadens mål ske med syfte att så långt det är möjligt minimera transporter och deponering.
- Möjligheterna att nyttiggöra förorenad jord eller sediment vid byggnation inom vattenområdet bör klargöras och acceptabla haltgränser för denna användning tas



fram. Eftersom sediment kommer att behöva stabiliseras inför ett nyttiggörande måste bänkskaleförsök och/eller pilotförsök med stabilisering av sediment utföras.

- Ett annat alternativ till borttransport och deponering som bör utredas under projekteringen är möjligheten att deponera förorenad jord och/eller stabiliserade sediment i stadens bergrum i anslutning till området, vilket skulle minska kostnaderna för transport och omhändertagande.
- Åtgärder ska i så stor utsträckning som möjligt ske i en ordning och på ett sådant sätt som motverkar återförorening av redan sanerade områden. Särskild hänsyn bör tas inför den delsanering av Bobergsgatan som kommer att omfatta den kraftigt tjärförorenade parkeringsytan.
- Karakterisering bör göras av det förorenade vatten som uppkommer vid grävning i länshållna schaktgropar samt efter avvattning av förorenade sediment. Underlaget kan användas för val av teknik för vattenrening vilket ska beskrivas i projekteringen (alternativt kan det fungera som underlag för entreprenörens kalkyl om vattenreningen upphandlas som en totalentreprenad).

Förutom dessa specificerade direktiv ska detaljprojekteringen utreda och anvisa lösningar för alla de frågeställningar som normalt behöver behandlas i ett anläggningsprojekt av denna omfattning.



## 8 Referenser

Avfall Sverige (2007). Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:01.

Billersjö (2013).

Cato Å och Apler A, 2011. Metaller och miljögifter i sediment – inom Stockholms stad och Stockholms län 2007, Rapport 2011:19, Länsstyrelsen i Stockholms län.

CCME, 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons. Factsheet. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment

ECB, 2008. European Union Risk Assessment Report, Coal-tar pitch, high temperature, CAS no: 65996-93-2. EINECS No 266-028-2, Risk assessment.

Golders, 2015. Kompletterande riskbedömning med avseende på flyktiga föroreningar i sydvästra gasverksområdet, 2015-12-09.

Jonsson P, 2010. Spridning av föroreningar från Beckholmen - Sedimentundersökning i Stockholms hamn, JP Sedimentkonsult HB.

Kemakta (2016). Undersökningsrapport mark och sediment. Provtagning, analys och tolkad föroreningssituation inom Kolkajen-Ropsten, Norra Djurgårdsstaden, Kemakta, april 2016.

Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

NGI, 2008. Development of binder and additions. Final report from phase 1, 2 and 3. Bindemedler og metoder for stabilisering/ solidifisering av forurensede masser, 2006-2008. NGI Report 20061257-2.

RIVM, 2001. Ecotoxicological serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds. Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP, Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, RIVM report no, 711701020.

RIVM, 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for direct aquatic, benthic and terrestrial toxicity. RIVM report 607711007. Verbruggen EMJ. National Institute for Public Health and the Environment. Netherlands.

SGI, 2011. Stabilisering och solidifiering av muddermassor. Statens Geotekniska Institut. Rapport till Naturvårdsverket.

SMHI, 2016. Vattenwebb, Modelldata per område. <http://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>

Sweco, 2015a. Dagvattenhantering Norra Djurgårdsstaden.

Sweco, 2015b. Programhandling Bobergsgatan Etapp 2 - Dagvatten. Sweco Environment AB, 2015-10-30.

(Markrening Hjorthagen, Anmälan, daterad 2004-10-06)

Norra Djurgårdsstaden, Anmälan om Markrening för etapperna Norra 2, Produktionsområdet och Östra, reviderad 2011-12-20

SFS 1011:927

NFS 2004:10



SPI (2011). Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar. Svenska Petroleum Institutet.

VROM (2000): Circular on target values and intervention values for soil remediation, Annex A. Target values, soil remediation intervention values and the indicative levels for serious contamination, Version February 4<sup>th</sup>, 2000. Netherlands Ministry of Spatial planning, Housing and the Environment.

WHO (2011). Guidelines for drinking water quality. 4<sup>th</sup> edition. World Health Organisation, Geneva.



## **Bilaga 1-6**

- Bilaga 1a Provpunktskarta jord, Kemakta 2015**
- Bilaga 1b Provpunktskarta jord, 2015 och tidigare undersökningar**
- Bilaga 2 Provtagna grundvattenrör, Kemakta 2015**
- Bilaga 3 Provpunktskarta sediment, 2015 och tidigare undersökningar**
- Bilaga 4a Borrdjup i provtagningspunkter, Kemakta 2015**
- Bilaga 4b Borrdjup i provtagningspunkter, 2015 och tidigare undersökningar**
- Bilaga 5 Karta med indelning i delområden som använts för att uppskatta förorenade jordvolymen (inklusive osäkra ytor)**
- Bilaga 6a Kostnadsuppskattningar för åtgärdsalternativ - markområdet**
- Bilaga 6b Kostnadsuppskattningar för åtgärdsalternativ - sedimenten**







## **Bilaga 1**

- a. Provpunktskarta jord, Kemakta 2015**
- b. Provpunktskarta jord, 2015 och tidigare undersökningar**

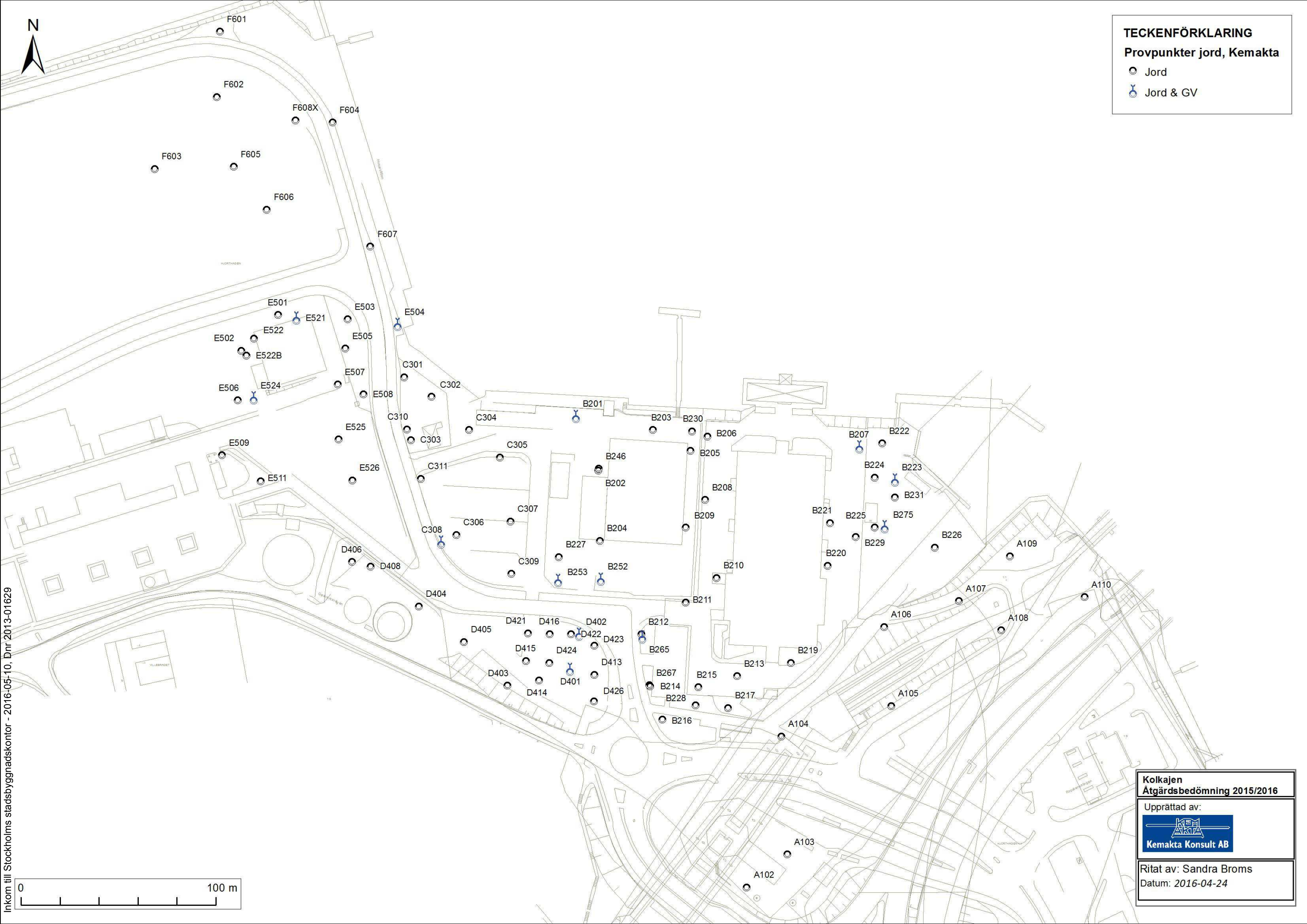








**TECKENFÖRKLARING**  
**Provpunkter jord, Kemakta**  
● Jord  
● Jord & GV



Inkom till Stockholms stadsbyggnadskontor - 2016-05-10, Dnr 2013-01629

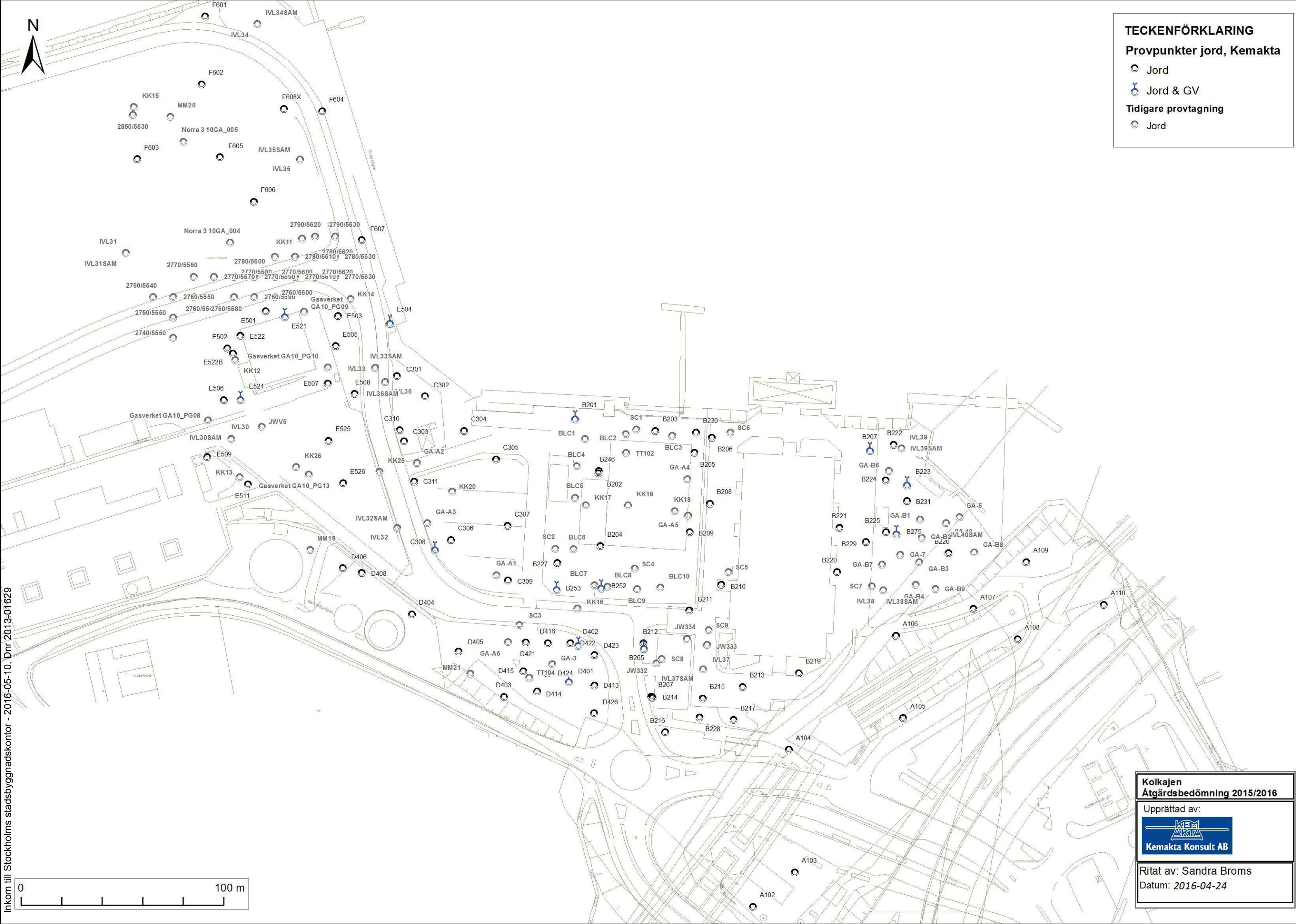


**Kolkajen**  
**Åtgärdsbedömning 2015/2016**  
Upprättad av:  
  
**Kemakta Konsult AB**  
Ritad av: Sandra Broms  
Datum: 2016-04-24











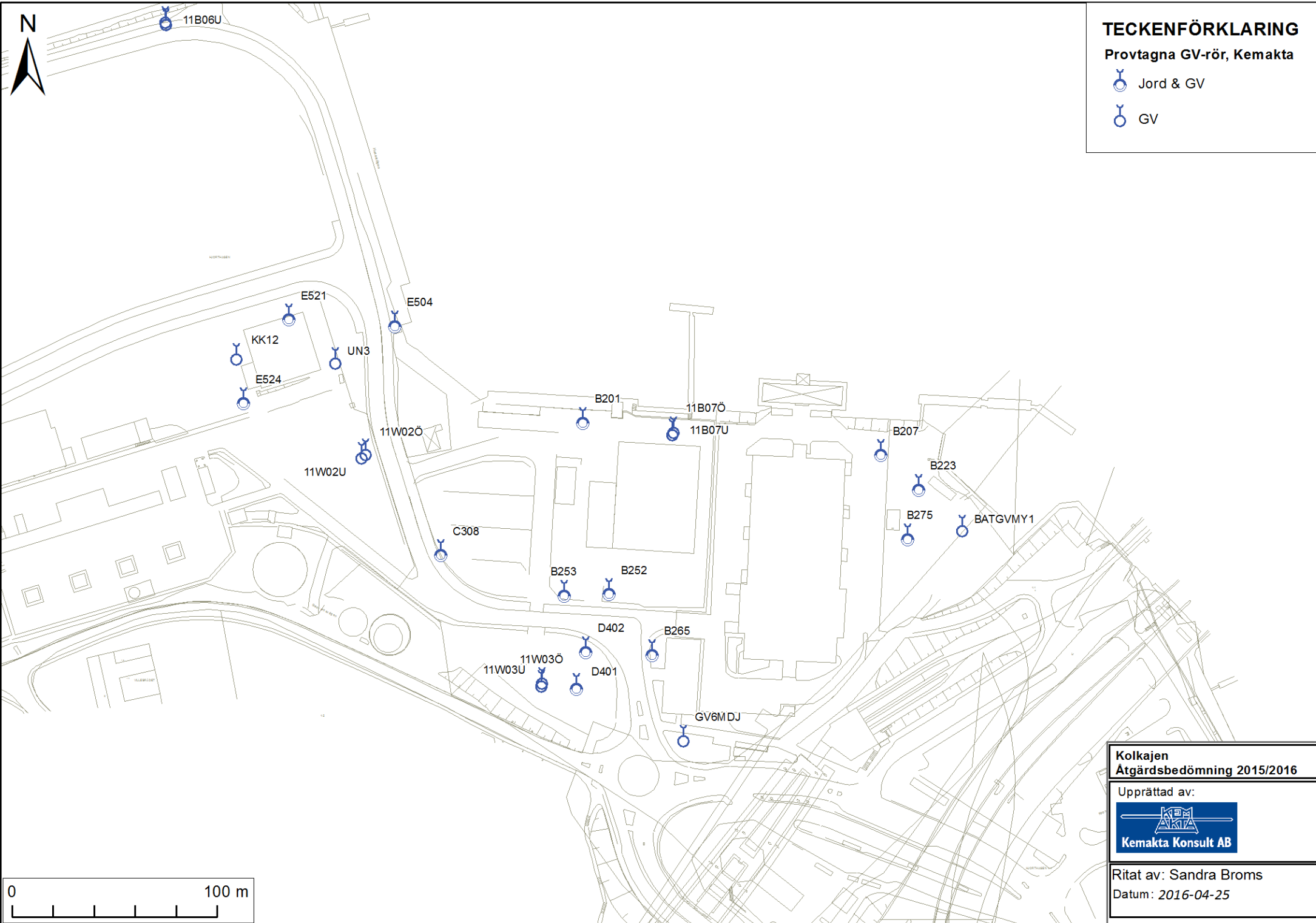
## **Bilaga 2**

### **Provtagna grundvattenrör, Kemakta 2015**











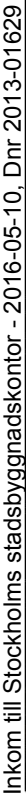
## **Bilaga 3**



### **Provpunktskarta sediment, Kemakta 2015 och tidigare undersökningar**









 Kemakta  
 Annan konsult

## Kolkajen

### Åtgärdsbedömning 2015

Upprättad av:



Ritat av: Sandra Broms  
Datum: 2015-11-24



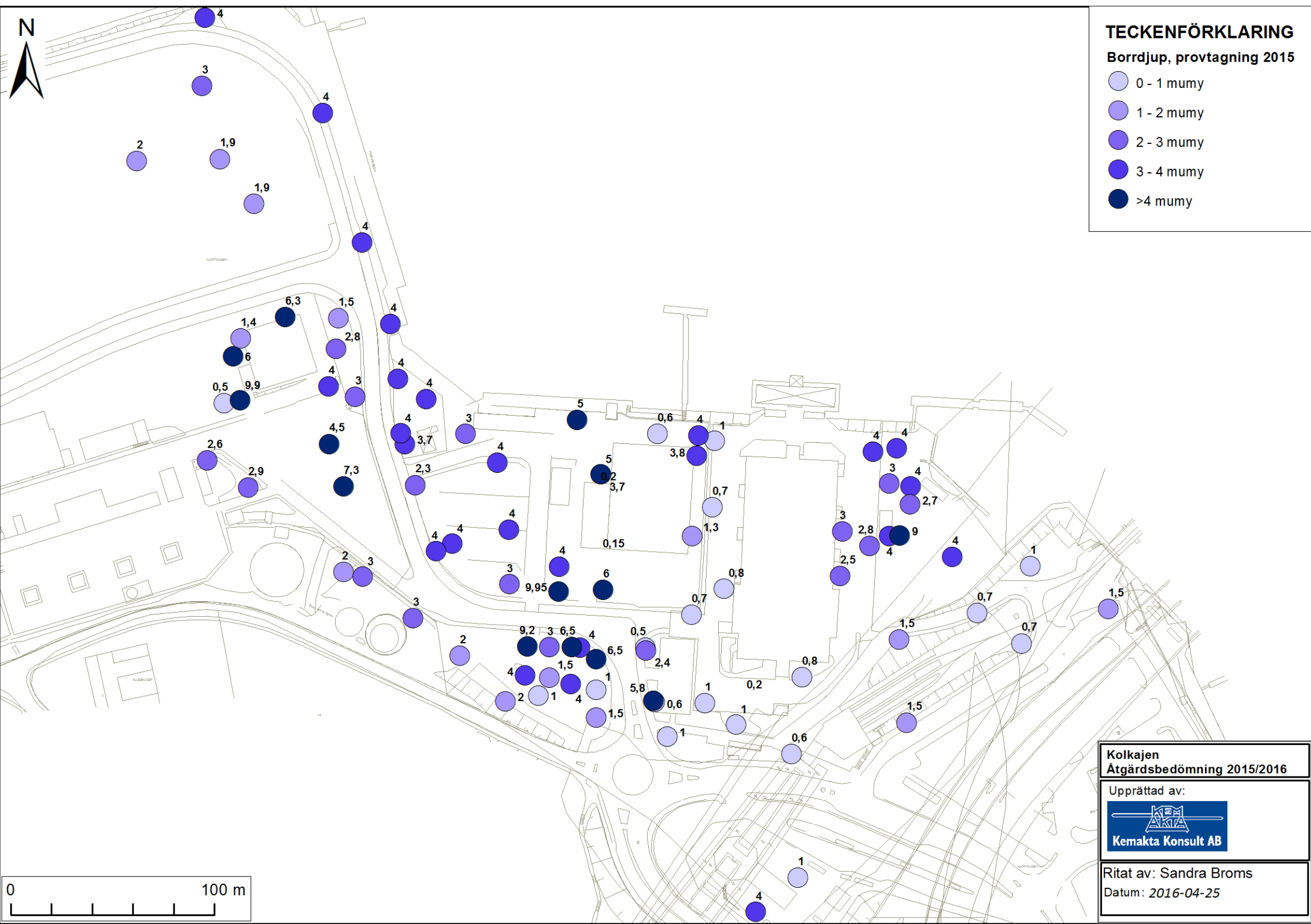
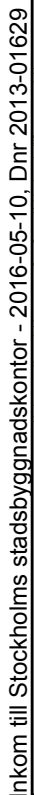
## **Bilaga 4**

- a. Borrdjup i provtagningspunkter, Kemakta 2015**
- b. Borrdjup i provtagningspunkter, 2015 och tidigare undersökningar**





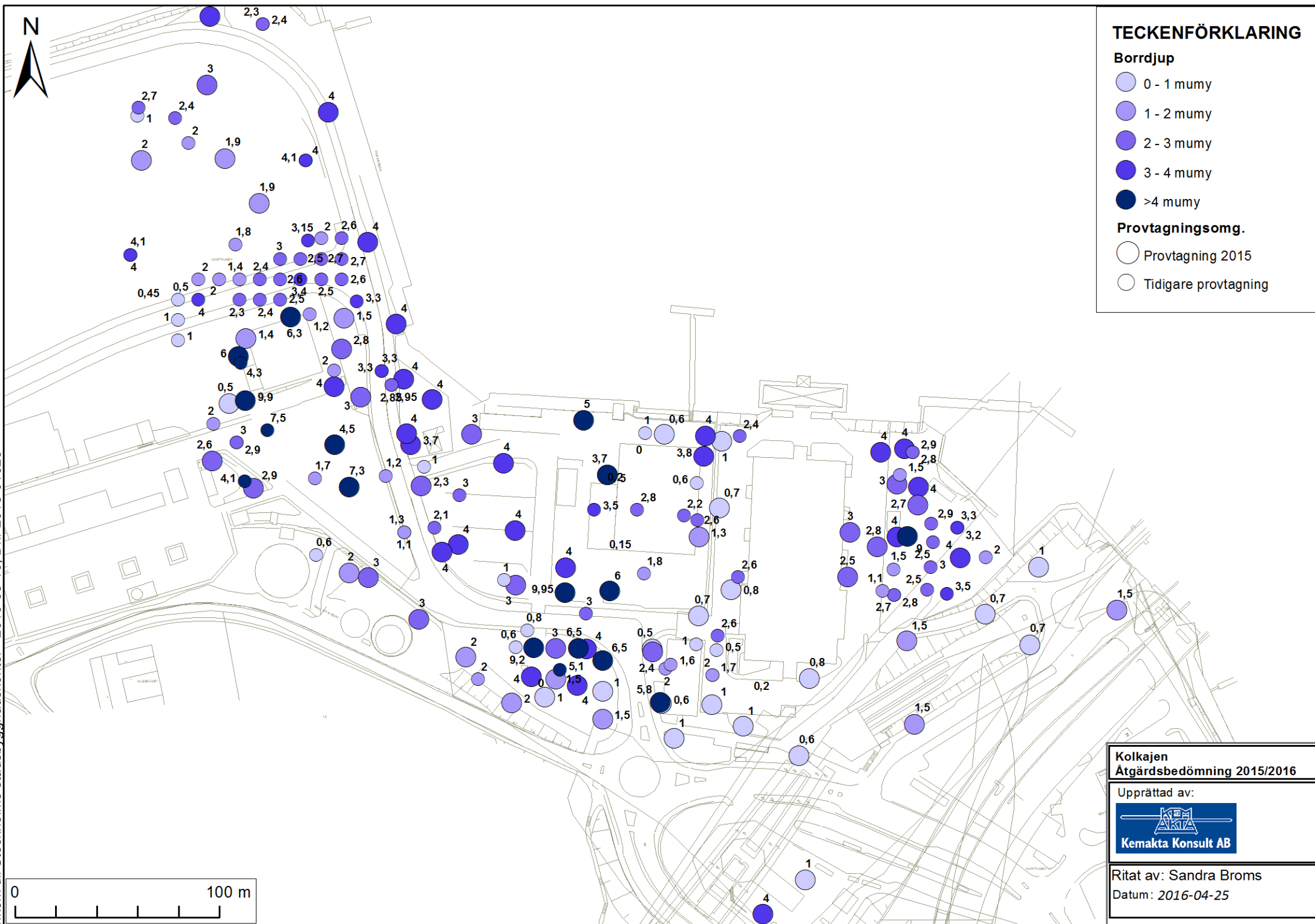




0 - 1 mummy  
 1 - 2 mummy  
 2 - 3 mummy  
 3 - 4 mummy  
 >4 mummy

Ritat av: Sandra Broms  
Datum: 2016-04-25







## **Bilaga 5**

**Karta med indelning i delområden som använts för att uppskatta förorenade jordvolymmer (inkl osäkra ytor)**







