

Miljöteknisk markundersökning

Rapport

Johannisborgsförbindelsen, del av Slottshagen 1:10 m fl
Norrköpings kommun

2023-09-29

Innehåll

1. Inledning	5
1.1. Bakgrund	5
1.2. Mål och syfte	6
2. Områdesbeskrivning	6
2.1. Markanvändning och markägförhållanden	6
2.2. Geotekniska och hydrogeologiska förhållanden	7
2.3. Tidigare undersökningar.....	8
3. Provtagningsplan	9
3.1. Bedömning av utredningsbehov.....	9
3.2. Provtagningsstrategi.....	9
4. Utförda undersökningar	10
4.1. Provtagning av jord och installation av grundvattenrör	10
4.2. Provtagning av grundvatten	12
4.3. Genomförda analyser.....	13
4.4. Avvikelser från provtagningsplanen	13
4.5. Kvalitetskontroll	13
4.6. Övrigt.....	13
5. Bedömningsgrunder	14
5.1. Jord.....	14
5.2. Grundvatten.....	15
6. Resultat	15
6.1. Jord.....	15
6.1.1. Observationer i fält	15
6.1.2. Analysresultat metaller	16
6.1.3. Analysresultat organiska ämnen	16
6.1.4. Sammanställt resultat föroreningar i jord	17
6.2. Grundvatten.....	19
6.2.1. Observationer i fält	19
6.2.2. Analysresultat metaller	20
6.2.3. Analysresultat organiska ämnen	20
7. Sammanfattat resultat och resultattolkning	21
8. Riskbedömning	24
8.1. Förutsättningar för riskbedömning	24
8.2. Konceptuell modell	25
8.3. Övergripande åtgärds mål.....	26
8.4. Representativa halter	26

8.5. Hälsorisker.....	27
8.6. Miljörisker	29
8.7. Bedömning av risker utifrån halter i grundvattnet.....	30
8.8. Samlad riskbedömning.....	30
9. Bedömning av åtgärdsbehov	31
10. Åtgärdsutredning	32
10.1. Identifiering av åtgärdsmetoder.....	32
10.2. Antaganden för kostnadsbedömning	32
10.3. Föreslagna åtgärdsalternativ.....	33
10.3.1. Nollalternativ.....	33
10.3.2. Åtgärdsalternativ 1, ingen byggnation av väg och täckning av områden med hälsorisk	33
10.3.3. Åtgärdsalternativ 2, schaktsanering av yttlig jord 0-1 m i vägsträckning samt täckning av område med hälsorisk.....	34
10.3.4. Åtgärdsalternativ 3, schaktsanering av yttlig jord i vägsträckning samt för hälsorisk	35
10.3.5. Åtgärdsalternativ 4, schaktsanering av jord med halt över riktvärde för MKM.....	36
10.4. Sammanfattning åtgärdsutredning	38
Referenser.....	39

Bilagor

Provtagningsplan, Johannisborgsförbindelsen etapp 3	Bilaga 1
Fältprotokoll, provtagning jord	Bilaga 2
Fältprotokoll, provtagning grundvatten	Bilaga 3
Sammanställning, analysresultat jord	Bilaga 4
Analysprotokoll jord, ALS	Bilaga 5
Sammanställning, analysresultat grundvatten	Bilaga 6
Analysprotokoll grundvatten, ALS	Bilaga 7
Koordinatlista, provpunkter	Bilaga 8

Ritningar

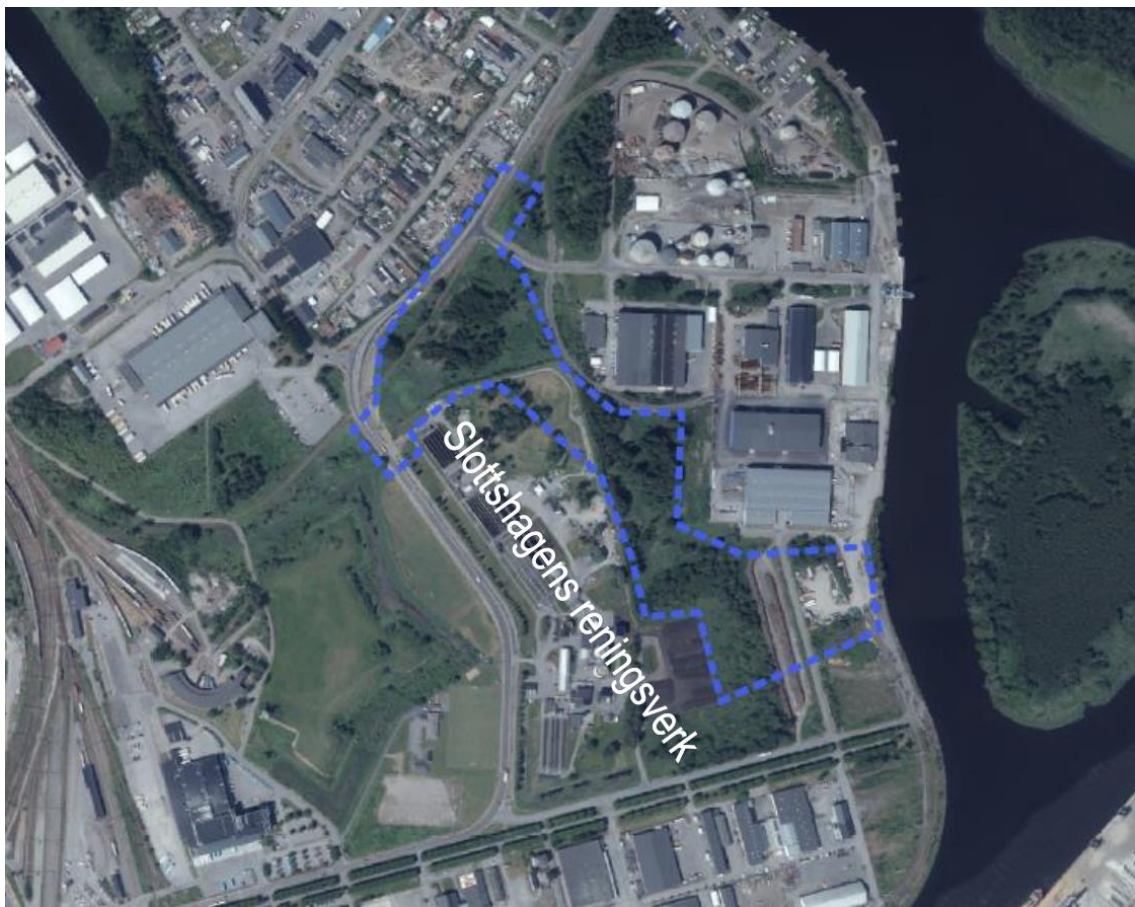
Planritning, provpunkter	N-10.1-001
Planritning, resultat av analyser	N-10.1-002
Planritning, grundvattennivåer	N-10.1-003
Planritning, klassning massor nivå 0-1 m	N-10.1-004
Planritning, klassning massor nivå > 1 m	N-10.1-005

1. INLEDNING

1.1. Bakgrund

Structor Miljö Öst AB har på uppdrag av Norrköpings kommun fått i uppdrag att genomföra en miljöteknisk markundersökning inför projektering av etapp 3 av Johannisborgsförbindelsen i Norrköping.

Aktuellt undersökningsområde ligger i stadsdelen Slottshagen, se Figur 1. På området planeras en vägbyggnation för att förbättra trafiksituationen i Norrköping.



Figur 1. Undersökningsområdet markerat med blå streckad linje. Figur från avropshandling.

1.2. Mål och syfte

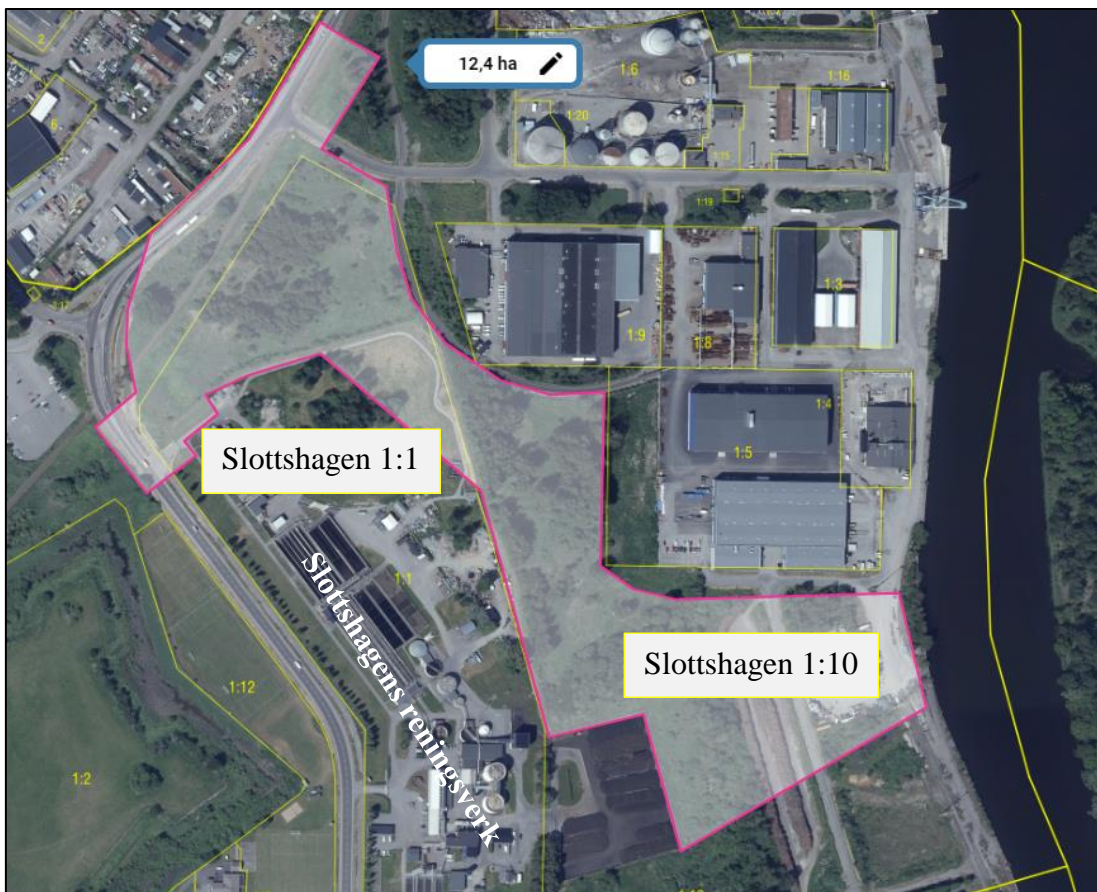
Målet med uppdraget är att genomföra en miljöteknisk undersökning för att undersöka föroreningsituationen inom aktuellt område.

Syftet med undersökningen är att klarlägga om det finns föroreningar som kan utgöra en risk för hälsa och miljö. Föreligger det en risk med anledning av föroreningar görs en bedömning av åtgärdsbehovet samt en åtgärdsutredning.

2. OMRÅDESBESKRIVNING

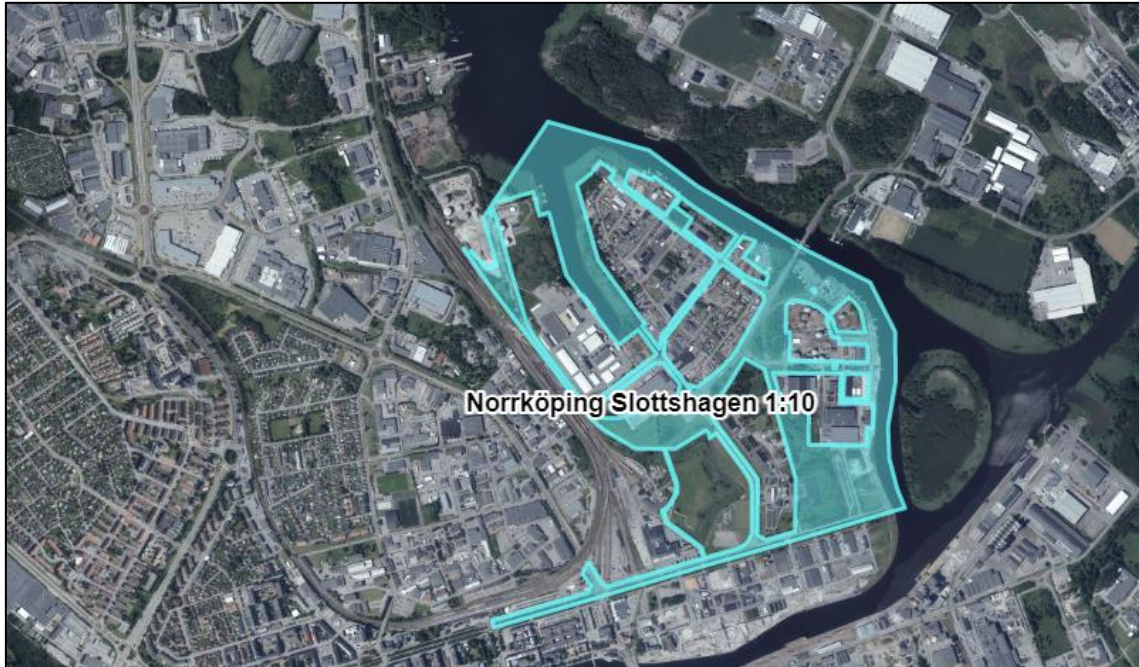
2.1. Markanvändning och markägoförhållanden

Utredningsområdet omfattar del av fastigheten Slottshagen 1:1 och del av fastigheten Slottshagen 1:10, se Figur 2. Undersökningsområdet omfattar en yta på ca 12-13 ha.



Figur 2. Utredningsområdet som omfattar delar av fastigheterna Slottshagen 1:1 och Slottshagen 1:10 (Lantmäteriet, 2023).

Slottshagen 1:10 är en kommunägd stamfastighet som sträcker sig över stora delar av Slottshagen, se Figur 3.



Figur 3. Utbredningen av fastigheten Slottshagen 1:10 (Lantmäteriet, 2023).

Slottshagen 1:1 är omsluten av Slottshagen 1:10 och här ligger Slottshagens reningsverk. Reningsverket har även tagit del av Slottshagen 1:10 i anspråk, se Figur 2, där utredningsområdet tolkats in på Lantmäteriets fastighetskarta. De delar av undersökningsområdet som inte används för reningsverk är naturmark.

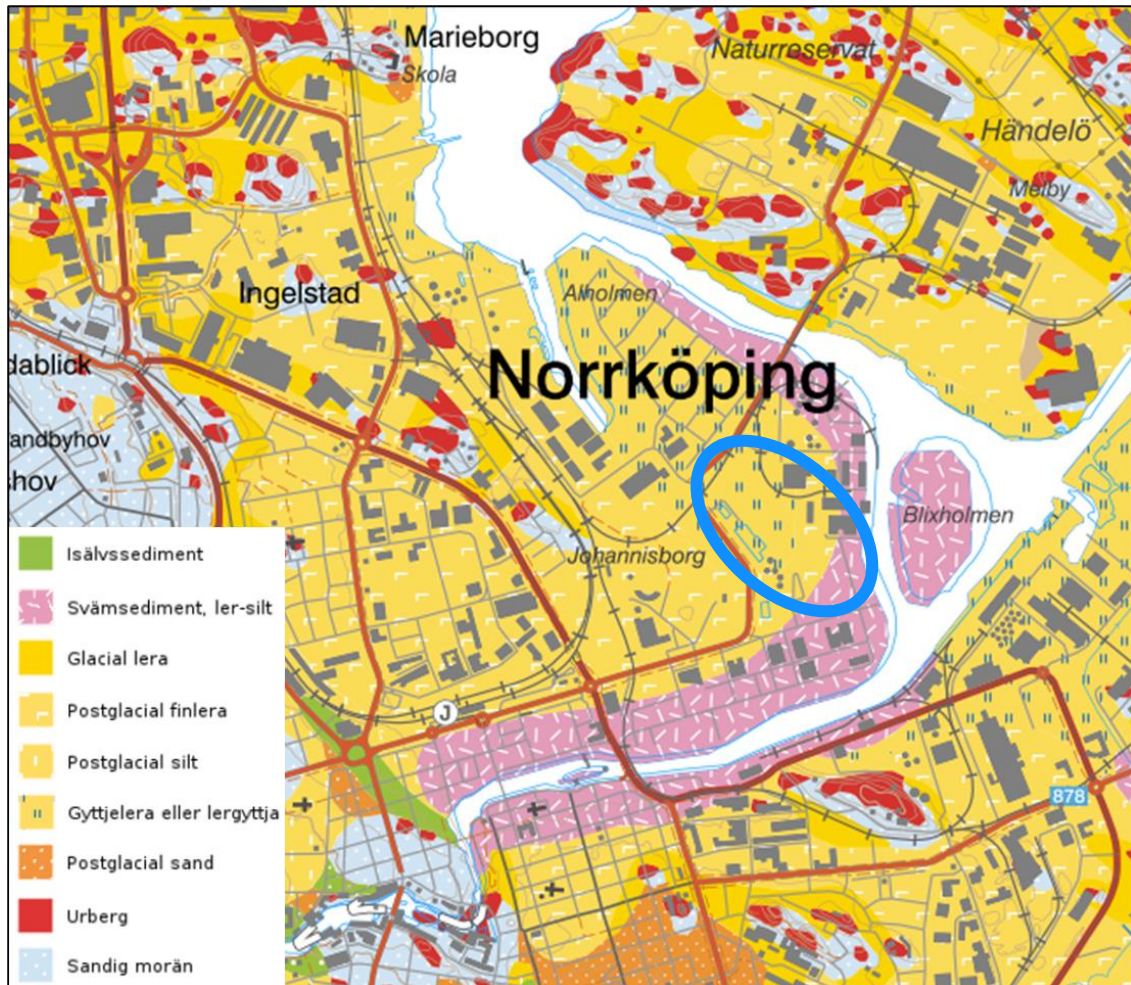
2.2. Geotekniska och hydrogeologiska förhållanden

Enligt SGUs jordartskarta (www.sgu.se) utgörs marken i området huvudsakligen av gyttjelera/lerig gyttja och längst i söder och öster av svämsediment, lerig silt, se Figur 4.

Uppskattat djup till berg varierar mellan 30-50 m i största delen av området men i söder är det uppskattade djupet något mindre, 20-30 m.

Förmodad grundvattenriktning är mot Motala ström i söder och öster.

Samtliga fastigheter i området är anslutna till kommunalt VA-ledningssystem.



Figur 4. Urklipp från SGU:s jordartskarta med jordarter 1:25000 - 1:100000 (SGU, 2023). Undersökningsområdets läge är ungefärligen markerat med blå ellips.

2.3. Tidigare undersökningar

Ett flertal tidigare undersökningar har genomförts i, och i anslutning till, aktuellt område. Dessa, samt utvärdering av utredningsbehovet, redovisas i provtagningsplan i bilaga 1.

3. PROVTAGNINGSPLAN

Provtagningsplanen för undersökningen återfinns i bilaga 1. Nedan görs en kort sammanfattning av provtagningsplanens innehåll avseende utredningsbehov och provtagningsstrategi.

3.1. Bedömning av utredningsbehov

De tidigare undersökningarna som SWECO genomfört inom aktuellt område 2007-2009 har fokuserat på föroreningsituationen med avseende på PAH, medan omfattningen av petroleum- och metallanalyser är mindre. De flesta provpunkter har även förlagts i områdets södra och östra del. För att få en bättre bedömning av föroreningsituationen bedömdes därför kompletterande undersökningar behöva göras i områdets norra och västra del, men även kompletterande provtagning i den östra delen främst med avseende på metaller, petroleum och PFAS.

De undersökningar som genomförts vid reningsverket av Structor Miljö Öst 2021 och 2022 visade att de högsta föroreningshalterna påträffades i den östra delen av fastigheten Slottshagen 1:1 (reningsverket), inte så långt från fastighetsgränsen till aktuellt undersökningsområde. Det bedöms därför finnas en risk att den förorenade fyllningsjorden kan fortsätta in på etapp 3-området på Slottshagen 1:10. Med hänsyn till tidigare påträffade cyanidhaltiga massor vid reningsverket bedömdes även kompletterande undersökningar behöva göras med avseende på cyanid.

Den historiska inventeringen som Afry genomförde 2022 visade inte på några miljöfarliga verksamheter inom undersökningsområdet. Det som Afry nämnde i sin rapport var de slam- och kollager som funnits på Slottshagen 1:10. Samtliga EBH-objekt ligger utanför aktuellt område och provtagningsplanen anpassades därför inte efter dessa. Dock fanns en beredskap att hantera eventuellt nya föroreningar under fältarbetenas gång.

3.2. Provtagningsstrategi

Provtagningsstrategin har generellt utgått från systematisk provtagning, det vill säga att provpunkterna placerats med jämnt avstånd sinsemellan, utmed i första hand planerade vägar men även i ytor utanför vägområdet. Avståndet mellan närliggande punkter har begränsats till ca 50 m. Vid placeringen av punkter har hänsyn även tagits till punkter i tidigare undersökningar, och ett par punkter har även placerats i dessa delar av området som komplement till tidigare undersökningsresultat.

4. UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

4.1. Provtagning av jord och installation av grundvattenrör

Provtagning i jord genomfördes den 29-31 maj 2023 i totalt 36 punkter på området med hjälp av skruvborr monterad på borrhandsvagn. Borrningen genomfördes av Geowest AB och provtagningen av certifierade provtagare från Structor. Provpunkternas placering framgår av Figur 5 samt som ritning N-10.1-001.



Figur 5. Provpunkter inom aktuell undersökning. Planerad ny vägdragning har markerats med gröna linjer genom området. NVO 28, området där jätteloka konstaterats i södra delen, är markerat med röd linje.

Skruvborrningen genomfördes till varierande djup 1 – 3 m under marknivån, och minst 0,5 m ner i naturliga jordarter. Prover togs ut halvmetersvis med anpassning efter jordlagerföljd.

Proverna uttogs direkt från skruven efter att den ytliga jorden skrapats av. För att förhindra korskontaminering rengjordes provtagningsutrustningen (kniv) med vatten och borste mellan varje prov. Jordlagerföljd, syn- och luktintryck dokumenterades i fältprotokoll, se bilaga 2. Jordlager med avvikande färg, lukt eller textur dokumenterades även med foto när möjlighet fanns. Jordprov lades i diffusionstät påsar, förslöts väl och hölls kallt inför leverans till laboratoriet.

Med ledning av syn- och/eller luktintryck valdes ett urval jordprover ut för analys i varierande omfattning med avseende på metaller, petroleum, PAH, PFAS och cyanid. Analysprogrammet framgår i avsnitt 4.3 nedan.

De installerade grundvattenrören utgjordes av 3-4 m långa PEH-rör av dimensionen 50 mm med 1 m filter (sandstrumpa) i nivå med övergången mellan fyllning och naturlig jord. Grundvattenrören försågs med lock av plast. För installationsdjup och jordart vid filterrör, se Tabell 1. Renspumpning av grundvattenrören genomfördes i samband med omsättningspumpning och provtagning. För detaljer kring installationen se fältprotokoll för jord i bilaga 2.

Tabell 1. Översikt över nyinstallerade grundvattenrör. m u my = meter under markytan

Grundvattenrör	Installationsdjup/spetsdjup (m u my)	Jordart vid filterrör
23SM02	2,38	gyLe
23SM07	2,42	T på gyLe
23SM28	2,62	Le
23SM30	2,44	gyLe på Gy
23SM33	2,09	F/Sa på Le och gyLe
23SM34	2,00	F/Sa på gyLe och siSa

I samband med fältundersökningen noterades ett bestånd med jättelokor söder om reningsverkets slamupplag, se område NVO28 i Figur 5. Beståndet ligger sydväst om och utanför aktuellt undersökningsområde. Även om riskerna för spridning var små utfördes samtlig transport genom denna del av undersökningsområdet på plywoodskivor för att undvika kontakt med marken, se Figur 6. Efter avslutad fältundersökning kasserades skivorna som brännbart material.



Figur 6. Transport på plywoodskivor inom NVO28, område med invasiva arter.

4.2. Provtagning av grundvatten

Provtagning av grundvatten genomfördes 13 och 21 juni 2023. Vid det första tillfället togs prov för analys av metaller och PFAS-ämnen, och vid det andra tillfället togs prov för analys av alifater, aromater och BTEX och cyanider.

Efter lodning av grundvattennivå genomfördes omsättningspumpning och provtagning av grundvatten med peristaltisk pump kopplad till flödescell och exosond för mätning av geokemiska parametrar. Provtagningen genomfördes först efter att stabila värden på pH och elektrisk konduktivitet erhållits. Eftersom pumpningen skedde med mycket lågt flöde uppgick den omsatta volymen till knappt en rörvolym. Tillrinningen i rör 23SM07 och 23SM28 var mycket låg, varför provtagningen fick utföras vid två tillfällen under samma dag.

Uttagna prover förvarades mörk och svalt inför transport till laboratorium för analys. För fältprotokoll grundvatten, se bilaga 3.

4.3. Genomförda analyser

I Tabell 2 finns en översikt över samtliga analyser utförda i föreliggande undersökning.

Tabell 2. Analyser utförda på jord.

Matris	Metaller	PAH	Olja	PFAS	Cyanider
Jord	62	57	12	10	8
Grundvatten	6	6	6	6	6

4.4. Avvikelser från provtagningsplanen

Provtagningen har i huvudsak följt provtagningsplanen. Följande avvikelser från provtagningsplan behövde dock göras:

- De flesta provpunkternas position fick justeras något på grund av ledningar, träd och efter förutsättningar i fält.
- Provpunkterna 23SM34 och 23SM35 hade placerats i ett inhägnat område med viss verksamhet, främst uppställning av gamla fordon och redskap. Då det var oklart om området var uthyrt eller om det fanns en verksamhetsutövare där idag togs beslut i samråd med beställare att flytta punkterna utanför staketet. Provpunkt 23SM34 och 23SM35 placerades öster respektive söder om området.
- På grund av försenad leverans från laboratoriet kom kärl för olika analyser fram vid olika tillfällen. Provtagningen av grundvatten utfördes därför vid två tillfällen – den 13 (metaller, PFAS) och 21 juni (petroleum, cyanid). Ingen omsättningspumpning genomfördes vid det andra provtagningsstillfället.

4.5. Kvalitetskontroll

Kvalitets- och miljöstyrning har skett enligt Structors kvalitets- och miljöledningssystem.

Provtagningen har utförts av certifierad fältpersonal och enligt rutiner för certifierad provtagning. Eftersom inga duplikatprover uttagits, och därmed ingen utvärdering av osäkerheter vid provtagningen, uppfyller provtagningen ej kriterier för att betraktas som certifierad. En beskrivning av provtagningsmetodik och provhantering återfinns i provtagningsrutinen för respektive media i Structors kvalitetssystem.

4.6. Övrigt

Samtliga provpunkter mättes in med GNSS-utrustning i koordinatsystem Sweref 99 1630, höjdsystem RH2000.

Provtagning och dokumentation har utförts enligt rekommendationer i SGF:s fälthandbok, ”Undersökningar av förorenade områden”, rapport 2:2013 (SGF, 2013).

5. BEDÖMNINGSGRUNDER

5.1. Jord

Som jämförelsevärden i jord används i huvudsak Naturvårdsverkets (NV) rapport 5976, Riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009, rev 2022). I NV:s rapport redovisas generella riktvärden för förorenade områden för nedanstående markanvändningar:

- Känslig markanvändning (KM)
 Med denna markanvändning gäller att markkvaliteten inte begränsar val av markanvändning. De flesta markecosystem samt grundvatten och ytvatten skyddas. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) kan vistas permanent inom området under en livstid, till exempel genom boende på platsen.
- Mindre känslig markanvändning (MKM)
 Markanvändningen begränsas av markkvaliteten. Marken kan utnyttjas för kontor, industrier eller vägar. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas i området under sin yrkesverksamma tid samt barn och äldre som vistas på området tillfälligt, dvs. utan boende på platsen.

Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är uppbyggd av en grupp av parametrar; scenarioparametrar, modellparametrar och ämnesparametrar. Scenarioparametrarna är de som skiljer markanvändningarna åt och omfattar bland annat vistelsetid för intag av jord, upptag genom huden, inandning av ånga och damm, konsumtion av växer mm. Scenarioparametrarna kan vara olika för vuxna och barn. Den antagna vistelsetiden för jordintag för känslig markanvändning är 365 dagar/år för barn och vuxna medan det för mindre känslig markanvändning är 200 dagar/år för vuxna och 60 dagar/år för barn. Barn antas inte vistas inom mindre känslig markanvändning lika mycket som vuxna. Ett annat exempel är intag av växter som vid känslig markanvändning är 0,25 kg/dag för barn och 0,4 kg/dag för vuxen. För mindre känslig markanvändning antas intaget av växter vara 0 eftersom det antas att ingen odling sker.

Förutom de scenarioparametrar som finns för att bedöma hälsorisker så finns det även sådana som används för att bedöma miljörisker. Det kan handla om avståndet från en förorening till en vattenbrunn och hur snabbt grundvattnet röra sig från en förorening till en recipient. Även om människor inte vistas inom området eller exponeras för föroreningarna kan det ändå innebära en risk för miljön.

En jämförelse görs även med Naturvårdsverkets gräns för mindre än ringa risk (MRR) (Naturvårdsverket, 2010). Syftet med detta är att ge vägledning vid eventuell återanvändning av jordmassor. Halter jämförs också med Avfall Sveriges rekommenderade haltgränser för farligt avfall (FA) (Avfall Sverige, 2019). Syftet är att bedöma ifall massor ska bedömas som samt efterbehandlas som farligt avfall.

För PFAS-ämnen används SGI:s preliminära riktvärden (SGI, 2015). Riktvärdet är framtaget för PFOS men kan enligt SGIs rekommendation även användas för summa PFAS7. I brist på lämpliga riktvärdet har PFOS används vid utvärderingen av summa PFAS11.

På området, som är relativt långsmalt, planeras anläggningen av trafikled med tillhörande cirkulationsplats, och möjligheterna till rekreation i området bedöms vara begränsade även i framtiden. Markanvändningen i området bedöms motsvara mindre känslig markanvändning, MKM.

5.2. Grundvatten

Som jämförvärde för metaller används SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013).

För petroleumprodukter används SPBI:s riktvärden för ångor i byggnad, dricksvatten samt miljörisk ytvatten (SPBI (tidigare SPI), Uppdaterad 2014-11-18).

För PFAS-ämnen används SGI:s preliminära riktvärden (SGI, 2015). Riktvärdet är framtaget för PFOS men kan enligt SGIs rekommendation även användas för summa PFAS7. I brist på lämpliga riktvärdet har PFOS används vid utvärderingen av summa PFAS11.

6. RESULTAT

6.1. Jord

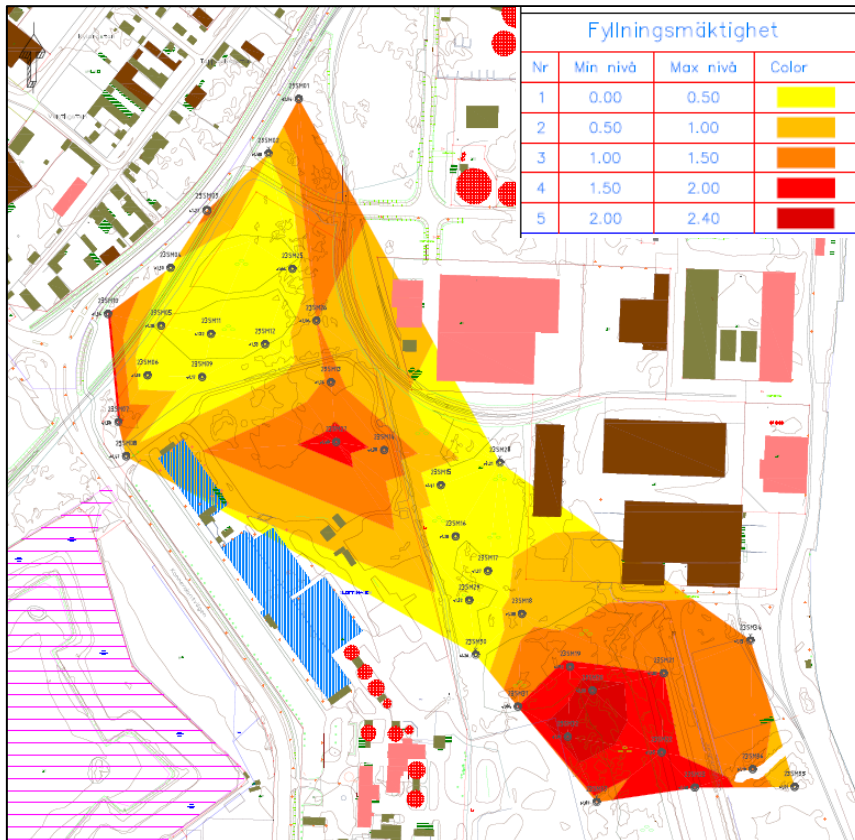
Samtliga resultat från jordanalyser redovisas i bilaga 4 och analysprotokoll i bilaga 5.

6.1.1. Observationer i fält

Undersökningsområdet är generellt flackt, och där omgivande industriområden generellt är något högre belägna. Växtligheten varierar över området, från tätare och mer svärgenomtränglig skog till mer öppen gräs- och buskvegetation och även grusade ytor i söder. Idag har ris från röjning lagts upp i områdets södra del, vilket tillsammans med tät vegetation försvårade åtkomst till delar av södra området.

Fyllning har påträffats i stora delar av området, se Figur 7, med en mäktighet varierande mellan 0-2,4 m. Störst mäktighet återfinns i områdets sydvästra del, mot reningsverkets slamlagringsplats. Fyllningen utgörs till stor del av blandades schaktmassor – sand, silt och lera – och har lokalt inslag av tegel och andra rivningsrester. I två punkter, 23SM13 och 23SM27, har troligt slam påträffats.

I några punkter noterades lukter; tjärlukt eller liknande påträffades i 23SM19 och 23SM20 och oljelukt noterades i 23SM35.



Figur 7. Modell över fyllningsmättigheten i undersökningsområdet, utförd med TIN-interpolation.

6.1.2. Analysresultat metaller

Generellt förekom det förhöjda halter metaller som överstiger riktvärdet för KM i det undersökta området, med vissa undantag.

I provpunkten 23SM07 på djupen 0,5-1,0 m och 1,6-2,0 m påträffades zink i halter över MKM.

I provpunkten 23SM08 0-0,6 m djup (fyllning) påträffades arsenik i halter över MKM.

I provpunkterna 23SM10 0-0,5 m djup (fyllning) och 23SM23 1,0-1,5 m djup (fyllning) påträffades bly i halter över MKM.

I provpunkten 23SM30 1,0-1,5 m djup (naturlig jord) påträffades barium i halter över MKM.

6.1.3. Analysresultat organiska ämnen

BTEX har inte påträffats i halter över analysmetodens rapporteringsgräns i något av de analyserade proverna.

6.1.3.1. Analysresultat alifater och aromater

Alifater och aromater påträffades i förhöjda halter i relativt många analyserade prov.

I provpunkterna 23SM03, 23SM10, 23SM13, 23SM19, 23SM23, 23SM32 och 23SM35 påträffades alifater eller aromater i halter som överstiger riktvärdet för KM.

I provet 23SM03 0,4-1,0 m påträffades aromater >C16-C35 i halter som överstiger riktvärdet för MKM.

6.1.3.2. Analysresultat PAH

Generellt förekom det förhöjda halter PAH i större delar av det undersökta området.

I provpunkten 23SM03 0,4-1,0 m djup (fyllning) påträffades PAH-H i halter som överstiger gränsen för farligt avfall, samt PAH-M över riktvärdet för MKM.

I provpunkterna 23SM04, 23SM10, 23SM20 påträffades PAH-H och PAH-M över MKM.

I provpunkterna 23SM02, 23SM07, 23SM10, 23SM12, 23SM19, 23SM20 23SM21, 23SM32, 23SM35 påträffades PAH-H över MKM.

6.1.3.3. Analysresultat cyanider

Cyanider påträffades i provpunkterna 23SM27 1,0-1,8 m djup (fyllning), och i 23SM30 1,0-1,5 m djup (naturlig jord), dock i halter som understiger riktvärdet för KM.

6.1.3.4. Analysresultat PFAS

PFOS påträffades i provpunkterna 23SM08 0-0,6 m djup (fyllning) och 23SM27 0-0,6 m djup (fyllning) i halter som överstiger riktvärdet för KM men är lägre än riktvärdet för MKM. I 23SM28 0-0,5 m djup (naturlig jord) påträffades det PFOS, men i halter under riktvärdet för KM. I övriga 8 prover som analyserats förekommer inga PFAS-ämnen över analysmetodens rapporteringsgräns.

6.1.4. Sammanställt resultat föroreningar i jord

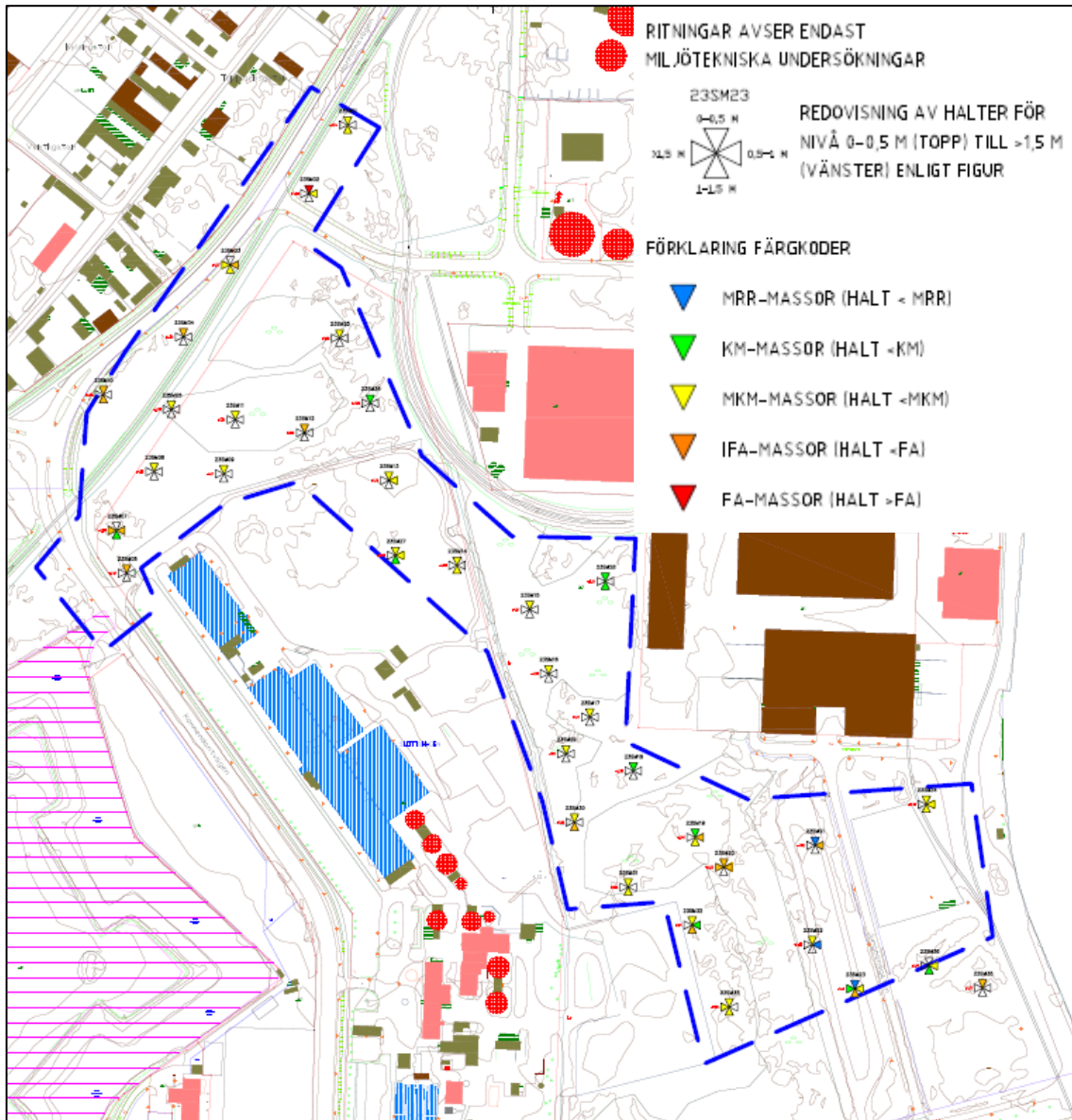
För att få en översiktlig bild över föroreningssituationen och vilka halter som påträffats vid undersökningen presenteras en sammanställning över jordart, dominerande föroreningar samt klassning av halter utifrån de generella riktvärdena för respektive provpunkt, se Tabell 3.

I de 13 punkter som överskrider MKM är dimensionerande föroreningarna PAH-M, PAH-H, zink, arsenik, bly och barium.

Föroreningarnas fördelning i området och för varje halvmeters nivå framgår av Figur 8 samt ritning N-10.1-002. Figuren visar att föroreningar som klassas som IFA finns i samtliga undersökta skikt men att FA endast förekommer i det översta skiktet.

Tabell 3. Jordart, dominerande föroreningar och klassning av halter jämfört med generella riktvärden för respektive provpunkt. Prover med bedömt naturligt lagrad jordart (lera) har markerats med grått.

Provpunkt	Jordart	Dominerande föroreningar	Klassning RV
23SM01	Fyllning	PAH-H, Hg	>KM
23SM02	Fyllning/naturlig	PAH-H	>MKM
23SM03	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM04	Fyllning	PAH-M, -H	>MKM
23SM05	Naturlig	As, Cu, Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM06	Naturlig	Ba, Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM07	Fyllning	PAH-H, Zn	>MKM
23SM08	Fyllning	As	>MKM
23SM09	Naturlig	As, Hg, Pb	>KM
23SM10	Fyllning	Pb, PAH-M, -H	>MKM
23SM11	Naturlig	Hg, Pb	>KM
23SM12	Naturlig	PAH-H	>MKM
23SM13	Fyllning	Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, alifat C16-35, PAH-H	>KM
23SM14	Fyllning	Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM15	Naturlig	Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM16	Naturlig	As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn	>KM
23SM17	Naturlig	Ba, Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM18	Fyllning	Cr, Hg, Pb	≤KM
23SM19	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM20	Fyllning	PAH-M, -H	>MKM
23SM21	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM22	Fyllning	PAH-H	>KM
23SM23	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM24	Naturlig	As, Ba, Cu, Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM25	Naturlig	Ba, Cu, Hg, Pb, PAH-H	>KM
23SM26	Naturlig	Pb, PAH-H, Hg	>KM
23SM27	Fyllning	PFOS	>KM
23SM28	Naturlig	Cr, Pb, PFOS, PAH-H	≤KM
23SM29	Naturlig	Ba, Cd, Cu, Hg, PAH-H	>KM
23SM30	Naturlig	Ba	>MKM
23SM31	Fyllning	PAH-M, -H	>KM
23SM32	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM33	Fyllning/naturlig	PAH-H, Hg	>KM
23SM34	Fyllning	Ni, Pb	>KM
23SM35	Fyllning	PAH-H	>MKM
23SM36	Fyllning/naturlig	Pb, PAH-H	>KM



Figur 8. Föroreningshalter för olika nivåer vid respektive punkt. Resultat visas för nivåerna 0-0,5 m, 0,5-1 m, 1-1,5 m och >1,5 m under markytan. Resultaten redovisas även i ritning N-10.1-002.

6.2. Grundvatten

Samtliga resultat från grundvattenanalyser redovisas i bilaga 6 och analysprotokoll i bilaga 7.

6.2.1. Observationer i fält

Tabell 4 redovisar trycknivåer i de installerade grundvattenrören. I samband av grundvattenprovtagningen nivåmäts även de befintliga grundvattenrören inne på Slottshagens reningsverk, 22SM01, 22SN09, 22SM20 och 22SM22. Samtliga uppmätta grundvattennivåer samt beskrivning av placering av provpunkt redovisas i Tabell 4 nedan.

Marknivån, och därmed även grundvattnets trycknivå, i punkt 23SM28 avvek mycket från övriga grundvattenrör i området. Sannolikt beror avvikelsen på mindre bra noggrannhet i samband med inmätningen av punkten.

Tabell 4. Observerade trycknivåer i installerade grundvattenrör.

Grundvattenrör	+höjd (RH2000)	Placering
23SM02	0,52	Norra delen, vid korsning
23SM07	0,65	Nordvästra delen, norr om infart till reningsverket
23SM28	1,70*	Centrala delen, östra del mot industri
23SM30	0,34	Centrala området, västra del mot reningsverk
23SM33	0,57	Södra delen av området
23SM34	0,56	Östra delen, intill kaj
22SM01	0,47	Reningsverkets område, norra delen vid port
22SM09	0,61	Reningsverkets område, södra delen
22SM20	0,51	Reningsverkets område, östra delen
22SM22	0,81	Reningsverkets område, mellan punkt 22SM09 och slamlagring

* Nivån anses som mycket osäker, sannolikt beroende av mindre bra GPS-kontakt vid inmätningstillfället.

Utifrån lodade grundvattennivåer har en förenklad grundvattenmodell tagits fram för området och redovisas i ritning N-10.1-003. Notera att punkt 23SM28 exkluderats då denna nivå inte kan anses vara tillförlitlig. Modellen visar att grundvattenytan är relativt flack i området, och att den huvudsakliga strömningsriktningen är mot öster och Motala ström/Bråviken.

6.2.2. Analysresultat metaller

I provpunkterna 23SM07, 23SM28, 23SM30 och 23SM33 påträffades nickel i mycket höga halter enligt SGU:s bedömningsgrunder. I 23SM02 och 23SM34 påträffades vad som bedöms som en hög halt nickel.

I provpunkten 23SM33 påträffades arsenik i mycket hög halt, enligt bedömningsgrunderna. I 23SM28 och 23SM30 påträffades även höga halter zink.

Övriga metaller förekommer i låga till måttliga halter.

6.2.3. Analysresultat organiska ämnen

PAH påträffades i förhöjda halter i provpunkterna 23SM07, 23SM30, 23SM33 och 23SM34. Halterna bens(a)pyren bedöms enligt SGU:s bedömningsgrunder som mycket höga. Summa PAH-4 bedöms som mycket hög i 23SM33 och hög i 23SM07, 23SM30 och 23SM34.

Alifater eller aromater påträffades i låga halter i jämförelse mot SPBI:s riktvärden i samtliga grundvattenrör förutom i 23SM07 och 23SM34.

Xylener påträffades i samtliga grundvattenrör, dock i halter som understiger SPBI:s riktvärden. Toulén och etylbensen påträffades i 23SM30, även detta i låga halter.

PFAS påträffades i samtliga grundvattenrör, dock i halter som understiger SGI:s preliminära riktvärde.

7. SAMMANFATTAT RESULTAT OCH RESULTATTOLKNING

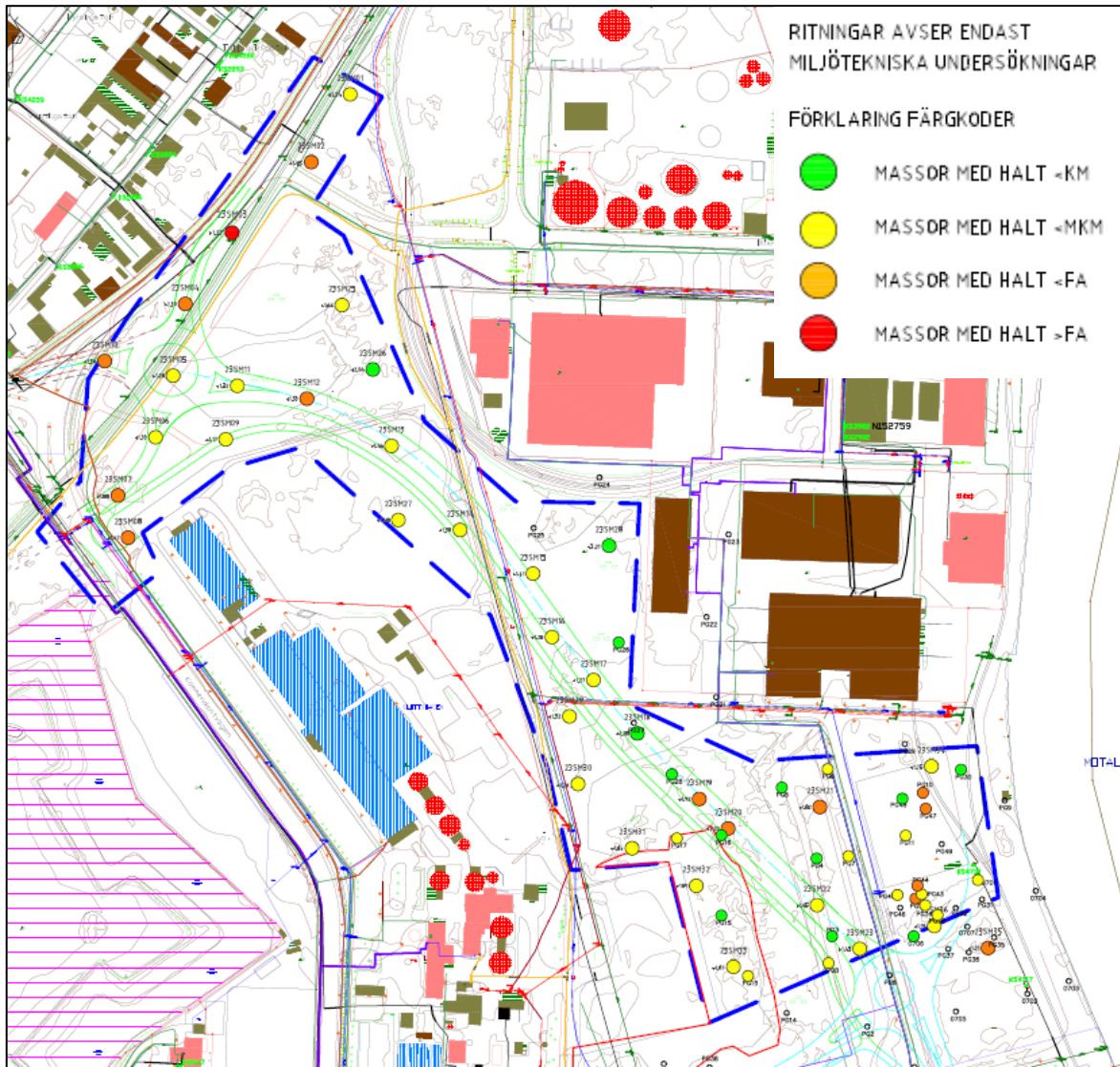
De tidigare undersökningarna som genomförts på jord var förlagda till områdets södra och östra del och visade på en föroreningsproblematik med förhöjda halter av PAH. Även i föreliggande undersökning, som gjordes både inom tidigare undersökt område och i andra delar, visar resultatet på att PAH är den dimensionerande föroreningen. Utöver PAH påträffades lokalt även förhöjda halter av metaller i halter över Naturvårdsverkets riktvärde för MKM, och i enstaka fall har även andra organiska ämnen noterats.

Figur 9 visar föroreningssituationen redovisat som den högsta halten för den översta metern jordlager i aktuellt område. Som framgår i figuren är den sydöstra delen av området mycket väl undersökt, framför allt i tidigare undersökningar av Sweco, och att det där finns ett område med ett flertal punkter med halter över MKM. Även i nordväst finns ett område med halter över MKM men här är provtagningen något glesare. Se även bifogad ritning N-10.1-004.

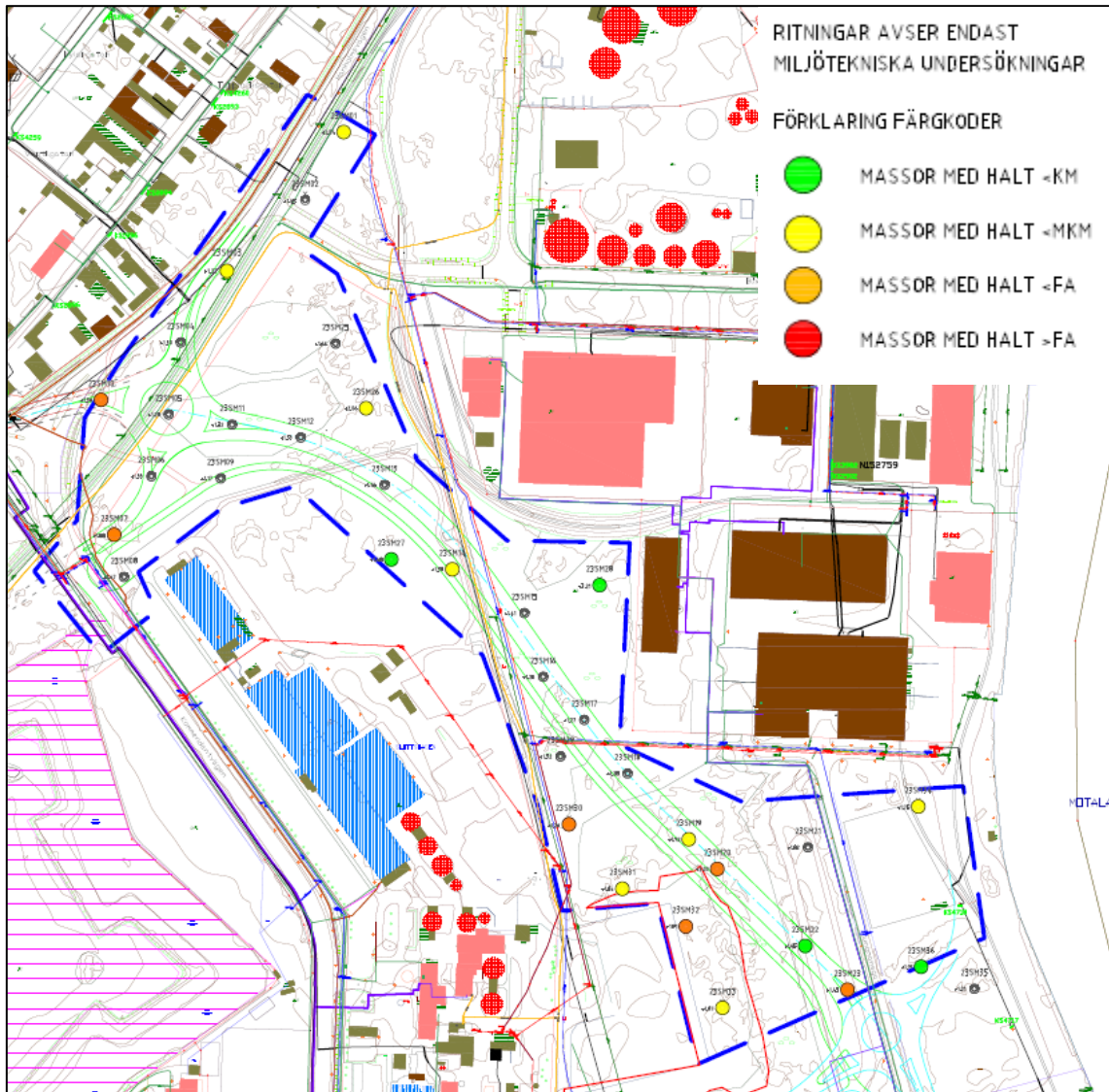
I Figur 10 finns motsvarande ritning som i Figur 9 men för djup större än 1 m, se även bifogad ritning N-10.1-005. Inom stor del av området är det naturligt lagrad jord på denna nivå, varför dataunderlaget här är mindre (färre prover analyserade).

I grundvattnet förekommer höga eller mycket höga halter av nickel och PAH i ett flertal punkter. Även arsenik och zink förekom i hög halt i enstaka punkt. Ursprunget till nickelhalten i områdets grundvatten är oklar – inga högre halter har konstaterats i något av de jordprover som analyserats med avseende på metaller. PAH är normalt sett relativt hårt bunden i organiska komplex och brukar normalt sett inte förekomma i högre halter i grundvattenfasen. Förekomsten här i grundvattnet tyder på att det i området kan finnas förutsättningar för en mer rörlig PAH-fraktion, som kan spridas från området med grundvattenströmningen.

Framför allt PAH-H har ansetts vara en kritisk förorening i området, men även arsenik, barium, bly, zink och PAH-M förekommer lokalt i höga halter. Riskbedömningen har utgått från dess kritiska parametrar.



Figur 9. Klassning av den högsta halten i jord för provpunkter undersökta i tidigare undersökningar samt föreliggande undersökning. Avser nivån 0-1 m.



Figur 10. Klassning av den högsta halten i jord för provpunkter undersökta i tidigare undersökningar samt föreliggande undersökning. Avser resultat på djup >1 m.

8. RISKBEDÖMNING

8.1. Förutsättningar för riskbedömning

För att avgöra om de förhöjda halterna utgör någon risk för miljö och hälsa görs en riskbedömning. Vid bedömningen av hälsorisker vägs aspekter in som till exempel att exponeras för föroreningar via intag av växter, dricksvatten, inandning eller oralt intag. Andra perspektiv som bedöms är om risker för hälsa uppstår på kort eller lång sikt. Miljörisker bedöms exempelvis utifrån att grundvatten, ytvatten och markmiljö ska skyddas. Vid riskbedömningen har Naturvårdsverkets beräkningsverktyg använts, version 2.2, 22 februari 2023.

Undersökningsområdet utgörs idag av ett grönområde som omges av vägar och industriområden. Samtliga fastigheter i området är anslutna till kommunalt VA-ledningssystem. Tillgängligheten till området är i dagsläget begränsad på grund av tätare vegetation, så bedöms det även komma att vara i framtiden efter att vägar och tillhörande cirkulationsplatser anlagts. Området är att betrakta som en mindre känslig markanvändning varför föroreningssituationen främst har utvärderats mot, och jämförts med, riktvärden baserat på ett MKM-scenario i riktvärdesmodellen.

Föroreningssituationen inom aktuellt område är heterogen, med högre föroreningshalter både i ytlig fyllningsjord och naturliga jordlager på större djup. Styrande föroreningar bedöms vara metaller (arsenik, barium, bly, zink) och PAH, varför riskbedömningen huvudsakligen utgår från dessa ämnen.

Det har inte gjorts någon indelning av området i egenskapsområden, däremot i djupled med hänsyn till att exponeringsriskerna varierar i djupled. Riskbedömning har gjorts för ytlig jord (0-1 m) samt djupare jord (>1 m).

När det gäller PAH har det för flera provpunkter från tidigare undersökningar saknats information om halterna för varje enskilt PAH-ämne, det är bara summahalterna enligt den tidigare indelningen i "Cancerogena PAH" och "Övriga PAH" som funnits i det underlag Structor tagit del av, se Tabell 5.

Tabell 5. De ingående ämnena enligt den tidigare (cancerogena och övriga PAH) och den nuvarande indelningen (PAH-L, PAH-M, PAH-H) av PAH-ämnena.

CANCEROGENA PAH	ÖVRIGA PAH
PAH-H	PAH-L
<i>Benso[a]antracen</i>	<i>Naftalen</i>
<i>Krysen</i>	<i>Acenaften</i>
<i>Benso[b]fluoranten</i>	<i>Acenaftylen</i>
<i>Benso[k]fluoranten</i>	PAH-M
<i>Benso[a]pyren</i>	<i>Fluoren</i>
<i>Dibenso[a,h]antracen</i>	<i>Fenantren</i>
<i>Indeno[1,2,3-cd]pyren</i>	<i>Antracen</i>
	<i>Fluoranten</i>
	<i>Pyren</i>
	PAH-H
	<i>Benso[g,h,i]perylen</i>

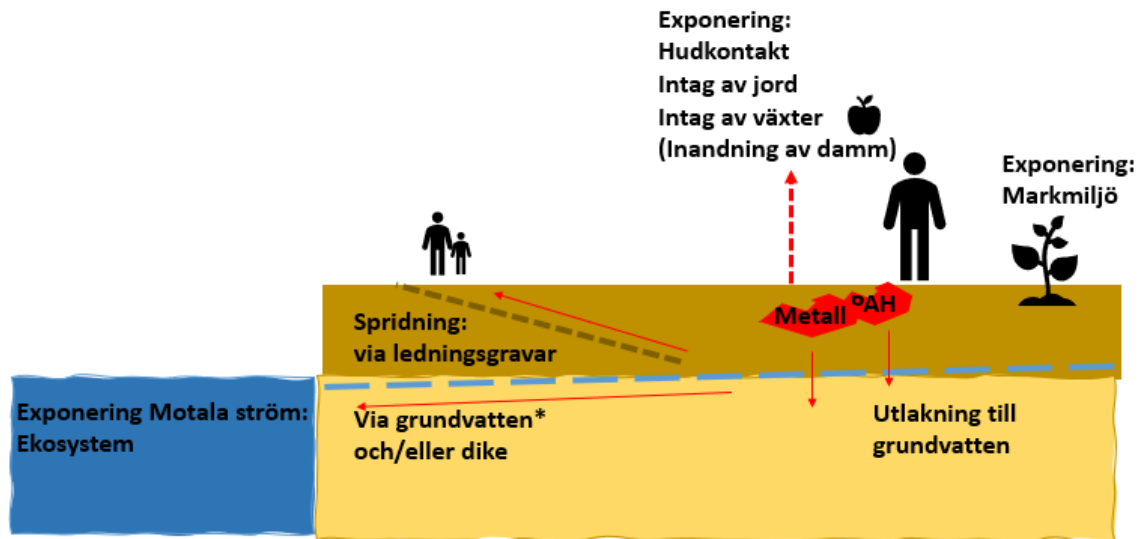
Vid riskbedömningen har antagits att ”Cancerogena PAH” motsvarar PAH-H vilket ger en underskattning av risken eftersom benso[g,h,i]perylen inte ingick i ”Cancerogena PAH” men ingår i PAH-H. Halterna av benso[g,h,i]perylen har i föreliggande undersökning visat sig vara förhållandevis låg, ofta under analysmetodens rapporteringsgräns eller som mest ca 10% av halten PAH-H, vilket gör att underskattningen bedöms som begränsad.

Avseende PAH-M har det inte varit möjligt att inkludera det tidigare undersökningsresultatet i riskbedömningen eftersom inga rimliga antaganden har kunnat göras utifrån summahalten av ”Övriga PAH”. Riskbedömningen med avseende på PAH-M baseras därför endast på analysresultat från föreliggande undersökning.

8.2. Konceptuell modell

En konceptuell modell beskriver föroreningskällor och spridningsvägar inom ett förorenat område och hur de kan exponera skyddsobjekt som till exempel människor och miljö.

I Figur 11 visas en konceptuell modell för det aktuella undersökningsområdet. Vid nuvarande föroreningssituation kan människor som vistas och bor på området utsättas för föroreningar genom inandning av ångor och damm, intag av växter, intag av vatten och jord samt upptag genom huden. Framför allt gäller detta förorening från det översta jordlagret på 0-0,5 m djup. Spridning kan ske till grundvattnet genom utlakning och vidare till ytvattnerecipient via grundvatten eller ledningar.



Figur 11. Konceptuell modell för föroreningskälla metaller och PAH.

8.3. Övergripande åtgärds mål

Markanvändningen i området kommer i framtiden huvudsakligen utgöras av vägområde med begränsade möjligheter för friluftsliv, varför området bedöms motsvara mindre känslig markanvändning. Följande övergripande åtgärds mål föreslås för området:

- Föroreningar skall inte utgöra en hälsorisk för personer som besöker eller vistas i området.
- Markmiljön ska skyddas utifrån de förutsättningar som krävs.
- Spridning av föroreningar från området skall inte ge upphov till en oacceptabel belastning på ytvattenrecipienten

Inget dricksvattenuttag sker idag, och kommer heller inte vara aktuellt i framtiden. Grundvattnet i området är en resurs, men har ej ansetts vara speciellt skyddsvärd med tanke på markanvändningen på området och angränsande ytor.

8.4. Representativa halter

För bedömning av hälsorisker har analysresultat för enskilda stickprov använts som representativ halt. Människor kan röra sig fritt i området, och kommer kunna exponeras för mindre mängder varför det är viktigt att ha god marginal i riskbedömningen.

I många fall används aritmetiska (vanliga) medelvärden för att bedöma risker avseende markmiljö och spridning. Provtagningen i aktuellt område med ca 50 m mellan närliggande punkter är att betrakta som gles, varför en mer försiktig utvärdering gjorts genom valet att använda UCLM95-värden som representativ halt.

UCLM är ett statistiskt mått som skattar den verkliga - men okända - medelhalten på ett område med en viss säkerhet utifrån utförda analyser. Vanligen görs skattningen med en säkerhet på 95 %. Eftersom den verkliga medelhalten aldrig är känd, utan uppskattas med hjälp av stickprover, så är detta förfarande ett sätt att gardera sig mot osäkerheter, utan att risken underskattas. I praktiken innebär det att en sannolikhet på maximalt 5 % accepteras att den verkliga medelhalten överstiger UCLM95.

För att beräkna UCLM har ett beräkningsverktyg hämtat från Statens geotekniska instituts hemsida använts (www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/forenaded-omraden/fran-inventering-till-atgard/undersokning-och-datautvardering/datautvardering/). Data från undersökningen har en log-normal fördelning.

8.5. Hälsorisker

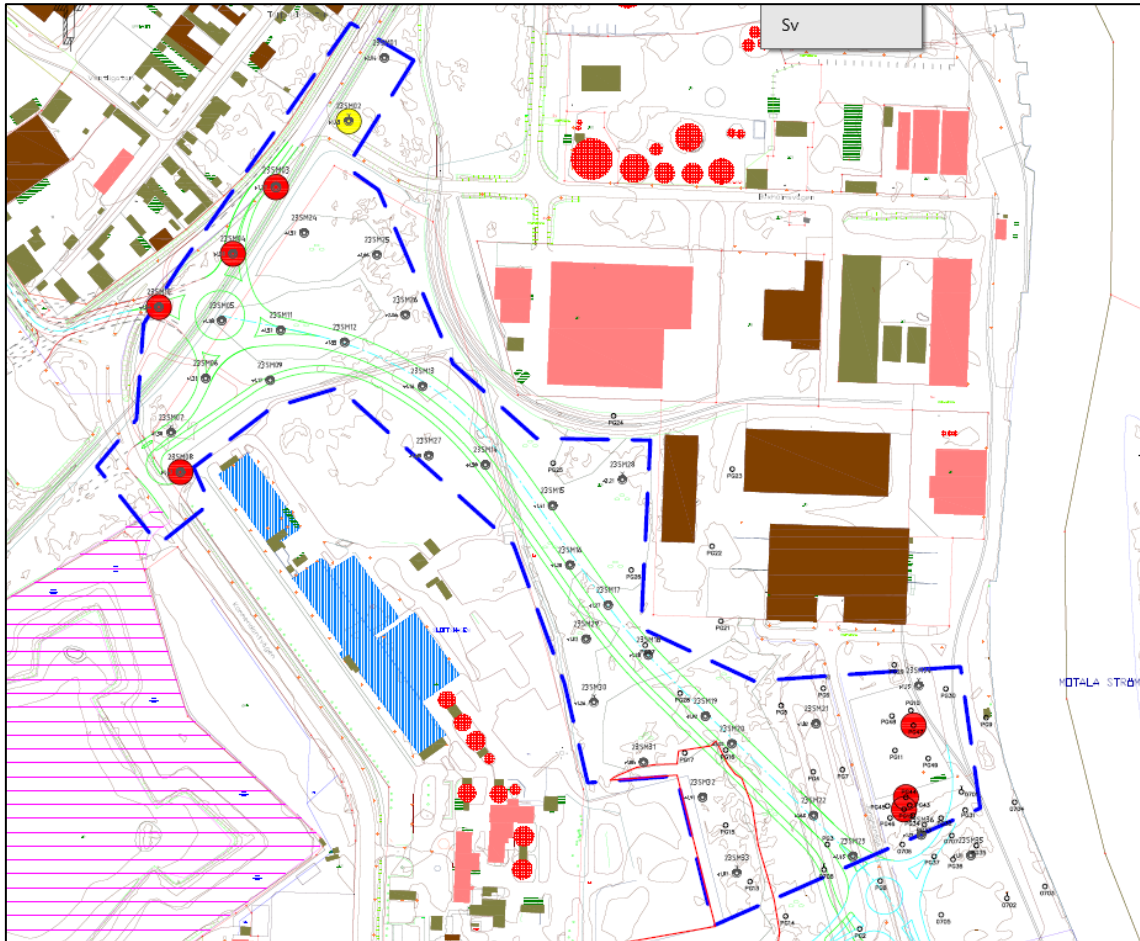
En jämförelse av enskilda uppmätta halter i ytliga (0-1 m) och djupare jordlager (>1 m) mot hälsoriskbaserade riktvärden redovisas i Tabell 6.

Tabell 6. En jämförelse av halter i ytlig jord mot hälsoriskbaserade riktvärden utifrån ett MKM-scenario. Halter i mg/kg TS. Röda siffror innebär att hälsoriskbaserade riktvärden överskrids.

Ämne	Maxhalt 0-1 m	Antal prov totalt/över riktvärde	Maxhalt >1 m	Antal prov totalt/över riktvärde	Hälsoriskbaserat riktvärde	Styrande för riktvärde
Arsenik	37,4	74/1	16,3	20/0	25	Intag av jord
Barium	291	74/0	428	20/0	10 000	Intag av jord
Bly	761	74/1	251	20/1	170	Intag av jord
Zink	1 170	74/0	583	20/0	160 000	Intag av jord
PAH-M	91,7	39/2	82	17/2	21	Inandning av ånga
PAH-H	161	84/5	65,2	17/3	17	Hudkontakt med jord/damm

Oacceptabla risker för hälsa bedöms föreligga i områdets ytliga jordlager, nivå 0-1 m, för arsenik, bly, PAH-M och PAH-H. De hälsoriskbaserade riktvärdet för PAH-H överskrids i totalt 5 punkter i området (23SM03-04 samt PG12, PG44 och PG47), varav för två av punkterna i den norra delen (23SM03-04) överskrids även det hälsoriskbaserade riktvärdet för PAH-M. För arsenik och bly överskrids det hälsoriskbaserade riktvärdet i enstaka punkter, 23SM08 respektive 23SM10. Punkter med oacceptabla halter för nivån redovisas i Figur 12.

Oacceptabla risker för hälsa bedöms även finnas i djupare jordlager, från 1 m djup, för bly, PAH-M och PAH-H. De hälsoriskbaserade riktvärdet för PAH-H överskrids i totalt 3 punkter i området (23SM03, 23SM10 och 23SM20), varav i två av punkterna (23SM10 och 23SM20) överskrids även det hälsoriskbaserade riktvärdet för PAH-M. För bly överskrids det hälsoriskbaserade riktvärdet i enstaka punkt, 23SM23. Punkter med oacceptabla halter för nivån redovisas i Figur 13.



Figur 12. Nivå 0-1 m, punkter med halt över hälsoriskbaserade riktvärden markerade med röd punkt. Även i punkt 23SM02 med gul markering kan det finnas hälsorisk.



Figur 13. Nivå >1 m, punkter med halt över hälsoriskbaserade riktvärden markerade med röd punkt.

8.6. Miljörisker

En jämförelse av UCLM95-halten i ytliga (0-1 m) och djupare jordlager (>1 m) mot miljöriskbaserade riktvärden redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Jämförelse av beräknade UCLM95-värden mot miljöriskbaserade riktvärden utifrån ett MKM-scenario. Halter i mg/kg TS. Röda siffror innebär att miljöriskbaserade riktvärden överskrids.

Ämne	UCLM95-halt 0-1 m	UCLM95-halt >1 m	Miljöriskbaserat riktvärde	Styrande för riktvärde
Arsenik	9,0	10,2	40	Skydd av markmiljö
Barium	211,4	209,6	300	Skydd av markmiljö
Bly	84,3	104,2	210	Skydd av grundvatten
Zink	181,6	224,0	500	Skydd av markmiljö
PAH-M	26,1	80,5	40	Skydd av markmiljö
PAH-H	22,1	57,7	10	Skydd av markmiljö

Det finns en oacceptabel miljörisk för området med avseende på PAH-H, både vad gäller ytlig jord 0-1 m och djupare jordlager >1 m. För de djupare jordlagren finns även en oacceptabel risk med avseende på PAH-M. Beräknade UCLM95-värden överskrider riktvärdet för skydd av markmiljö.

Tittar man på enskilda mätdata är halterna generellt högre i ytjorden än i underliggande jordlager. Den högre UCLM95-halt som beräknats för det djupare jordlagret beror sannolikt på en mindre datamängd – knappt ¼ av den för ytjorden, vilket gör att osäkerheterna blir större.

8.7. Bedömning av risker utifrån halter i grundvattnet

Grundvattenprov har uttagits i sex punkter i området.

Grundvattnet i området innehåller generellt en hög till mycket hög halt nickel. Hög eller mycket hög halt av arsenik och zink har även uppmätts i enstaka grundvattenrör (i punkt 23SM33 respektive 23SM28 och 23SM30). Ursprunget till metallföreningarna i grundvattnet är oklar, jordprover från dessa punkter innehåller generellt lägre metallhalter och för nickel, med hög halt i samtliga grundvattenrör, har inga högre halter än KM uppmätts i jorden från området. Det går således inte att se någon tydlig korrelation mellan halter i grundvattnet och jord, även om det är troligt att föreningarna i grundvattnet härrör från utlakning från fyllningsjorden.

Organiska ämnen förekommer generellt i låga halter med undantag för halterna PAH som är höga eller mycket höga i samtliga punkter. Eftersom det inte sker något dricksvattenuttag i området bedöms föroreningen i grundvattnet inte vara förknippat med hälsorisker. Däremot finns en risk för spridning till ytvattenrecipienten och påverkan på det akvatiska ekosystemet.

8.8. Samlad riskbedömning

Riskbedömningen har visat att det finns ett behov av riskreduktion i området med avseende på arsenik, bly, PAH-M och PAH-H.

PAH är den dominerande föroreningen i området, och inom delar av undersökningsområdet har oacceptabla halter PAH konstaterats i den ytliga jorden (0-1 m under marknivå). Föroreningen återfinns i punkterna 23SM03, 23SM04 och 23SM10 i områdets norra del, samt i punkterna PG12, PG44 och PG47 i den sydöstra delen, se Figur 12. Det är även troligt att marken kring, och mellan, dessa punkter innehåller höga halter PAH. Vid punkt 23SM08 i fastighetens nordvästra del har arsenik konstaterats i det ytligaste jordlagret, 0-0,6 m under mark. Prov från underliggande jordlager har inte analyserats, det antas dock att halterna avtar med djupet i punkten.

Riskbedömningen har visat att det kan finnas behov av riskreduktion även för djupare jordlager, >1 m under marknivå, med avseende på PAH-H, se Figur 13. Som framgår av Tabell 6 är den styrande exponeringsvägen för PAH-H med avseende på hälsorisker hudkontakt med jord. Denna exponeringsväg gäller i hög grad för bedömningen av ytlig jord, medan riskerna för att exponeras mot djupare jordlager kan anses vara mycket begränsad och i huvudsak ske vid markarbeten, såsom anläggnings- eller ledningsarbeten, i området. Eftersom exponeringsrisken är liten och området inte speciellt tillgängligt bedöms det, trots lokalt höga halter av PAH-H, inte finnas ett åtgärdsbehov för jordlager på mer än 1 m djup under mark.

9. BEDÖMNING AV ÅTGÄRDSBEHOV

Det finns ett behov av riskreduktion i den ytliga jorden inom området med avseende på halten PAH. De ytor som behöver åtgärdas är runt (och mellan) punkterna 23SM03-04 och 23SM10 i norr och PG12, PG44 och PG47 i sydost. Det finns även ett behov att reducera risken med avseende på arsenik i punkt 23SM08.

Utifrån föroreningarnas egenskaper och förekomst i ytliga jordlager bedöms schaktsanering vara den mest rimliga åtgärdsmetoden. Metoden innebär att massor med oacceptabla föroreningshalter schaktas bort och transporteras till mottagningsanläggning för behandling alternativt deponering. Genom bortgrävning av jordmassor med högst föroreningshalter reduceras hälsoriskerna i området och medelhalten (UCLM) för området som helhet bedöms sänkas så att även de miljöriskbaserade riktvärdena uppfylls. En schaktsanering bedöms även på sikt innebära lägre halter föroreningar i grundvattnet.

Vid infrastrukturprojekt har Norrköpings kommun som mål att kunna återanvända så mycket av massorna som möjligt på platsen. Detta innebär att en stor del av de överskottsmassor som uppstår vid byggnationen och som har godkända halter sannolikt kan komma att användas som konstruktionsmaterial inom andra delar av området. På grund av den heterogena föroreningssituationen med varierande halter på korta avstånd rekommenderar Structor att en kompletterande provtagning genomförs för dessa ”interna” massor som flyttas inom området. Denna kontroll av interna massor kommer vara en dokumentation för att samtliga massor som används i området har godkända halter och inte innebär oacceptabla hälso- eller miljörisker.

10. ÅTGÄRDSUTREDNING

10.1. Identifiering av åtgärdsmetoder

Följande åtgärdsmetoder har identifierats för aktuella föroreningar:

Ex-situ

- Schaktsanering med transport av massor till deponi
- Övertäckning av massor

In-situ

- Fytosanering (lämplig för metaller)
- Stabilisering/solidifiering

Med hänsyn till förekommande föroreningars (metaller, PAH) egenskaper och yttlig förekomst i området bedöms en kombination av schaktsanering och/eller övertäckning vara lämpliga åtgärdsalternativ. De in-situmetoder som identifierats ovan har bedömts som mindre lämpliga i området, eftersom schaktning ändå kommer att behövas av geotekniska skäl och det är oklart hur effektiv fytosanering är för PAH-föroreningar i mark. Det finns även andra in-situmetoder för att behandla föroreningar i mark, men dessa är mest lämpade för lättflyktiga ämnen (exempelvis klorerade lösningsmedel och petroleum).

10.2. Antaganden för kostnadsbedömning

Följande antaganden har gjorts vid bedömning av kostnaderna för de olika åtgärdsalternativen:

- Jordens densitet har antagits vara 1,6 ton/m³.
- För schaktning och transport av förorenade massor i ytligt jordlager (0-1 m) har en kostnad på 150 kr/ton antagits.
- För schaktning och transport av förorenade jordmassor från djupare jordlager (>1m) har en kostnad på 300 kr/ton antagits.
- Mottagningskostnader för IFA-massor (halter över MKM men under FA) har uppskattats till 300 kr/ton (kostnadsuppgift Ragnsells, september 2023).

Kostnader för eventuella åtgärdsförberedande undersökningar med detaljerad avgränsning av föroreningen, projektering, byggledning och miljökontroll mm tillkommer men brukar utgöra en mindre andel av den totala åtgärds-kostnaden.

Kostnadsbedömningen för respektive alternativ ska ses som mycket översiktlig, och ska endast ge en uppfattning om hur kostnaderna för respektive alternativ förhåller sig till varandra. Inför en projektering av saneringsåtgärd bör en mer noggrann kalkyl utföras.

10.3. Föreslagna åtgärdsalternativ

En analys görs av följande åtgärdsförslag:

- Nollalternativ
- Åtgärdsalternativ 1, ingen väg byggs och täckning av områden med hälsorisk
- Åtgärdsalternativ 2, schaktsanering av ytlig jord i vägsträckning samt täckning av område med hälsorisk
- Åtgärdsalternativ 3, schaktsanering av ytlig jord i vägsträckning samt för hälsorisk
- Åtgärdsalternativ 4, schaktsanering av jord med halt över riktvärde för MKM

10.3.1. Nollalternativ

Nollalternativet innebär att ingen åtgärd genomförs i området.

Riskreducering: Ingen riskreducering uppnås då inga åtgärder vidtas. Föroreningshalterna kommer inte heller på sikt att minska i någon betydande omfattning. Det kvarstår hälsorisker inom delar av området, samt risk för miljö och spridning till ytvattenrecipient.

Naturresurser: Nollalternativet förbrukar inga naturresurser.

Kostnader: Även om ingen avhjälpandeåtgärd utförs kan alternativet medföra viss kostnad för administrativa åtgärder så som till exempel restriktioner för området. Dessa kostnader uppskattas översiktligt till 50-100 tkr.

10.3.2. Åtgärdsalternativ 1, ingen byggnation av väg och täckning av områden med hälsorisk

Åtgärdsalternativet innebär liksom nollalternativet att det inte byggs någon väg genom området. Områden med bedömda hälsorisker (i norr och sydväst) täcks med ett minst 0,5 m mäktigt lager massor med godkänd halt, antingen interna massor eller massor från extern lokal. Mängden massor för täckning bedöms uppgå till ca 6 500 m³ (yta 12 600 m² * 0,5 m).

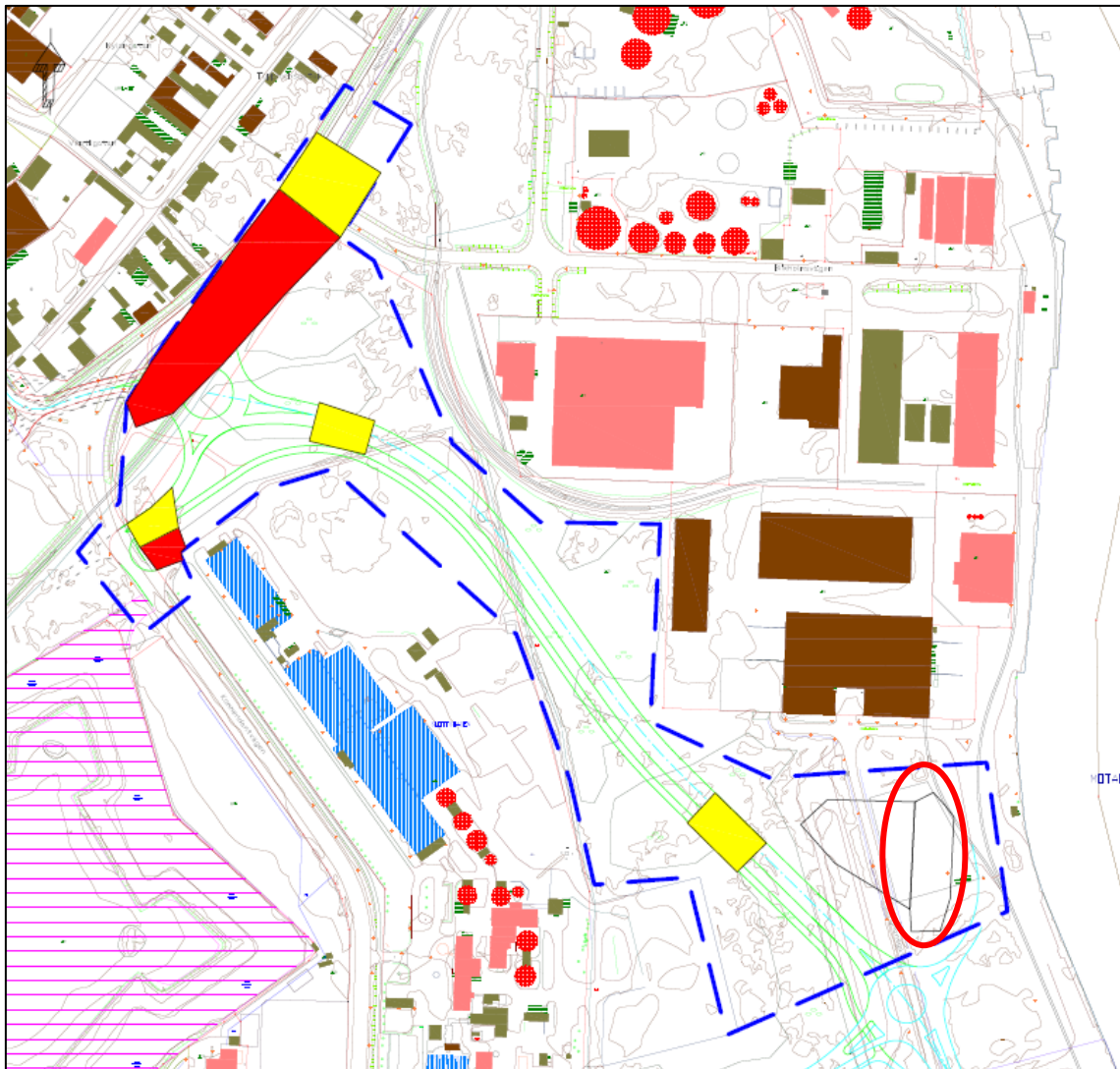
Riskreducering: I och med täckningen reduceras hälsoriskerna markant, medan risk för miljö och spridning kvarstår. Föroreningshalterna kommer inte att minska, varken idag eller på sikt, i någon betydande omfattning.

Naturresurser: Mängden och vilka naturresurser som förbrukas beror till stor del på om interna eller externa massor används vid täckningen. Generellt innebär användandet av externa massor en betydligt större förbrukning, både av diesel till arbetsmaskinerna samt eventuellt jord som transporteras in till området.

Kostnader: Kostnaden för åtgärdsalternativet har översiktligt uppskattats till 1,5 Mkr vid användandet av interna massor, vilket omfattar schakt, intern transport och utbredning. För externa massor tillkommer en kostnad för transport till området på uppskattningsvis 100 kr/ton, totalt 1 Mkr.

10.3.3. Åtgärdsalternativ 2, schaktsanering av yttlig jord 0-1 m i vägsträckning samt täckning av område med hälsorisk

Åtgärdsalternativet innebär att ytliga (0-1 m) massor i vägsträckningen med halter överskridande riktvärdet för MKM grävs bort, se gula och röda områden i Figur 14. Områden med bedömda hälsorisker utanför vägområdet täcks med interna massor och med en mäktighet minst 0,5 m, se röd ring. Ingen schaktning genomförs i jord på större djup än 1 m.



Figur 14. Alternativ 2, schaktning av massor med halt över MKM (gula och röda fält) i vägsträckning samt täckning av hälsoriskområde i SO (röd ring).

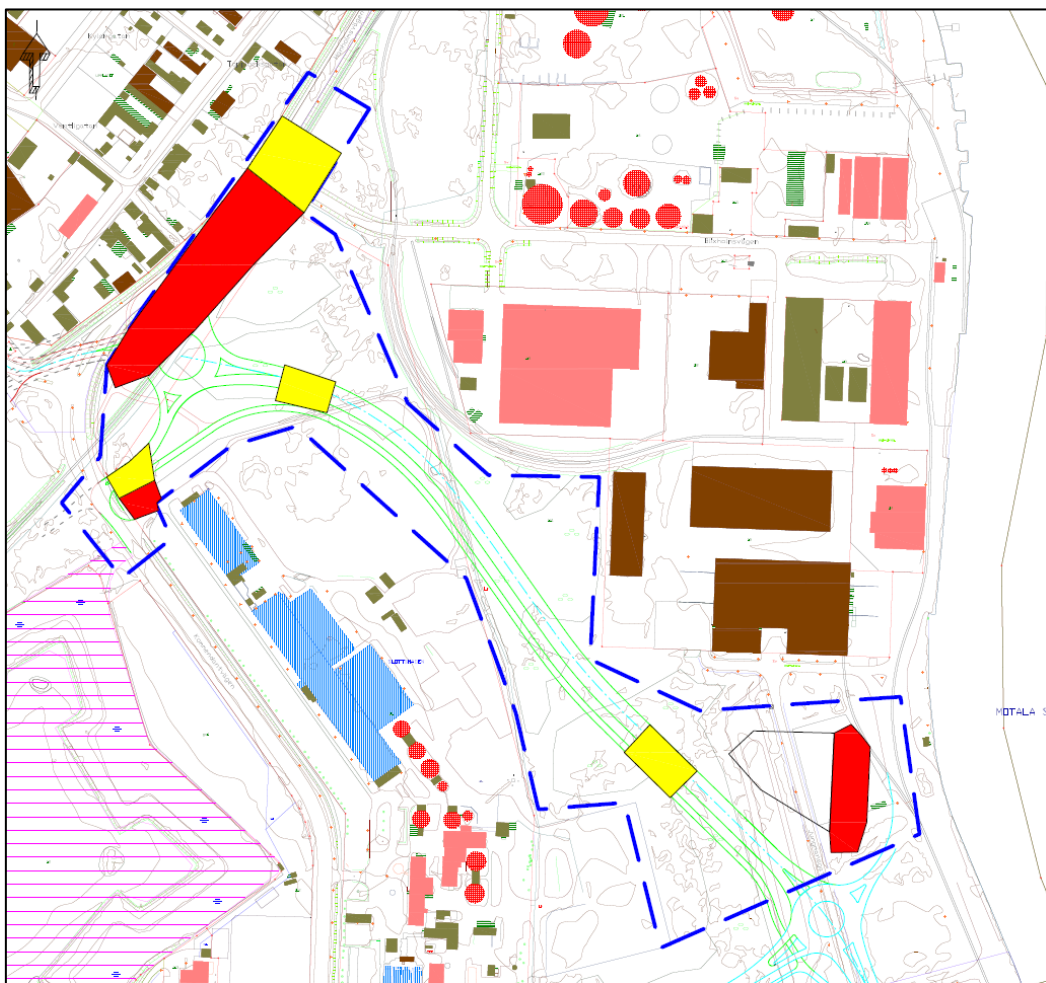
Riskreducering: Åtgärdsalternativet innebär att hälsoriskerna reduceras markant, men även att risk för miljö och spridning reduceras. Risk för negativ påverkan på markmiljön kvarstår i djupare jordlager inom delar av området. Föroreningshalterna minskar i den ytliga jorden 0-1 m, men kvarstår i djupare jordlager >1 m.

Naturresurser: Schaktning och transport av jordmassor kommer innebära en förbrukning av diesel för arbetsmaskinerna. Denna förbrukning är betydligt större än för åtgärdsalternativ 1. Dessutom kommer deponiutrymme användas för kvittblivning av de förorenade massorna från området.

Kostnader: Alternativet innebär att ca 17 000 m³ jord schaktas bort och transporteras till mottagningsanläggning. Under de antaganden som anges i avsnitt 10.2 ovan beräknas kostnaden för åtgärden uppgå till 12,3 Mkr, fördelat på schakt/transport (4,1 Mkr) och mottagning (8,2 Mkr).

10.3.4. Åtgärdsalternativ 3, schaktsanering av ytlig jord i vägsträckning samt för hälsorisk

Åtgärdsalternativet innebär att ytliga (0-1 m) massor i vägsträckningen samt i hälsoriskområde i sydost grävs bort, se Figur 15. Ingen schaktning genomförs i jord på mer än 1 meters djup under mark.



Figur 15. Alternativ 3, schaktning av massor med halt över MKM i vägsträckning och hälsoriskområde i sydost (gula och röda fält).

Riskreducering: Åtgärdsalternativet innebär att risker för människors hälsa försvinner, och risken för miljö och spridning reduceras ytterligare jämfört med åtgärdsalternativ 2. Risk för negativ påverkan på markmiljön kvarstår i djupare jordlager inom delar av området. Föroreningshalterna minskar i den ytliga jorden 0-1 m, men kvarstår i djupare jordlager >1 m.

Naturresurser: Schaktning och transport av jordmassor kommer innebära en förbrukning av diesel för arbetsmaskinerna, vilket i detta alternativ är något större än åtgärdsalternativ 2. Dessutom kommer ett något större deponiutrymme användas för kvittblivning av de förorenade massorna från området.

Kostnader: Alternativet innebär att ca 20 000 m³ jord schaktas bort och transporteras till mottagningsanläggning. Under de antaganden som anges i avsnitt 10.2 ovan beräknas kostnaden för åtgärden uppgå till 14,1 Mkr, fördelat på schakt/transport (4,7 Mkr) och mottagning (9,4 Mkr).

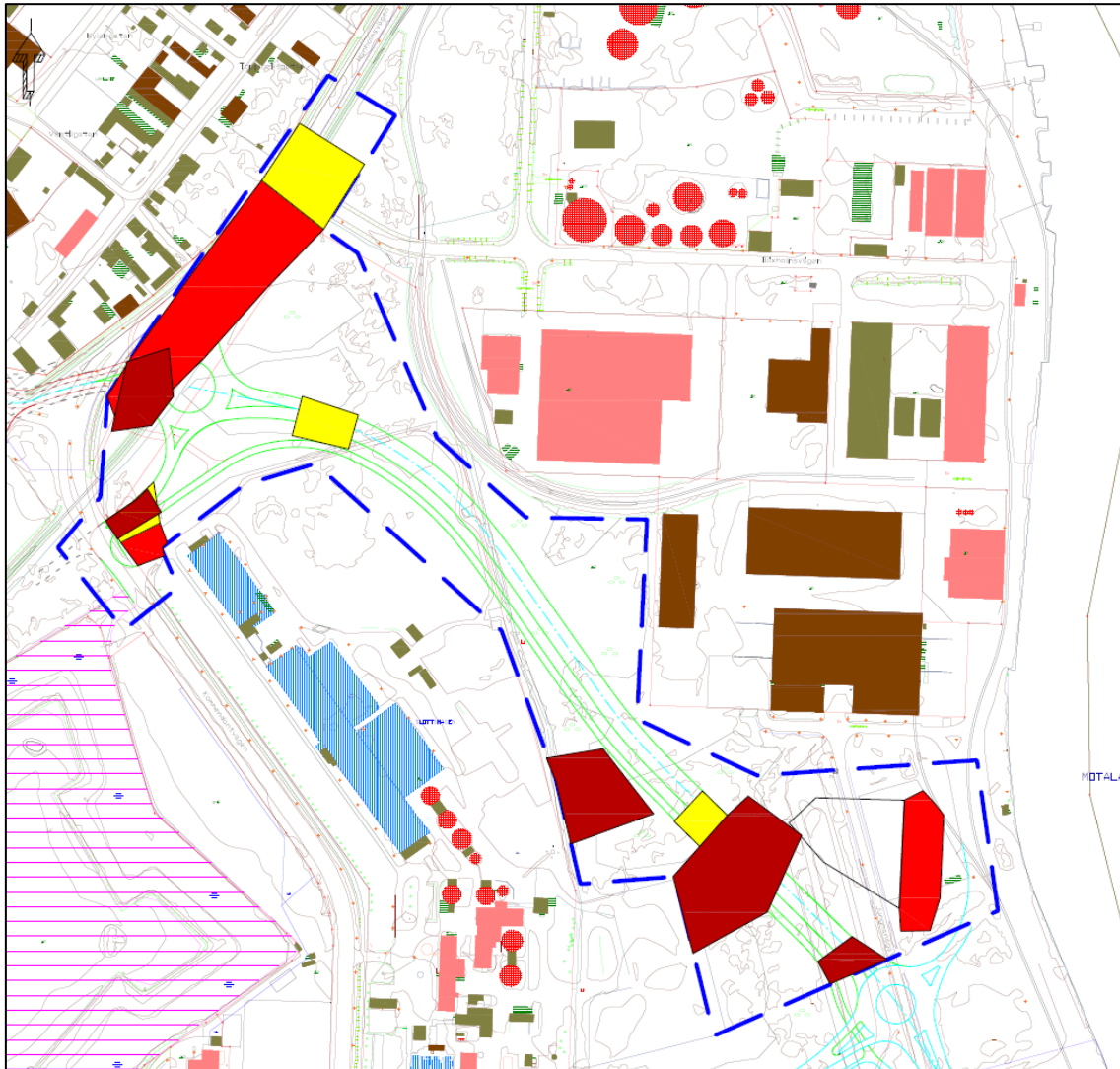
10.3.5. Åtgärdsalternativ 4, schaktsanering av jord med halt över riktvärde för MKM

Åtgärden innebär att samtliga massor, både ytliga och på större djup, med halt över riktvärdet för MKM schaktas bort, se Figur 16.

Riskreducering: Åtgärdsalternativet innebär att såväl risker för människors hälsa som miljön försvinner. Även risk för spridning med grundvattnet från området kommer minska på sikt. Föroreningshalterna minskar över hela området, både i de ytliga och djupa jordlagren. Samtliga åtgärdsåtgärder för området kan anses vara uppfyllda.

Naturresurser: Schaktning och transport av jordmassor kommer innebära en förbrukning av diesel för arbetsmaskinerna, vilket i detta alternativ är större än åtgärdsalternativ 3. Dessutom kommer ett större deponiutrymme användas för kvittblivning av de förorenade massorna från området.

Kostnader: Alternativet innebär att ca 33 000 m³ jord schaktas bort och transporteras till mottagningsanläggning. Under de antaganden som anges i avsnitt 10.2 ovan beräknas kostnaden för åtgärden uppgå till 26,8 Mkr, fördelat på schakt/transport (10 Mkr) och mottagning (15,8 Mkr).



Figur 16. Alternativ 4, schaktning av massor med halt över MKM i ytliga jordlager (0-1 m, gula och röda fält) samt i djupare jordlager (>1 m, rödbruna fält).

10.4. Sammanfattning åtgärdsutredning

En sammanfattning av de olika åtgärdsalternativen med kostnader redovisas i Tabell 8.

Tabell 8. Sammanställning åtgärdsalternativ med kostnader.

Åtgärdsalternativ	Beskrivning	Uppskattad kostnad
0	Nollalternativ	0,05-0,1 Mkr
1	Täckning hälsorisk, ingen väg	1,5-2,5 Mkr
2	Schaktsanering 0-1 m i vägområde, täckning hälsoriskområde	12,3 Mkr
3	Schaktsanering 0-1 m i vägområde + hälsoriskområde	14,1 Mkr
4	Schaktsanering av jord med halt över MKM	26,8 Mkr

Som framgår av respektive åtgärdsalternativ kommer byggnationen av en väg genom aktuellt område innebära kostnader för hantering och omhändertagande av förorenade massor. För att erhålla ett bättre underlag inför projektering och upphandling bör kompletterande och förtätade undersökningar genomföras för att få en mer detaljerad bild av föroreningssituationen i området och en bättre uppskattning av de jordmängder som behöver hanteras och omhändertas.

REFERENSER

- AFRY. (2022). *Inventering av EBH-objekt längs Etapp 3 i Johannisborgsförbindelsen.*
- Avfall Sverige. (2019). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2019:01.* Avfall Sveriges utvecklingsatsning.
- Lantmäteriet. (2023). *Min karta.* Hämtat från <https://minkarta.lantmateriet.se/>.
- Naturvårdsverket. (2009, rev 2022). *Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.*
- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1. Utgåva 1, februari 2010.*
- SGI. (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. SGI publikation 21.*
- SGU. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten. Rapport 2013:01.*
- SGU. (2023). <https://apps.sgu.se/kartvisare/>.
- SPBI (tidigare SPI). (Uppdaterad 2014-11-18). *SPI rekommendationer, Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar, 2010.* SPBI.
- Structor Miljö Öst. (2021-09-02). *Miljöteknisk markundersökning Slottshagens reningsverk, Norrköpings kommun.*
- Structor Miljö Öst. (2022). *Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Slottshagens reningsverk, Norrköping. Rapport.*
- Sweco. (2007). *Översiktlig markundersökning, Östra Saltängen, (1180210000).*
- Sweco. (2009). *Östra Saltängen etapp 2 och 3 översiktlig miljöteknisk undersökning (1180306000).*
- Sweco VIAK. (2008). *Östra Saltängen forts, Översiktlig miljöteknisk markundersökning (1180255000).*
- WSP. (2010). *Saltängen, kompletterande miljöteknisk provtagning, delområde J och M.*
- WSP, SWECO. (2011). *Underlag för planering av markanvändning - Inre norra hamnen, Saltängen.*