

Klara City View

Miljö- och hälsoriskbedömning



Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av exploateringskontoret i Stockholms stad utfört en riskbedömning avseende påträffade föroreningar inom planområdet hänvisat till som Klara City View (KCV), del av Norrmalm 4:41, inför planerad exploatering. Denna rapport är en uppdatering av riskbedömningen som levererats i december 2023 och inkluderar resultat från kompletterande undersökningar som utförts under 2023 – 2024 samt belastningsberäkningar för bedömning av spridningsrisker från grundvatten till recipient.

Riskbedömningen visar att det, vid nuvarande föroreningssituation samt vid planerad markanvändning (kontorslokaler och kommersiella ytor), föreligger ett behov av att reducera risker kopplade till föroreningssituationen i området. De föroreningar som bedöms styrande för riskbilden utgörs främst av lätta PAH (naftalen), bensen samt, i mindre omfattning, xylener och tunga PAH.

Identifierade risker utgörs främst av human exponering via inandning av ånga vid långvarig vistelse i den byggnad som planeras inom området. Starkast riskindikation förekommer inom områdets norra del, där högst föroreningshalter uppmätts i porluft och jord i den omättade zonen. Det kan vidare inte uteslutas att exponering via intag av och hudkontakt med förorenad jord kan utgöra en risk för människors hälsa. Dessa risker begränsas dock av att området kommer vara täckt av byggnad eller hårdgjord yta. Exponering för den förorenade jorden bedöms endast kunna ske i samband med eventuella framtida markarbeten då förorenad jord kan komma att blottläggas. En stor del av de föroreningar som förekommer inom markens översta skikt (0-2 m) kommer att avlägsnas i samband med planerade anläggningsarbeten, vilket ytterligare kommer minska sannolikheten att komma i kontakt med förorenade jordmassor. Risker kopplade till direkt exponering för förorenad jord bedöms således vara av mycket begränsad betydelse.

Föroreningssituationen i grundvatten bedöms inte utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa vid den planerade markanvändningen. Sponter som planeras inom områdets norra del, och som skär tvärs över planområdet i öst-västlig riktning, skulle kunna medföra en uppdämning av grundvatten inom området i det fall sponterna installeras som täta permanenta sponter. En eventuell uppdämning av grundvatten inom området medför osäkerheter kring påverkan på ångtransporten från flyktiga föroreningar i den mättade zonen (under grundvattenytan) och således bedömningen avseende risk. För att hantera denna osäkerhet kommer åtgärder att vidtas i den kommande projekteringen som tillser att grundvattenflödet inom planområdet kan bibehållas, varvid en uppdämning av grundvatten inom planområdet kan undvikas.

Vidare tyder resultat från riskbedömningen på att pågående föroreningsspridning med ytligt grundvatten som leds bort via dagvattennätet från planområdet möjligtvis kan utgöra en oacceptabel belastning på närliggande recipient Mälaren-Ulvsundasjön (lokaliserad norr om planområdet) om vattnet skulle flöda norrut efter att ha släppts söder om Klarabergsviadukten. Styrande föroreningar utgörs av benso(a)pyren och summa PAH-M. Föroreningsbelastningen som området bidrar med till den aktuella recipienten är osäker och således är även bedömningen avseende risken osäker. Riskbedömningen visar dock att, om en ökad spridning från planområdet till Mälaren-Ulvsundasjön skulle ske, detta kan medföra ökade risker för recipienten. För att de övergripande åtgärdsåtgärder som tagits fram för området ska kunna uppnås behöver exploateringen av området därmed utföras med försiktighetsåtgärder som tillser att skapandet av nya spridningsvägar till Mälaren-Ulvsundasjön minimeras. Områdets belastning på recipienten Mälaren-Riddarfjärden (lokaliserad direkt utanför planområdets västra del) bedöms inte utgöra en oacceptabel risk för recipienten, varken vid dagens markanvändning eller vid den planerade markanvändningen.

På grund av områdets karaktär med hårt trafikerade vägar och andra hinder som försvårar tillgängligheten har begränsat omfattning på miljötekniska undersökningar vilket gör att

dataunderlaget är relativt litet och flera osäkerheter har identifierats, vilka påverkar utvärderingen av risksituationen inom området. Kompletterande undersökningar av jord, grundvatten och porluft rekommenderas för att erhålla en bättre bild av föroreningssituationen samt för att erhålla ett säkrare dataunderlag för beräkning av representativa halter. Det skulle vara behjälpligt att en hydrogeologisk utredning utförs i syfte att bättre kartlägga spridningsförutsättningar för föroreningar i grundvatten inom området, vid dagens samt vid den framtida markanvändningen.

En åtgärdsutredning som utförts för området^[1] visar att det finns flera olika åtgärdstekniker och tekniska skyddsåtgärder som kan tillämpas för att reducera risker kopplade till föroreningssituationen inom området. Åtgärderna fokuserar på att reducera risker kopplade till inandning av ånga då detta är den risk som bedöms styrande för området. Åtgärderna omfattar såväl föroreningar i den omättade som den mättade zonen.

Spridningsvägar som kan komma att öppnas upp vid planerade anläggningsarbeten bedöms kunna hanteras med adekvata skyddsåtgärder och bedöms således inte komma att medföra oacceptabla risker för människors hälsa eller miljö.

Riskbedömningen och tillhörande åtgärdsutredning visar sammanfattningsvis att föroreningssituationen inom området inte innebär några hinder för detaljplanens genomförande. De hälso- och miljörisker som identifieras kan hanteras och åtgärdas så att marken ur föroreningssynpunkt kommer bli lämplig för den planerade markanvändningen.

Sweco Sverige AB	
Uppdrag	Explo KCV grundvattenundersökning
Uppdragsnummer	30040821
Kund	Exploateringskontoret
Upprättad av	Erika Schedin, Lisa Duvekot
Granskad av	Anna Paulsson, Robertus Hoogeveen
Godkänd av	Marika Jansson
Datum	2024-11-13
Godkänd av	Marika Jansson
Dokumentreferens	miljö- och hälsoriskbedömning klara city view

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte och omfattning	8
2 Områdesbeskrivning	9
2.1 Markanvändning och planförhållanden	9
2.1.1 Historisk markanvändning	9
2.1.2 Planerad markanvändning	13
2.2 Geologi och markförhållanden	14
2.3 Hydrogeologi	16
2.4 Ytvattenförhållanden	17
3 Utförda undersökningar och saneringsåtgärder	19
4 Föroreningssituationen	20
4.1 Jord	20
4.2 Grundvatten	21
4.3 Porluft	23
4.4 Ytvatten	24
4.5 Sediment	25
4.6 Sammanfattning av föroreningssituationen	25
5 Förutsättningar för riskbedömning	26
5.1 Förutsättningar för bedömning av miljörisker	26
5.2 Förutsättningar för bedömning av hälsorisker	27
5.3 Bedömningsgrunder	28
5.3.1 Jord	28
5.3.2 Grundvatten	28
5.3.3 Justering av riktvärden för jord och grundvatten med avseende på modellosäkerheter	29
5.3.4 Porluft	33
5.3.5 Ytvatten och sediment	34
5.3.6 Fri fas	36
6 Problembeskrivning	36
6.1 Övergripande åtgärds mål	36
6.2 Föroreningskällor	38
6.3 Föroreningar av potentiell betydelse och föroreningarnas egenskaper	40
6.4 Skyddsobjekt	42
6.4.1 Människor	42
6.4.2 Markmiljö	43
6.4.3 Ytvatten	43

6.4.4	Grundvatten	43
6.5	Spridningsvägar	43
6.6	Exponeringsvägar	45
7	Konceptuell modell	46
7.1	Föroreningskällor och skyddsobjekt	46
7.2	Spridningsvägar	47
7.2.1	Effekt av planerade anläggningar på grundvattenströmning	48
7.3	Exponeringsvägar	49
8	Miljöriskbedömning	50
8.1	Representativa halter	50
8.2	Föroreningar i det övre grundvattenmagasinet	54
8.2.1	Riskkaraktärisering	54
8.2.2	Grundvattenflöde	54
8.2.3	Föroreningsbelastning från området	55
8.2.4	Utspädning i recipienten	55
8.2.5	Påverkan på recipient	57
8.3	Föroreningar i det undre grundvattenmagasinet	61
8.3.1	Riskkaraktärisering	61
8.3.2	Beräknade riskkvoter och bedömning	61
8.4	Risker till följd av planerade anläggningsarbeten	62
9	Hälsoriskbedömning	64
9.1	Representativa halter	64
9.2	Riskkaraktärisering	69
9.2.1	Risker vid långtidsexponering	69
9.2.2	Risker vid korttidsexponering	79
9.3	Risker till följd av planerade anläggningsarbeten	80
10	Fri fas	82
11	Risker i anläggningsskedet	83
12	Osäkerheter	85
13	Sammanfattande riskbedömning och bedömning av åtgärdsbehov	87
13.1	Sammanfattande riskbedömning	87
13.2	Osäkerheter	91
13.3	Behov av riskreduktion	92
13.4	Rekommendationer	93
14	Planens lämplighet	94
15	Slutsats	95
	Referenser	98
	Bilaga 1. Byggnadens grundläggning	101
	Bilaga 2. Vattennivåmätningar	102
	Bilaga 3. Situationsplaner	103
	Bilaga 4. Resultatsammanställningar	104
	Bilaga 5. Relevanta storstadsspecifika riktvärden för jord	105
	Bilaga 6. Beräkning av riktvärden för grundvatten och porluft	106
	Bilaga 7. Sammanställda resultat – klassade mot framtagna hälsoriktvärden	107
	Bilaga 8. Uppmätta halter i porluft i förhållande till grundvattennivåer	108
	Bilaga 9. Belastningsberäkningar	109
	Bilaga 10. Riskkvoter för påverkan på recipienterna	110
	Bilaga 11. Riskbedömning avseende föroreningsrisker vid påning	111

Bilaga 12. Effekt av planerad anläggning på grundvattenströmning	112
--	-----

1 Inledning

Sweco har på uppdrag av Stockholms stads exploateringskontor utfört en riskbedömning för del av fastigheten Norrmalm 4:41, s.k. Klara City View (KCV). Föreliggande rapport redovisar en riskbedömning inför planerad exploatering inom fastigheten. Rapporten är en uppdatering av en tidigare version av riskbedömningen daterad 2023-12-22 (Sweco, 2023a) som har uppdaterats med resultat från kompletterande undersökningar av porluft, grundvatten och jord som har genomförts under 2023 och 2024.

1.1 Bakgrund

KCV omfattar en del av fastigheten Norrmalm 4:41, som ägs av Stockholms stad. Idag består KCV huvudsakligen av trafikinfrastruktur. Inom området planeras en ny byggnad som delvis kommer att stå på marken, delvis på kajkant och delvis att överdäcka underliggande vägar (Stockholms stad, 2022). Den nya byggnaden kommer att främst hysa kommersiella lokaler och på bottenvåningen samt på kajplan ska butiker, restauranger och annan service flytta in.

Undersökningar som utförts inom och i anslutning till området har påvisat höga halter av föroreningar som består bland annat av PAH, kvicksilver och aromatiska kolväten (Sweco, 2022a, Sweco, 2022b, Sweco, 2023b) i jord, grundvatten, porluft och sediment. För att avgöra om föroreningsituationen inom området kan komma att utgöra en risk för människors hälsa eller miljö vid den planerade exploateringen har en riskbedömning utförts. Uppdraget har även omfattat en övergripande åtgärdsutredning. Resultat från utförd riskbedömning och övergripande åtgärdsutredning redovisas i föreliggande dokument.

1.2 Syfte och omfattning

Riskbedömningen syftar till att undersöka vilka risker som förekommande föroreningar inom planområdet Klara City View kan komma att utgöra för människor och miljö vid den planerade exploateringen samt om marken är eller kan göras lämplig för att kunna genomföra den nya detaljplanen.

Riskbedömningen omfattar framtagande av övergripande åtgärds mål samt konceptuella modeller med beskrivning av identifierade skyddsobjekt, spridnings- och exponeringsvägar. Konceptuella modellerna ligger till grund för en utvärdering av potentiella miljö- och hälsorisker kopplade till påträffade föroreningar samt identifiering av ämnen som bedöms styrande för riskbilden inom området. Riskbedömningen delas upp i en miljö- och en hälsoriskbedömning. Miljöriskbedömningen omfattar bland annat beräkningar av föroreningsbelastningen som uppskattas att komma från grundvattnet inom KCV, vilka ligger till grund för bedömning av påverkan på recipienten. Hälsoriskbedömningen omfattar en bedömning av hur föroreningsituationen inom området kan komma att påverka risker för människors hälsa vid den framtida markanvändningen.

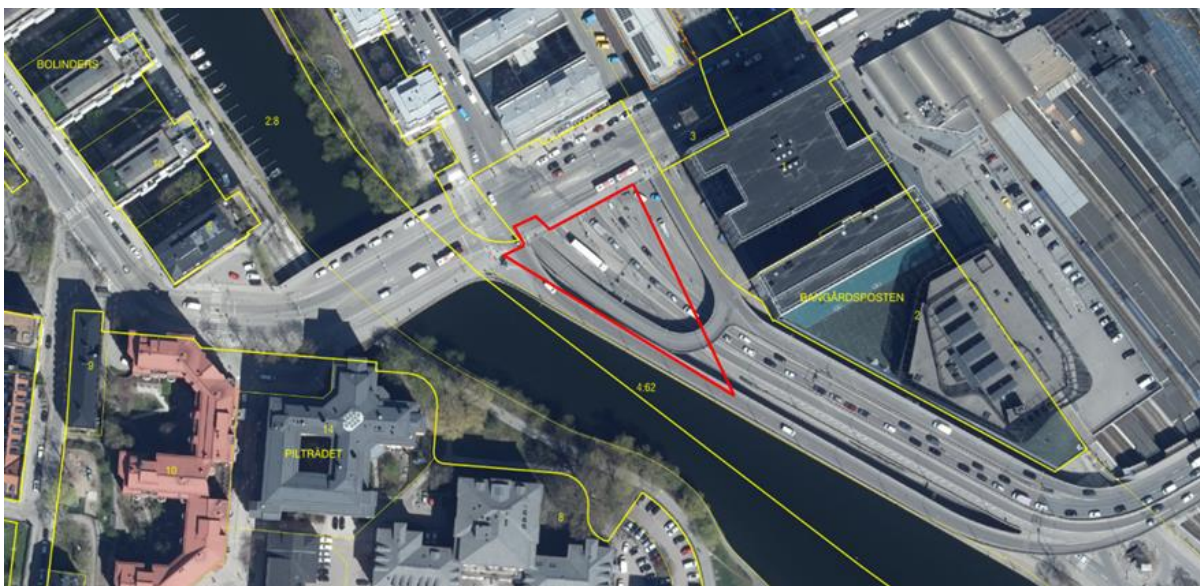
I uppdraget ingår även att identifiera eventuella kunskapsluckor samt att ta fram förslag till kompletterande undersökningar och/eller utredningar i det fall detta bedöms nödvändigt.

Vidare omfattar uppdraget även att översiktligt beskriva möjliga åtgärder för att reducera risker kopplade till föroreningssituationen inom planområdet. Denna utredning redovisas i en separat rapport, *Klara City View Åtgärdsutredning* (Sweco, 2024). Resultaten från utredningen beaktas dock i riskbedömningens slutsatser avseende planens lämplighet.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Markanvändning och planförhållanden

Planområdet, som är en del av fastigheten Norrmalm 4:41, befinner sig mellan Klarabergsviadukten, Stockholm Waterfront och Klara sjö (Figur 1). Cirka 150 m öst om området ligger Stockholms centralstation. Området omfattar en yta som har en längd och bredd av cirka 70 meter och som sträcker sig längs Klarastrandsleden och Blekholmsgatan. Idag utgörs markanvändningen huvudsakligen av trafikinfrastruktur. Vid Blekholmsgatan, i områdets nordöstra del, har Stockholm Waterfront sitt lastutrymme. Längs Klara sjö, i sydvästra delen av området, finns ett kajområde för gångtrafikanter. Då den största delen av fastigheten tidigare var en del av Klara sjö utgörs marken idag av utfyllnadsmaterial och har påldäck ovanpå betongpålar som fungerar som grundläggning för Klarastrandsleden och kajplanen (Sweco, 2017, WSP, 2020). Längs hela påldäcket löper en skvalpspont mot Klara sjö, men ytvatten och grundvatten står i kontakt med Klara sjö norr och syd om sponten. Marken inom hela området utgörs av hårdgjorda ytor (Sweco, 2022a).

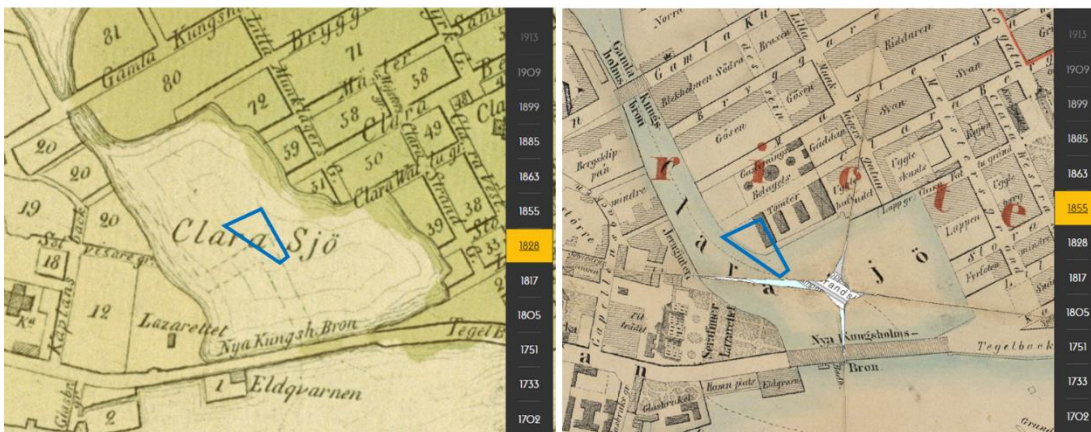


Figur 1. Flygbild med planområdet (enligt uppgift från beställaren) markerat med röd linje. Gula linjer anger fastighetsgränser. Källa: © Lantmäteriets karttjänst

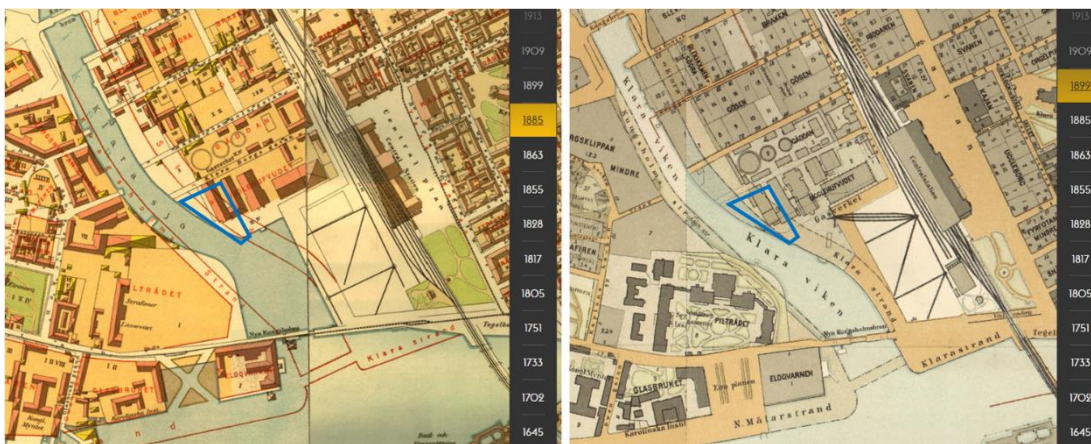
2.1.1 Historisk markanvändning

Området som här benämns KCV var historiskt del av Klara sjö. På historiska kartbilder från 1828 till 1899 kan det konstateras hur området successivt fyllts ut, se Figur 2 och Figur 3. Inom och i anslutning till planområdet har flera olika verksamheter bedrivits (Sweco, 2017, Stockholmskällan, 2023):

- Klaragasverket var lokaliserat i och omkring aktuellt område från 1853 till dess att det revs 1920, se Figur 2 till Figur 4. Gasanläggningen var grundlagd på träpålar. Ett retorthus, reningsanläggning och hus för tillverkning av ammoniaksalt var lokaliserad inom eller i direkt anslutning till området för KCV, se Figur 6. Norr om området fanns bl.a. tre gasklockor tillhörande gasverket (Stockholmskällan, 2023).
- Bangårdspostkontoret stod i östra delen av området från 1943 till 1983, efter vilket Klara Postterminal befann sig där till år 2008.
- Under 1960-talet byggdes Klarastrandsleden längs Klara sjös sträckning, för vilket betongpålning utfördes.
- Waterfront (hotell-, kontors- och kongresscentrum) byggdes bredvid området på samma fastighet som KCV år 2011.



Figur 2. Området för KCV (ungefärlig lokalisering markerad med blått) 1828 och 1855. På bild från 1855 har området delvis fyllts ut och Klara gasverk har anlagts. Källa Stockholmskälla, 2023.



Figur 3. Området för KCV (ungefärlig lokalisering markerad med blått) 1885 och 1899. Ytterligare utfyllnad av området. Nya byggnader har uppförts på gasverksområdet. Källa Stockholmskällan, 2023.



Figur 4. Området för KCV (ungefärlig lokalisering markerad med blått) 1934 och idag. Klara gasverk har rivits. Källa Stockholmskällan, 2023.



Figur 5. Foto 1905-1915 Gasverket sett från nordväst. Ungefärligt område för KCV markerad med rött. Figur hämtad från Swecos rapport *Exploateringskontoret Snurrtomten – Normalm 4:41, miljöinventering* (Sweco, 2017a).



Figur 6. Ritning över Klara gasverk (odaterad). Ungefärligt område för KCV markerad med röd linje. Orange linje markerar läge för tätspond som installerades vid sanering av kreosotföroreningar från en f.d. kreosotfabrik lokaliserad norr om gasverket, se avsnitt 6.2. Figur hämtad från Swecos rapport *Exploateringskontoret Snurrtomten – Norrmalm 4:41, miljöinventering* (Sweco, 2017a).

Nedan följer en beskrivning av de processer som bedrivits inom planområdet och som framgår av Figur 6. Beskrivningen utgår från de kända processer som skedde inom gasverksverksamheten i Värtaverket och därmed kan de skilja sig något från de processer som skett på Klaragasverket.

Retorthus (C) - I retorthus skedde torrdestillation av stenkolk. Gasen utvanns ur stenkolk genom torrdestillation i så kallade retortrar (=behållare eller kamrar) som undereldades i generatorugnar. Som biprodukt i denna process fick man koks. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

Kondensatorhus (D) – Till kondensatorhuset leddes gasen och här avskildes biprodukterna ammoniakvatten och tjära genom kylning och samlades i cisterner under mark. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

Tjärcisterner (E) – Dessa var belägna under mark och användes för lagring av stenkoltjära. (Nyréns Arkitektkontor, 2010). Det finns ingen information om i fall dessa är borttagna från området eller i fall dessa ligger kvar.

Skrubbers (F) - I Skrubbrarna renades gasen från ammoniak. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

Reningshus (G) – I reningshuset renades rågasen, gasen drevs genom reningsmassor av myrmalm (järnoxidhydrat). Ofta avgick biprodukterna cyanid och svavelväte i dessa processer. Här var produkten stadsgas färdig för distribution. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

Regenerationshus (H) – I regenerationshuset bearbetades reningsmassan från reningshuset. Det finns exempel på regenerationsprocesser där bearbetning av svavelförorenad massa breddes ut på golvet och bearbetades med lösningsmedel. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

Ammoniumsaltlager (T) och Ammoniaksaltfabrik (M)– Här lagrades och bearbetades ammoniumsalt. (Nyréns Arkitektkontor, 2010)

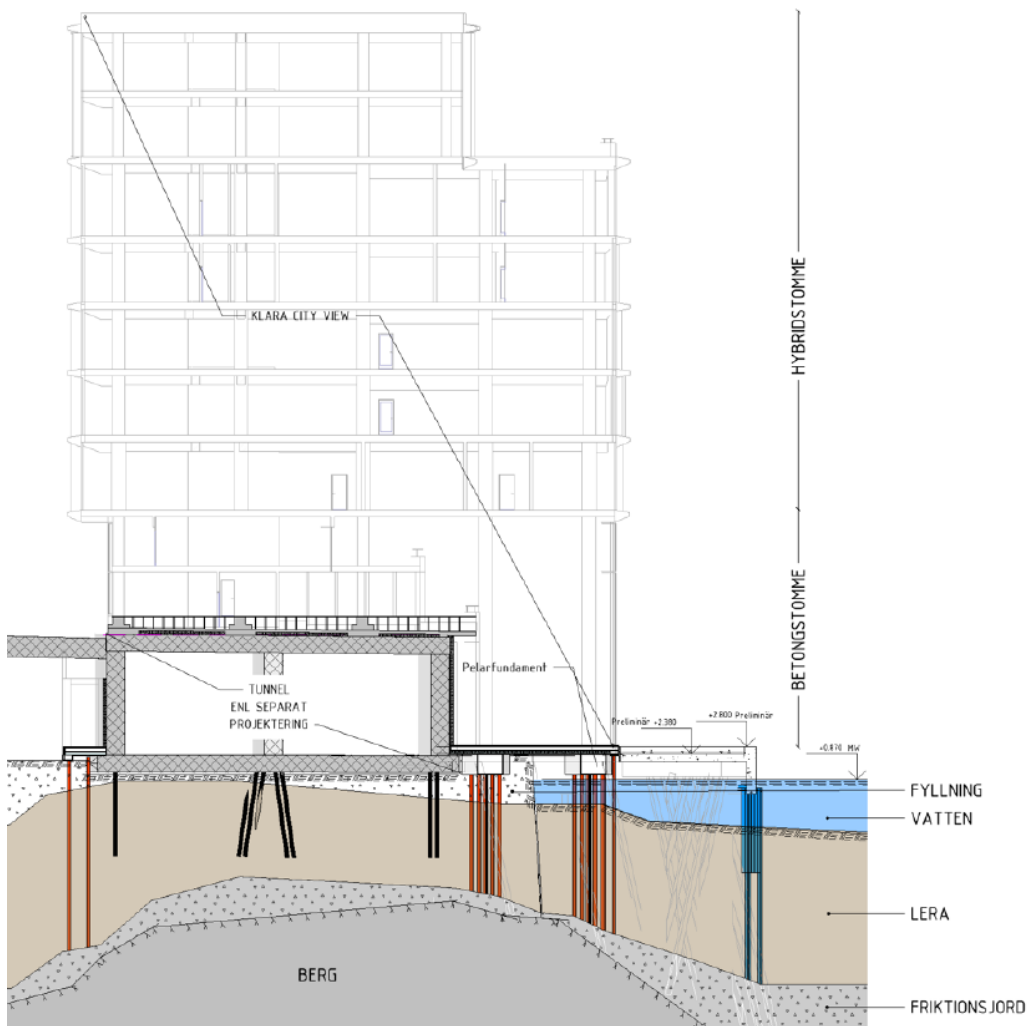
2.1.2 Planerad markanvändning

Inom det aktuella området planeras en ny byggnad med kontor och kommersiella lokaler. Byggnadens ungefärliga omfattning presenteras i Figur 7. Den planerade byggnaden kommer delvis att överdäcka den befintliga trafikinfrastrukturen, som tunneln på Figur 8, och delvis att stå i direkt kontakt med marken. Byggnadsdelarna där bottenplattan kommer att stå i kontakt med mark är lokaliserade både öster om Klarabergstunneln, i områdets nordöstra del samt väster om Klarabergstunneln, i områdets västra del (se Figur 10 och Bilaga 1).

Dessutom kommer en ny gång- och cykelramp att anläggas på kajplanen längs Klara sjö (Stockholms stad, 2022a).



Figur 7. Planerad byggnad inom KCV. Källa: Dorte Mandrup



Figur 8. Principsektion av planerad byggnad inom KCV, inkl översiktlig markuppbyggnad. Källa: PM Grundkonstruktion Klara City View, 2024 (Tyréns 2024, för Humlegården).

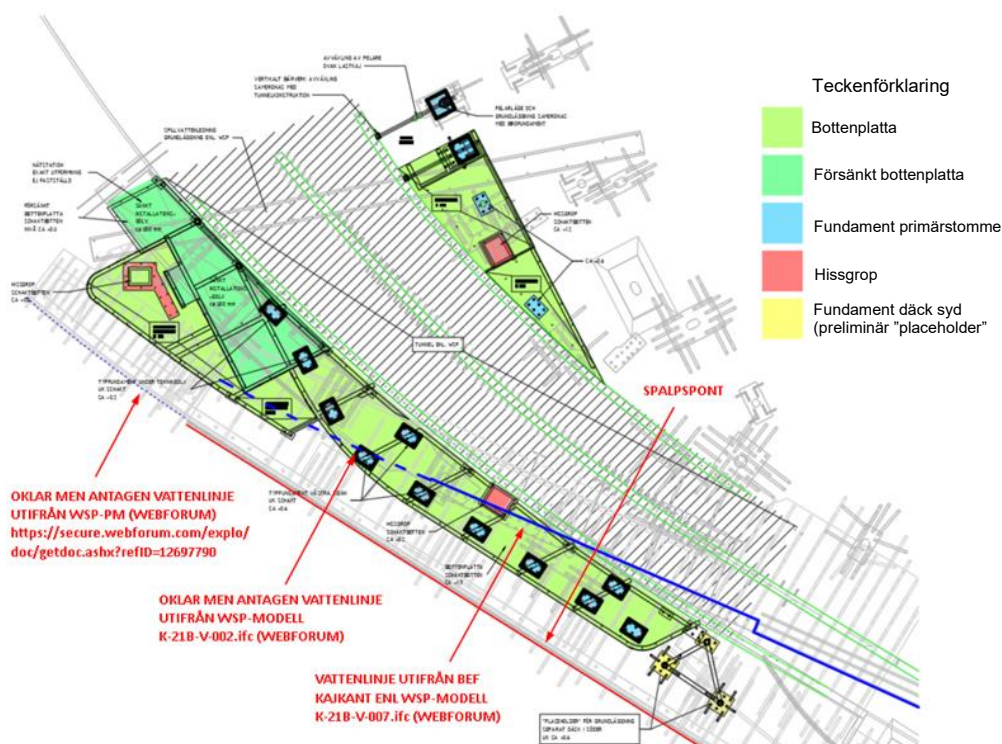
2.2 Geologi och markförhållanden

Enligt SGU:s Kartvisare Jordarter, Stockholms stads Geoarkivet (Figur 9) samt tidigare inventeringar (Sweco, 2017b; Sweco, 2022a; Geomind, 2022; Sweco, 2023b) utgörs jordarterna inom planområdet av fyllningsmassor ovanliggande lera. Fyllningslagret bedöms ha en mäktighet mellan 1 m och 4 m, under fyllnadslagret finns ett lerlager med en mäktighet av cirka 5-12 m. Under leran finns ett friktionslager som enligt fältobservationer består av kompakt siltig lerig morän. Friktionslagret bedöms ha en mäktighet varierande mellan 0,5 m och 4 m. I Sweco:s PM Geoteknik beskrivs att bergets nivåer ligger mellan 5,5 meter under markytan (m.u.my) och 16 m.u.my, med ytligast berg i de centrala delarna av planområdet (Sweco, 2017b). SGU:s kartvisare påvisar uppmätta jorddjup av 14 m och 18 m inom södra delen av planområdet och ett betydligt mindre jorddjup i en punkt i nordöst (7,3 m).



Figur 9. Karta över planområdet (ungefärlig utbredning markerat med röd linje) med jordartsfilter. Kartan visar att jordarterna inom området utgörs av fyllningsmassor (anges med tunt rutnät) på underliggande lera (anges med gult). Källa: Stockholms stad Geoarkivet

Områdets sydvästra del, närmast Klara sjö, är anlagd på ett påldäck. Utanför kantskoningen till kajen finns en skvalpspont som löper längs med kajkanten mot Klara sjö. Sponten är fristående från kajen och är satt för att begränsa spridningen av förorenade massor från området öster om sponten till Klara sjö. I Figur 10 visas en skiss över grundläggning av planerad byggnad. Bottenplatta för planerad byggnad visas i grönt. Öster om den blåa vattenlinjen i Figur 10 kommer byggnadens bottenplatta delvis att stå i direkt kontakt med mark (se grön markering i Figur 10). Väster om den blåa vattenlinjen kommer byggnadens bottenplatta att stå på påldäck.



Figur 10. Skiss översikt över grundläggning av ny byggnad. Bottenplatta för planerad byggnad visas i grönt. Vattenlinjen utifrån befintlig kajkant visas med blå linje. Källa: Arbetsskiss Tyréns 2024-05-16

2.3 Hydrogeologi

Inom området förekommer två grundvattenmagasin, ett i fyllnadsmassor ovan leran och ett i friktionsmaterialet under leran. Grundvattennivåmätningar med hjälp av automatiska dataloggers (s.k. divers) har genomförts i tre grundvattenrör i det övre grundvattenmagasinet mellan oktober 2022 och september 2023, som redovisas i Bilaga 2. Se Figur 14 för placering av grundvattenrören.

Utifrån nivåmätningar och geologin som beskrivits ovan uppskattas grundvattenytan i det övre magasinet befinna sig mellan ca 2 och 3 meter under markytan (nivåer har vid utförda mätningar varierat från ca +0,6 till +1,1 m, RH2000). Vidare visar utförda nivåmätningar i de tre grundvattenrören under november 2022 till september 2023 att grundvattennivån i det övre grundvattenmagasinet förhåller sig till Klara sjös vattennivå, se Bilaga 2. Med hänsyn till grundvattenrörens placering, som visas i Figur 14, och grundvattennivåernas förhållande till Mälarens vattennivå observeras en gradient in mot land i nordöstlig riktning, vilket antas utgöra flödesriktningen i det övre grundvattenmagasinet (se Bilaga 9 – Figur 1). Flödesriktningen i det övre magasinet påverkas sannolikt av grundvattenpåverkande anläggningar som leder bort grundvattnet, liksom pågående dränering av källarutrymmen, garage, tunnlar med mera inom det stora antalet fastigheter som omger det aktuella området. Det finns inga uppgifter tillgängliga om i vilken omfattning den sker samt till vilken nivå. Enligt Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) är det mest sannolikt att delar av vattnet leds bort via dagvattenledning till Klara Sjö eller Riddarfjärden (se avsnitt 2.4 Ytvattenförhållanden). Enligt uppgifter från

beställaren finns en utsläppspunkt av dagvatten från planområdet till delen av Klara Sjö som tillhör Mälaren - Riddarfjärden, se Figur 11. Enligt ytterligare uppgifter från beställaren kan delar av vattnet även ledas till Henriksdals reningsverk via kombinerade ledningssystem inom området.

Utifrån utförda slugtestanalyser i det övre magasinet bedömdes fyllnadsmaterialet i norra och östra delarna av det aktuella området ha hög genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet varierande mellan $1,2$ och $5,4 \times 10^{-4}$ m/s), motsvarande sandigt material. Fyllnadslagret i den västra delen av området, närmast strandlinjen, påvisade 2 till 3 tiopotenser lägre genomsläpplighet ($2,0 \times 10^{-6}$ m/s), motsvarande siltigt material (Sweco, 2022a).

Det undre magasinet uppskattas ligga mellan ca 10 till 14 meter under markytan baserat på uppgifter om geologin som beskrivits i föregående avsnitt och det uppskattade jorddjupet till berg enligt de geotekniska undersökningar som har utförts inom området (Geomind, 2022). Mäktigheten på det undre magasinet bedöms generellt uppgå till som mest ett par meter, med något större mäktighet inom framför allt den sydöstra delen av området. Inom områdets nordöstra del finns uppgift om att mäktigheten på friktionslagret ska uppgå till ca 9 m (Geomind, 2022). Enligt geoteknisk expertis som rådfrågats inom ramen för uppdraget rör det sig med största sannolikhet om en feltolkning av resultat från gamla geotekniska undersökningar och mäktigheten i den nordöstra delen av området bedöms inte skilja sig från övriga delar av området.

Uppmätta grundvattennivåer i det undre magasinet, placerade intill grundvattenrören i det övre magasinet enligt Figur 14, har varierat mellan +0,55 och -3,1 m (RH2000, uppmätt i januari, april och juni 2024). På grund av observerad variation i grundvattennivå mellan både mättillfällen och undersökningspunkter bedöms det sannolikt att grundvattennivån i det undre magasinet är påverkat av grundvattenbortledning i närliggande anläggningar som till exempel citybanan, tunnelbanan och diverse tunnlar. Således har flödesriktningen i det undre magasinet inte kunnat fastställas. Utifrån mäktigheten på lerlagret som beskrivits i föregående avsnitt (uppskattad 5-12 m) bedöms det inte finnas någon hydraulisk kontakt mellan det övre och undre grundvattenmagasinet inom planområdet.

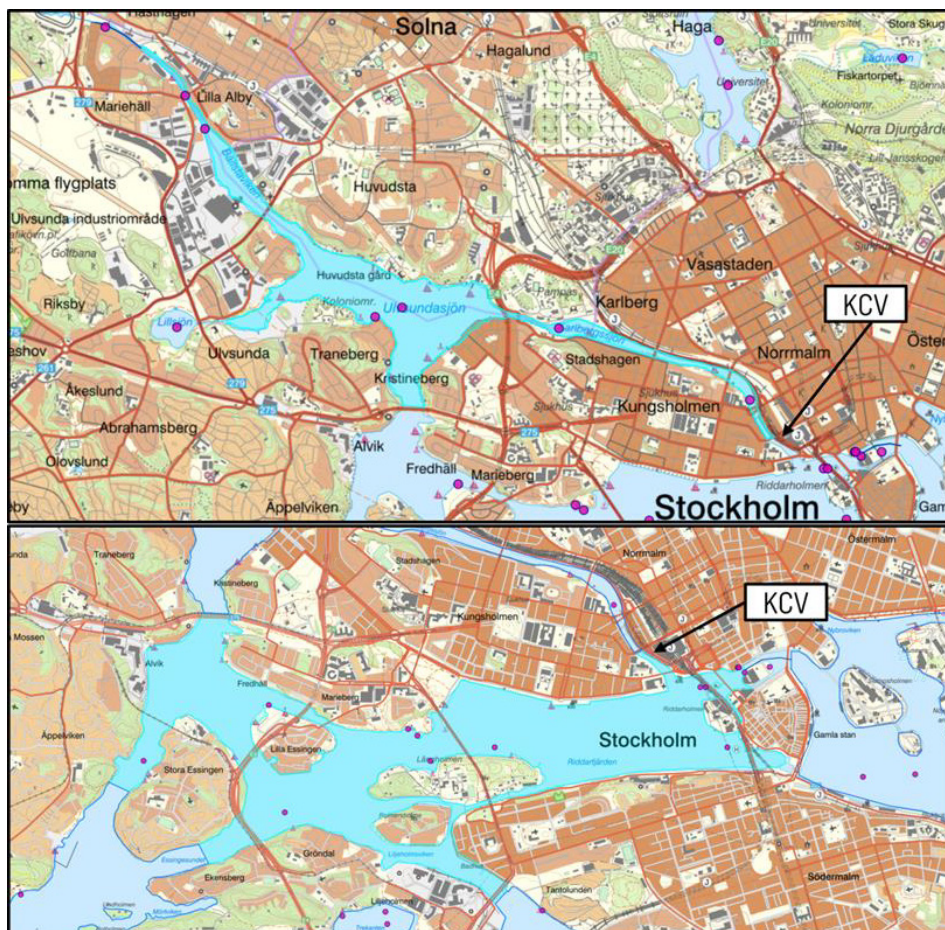
Slugtester som utförts i friktionsmaterialet under leran visar en hydraulisk konduktivitet som varierar mellan 4×10^{-6} m/s i nordöstra del (23GM001), 5×10^{-8} m/s i sydöstra del (23GM003) och 8×10^{-9} m/s i områdets västra del, närmast Klara sjö (23GM004). Dessa resultat tyder på mycket låg genomsläpplighet i friktionslagret. Detta stämmer överens med en tidigare bedömning baserat på resultat från utförda geotekniska undersökningar samt genomgång med ansvarig geotekniker inom projektet, där friktionsmaterialet ansågs utgöras av kompakt siltig lerig morän. Undersökningar som utförts inom området för centralstationen, ca 250 m öst om det aktuella undersökningsområdet, har visat en hydraulisk konduktivitet i moränen som varierar i storleksordning 10^{-7} till 10^{-6} (Sweco, 2012), vilket ligger i linje med den uppmätta hydrauliska konduktiviteten i områdets nordöstra del. Den låga uppmätta hydrauliska konduktiviteten i västra delen av undersökningsområdet närmast strandlinjen tyder på att friktionsmaterialet inom denna del av området utgörs av siltig eller lerig morän.

2.4 Ytvattenförhållanden

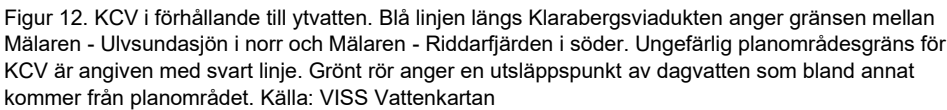
Planområdet ligger direkt intill ytvattnet Klara Sjö, som är del av Mälaren. Klara Sjö utgörs av två identifierade ytvattenförekomster, Mälaren - Ulvsundasjön i

norr och Mälaren - Riddarfjärden i söder (Figur 11). Som redovisat på Figur 12 ligger planområdet i direkt i anslutning till Mälaren - Riddarfjärden som ligger söder om Klarabergsviadukten. Med hänsyn till utsläppspunkten av dagvatten från planområdet (se föregående avsnitt) som redovisas i Figur 12 utgörs områdets närmaste recipient av Mälaren - Riddarfjärden. Då planområdets norra gräns ligger precis i anslutning till gränsen mellan de två ytvattenförekomsterna, kan det ej uteslutas att delar av grundvatten som leds bort via dagvattennätet från planområdet och släpps i Klara Sjö tidvis hamnar i Mälaren - Ulvsundasjön (norr om Klarabergsviadukten) till exempel vid flödesvariationer. Recipienternas huvudflödesriktning är dock mot Norrström, vilket innebär ett flöde mot sydost och bort från Mälaren - Ulvsundasjön.

Enligt Vatteninformationssystem Sverige (VISS) och lokala åtgärdsprogram bedöms ytvattenförekomsten Mälaren – Riddarfjärden ej uppnå god kemisk status på grund av antracen, fluoranten, PBDE, bly, kadmium, kvicksilver, PFOS och TBT. Recipienten uppnår inte heller god ekologisk status avseende koppar, icke-dioxinlika PCB:er och fosfor. För recipienten Mälaren – Ulvsundasjön finns ett förbättringsbehov av följande ämnen för att uppnå god vattenstatus: antracen, PBDE, bly, kadmium, koppar, PFOS, fosfor, TBT och PCB.



Figur 11. KCV i förhållande till två vattenförekomster. Ljusblå markering anger Mälaren - Ulvsundasjön på kartan ovan samt Mälaren - Riddarfjärden på kartan nedan. Källa: VISS Vattenkartan



Inom och i anslutning till planområdet har följande undersökningar och saneringsåtgärder utförts:

- Sweco | Klara City View Miljö- och hälsoriskbedömning
Uppdragsnummer 30040821
Datum 2024-11-13 Ver 1
Dokumentreferens miljö- och hälsoriskbedömning klara city view

kreosot/tjära i fri fas som läcker ut från strandremsan. I anslutning till diket finns pumpar som ska pumpa upp den eventuella fria fas som ansamlas i diket. Bottenkontroll i samband med muddringsarbetenas avslutande visade att det finns föroreningar av PAH, främst i form av tjära i fri fas, kvar i leran i vissa provtagningspunkter (Golder, 2004).

- En miljöinventering samt geoteknisk arkivinventering över fastighet Norrmalm 4:41, då kallad "Snurrtomten", utfördes av Sweco 2017 (Sweco, 2017).
- En sedimentundersökning i anslutning till fastigheten KCV gjordes av Sweco under 2021 (Sweco, 2022b).
- En geoteknisk undersökning inom planområdet utfördes av Geomind 2022 (GeoMind, 2022).
- Miljötekniska undersökningar avseende jord, grundvatten och ytvatten på KCV utfördes av Sweco 2022 (Sweco, 2022a). I samband med denna undersökning installerades grundvattenrör samt utfördes nivåmätningar med divers i övre grundvattenmagasinet..
- Kompletterande miljötekniska undersökningar avseende porluft, jord samt grundvatten i både övre och undre grundvattenmagasin utfördes av Sweco under perioden december 2023 - juni 2024.

4 Föroreningssituationen

Nedan redovisas en sammanfattning av föroreningssituationen inom planområdet för Klara City View (KCV). Sammanfattningen baseras på resultat från utförda miljötekniska undersökningar av jord, porluft, grund- och ytvatten samt sediment under perioden 2022–2024. Sammanfattningen är uppdelad efter föroreningar i jord, grundvatten, porluft, ytvatten och sediment, se avsnitt 4.1 till 4.6.

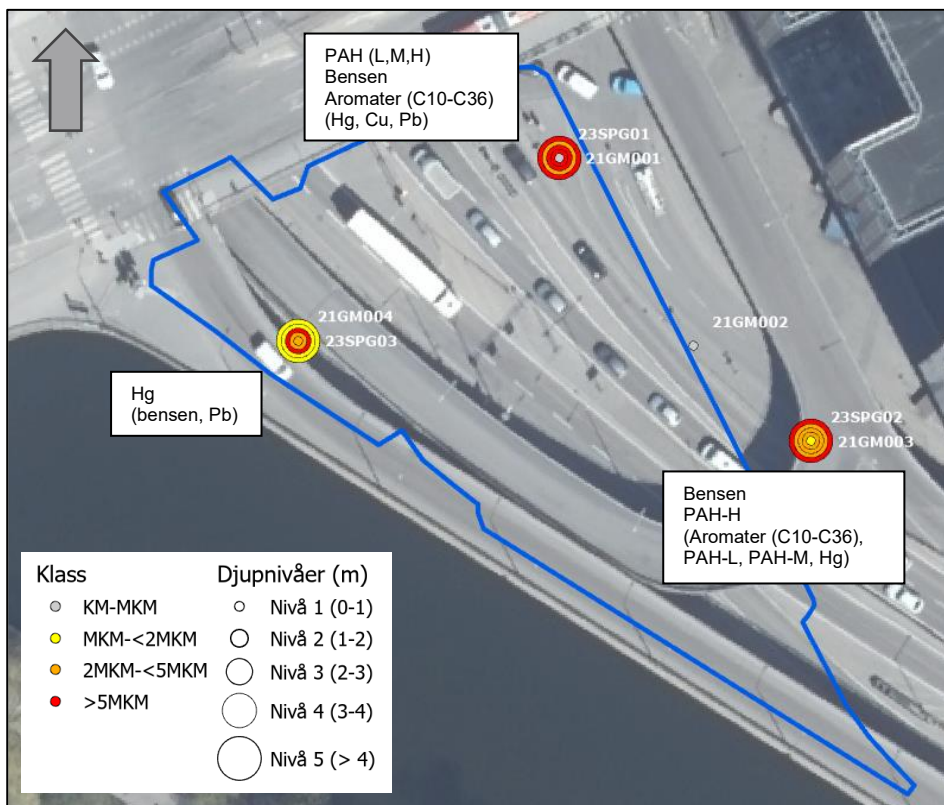
4.1 Jord

Figur 13 och Bilaga 4.1 redovisar klassning av resultat för jord inom undersökningsområdet. Jord har provtagits vid tre tillfällen; i samband med installation av grundvattenrör i det övre magasinet under 2022, i samband med installation av porluftsror i juli 2023, samt i samband med installation av grundvattenrör i det undre magasinet i december 2023. Jordprover har uttagits med skruv på borrhandsvagn från fyra undersökningspunkter inom området, se Figur 13.

Resultaten från undersökningarna visar främst förekomst av PAH (låg, medel, och hög molekylvikt), aromatiska kolväten, bensen och kvicksilver i höga halter (över 5 gånger Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM)), men även bly, koppar och arsenik har påträffats i halter över MKM. Kobolt och cyanider har påträffats i halter över riktvärden för känslig markanvändning (KM) men ligger under MKM. Högst föroreningshalter har påträffats i undersökningspunkt från områdets norra del (21GM001/23SPG01, se Figur 13). I den aktuella punkten har bl.a. PAH-M och PAH-H uppmätts i halter upp till 750 mg/kg TS respektive 570 mg/kg TS (ca 40 (PAH-M)

respektive 60 gånger (PAH-H) Naturvårdsverkets generella riktvärde för MKM). De högsta halterna har påträffats i fyllnadslagret mellan ca 1 och 2 meter under markytan. Höga halter av framförallt PAH, aromater och bensen (halter upp till som mest 20xMKM (PAH), 6xMKM (aromater > C10-C16) respektive 14xMKM (bensen)) har även påvisats i leran under fyllningen inom områdets östra del (provpunkt 21GM001 och 21GM002, se Figur 13). Höga halter har uppmätts över hela det undersökta djupet ner till som mest 7 meter under markytan, avgränsning saknas i djupled. Prover som uttagits på lera från områdets västra del (21GM004) uppvisar avsevärt lägre föroreningshalter (halter upp till som mest MKM).

En fullständig sammanställning av resultat från utförda miljötekniska undersökningar redovisas i Bilaga 4.1 samt i Bilaga 7.1.



Figur 13. Föroreningssituation i jord. Halter klassificerade mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM. Kartan visar högsta tilldelade klass oavsett ämne. Angivna djup avser meter under markytan. I textrutorna anges de ämnen som generellt är styrande för klassificeringen, ämnen inom parentes styr klassificeringen i mindre utsträckning.

4.2 Grundvatten

Grundvatten från det övre och undre grundvattenmagasinet har undersökts i tre provpunkter, se Figur 14 för provpunkternas placering. Grundvatten från det övre grundvattenmagasinet har undersökts vid sex mättillfällen, och grundvatten från det undre grundvattenmagasinet har undersökts vid tre mättillfällen. Resultat från utförda undersökningar redovisas i Bilaga 4.2. I resultatsammanställningen inkluderas resultat från två mättillfällen i grundvattenrör 21GM001 i det undre magasinet. Grundvattenröret ersattes i december 2023 efter att det visade sig att grundvattenrörets filtersektion

huvudsakligen satt i lerans underkant vilket gjorde att tillrinningen i röret var mycket långsam.

I grundvatten från samtliga tre provpunkter i både övre och undre grundvattenmagasin har PAH vid ett eller fler mättillfällen uppmätts i koncentrationer över SPI:s riktvärden för indikation av fri fas samt skydd av ytvatten. Uppmätta halter av PAH-M har även överskridit SPI:s riktvärden avseende risk för ånginträngning i byggnad (SPI, 2011) i både övre (provpunkt 21GM001 och 21GM003) och undre (provpunkt 21GM001 och 21GM004) grundvattenmagasin. Dessutom beskrivs i fältprotokoll från undersökningar utförda under 2022 och 2024 att vattnet i både övre och undre grundvattenmagasin i provpunkter 21GM001 och 21GM003 innehöll svarta partiklar som efter en tid föll till botten. Vid provtagning av dessa punkter i 2022 var vattnet svartfärgat och luktade starkt. Fältmätningar under 2023 och 2024 indikerade förekomst av fri fas i det övre och undre grundvattenmagasinet i punkt 21GM001 samt i det övre magasinet i punkt 21GM003.

Provtagningar som utförts under 2024 har fokuserat på att undersöka förekomst av förorening i det undre grundvattenmagasinet, samt att komplettera dataunderlaget för föreliggande riskbedömning. Utöver PAH har aromatiska kolväten C16-C35 uppmätts i halter överskridande SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011) i det undre grundvattenmagasinet i den norra och västra delen av undersökningsområdet vid ett av tre mättillfällen. Bensen har uppmätts i halter över SPI:s riktvärde för ånginträngning i byggnad vid samtliga tre mättillfällen i det undre magasinet i norra delen av området. Cyanid total har vid ett av tre mättillfällen uppmätts i en halt över ett beräknat riktvärde för skydd av ytvatten enligt SPI:s metod. Generellt var de rapporterade halterna i det undre magasinet en faktor 10 till 100 lägre vid mättillfällena i april och juni 2024 jämfört med mättillfället i januari 2024. Det var endast vid det första mättillfället i januari 2024 direkt efter installation som halterna överskred SPI:s riktvärden i det undre grundvattenmagasinet.

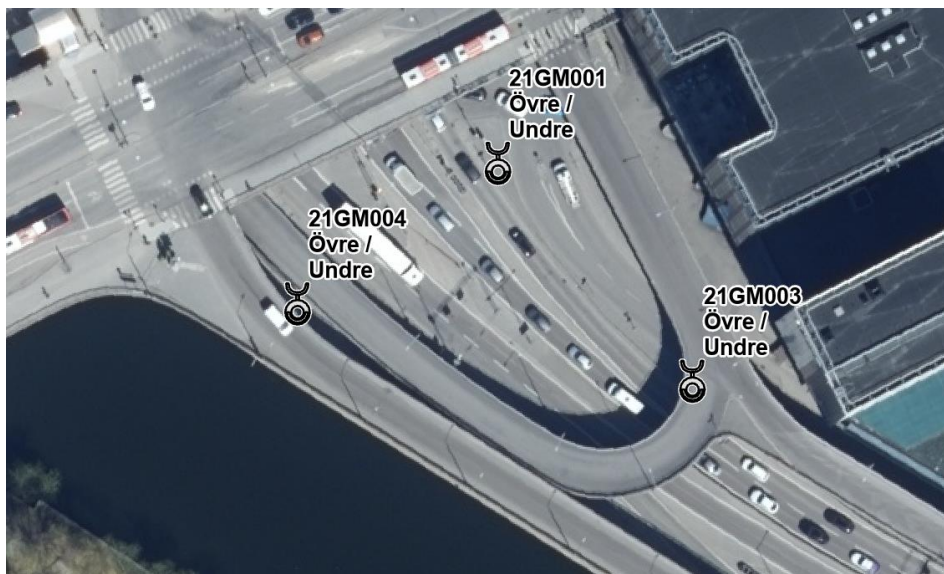
I det övre grundvattenmagasinet har aromatiska kolväten C10-C16 uppmätts i den norra och sydöstra delen av området (provpunkt 21GM001 och 21GM003) i halter som överskrider SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011).

Ett svart partikulärt material som påträffats i grundvatten i det övre magasinet har, efter föregående sedimentation, analyserats och höga halter av PAH samt förhöjda halter av petroleumkolväten har påvisats. En oljeidentifiering som utfördes på materialet gav ingen tydlig information om härkomsten hos påvisade petroleumkolväten, men konstaterade viss likhet med diesel eller eldningsolja.

Uppmätta föroreningshalter i grundvatten inom områdets östra del är avsevärt högre än de som uppmätts inom områdets västra del. Detta kan tyda på att källan till förorening är generellt större i områdets östra del, men det kan även delvis bero på att grundvattenröret står i direkt anslutning till Klara sjö och att utspädningen i denna punkt således är större än i övriga undersökta punkter. Föroreningssammansättningen i grundvatten inom områdets nordöstra och sydöstra del är likartad och uppmätta föroreningshalter ligger i samma storleksordning. I det undre grundvattenmagasinet konstaterades i 2023 och januari 2024 en liknande föroreningssammansättning som den i det övre magasinet, dock var halfördelningen något annorlunda med en större andel av PAH-M, cyanid och medeltunga aromater i det övre magasinet medan andelen av bensen och tyngre alifater är högre i det undre magasinet. Dock noterades i

april och juni 2024, som nämnt ovan, inga halter överskridande SPI:s riktvärden i det undre magasinet.

En fullständig sammanställning av resultat från utförda grundvattenundersökningar redovisas i Bilaga 4.2 samt i Bilaga 7.2.



Figur 14. Placering av undersökningspunkter för grundvatten inom KCV området. Beteckning visar att i undersökningspunkten finns både ett grundvattenrör i det övre grundvattenmagasinet och i det undre grundvattenmagasinet.

4.3 Porluft

Porluft har undersökts i tre undersökningspunkter, vars läge redovisas i Figur 15. I porluft från samtliga provpunkter har bensen vid ett av fyra mättillfällen (det första i juli 2023) uppmätts i halter över Naturvårdsverkets angivna lågriskvärde för luft (RISKinh), en cancerriskbaserad referenskoncentration för inomhusluft (Naturvårdsverket, 2009b). Vid detta mättillfälle uppmättes även toluen, etylbensen, xylener och naftalen (PAH-L) i halter över Naturvårdsverkets angivna referensvärde för luft (RfC), ett kroniskt lågriskvärde för icke cancerogena ämnen i inomhusluft. Högst föroreningshalter har uppmätts i provpunkt 23SPG01 i områdets norra del. Vid mättillfället i januari 2024 har endast i punkt 23SPG02 överskridande halter uppmätts, nämligen toluen som överskrider RfC med ca 2,5 gånger. I de övriga undersökningspunkterna och vid de övriga mättillfallen har inga överskridande halter rapporterats.

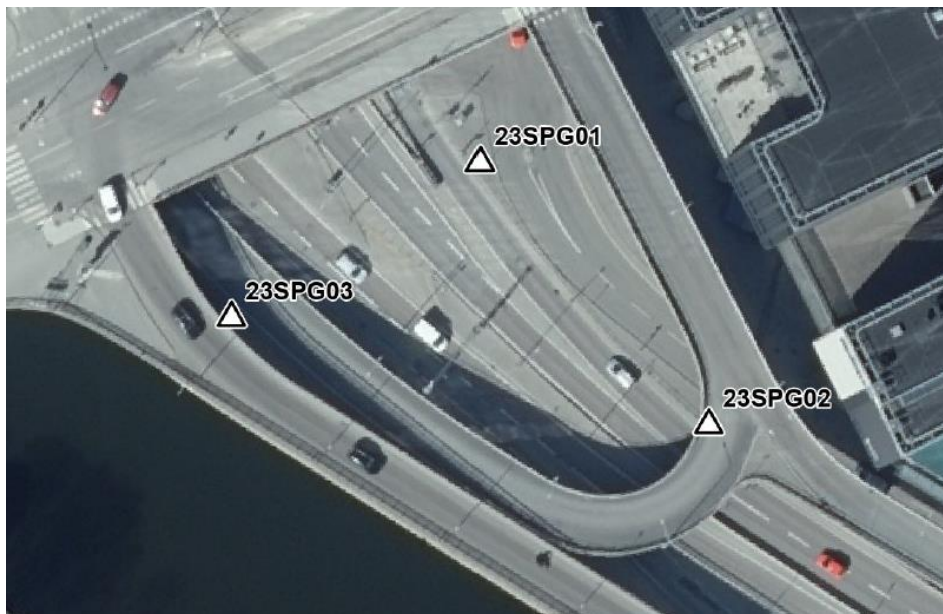
Uppmätta föroreningshalter var avsevärt högre vid provtagningstillfället i juli 2023 jämfört med samtliga följande provtagningstillfällen. Detta kan möjligtvis bero på att grundvattennivån vid provtagningstillfället i juli 2023 var lägre (ca +0,6 enligt RH2000) än vid de senare tillfällen, se Figur 25 längre fram i rapporten. De högsta halterna av BTEX och naftalen i jord hamnade vid provtagningstillfället i juli 2023 ovanför grundvattenytan medan de vid de övriga tillfällen hamnade under grundvattenytan, vilket kan förklara skillnaden i resultaten. Andra parametrar som kan ha påverkat resultaten är bl.a. skillnad i atmosfärstryck och vatteninnehåll i den omättade zonen.

Vid provtagningstillfället med högst uppmätta föroreningshalter (juli 2023) varierade uppmätta föroreningshalter i porluft inom området med upp till en

faktor 5000 (PAH-L). För BTEX var variationen upp till ca en faktor 2000 (toluen).

Flouren (PAH-M) uppmättes vid ett av två mättillfällen (juli 2023) i halt strax över RISKin. Halten i porluft var dock avsevärt lägre (ca 100 %) än halt uppmätt i i referensprov i omgivande utomhusluft (halt i porluft 0,025 µg/m³, halt i omgivningsluft 0,052 µg/m³). I övrigt har inga ämnen i ämnesgrupperna PAH-M eller PAH-H uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns. Det senare gäller även kvicksilver.

En sammanställning av uppmätta halter i porluft finns i Bilaga 4.3 samt i Bilaga 7.3.



Figur 15. Placering av porluftsror inom området för Klara City View.

4.4 Ytvatten

Ytvatten har provtagits i tre undersökningspunkter; nordväst om undersökningsområdet, intill undersökningsområdet samt sydöst om undersökningsområdet. I uttagna prover har PFOS uppmätts i halter över årsmedelvärdet av MKN:s gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (inlandsytvatten) men ligger med mycket god marginal (ca 13 000 gånger) under maximal tillåten koncentration. Halterna visade ingen variation mellan de olika provtagningspunkterna.

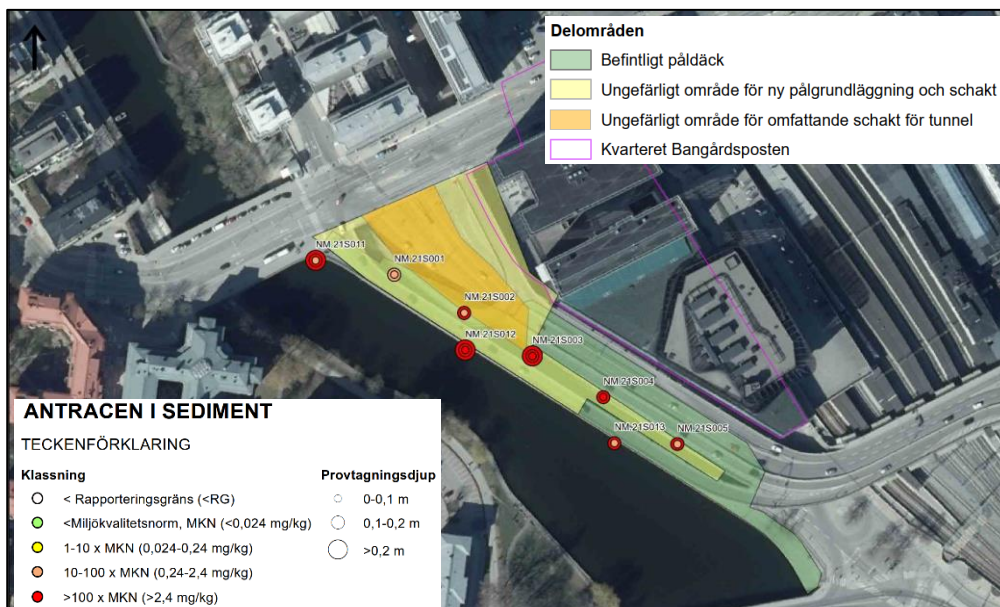
Av metallerna uppmättes zink i halter över Naturvårdsverkets rapport 5799 – *Förslag till gränsvärden för särskilda förorenade ämnen* (Sweco, 2022a). Övriga metaller rapporterades i halter under jämförvärdena, dock låg rapporteringsgränsen för kvicksilver (0,1 µg/l) över det riktvärdet som jämförs mot (maximalt tillåten koncentration av 0,07 µg/l enligt HVMFS 2019:25 gränsvärden för kemisk ytvattenstatus – inlandsytvatten).

Inga halter av organiska föroreningar (BTEX och PAH) uppmättes över laboratoriets rapporteringsgräns i ytvatten. Se Bilaga 4.4 för en resultatsammanställning.

4.5 Sediment

Sediment längs Klarastrandsleden har undersökts i åtta provpunkter, både innanför och utanför skvalpsponton (se Figur 16). Resultat från utförda undersökningar påvisade främst PAH och kvicksilver i mycket höga halter. PAH-M och PAH-H uppmättes i halter upp till 6 500 mg/kgTS respektive 2 000 mg/kg TS. Högst halter uppmättes i de djupast undersökta sedimenten (>0,2 m). Lägst halter uppmättes i de ytliga sedimenten. Koncentrationer av antracen (del av gruppen PAH-M) överskred miljö kvalitets-normer (MKN) med över 100 gånger längs hela den undersökta sträckan (Sweco, 2022b). Även fluoranten (del av gruppen PAH-M) överskred MKN längs hela den undersökta sträckan (upp till ca 100 gånger MKN med undantag för enstaka punkter där halterna uppgick till mer än 100 gånger MKN).

Vidare överskred halter av bly, kadmium, koppar och TBT sina respektive MKN. Kvicksilverhalterna påvisade en mycket stor avvikelse mot regionala bakgrundshalter i Stockholmsområdet i nästan samtliga provpunkter. Dessutom hittades PCB i halter som överskrider SGU:s tillståndsklass 5 och PFOS i halter över den övre gränsen för det norska jämförvärdet för tillståndsklass 2, som representerar kroniska effekter vid långtidsexponering (Sweco, 2022b).



Figur 16. Figuren redovisar resultat från utförd sedimentundersökning avseende antracen (PAH-M).
© Lantmäteriet, geodatasamverkan

4.6 Sammanfattning av föroreningssituationen

Inom området för KCV har framför allt bensen, PAH och aromatiska kolväten uppmätts i halter över jämförvärden i olika medier. De högsta uppmätta halterna påträffades i den norra och sydöstra delen av undersökningsområdet. Höga halter av bensen och PAH-L har utöver i jord och grundvatten även uppmätts i porluft. Andra flyktiga ämnen (PAH-M och kvicksilver) som uppmätts i höga halter i jord har generellt inte påvisats i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i porluft. De högsta halterna av bly har uppmätts i jord och grundvatten inom norra delen av området.

Utöver bensen och PAH-L har även toluen, etylbensen och xylener uppmätts i porluft i tydligt förhöjda halter. Fluoren (PAH-M) har uppmätts i halter över analysens rapporteringsgräns vid ett av totalt fyra provtagningstillfällen, i övrigt har inga ämnen inom ämnesgrupperna PAH-M uppmätts i halter över rapporteringsgränsen vid något av de utförda provtagningstillfällena.

Högst föroreningshalter i porluft har uppmätts i juli 2023. Vid övriga provtagningstillfällen var uppmätta halter i porluft låga. Grundvattenytan vid provtagningstillfället i juli 2023 var lägre än vid övriga provtagningar. Halter i grundvatten har varit likartade vid samtliga provtagningstillfällen. Resultaten tyder på att flyktiga föroreningar i jord i den omättade zonen har en större betydelse för ångtransporten inom området än föroreningar som förekommer i grundvatten.

I ytvattnet av Klara Sjö har förhöjda halter zink och PFOS noterats.

I sediment längs Klarastrandsleden hittades främst PAH-H, PAH-M och kvicksilver i tydligt förhöjda halter.

5 Förutsättningar för riskbedömning

5.1 Förutsättningar för bedömning av miljörisker

Bedömningen avseende risker för miljön utgår främst från uppmätta föroreningshalter i grundvatten inom området för KCV.

Föroreningshalter i grundvatten delas in i förorening i det övre magasinet och föroreningar i det undre magasinet.

Då recipienterna Mälaren – Riddarfjärden samt Mälaren – Ulvsundasjön har identifierats som skyddsobjekt (se avsnitt 6.4), har risker för miljön bedömts som risker för spridning till dessa recipienter. En riskbedömning avseende hur ett förorenat markområde påverkar en ytvattenrecipient kan i princip genomföras på två olika sätt:

1. Riskbedömningen baseras på koncentrationer i jord där en teoretisk urlakning från jord till grundvatten beräknas och därefter en teoretisk transport från grundvatten till ytvatten.
2. Riskbedömningen baseras på faktiska koncentrationer i grundvatten och en bedömd transport av grundvatten till recipienten.

Riskbedömningen av föroreningar i det övre magasinet baseras på strategi 2, d.v.s. på uppmätta halter i grundvatten och inte på halter i jord. En metodik som baseras på halter i grundvatten är mer tillförlitlig jämfört med en som baseras på förenklade antaganden om urlakning från jord till grundvatten.

Riskbedömningen av föroreningar i det undre grundvattenmagasinet utgörs endast av jämförelse av föroreningshalter mot SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011) samt beräknade riktvärden för skydd av ytvatten enligt SPI:s metod (se avsnitt 5.3.2 och Bilaga 6.1.2), utan transportberäkningar av grundvatten till recipienten. Detta då det undre grundvattenmagasinet ej kommer att påverkas av områdets exploatering.

Inom ramen för strategi 2 har belastningsberäkningar utförts, som syftar till att uppskatta föroreningsbelastningen från grundvattnet från KCV på recipienten. Grundvattnets belastning på recipienten uttrycks i g/år per ämne som ytvattenrecipient belastas med, och har baserats på representativ halt (95:e

percentilen) av ett ämne samt en bedömd transport och därmed grundvattenflöde från området, se Bilaga 9 för beräkningarna. Utifrån belastningen och en bedömd utspädning i recipienten har sedan en påverkan på recipienten uppskattats som koncentrationer i ytvatten per ämne. Eftersom två recipienter har identifierats, beräknas utspädningen separat för scenariot där Mälaren – Riddarfjärden tar emot allt grundvatten och för scenariot där Mälaren – Ulvsundasjön tar emot allt grundvatten. Påverkan på recipienterna har utvärderats genom att jämföra de beräknade koncentrationer i ytvatten med lågriskhalter som gäller för recipienterna, se avsnitt 5.3.5.

Dessutom utvärderas föroreningshalter i ytvatten och sediment i angränsande recipient, Klara sjö, inom ramen för bedömningen avseende risker för miljön. Dessa föroreningshalter utvärderas utifrån bedömningsgrunder för miljö kvalitetsnormer (HVMFS 2019:25), se avsnitt 5.3.5.

5.2 Förutsättningar för bedömning av hälsorisker

Bedömningen avseende risker för människors hälsa utgår från påvisade föroreningar i jord, grundvatten och porluft inom området för KCV samt planerad markanvändningen enligt föreslagen detaljplan (byggnad med kontor och kommersiella lokaler). Riskbedömningen fokuserar på de ämnen som utifrån en inledande screening bedömts vara styrande för risksituationen inom området, se avsnitt 6.3.

Då dataunderlaget och området är litet görs ingen indelning av området i olika egenskapsområden baserat på markanvändning eller föroreningssituation. Dock utförs separata utvärderingar för ytlig (0-1 m under markytan) och djup jord (> 1 m under markytan) då föroreningshalter skiljer sig markant för de olika jorddjupen.

Människors exponering för föroreningar i den mättade zonen (under grundvattenytan) styrs av exponeringsvägen inandning av ånga. För att sådan exponering ska kunna ske behöver föroreningarna först lösas i grundvatten för att därifrån kunna avgå som ånga i övergången mellan mättad och omättad zon (jord ovanför grundvattenytan), se avsnitt 6.5 längre fram i rapporten. Föroreningar lokaliserade i den mättade zonen utvärderas därmed utifrån uppmätta halter i grundvatten.

Som underlag för bedömning av hälsorisker kopplade till påvisade föroreningar i jord tillämpas storstadsspecifika riktvärden som framtagits för Stockholms stad (Stockholms stad, 2019), se avsnitt 5.3.1.

För bedömning av hälsorisker kopplade till påvisade föroreningar i grundvatten har platsspecifika riktvärden för grundvatten beräknats, se avsnitt 5.3.2. samt Bilaga 6.1.1.

För bedömning av hälsorisker kopplade till påvisade föroreningar i porluft jämförs uppmätta halter mot platsspecifika riktvärden som beräknats för porluft se avsnitt 5.3.4 samt Bilaga 6.2.

För att bedöma om föroreningsspridningen från planområdet kan utgöra en risk för människors hälsa har hälsoriktvärden även beräknats för ytvatten, se avsnitt 5.3.5 samt Bilaga 6.1.1. Riktvärdena avser människors exponering vid konsumtion av lokalt infångad fisk. Nämda risker utvärderas utifrån beräknade halter i ytvatten. Beräkningarna baseras på de belastningsberäkningar som utförts inom ramen för miljöriskbedömningen, se information i föregående avsnitt. Risker utvärderas inte utifrån uppmätta halter i ytvatten då endast ett

fåtal ämnen uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns och rapporteringsgränsen i flera fall är avsevärt högre än tillämpade riktvärden (se Bilaga 4.4. Strategin med att utvärdera risker vid konsumtion av fisk utifrån halter i ytvatten har valts då det saknas analys av föroreningshalter i fisk.

5.3 Bedömningsgrunder

5.3.1 Jord

För bedömning av risker kopplade till föroreningar i jord används Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholms stad (Stockholms stad, 2019). Riktvärden för bly har reviderats utifrån de nya TDI-värden (tolerabelt dagligt intag) som rekommenderas av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2023a). Riktvärden har framtagits för en rad olika markanvändningsscenarier. De scenarier som bedöms relevanta för aktuellt område är följande:

C. Verksamheter (0-1 m)

F2. Djup jord (> 1m) under hårdgjorda ytor och verksamhetskvarter

Riktvärden har framtagits för två olika jordtyper, normaltät och genomsläpplig jord. Jordarterna i det övre markskiktet (0-4 m) inom aktuellt område domineras av fyllnadsmassor med bedömt genomsläpplig karaktär. Resultat har därmed jämförts mot riktvärden för genomsläppliga jordar. I Bilaga 5 redovisas storstadsspecifika riktvärden för de olika markanvändningsscenarier som listas ovan. I bilagan redovisas även antaganden som ligger till grund för riktvärdena samt kommentarer kring hur dessa förhåller sig till förutsättningarna på platsen.

De storstadsspecifika riktvärdena har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsmodell och utgörs av det lägsta av tre delriktvärden för *hälsoeffekter*, effekter på *markmiljö* samt *spridning* till skyddsvärda naturresurser (i detta fall ytvatten). I utförd riskbedömning jämförs resultat för styrande ämnen i jord inom det utvärderade området mot delriktvärden för *hälsa*. Dessa finns redovisade i Bilaga 7.1. Risker kopplade till spridning av föroreningar i jord till ytvatten utvärderas utifrån uppmätta halter i grundvatten, se avsnitt 5.1. Risker kopplade till markmiljö bedöms inte för det aktuella området då den planerade markanvändningen (hårdgjorda ytor och byggnad) inte medför några grundläggande förutsättningar för ett fungerande markecosystem, se avsnitt 6.4.2.

För bedömning av risker kopplade till korttidseffekter, d.v.s. risker som kan uppstå redan vid enstaka exponeringstillfällen, används riktvärden för akuta eller korttidseffekter hämtade från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2024).

5.3.2 Grundvatten

Bedömning av miljörisker

Bedömningen av risker kopplade till påverkan på ytvatten från grundvatten i övre magasin baseras på beräknad transport av föroreningar till ytvattenrecipienten samt resulterande halter i ytvatten, se avsnitt 5.1. Bedömningsgrunder för påverkan på ytvatten redovisas under avsnitt 5.3.5.

För bedömning av risker kopplade till påverkan på ytvatten från grundvatten i undre magasin används SPIs riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011). För ämnen som inte omfattas av SPIs riktvärden (metaller, cyanid och PFAS) har riktvärden för skydd av ytvatten beräknats enligt den metodik som beskrivs i

SPIs rapport (SPI, 2011), se Bilaga 6.1.2. Beräknade riktvärden baseras i det aktuella fallet på miljö kvalitetsnormen (MKN) för respektive ämne samt SPIs standardantagande avseende spädning i recipienten (1/100). För ämnen som saknar MKN tillämpas istället Naturvårdsverkets angivna haltkriterier för skydd av ytvatten (C_{crit_sw}) (Naturvårdsverket, 2009a).

Bedömning av hälsorisker

För bedömning av hälsorisker kopplade till exponering för föroreningar i grundvatten har platsspecifika hälsoriktvärden för grundvatten beräknats (RV-GV). Riktvärden har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg, version 2.2 (Naturvårdsverket, 2024). Verktöget är i grunden utformat för att ta fram riktvärden för jord, men kan modifieras för att ta fram riktvärden för grundvatten (Naturvårdsverket, 2016). Tillvägagångssättet för framtagning av riktvärden för grundvatten redovisas i Bilaga 6.1.1.

Riktvärden har tagits fram för de ämnen som bedöms vara av potentiell betydelse för risksituationen inom området (se avsnitt 6.3), dock enbart för flyktiga föroreningar då inandning av ånga är den enda exponeringsväg som bedöms vara relevant för föroreningar i grundvatten inom området. Riktvärden för ytligt grundvatten utgår från antagandet att samtlig jord under framtida byggnad kommer att schaktas ur ner till underliggande grundvatten. Riktvärdena är således konservativa då de inte beaktar någon spädning vid transport genom jordmatrisen till överliggande byggnad. Riktvärden för undre magasin utgår från att grundvattnet överlagras av ett 5 m mäktigt lager av lera. Lerlagrets antagna mäktighet utgör den lägsta mäktigheten som uppskattats på lerlagret inom området, se avsnitt 2.2.

Beräknade riktvärden utgår från antaganden avseende exponeringsförutsättningar och luftomsättning i framtida byggnad enligt Storstadsspecifika riktvärden för verksamheter (C och F2, se avsnitt 5.3.1 samt Bilaga 5).

Beräknade riktvärden redovisas i Bilaga 6.1.1. Riktvärden har delvis justerats med avseende på modellosäkerheter, vilket beskrivs i påföljande avsnitt.

5.3.3 Justering av riktvärden för jord och grundvatten med avseende på modellosäkerheter

Utvärdering av uppmätta föroreningshalter i jord, grundvatten och porluft inom området för KCV visar på en låg korrelation mellan föroreningshalter uppmätta i porluft och den indikerade risk för ångtransport som noteras utifrån jämförelse av föroreningshalter i grundvatten och jord mot tillämpade riktvärden (beräknade hälsoriktvärden för grundvatten samt Storstadsspecifika riktvärden för jord). Resultaten tyder på att den beräkningsmodell som använts för att ta fram nämnda riktvärden (Naturvårdsverkets beräkningsverktyg) överskattar risker kopplade till ångtransport.

Beräknade riktvärden för grundvatten samt Storstadsspecifika riktvärden för jord har tagits fram med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2024). Riktvärden för flyktiga ämnen styrs huvudsakligen av predikterade halter i porluft, vilka beräknas i verktöget utifrån olika förenklade fördelnings- och transportmodeller. Processerna som styr ångtransporten i marken är i själva verket komplexa. Erfarenheter från andra projekt som Sweco varit inblandade i (Sweco, 2023, Sweco, 2022c, Sweco, 2021, Sweco, 2020, Sweco, 2015) visar att beräkningsverktyget ofta överskattar risken för ångavgång från flyktiga ämnen.

För att undersöka hur beräkningsverktygets modell för beräkning av ångtransport förhåller sig till de förutsättningar avseende ångtransport som förekommer vid KCV har förhållandet mellan verktygets beräknade halter i porluft och uppmätta föroreningshalter i porluft undersökts. Undersökningen baseras på kvoter som beräknats enligt:

$$kvot(x) = \frac{\text{beräknad halt}(x) \text{ i porluft}}{\text{uppmätt halt}(x) \text{ i porluft}}$$

Där *beräknad halt(x) i porluft* avser den halt av ämne x som beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg baserat på uppmätt halt av ämne x i jord eller grundvatten. *Uppmätt halt(x) i porluft* avser uppmätt halt av ämne x i porluft inom KCV. En kvot över 1 visar att beräkningsverktyget överskattar ångtransporten. En kvot under 1 visar istället att verktyget underskattar ångtransporten.

Kvoter har beräknats för de delar av området där höga halter av flyktiga ämnen uppmätts i jord och grundvatten, områdets östra del (21GM001/PG01 och 21GM003/PG02). Uppmätta föroreningshalter inom områdets västra del är låga. Det blir därmed svårt jämföra beräknade och uppmätta halter i porluft, då storleken på beräknade halter är lägre eller i nivå med porluftsanalysens rapporteringsgräns.

Kvoter har beräknats för de ämnen som bedömts vara av potentiell betydelse för risksituationen inom området och som undersökts i porluft (bensen, xylener, kvicksilver, PAH-L (naftalen, acenaftylen och acenaften) samt PAH-M (antracen, flouren, fenantren, fluoranten och pyren). Resultat från utförda beräkningar sammanfattas i Tabell 1 och Tabell 2. Inga kvoter har beräknats för kvicksilver i grundvatten då ämnet inte uppmätts i halter över rapporteringsgränsen vid någon av de utförda grundvattenundersökningarna. Samtliga beräknade kvoter samt de antaganden som ligger till grund för beräkningarna redovisas i sin helhet i Bilaga 6.1.1.

Tabell 1. Statistik över beräknade kvoter för jord. Kvoter som styrs av porluftsanalysens rapporteringsgräns har skrivits ut med grå text. Ämnen som skrivits ut med grå text har inte uppmätts i halter över analysens rapporteringsgräns i porluft vid något provtagningstillfälle.

	Ämne	Min	Medel	Antal
Hg	Kvicksilver	49 000 000	58 000 000	8
Petr	Bensen	12	1 900 000	8
	Xylener	1,9	1 600 000	8
PAH-L	Naftalen	29	91 000 000	8
	Acenaftylen	14 000	51 000 000	8
	Acenaften	8 300	51 000 000	8
PAH-M	Fluoren	8 100	19 000 000	8
	Fenantren	1500	4 700 000	8
	Antracen	220	1 300 000	8
	Fluoranten	150	730 000	8
	Pyren	14	67 000	8
	Anmärkning	1		

1. Höga föroreningshalter i jord lokaliserade över GVV

Tabell 2. Statistik över beräknade kvoter för grundvatten. Kvoter som styrs av porluftsanalysens rapporteringsgräns har skrivits ut med grå text. Ämnen som skrivits ut med grå text har inte uppmätts i halter över analysens rapporteringsgräns i porluft vid något provtagningstillfälle.

	Ämne	Min	Medel	Antal
Petr	Bensen	1,3	540	6
	Xylener	0,02	250	6
PAH-L	Naftalen	<0,01	3 000 000	6
	Acenaftylen	48	690	6
	Acenaften	700	20 000	6
PAH-M	Fluoren	8 300	19 000	6
	Fenantren	1 900	5 200	6
	Antracen	120	270	6
	Fluoranten	330	710	6
	Pyren	8,6	22	6
	Anmärkning	1		

1. Höga föroreningshalter i jord lokaliserade över GVV

Beräknade kvoter för jord och grundvatten är generellt höga, vilket visar att beräkningsmodellen överskattar ångtransporten från jord och grundvatten inom området. Ett undantag utgörs av kvoter för bensen, xylener och naftalen som beräknats för grundvattenprover uttagna i juli 2023. Dessa kvoter underskrider 1 vilket skulle kunna tyda på att modellen snarare underskattar risken för ångtransport. Vid det aktuella provtagningstillfället var höga halter av nämnda ämnen som uppmätts i jord inom områdets nordöstra del lokaliserade över grundvattenytan. Vid övriga två provtagningstillfällen (augusti 2023 och januari 2024) var de höga föroreningshalterna i jord lokaliserade under grundvattenytan. Uppmätta föroreningshalter i porluft var flera tiopotenser lägre vid de två sistnämnda provtagningstillfällena än vid provtagningen som utfördes i juli 2023. De höga föroreningshalter som uppmättes i porluft vid provtagningen i juli 2023 antas därmed vara orsakade av ångtransport från förorening i jord i den omrättade zonen. Det går därmed inte att beräkna representativa kvoter för grundvatten vid det aktuella provtagningstillfället.

Utöver de låga kvoter som diskuteras ovan, och som inte bedöms representativa för att beskriva sambandet mellan modellens beräknade halter och empiriska data, visar beräkningarna att modellen överskattar ångtransporten från jord och grundvatten inom området med som minst en faktor ca 10 (pyren (PAH-M)). Faktorn styrs i det aktuella fallet helt av analysens rapporteringsgräns, då inga halter av pyren uppmätts i halter över rapporteringsgränsen i porluft vid något av de utförda provtagningstillfällena.

Av de ämnen som ingår i ämnesgruppen PAH-M och som uppmätts i halter över analysens rapporteringsgräns (fluoren) överskattar modellen ångtransporten med som minst en faktor 8 000. För kvicksilver är överskattningen ännu högre.

Resultaten visar sammanfattningsvis att modellen överskattar ångtransporten av framförallt PAH-M och kvicksilver från jord och grundvatten inom området. För att kompensera för modellosäkerheter har riktvärden för kvicksilver och PAH-M justerats med en faktor 100 (kvicksilver) respektive 10 (PAH-M)¹. För grundvatten justeras även riktvärden för acenaften och acenaftylen (PAH-L) med en faktor 10. För bensen, xylener och naftalen görs ingen justering i detta läge då underlaget bedöms vara för osäkert.

Justerade riktvärden för flyktiga ämnen redovisas i Tabell 3 (jord) och Tabell 4 (grundvatten).

Tabell 3. Justerade riktvärden för jord. För ämnen där inga justeringsfaktorer redovisas har ingen justering gjorts avseende det tillämpade hälsoriktvärdet.

Ämne/ ämnesgrupp	Justerings- faktor (-)	Hälsoriktvärden för jord (mg/kgTS)	
		C./F2. Verksamheter	
		Ytlig jord	Djup jord
Kvicksilver	100	2,3	38
Bensen	-	0,17	0,23
Xylener	-	13	21
Aromater >C10-C16	-	2 800	4 500
PAH-L	-	42	69
PAH-M	10	90	150

¹ Riktvärden för jord justeras genom att multiplicera envägskoncentrationen för inandning av ånga med den angivna justeringsfaktorn. Ett nytt sammanvägt riktvärde har därefter beräknats enligt Naturvårdsverkets angivna metod (Naturvårdsverket, 2016), se Bilaga 6.1.1. Riktvärden för grundvatten har justerats genom multiplicera riktvärden för angivna ämnen med respektive justeringsfaktor. Eftersom riktvärden för grundvatten endast avser exponering via inandning av ånga beräknas inget nytt sammanvägt riktvärde.

Tabell 4. Justerade riktvärden för grundvatten. För ämnen där inga justeringsfaktorer redovisas har ingen justering gjorts avseende det beräknade hälsoriktvärdet.

	Ämne	Justerings-faktor (-)	Hälsoriktvärden ytligt grundvatten (ug/l)	Hälsoriktvärden djupt grundvatten (ug/l)
BTEX	Bensen	-	71	21 000
	Xylener	-	2 000	590 000
PAH-L	Naftalen	-	850	56 000
	Acenaftylen	10	160	21 000
	Acenaften	10	430	26 000
PAH-M	Antracen	10	1800	12 000
	Fluoren	10	260	9 700
	Fenantren	10	1200	11 000
	Fluoranten	10	9,8	110
	Pyren	10	11 000	16 000
Övriga	Aromater >C10-C16	-	25 000	3 100 000
	Kvicksilver	100	89	30 000
	Cyanid fri	-	15 000	510 000

5.3.4 Porluft

För utvärdering av uppmätta föroreningshalter i porluft jämförs resultat mot beräknade riktvärden för porluft (RV-PL). Beräkningarna utgår från referens-koncentrationer i luft (RfC) alternativt, för cancerogena ämnen, från risk-baserade acceptabla koncentrationer i luft (RISKinh) med justering för den spädning som kan förväntas ske vid transport från marken in i framtida byggnad. Beräknade riktvärden utgår från antagna vistelsetider för barn och vuxna i enlighet med Storstadsspecifika riktvärden för C. och F2. (Verksamheter yttlig och djup jord), se Bilaga 6.2.

Riktvärden har beräknats för ämnen som uppmäts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i porluft i en eller flera punkter eller för ämnen där halter i grundvatten överskrider beräknade hälsoriktvärden². Kvicksilver utgör ett undantag då detta ämne, i ett tidigt skede av riskbedömningen, identifierats som ett ämne som potentiellt kan vara av stor betydelse för risksituationen inom området.

Tillämpade värden för RfC/RISKinh har hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsmodell, version 2.2 (Naturvårdsverket, 2024). Enligt Naturvårds- verkets utgångspunkter får inte hela den tolerabla exponeringen för ett givet ämne komma från ett förorenat område eftersom exponering från andra källor också kan ske. De beräknade riktvärdena utgår därför från att maximalt 50 % av exponeringen får komma från det förorenade området. Sistnämnda gäller, i enlighet med Naturvårdsverkets metodik, inte för genotoxiska ämnen (bensen, PAH-M) då riktvärden för dessa ämnen beräknats för tillkommande cancerfall (Naturvårdsverket 2009a).

Spädningen mellan markluft och inomhusluft har beräknats med den metod som anges i Naturvårdsverkets vägledningmaterial för beräkning av riktvärden i jord (Naturvårdsverket, 2009a). Antaganden avseende mängd inträngande

² Riktvärden har beräknats för samtliga ämnen i ämnesgruppen PAH-M även om endast ett antal uppmäts i halter över analysens rapporteringsgräns i porluft alternativt i halter i grundvatten över beräknade hälsoriktvärden.

markluft i byggnad och luftvolym i byggnad är samma som de antaganden som ligger till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden samt Storstadsspecifika riktvärden för markanvändningsscenarier C. och F2. (Verksamheter ytlig och djup jord).

Beräknade riktvärden avser luft direkt under byggnadens bottenplatta. Ingen hänsyn tas således för utspädning vid transport genom jordlagren.

För att ta höjd för osäkerheter avseende den framtida byggnadskonstruktionens täthet samt variationer i porluftshalter över tid har beräknade riktvärden justerats ner med en faktor 10.

Beräknade riktvärden redovisas i Tabell 5. En utförlig beskrivning av utförda beräkningar och antaganden som ligger till grund för beräknade riktvärden redovisas i Bilaga 6.2.

Tabell 5. Beräknade riktvärden för porluft.

Ämne	Enhet	RV-PL
Bensen	mg/m ³	1,1
Toluen	mg/m ³	90
Etylbensen	mg/m ³	250
Xylener	mg/m ³	30
Naftalen	mg/m ³	1,0
Acenaftilen	mg/m ³	1,0
Acenaften	mg/m ³	1,0
Fluoren	mg/m ³	0,016
Fenantren	mg/m ³	0,016
Antracen	mg/m ³	0,016
Fluoranten	mg/m ³	0,00016
Pyren	mg/m ³	0,0080
Kvicksilver	mg/m ³	0,070

5.3.5 Ytvatten och sediment

Bedömning av miljörisker

Uppmätta föroreningshalter i ytvatten och sediment utvärderas utifrån gränsvärden för bedömning av miljö kvalitetsnormer (bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen alternativt gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (HVMFS, 2019:25).

För utvärdering av den beräknade belastningen från grundvatten i det övre magasinet till recipienten används lågriskhalter som baseras på generella riktvärden för skydd av ekosystem.

För recipienterna Mälaren – Ulvsundasjön och Mälaren – Riddarfjärden baseras tillämpade lågriskkoncentrationer som redovisas i Bilaga 10 på:

- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (årsmedelvärde – inlandsytvatten samt maximal tillåten koncentration – inlandsytvatten) enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2019).

- Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen (SFÄ) i inlandsytvatten enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2019).
- För ämnen som inte utgör prioriterade eller särskilda förorenande ämnen enligt vattendirektivet används haltnivåer enligt Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009a). Riktvärdet Ccrit-sw definieras då som haltkriteriet för skydd av ytvatten.

Bedömning av hälsorisker

Riktvärden för ytvatten baseras på de beräkningsmodeller som beskrivs i Naturvårdsverkets vägledning avseende beräkning av riktvärden för mark (Naturvårdsverket, 2009) med justeringar för att beakta människors exponering vid intag av fisk samt upptag av föroreningar från ytvatten till fisk. Riktvärden för ytvatten avser endast människors exponering vid konsumtion av lokalt infångad fisk, d.v.s. konsumtion av fisk som lever i ytvatten i planområdets direkta närhet, eftersom detta är den enda exponeringsväg som bedömts relevant för ytvattnet i anslutning till området.

Tillvägagångssättet för beräkning av riktvärden för ytvatten redovisas i Bilaga 6.1.1. Beräknade riktvärden redovisas i Tabell 6.

Tabell 6. Beräknade hälsoriktvärden för ytvatten.

	Ämne	Riktvärde YV (ug/l)
Metaller	Arsenik	2,0
	Bly	35
	Koppar	11 000
	Kvicksilver	0,41
Petr.	Aromater >C10-C16	120
	Aromater >C16-C35	35
	Bensen	440
	Xylener	11 000
PAH-L	Naftalen	880
	Acenaftilen	410
	Acenaften	420
PAH-M	Fluoren	37
	Fenantren	19
	Antracen	20
	Fluoranten	0,039
	Pyren	2,8
PAH-H	Bens(a)antracen	0,16
	Krysen	0,014
	Bens(a)pyren	0,00028
	Bens(b)fluoranten	0,0046
	Benso(ghi)perylen	0,014
	Indeno(123cd)pyren	0,0028
	Dibenso(ah)antracen	0,00025

5.3.6 Fri fas

Petroleumprodukter och PAH förekommer i förhöjda halter inom planområdet. Dessa föroreningar kan förekomma som fri fas i jord och grundvatten. Förekomst av fri fas kan innebära andra spridningsmönster och eventuellt större risker för spridning, därmed utförs en separat bedömning avseende risk för förekomst av fri fas. För bedömning av fri fas i jord tillämpas Naturvårdsverkets angivna haltgränser för fri fas, *Cfreephase* (Naturvårdsverket, 2009). För bedömning av fri fas i grundvatten tillämpas SPIs angivna haltgränser för bedömning av risk för fri fas, *Frifas-SPI-HN* (SPI, 2011). Angivna haltgränser utgör koncentrationer i jord och grundvatten där risk för fri fas föreligger. Koncentrationerna ska alltså tolkas som en indikation på att fri fas kan förekomma inte som ett bevis på förekomst av fri fas.

Tillämpade haltgränser för bedömning av risk för fri fas redovisas i Tabell 7.

Tabell 7. Tillämpade haltgränser för bedömning av risk för fri fas i jord och grundvatten.

Ämne/ämnegrupp	Jord (mg/kg TS)	Grundvatten (µg/l)
Bensen	1 000	10 000
Toluen	1 000	10 000
Etylbensen	1 000	2 000
Xylener	1 000	3 000
Alifat >C5-C8	700	2 000
Alifat >C8-C10	700	1 000
Alifat >C10-C12	1 000	1 500
Alifat >C12-C16	1 000	3 000
Alifat >C16-C35	2 500	2 000
Aromat >C8-C10	1 000	3 000
Aromat >C10-C16	500	500
Aromat >C16-C35	250	40
PAH-L	500	150
PAH-M	250	10
PAH-H	50	1,0

6 Problembeskrivning

6.1 Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen är en viktig del av riskbedömningsprocessen och arbetet med att vid behov genomdriva åtgärder. Tillvägagångssättet och principerna för att ta fram övergripande åtgärds mål beskrivs i Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009b).

Arbetet med att ta fram övergripande åtgärds mål är därmed förhållandevis standardiserat. Nedan beskrivs ovan nämnda principer översiktligt som ett underlag för att förstå de föreslagna övergripande åtgärds målen.

De övergripande åtgärds målen beskriver vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd och visar i första hand vilken användning eller funktion som önskas inom ett område samt vilka störningar kopplade till föroreningar som kan accepteras inom området eller i omgivningen. De övergripande åtgärds målen

ska ligga till grund för det fortsatta arbetet med att bedöma risker och eventuellt behov av åtgärder för att reducera risker.

Åtgärds mål skall baseras på ett långtidsperspektiv och skall helst styra mot en permanent acceptabel miljösituation. Vid målformuleringen bör utgångspunkten också vara nationella eller lokala miljömål, Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling, olika intressenters och aktörers ståndpunkter, planerad markanvändning, förekomst av skyddad natur och kulturminnen, närhet till vattentäkter och samt ekonomiska och tekniska förutsättningar, se Figur 17.



Figur 17. Illustration av de översiktliga aspekter som, enligt Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2009b) bör beaktas vid framtagande av övergripande åtgärds mål.

Övergripande åtgärds mål för KCV har framtagits tillsammans med Exploateringskontoret, Stockholms stad. Åtgärds målen bygger på den planerade markanvändningen inom området samt på de skyddsobjekt och platsspecifika förutsättningar som identifierats i den konceptuella modellen, se avsnitt 7.

Området för KCV är beläget i utkanten av området för det f.d. Klaragasverket. Verksamheten har gett upphov till kraftiga föroreningar i jord och grundvatten samt i recipienten, bl.a. leddes stenkoltjära från verksamheten direkt ut i Klara sjö under verksamhetens första 10 år (MIFO, ID 128123). Marken inom gasverksområdet har delvis åtgärdats. Delar av området, bl.a. området under Klarabergsviadukten direkt norr om området för KCV, har dock sannolikt lämnats utan åtgärd. Även ett kraftigt förorenat område närmast Klara sjö (västra delen av Blekholmsterrassen) har lämnats. Tjära i fri fas förekommer ställvis i bottensediment/ lera norr om Klarabergsviadukten. Misstanke finns även om att tjära i fri fas rinner ut från Blekholmsterrassen till ett dike som anlagts i Klara sjö, se avsnitt 3.

Givet ovanstående bedöms eventuella åtgärder inom området för KCV, som syftar till att minska föroreningsspridningen till recipienten, få en mycket liten påverkan på spridningen från området i stort. Då beskrivna källområden är

lokaliserade under byggnader, tunnel och vägar inom ett av Stockholms mest tätbebyggda område bedöms det även som osannolikt att källorna kommer att åtgärdas inom en överskådlig framtid.

Med bakgrund av ovanstående föreslås följande övergripande åtgärds mål:

- Föroreningar i jord och grundvatten inom området för KCV ska inte innebära oacceptabla hälsorisker för människor som besöker eller arbetar i området.
- Exploatering av området för KCV ska inte medföra en till det sämre förändrad spridning av föroreningar från det f.d. gasverket som kan medföra oacceptabla risker för närliggande recipienter, Klara sjö och Mälaren.

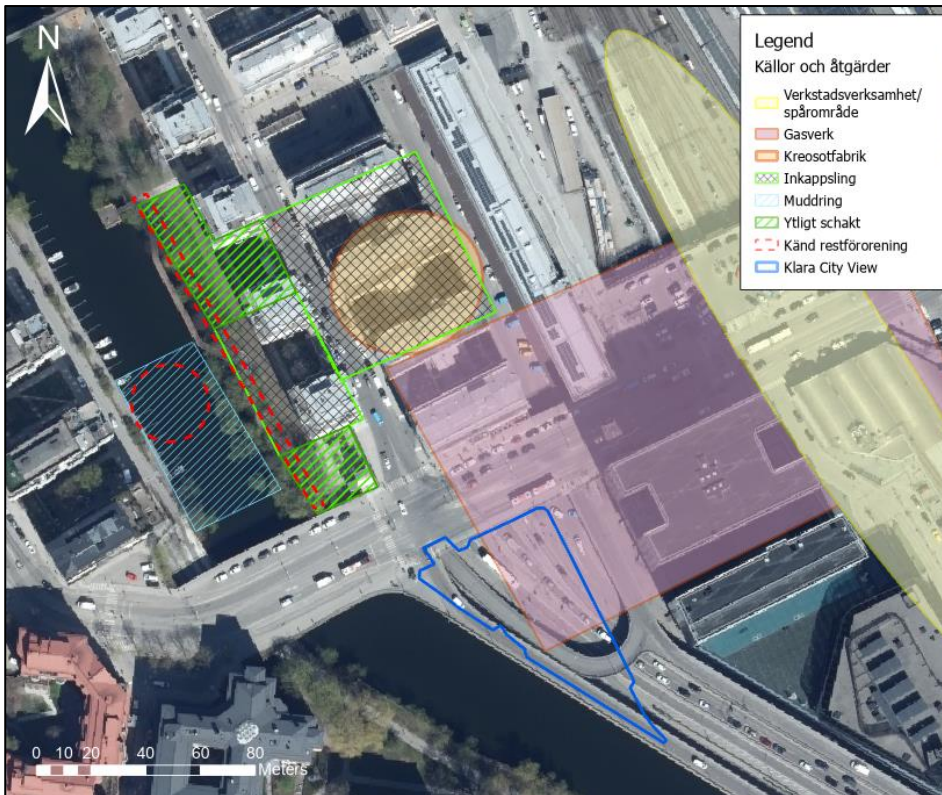
6.2 Föroreningskällor

Identifierade föroreningskällor utgörs främst av den historiska gasverksverksamhet som bedrivits inom området samt i direkt anslutning till områdets norra och östra del (Klaragasverk). Verksamheten har gett upphov till framför allt förorening av PAH i jord, grundvatten och sediment (MIFO, ID 128123). Ytterligare potentiella källområden i närområdet utgörs av en fabrik för tillverkning av kreosot som var lokaliserad direkt norr om Klaragasverk från 1800-talets mitt till 1900-talets början (MIFO, ID 128123) samt verkstadsverksamhet som bedrivits inom SJs område (EBH-kartan, 2023). Enligt uppgift ska även bangårdsområdet vara förorenat av kreosotolja som användes för att impregnera slipers (Gatu- och fastighetskontoret, 2001).

Serafimerlasarettet, lokaliserat på den västra sidan av Klara sjö, har gett upphov till kvicksilverförorening i sedimenten genom utsläpp via avloppsledning. Utförda undersökningar tyder dock på att det även finns andra och mer moderna källor till de förhöjda kvicksilverhalterna i sedimenten (Sweco, 2022b).

En del efterbehandlingsåtgärder har utförts i området norr om KCV, dessa har fokuserat på förekommande kreosot- och tjärföroreningar (PAH). Läget för utförda efterbehandlingar redovisas tillsammans med identifierade källområden i Figur 18. Lägen är ungefärliga och har tolkats utifrån äldre kartmaterial och beskrivande texter i äldre rapporter (Gatu- och fastighetskontoret, 2001, Golder, 2001, Golder, 2004, MIFO ID 128123, 127386 samt 128147).

Föroreningar kan även ha tillförts området med fyllnadsmassor.



Figur 18. Figuren visar identifierade verksamheter vilka gett upphov till förorening av jord och grundvatten inom planområdet och dess omgivningar samt utförda efterbehandlingsarbeten. Lägen är ungefärliga. ©Lantmäteriet, geodatasamverkan.

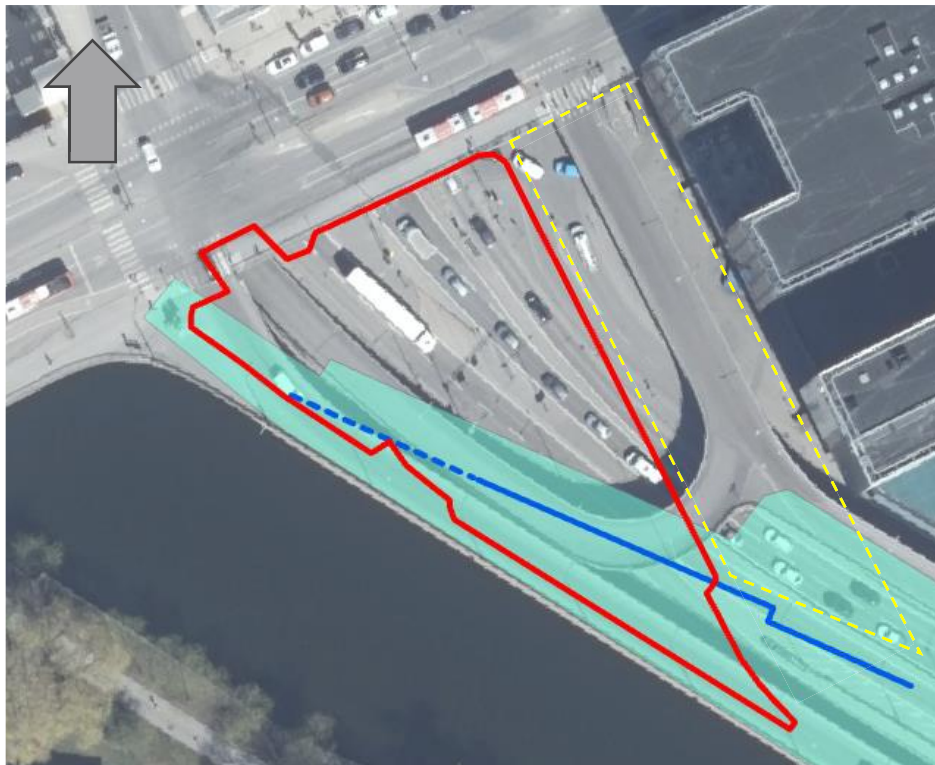
Uppmätta grundvattennivåer i grundvattenrör inom och i anslutning till planområdet har sammanställts och utvärderats i syfte att få en indikation om strömningsriktningen. Sammanställningen indikerar att strömningsriktningen i det övre magasinet är riktad mot nordost, d.v.s. bort från planområdet. Det bedöms således mindre sannolikt att det pågår en föroreningsspridning från identifierade historiska verksamheter norr om planområdet där föroreningar kan ha kvarlämnats till området för KCV.

Stockholm Waterfront samt Kongressbyggnaden, med dess djupa källarvåningar vars grundläggning går ner till underliggande lera³, lokaliserade strax öster om planområdet bedöms utgöra en hydraulisk barriär som hindrar ytligt grundvatten från att strömma in i planområdet från öst. En viss inströmning kan möjligtvis ske från området mellan Stockholm Waterfront och planområdets östra del. Eventuellt grundvatten som strömmar in i planområdets östra/sydöstra del bedöms, utifrån nivåmätningar som utförts i samband med miljötekniska undersökningar inom området, strömma ut i nordlig riktning. Högst föroreningshalter i grundvatten har uppmätts mellan Stockholm Waterfront och planområdets östliga del, inom område som historiskt nyttjats för gasverksverksamhet.

Höga föroreningshalter har även uppmätts i jord och grundvatten inom planområdet, det bedöms därmed sannolikt att de föroreningshalter som uppmätts i grundvatten inom planområdet till stora delar orsakas av förekommande föroreningar i jord inom planområdet. Det går dock inte att

³ Enligt uppgift ligger överkant bottenplatta på -2,5 m, lera påvisad vid ca -0,9 till -1,3 m (RH 2000) vid utförda geotekniska undersökningar

utesluta att det även pågår en föroreningsspridning från området i öst (mellan planområdet och Stockholm Waterfront, se Figur 19) till området för KCV.



Figur 19. Område mellan planområdet och Stockholm Waterfront där föroreningar kan förekomma i jord och grundvatten (gulstreckat område). Blå linje markerar f.d. kajkant, röd linje markerar planområdet och turkost polygon markerar befintligt påldäck (Källa relationshandlingar från Trafikkontoret).

6.3 Föroreningar av potentiell betydelse och föroreningarnas egenskaper

Detta avsnitt syftar till att identifiera de föroreningar som kan vara av betydelse för risksituationen i området. Genom att jämföra högsta uppmätta halter med förväntade lågrisknivåer kan de föroreningar som är av potentiell betydelse identifieras. Sådan screening har gjorts avseende föroreningar i jord, grundvatten och porluft. De riktvärden som använts för jämförelsen är:

- för jord - de lägsta av de storstadsspecifika riktvärden som bedöms relevanta för området (*C. Verksamheter, yttlig jord*), se avsnitt 5.3.1 samt Bilaga 5.
- för grundvatten - det lägsta av SPIs riktvärden för skydd mot ångor i byggnader respektive skydd av ytvatten (SPI, 2011). För ämnen som inte omfattas av SPIs riktvärden jämförs högsta uppmätta halt mot riktvärden som beräknats med SPIs metodik, se avsnitt 5.3.2 samt Bilaga 6.1.2.
- för porluft - beräknade riktvärden för porluft (RV-PL), se avsnitt 5.3.4 samt Bilaga 6.2.

De ämnen som identifierats som föroreningar av potentiell betydelse i jord och/eller grundvatten och porluft listas i Tabell 8. En jämförelse av samtliga undersökta ämnen mot ovan nämnda lågrisknivåer redovisas i Bilaga 7.

Tabell 8. Ämnen som identifierats som föroreningar av potentiell betydelse.

Ämne	Jord	Grundvatten	Porluft
Arsenik	X		
Bly	X		
Koppar	X		
Kvicksilver	X		
Bensen	X		X
Xylener			X
Aromater >C10-C16	X	X	
Aromater >C16-C35	X		
PAH-L	X	X	X
PAH-M	X	X	
PAH-H	X	X	
Cyanid fri**	*	X	
Cyanid total	*	X	

*Cyanid har endast analyserats i jord från mättad zon och har således inte utvärderats utifrån riktvärden för jord, se motivering under avsnitt 5.2.

** Fri cyanid har inte uppmätts i halter över tillämpade riktvärden för grundvatten men har ändå beaktats vid den utförda riskbedömningen då de fria cyaniderna har störst betydelse för potentiella hälsorisker.

Arsenik, bly, koppar och kvicksilver förekommer naturligt i jord och berggrund. Ämnena har även spridits till miljön som en följd av utbredd användning i olika industriella processer. Ämnenas rörlighet i marken är starkt beroende av pH och redoxförhållanden. Normalt ökar rörligheten vid sjunkande pH men även höga pH kan leda till ökad löslighet. För arsenik ökar lösligheten med ökad pH. Med undantag för kvicksilver är ämnena inte flyktiga. Arsenik och bly är klassade som cancerframkallande. Kvicksilver kan i miljön omvandlas till metylkvicksilver vilket är klassat som möjlig cancerogen. Ämnena kan även orsaka andra hälsoskadliga effekter så som nervskador och skador på hjärnan. Samtliga ämnen är även skadliga för djur, växter och vattenlevande organismer (SGF, 2023a, Naturvårdsverket, 2023b).

Arsenik och bly kan ge upphov till negativa hälsoeffekter redan vid enstaka exponeringstillfällen. Arsenik på grund av dess akuttoxiska egenskaper vilket bl.a. kan leda till häftiga kräkningar, diarréer och slutligen cirkulationssvikt. Bly på grund av dess långa uppehållstid i kroppen, vilket kan medföra att ett enstaka exponeringstillfälle täcker upp hela det tolerabla dagliga intaget (TDI) under en mycket lång tid (Naturvårdsverket, 2023a).

Koppar påverkar främst vattenlevande organismer och marklevande mikroorganismer. Högre organismer är vanligtvis mindre känsliga (IVL, 2000). Exponering för höga kopparhalter kan leda till hälsoeffekter så som skador på lever, njurar och immunförsvar (SGF, 2023a).

Cyanider är ofta färglösa, även om vissa cyanidföreningar kan vara vit-, blå- eller violetterfärgade. Cyanider kan i sur miljö omvandlas till cyanväte, som är en

färglös och lättflyktig vätska med svag lukt av bittermandel. Cyanider förekommer bland annat där före detta gasverk, ytbehandlingsindustri samt gummiproduktion har funnits. Inom gamla gasverksområden är cyanid ofta bundet i förening med järn och observeras då som berlinerblått material i jorden. Ur hälsosynpunkt är det dock framför allt mängden fri cyanid som behöver beaktas. Lösliga cyanidföreningar kan tas upp genom huden. Akut exponering för cyanider kan orsaka huvudvärk, illamående och andnöd. Vid långvarig upprepad exponering är symptomen yrsel, huvudvärk, hjärklappning och irritation på luftvägarna. Cyanväte tas upp direkt i blodet av den luft man andas och i svårare fall hindras syresättningen av blodet så kraftigt att syrebrist och kvävning blir följden.

De aromatiska kolväten som förekommer inom området för KCV förekommer främst i petroleumprodukter av olika slag. Ämnenas flyktighet, fastläggningsgrad och löslighet i vatten varierar med molekylvikt och kolkedjans uppbyggnad. Flyktighet och löslighet minskar generellt med ökande molekylvikt. Aromater med 5-8 kolatomer har dock relativt låg vattenlöslighet och hög flyktighet. Aromater med längre kolkedjor binder i större utsträckning till organiskt material i marken. Ämnena anses vara relativt lätt nedbrytbara under aeroba förhållanden (SGF, 2023b).

Ämnenas toxicitet varierar med molekylstrukturen. Den enklaste aromaten, bensen, är klassad som cancerogen medan toluen, etylbensen, xylener och andra benderivat har lägre toxicitet. För många av de mer komplexa aromaterna saknas toxicitetsdata (SGF, 2023b).

Polyaromatiska kolväten, PAH, förekommer i tyngre oljor, tjära, kreosot m.m. och är mycket vanligt förekommande föroreningar. Ämnena karaktäriseras av två eller fler sammanfogade aromatiska ringar och ämnenas egenskaper varierar med molekylstrukturen. I Naturvårdsverkets vägledningsmaterial har de delats in i tre grupper baserat på molekylvikten: PAH-L med låg molekylvikt, PAH-M med medelhög molekylvikt och PAH-H med hög molekylvikt. Ämnena har varierande flyktighet, låg vattenlöslighet och fastläggs starkt i jord. Flyktigheten och vattenlösligheten minskar med ökande molekylvikt (SGF, 2023c).

Flera enskilda ämnen inom gruppen har visats vara cancerogena. Ämnena kan även orsaka skador på lever, immunförsvar och reproduktion (SGF, 2023c). PAH-H har lång uppehållstid i kroppen och kan, precis som bly, ge upphov till negativa hälsoeffekter redan vid enstaka exponeringstillfällen (Naturvårdsverket, 2023a).

6.4 Skyddsobjekt

Identifiering av skyddsobjekt har utgått från de övergripande åtgärds målen och den planerade markanvändningen. Nedan följer en översikt över vilka skyddsobjekt har identifierats inom och i anslutning till det aktuella området.

6.4.1 Människor

Utifrån den planerade markanvändningen inom planområdet har följande skyddsobjekt identifierats:

- Människor som arbetar i butiker, kontor och andra kommersiella verksamheter som planeras i byggnaden.

- Människor som vistas tillfälligt i området i samband med besök till butiker och kommersiella verksamheter eller som passerar genom området på planerade gång- och cykelbanor.

6.4.2 Markmiljö

Markytan inom området kommer huvudsakligen att vara hårdgjord eller täckt av byggnad. Marken inom området bedöms således främst ha en teknisk funktion inom vilken levnadsförutsättningarna för markekosystemet kommer att vara begränsade på grund av begränsningar av bland annat ljusinsläpp, tillgång på vatten, syre och näring. Markekosystemet i det aktuella området bedöms därmed sakna skyddsvärde.

6.4.3 Ytvatten

Ytvatten som kan beröras av föroreningsspridning med grundvatten från planområdet (se avsnitt 2.3 och 2.4) utgörs av en del av Mälaren-Riddarfjärden samt en del av Mälaren-Ulvsundasjön. Som beskrivs i avsnitt 2.4 är det dock väldigt osannolikt att allt grundvatten skulle hamna i Mälaren – Ulvsundasjön. Till följd av möjliga flödesvariationer kan det dock förutsättas att en del av grundvattnet från KCV tidvis kan hamna i den södra delen av Mälaren – Ulvsundasjön, framförallt delen direkt norr om Klarabergsviadukten fram till Kungsbron. Detta skulle då ske efter att vattnet har släppts direkt söder om Klarabergsviadukten, vilket gör att ytvattentransport till södra delen av Mälaren – Ulvsundasjön är sekundär. Båda identifierade recipienter klassas av Länsstyrelsen som vattenförekomster. Vattenförekomsten Mälaren-Riddarfjärden uppnår inte god kemisk status, bl.a. avseende uppmätta föroreningshalter av antracen, bly och kvicksilver i sediment (VISS, 2023). Vattenförekomsten Mälaren-Ulvsundasjön uppnår inte god kemisk status med avseende på antracen, bromerad difenyleter, bly, kadmium, kvicksilver, PFOS och TBT (VISS, 2024).

6.4.4 Grundvatten

Grundvatten inom planområdet, både övre och undre grundvattenmagasin, har inte identifierats som skyddsobjekt. Grundvattnet inom området såväl som i Stockholm i stort är allmänt påverkat av föroreningar och används inte för dricksvattenändamål. Det är inte heller troligt att grundvattnet inom eller direkt nedströms området kommer att uttas för dricksvattenändamål eller för bevattnings under en överskådlig framtid. Grundvattnet omfattas dock av vattendirektivets generella bestämmelse, det så kallade icke-försämringskravet, även om det inte utgör en grundvattenförekomst. Grundvattnet bedöms även kunna utgöra en viktig spridningsväg för föroreningar.

6.5 Spridningsvägar

Utifrån information om föroreningssituationen samt kunskap om föroreningarnas egenskaper (se avsnitt 6.3) har potentiella spridningsvägar för föroreningar inom området samt till omgivande miljö identifierats.

Eftersom flera av de föroreningar som förekommer inom området är flyktiga utgör transport av ånga en potentiell spridningsväg. Förångning av föroreningar kan ske både från jord och grundvatten. Spridningen styrs av både föroreningarnas flyktighet och jordlagrens egenskaper. Av förekommande föroreningar är det framför allt PAH-L, PAH-M, kvicksilver och BTEX som kan

betraktas som flyktiga. Spridningen sker via förångning och vidare transport uppåt genom jordlagren i den omättade zonen (ovan grundvattenytan). Eventuella ångor som når bebyggda områden kan transporteras in i byggnader via sprickor i betongplattan, rörgenomföringar m.m. samt via diffusion genom betongplattan. Fyllnadslagret inom området har bedömts vara av genomsläpplig karaktär vilket möjliggör större spridning av ångor genom jord till omgivande luft jämfört med tätare jordlager.

För organiska ämnen styrs spridningen till gasfas också av markens innehåll av organiskt material, eftersom föroreningarna i högre grad binds till det organiska materialet. Föroreningar som är belägna under grundvattenytan sprids i princip inte till gasfas eftersom det under grundvattenytan inte finns några porer som inte är vattenfyllda och därmed ingen möjlighet till förångning. Ångavgång kan ske från grundvattenytan dit föroreningar kan transporteras via diffusion. Diffusion i vatten är en mycket långsammare process jämfört med diffusion i luft.

Spridning kan även ske från grundvatten som står i direkt kontakt med husgrunder i det fall förorening diffunderar in genom betongen och därifrån avgår som ånga till inomhusluften. Byggnadsdelar som ligger under grundvattenytan, i det aktuella fallet djupa hisschakt, kommer dock att uppföras med gas- och vattentät konstruktion för att förhindra spridning av föroreningar genom betongen.

Ångtransport av framför allt bensen, toluen, etylbensen, xylene och lätta PAH (naftalen) har konstaterats i marken vid utförda porlufts-mätningar.

I området finns två grundvattenmagasin, ett övre i fyllnadslagret ovan leran och ett undre i friktionslagret under leran. Lerans mäktighet varierar inom området mellan 5 och 12 m (Sweco, 2017). Lerlagret tillsammans med grundvattnet i det övre magasinet fungerar som en barriär som hindrar eventuella ångor som avgår från föroreningar i det undre magasinet att nå upp till markytan.

Grundvattennivån i det övre magasinet förhåller sig till Mälarens och därmed Klara sjös vattennivå. Ingen korrelation till nederbörd har observerats (se Bilaga 2), vilket förklaras av att Mälarens vattennivå är betydligt större än nederbördsmängden. Grundvattenmätningar som utförts inom området vid miljötekniska undersökningar under 2022-2024 visar på en grundvattengradient i det övre magasinet riktad mot nordost, bort från Klara Sjö. Det bedöms sannolikt att grundvattnets strömningsriktning i det övre magasinet är påverkad av olika grundvattenpåverkande anläggningar utanför planområdet som tunnlar och djupa källarplan som leder bort grundvattnet. Detta innebär att förorenat grundvatten kan spridas via det övre magasinet i nordostlig riktning. Som beskrivits i avsnitt 2.3 och 2.4 är leds dagvattnet huvudsakligen till Mälaren – Riddarfjärden via dagvattennätet och delvis till Henriksdals reningsverk.

Utförda provtagningar inom ramen för de miljötekniska undersökningarna som utförts av Sweco 2022-2024 har visat att grundvattnet i både det övre och det undre magasinet är påverkat av föroreningar från de historiska verksamheter som bedrivits i området. Föroreningssammansättningen i de olika magasinen är liknande, fördelningen mellan de olika föroreningarna skiljer sig dock något där andelen av exempelvis bensen är högre i det undre magasinet medan andelen av PAH-M och cyanid är högre i det övre magasinet.

Grundvattennivåmätningar visar generellt lägre nivåer i det undre magasinet än i det övre magasinet, vilket minskar sannolikheten att eventuellt flöde mellan de olika magasinen skulle ske från det undre till det övre magasinet i det fall det

finns spridningsvägar eller spridningsvägar öppnas upp genom det tätande lerlagret. Föroreningar med högre densitet än vatten, exempelvis tyngre PAH, bedöms dock kunna spridas från det övre magasinet till det undre givet ovanstående förutsättningar. Befintliga pålar inom området utgör möjligtvis en spridningsväg mellan de olika grundvattenmagasinen, men risken för spridning bedöms som låg baserat på lerlagrets mäktighet och de hydrogeologiska förutsättningarna i leran. Även tunnlar och annan infrastruktur i närliggande områden kan utgöra spridningsvägar. Från det undre grundvattenmagasinet kan spridning ske till närliggande recipienter, Klara sjö och/eller direkt till Mälaren.

Pålningsarbeten som planeras i samband med exploatering av området kan komma att öppna upp nya spridningsvägar mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet. Pålningen kan även medföra att förorenad jord från det undre magasinet och djupare jordlagret transporteras upp i samband med installation, se Bilaga 11.

Inom området finns flera ledningsgravar som kan fungera som effektiva spridningsvägar för både ånga och grundvatten då fyllnadsmaterialet kring ledningar ofta är mer genomsläppligt än omkringliggande jord. Eventuella nya ledningsschakt kan komma att öppna upp nya spridningsvägar. I samband med den framtida exploateringen inom KCV planeras anläggning av en djup VA-ledning söder om och längs med områdets norra avgränsning. Denna ledning kommer att gjutas in i betong och betongkulverten kommer att ha en vertikal tjocklek av 1,6 m. Kulverten med ledningen kommer främst att ligga i fyllningsmaterialet delvis under grundvattennivån i det övre grundvattenmagasinet. För att förhindra att en eventuell spridningsväg skapas längs krosslagret under ledningens betongingjutning, installeras ett antal flödesavskärande sektioner längs ledningsgravens sträckning.

Infiltration av nederbörd genom förorenade jordmassor bedöms som en mindre sannolik spridningsväg för föroreningar eftersom hela området är täckt av eller planeras för hårdgjord yta eller byggnad. Spridning av föroreningar via damning från området bedöms ha mindre betydelse då området är hårdgjort och kan eventuellt endast ske vid blottläggning av jorden i samband med markarbeten.

6.6 Exponeringsvägar

Avseende människors hälsa har platsspecifika exponeringsvägar identifierats utgående från information om föroreningssituationen inom området, områdets förutsättningar samt den planerade markanvändningen.

Flera av de föroreningar som påträffats inom området utgörs av flyktiga ämnen. Människor som vistas inom området kan komma att exponeras för ångor som avgått från föroreningar i jord och grundvatten ifall dessa transporteras in i byggnader och förorenar inomhusluften. Förhöjda halter av bl.a. bensen och naftalen har påvisats i porluft inom området. Inom området förekommer även andra flyktiga ämnen (främst PAH-M och kvicksilver) i förhöjda halter i jord, dessa ämnen har dock generellt inte påvisats i porluft.

I byggnadens nedre plan (den del av byggnaden som kommer vara lokaliserad närmast påvisade föroreningar i mark) planeras för hiss och teknikutrymmen samt för kommersiella lokaler ämnade för restaurang- och centrumverksamhet. Hisschakten kan komma att fungera som en transportväg för ångor in till övriga delar av byggnaden exempelvis till planerade kontorsplan.

Flyktiga ämnen har även påträffats i jord och porluft inom delar av området som planeras för väg eller annan typ av hårdgjord yta. Från dessa delar av området kan en viss horisontell ångtransport komma att ske under de hårdgjorda ytorna till område för närliggande byggnad.

För människor som befinner sig utomhus bedöms exponering via inandning av ånga vara av mindre betydelse på grund av den stora utspädningen av uppsträngande markluft som förväntas ske vid kontakt med utomhusluften.

Exponering genom oralt intag av damm och jord, hudkontakt med damm och jord, samt inandning av damm bedöms mindre sannolikt vid den framtida markanvändningen då hela området planeras för byggnad eller hårdgjord yta. Exponering kan komma att ske i samband med att förorenad jord blottläggs vid eventuella markarbeten. Då området till stora delar kommer utgöras av hårt trafikerade bilvägar och cykelbanor bedöms det dock mindre sannolikt att människor ska komma i kontakt med eventuella blottlagda massor i någon betydande omfattning. Detta gäller framför allt barn som är den känsligaste gruppen. Barn kommer sannolikt inte vistas inom områden för markarbeten. Dessutom bedöms exponering via intag av växter inte utgöra en exponeringsväg då hela området kommer täckas av hårdgjord yta eller byggnad.

Som tidigare beskrivits i avsnitt 6.4.4 används grundvattnet inom och i anslutning till området inte som dricksvatten då Stockholm förses med kommunalt vatten. Således har exponering för påvisade föroreningar via intag av grundvatten som dricksvatten inte bedömts utgöra en exponeringsväg.

Spridning av föroreningar från planområdet till angränsande ytvatten kan leda till upptag i fisk och således humanexponering vid intag av fisk som infångats i ytvatten i planområdets omgivning.

Inga badplatser finns lokaliserade inom eller i nära anslutning till planområdet. Träkonsoleer och flytbryggor kan komma att anläggas längs med kajen i samband med den planerade exploateringen. Inga badstegar eller andra installationer som främjar bad kommer dock att anläggas. Större delen av Stockholms innerstad räknas som hamnområde och där råder badförbud (Stockholms stad, 2024a). Närmsta offentliga plats där bad tillåts är lokaliserad vid Norr mälärstrand, ca 1,3 km från planområdet (Stockholms stad, 2024b). Exponering i samband med bad bedöms därmed inte utgöra exponeringsväg av betydelse för människor som vistas inom eller i anslutning till planområdet.

7 Konceptuell modell

Den konceptuella modellen syftar till att översiktligt redovisa information om identifierade föroreningskällor och skyddsobjekt samt spridnings- och exponeringsvägar. Modellen, som sammanfattar information från avsnitt 6.2 till 6.5, redovisas i figur och text i påföljande avsnitt.

7.1 Föroreningskällor och skyddsobjekt

Den huvudsakliga föroreningskälla som identifierats inom och uppströms området utgörs av Klaragasverket som var i drift mellan ca 1850-1920. Verksamheten har gett upphov till förorening av framförallt PAH i jord och grundvatten samt i sediment i angränsande recipient, Klara Sjö. Även andra verksamheter lokaliserade uppströms området så som historisk tillverkning av

kreosot och verkstadsverksamhet inom SJs område utgör potentiella källor. Vidare kan fyllnadsmassor utgöra en diffus källa till föroreningar inom området.

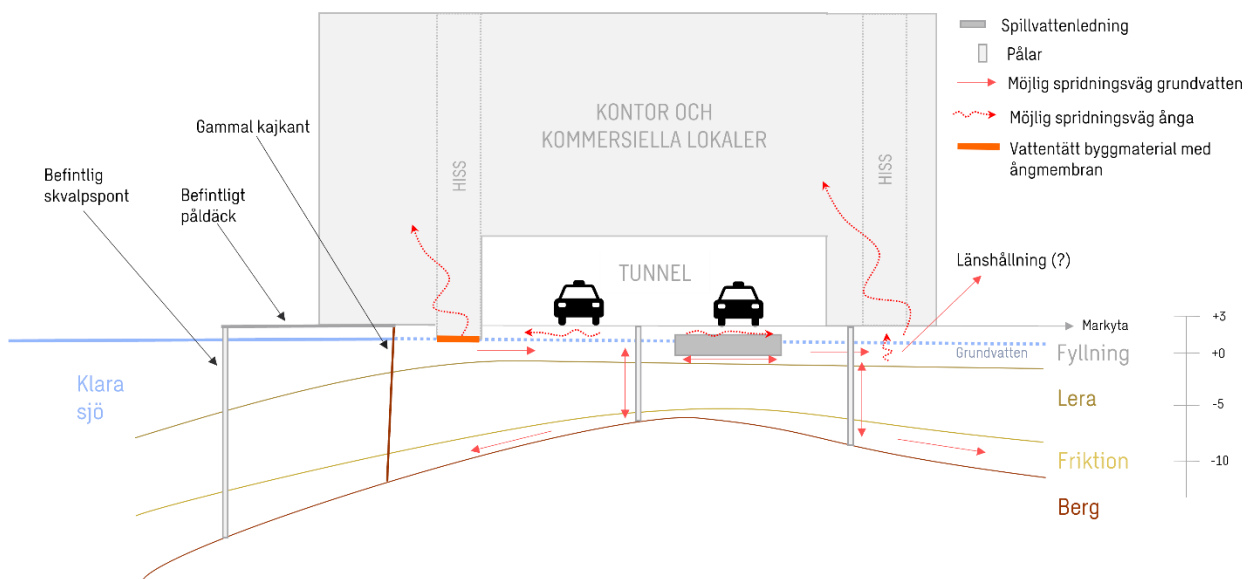
Identifierade skyddsobjekt utgörs av boende, yrkesverksamma och besökande inom området samt närliggande recipienter Klara Sjö och Mälaren.

7.2 Spridningsvägar

De potentiella spridningsvägar som bedöms vara av störst betydelse för riskbilden inom och i anslutning till området utgörs av:

- Spridning av ångor till byggnad.
- Urlakning från förorenad jord till grundvatten.
- Spridning av förorening i grundvatten i det övre magasinet med grundvattnets flödesriktning mot nordost, orsakat av länshållning, som sedan leds bort via dagvattenledning och släpps ut i Mälaren – Riddarfjärden.
- Spridning av föroreningar från det undre grundvattenmagasinet till det övre eller omvänt från det övre magasinet till det undre, exempelvis via befintliga pålar eller som följd av installation av nya pålar.
- Spridning via grundvatten i det undre grundvattenmagasinet till recipienter nedströms det förorenade området.
- Spridning av föroreningar i grundvatten samt via ångtransport i ledningsgravar, dagvattenledningar och dräneringsgravar.

Den konceptuella modellen avseende spridning visualiseras i Figur 20 nedan.

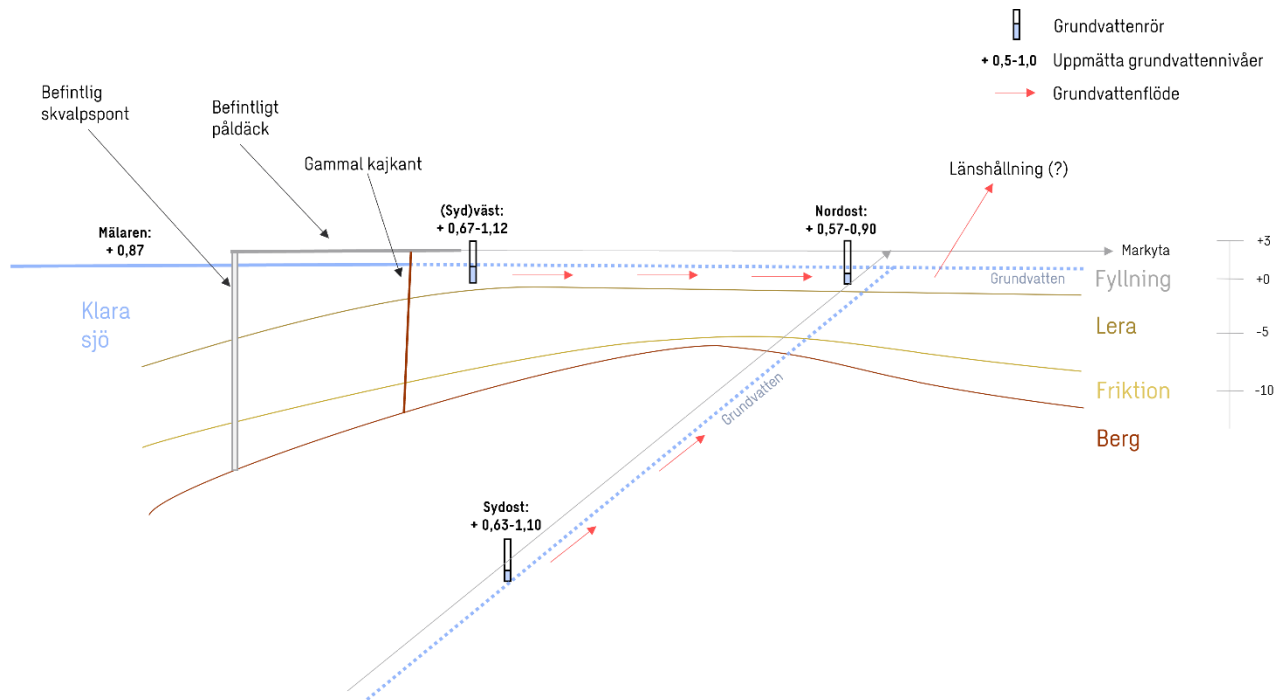


Figur 20. Konceptuell modell avseende potentiella spridningsvägar för påträffade föroreningar inom området för KCV. Den illustrerade VA-ledningen kommer i verkligheten ligga längs hela sträckan från Klara Sjö i väst till områdets avgränsning i öst.

Utvärdering av grundvattennivåer inom samt norr och öst om KCV indikerar inte att det pågår en föroreningsspridning från potentiella källområden i norr in till området för KCV, se avsnitt 6.2. Det kan inte uteslutas att området påverkas av föroreningsspridning från områden i öst.

En konceptuell modell har även tagits fram för områdets hydrogeologiska förutsättningar och illustreras i Figur 21. Sammanfattningsvis bedöms

flödesriktningen i det övre grundvattenmagasinet vara mot nordost, baserat på grundvattennivåer som är generellt högre i (syd)väst och sydost jämfört mot mätpunkten i nordost.



Figur 21. Hydrogeologisk konceptuell modell för KCV området. Uppmätta grundvattennivåer i tre punkter i det övre grundvattenmagasinet samt Mälarens medelvattennivå anges i plusnivåer (RH2000).

Hydrogeologisk konceptuell modell ovan redovisar den nuvarande hydrogeologiska situationen. Förändringar som kan komma att inträffa vid planerad exploatering beskrivs i nästa avsnitt.

7.2.1 Effekt av planerade anläggningar på grundvattenströmning

En del av de planerade anläggningarna kommer att byggas under markytan och under grundvattenytan. Beroende på hur de kommer att installeras kan dessa konstruktioner komma att påverka den hydrogeologiska situationen, vilket i sin tur kan påverka både mängden och riktningen av grundvattenströmningen inom planområdet.

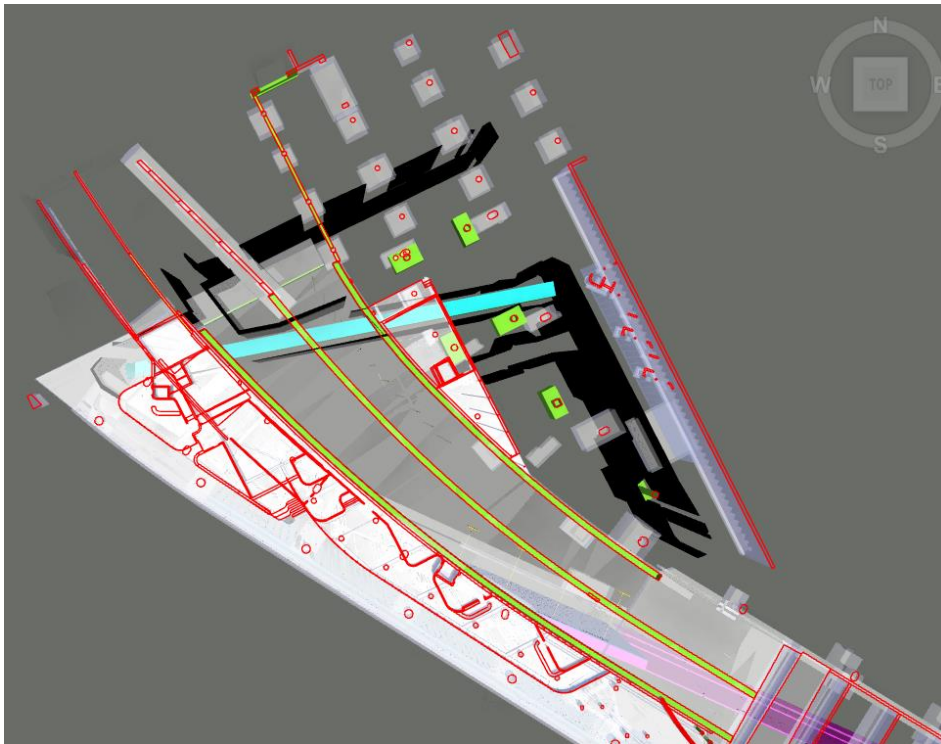
Planerad byggnad kan komma att påverka grundvattenbildningen inom planområdet. Planerade ledningar, betonggjutning för vattenledningar, spontning samt pålning kan komma att påverka genomsläppligheten av fyllningen och moränleran. Spontning kan i fall av täta permanenta sponter komma att utgöra en barriär som hindrar grundvattenströmning.

Inom planområdet planeras att anlägga vissa sponter och en VA-ledning med betonggjutning, se Figur 22. Även Humlegården planerar att anlägga en spont längs kajkanten vid planområdets västra gräns. Om samtliga av dessa sponter och andra installationer under grundvattenytan anläggs som tät och permanent kan flödesriktningen åt nordost samt utbytet mellan grundvatten och ytvatten i Mälaren komma att skäras av. Därmed skulle en dämning av grundvatten samt en utjämning och höjning av grundvattennivån skapas inom området. Det

förväntas att vid dessa förutsättningar mäktigheten av den mättade zonen och därmed akviferens mäktighet kommer att bli större. Då gradienten i den översta akviferen förväntas bli låg, kan det leda till en begränsad horisontell grundvattenströmning och därmed minskning av utflöde av grundvatten från området.

Om däremot sponter och VA-ledning med betonggjutning installeras som genomsläppliga, skulle grundvattenströmning som den sker i dagsläget bibehållas och förväntas inga förändringar med avseende på grundvattennivå, gradient, akviferens mäktighet och utflöde från området att uppträdas.

I Bilaga 12 beskrivs ovannämnda effekter och bedömningar i detalj.



Figur 22. Vy från samordningsmodell KCV 2024-09-20 som visar VA-ledning med betonggjutning i ljusblå. Svarta delar anger planerade sponter. Sponten under Klarabergsviaduken längst i norr i bilden kommer sannolikt inte att anläggas.

7.3 Exponeringsvägar

De huvudsakliga exponeringsvägar för föroreningar som identifierats inom planområdet utgörs av:

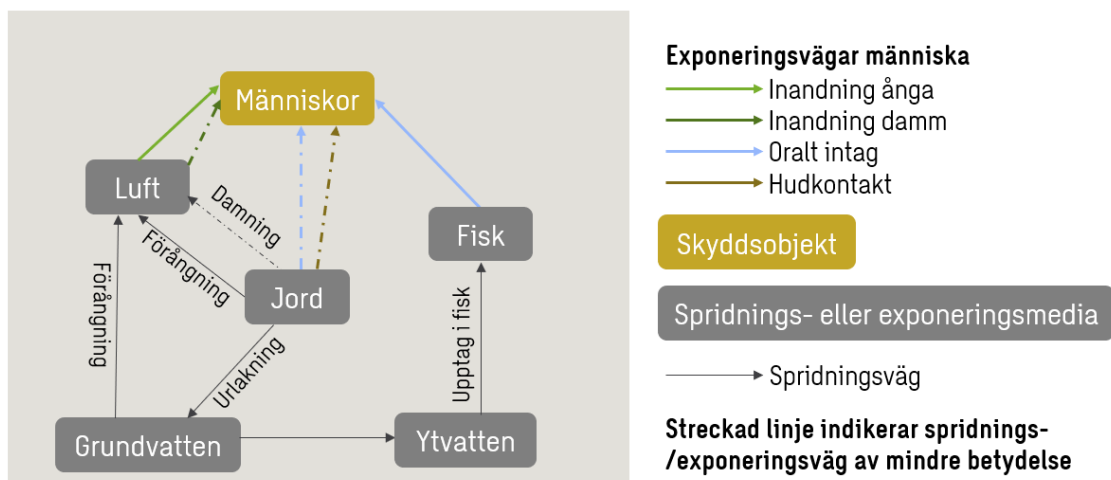
- Inandning av ånga.

Exponeringsvägar som bedöms vara av mindre betydelse utgörs av:

- Intag av jord och damm.
- Hudkontakt med jord och damm.
- Inandning av damm.

Intag av fisk bedöms utgöra en möjlig exponeringsväg. Då det saknas analys på fisk är det dock svårt att bedöma hur stor betydelse exponeringsvägen har för människors exponering för föroreningar inom KCV. Intag av dricksvatten och växter bedöms inte utgöra en exponeringsväg.

Den konceptuella modellen avseende potentiella exponeringsvägar visualiseras i Figur 23 nedan.



Figur 23. Konceptuell modell avseende potentiella exponeringsvägar för påträffade föroreningar inom området för KCV.

8 Miljöriskbedömning

8.1 Representativa halter

Den representativa halten är den föroreningshalt som bäst representerar risksituationen inom området utan att risken underskattas. För bedömning av risker avseende spridning till och påverkan på närliggande recipienter har medelhalten i det grundvatten som lämnar planområdet bedömts utgöra en lämplig representativ halt.

Som redovisat i avsnitt 4.2 och Bilaga 4.2, varierar uppmätta föroreningshalter i det övre grundvattenmagasinet med upp till ca en tiopotens mellan måttillfällena. I Tabell 3-1 i Bilaga 9 redovisas statistik över datafördelningen baserat på resultat från samtliga provtagningar i det övre grundvattenmagasinet. Där inga halter av ett ämne har detekterats, har halva laboratoriets rapporteringsgräns tillämpats vid de statistiska beräkningarna.

Vid belastningsberäkningen har representativa halter antagits. Representativa halterna har tagits fram på tre olika sätt:

- Som medelhalt av resultat från samtliga provtagningstillfällen i det övre grundvattenmagasinet mellan 2022-2024, för samtliga ämnen förutom PFAS;
- Som 95-percentilen av uppmätta halter från samtliga provtagningstillfällen i det övre grundvattenmagasinet mellan 2022-2024, för samtliga ämnen förutom PFAS;

- Som högsta uppmätta halt från samtliga rör i det övre grundvattenmagasinet i 2022, endast för PFAS. Detta då PFAS-ämnena endast har analyserats vid två mättillfällen.

Statistiken över uppmätta halter av styrande föroreningar (se avsnitt 6.3) i det övre grundvattenmagasinet redovisas i Tabell 9. Dataunderlaget har bedömts för litet för att använda medelhalten som grund för beräkning av spridningsrisker. Däremot bedöms dataunderlaget tillräckligt stort för att kunna använda 95-percentilen, i stället för maximal uppmätt halt. Således används till miljöriskbedömningen 95-percentilen som representativ halt för föroreningar i det övre grundvattenmagasinet.

Tabell 9. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten i övre magasin inom KCV. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har skrivits ut med fet stil.

	Ämne	Maximal uppmätt halt (µg/l)	Medelhalt (µg/l)	95-percentil (µg/l)	CV*	Antal prov
Metaller	Arsenik	3,3	0,8	1,5	0,86	18
	Bly	4,4	0,6	3,0	1,78	18
	Koppar	4,1	0,5	1,8	1,74	18
	Kviksilver	0,05	0,05	0,05	0,00	18
Petr.	Aromater >C10-C16	270	109	260	0,86	21
	Aromater >C16-C35	9	2,2	3,5	0,77	21
	Bensen	34	14	33	0,92	21
	M/P/O-Xylen	37	10	33	1,07	21
PAH-L	naftalen	760	231	650	1,04	21
	acenaftylen	1,3	0,6	1,3	0,73	21
	acenaften	91	43	82	0,77	21
PAH-M	fluoren	120	47	110	0,88	21
	fenantren	150	55	140	0,93	21
	antracen	11	4,3	9,8	0,82	21
	fluoranten	14	6,1	13	0,75	21
	pyren	9,5	4,2	9,4	0,76	21
PAH-H	bens(a)antracen	3,7	0,6	2,1	1,32	21
	krysen	2,4	0,4	1,3	1,32	21
	bens(a)pyren	3,2	0,4	1,6	1,71	21
	bens(b)fluoranten	4,3	0,6	2,3	1,62	21
	benso(ghi)perylene	1,1	0,2	0,56	1,57	21
	indeno(123cd)pyren	1,5	0,2	0,7	1,64	21
	dibenso(ah)antracen	0,4	0,06	0,22	1,61	21
	PAH, summa L	840	274	730	0,97	21
	PAH, summa M	290	116	280	0,87	21
	PAH, summa H	17	2,6	8,6	1,51	21
Övrigt	CN lättillgänglig (fri)	4,3	2,8	4,0	0,37	12
	CN total	990	199	594	1,29	12

*Variationskoefficient. CV >1, som anger större variation inom dataunderlaget, är markerade med fet och understruken stil.

Representativa halter för bedömning av potentiella miljörisker i det undre grundvattenmagasinet utgörs av både medelhalten och 95-percentilen, då dataunderlaget är mindre och variationen större. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar (se avsnitt 6.3) i det undre grundvattenmagasinet inom KCV redovisas i Tabell 10. Miljöriskerna kopplade till föroreningarna i det undre grundvattenmagasinet bedöms både utifrån medelhalten och 95-percentilen som representativa halter.

Tabell 10. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten i undre magasin inom KCV.

	Ämne	Medelhalt (µg/l)	95-percentil (µg/l)	CV*	Antal prov
Metaller	Arsenik	0,30	0,57	0,53	8
	Bly	0,16	0,25	0,72	8
	Koppar	0,31	0,87	1,1	8
	Kvicksilver	0,05	0,05	0,00	8
Petr.	Aromater >C10-C16	14	47	1,2	11
	Aromater >C16-C35	2,7	8,2	1,1	8
	Bensen	34	140	1,5	11
	M/P/O-Xylen	9	38	1,7	11
PAH-L	naftalen	120	470	1,5	11
	acenaftylen	0,20	0,7	1,2	11
	acenaften	4,5	16	1,3	11
PAH-M	fluoren	3,1	11	1,3	11
	fenantren	4,1	18	1,7	11
	antracen	0,8	3,8	1,9	11
	fluoranten	1,9	8,4	1,7	11
	pyren	1,5	7,0	1,7	11
PAH-H	bens(a)antracen	0,7	3,3	1,7	11
	krysen	0,6	2,8	1,9	11
	bens(a)pyren	0,5	2,4	1,8	11
	bens(b)fluoranten	0,7	3,7	1,9	11
	benso(ghi)perylene	0,2	0,9	1,7	11
	indeno(123cd)pyren	0,3	1,2	1,7	11
	dibenso(ah)antracen	0,1	0,4	1,7	11
	PAH, summa L	120	490	1,5	11
	PAH, summa M	11	48	1,6	11
	PAH, summa H	3,1	15	1,8	11
Övr	CN lättillgänglig (fri)	1,4	3,9	0,98	11
	CN total	43	170	1,9	11

*Variationskoefficient. CV >1 är markerade med fet och understruken stil.

På grund av olika strategier för bedömning av risker kopplade till föroreningar i det övre respektive det undre grundvattenmagasinet, som beskrivits i avsnitt 5.1, har redovisningen av miljöriskbedömningen delats in i föroreningar i det övre respektive i det undre magasinet.

8.2 Föroreningar i det övre grundvattenmagasinet

8.2.1 Riskkaraktärisering

Graden av risk för recipienten utvärderas från kvoten mellan områdets bidrag till en halt i recipienten (PEC, predicted environmental concentration) och den haltnivå som inte ger upphov till en risk i recipienten ($C_{\text{lågrisk}}$):

$$\text{Riskkvot} = \frac{PEC}{C_{\text{lågrisk}}}$$

En riskkvot mindre än ett (<1) indikerar att ingen risk för recipienten bedöms föreligga.

PEC är i detta fall ett bidrag till en ämneshalten i recipienten. PEC beräknas för varje ämne som representativ halt i det övre grundvattenmagasinet, se Bilaga 9, multiplicerad med en utspädningsfaktor för recipienten (se avsnitt 8.2.4).

$C_{\text{lågrisk}}$ redovisas i avsnitt 5.3.5. Dessa lågriskhalter avser maximal tillåtna koncentrationer, årsmedelvärden eller haltkriterier (se avsnitt 5.3.5). Till beräkning av risk för långtidspåverkan på recipient, dvs. risk för kroniskt toxiska effekter, baseras de beräknade halterna i ytvatten på utspädning i ett medelflöde i respektive recipient (se avsnitt 8.2.4) och jämförs sedan mot ett årsmedelvärde alternativt haltkriterium. Till beräkning av risk för korttidspåverkan på recipient, dvs. risker som kan uppstå vid enstaka tillfällen, baseras beräknade halterna i ytvatten på utspädning i det lägst förekommande flödet av respektive recipient (se avsnitt 8.2.4) och jämförs sedan mot en maximal tillåten koncentration.

8.2.2 Grundvattenflöde

Mängden grundvattenflöde i det övre grundvattenmagasinet beräknas i Bilaga 9. Som beskrivs i avsnitt 2.3 och 2.4 antas att det förekommer bortledning av grundvatten som leds till Mälaren – Riddarfjärden, Henriksdals reningsverk och eventuellt Mälaren – Ulvsundasjön. Beräkningar som redovisas i Bilaga 9 visar att ca 5000 liter grundvatten per dag strömmar ifrån KCV mot nordost, vilket sedan antas släppas ut i ovan nämnda recipienterna. Givet att vattnet släpps ut i olika recipienter samt kan ledas till reningsverk, som nämnt ovan, är det är konservativt antagande att räkna med att totalmängden av vattnet släpps ut i respektive recipient (se avsnitt 8.2.4 och 8.2.5).

Dessa beräkningar representerar grundvattenflödet som det är idag. Vid den framtida markanvändningen kan vattenbalansen inom området komma att förändras, t.ex. när ledningar anläggs som kan öppna upp nya strömningsvägar för grundvattnet. VA-ledningen som kommer att anläggas längs den norra delen av området kommer att installeras med strömningsavskärande fyllning, som gör att grundvattnet inte kan strömma direkt längs med ledningsgraven i östlig eller västlig riktning, men fortfarande kan strömma tvärs igenom under ledningen mot norr. Om även spalten vid denna VA-ledning installeras som en genomsläpplig spontlösning, bör detta inte ha någon påverkan på grundvattenflödet inom området.

8.2.3 Föroreningsbelastning från området

Den beräknade föroreningsbelastningen, samt framtagning av dessa beräkningar, redovisas per ämne i Bilaga 9. I Tabell 11 nedan redovisas beräknad belastning för de föroreningarna av potentiell betydelse i grundvatten (se avsnitt 6.3). Det gäller generellt små mängder i storleksordningen g/år. I Tabell presenteras representativa halterna som har använts för beräkningarna. Bilaga 9 redovisar detta även för ämnen som inte har identifierats som förorening av potentiell betydelse.

Tabell 11. Beräknad belastning från föroreningar av potentiell betydelse i grundvatten från KCV. Representativa halten som har utvalts till beräkning av spridningsrisker har markerats med fet stil.

	Ämne	Belastning baserad på 95-percentil (g/år)	Belastning baserad på medelhalt (g/år)
	Aromater >C10-C16	491	206
PAH	naftalen	1227	435
	acenaftilen	2,5	1,1
	acenaften	155	81
	fluoren	208	88
	fenantren	264	104
	antracen	18	8,2
	fluoranten	25	12
	pyren	18	8
	bens(a)antracen	4,0	1,2
	krysen	2,5	0,8
	bens(a)pyren	3,0	0,8
	bens(b)fluoranten	4,3	1,2
	benso(ghi)perylene	1,1	0,3
	indeno(123cd)pyren	1,3	0,4
	dibenso(ah)antracen	0,4	0,1
	PAH, summa L	1378	518
	PAH, summa M	528	219
	PAH, summa H	16	4,8
CN	CN lättillgänglig (fri)	7,5	5,3
	CN total	1121	376

Vid planerade markanläggningar förväntas dock att grundvattenströmning kommer att minska (se Bilaga 12), vilket gör att även belastningen från planområdet kommer att minska.

8.2.4 Utspädning i recipienten

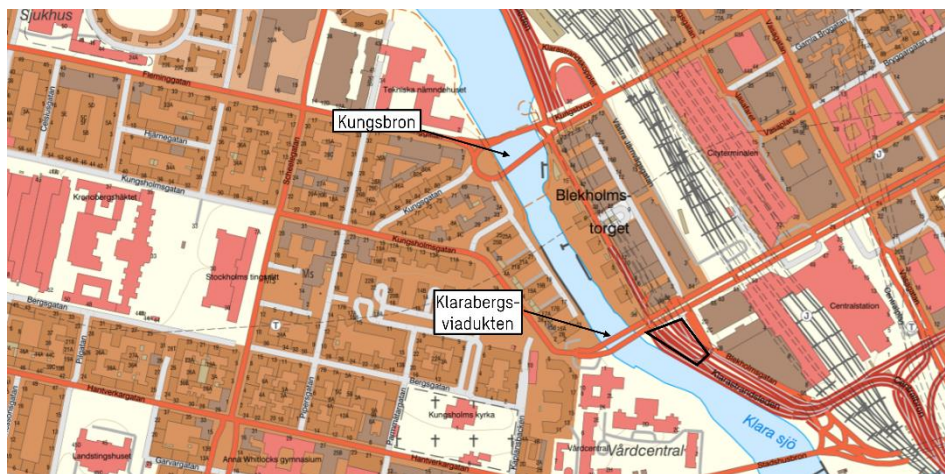
För att beräkna haltbidraget från KCV till ytvattenrecipienterna antas en utspädning av den kvantifierade mängden grundvattnet från planområdet. För de två möjliga recipienterna som har identifierats (avsnitt 6.4.3), beräknas påverkan på dessa i två separata scenarion.

Scenario 1 avser Mälaren – Riddarfjärden och räknas med en utspädningsfaktor baserad på skillnaden mellan det beräknade grundvattenflödet inom området ($6 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$) och recipientens hämtade vattenflöde (MQ eller MLQ) från SMHI:s Modelldata per område (SMHI, 2024).

MQ avser medelvattenföring, dvs. medelvärdet av varje års medelvattenföring, och används för beräkning av långtidspåverkan på recipienten. MLQ avser medellågsvattenföring, dvs. medelvärdet av varje års lägsta dygnsvattenföring, och används för beräkning av korttidspåverkan på recipienten. För Mälaren – Riddarfjärden hämtades ett MQ av 162 m³/s och ett MLQ av 9,45 m³/s (SMHI, 2024).

Scenario 2 avser Mälaren – Ulvsundasjön. Långtidspåverkan på denna recipient beräknas på samma vis som för scenario 1, dvs. med en utspädningsfaktor baserad på skillnaden mellan områdets grundvattenflöde (6×10^{-5} m³/s) och ett MQ av 0,53 m³/s, hämtat från SMHI. Då MLQ för Mälaren – Ulvsundasjön är 0 m³/s, kan utspädningsfaktorn för korttidspåverkan på recipienten inte beräknas baserat på flöde. I stället beräknas utspädning för korttidspåverkan med den volym av recipienten som grundvattnet från KCV kan späda ut i. På grund av den huvudsakliga flödesriktningen mot sydost och den långa Karlbergskanalen som befinner sig mellan KCV och Ulvsundasjön (se avsnitt 2.4 och

Figur 11) bedöms det osannolikt att grundvatten från KCV skulle spädas ut i den totala vattenförekomsten. I stället antas, vid låga flöden i scenario 2, att grundvattnet från KCV kan spädas ut i den södra delen av Mälaren – Ulvsundasjön, nämligen Klara Sjö mellan Kungsbron och Klarabergsviadukten (Klara Sjö_KB-KV), se Figur 24. Från Lantmäteriet hämtades längden (300 m) och bredden (40 m) av Klara Sjö_KB-KV, och från sjökortet Eniro på sjön hämtades ett djup av 4 m. Volymen av Klara Sjö_KB-KV beräknades således till 48 000 m³. Från SMHI:s Modelldata per område framgår att stillastående vatten (dvs. ett uppmätt flöde av 0 m³/s) har noterats kontinuerligt i maximalt två veckor. I två veckor är den beräknade volymen som släpps ifrån KCV 73 m³. Utspädningsfaktorn beräknas baserat på skillnaden mellan dessa volymer.



Figur 24. KCV i förhållande till ytvatten. Klara Sjö_KB-KV avser ytvattnet mellan Kungsbron och Klarabergsviadukten. Ungefärlig planområdesgräns för KCV är angiven med svart linje.

I SGI:s *Bedömning av förorenade områdens belastning på yt- och grundvatten* beskrivs att vid utspädning av belastning från ett förorenat område i en recipient ska höjd tas för flödes- och koncentrationsvariationer samt ofullständig omblandning, eftersom stora mängder föroreningar som belastar recipienten kan orsaka lokalt och periodvis höga föroreningshalter. Enligt föreslagna metod, att beräkna utspädning baserat på endast en mindre andel av det totala flödet i

recipienten (SGI, 2021), har i detta fall 10% används som del av ytvattenströmningen som blandas med grundvattenflödet som kommer från KCV. Detta innebär att 10% av recipientens MQ eller MLQ antas som flöde för utspädning. För utspädningsfaktorn som baseras på volym i stället för flöde (se ovan) har ingen sådan mindre andel antagits, utan här antas att allt vatten blandas.

De beräknade utspädningsfaktorerna för föroreningsbelastningen från grundvatten från det övre magasinet inom KCV till respektive ytvattenrecipient redovisas i Tabell 12 nedan.

Tabell 12. Beräknade utspädningsfaktorer för spädning av grundvatten från planområdet i respektive recipient.

	Utspädningsfaktor långtidspåverkan	Utspädningsfaktor korttidspåverkan
Mälaren - Riddarfjärden	270 000	160 000
Mälaren - Ulvsundasjön	880	660

8.2.5 Påverkan på recipient

Riskkaraktäriseringen redovisas i Tabell 13 och Tabell 14. Tabeller redovisar riskkvoter beräknade med 95-percentilen för samtliga föroreningsämnen av potentiell betydelse. Resultaten visar att inga av ämnena som påvisats i grundvattnet i det övre magasinet inom KCV medför en oacceptabel belastning på recipienten Mälaren – Riddarfjärden. Detta då samtliga beräknade riskkvoter är låga och underskrider 1 med god marginal. Utgångspunkten för de beräknade riskkvoterna är att 100% av grundvattnet som lämnar planområdet leds via dagvattennätet till Mälaren – Riddarfjärden. Detta bedöms vara ett konservativt antagande eftersom en del av grundvattnet också via kombiledningen kan ledas till Henriksdals reningsverk, se avsnitt 2.3.

Tabell 14 visar riskkaraktäriseringen baserad på antagandet att den totala andelen grundvatten som lämnar planområdet släpps i Mälaren – Ulvsundasjön via dagvattennätet. Detta antagande är dock mycket konservativt och bedöms mindre sannolikt, givet att allt grundvatten leds till dagvattennätet, av vilket det mesta släpps i Mälaren – Riddarfjärden och en del eventuellt leds till Henriksdals reningsverk (se avsnitt 2.3). Antas att 20% av grundvattnet släpps till Mälaren – Ulvsundasjön, istället för 100 %, indikerar beräkningarna risk för långtidspåverkan på recipienten för bens(a)pyren (riskkvot 2,2) och summa PAH-M (riskkvot 1,3). Långtidspåverkan innebär att ytvattenkoncentrationen i recipienten har beräknats med utspädning i recipientens MQ flöde (medelvattenföring) och jämförts mot ett riktvärde som avser ett årsmedelvärde eller haltkriterium. Vidare framgår av resultaten att det inte finns någon risk för korttidspåverkan på recipienten Mälaren – Ulvsundasjön från de föroreningarna som har påträffats i grundvattnet i det övre magasinet inom KCV.

För både Mälaren – Riddarfjärden och Mälaren – Ulvsundasjön har lokala åtgärdsprogram tagits fram i syfte att nå miljö kvalitetsnormerna för vatten (Stockholms stad, 2021, Stockholms stad, 2023b). För inga av de ämnen som påvisade en riskkvot >1 för Mälaren – Ulvsundasjön beskrivs ett förbättringsbehov i dessa lokala åtgärdsprogram.

Resultat från stickprover som uttagits på ytvatten i Klara Sjö strax nordväst om KCV, direkt i anslutning till KCV samt sydost om området har inte påvisat att det sker någon betydande spridning från området för KCV till Klara Sjö, se Bilaga 4.4. Detta kan tyda på att grundvattnet från KCV inte direkt eller i så stor omfattning strömmar ut i Klara Sjö, och/eller på att belastningsberäkningarna bygger på väldigt konservativa antaganden. Dataunderlaget från ytvatten är dock litet och rapporteringsgränsen i flera fall högre än tillämpade riktvärden.

Tabell 13. Beräknade riskkvoter för spridning av föroreningsämnen⁴ till recipienten Mälaren-Riddarfjärden. Riskkvoter <1 anger att det inte finns någon oacceptabel belastning på recipienten. Endast föroreningsämnen i grundvatten av potentiell betydelse (se avsnitt 6.3) redovisas.

		Lågriskvärde			Mälaren - Riddarfjärden			
Ämne	Enhet	Årsmedel-värde inlands-ytvatten*	Maximal tillåten koncentration inlands-ytvatten*	Ccrit-sw**	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MQ flöde***	Riskkvot långtids-påverkan	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MLQ flöde***	Riskkvot korttids-påverkan
Aromater >C10-C16	µg/l			1,2	9,6E-04	<0,001	1,6E-02	
PAH	naftalen	2	130		2,4E-03	<0,01	4,1E-02	<0,001
	acenaftylen			1,2	4,8E-06	<0,0001	8,2E-05	
	acenaften			1,2	3,0E-04	<0,001	5,2E-03	
	fluoren			0,05	4,1E-04	<0,01	7,0E-03	
	fenantren			0,05	5,2E-04	<0,1	8,9E-03	
	antracen	0,1	0,1		3,6E-05	<0,001	6,2E-04	<0,01
	fluoranten	0,0063	0,12		4,8E-05	<0,01	8,2E-04	<0,01
	pyren			0,05	3,5E-05	<0,001	6,0E-04	
	bens(a)antracen			0,005	7,8E-06	<0,01	1,3E-04	
	krysen			0,005	4,8E-06	<0,001	8,2E-05	
	bens(a)pyren	0,00017	0,27		5,9E-06	<0,1	1,0E-04	<0,001
	bens(b)fluoranten		0,017	0,005	8,5E-06	<0,01	1,5E-04	<0,01
	benso(ghi)perylen		0,0082	0,005	2,1E-06	<0,001	3,5E-05	<0,01
	indeno(123cd)pyren			0,005	2,6E-06	<0,001	4,4E-05	
	dibenso(ah)antracen			0,005	8,1E-07	<0,001	1,4E-05	
	PAH, summa L			1,2	2,7E-03	<0,01	4,6E-02	
	PAH, summa M			0,05	1,0E-03	<0,1	1,8E-02	
	PAH, summa H			0,005	3,2E-05	<0,01	5,4E-04	
CN	CN lättillgänglig (fri)			0,5	1,5E-05	<0,0001	2,5E-04	
	CN total			0,5	2,2E-03	<0,01	3,8E-02	

*Havs- och Vattenmyndighetens författningssamling, 2019.

**Naturvårdsverket, 2009.

***Baserat på 95-percentilen i grundvatten för samtliga ämnen.

⁴ Beräknade riskkvoter för samtliga föroreningar som påvisats i grundvatten inom KCV redovisas i Bilaga 10.

Tabell 14. Beräknade riskkvoter för spridning av föroreningsämnen till recipienten Mälaren-Ulvsundasjön. Riskkvoter <1 anger att det inte finns någon oacceptabel belastning på recipienten. Endast föroreningsämnen i grundvatten av potentiell betydelse (se avsnitt 6.3) redovisas.

		Lågriskvärde			Mälaren - Ulvsundasjön			
Ämne	Enhet	Årsmedel-värde inlands-ytvatten*	Maximal tillåten koncentration inlands-ytvatten*	Ccrit-sw**	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MQ flöde***	Riskkvot långtids-påverkan	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i volym av Klara Sjö_KV-KB***	Riskkvot korttids-påverkan
Aromater >C10-C16	µg/l			1,2	2,9E-01	0,24	2,9E-02	
PAH	naftalen	2	130		7,3E-01	0,37	7,3E-02	<0,01
	acenaftylen			1,2	1,5E-03	<0,01	1,5E-04	
	acenaften			1,2	9,3E-02	<0,1	9,3E-03	
	fluoren			0,05	1,2E-01	<u>2,5</u>	1,2E-02	
	fenantren			0,05	1,6E-01	<u>3,2</u>	1,6E-02	
	antracen	0,1	0,1		1,1E-02	0,11	1,1E-03	0,13
	fluoranten	0,0063	0,12		1,5E-02	<u>2,3</u>	1,5E-03	0,16
	pyren			0,05	1,1E-02	0,21	1,1E-03	
	bens(a)antracen			0,005	2,4E-03	0,47	2,4E-04	
	krysen			0,005	1,5E-03	0,29	1,5E-04	
	bens(a)pyren	0,00017	0,27		1,8E-03	<u>11</u>	1,8E-04	<0,01
	bens(b)fluoranten		0,017	0,005	2,6E-03	0,52	2,6E-04	0,20
	benso(ghi)perylen		0,0082	0,005	6,3E-04	0,13	6,3E-05	0,10
	indeno(123cd)pyren			0,005	7,9E-04	0,16	7,9E-05	
	dibenso(ah)antracen			0,005	2,5E-04	<0,1	2,5E-05	
	PAH, summa L			1,2	8,2E-01	0,69	8,2E-02	
	PAH, summa M			0,05	3,2E-01	<u>6,3</u>	3,2E-02	
	PAH, summa H			0,005	9,7E-03	<u>1,9</u>	9,7E-04	
CN	CN lättillgänglig (fri)			0,5	4,5E-03	<0,01	4,5E-04	
	CN total			0,5	6,7E-01	<u>1,3</u>	6,7E-02	

*Havs- och Vattenmyndighetens författningssamling, 2019.

**Naturvårdsverket, 2009.

***Baserat på 95-percentilen i grundvatten för samtliga ämnen.

Beskriven påverkan som förorenat grundvatten från det övre magasinet inom planområdet har på recipienterna utgör den nuvarande situationen, dvs. att denna spridning redan sker i nuläget innan den planerade exploateringen. Då i den nuvarande situationen noteras ett antal föroreningsämnen med riskkvot >1 för påverkan på Mälaren – Ulvsundasjön, bör spridning av dessa ämnen ej öka till denna recipient vid planerad bebyggelse inom området för att de övergripande åtgärds målen ska uppfyllas, se avsnitt 6.1. Som beskrivet i avsnitt 7.2.1 och Bilaga 12 kommer sponter och en VA-ledning med betonggjutning att installeras inom planområdet. Vid täta permanenta sponter förväntas att grundvattenströmningen skulle avta och att endast ett utbyte mellan ytvatten och grundvatten skulle blockeras. Således skulle föroreningsbelastningen på recipienterna kunna minska om täta permanenta sponter anläggs. Någon

kvantifiering av denna minskning har inte utförts. Om det däremot anläggs genomsläppliga spontlösningar samt en genomsläpplig lösning för betonggjutningen kring VA-ledningen skulle dagens förutsättningar bibehållas, och föroreningsbelastningen på recipient vara lik den idag.

Utförda beräkningar visar att andelen grundvatten från planområdet som når Mälaren-Ulvsundasjön har en mycket stor inverkan på den bedömda risken för recipienten. För att de övergripande åtgärdsmålen ska uppfyllas (avsnitt 6.1) är det således av extra vikt att spridningen av förorenat grundvatten från planområdet till Mälaren-Ulvsundasjön inte ökar till följd av planerade exploateringsarbeten. Inom området kommer ledningsschakt och andra anläggningstekniska schakt utföras där tätare jordmassor skiftas ut mot mer genomsläppliga. Detta skulle kunna ge upphov till nya spridningsvägar för grundvatten inom området. Risker som kan uppstå till följd av planerade anläggningsarbeten diskuteras vidare under avsnitt 8.4 längre fram i rapporten.

Sedimenten utanför planområdet är tydligt påverkade av föroreningar, främst PAH. Recipienten uppnår inte god status m.a.p. halter av antracen i sedimenten. Sedimenten är historiskt påverkade av spridning från den f.d. gasverksverksamheten, bl.a. leddes tjära rakt ut i recipienten under verksamhetens första 10 år (MIFO, ID 128123). En skvalpspont installerades i början av 2000-talet längs med kajen i syfte att begränsa spridningen av förorenade partiklar och sediment till recipienten.

Prover som uttagits på sedimenten utanför området visar att PAH-halterna ökar med djupet, vilket tyder på att spridningen historiskt varit större än vad den är idag. Halterna är dock förhöjda i förhållande till gränsvärden för god kemisk status över hela det undersökta sedimentdjupet (0-0,4 m). Resultat från porvattenförsök och biotillgänglighetstest indikerar att det föreligger risk för att ekosystemet påverkas negativt av de påträffade PAH-föroreningarna i sedimenten (Sweco, 2022b). Det bör dock noteras att förutsättningarna för bottenlevande organismer sannolikt sedan lång tid är begränsad p.g.a. historisk industriverksamhet och pågående diffus belastning.

Resultaten visar att en ökad spridning av sediment från planområdet skulle kunna medföra oacceptabla risker för recipienten om förorenade sediment transporteras till mindre påverkade delar av recipienten. Sådan spridning skulle bl.a. kunna ske i samband med planerade anläggningsarbeten i vattenområdet öst om skvalpsponton, vilket diskuteras vidare under avsnitt 11. Det kan vidare inte uteslutas att en viss spridning av förorenade sediment sker samt även fortsättningsvis (efter planens genomförande) kan komma att ske, även om denna spridning sannolikt begränsas/kommer att begränsas av skvalpsponton. Framtida klimatförändringar kan möjligtvis komma att leda till en viss ökning av spridningen av förorenade sediment från planområdet. Detta till följd av mer frekventa och/eller kraftigare skyfall (SMHI, 2024), vilka kan leda till fler och möjligtvis kraftigare tillfälliga flödestoppar i angränsande ytvatten med möjlig grumling som följd. Detta gäller oavsett om planen genomförs eller ej. Spridningen kommer i båda fall sannolikt begränsas av skvalpsponton, vilken kommer att kvarlämnas i befintligt läge.

Beräkning och utvärdering av så kallade toxiska enheter (TU), vilket utförts inom ramen för utförd sedimentundersökning, indikerar att risken för negativa effekter på sedimentlevande organismer i det ytliga sedimentlagret (0 – 0,1 m) är ca en faktor 10 – 100 lägre jämfört med djupintervallet 0,1 – 0,2 m under sedimentytan (Sweco, 2022b). Att biotillgängligheten av PAH, och därmed risken för att ekosystemet påverkas negativt, är lägre i det ytliga sedimentlagret

kan tolkas som positivt vid kommande exploateringsarbeten där huvudsakligen det översta sedimentlagret bedöms kunna virvla upp vid till exempel pålning.

8.3 Föroreningar i det undre grundvattenmagasinet

8.3.1 Riskkaraktärisering

För grundvatten utgörs miljöriskbaserade riktvärden av SPI:s riktvärde för spridning till ytvatten. Miljöriskkvoter har beräknats och grundvatten enligt:

Riskkvot = $\frac{\text{Representativ halt}}{\text{Miljöriskbaserat riktvärde}}$

Representativa halter som har använts till riskkvoterna baseras på både medelhalten och 95-percentilen av resultaten, se avsnitt 8.1. En riskkvot <1 indikerar att föroreningssituationen inte utgör en oacceptabel risk för recipienten.

8.3.2 Beräknade riskkvoter och bedömning

Beräknade miljöriskkvoter för grundvatten i det undre magasinet redovisas i Tabell 15.

Tabell 15. Beräknade miljöriskkvoter för föroreningar i grundvatten, undre magasinet. Riskkvoter >1 är markerade med fet och understruken stil.

Ämne	Representativ halt (µg/l)		SPI - ytvatten (µg/l)	Riskkvot	
	Medelhalt	95-percentil		Medelhalt	95-percentil
Aromater >C10-C16	14	47	120	0,1	0,4
Aromater >C16-C35	2,7	8,2	5,0	0,5	<u>1,6</u>
Bensen	34	140	500	0,1	0,3
Toluen	1	2	500	<0,01	<0,01
Etylbensen	8	34	500	<0,05	0,1
M/P/O-Xylen	9	38	500	<0,05	0,1
PAH, summa L	120	490	120	<u>1,0</u>	<u>4,1</u>
PAH, summa M	11	48	5,0	<u>2,2</u>	<u>9,6</u>
PAH, summa H	3,1	15	0,5	<u>6,2</u>	<u>30</u>
CN lättillgänglig (fri)	1,4	3,9	50*	<0,05	0,1
CN total	43	170	50*	0,9	<u>3,4</u>

*Beräknad enligt SPI:s metodik

Som framgår av tabellen noteras riskkvoter större än 1 för PAH-L, PAH-M och PAH-H både då medelhalt och 95-percentil av uppmätta föroreningshalter i grundvatten från undre magasin utgör utgångspunkten för beräknade riskkvoter. Resultaten indikerar att föroreningssituationen i det undre grundvattenmagasinet kan utgöra en oacceptabel risk för recipienten. Om den representativa halten utgår från 95-percentilen indikerar beräkningarna även att förekommande föroreningar av aromater >C16-C35 och cyanid total kan utgöra en risk vid spridning till recipient. Resultaten av provtagning av det undre grundvattenmagasinet (Bilaga 4.2) visar dock att det rapporterades endast ett utstickande värde av 300 µg/l för cyanid total i ett grundvattenrör som provtogs

direkt efter installation. Vid samtliga övriga provtagningstillfällen och i de övriga grundvattenrören har mycket lägre halter cyanid total uppmätts (faktor 10-1000 lägre). Därför är det utstickande värdet för cyanid total i det undre magasinet sannolikt inte representativt för cyanidhalter i det undre magasinet. Den risk avseende spridning av cyanid som indikeras utifrån beräknade riskkvoter kan därmed vara överskattad och det är osäkert om spridning av cyanid med grundvatten från det undre magasinet verkligen utgör en oacceptabel risk för recipienten.

Med hänsyn till de identifierade ämnena med riskkvot >1 får exploateringen av området inte öppna upp nya spridningsvägar som riskerar att medföra en, till det sämre, förändrad spridning från området för att de övergripande åtgärds målen ska uppfyllas. Spridningsvägar som skulle kunna komma att öppnas upp till följd av planerade anläggningsarbeten diskuteras vidare i påföljande avsnitt.

8.4 Risker till följd av planerade anläggningsarbeten

Som nämns tidigare i rapporten (avsnitt 8.2.5) bedöms att anläggning av täta permanenta sponter inom planområdet skulle kunna ha en positiv påverkan på förorenings spridningen till recipient, som följd av reducerat grundvattenflöde. Belastningen på recipienterna skulle då kunna minska. Vid genomsläppliga spontlösningar i stället för täta permanenta sponter skulle den nuvarande grundvattenströmningen och därmed den nuvarande belastningen från planområdet bli oförändrade. Med en oförändrad belastning och påverkan på recipient uppfylls det övergripande åtgärds målet att exploateringen inte ska medföra en till det sämre förändrad spridning av föroreningar till närliggande recipienter.

Nya spridningsvägar som kan komma att öppnas upp till följd av planerade anläggningsarbeten kan dock påverka spridningen från området och således den bedömda risksituationen. Sådana spridningsvägar skulle kunna uppstå till följd av nya ledningsschakt och andra anläggningstekniska schakt där tätare jordmassor skiftas ut mot mer genomsläppliga massor.

För den planerade byggnaden planeras inga större schakt under grundvattenytan. Den schakt som bedöms kunna få störst inverkan på spridningsförutsättningarna för grundvattnet i det övre magasinet inom området är den djupa VA-ledningen som planeras inom planområdets norra del. Ledningen kommer att gjutas in i betong och anläggas med flödesavskärande fyllning i krosslagret runt ledningen i syfte att motverka att en ny spridningsväg för föroreningar skapas.

Inga schaktarbeten planeras i det undre grundvattenmagasinet eller i leran som skiljer det övre och det undre magasinet. Omfattande pålningsarbeten kommer dock att utföras, vilka kommer att beröra det undre magasinet. En separat bedömning har utförts avseende risker kopplade till planerade pålningsarbeten, se Bilaga 11. Baserat på vald installationsmetod för pålar samt lerlagrets mäktighet och de hydrogeologiska förhållandena på plats, bedöms lerlagret vara tillräckligt tjockt för att fungera som skydd mot förorenings spridning mellan det övre och undre grundvattenmagasinet.

En viss spridning skulle kunna ske från det övre till det undre grundvattenmagasinet i samband med installation av pålarna, men denna påverkan bedöms vara tillfällig och av övergående karaktär då leran snabbt förväntas sluta tätt kring pålarna, se information i Bilaga 11.

Pålningsarbetena kan även komma att medföra en viss grundvattentransport från det undre magasinet till det övre magasinet i det fall förorenat grundvatten från det undre magasinet trycks eller spolats upp i samband med installationen. Denna transport är dock begränsad till installationstillfället och bedöms vara av övergående karaktär av samma anledning som lyfts i föregående stycke. Då trycknivån i det undre magasinet är lägre än trycknivån i det övre magasinet antas eventuell tillfällig grundvattentransport huvudsakligen ske från övre till undre magasin, även om det inte kan uteslutas att en viss upptryckning av grundvatten från det undre magasinet kan komma att ske.

Det senare skulle kunna leda till en tillfällig ökning av spridningen från det undre magasinet eftersom genomsläppligheten i det övre magasinet är avsevärt högre än i det undre magasinet och förutsättningarna för förorenings-spridning således mer gynnsamma. Den korta tid som spridningen förväntas kunna pågå samt de hydrogeologiska förutsättningarna på platsen bedöms sannolikt komma att begränsa omfattningen av en eventuell spridning från det undre till det övre magasinet och således på risksituationen i stort. Eventuell förekomst av fri fas i det undre magasinet och eventuellt även djupare jordlager, vilket indikerats utifrån utförda undersökningar (se avsnitt 10), kan dock medföra en större påverkan och bör utredas innan pålning påbörjas.

Ett tillfälligt tillskott av förorenat grundvatten från det övre magasinet till det undre magasinet i samband med planerade pålningsarbeten bedöms inte få någon betydande inverkan på spridningen från området eftersom den hydrauliska konduktiviteten i det undre magasinet är låg och spridningsförutsättningarna således begränsade.

Befintliga konstruktioner inom planområdet har anlagts på pålar, och inom området finns mycket rester från äldre grundläggningar med bl.a. äldre pålar av olika typer. Rivning av gamla pålar är inte aktuellt utan de lämnas kvar i marken i samband med att gamla konstruktioner rivs och ersätts med nya. Det kan inte uteslutas att det finns befintliga transportvägar mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet vid befintliga pålar. Transportvägar kan även finnas i anslutning till tunnlar och annan djup infrastruktur i närområdet. Då trycknivån i det undre magasinet är lägre än i det övre magasinet antas dock eventuell pågående spridning mellan de olika magasinen ske från det övre magasinet till det undre.

Prover som uttagits från grundvatten i de olika magasinen visar att båda magasinen är påverkade av föroreningar. Baserat på de resultat som Sweco har utvärderat går det inte att avgöra om det pågår ett föroreningsutbyte mellan de olika magasinen eller om påverkan är historisk.

En del anläggningsarbeten planeras i vattenområdet under pådäcket inom planområdets västra del, bl.a. kan en spont komma att anläggas längs med den planerade byggnadens fotavtryck mot kajen. Sponten kommer, om den kvarlämnas, att utformas så att den hydrauliska kontakten mellan Klara sjö och grundvatten inom planområdet bibehålls. Sponten antas i nuläget inte leda till en negativ påverkan på spridningen av förorenat grundvatten eller sediment från planområdet jämfört med dagens förutsättningar. Om det i kommande projektering skulle framkomma att sponten kan medföra en negativ påverkan på angränsande recipient kommer den att anpassas så att eventuell negativ omgivningspåverkan kan undvikas.

Risker som avser ökad spridning av förorenade sediment i anläggningsskedet diskuteras under avsnitt 11.

9 Hälsoriskbedömning

9.1 Representativa halter

Den huvudsakliga exponeringsväg som identifierats för människor som kommer att vistas inom planområdet vid den planerade markanvändningen utgörs, som nämnts tidigare, av exponering via inandning av ånga. Exponering kan även ske via intag av jord, inandning av damm och hudkontakt med jord. De hälsorisker som kan uppstå till följd av exponering via nämnda exponeringsvägar styrs huvudsakligen av exponering för föroreningar i jord, porluft och grundvatten över en större rumslig skala, d.v.s. ett område större än enstaka punkter. En lämplig representativ halt för bedömning av potentiella hälsorisker bedöms i det aktuella fallet utgöras av medelhalter av föroreningar inom området.

Människor som vistas i anslutning till planområdet kan exponeras för föroreningar som sprids från området via intag av fisk som tagit upp föroreningar från ytvatten. Sådan exponering bedöms, som nämnts tidigare, utifrån halter i ytvatten. En lämplig representativ halt bedöms i det aktuella fallet utgöras av medelhalten i det ytvatten som fisken vistas i.

Representativa halter som tillämpats för jord, grundvatten, porluft och ytvatten redovisas i påföljande avsnitt tillsammans med statistiska sammanställningar över uppmätta föroreningshalter i de olika matriserna. Vid de statistiska beräkningarna har halter under laboratoriets rapporteringsgräns tilldelats halva värdet för rapporteringsgränsen. Samtliga uppmätta föroreningshalter finns redovisade i Bilaga 7.

Jord

Då dataunderlaget för jord bedöms vara för litet för beräkning av representativa medelhalter används istället 95-percentilen av uppmätta föroreningshalter i jord vid bedömning av risker kopplade till långtidsexponering för förorenad jord inom området. Dataunderlaget omfattar jordprover som uttagits ner till ca en meter under genomsnittlig grundvattennivå i (ca 3 m under markytan). Detta för att ta höjd för fluktuationer i grundvattennivå. Föroreningar lokaliserade längre ner i markprofilen bedöms utifrån uppmätta halter i grundvatten, vilket diskuteras under avsnitt 5.2.

Inom planområdet förekommer även föroreningar med akuttoxiska egenskaper samt ämnen som kan ge upphov till hälsorisker redan vid enstaka exponeringstillfällen, s.k. korttidsexponering (arsenik, bly och PAH-H, se information under avsnitt 6.3). För bedömning av risker kopplade till korttidsexponering används den högsta uppmätta halten av nämnda ämnen som representativ halt.

I Tabell 16 redovisas statistik för uppmätta halter av styrande föroreningar i jord, inom planområdet. Statistiken har delats in i ytlig och djup jord där ytlig jord avser djup 0-1 m.u.my. och djup jord avser djup > 1 m.u.my. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har markerats med fet stil.

Tabell 16. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i ytlig (0-1 m) och djup jord (> 1 m – ca 1 m under genomsnittlig grundvattennivå). Tecknet < står för halter under laboratoriets rapporteringsgräns. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har skrivits ut med fet stil. Samtliga halter i mg/kg TS.

	Medel	95-perc	Max	Antal (N)
<i>Ytlig jord</i>				
Arsenik	3,3	6,2	7,1	10
Bly	18	54	64	10
Koppar	24	41	41	10
Kvicksilver	0,036	0,11	0,15	10
Bensen	<	<	<	10
Xylener	<	<	<	10
Aromater >C10-C16	1,2	2,9	3,3	10
Aromater >C16-C35	2,6	6,9	7,0	10
PAH-L	0,34	0,71	0,78	10
PAH-M	6,1	19	24	10
PAH-H	8,3	26	32	10
<i>Djup jord</i>				
Arsenik	8,1	16	23	11
Bly	250	660	780	11
Koppar	112	200	200	11
Kvicksilver	3,3	11	17	11
Bensen	0,11	0,48	0,51	11
Xylener	0,9	3,4	3,5	11
Aromater >C10-C16	76	290	320	11
Aromater >C16-C35	62	215	250	11
PAH-L	100	410	420	11
PAH-M	197	615	750	11
PAH-H	155	540	570	11

Grundvatten

För grundvatten bedöms dataunderlaget vara tillräckligt för att kunna uppskatta en representativ medelhalt. Föroreningshalter som uppmäts i ytligt grundvatten inom planområdets västra del är avsevärt lägre än de halter som uppmäts inom och i direkt anslutning till planområdets östra del. För att inte underskatta potentiella hälsorisker kopplade till föroreningar i grundvatten utgår riskbedömningen från två olika representativa halter för ytligt grundvatten, en som utgörs av medelhalter inom planområdets västra del och en som utgörs av medelhalter inom och i anslutning till planområdets östra del. Variationen av uppmätta föroreningshalter i ytligt grundvatten inom östra respektive västra delen av området är generellt låg (beräknade variationskoefficienter (CV) underskrider 1 för huvuddelen av utvärderade föroreningar, se Tabell 17 och Tabell 18. Aritmetiska medelvärden bedöms därmed utgöra en lämplig skattning av medelhalten i ytligt grundvatten inom områdets östra respektive västra del.

För grundvatten i det undre magasinet är dataunderlaget mindre och variationen större, se Tabell 19. För grundvatten i det undre magasin utgår riskbedömningen utifrån två olika representativa halter, aritmetiska medelvärden samt 95-percentil av uppmätta föroreningshalter. Dataunderlaget utgörs av analyser från samtliga grundvattenrör installerade i det undre magasinet.

Statistik avseende uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten redovisas i Tabell 17 till Tabell 19. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har markerats med fet stil. Människor som vistas inom området kan, som nämnts tidigare, exponeras för föroreningar i grundvatten via inandning av ånga. Ingen annan exponeringsväg bedöms relevant för föroreningar i grundvatten. I tabellerna redovisas således endast flyktiga ämnen.

Tabell 17. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten i övre magasin inom och i anslutning till den östra delen av planområdet. Tecknet < står för halter under laboratoriets rapporteringsgräns. Förkortningen Petr. Står för petroleumkolväten. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har skrivits ut med fet stil. Samtliga halter i µg/l.

		Övre magasin – öst				
	Ämne	Medel	95 perc	Max	CV	Antal
Petr.	Aromater >C10-C16	160	260	270	0,45	14
	Bensen	20	33	34	0,51	14
	Xylener	15	34	37	0,70	14
PAH-L	Naftalen	350	690	760	0,63	14
	Acenaftylen	0,89	1,3	1,3	0,26	14
	Acenaften	65	85	91	0,25	14
PAH-M	Fluoren	70	110	120	0,43	14
	Fenantren	82	140	150	0,50	14
	Antracen	6,5	10	11	0,36	14
	Fluoranten	8,9	13	14	0,30	14
	Pyren	6,1	9,4	10	0,34	14
Övr	CN lättillgänglig (fri)	3,5	4,1	4,3	0,10	8
	Kvicksilver	0,05	<	<	0,0	12

Tabell 18. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten i övre magasin inom den västra delen av planområdet. Tecknet < står för halter under laboratoriets rapporteringsgräns. Förkortningen Petr. Står för petroleumkolväten. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har skrivits ut med fet stil. Samtliga halter i µg/l

		Övre magasin – väst				
	Ämne	Medel	95 perc	Max	CV	Antal
Petr.	Aromater >C10-C16	5,0	<	<	0,0	7
	Bensen	0,36	0,77	0,99	0,73	7
	Xylener	0,50	<	<	0,0	7
PAH-L	Naftalen	0,21	0,47	0,56	0,72	7
	Acenaftylen	0,04	0,12	0,15	1,0	7
	Acenaften	0,14	0,19	0,20	0,21	7
PAH-M	Fluoren	0,073	0,15	0,16	0,64	7
	Fenantren	0,29	0,83	0,94	1,1	7
	Antracen	0,08	0,25	0,30	1,2	7
	Fluoranten	0,45	1,5	1,8	1,3	7
	Pyren	0,40	1,3	1,6	1,3	7
Övr	CN lättillgänglig (fri)	1,4	1,8	1,8	0,26	4
	Kvicksilver	0,05	<	<	0,0	8

Tabell 19. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i grundvatten i undre magasin inom planområdet. Tecknet < står för halter under laboratoriets rapporteringsgräns. Förkortningen Petr. Står för petroleumkolväten. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har skrivits ut med fet stil. Samtliga halter i µg/l.

		Undre magasin				
	Ämne	Medel	95 perc	Max	CV	Antal
Petr.	Aromater >C10-C16	14	47	56	1,2	11
	Bensen	34	140	150	1,5	11
	Xylener	9	38	50	1,7	11
PAH-L	Naftalen	120	470	580	1,5	11
	Acenaftilen	0,20	0,7	0,8	1,2	11
	Acenaften	4,5	16	20	1,3	11
PAH-M	Fluoren	3,1	11	12	1,3	11
	Fenantren	4,1	18	22	1,7	11
	Antracen	0,8	3,8	5,2	1,9	11
	Fluoranten	1,9	8,4	9,3	1,7	11
	Pyren	1,5	7,0	8,0	1,7	11
Övr	CN lättillgänglig (fri)	1,4	3,9	5,3	0,98	11
	Kvicksilver	0,05	<	<	0,0	8

Porluft

Uppmätta halter i porluft visar generellt en liten variation mellan olika provtagningstillfällen. Ett av fyra provtagningstillfällen (juli 2023) sticker dock ut med mycket avvikande höga halter av framförallt BTEX och naftalen. Vid det aktuella provtagningstillfället var grundvattenytan förhållandevis låg och höga halter av nämnda ämnen var lokaliserade i den omättade zonen ovan grundvattenytan, adsorberade till jordmatrisen. Vid övriga tre provtagningstillfällen har de höga föroreningshalterna varit lokaliserade under grundvattenytan. De avvikande halterna i porluft skulle således kunna representera ångtransporten i jord vid tillfällen då grundvattennivån är låg och förutsättningarna för ångtransport från föroreningar i jord i den omättade zonen är mest fördelaktiga. För att inte riskera att underskatta potentiella hälsorisker kopplade till exponering för föroreningar i porluft har riskbedömningen utgått från två olika representativa halter för porluft, en baserad på aritmetiskt medelhalt och en baserad på högsta uppmätta halt av föroreningar i porluft inom och i nära anslutning till planområdet.

I Tabell 20 redovisas statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i porluft inom planområdet. Representativa halter som tillämpats vid riskbedömningen har markerats med fet stil.

Tabell 20. Statistik över uppmätta halter av styrande föroreningar i porluft inom planområdet.
Tecknet < står för halter under laboratoriets rapporteringsgräns. Samtliga halter i µg/m³.

	Ämne	Medel	95 perc	Max	CV	Antal (N)
Petr.	Bensen	410	2 300	4 300	2,7	12
	Xylen	4 900	27 000	57 000	3,0	12
PAH-L	Naftalen	610	3 300	7 300	3,1	12
	Acenaftylen	0,057	0,27	0,48	2,1	12
	Acenaften	0,14	0,8	1,0	2,0	12
PAH-M	Fluoren	0,012	0,017	0,025	0,47	12
	Fenantren	0,011	0,011	<	0,35	12
	Antracen	0,011	0,011	<	0,35	12
	Fluoranten	0,011	0,011	<	0,35	12
	Pyren	0,011	0,011	<	0,35	12
Hg	Kvicksilver	0,044	0,050	<	0,36	12

Ytvatten

Bedömning av risker kopplade till intag av fisk baseras, som nämnts tidigare, på beräknad haltökning i ytvatten till följd av spridning från planområdet. Beräkningarna baseras på uppmätta föreningshalter i grundvatten inom planområdet samt den utspädning som förväntas ske när förorenat grundvatten flödar ut i recipienten.

Representativa halter för grundvatten (95-percentil) samt utspädningsfaktorer för beräkning av resulterande föroreningshalter i ytvatten är desamma som tillämpats vid miljöriskbedömningen, se avsnitt 8.1 och 8.2.4. Tillämpade utspädningsfaktorer avser medelvattenföring (MQ) i utvärderade recipienter samt antagande om att 100 % av allt grundvatten inom planområdet flödar till respektive recipient (Mälaren-Riddarfjärden eller Mälaren-Ulvsunda) och späs i 10 % av flödet i recipienterna. Antagandet bedöms vara konservativt, framförallt för Mälaren-Ulvsundasjön eftersom huvuddelen av grundvattnet från planområdet sannolikt leds/kommer ledas till Mälaren-Riddarfjärden både vid dagens markanvändning och vid den framtida markanvändningen, se avsnitt 8.2.5. Den representativa halten för Mälaren-Ulvsundasjön används således främst som ett verktyg för att belysa hur en eventuell föroreningsspridning från planområdet till Mälaren-Ulvsundasjön kan påverka riskbilden.

Representativa halter för ytvatten redovisas i Tabell 21 nedan. Halterna avser den teoretiska haltökning (ng/l) som uppmätta halter i grundvatten inom planområdet bedöms kunna ge upphov till i recipienten.

Tabell 21. Representativa halter för ytvatten.

		Haltökning i ytvatten (ng/l)	
		Mälaren- Riddarfjärden	Mälaren- Ulvsundasjön
Metaller	Ämne		
	Arsenik	0,0021	1,7
	Bly	0,00092	3,3
	Koppar	0,00092	2,0
Petr.	Kvicksilver	0,00018	0,056
	Aromater >C10-C16	0,37	290
	Aromater >C16-C35	0,0092	4,0
	Bensen	0,048	37
PAH-L	Xylener	0,024	37
	Naftalen	0,63	730
	Acenaftylen	0,0027	1,5
	Acenaften	0,18	93
PAH-M	Fluoren	0,17	120
	Fenantren	0,19	160
	Antracen	0,019	11
	Fluoranten	0,027	15
	Pyren	0,017	11
PAH-H	Bens(a)antracen	0,0013	2,4
	Krysen	0,0007	1,5
	Bens(a)pyren	0,00041	1,8
	Bens(b)fluoranten	0,00067	2,6
	Benso(ghi)perylen	0,00017	0,63
	Indeno(123cd)pyren	0,00021	0,79
	Dibenso(ah)antracen	0,000063	0,25

9.2 Riskkaraktärisering

9.2.1 Risker vid långtidsexponering

Som underlag för hälsoriskbedömningen har riskkvoter beräknats för jord, grundvatten, porluft och ytvatten enligt:

$$Riskkvot = \frac{Representativ\ halt\ (\ddot{a}mne(x),niva\ (y))}{H\ddot{a}lsoriskbaserat\ riktv\ddot{a}rde\ (\ddot{a}mne(x),niva\ (y))}$$

En riskkvot mindre än ett (<1) indikerar att ingen oacceptabel risk för människors hälsa föreligger.

Där nivå y avser, för jord, 0-1 m eller > 1 m från markytan. För grundvatten avses grundvatten i det övre eller undre magasinet. Porluft har endast provtagits från en nivå per provpunkt.

De hälsoriskbaserade riktvärdena för jord utgörs av Storstadsspecifika riktvärden för jord, delriktvärde för hälsa, för de markanvändningsscenarier som bedöms relevanta, se avsnitt 5.3.1. Riktvärden för PAH-M och kvicksilver har justerats med avseende på modellosäkerheter enligt beskrivning i avsnitt 5.3.3.

Hälsoriskbaserade riktvärden för grund- och ytvatten utgörs av platsspecifika riktvärden som beräknats för ytligt grundvatten inom KCV respektive ytvatten i anslutning till KCV, se avsnitt 5.3.2 respektive 5.3.5. För porluft utgörs de hälsoriskbaserade riktvärdena av platsspecifika riktvärden som beräknats för porluft, se avsnitt 5.3.4.

Resultaten redovisas i påföljande avsnitt. Redovisningen har delats in i ytligt och djupt förekommande föroreningar. Med ytligt förekommande föroreningar avses föroreningar som förekommer i fyllning ovan lera (ca 0-4 m från markytan). Med djupt förekommande föroreningar avses föroreningar som förekommer i friktionslagret under leran (ca 10-14 m från markytan).

9.2.1.1 Ytligt förekommande föroreningar

Exponering för föroreningar i jord, grundvatten och porluft inom planområdet

Beräknade riskkvoter för jord, ytligt grundvatten och porluft redovisas i Tabell 22 till Tabell 24.

Tabell 22. Beräknade hälsoriskkvoter för föroreningar i jord. Ytlig jord avser djupet 0-1 m från markytan, djup jord avser djupet 1-4 m från markytan (fyllning ovan lera). Riskkvoter över 1 har skrivits ut med fet understruken text.

Ämne	Repr.halt (mg/kg TS)	SSRV: C./F2. Verksamheter ytlig/djup jord, delriktvärde hälsa (mg/kg TS)	Riskkvot
Ytlig jord			
Arsenik	6,2	50	0,1
Bly	54	350	0,2
Koppar	41	190 000	<0,05
Kvicksilver	0,11	23	<0,05
Bensen	0,0020	0,17	<0,05
Xylener	0,050	13	<0,05
Aromater >C10-C16	2,9	2 800	<0,05
Aromater >C16-C35	6,9	4 800	<0,05
PAH-L	0,71	43	<0,05
PAH-M	20	90	0,2
PAH-H	26	35	0,7
Djup jord			
Arsenik	16	130	0,1
Bly	660	530	<u>1,3</u>
Koppar	200	470 000	<0,05
Kvicksilver	11	38*	0,29
Bensen	0,48	0,23	<u>2,1</u>
Xylener	3,4	21	0,2
Aromater >C10-C16	290	4 500	0,1
Aromater >C16-C35	220	7 800	<0,05
PAH-L	410	69	<u>5,9</u>
PAH-M	620	150*	<u>4,1</u>
PAH-H	540	83	<u>6,5</u>

* Riktvärden för kvicksilver samt ämnen i summagruppern PAH-M har justerats för modellosäkerheter enligt beskrivning i avsnitt 5.3.3.

Tabell 23. Beräknade hälsoriskkvoter för föroreningar i grundvatten i övre magasin inom östra och västra delen av planområdet.

ÖST		Representativ halt (ug/l)	RV-GV*	Riskkvot
Ämne		Öst		
Petr.	Aromater >C10-C16	160	25 000	<0,05
	Bensen	20	71	0,3
	Xylener	15	2 000	<0,05
PAH-L	Naftalen	350	850	0,4
	Acenaftylen	0,89	160	<0,05
	Acenaften	65	430	0,2
PAH-M	Fluoren	70	260	0,3
	Fenantren	82	1 200	0,07
	Antracen	6,5	1 800	<0,05
	Fluoranten	8,9	10	0,9
	Pyren	6,1	11 000	<0,05
Övr	CN lättillgänglig (fri)	3,5	15 000	<0,05
	Kvikksilver	0,05	89	<0,05

VÄST		Representativ halt (ug/l)	RV-GV*	Riskkvot
Ämne		Väst		
Petr.	Aromater >C10-C16	5,0	25 000	<0,05
	Bensen	0,36	71	<0,05
	Xylener	0,5	2 000	<0,05
PAH-L	Naftalen	0,21	850	<0,05
	Acenaftylen	0,044	160	<0,05
	Acenaften	0,14	430	<0,05
PAH-M	Fluoren	0,073	260	<0,05
	Fenantren	0,29	1 200	<0,05
	Antracen	0,080	1 800	<0,05
	Fluoranten	0,45	10	<0,05
	Pyren	0,40	11 000	<0,05
Övr	CN lättillgänglig (fri)	1,4	15 000	<0,05
	Kvikksilver	0,05	89	<0,05

*Platsspecifika riktvärden för grundvatten i övre magasin, se beskrivning i avsnitt 5.3.2 samt Bilaga 6.1.1.
Riktvärden för kvikksilver samt ämnen i summagruppen PAH-M har justerats för modellosäkerheter enligt beskrivning i avsnitt 5.3.3.

Tabell 24. Beräknade riskkvoter för föroreningar i porluft. Riskkvoter över 1 har skrivits ut med fet understruken text. Ämnen som inte uppmätts i halter över rapporteringsgränsen i någon provtagningspunkt har skrivits ut med ljusgrå text. Angiven enhet avser representativa halter och riktvärden (RV-PL), riskkvoter är enhetslösa.

	Ämne	Enhet	Representativ halt medel / max	RV-PL*	Riskkvot
Petr.	Bensen	mg/m ³	0,41 / 4,3	1,1	0,4 / <u>3,9</u>
	Xylen	mg/m ³	4,9 / 57	30	0,2 / <u>1,9</u>
PAH-L	Naftalen	µg/m ³	610 / 7 300	1000	0,6 / <u>7,3</u>
	Acenaftylen	µg/m ³	0,057 / 0,48	1000	<0,05
	Acenaften	µg/m ³	0,14 / 1,0	1000	<0,05
PAH-M	Fluoren	µg/m ³	0,012 / 0,025	16	<0,05
	Fenantren	µg/m ³	0,011 / 0,011	16	<0,05
	Antracen	µg/m ³	0,011 / 0,011	16	<0,05
	Fluoranten	µg/m ³	0,011 / 0,011	0,16	0,07 / 0,07
	Pyren	µg/m ³	0,011 / 0,011	8,0	<0,05
Hg	Kvicksilver	µg/m ³	0,044 / 0,050	70	<0,05

*Platsspecifika riktvärden för porluft, se Bilaga 6.2 samt avsnitt 5.3.4.

Som framgår av Tabell 22 till Tabell 24 förekommer hälsoriskkvoter större än 1 för bensen och PAH samt, i mindre omfattning, xylener och bly. Resultaten indikerar att föroreningssituationen inom området kan komma att utgöra en oacceptabel risk för människor som vistas i planområdet vid den planerade markanvändningen.

Riskkvoter över 1 noteras i djup jord (> 1 m) för samtliga grupper av PAH (låg, medel och hög molekylvikt) samt bensen. Samtliga riskkvoter som beräknats för yttlig jord samt för grundvatten i övre magasin underskrider 1. Resultaten visar att risksituationen inom området styrs av föroreningar som förekommer i djup jord i den omättade zonen (d.v.s ovan grundvattenytan).

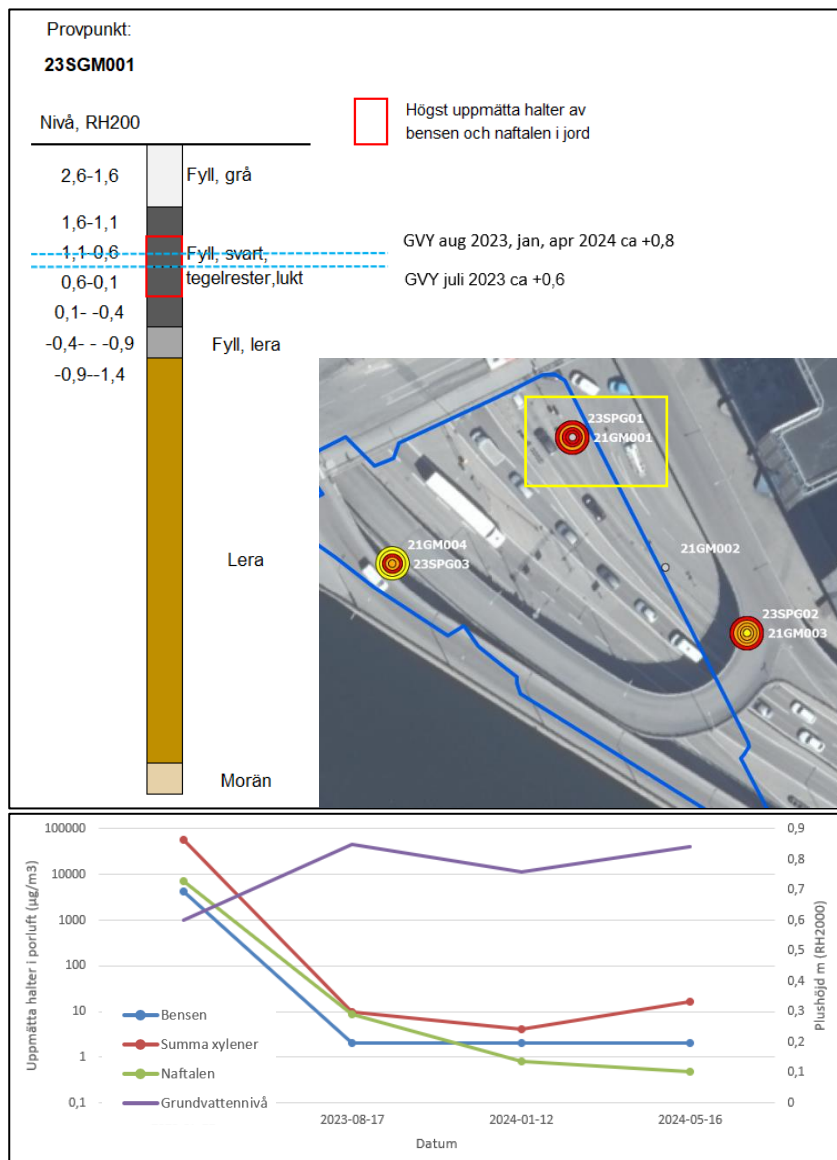
Risker kopplade till exponering för bensen samt ämnen i ämnesgrupperna PAH-L och PAH-M styrs av människors exponering via inandning av ånga. För att sådan exponering ska kunna ske behöver ämnena först övergå till ånga för att därefter transporteras via markens porer till en byggnad. Eventuella ångor som når byggnaden kan, via transport i sprickor och andra otätheter i konstruktionen, ta sig in i byggnaden och där förorena inomhusluften⁵. Föroreningarna behöver alltså förekomma som ånga i markens porer för att humanexponering via inandning av ånga ska vara möjlig.

Förhöjda halter av framför allt bensen, xylener och naftalen (PAH-L) har uppmätts i porluft inom området. Riskkvoter som beräknats för nämnda ämnen i porluft överskrider 1 om utgångspunkten är högsta uppmätta halt i porluft. Om utgångspunkten istället är medelhalter av nämnda ämnen underskrider samtliga riskkvoter 1.

De höga riskkvoterna för porluft kopplas till provtagningsstillfället i juli 2023 då halter i av bensen, xylener och naftalen var flera tiopotenser högre än vid övriga genomförda provtagningar (totalt tre provtagningsstillfällen). Vid det aktuella tillfället var höga halter av bensen och PAH-L som uppmätts i jord inom områdets nordöstra del lokaliserade över grundvattenytan, i den omättade

⁵ Exponering via inandning av uppträngande föroreningsångor utomhus bedöms, som beskrivs i avsnitt 6.6, inte utgöra en exponeringsväg av potentiell betydelse.

zonen, se Figur 25 samt Bilaga 8. Vid övriga provtagningstillfällen var de höga halterna i högre grad lokaliserade under grundvattenytan eller i dess kapillära zon⁶, där förutsättningarna för ångtransport är mycket begränsade. Resultaten styrker bedömningen att föroreningar i grundvatten inte utgör en oacceptabel risk för människors hälsa. Däremot indikerar resultaten att föroreningar lokaliserade i den nedre delen av grundvattnets fluktuationszon (ca 2 m under markytan (+0,6 m, RH2000)) kan utgöra en risk för människors hälsa.



Figur 25. Konceptuell modell över jordarter samt nivå för högsta uppmätta halter av bensen och naftalen i förhållande till uppmätta grundvattennivåer i provpunkten med högsta uppmätta föroreningshalter i porluft, 23SGM001/23SPG01 i områdets norra del. Nedre figuren visar uppmätta halter av bensen, xylenier och naftalen (logaritmisk skala) i förhållande till uppmätta grundvatten nivåer.

⁶ Den kapillära zonen kallas området i den omättade zonen närmast grundvattenytan. I den kapillära zonen stiger vattnet till följd av kapillära krafter och jordens porer är därmed till viss del vattenfyllda.

Som nämnts tidigare styrs hälsorisker kopplade till inandning av ånga av den genomsnittliga exponering som en människa utsätts för under en längre tid (år eller, för genotoxiska ämnen, en livstid). Riskkvoter beräknade utifrån beräknade medelhalter underskrider 1, vilket indikerar att föroreningarna inom KCV utgör en acceptabel risk för människors hälsa.

Då dataunderlaget är litet kan det dock inte uteslutas att den verkliga medelhalten inom området kan vara högre än den medelhalt som beräknats utifrån befintligt dataunderlag. Grundvattennivåer som mätts kontinuerligt med divers från november 2022 till september 2023 visar att den genomsnittliga grundvattennivån inom områdets norra del (där högst föroreningshalter uppmätts i porluft) var lokaliserad kring +0,7 m, d.v.s. över den nivå som förelåg vid provtagningstillfället med de högsta föroreningshalterna i porluft (+0,6 m), se Bilaga 8. Nivån är dock lägre än vid övriga utförda provtagningar (+0,75 - +0,85 m) då halter i porluft varit låga. Nivåer kring +0,6 m (\leq +0,65 m) uppmättes under den aktuella perioden vid ca 40 % av utförda mätningar (totalt ca 7 200 loggade nivådata). Resultaten tyder på att de grundvattennivåer som förelagat vid huvuddelen av de utförda porluftsprovtagningarna (3 av 4 provtagningstillfällen) inte är representativa för den genomsnittliga grundvattennivån inom området. Uppmätta halter i porluft kan således möjligen bidra till en underskattad bild av ångtransporten inom området.

Det kan vidare inte uteslutas att grundvattennivån i området, om bortledning inom planområdet och i angränsande områden i framtiden skulle öka, skulle kunna sjunka så att en större andel av de högsta föroreningshalterna i jord hamnar i den omättade zonen där ångavgång kan ske. Detta bedöms dock mindre sannolikt då ingen permanent grundvattensänkning planeras inom planområdet. Projektet har dock inte rådighet över angränsande områden, vilket medför vissa osäkerheter.

Ett annat möjligt scenario skulle vara att grundvattennivån i området ökar till följd av klimatförändringar så att höga föroreningshalter i jord till större del hamnar under grundvattenytan där förutsättningar för ångtransport saknas. Detta scenario bedöms dock mindre sannolikt eftersom vattennivån i Mälaren regleras med dammluckor, bl.a. lokaliserade vid Slussen strax sydost om planområdet. Slussen byggs för närvarande om för att kunna släppa ut mer vatten när behov uppstår. Föreslaget medelvattenstånd i Mälaren efter ombyggnationen kommer att vara +0,87 m (RH2000) vilket inte skiljer sig nämnvärt mot dagens reglering (SMHI, 2011). Ombyggnationen medför att de högsta vattenstånden kommer att kunna hållas på en lägre nivå samt att de lägsta vattenstånden kommer kunna hållas på en något högre nivå.

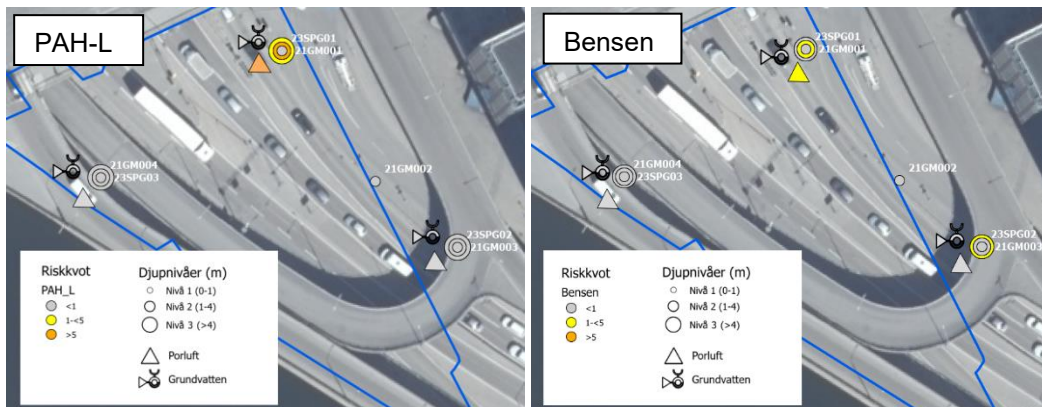
Grundvattenytan inom området skulle även kunna komma att förändras till följd av planerade anläggningsarbeten, vilka kan komma att medföra en uppdämning av grundvatten inom området, se avsnitt 7.2.1. Detta diskuteras vidare under avsnitt 9.3 (Risker till följd av planerade anläggningsarbeten).

För ämnen i ämnesgruppen PAH-M är beräknade riskkvoter för porluft låga. Endast ett av fem ämnen i ämnesgruppen har uppmätts i halter över analysens rapporteringsgräns (flouren). Den riskbild som erhålls utifrån utvärdering av uppmätta halter av PAH-M i porluft bekräftar således inte den riskbild som erhålls utifrån beräknade riskkvoter för jord. Flera osäkerheter finns inbakade i de riktvärden som ligger till grund för beräknade riskkvoter, se avsnitt 5.3.3.

Riktvärden för PAH-M har justerats för att ta höjd för dessa osäkerheter⁷. Resultat från utförda prolufsundersökningar indikerar dock att riktvärden för PAH-M i jord och grundvatten skulle kunna justeras upp ytterligare utan att underskatta risker. Dataunderlaget bedöms dock vara för litet för att göra någon ytterligare justering i detta läge.

Påvisade föroreningar av PAH-M inom planområdet bedöms sammanfattningsvis inte utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa. För lättare PAH (naftalen) samt bensen och xylener kan hälsorisker inte uteslutas. Potentiella hälsorisker kopplas till höga halter av nämnda ämnen lokaliserade i den omräddade zonen och då främst i den nedre delen av grundvattenytans fluktuationszon (ca +0,6 m). Uppmätta föroreningshalter i grundvatten bedöms inte utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa.

Högst föroreningshalter i porluft har uppmätts inom områdets norra del (provpunkt 23SPG01, se Figur 26). Inom den aktuella delen av området har även höga halter av naftalen, bensen och andra föroreningar, främst PAH, uppmätts i jord och grundvatten. Inom övriga delar av området (västra delen – 23SPG03 och sydöstra delen 23SPG02) har inga föroreningar uppmätts i porluft i halter över beräknade riktvärden, se Bilaga 7.3. Höga föroreningshalter har dock påvisats i framför allt jord inom områdets sydöstra del.



Figur 26. Hälsoriskkvoter som beräknats för enskilda provpunkter i jord, grundvatten och porluft för PAH-L (vänster) och bensen (höger). Kartorna visar högsta beräknade hälsoriskkvot för PAH-L och bensen i prover uttagna från ytlig (0-1 m) och djup (1-4 m) fyllning samt lera (> 4m), ytligt grundvatten samt porluft. Provpunkternas lägen är ungefärliga.

Utöver de flyktiga ämnen som behandlas ovan noteras även riskkvoter större än 1 för PAH-H och bly i djup jord. Risker kopplade till exponering för PAH-H i djup jord styrs av hudkontakt med och intag av förorenad jord. Det senare gäller även för bly. Exponering för föroreningar i djup jord kan endast ske vid eventuella markarbeten då förorenad jord från större djup kan komma att blottläggas. Platsens förutsättningar med hårt trafikerade vägar och cykelbanor medför dock att förutsättningarna för att komma i kontakt med eventuella blottlagda jordmassor kommer vara mycket begränsade. Detta gäller framför allt för barn som är den känsligaste gruppen och som sannolikt inte kommer att

⁷ Riktvärden för jord justeras genom att multiplicera envägs-koncentrationen för inandning av ånga för ett givet ämne med en justeringsfaktor, se Bilaga 6.1.1. Riktvärden för grundvatten har justerats genom att multiplicera beräknade riktvärden för ett givet ämne med en justeringsfaktor. För PAH-M används justeringsfaktor 10, för kvicksilver används justeringsfaktor 100 och för PAH-L i grundvatten används justeringsfaktor 10. För PAH-L i jord samt för övriga flyktiga föroreningar som förekommer i jord, grundvatten och porluft inom området har ingen justering utförts av beräknade riktvärden, se avsnitt 5.3.3.

vistas inom områden för markarbeten. I övrigt finns inga förutsättningar för människor att komma i kontakt med den förorenade jorden givet platsens förutsättningar och föroreningarnas stora djup. Risker kopplade till exponering för förorenad jord bedöms således vara av underordnad betydelse.

Exponering för föroreningar i omgivande ytvatten

Beräknade riskkvoter för ytvatten redovisas i Tabell 25.

Tabell 25. Riskkvoter för ytvatten.

	Ämne	Halttillskott (ng/l)		RV_YV* (ng/l)	Riskkvot (-)	
		Mälaren-Riddarfjärden	Mälaren-Ulvsundasjön		Mälaren-Riddarfjärden	Mälaren-Ulvsundasjön
Metaller	Arsenik	0,0021	1,7	2 000	<0,01	<0,01
	Bly	0,00092	3,3	35 000	<0,01	<0,01
	Koppar	0,00092	2,0	11 000 000	<0,01	<0,01
	Kviksilver	0,00018	0,056	410	<0,01	<0,01
Petr.	Aromater >C10-C16	0,37	290	120 000	<0,01	<0,01
	Aromater >C16-C35	0,0092	4,0	35 000	<0,01	<0,01
	Bensen	0,048	37	440 000	<0,01	<0,01
	Xylener	0,024	37	11 000 000	<0,01	<0,01
PAH-L	Naftalen	0,63	730	880 000	<0,01	<0,01
	Acenaftylen	0,0027	1,5	410 000	<0,01	<0,01
	Acenaften	0,18	93	420 000	<0,01	<0,01
PAH-M	Fluoren	0,17	120	37 000	<0,01	<0,01
	Fenantren	0,19	160	19 000	<0,01	<0,01
	Antracen	0,019	11	20 000	<0,01	<0,01
	Fluoranten	0,027	15	39	<0,01	0,4
	Pyren	0,017	11	2800	<0,01	<0,01
PAH-H	Bens(a)antracen	0,0013	2,4	160	<0,01	0,01
	Krysen	0,0007	1,5	14	<0,01	0,1
	Bens(a)pyren	0,00041	1,8	0,28	<0,01	6,5
	Bens(b)fluoranten	0,00067	2,6	4,6	<0,01	0,6
	Benso(ghi)perylen	0,00017	0,63	14	<0,01	0,05
	Indeno(123cd)pyren	0,00021	0,79	2,8	<0,01	0,3
	Dibenso(ah)antracen	0,000063	0,25	0,25	<0,01	1,0

*Platsspecifika riktvärden för ytvatten, se beskrivning i avsnitt 5.3.5 samt Bilaga 6.1.1.

Som framgår av tabellen underskrider samtliga riskkvoter för Mälaren-Riddarfjärden 1 med god marginal, vilket visar att föroreningsspridningen från planområdet utgör en acceptabel risk för människor som konsumerar fisk som infångats i recipienten.

För Mälaren-Ulvsundasjön genererar det beräknade halttillskottet av bens(a)pyren en riskkvot över 1, vilket indikerar hälsorisker kopplade till människors intag av fisk. Halttillskottet avser ett teoretiskt scenario där allt grundvatten från planområdet leds till Mälaren-Ulvsundasjön. I själva verket leds huvuddelen av grundvattnet från planområdet till Mälaren-Riddarfjärden eller till Henriksdalsverket, även om det inte kan uteslutas att en viss andel av grundvattnet i slutändan når Mälaren-Ulvsundasjön.

Som framgår av resonemanget tidigare i rapporten, se avsnitt 8.2.5, bedöms den planerade exploateringen av området inte leda till någon betydande ökning av föroreningsspridningen till Mälaren-Ulvsundasjön.

Den beräknade riskkvoten speglar således inte risksituationen varken vid dagens markanvändning eller vid den framtida markanvändningen, men visar att en ökad spridning från planområdet till Mälaren-Ulvsundasjön kan medföra ökade risker för människor som konsumerar fisk från närliggande ytvatten. För att de övergripande åtgärds målen ska uppfyllas behöver projektet således tillse att nya spridningsvägar för grundvatten mot Mälaren-Ulvsundasjön minimeras.

9.2.1.2 Djupt förekommande föroreningar

Riskkvoter för djupt grundvatten redovisas i Tabell 26.

Tabell 26. Riskkvoter för grundvatten i det undre magasinet

	Ämne	Representativ halt (µg/l)	RV-GV* (µg/l)	Riskkvot
			Djupt GV	Djupt GV
Petr.	Aromater >C10-C16	14 / 47	3 100 000	<0,05
	Bensen	34 / 140	21 000	<0,05
	Xylener	8,8 / 38	590 000	<0,05
PAH-L	Naftalen	120 / 470	56 000	<0,05
	Acenaftylen	0,2 / 0,67	21 000	<0,05
	Acenaften	4,5 / 16	26 000	<0,05
PAH-M	Fluoren	3,1 / 11	9 700	<0,05
	Fenantren	4,1 / 18	11 000	<0,05
	Antracen	0,81 / 3,8	12 000	<0,05
	Fluoranten	1,9 / 8,4	110	<0,05 / 0,08
	Pyren	1,5 / 7,0	16 000	<0,05
övr	CN lättillgänglig (fri)	1,4 / 3,9	510 000	<0,05
	Kvikksilver	0,05	30 000	<0,05

* Platsspecifika riktvärden för grundvatten i undre magasin, se beskrivning i avsnitt 5.3.2 samt Bilaga 6.1.1.
Riktvärden för kvikksilver samt ämnen i summagruppern PAH-M har justerats för modellosäkerheter enligt beskrivning i avsnitt 5.3.3.

Som framgår av tabellen genererar representativa halter för föroreningar i djupt grundvatten låga riskkvoter (< 1), vilket visar att föroreningssituationen i djupt grundvatten inom KCV utgör en acceptabel risk för människors hälsa vid den planerade markanvändningen.

De riktvärden som ligger till grund för beräknade riskkvoter beaktar det täta lerlager som finns lokaliserat mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet och som hindrar föroreningar från att transporteras mellan de olika magasinerna. Som nämnts tidigare i rapporten (se avsnitt 8.3.2) skulle en viss grundvattentransport kunna ske i samband med planerade pålningsarbeten inom området. Denna transport är dock begränsad till installationstillfället då leran snabbt förväntas sluta tätt kring pålarna, se information i Bilaga 11. Eventuella risker som kan uppstå till följd av planerade anläggningsarbeten diskuteras vidare under avsnitt 9.3. Grundvattnet i det undre magasinet bedöms sammanfattningsvis ha en mycket begränsad inverkan på risksituationen inom området.

I leran under fyllningen förekommer föroreningar av bl.a. bensen och PAH-L i halter över tillämpade riktvärden för jord (C./F2. Verksamheter yttlig/djup jord), se Bilaga 7.1. Uppmätta halter är generellt lägre än de halter som uppmätts i överlagrande fyllning. Bensen utgör ett undantag då de högsta halterna inom

området uppmätts i lera inom områdets sydöstra del (provpunkt 23SGM003, nivå ca -2 - -2,5 m). Påvisade föroreningar är lokaliserade under grundvattenytan. Som nämnts tidigare behöver föroreningar som är lokaliserade i den mättade zonen (under grundvattenytan) först lösas i grundvatten för att därifrån kunna avgå som ånga i den omättade zonen. Beräknade riskkvoter för ytligt grundvatten är låga, vilket framgår av föregående avsnitt. Förekommande föroreningar i lera bedöms därmed utgöra en acceptabel risk för människors hälsa vid den planerade markanvändningen, givet befintliga markförhållanden.

Om föroreningar från djupare jordlager (i mättad zon) skulle transporteras upp till ytliga jordlager (omättad zon) skulle detta potentiellt kunna höja den representativa halten i ytligare jordlager och således påverka riskbilden inom området. Sådan transport skulle möjligtvis kunna ske i samband med planerade pålningsarbeten, men bedöms kunna hanteras genom skyddsåtgärder i anläggningsskedet (se vidare diskussion under avsnitt 11).

Påvisade föroreningar i djup jord och grundvatten inom planområdet bedöms sammanfattningsvis utgöra en acceptabel risk för människors hälsa vid den planerade markanvändningen.

Eventuell förekomst av fri fas, vilket indikerats utifrån utförda undersökningar (se avsnitt 10), kan komma att påverka bedömningen. Detta diskuteras vidare under avsnitt 9.3.

9.2.2 Risker vid korttidsexponering

Risker vid korttidsexponering avser risker som för vissa ämnen kan uppkomma redan vid enstaka exponeringstillfällen. Risker avser små barn som vid enstaka tillfällen kan få i sig en större mängd jord. Inom området förekommer föroreningshalter av PAH-H och bly över eller i nivå med riktvärden för korttidseffekter. De höga halterna har endast påträffats i djup jord, se Tabell 27. Övriga ämnen som bedöms kunna vara av betydelse för risksituationen inom området och som kan kopplas till risker vid korttidsexponering (arsenik) underskrider riktvärde för korttidsexponering med god marginal.

Markytan inom området kommer vid den planerade markanvändningen att vara täckt av hårdgjord yta eller byggnad. Exponering kommer således endast vara möjlig i samband med att eventuell förorenad jord friläggs vid markarbeten. Då området är lokaliserat inom eller i direkt anslutning till hårt trafikerat område bedöms det vara mycket osannolikt att barn kommer att exponeras för föroreningar i frilagd jord i sådan omfattning att korttidseffekter ska kunna uppstå. Risker kopplade till korttidsexponering bedöms således vara mindre sannolika och således av mindre betydelse för riskbilden. Detta gäller både vid markanvändning enligt scenario 1 och 2.

Tabell 27. Högsta uppmätta halter av arsenik, bly och PAH-H i ytlig och djup jord jämfört mot riktvärden för korttidsexponering.

Ämne	Riktvärde korttidsexponering (mg/kgTS)	Högsta uppmätta halt (mg/kgTS)	
		Ytlig jord	Djup jord
Arsenik	100	7,1	23
Bly	1 000	41	780
PAH-H	300	32	570

9.3 Risker till följd av planerade anläggningsarbeten

Föregående avsnitt avhandlar de risker som den förändrade markanvändningen skulle kunna medföra för människor som vistas inom området givet dagens föroreningsnivåer och hydrogeologiska förutsättningar. I påföljande avsnitt bedöms risker som skulle kunna uppstå till följd av förändrade hydrogeologiska förutsättningar, vilka kan komma att uppstå till följd av planerade anläggningsarbeten.

Ytliga föroreningar (omättad zon samt övre grundvattenmagasin)

Som nämns tidigare i rapporten, se avsnitt 7.2.1, skulle permanenta täta sponter runt den djupa VA-ledning som planeras inom planområdets norra del kunna leda till en uppdämning av grundvatten inom området och således en reduktion av grundvattenflödet. De förändrade hydrogeologiska förutsättningarna skulle möjligtvis kunna medföra en höjning av grundvattenytan inom delar av planområdet, framförallt inom områdets östra del (syd om den planerade VA-ledningen, se Figur 22). En höjning av grundvattenytan skulle sannolikt medföra en reduktion av ångtransporten inom delar av planområdet, då föroreningar som i dagsläget är lokaliserade i den omättade zonen till större del skulle hamna i den mättade zonen där förutsättningarna för ångtransport är mycket begränsade.

Samtidigt kan en reduktion av grundvattenströmningen inom området leda till en höjning av föroreningshalter i grundvattnet i det övre magasinet till följd av minskade spädningseffekter och minskad borttransport av föroreningar från området. Detta skulle kunna leda till en ökad ångtransport från grundvatten jämfört med den ångtransport som förväntas förekomma vid dagens hydrogeologiska förutsättningar.

Flyktiga föroreningar lokaliserade i den omättade zonen har bedömts styrande för risksituationen inom området. En uppdämning av grundvatten kan därmed antas medföra positiva effekter för risksituationen inom de delar av området som omfattas av en potentiell grundvattennivåhöjning (området syd om VA-ledningen). Vilken effekt uppdämningen skulle kunna få på förorenings-halterna i grundvatten inom området är svår att förutse. Föroreningarna är åldrade och det är således svårt att beräkna en teoretisk utlakning av förorening till grundvatten med hjälp av konventionella beräkningsverktyg. Det kan dock inte uteslutas att en uppdämning av grundvatten inom området skulle kunna leda till ökade halter av flyktiga föroreningar i grundvattnet och således potentiellt ökade hälsorisker till följd av en ökad ångtransport från grundvatten. Detta skulle i sin tur kunna medföra ett ökat behov av riskreducerande åtgärder under grundvattenytan.

För icke-flyktiga ämnen bedöms en ökad koncentration i grundvatten inte medföra några ökade hälsorisker eftersom inandning av ånga bedöms vara den enda exponeringsvägen för föroreningar i grundvatten vid vistelse inom planområdet.

För en mindre del av planområdet, området norr om VA-ledningen, kan de förändrade hydrogeologiska förutsättningarna som kan uppstå till följd av installation av täta permanenta sponter leda till en sänkning av grundvattenytan. Detta skulle medföra att en större andel av flyktiga föroreningar som i dagsläget är bundna till jordpartiklar i den mättade zonen, där förutsättningarna för ångtransport är mycket begränsade, istället hamnar i den omättade zonen där förutsättningarna för ångavgång och ångtransport är goda. Detta kan leda till en ökad transport av flyktiga föroreningar i markens porer jämfört med vad som

uppmätts vid dagens förutsättningar, och således ökade hälsorisker kopplade till inandning av ånga vid vistelse i den framtida byggnaden. Eventuell installation av tät permanenta sponter bedöms därmed kunna leda till ett mer omfattande behov av riskreducerande åtgärder i området norr om VA-ledningen jämfört med ett scenario där anläggningen utförs med genomsläppliga spontlösningar som gör att grundvattenflödet och den hydrauliska kontakten med Mälaren inte hindras.

För att undvika de risker som diskuteras ovan kommer åtgärder vidtas för att, i så stor utsträckning som möjligt, bibehålla grundvattenflödet inom området i enlighet med dagens förutsättningar. Flera åtgärder är möjliga, exempelvis kan delar av sponten, efter det att den fyllt sitt byggtekniska syfte, dras upp eller kapas för att tillåta grundvatten att flöda förbi sponten. Vidare kommer åtgärder vidtas för att bibehålla grundvattenflödet förbi den betongingjutning som kommer utföras runt den planerade VA-ledningen. Åtgärder kan exempelvis omfatta rörgenomföringar genom betongingjutningen och/eller anläggande av genomsläpplig fyllning under betongingjutningen som tillåter grundvatten att strömma förbi ledningen i nordlig riktning.

Vidare kan ledningar som planeras inom området leda till att nya spridningsvägar för ånga öppnas upp. Den djupa VA-ledning som planeras inom områdets norra del kan komma att utgöra en spridningsväg för ånga inom planområdet. Ledningar som planeras inom områdets östra del, och som ansluter till den planerade byggnaden från områden öst om planområdet, kan komma att utgöra spridningsvägar för ånga in i planområdet. Eftersom projektet endast delvis har rådighet över området öst om planområdet kan restföroreningar behöva kvarlämnas inom detta område. Ledningsgravar som ansluter till planområdet från öst kan således komma att utgöra en viktig spridningsväg för ånga vid den framtida markanvändningen.

Djupa föroreningar (föroreningar i lera samt undre magasinet)

Planerade pålningsarbeten skulle eventuellt kunna leda till en viss grundvattentransport mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet. Eventuell spridning av föroreningar i samband med installationen förväntas främst ske från övre till undre magasin, även om det inte kan uteslutas att en viss upptryckning av grundvatten från det undre magasinet kan komma att ske.

En eventuell transport av föroreningar från det övre grundvattenmagasinet till det undre magasinet bedöms inte medföra några förändrade risker för människors hälsa. Eventuell transport av föroreningar från det undre magasinet till det övre skulle möjligtvis kunna medföra ökade hälsorisker i det fall transporten medför en permanent höjning av flyktiga föroreningar i det övre magasinet.

Uppmätta föroreningshalter i det undre magasinet är generellt lägre eller i nivå med de halter som uppmätts i det övre magasinet. Resultaten indikerar att en eventuell transport av föroreningar med grundvatten från det undre till det övre magasinet inte skulle medföra någon negativ påverkan på grundvatten i det övre magasinet och således inte på risksituationen inom området.

Bensen utgör ett undantag där uppmätta halter i det undre magasinet inom områdets östra del, den del av området som i störst omfattning kommer att beröras av framtida pålningsarbeten, i genomsnitt är ca två gånger högre än de halter som uppmätts i det övre magasinet. Då det eventuella grundvattenutbyte som kan komma att ske i samband med pålningen kommer att vara av övergående karaktär bedöms dock en eventuell transport av bensen med grundvatten från det undre magasinet få en mycket begränsad inverkan på

bensenhalterna i det övre magasinet. Eventuellt tillskott av föroreningar kommer att spädas ut och transporteras bort med grundvatten som flödar genom området. Hur snabbt denna borttransport kommer att ske beror på grundvattenflödet i det övre grundvattenmagasinet. Baserat på utförda undersökningar bedöms flödesförutsättningarna i det övre magasinet vara goda (hydraulisk konduktivitet i storleksordning 10^{-4} m/s eller ca 10 m/dag).

Vidare visar hydrauliska tester som utförts inom området att den hydrauliska konduktiviteten i det undre magasinet är mycket låg (storleksordning 10^{-9} till 10^{-6} m/s eller ca 0,1 till 0,0001 m/dag), vilket ytterligare begränsar förutsättningarna för föroreningstransport i samband med pålning. Geotekniska undersökningar som utförts inom området visar dessutom att mäktigheten på friktionslagret är relativt liten (generellt 2 m eller mindre). En utförlig bedömning av risker kopplade till planerade pålningsarbeten redovisas i Bilaga 11.

Påvisade halter av bensen och andra föroreningar i det djupa grundvattnet inom planområdet bedöms sammanfattningsvis utgöra en acceptabel risk för människors hälsa vid den framtida markanvändningen, även vid beaktande av potentiella förändringar som kan uppkomma till följd av planerade anläggningsarbeten.

Uppmätta halter av PAH-L och PAH-M i det undre grundvattenmagasinet samt PAH-H i djup lera (ca 5-6 m under markytan) indikerar förekomst av fri fas. Om fri fas transporteras upp till det övre magasinet i samband med pålningsarbeten skulle detta möjligtvis kunna få en större påverkan på risksituationen då den fria fasen beter sig annorlunda än förorening löst i vatten (se information i påföljande avsnitt).

10 Fri fas

Vid provtagning av djup jord från områdets norra del (1-2,5 m under markytan, 21GM001) observerades starkt luktande svart jord och olja på vattnet vid grundvattenytan. Halter av PAH-M och PAH-H i prover från det aktuella djupet i denna provpunkt överskrider Naturvårdsverkets angivna halt för indikation av fri fas (Naturvårdsverket, 2009a). I fältprotokoll från kompletterade provtagning i december 2023 framgår att tydliga oljefläckar noterades mellan 5 och 6 meter under markytan i denna provpunkt. I den aktuella delen av området har även halter av PAH-L, PAH-M och PAH-H uppmätts över SPLs riktvärde för indikation av fri fas i grundvatten i det övre magasinet vid samtliga sju provtagningstillfällen. Vid första provtagningstillfället noterades oljefilm på grundvattenytan samt svart vatten som klarnade vid omsättning. Ingen oljefilm har noterats vid efterföljande provtagningar.

Vid provtagning av jord i områdets sydöstra del (21GM003) observerades starkt oljeluktande svart jord mellan 3 och 6,5 m.u.my. Provtagning som utförts på grundvatten från det övre magasinet inom den aktuella delen av området har vid samtliga sju provtagningstillfällen påvisat halter av PAH-L, PAH-M och PAH-H över SPLs riktvärde för indikation av fri fas.

I provpunkt lokaliserad närmast recipienten, 21GM004, har ingen indikation på fri fas noterats i jord. Däremot har uppmätta halter av PAH-H i grundvatten överskridit SPLs riktvärden för indikation av fri fas vid två av sju provtagningstillfällen. Riktvärden överskrids dock med relativt liten marginal, se Bilaga 4.2.

Resultaten tyder på att tjärförorening i fri fas kan förekomma inom eller i nära anslutning till området och då främst inom/i anslutning till områdets norra del.

Kompletterande undersökningar som utförts under 2023 och 2024 (fyra provtagningstillfällen) och som fokuserat på att undersöka förekomst av fri fas i grundvatten har inte påvisat någon förekomst av fri fas i det övre magasinet. Dock tyder uppmätta föroreningshalter även fortsättningsvis på att fri fas kan finnas inom/i anslutning till området. Ett svart partikulärt material som påträffats i grundvatten i övre magasin av områdets norra och sydöstra del har analyserats och höga halter av PAH samt förhöjda halter av petroleumkolväten har påvisats. En oljeidentifiering som utfördes på materialet gav ingen tydlig information om härkomsten hos påvisade petroleumkolväten. Eftersom ingen fri fas noterats i grundvatten från det övre magasinet vid utförda undersökningar tyder resultaten på att de höga föroreningshalter som uppmäts i grundvatten inom området främst orsakas av föroreningar adsorberade till partiklar. Det kan dock inte uteslutas att fri fas förekommer inom eller i nära anslutning till området.

Fältundersökningar som utförts på grundvattnet inom området har indikerat förekomst av fri fas i det undre magasinet. Ingen fri fas har noterats vid provtagning av grundvatten i det undre magasinet men uppmätta föroreningshalter indikerar att det kan finnas fri fas inom området/i anslutning till området. Vidare indikerar utförda undersökningar att tjära i fri fas kan förekomma i lera inom planområdet. Halter av PAH-H har uppmäts över Naturvårdsverkets angivna haltgränser för indikation om fri fas i lera från nivå ca 5 - 6 m under markytan (ca -2,5 - -3,5 m RH2000) inom och i anslutning till planområdets östra del. Förekomst av fri fas i djup jord samt i det undre magasinet skulle kunna ha en inverkan på bedömningen avseende risker kopplade till spridning vid pålning då föroreningar i fri fas har andra egenskaper än föroreningar lösta i grundvatten. Som nämnts ovan tyder dock resultaten på att de höga föroreningshalter som uppmäts i grundvatten inom området orsakas av förekomst av partikelbundna föroreningar snarare än förekomst av fri fas även om det inte kan uteslutas att fri fas förekommer inom eller i anslutning till området.

11 Risker i anläggningsskedet

Planerade anläggningsarbeten kommer sannolikt att ge upphov till överskottsmassor med höga föroreningshalter. Anläggningsarbetena kommer huvudsakligen ske ovan grundvattenytan, men en del arbeten kommer medföra schakt under grundvattenytan, exempelvis vid anläggning av djupare liggande ledningar och grundkonstruktioner. Arbeten under grundvattenytan kommer tillfälligt medföra behov av bortledning av grundvatten via länshållning. Eftersom grundvattnet inom området är tydligt påverkat av föroreningar, främst PAH:er, kan länsvattnet behöva genomgå rening innan utsläpp till recipient eller ledningsnät för att förhindra negativ påverkan på recipient.

Vidare medför exploateringsområdets närhet till Klara sjö att eventuell föroreningsspridning som kan uppstå i samband med anläggningsarbeten snabbt skulle kunna nå recipienten.

Planerade pålningsarbeten kan tillfälligt under anläggningsskedet ge upphov till en eventuell spridning av förorenat grundvatten mellan det undre och det övre grundvattenmagasinet. Spridningen bedöms dock vara av begränsad omfattning, vilket diskuteras tidigare i rapporten (se avsnitt 8.3.2 och 9.2.1.2).

Eventuell förekomst av fri fas skulle kunna medföra en något större spridning och bör således utredas ytterligare innan pålningen inleds (se information i föregående avsnitt). Förorenad jord som transporteras upp i samband med installation av pålarna samlas upp och omhändertas för att minska risken för föroreningsspridning.

Vid pålningsmetod med luft begränsas teoretiskt mängden vatten som transporteras upp till det övre magasinet. Installationsmetod med luft bedöms därmed vara att föredra utifrån föroreningssynpunkt.

Planerade schakt, spont- och pålningsarbeten kommer huvudsakligen att utföras på land. Däremot kommer vissa fundament som anläggs under befintligt påldäck samt en spont som planeras längs med den planerade byggnadens västra fotavtryck mot kajen medföra arbeten i vattenområdet och i förorenade sediment. Eftersom de planerade arbetena kan leda till en tillfällig grumling av förorenade sediment, och därmed en tillfälligt ökad transport och deponering av förorenade sediment längre ut i recipienten, kan skyddsåtgärder som motverkar negativ påverkan genom grumling att behöva vidtas. Samtliga anläggningsarbeten som planeras i vattenområdet kommer att utföras innanför befintlig skvalpspont som sträcker sig längs kajen och som installerats i syfte att förhindra transporten av partikelbundna föroreningar till recipienten. Skvalpsponton kan möjligen begränsa risken för spridning av förorenade sediment i samband med planerade arbeten. Ytterligare skyddsåtgärder kommer dock sannolikt att krävas för att förhindra oönskad föroreningsspridning till recipienten.

Olika skyddsåtgärder som bidrar till en säker hantering av risker kopplade till förorenade sediment kommer att utredas och diskuteras med tillsynsmyndigheten under kommande detaljprojektering och beskrivas inom ramen för ansökan om tillstånd för vattenverksamhet.

Det finns flera åtgärder som bedöms vara möjliga. Siltgardiner eller andra typer av grumlingsskydd tillhör skyddsåtgärder som är väl etablerade och som används i många projekt vid arbeten i förorenade sediment. Vidare förordar SGI olika varianter av täckning som åtgärd av förorenade sediment (SGI, 2016). Täckning av sediment, som en forcering av naturliga processer, ger ofta funktionen av skyddsåtgärd som dessutom kan anses göras jämförbar med en saneringsåtgärd.

Eventuella åtgärder av förorenade sediment bedöms genomförbara utan närmare genomgång i detta skede, i den utsträckning som är aktuellt för att lämpliggöra planens ändamål.

En viss mobilisering av förorenade sediment skulle möjligtvis även kunna ske till följd av vibrationer och grumling från planerade pålnings- och spontarbeten som sker på land. Den planerade pålningsmetoden (borrade stålrörspålar) bedöms dock sannolikt inte ge upphov till några betydande vibrationer i närliggande sedimentbotten. Metoden medför avsevärt mindre vibrationer än vid installation av slagna pålar och har valts i syfte att generera en så liten omgivningspåverkan som möjligt. Vid behov kan skyddsåtgärder som motverkar påverkan genom grumling vidtas, se information i föregående stycken.

Innan schaktarbeten påbörjas kommer en anmälan enligt 28 § i förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd att upprättas. I anmälan beskrivs den planerade hanteringen av förorenade massor och länsvatten samt rutiner för att förhindra och, vid behov, hantera oförutsedda incidenter som kan leda till oönskad omgivningspåverkan.

Risker för föroreningsspridning som kan uppstå i anläggningskedet bedöms sammanfattningsvis inte leda till negativ omgivningspåverkan eller ökade risker för människors hälsa, alternativt kunna hanteras genom lämpliga skyddsåtgärder.

12 Osäkerheter

Riskbedömningen har identifierat ett antal osäkerheter, dessa listas nedan:

- Dataunderlaget för framför allt jord och porluft är litet, vilket bidrar till osäkerheter vid utvärdering av risksituationen inom området. Haltvariationen mellan olika provtagningstillfällen för framför allt porluft är stor, vilket ytterligare bidrar till osäkerheter.
- Dokumentation av föroreningssituationen norr och öst om området för KCV som har varit tillgänglig vid upprättande av denna riskbedömning är begränsad. Uppgifter från rapporter som upprättats i början på 2000-talet (Gatu- och fastighetskontoret, 2001, Golder, 2001) antyder bland annat att föroreningar från det före detta gasverket kan ha kvarlämnats under Klarabergsviadukten direkt norr om området för KCV.

Sammanställning av uppmätta grundvattennivåer inom planområdet indikerar att området inte påverkas av en pågående föroreningsspridning från potentiella källområden i norr. Däremot kan det inte uteslutas att föroreningssituationen inom området delvis påverkas av en föroreningsspridning med grundvatten från öst/sydöst. Det är således osäkert vilken effekt eventuella åtgärder inom området kommer att ha på den framtida riskbilden, då det kan finnas en risk för återkontaminering. Föroreningssituationen öst/sydöst om området för KCV samt eventuell spridning av föroreningar från dessa områden till KCV har inte undersökts då områdena täcks av byggnader och vägar. Det går således inte att vare sig bekräfta eller avskriva risken för återkontaminering.

- Risken avseende människors framtida exponering för ångor i byggnader styrs i hög grad av den utspädning som kan förväntas ske då ångor transporteras från marken in i byggnad. Undersökningar som utförts avseende radoninträngning har visat att andelen av tilluften som utgörs av markluft är ca 0,1 till 10 % (Naturvårdsverket, 2009a), motsvarande en utspädning över bottenplattan på 1 000 respektive 10 gånger. Amerikanska miljöskyddsmyndigheten (U.S. EPA, 2012) har i en databas sammanställt empiriska data avseende utspädningen mellan halter under byggnad och i inomhusluft. I databasen finns uppgifter från olika typer av mätningar, byggnader och föroreningar. Totalt finns drygt 1 500 mätningar i databasen och resultaten visar på större spridning, från ingen utspädning till >10 000 gånger. Generellt utgör sannolikt inträngande markluft större del av ventilationsflödet i äldre än i nyare byggnader och är sannolikt större i byggnader med lägre luftomsättning.

I det aktuella fallet har en utspädning på 360 gånger antagits mellan inträngande markluft och inomhusluft, vilket är lägre än den utspädning

som ligger till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden (1200 gånger) samt Storstadsspecifika riktvärden för byggnad med källare (3600 gånger). Den spädning som tillämpats vid riskbedömningen för KCV kan möjligtvis bidra till en överskattning av risken. Givet de osäkerheter som identifierats i riskbedömningen, se föregående punkter, bedöms det dock förknippat med för stora osäkerheter att anta en högre utspädning. Även om det finns osäkerheter i de antaganden som ligger till grund för utförda beräkningar är de beräknade riskkvoterna så höga att risker inte kan uteslutas. Ett större och mer säkert dataunderlag skulle kunna leda till en annan slutsats.

- Riskbedömningen angående förorenings-spridning från grundvatten till recipient beror till en stor del på flödeskaraktärisering och -kvantifiering. Flödesriktningen samt gradienten kan dock inte fastställas med säkerhet, se Bilaga 9. Dessutom är antagandet att allt vatten som strömmar ifrån området hamnar i Klara Sjö genom länshållning en osäkerhet. Vidare har inga fördröjningsprocesser i förorenings-transporten beaktats vid belastningsberäkningar, vilket också kan leda till en överskattning av belastningen, se Bilaga 9.
- Utförda undersökningar har indikerat förekomst av fri fas, både i djup jord (>1 m.u.my) och grundvatten i både övre och undre magasinet. Där tvåfaslod för indikation av fri fas i grundvattenrör gav utslag på fri fas, har dock ingen fri fas observerats i grundvattnet i samband med fältundersökningar. Uppmätta föroreningshalter tyder dock på att det kan finnas fri fas i grundvattnet inom eller i nära anslutning till planområdet. De högsta föroreningshalterna i det undre grundvattenmagasinet har i samtliga grundvattenrör (23SGV01, 23SGM001, 23SGM003 och 23SGM004) uppmätts direkt efter installation av grundvattenrören. Vid efterföljande mätningar har uppmätta halter i samtliga fall varit avsevärt lägre och indikerar inte i något fall förekomst av fri fas, se Bilaga 4.2. Resultaten indikerar att de höga halter som uppmätts vid det första provtagningstillfället kan vara orsakade av partikelbundna föroreningar som kommit med i grundvattenproven till följd av störningar från installationen. Dataunderlaget är dock för litet för att dra några slutsatser kring eventuell förekomst samt utbredning av fri fas i det undre magasinet. Osäkerheterna påverkar bedömningen avseende risker kopplade till spridning från det undre till det övre magasinet i samband med pålning.

För det övre grundvattenmagasinet är haltvariationer mellan olika provtagningstillfällen avsevärt mindre än de som noterats för det undre magasinet. För grundvattenrör lokaliserade inom områdets östra del (23GM001 och 23GM003) indikerar resultat från samtliga utförda provtagningar (totalt sju mättillfällen) förekomst av fri fas PAH i grundvatten från det övre magasinet.

13 Sammanfattande riskbedömning och bedömning av åtgärdsbehov

13.1 Sammanfattande riskbedömning

Risker till följd av ändrad markanvändning

Riskbedömningen som utförts avseende påträffade föroreningar inom området för KCV indikerar att hälsorisker kan komma att föreligga vid långvarig vistelse i byggnader inom området, givet den planerade markanvändningen (kontorsverksamhet och kommersiella lokaler). De övergripande åtgärds målen bedöms således inte uppfyllas vid planerad markanvändning givet dagens föroreningsituation.

De föroreningar som bedöms styrande för riskbilden utgörs av lätta PAH (naftalen), bensen samt, i mindre omfattning, xylener och tunga PAH. Styrande risker utgörs av mänsklig exponering via inandning av ånga. Det kan vidare inte uteslutas att exponering via intag av och hudkontakt med förorenad jord kan utgöra en risk för människors hälsa. De sistnämnda riskerna begränsas dock av att området kommer vara täckt av byggnad eller hårdgjord yta, vilket kraftigt reducerar risker kopplade till direktexponering för den förorenade jorden (hudkontakt, intag av jord). Exponering för förorenad jord bedöms endast kunna ske i samband med eventuella framtida markarbeten.

I den djupa jorden (1-3 m under markytan) förekommer även föroreningshalter över (PAH-H) eller i nivå med (bly) riktvärden för korttidseffekter, d.v.s. negativa effekter som kan uppstå redan vid enstaka exponeringstillfällen. Risker avser små barn som vid enstaka tillfällen kan få i sig en större mängd jord. Risken bedöms dock, av samma anledning som lyfts i föregående stycke, vara av mycket begränsad betydelse.

Exponering via inandning av ånga avser exponering vid vistelse i den framtida byggnaden i det fall förekommande föroreningsångor (naftalen, bensen och xylener) tränger in i byggnaden och förorenar inomhusluften. Risker kopplas till föroreningar av nämnda ämnen som förekommer i den omättade zonen (ovan grundvattenytan) och då främst i den undre delen av grundvattnets fluktuationszon (ca +0,6 m RH2000 eller 2 m under markytan). Föroreningsituationen i grundvatten inom planområdet (övre och undre magasin) bedöms, baserat på befintligt dataunderlag, inte utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa.

Starkast riskindikation förekommer inom områdets norra del, där högst föroreningshalter uppmätts i porluft och jord i den omättade zonen. Dataunderlaget är dock litet, vilket medför osäkerheter, se avsnitt 13.2.

Riskbedömningen tyder vidare på att pågående föroreningsspridning med ytligt grundvatten från planområdet möjligtvis kan utgöra en oacceptabel belastning på närliggande recipient Mälaren-Ulvsundasjön (lokaliserad norr om planområdet) om vattnet skulle flöda norrut efter att ha släppts söder om Klarabergsviadukten. Styrande föroreningar utgörs av benso(a)pyren och summa PAH-M. Områdets bidrag till den aktuella recipienten är osäker och således även bedömningen avseende risk. Riskbedömningen visar dock att, om en ökad spridning från planområdet till Mälaren-Ulvsundasjön skulle ske, detta kan medföra ökade risker för recipienten. För att de övergripande åtgärds mål som tagits fram för området ska kunna uppnås behöver exploateringen av området därmed utföras med försiktighetsåtgärder som tillser att skapandet av

nya spridningsvägar till Mälaren-Ulvsundasjön minimeras. Områdets belastning på recipienten Mälaren-Riddarfjärden (lokaliserad direkt utanför planområdets västra del) bedöms inte utgöra en oacceptabel risk för recipienten, varken vid dagens markanvändning eller vid den planerade markanvändningen.

I Tabell 28 sammanfattas de övergripande åtgärds målen med en kort kommentar kring hur den identifierade risk bilden bedöms påverka förutsättningarna för målens uppfyllande.

Tabell 28. Övergripande åtgärds mål med kommentar kring förutsättningar för målens uppfyllande.

Övergripande åtgärds mål	Kommentar
Föroreningar i jord och grundvatten inom området för KCV ska inte innebära oacceptabla hälsorisker för människors som bor, arbetar eller besöker området.	Befintligt dataunderlag indikerar att åtgärds målet <u>inte kommer uppfyllas</u> vid den planerade markanvändningen <u>utan att riskreducerande åtgärder först vidtas.</u>
Exploatering av området för KCV ska inte medföra en till det sämre förändrad spridning av föroreningar från det f.d. gasverket som kan medföra oacceptabla risker för närliggande recipienter, Klara sjö och Mälaren.	Befintligt dataunderlag indikerar att förorenings situationen i jord- och grundvatten inom området möjligtvis kan medföra oacceptabla risker för närliggande recipient Mälaren-Ulvsundasjön. <u>Exploateringen behöver således vidta försiktighetsåtgärder för att tillse att skapandet av nya spridningsvägar till recipienten Mälaren-Ulvsundasjön minimeras.</u>

Det har vidare identifierats en spridning från det undre magasinet som kan påverka recipienten angående PAH, dock är detta i så fall en spridning som redan sker i nuvarande situation och som inte kommer att ökas vid exploateringen.

Det kan vidare inte uteslutas att spridning av förorenade sediment från planområdet kan utgöra en oacceptabel risk för recipienten. Denna spridning sker sannolikt redan i dagsläget och begränsas av den skvalpspont som installerats längs med kajen i syfte att förhindra spridning av förorenade sediment från området. Skvalpsponten kommer att lämnas kvar även efter planens genomförande.

Anläggningsarbeten som planeras i vattenområdet, och som bl.a. kan komma att omfatta installation av en spont längs med den planerade byggnadens västra fotavtryck mot recipienten, kan medföra en risk för ökad spridning av förorenade sediment i samband med anläggnings skedet. Detta diskuteras i påföljande avsnitt.

Framtida klimatförändringar kan möjligtvis komma att leda till en viss ökning av spridningen av förorenade sediment från planområdet⁸. Detta gäller oavsett om planen genomförs eller ej. Projektet och skyddsåtgärder som tillämpas inom ramen för projektet kan bidra till att minska konsekvenser på lång sikt, se information i påföljande avsnitt.

⁸ En ökad frekvens av skyfall (SMHI, 2024b) kan leda till en ökning av tillfälliga flödestoppar i recipienten, med tillfälligt ökad grumling och spridning av förorenade sediment som följd.

Risker till följd av planerade anläggningsarbeten

Miljörisker

De risker som beskrivs i föregående avsnitt beaktar inte de spridningsvägar som kan komma att öppnas upp till följd av planerade anläggningsarbeten. Sådana risker har utvärderats och resultaten sammanfattas nedan.

Inga omfattande schakt planeras under grundvattenytan i området. Den djupa VA-ledning som planeras inom området, och vars sträckning skär tvärs över områdets norra del, kommer delvis att vara lokaliserad under grundvattenytan. Ledningen bedöms utgöra den mest betydande spridningsvägen som kan komma att öppnas upp för ytligt grundvatten vid den framtida markanvändningen. Ledningen kommer att uppföras med strömnings-avskärande fyllning som hindrar grundvatten från att flöda längs med ledningen i östlig eller västlig riktning, dock kan grundvatten fortsättningsvis flöda norrut tvärs ledningen. Dessutom skulle täta permanenta sponter samt anläggning av VA-ledning med betonggjutning inom området kunna skapa en dämning av grundvatten och reducera grundvattenströmning inom området. Dessa förändringar skulle kunna leda till en förminskad förorenings-spridning från området och en lägre belastning på recipienterna jämfört mot idag. Om genomsläppliga lösningar skulle anläggas i stället för täta permanenta sponter och tät betonggjutning kring VA-ledningen, skulle grundvattenförutsättningarna inom området däremot bibehållas och belastningen på recipienterna vara oförändrad.

Arbeten under grundvattenytan kommer tillfälligt medföra behov av bortledning av grundvatten via länshållning, vilket kan ge upphov till ökad omgivningspåverkan genom en tillfälligt ökad belastning på recipient. Länsvattnet kan därmed behöva renas innan utsläpp till recipient eller ledningsnät. Länshållningen är begränsad till anläggningsskedet och upphör i och med att anläggningsarbetena är färdigställda.

Risken för ökad förorenings-spridning mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet till följd av planerade pålningsarbeten bedöms generellt vara liten. Ett tillfälligt utbyte av grundvatten mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet kan komma att ske i samband med planerade pålningsarbeten. Eventuell påverkan på föroreningshalterna i de båda magasinen bedöms dock vara av begränsad omfattning och bedöms inte komma att medföra någon betydande påverkan på risksituationen inom området. Bedömningen baseras på den korta tid som spridning förutsätts kunna ske samt de hydrogeologiska förutsättningar som antas förekomma på platsen.

Eventuell förekomst av fri fas i det undre grundvattenmagasinet och/eller i djup jord kan möjligtvis påverka bedömningen. Utförda undersökningar har indikerat att fri fas kan förekomma i det undre magasinet inom eller i anslutning till planområdet. De höga föroreningshalter som uppmätts i grundvatten kan dock även vara orsakade av förekomst av partikelbundna föroreningar, vilket indikeras av fältintryck samt det faktum att höga föroreningshalter (över SPIs riktvärden för indikation om fri fas) endast påvisats vid det första av totalt tre provtagningstillfällen. Det första provtagningstillfället skedde, för samtliga undersökta grundvattenrör, direkt efter installationstillfället då grundvattnet kan ha varit stört efter installationen. Fri fas har även indikerats i djup lera inom planområdet (ca 5-6 m under markytan eller ca -2,5 - -3,5 m RH2000). Det rekommenderas att eventuell förekomst av fri fas utreds ytterligare för att kunna dra säkrare slutsatser kring förekomst och påverkan av fri fas.

Vidare förekommer föroreningshalter i djup jord inom området (ner till minst 7 m under markytan⁹) som skulle kunna påverka risksituationen inom området om betydande mängder av förorenade jordmassor transporteras upp till ytliga jordlager. Sådan transport skulle möjligtvis kunna ske i samband med planerade pålningsarbeten. Potentiellt förorenad jord som transporteras upp i samband med installation av pålarna bör därmed samlas upp och omhändertas för att minska risken för föroreningsspridning.

Planerade schakt, spont- och pålningsarbeten kommer huvudsakligen att utföras på land. En del planerade anläggningar kommer dock medföra arbeten i vattenområdet och i förorenade sediment. Samtliga anläggningsarbeten som planeras i vattenområdet kommer att utföras innanför befintlig skvalpspont som sträcker sig längs kajen och som installerats i syfte att förhindra transporten av partikelbundna föroreningar till recipienten. Skvalpsponten kan möjligen begränsa risken för spridning av förorenade sediment i samband med planerade arbeten. Ytterligare skyddsåtgärder kommer dock sannolikt att krävas för att förhindra oönskad föroreningsspridning till recipienten.

Det finns flera olika etablerade skyddsåtgärder som bedöms tillämpbara för att hantera risker kopplade till spridning av förorenade sediment. Dessa omfattar bl.a. siltgardiner eller andra typer av grumlingsskydd samt olika varianter av övertäckning. Täckning av sediment, som en forcering av naturliga processer, ger ofta funktionen av en skyddsåtgärd som dessutom kan anses göras jämförbar med en saneringsåtgärd.

Eventuella skyddsåtgärder av förorenade sediment bedöms genomförbara utan närmare genomgång i detta skede, i den utsträckning som är aktuellt för att lämpliggöra planens ändamål. Behov av eventuella skyddsåtgärder för att förhindra negativ omgivningspåverkan i samband med kommande anläggningsarbeten kommer att beskrivas i ansökan om tillstånd för vattenverksamhet för projektet.

Risker för föroreningsspridning som kan uppstå till följd av planerade anläggningsarbeten bedöms sammanfattningsvis inte leda till negativ omgivningspåverkan, alternativt kunna hanteras genom lämpliga skyddsåtgärder.

Hälsorisker

Installation av täta permanenta sponter runt den VA-ledning som planeras inom planområdets norra del skulle kunna leda till en uppdämning av grundvatten inom delar av planområdet (syd om den planerade ledningen). De förändrade hydrogeologiska förutsättningarna skulle möjligtvis kunna leda till en ökad ångtransport av flyktiga föroreningar inom delar av planområdet, jämfört med vad som uppmätts vid dagens hydrogeologiska förutsättningar¹⁰. En ökad ångtransport i marken inom planområdet skulle kunna leda till ökade hälsorisker för människor som vistas i den framtida byggnaden, i det fall föroreningsångor tränger in i byggnaden och förorenar inomhusluften.

⁹ Föroreningar som påvisats i djup jord inom området har inte avgränsats i djupled.

¹⁰ Ett reducerat grundvattenflöde kan leda till ökade halter av flyktiga föroreningar i grundvatten till följd av minskad utspädning och minskad borttransport av föroreningar med grundvatten. Detta kan möjligtvis leda till en ökad ångtransport från grundvatten jämfört med vad som uppmätts vid dagens förutsättningar. Vidare skulle en potentiell sänkning av grundvattenytan norr om VA-ledningen kunna leda till en ökad ångtransport, till följd av att en större andel av flyktiga föroreningar hamnar i den omättade zonen där förutsättningarna för ångtransport är goda. De förändrade hydrogeologiska förutsättningar skulle även kunna leda till minskad ångtransport inom delar av planområdet, vilket diskuteras i avsnitt 9.3.

För att undvika de risker som nämns ovan kommer åtgärder vidtas för att, i så stor utsträckning som möjligt, bibehålla grundvattenflödet inom området enligt dagens förutsättningar. Flera åtgärder är möjliga, exempelvis kan delar av sponterna, efter att de fyllt sina byggtkniska syften, dras upp eller kapas för att tillåta grundvatten att flöda förbi. Vidare kommer åtgärder vidtas för att bibehålla grundvattenflödet förbi den betongingjutning som kommer utföras runt den planerade VA-ledningen. Åtgärder kan exempelvis omfatta rör genomföringar genom betongingjutningen och/eller anläggande av genomsläpplig fyllning under betongingjutningen som tillåter grundvatten att strömma förbi ledningen i nordlig riktning.

Vidare kan ledningar som planeras inom området leda till att nya spridningsvägar för ånga öppnas upp. Ledningar som ansluter till den planerade byggnaden från området öst om planområdet kan komma att fungera som spridningsvägar för föroreningsångor från potentiella restföroreningar öst om planområdet. Den djupa VA-ledning som planeras inom områdets norra del kan komma att utgöra en spridningsväg för föroreningsångor inom planområdet.

13.2 Osäkerheter

Dataunderlaget avseende framför allt jord och porluft är litet. Det är inte sannolikt att de högsta halterna i området har hittats just i de lägen där undersökning varit möjlig att genomföra. Detta medför stora osäkerheter vid beräkning av representativa föroreningshalter. Riskbedömningen har hanterat denna osäkerhet genom konservativa val av representativa halter för nämnda medier (95-percentilen eller högsta uppmätta halter).

Vidare är det osäkert hur föroreningar i omgivande områden påverkar föroreningsituationen under och i fluktuationszonen i grundvattnet inom KCV. Detta behöver beaktas vid utformning av åtgärdsmetoder då det kan finnas en risk för återkontaminering.

Med uppgifter från SVOA och beställaren kan det antas att det mesta av planområdets grundvatten hamnar i recipienten Mälaren – Riddarfjärden. Det kan dock utan ytterligare hydrologiska uppgifter om flödesvariationer i gränzonen mellan Mälaren – Riddarfjärden och Mälaren – Ulvsundasjön inte uteslutas att en del av grundvattnet hamnar sekundärt i recipienten Mälaren – Ulvsundasjön. Med hänsyn till den stora osannolikheten att allt grundvatten skulle hamna i Mälaren – Ulvsundasjön är det väldigt konservativt att Mälaren – Ulvsundasjön och dess betydligt lägre flöde har beaktats i riskbedömningen.

Utförda belastningsberäkningar baseras vidare på enkla hydrogeologiska modeller då informationen om grundvattenflödet inom området är begränsad. Vidare utgår bedömningen från konservativa skattningar av medelhalter i ytligt grundvatten inom området eftersom dataunderlaget är begränsat och haltvariationer inom området relativt stora.

Ovanstående osäkerheter som rör spridning från området har hanterats genom konservativa antaganden som eventuellt bidrar till en överskattning av risker kopplade till påverkan på recipient.

Vidare har effekten av en eventuell uppdämning av grundvatten inom området på risker för människors hälsa identifierats som en osäkerhet. Denna osäkerhet kan hanteras genom åtgärder som tillser att grundvattenflödet inom planområdet och den hydrauliska kontakten med Mälaren kan bibehållas, varvid en uppdämning av grundvatten kan undvikas.

Det råder i nuläget stora osäkerheter kring omfattning och metodval av planerade arbeten i vattenområdet. Behoven av skyddsåtgärder vid planerade arbeten är således osäkra, men etablerade tekniker finns att tillgå som kan möjliggöra genomförandet av planen. Konsekvenserna av planerade arbeten kommer att beaktas i kommande projektering där metodval kommer styras av minsta påverkan på omgivningen.

13.3 Behov av riskreduktion

Riskbedömningen indikerar att föroreningssituationen inom området kan komma att utgöra en risk för människors hälsa vid den planerade markanvändningen. Riskreducerande åtgärder bedöms således sannolikt komma att krävas för att marken ska kunna bli lämplig för den planerade markanvändningen. Dataunderlaget är litet och flera osäkerheter har identifierats vilka kan ha en påverkan på bedömningen, se föregående avsnitt.

Eventuella åtgärder bör framför allt fokusera på att reducera risker kopplade till inandning av ånga då detta är den risk som bedöms styrande för området. Befintligt dataunderlag indikerar att dessa risker främst styrs av förorenings-situationen i jord i den omrättade zonen inom områdets norra del, och då främst i den nedre delen av grundvattnets fluktuationszon (ca + 0,6 m eller ca 2 m under markytan). Fler undersökningar behöver utföras för att med större säkerhet avgöra inom vilka delar av området som föroreningssituationen utgör en potentiell risk.

Vidare visar utförda belastningsberäkningar att spridning av benso(a)pyren och fluoranten med ytligt grundvatten inom planområdet kan medföra en oacceptabel belastning på recipienten Mälaren – Ulvsundasjön. Som konstaterats i avsnitt 6.1 bedöms åtgärder som fokuserar på att minska den pågående belastningen på recipienterna ha en liten effekt för belastningen i stort då omgivande områden är kraftigt förorenade av tjär- och kreosotföroreningar. För att de övergripande åtgärdsmålen ska uppnås (se Tabell 28 tidigare i avsnittet) behöver exploateringen av området ske med skyddsåtgärder som tillser att skapandet av nya spridningsvägar för föroreningar till recipienter samt mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet minimeras.

Ökad spridning till recipient avser främst spridning till Mälaren-Ulvsundasjön, norr om planområdet. Denna spridningsrisk kan hanteras genom installation av flödesavskärande fyllning i ledningsschakt, se tidigare resonemang under avsnitt 13.1. Risk för eventuell föroreningsspridning mellan det övre och undre grundvattenmagasinet bedöms vara mycket begränsad (avsnitt 13.1). Bedömningen baseras på den korta tid som spridning förutsätts kunna ske samt de hydrogeologiska förutsättningar som antas förekomma på platsen. Eventuell förekomst av fri fas i det undre grundvattenmagasinet och/eller i djup jord kan möjligtvis påverka bedömningen och bör utredas ytterligare innan pålningsarbeten inleds.

Föroreningar i den mättade zonen bedöms, utifrån befintliga data, inte utgöra en oacceptabel hälsorisk. Inget åtgärdsbehov med avseende på hälsorisker bedöms således föreligga för föroreningar lokaliserade under grundvattenytan¹¹. En eventuell uppdämning av grundvatten inom området skulle kunna medföra ett större åtgärdsbehov för föroreningar i den mättade zonen. Sådan

¹¹ Med föroreningar under grundvattenytan avses föroreningar under grundvattenytans lägsta fluktuationsnivå. Vid utformning av åtgärder bör hänsyn tas till eventuella framtida förändringar som kan komma att påverka grundvattennivåer inom området.

uppdämning kan undvikas genom åtgärder som syftar till att bibehålla grundvattenflödet inom planområdet i enlighet med dagens hydrogeologiska förutsättningar.

Projektet kommer att medföra att skyddsåtgärder, som får motsvarande effekt av en åtgärd av sediment, kan komma att bli aktuella som en del av genomförandefasen. Detta beskrivs och prövas i kommande ansökan om tillstånd för vattenverksamhet. Inget ytterligare behov av riskreducerande åtgärder som syftar till att minska spridningen av förorenade sediment från planområdet har identifierats.

13.4 Rekommendationer

Dataunderlaget är litet och kompletterande undersökningar rekommenderas för att erhålla en bättre bild av föroreningssituationen inom planområdet samt för att erhålla ett säkrare dataunderlag för beräkning av representativa halter.

Följande undersökningar rekommenderas:

- Kompletterande provtagningar av porluft i befintliga porluftsror i syfte att komplettera dataunderlaget. Det rekommenderas även att provtagning utförs i fler punkter inom delar av området som inte undersökts. Detta för att erhålla en bättre bild av ångtransporten inom området och därmed av potentiella hälsorisker vid vistelse i framtida byggnad. Kompletterande mätningar bör främst utföras vid tillfällen då grundvattennivåer inom området ligger lägre än +0,7 m. Detta eftersom tidigare utförda mätningar indikerat att högst halter i porluft förekommer vid låga grundvattennivåer samt att dataunderlaget vid dessa förutsättningar är litet. Provtagningar bör fokusera på att mäta PAH och BTEX.
- Kompletterande provtagning av jord inom delar av området som inte undersökts. Detta för att kartlägga utbredning av förekommande föroreningar och bedöma omfattning av riskreducerande åtgärder samt för att erhålla ett säkrare underlag för val av åtgärds metod. Provtagning av jord bör fokusera på undersökning av PAH och BTEX. Även cyanid bör analyseras eftersom det påvisats i förhöjda halter i grundvatten samt i djup jord i den mättade zonen (under grundvattenytan).
- Installation av grundvattenror i det övre magasinet öst och sydöst om området för KCV i syfte att undersöka eventuellt föroreningsspridning till området från områden utanför KCV.
- Det rekommenderas även att en hydrogeologisk utredning utförs inom planområdet i syfte att kartlägga spridningsförutsättningar för föroreningar via grundvatten. Utredningen syftar till att bättre kartlägga grundvattenflöden inom området och därmed minska osäkerheter kopplade till belastning på omgivande recipienter, risk för återkontaminering från omgivande områden samt risker för uppdämnande effekter till följd av planerade anläggningar.
- Det rekommenderas vidare att konsekvenserna av planerade anläggningsarbeten i vattenområdet, samt behov av skyddsåtgärder för att förhindra spridning av förorenade sediment till följd av planerade arbeten, utreds vidare efter att mer information om planerade anläggningsarbeten finns tillgänglig

- För att minska osäkerheter kopplade till grundvattenutsläpp i recipient och påverkan på recipient skulle även en hydrologisk undersökning med syfte på att utreda flödesriktningar och -variationer i Klara Sjö vara behjälplig. Information från en sådan undersökning gör att riskberäkningarna kan bero på mindre konservativa antaganden och att risken för Mälaren – Ulvsundasjön möjligtvis beräknas att vara mindre, eller att den eventuellt kan uteslutas som recipient.

För att ta höjd för de osäkerheter som redovisas i föregående avsnitt föreslås vidare att, inom ramen för exploateringen av KCV, genomföra åtgärder i form av tekniska skyddsåtgärder som förhindrar ånginträngning i byggnaden och därmed minskar risken med inandning av ånga. Detta i kombination med andra åtgärder som syftar till att reducera risker kopplade till förekommande föroreningar inom området.

14 Planens lämplighet

Stor del av de föroreningar som förekommer i fyllnadsmassor inom markens omättade zon (ovan grundvattenytan) kommer att schaktas bort i samband med planerade exploateringsarbeten. Detta kommer medföra en betydande reduktion av identifierade hälsorisker då risksituationen inom området främst bedöms påverkas av förekommande flyktiga föroreningar i den omättade zonen. I tillägg kan ytterligare åtgärder komma att krävas för att reducera risker kopplade till föroreningssituationen inom området, exempelvis genom utökad schaktning i plan och djup eller åtgärder in-situ. Möjligheten att åtgärda föroreningar inom området genom exempelvis schaktsanering begränsas av områdets förutsättningar med trafikerade vägar, närhet till befintliga byggnader och tunnlar samt närhet till Klara sjö med en medelvattennivå på +0,87 m som påverkar möjligheterna att åtgärda föroreningar längre ner i jordmatrisen utan insatser under grundvattenytan.

En åtgärdsutredning har utförts i syfte att undersöka vilka metoder som finns tillgängliga och skulle kunna tillämpas för att reducera identifierade risker inom planområdet. Utredningen bygger på resultat från den riskbedömning som redovisas i föreliggande rapport och redovisas i dokumentet *Klara City View, Åtgärdsutredning* (Sweco, 2024). Åtgärdsutredningen visar att det finns flera olika åtgärdsalternativ som kan tillämpas för att reducera de styrande risker som identifierats inom området och således tillse att marken kan göras lämplig för den föreslagna nya detaljplanen till en hanterbar kostnad.

Åtgärdsutredningen utgår från två olika scenarier, ett där föroreningar åtgärdas ner till underliggande lera (d.v.s i mättad zon ner till ca fyra m under markytan) och ett där åtgärd även utförs i underliggande lera. Utredningen är således konservativ eftersom det huvudsakliga åtgärdsbehov som identifierats vid riskbedömningen endast omfattar den omättade zonen samt grundvattnets fluktuationszon (ner till ca 2,5 m under markytan). Åtgärdsutredningen har således tagit hänsyn till de osäkerheter avseende föroreningarnas utbredning och effekter av en eventuell uppdämning av grundvatten som nämns i föregående avsnitt (13.2). Vidare har åtgärdsutredningen beaktat skydd mot återkontaminering från potentiella föroreningar i omgivande områden.

Åtgärder som syftar till att reducera identifierade hälsorisker inom planområdet (åtgärd ner till ca 2,5 m under markytan) kommer att medföra en betydande massreduktion av föroreningar inom området. Detta kommer även medföra en

viss reduktion av risker kopplade till spridning av föroreningar med grundvatten från området, även om dessa risker främst styrs av föroreningssituationen under grundvattenytan¹². Ytterligare åtgärder som avser att minska spridningen från området till omgivande recipienter bedöms inte motiverade med avseende på kostnader och utfall, se information under avsnitt 6.1. Som nämnts tidigare i avsnittet behöver projektet dock beakta att exploateringen inte öppnar upp nya spridningsvägar som medför en ökad föroreningsspridning till Mälaren-Ulvsundasjön norr om planområdet. Detta bedöms, som beskrivs i föregående avsnitt (13.1), vara möjligt att hantera inom ramen för den planerade exploateringen.

Vad avser sediment finns flera etablerade skyddsåtgärder som kan tillämpas för att reducera risker kopplade till spridning av förorenade sediment. Denna typ av risker bedöms främst kunna uppkomma vid planerade arbeten i vattenområdet, vilka kan ge upphov till grumling. Skyddsåtgärder omfattar bl.a. siltgardiner eller andra typer av grumlingsskydd samt olika varianter av övertäckning. Vid behov kan kommande anläggningar och skyddsåtgärder anpassas för minimera planens omgivningspåverkan. Övertäckning som skyddsåtgärd är exempel på genomförbara sätt att reducera risker i genomförandeskedet, men som även kan medföra en reduktion av föroreningsspridningen på lång sikt.

Riskbedömningen och tillhörande åtgärdsutredning visar sammanfattningsvis att föroreningssituationen inom planområdet inte innebär några hinder för detaljplanens genomförande. De hälso- och miljörisker som identifieras bedöms kunna hanteras och åtgärdas så att marken ur föroreningssynpunkt kan bli lämplig för den planerade markanvändningen.

15 Slutsats

Syftet med riskbedömningen har varit att undersöka vilka risker som förekommande föroreningar inom planområdet Klara City View kan komma att utgöra för människor och miljö vid den planerade markanvändningen samt om marken är eller kan göras lämplig för genomförande av den nya detaljplanen.

Uppdraget har även syftat till att identifiera eventuella kunskapsluckor samt att ta fram förslag till kompletterande undersökningar och/eller utredningar i det fall detta bedöms nödvändigt.

Vidare syftar uppdraget även till att översiktligt beskriva möjliga åtgärder för att reducera risker kopplade till föroreningssituationen inom planområdet. Denna utredning redovisas i en separat åtgärdsutredning (Sweco, 2024). Resultaten från åtgärdsutredningen beaktas i riskbedömningens slutsatser.

Riskbedömningen har identifierat följande risker vid den planerade markanvändningen:

¹² De åtgärder som beskrivs i föregående stycken avser främst föroreningar i den omrättade zonen, även om vissa åtgärder även berör föroreningar i grundvattnets fluktuationszon. Då området täcks av hårdgjorda ytor, och infiltrationen genom förorenade massor i den omrättade zonen därmed sannolikt är liten, bedöms föroreningar i den omrättade zonen sannolikt ha begränsad påverkan på föroreningshalter i grundvatten.

Risker som bedöms styrande för risksituationen

- Människors exponering via inandning av ånga. Risker kopplas främst till förekommande föroreningar av bensen och naftalen i grundvattenytans nedre fluktuationszon (ca +0,6 m)

Risker som bedöms vara av mindre betydelse för risksituationen

- Människors exponering via intag av förorenad jord samt hudkontakt med jord i framtida scenario. Riskerna begränsas av områdets karaktär med byggnad och hårdgjorda ytor vilket gör det osannolikt för människor att komma i kontakt med den förorenade jorden.

Risker som avfärdats

- Människors exponering via intag av växter och dricksvatten samt via inandning av damm.
- Människors exponering vid bad.
- Risk för oacceptabel belastning på recipienten Mälaren-Riddarfjärden.
- Risker för markmiljö.

Risker som bedöms osäkra

- Risk för oacceptabel belastning på recipienten Mälaren-Ulvsundasjön. Riskbedömningen visar att det inte kan uteslutas att förorenings-situationen inom området utgör en oacceptabel risk för Mälaren-Ulvsundasjön via ytvattentransport i gränzonen mellan de två ytvattenförekomsterna Mälaren-Riddarfjärden och Mälaren-Ulvsundasjön. Det faktiska flödet mellan dessa recipienter har inte undersökts inom ramen för denna riskbedömning och baseras på ett generellt antagande att det inte kan uteslutas att det med tidvattnet kan förekomma ett utbyte. Detta antagande är dock mycket osäker och därmed blir även bedömningen osäker. Riskbedömningen visar dock att en ökad föroreningsspridning till Mälaren-Ulvsundasjön kan medföra ökade och potentiellt oacceptabla risker för recipienten.
- Människors exponering vid konsumtion av lokalt infångad fisk från Mälaren Ulvsundasjön. Riskbedömningen indikerar att konsumtion av fisk från Mälaren-Ulvsundasjön möjligen kan utgöra en oacceptabel hälsorisk. Denna risk bedöms dock osäker av samma anledning som beskrivs i föregående punkt samt då bedömningen bygger på teoretiska halter i fisk¹³. Riskbedömningen visar dock att en ökad föroreningsspridning till Mälaren-Ulvsundasjön kan medföra ökade och potentiellt oacceptabla risker för människors hälsa vid konsumtion av lokalt infångad fisk. Exponering via intag av fisk från Mälaren-Riddarfjärden bedöms inte utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa, varken nu eller vid den planerade markanvändningen.
- Risker kopplade till ökad spridning av förorenade sediment. Det råder i nuläget stora osäkerheter kring omfattning och metodval av planerade arbeten i vattenområdet. Behoven av skyddsåtgärder vid planerade arbeten är således osäkra, men etablerade tekniker finns att tillgå som kan möjliggöra genomförandet av planen. Konsekvenserna av planerade arbeten kommer att beaktas i kommande projektering där metodval kommer styras av minsta påverkan på omgivningen.

¹³ Halter i fisk har beräknats utifrån antagna halter i ytvatten.

Riskbedömningen visar sammanfattningsvis att det finns ett behov av risk-reducerande åtgärder inom planområdet för att säkerställa att de övergripande åtgärds mål som tagits fram för området uppfylls vid den planerade markanvändningen, se Tabell 29. Starkast riskindikation förekommer inom områdets norra del, där högst föroreningshalter uppmätts i porluft och jord i den omrättade zonen. Dataunderlaget är dock litet, vilket medför osäkerheter.

Tabell 29. Övergripande åtgärds mål samt kommentar kring målens uppfyllande

Övergripande åtgärds mål	Kommentar
Föroreningar i jord och grundvatten inom området för KCV ska inte innebära oacceptabla hälsorisker för människor som besöker eller arbetar i området.	Befintligt dataunderlag indikerar att åtgärds målet <u>inte kommer uppfyllas</u> vid den planerade markanvändningen <u>utan att riskreducerande åtgärder först vidtas.</u>
Exploatering av området för KCV ska inte medföra en till det sämre förändrad spridning av föroreningar från det f.d. gasverket som kan medföra oacceptabla risker för närliggande recipienter, Klara sjö och Mälaren.	Befintligt dataunderlag indikerar att föroreningssituationen i jord- och grundvatten inom området möjligtvis kan medföra oacceptabla risker för närliggande recipient Mälaren-Ulvsundasjön. <u>Exploateringen behöver således vidta försiktighetsåtgärder för att tillse att skapandet av nya spridningsvägar till recipienten Mälaren-Ulvsundasjön minimeras.</u>

Kompletterande undersökningar av jord, grundvatten och porluft rekommenderas för att erhålla en bättre bild av föroreningssituationen samt för att erhålla ett säkrare dataunderlag för beräkning av representativa halter. Vidare rekommenderas att en hydrogeologisk utredning utförs i syfte att bättre kartlägga grundvattenflöden inom området och därmed minska osäkerheter kopplade till belastning på omgivande recipienter, risk för återkontaminering från omgivande områden samt risker för uppdämmande effekter till följd av planerade anläggningar. Det rekommenderas vidare att konsekvenserna av planerade anläggningsarbeten i vattenområdet, samt behov av skyddsåtgärder för att förhindra spridning av förorenade sediment till följd av planerade arbeten, utreds vidare efter att mer information om planerade anläggningsarbeten finns tillgänglig.

En åtgärdsutredning som utförts inom ramen för Swecos uppdrag visar att det finns flera olika åtgärdsalternativ som kan tillämpas för att reducera de styrande risker som identifierats inom området och således tillse att marken kan göras lämplig för den föreslagna planändringen (Sweco, 2024). Risker som kan komma att uppstå i anläggningsskedet eller till följd av planerade anläggningar bedöms kunna hanteras med adekvata skyddsåtgärder.

Riskbedömningen och tillhörande åtgärdsutredning (Sweco, 2024) visar sammanfattningsvis att föroreningssituationen inom området inte innebär några hinder för detaljplanens genomförande. De hälso- och miljörisker som identifieras kan hanteras och åtgärdas så att marken ur föroreningssynpunkt kommer bli lämplig för den planerade markanvändningen.

Referenser

EBH-kartan, 2023. Hämtad den 2023-03-02 från <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>.

Gatu- och fastighetskontoret, 2001. Klara Sjö – fortsatt sanering. Förslag till beslut. GFN 2001-03-13.

GeoMind, 2022. Markteknisk undersökningsrapport, MUR – Geoteknik. KCV, Stockholm. Geoteknisk undersökning.

Golder Associates, 2001. Kompletterande undersökningar och fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i sjösediment i Klara sjö, Stockholms stad.

Golder Associates, 2004. Muddring av PAH-förorenade sediment i Klara sjö.

Golder Associates, 2001. Kompletterande undersökningar och fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i sjösediment i Klara Sjö, Stockholms stad.

Tyréns, 2024. Klara City View. PM – Programarbete grundläggningkonstruktion. Granskningshandling 2024-05-07.

IVL, 2000. *Upptäckt och effekter av koppar i vatten och mark*.

Miljöbarometern, 2023. Hämtad den 2023-05-11 från <https://miljobarometern.stockholm.se/klimat/klimat-och-vaderstatistik/vattennivan-i-malaren/>

Miljöbarometern, 2024. Hämtad den 2024-08-23 från <https://miljobarometern.stockholm.se/klimat/klimat-och-vaderstatistik/vattennivan-i-saltsjon/>

Naturvårdsverket, 2009a. Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket, 2009b. Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978.

Naturvårdsverket, 2023a. Hämtad den 2023-03-01 från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/>

Naturvårdsverket, 2023b. Hämtad den 2023-03-14 från <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/metaller/fakta-om-kvicksilver/>

Nyréns Arkitektkontor, 2010, Gasverket i Värtan - Antikvarisk förundersökning, Powerpointpresentation.

SGF, 2023a. Hämtad den 2023-03-14 från <https://www.atgardsportalen.se/fororeningar/metaller>

SGF, 2023b. Hämtad den 2023-03-14 från <https://www.atgardsportalen.se/fororeningar/aromater>

SGF, 2023c. Hämtad den 2023-03-14 från <https://www.atgardsportalen.se/fororeningar/pah>

SGI, 2016. *In-situ övertäckning av förorenade sediment. Övergripande sammanfattning*. SGI Publikation 20-7.

SGI, 2021. Bedömning av förorenade områdens belastning på yt- och grundvatten. 1.1-2003-0289

SGU, 2024. Bedömningsgrunder för grundvatten 2013:01, uppdaterade 2024 med tillståndsklasser för grundvatten.

SMHI, 2011. Projekt Slussen - Förslag till ny reglering av Mälaren. Rapport nr 2011-64. Hämtad den 2024-09-03 från <https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/klimat/Malaren/SMHI-Forslag-ny-reglering-Malaren-rapport-2011.pdf>

SMHI, 2024a. Skyfall och översvämningar idag och i framtiden | SMHI. Hämtad den 2024-10-31 från <https://www.smhi.se/forskning/forskning-for-ett-hallbart-samhalle/skyfall-oversvamningar-1.163637>

SMHI, 2024b. Vattenwebb, Modelldata per område. Hämtad den 2024-06-10 från <https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>

SGU, 2013. Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:01.

SPI, 2011. Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar. Svenska Petroleum Institutet, 2011-04-12, SPI Rekommendation.

Stockholms stad, 2017. Startpromemoria för planläggning del av Norrmalm 4:41 m.fl., Norra Klarastrandsdelen Norrmalm (kontor, bostäder, centrumverksamhet och handel). Tjänsteutlåtande, Dnr 2017-02604. Daterad 2017-09-25.

Stockholms stad, 2019. Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm.

Stockholms stad, 2021. Mälaren – Ulvsundasjön, Lokalt åtgärdsprogram. Fakta och åtgärdsbehov.

Stockholms stad, 2022a. Exploateringskontorets Underlag för parallellt uppdrag – Klara City View, allmän plats.

Stockholms stad, 2022b. Hantering av länshållningsvatten med avledning till yt- eller grundvatten.

Stockholms stad, 2023a. Klara City View – nytt kontorshus. Hämtad 2023-01-10 från <https://vaxer.stockholm/projekt/klara-city-view/>.

Stockholms stad, 2023b. Lokalt åtgärdsprogram för Riddarfjärden och Norrström. Diarienummer: 2022-20735

Stockholms stad, 2024a. Badvatten. Hämtad den 2024-09-05 från <https://miljobarometern.stockholm.se/vatten/badvatten/>

Stockholms stad, 2024b. Allmänna lokala ordningsföreskrifter i Stockholm. Bilaga 7 – Kartor över offentliga platser där bad är tillåtet. Hämtat den 2024-09-05 från <https://start.stockholm/globalassets/start/om-stockholms-stad/politik-och-demokrati/styrdokument/allmanna-ordningsforeskrifter/bilaga-7-kartor-over-offentliga-platser-dar-bad-ar-tillatet.pdf>.

Sweco, 2012. PM Centralstationen, Stockholm, Etapp 4 och 5: östra sidan av stationsbyggnaden: Resultat från akviferanalys. Sweco, 2012-02-08

Sweco, 2015. Limhamn 151:463 och Cementen 3 i Malmö stad. Åtgärdsutredning.

Sweco, 2017a. PM Exploateringskontoret Snurrtomten – Norrmalm 4:41, miljöinventering.

Sweco, 2017b. PM Geoteknik. Exploateringskontoret "Snurrtomten" Norrmalm 4:41, Stockholm.

Sweco, 2020. Jernhusen – Innerstaden 30:40. Provtagning porgas.

Sweco, 2021. PM – Faktisk ångavgång av Hg i jord.

Sweco, 2022a. Markmiljöundersökning på Klara City View, Norrmalm 4:41, Stockholm Kommun.

Sweco, 2022b. PM Sediment Klara City View.

Sweco, 2022c. Västra Sjöstaden. Riskbedömning avseende markföroreningar inom Västra Sjöstaden (etapp väst) i Trelleborg.

Sweco, 2023a. Klara City View, Miljö- och hälsoriskbedömning.

Sweco, 2023b. Fältrapport. Kompletterande miljötekniska undersökningar Klara City View.

Sweco, 2023c. Norra Djurgårdsstaden, Gasverket Östra. Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning och förslag till mätbara åtgärds mål.

Sweco, 2024. Klara City View, Åtgärdsutredning.

U.S. EPA. (2012). Vapour Intrusion Database. Hämtat från Vapour Intrusion: <https://www.epa.gov/vaporintrusion/vapor-intrusion-database> den 6 maj 2021

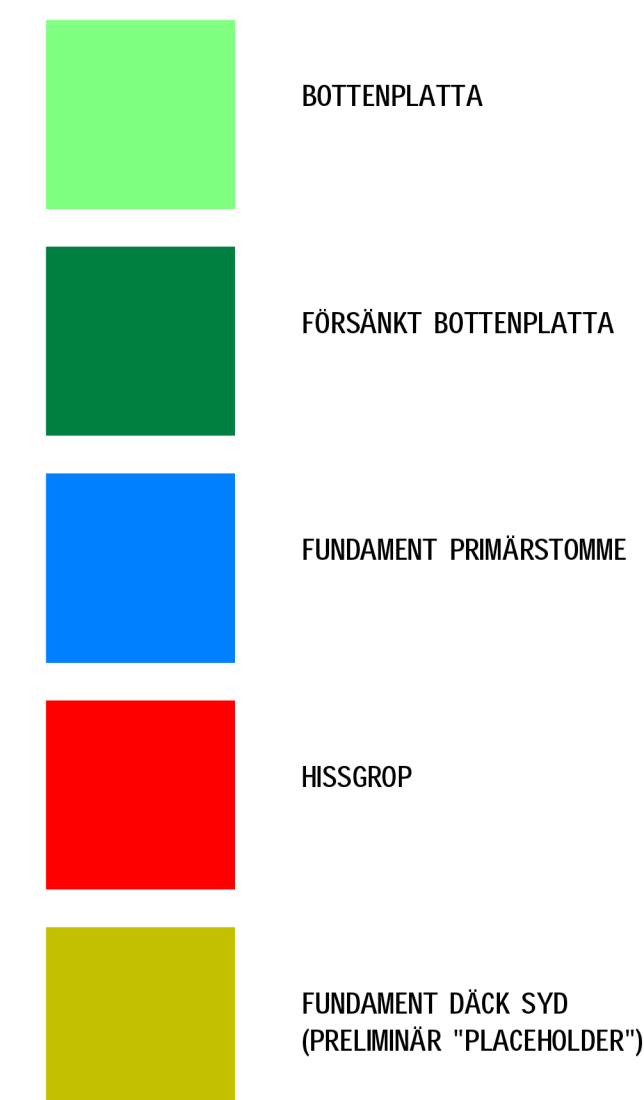
VISS, 2023. Hämtad den 2023-03-01 från <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA42021115>.

VISS, 2024. Hämtad den 2024-07-25 från <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA42470715>.

WSP, 2020. PM Byggnadsverk Klara City View, fd Snurrtomten.

WSP, 2023. Blekholmstunneln. Årlig kontroll av reningsanläggning för kreosotförorenad jord – 2022.

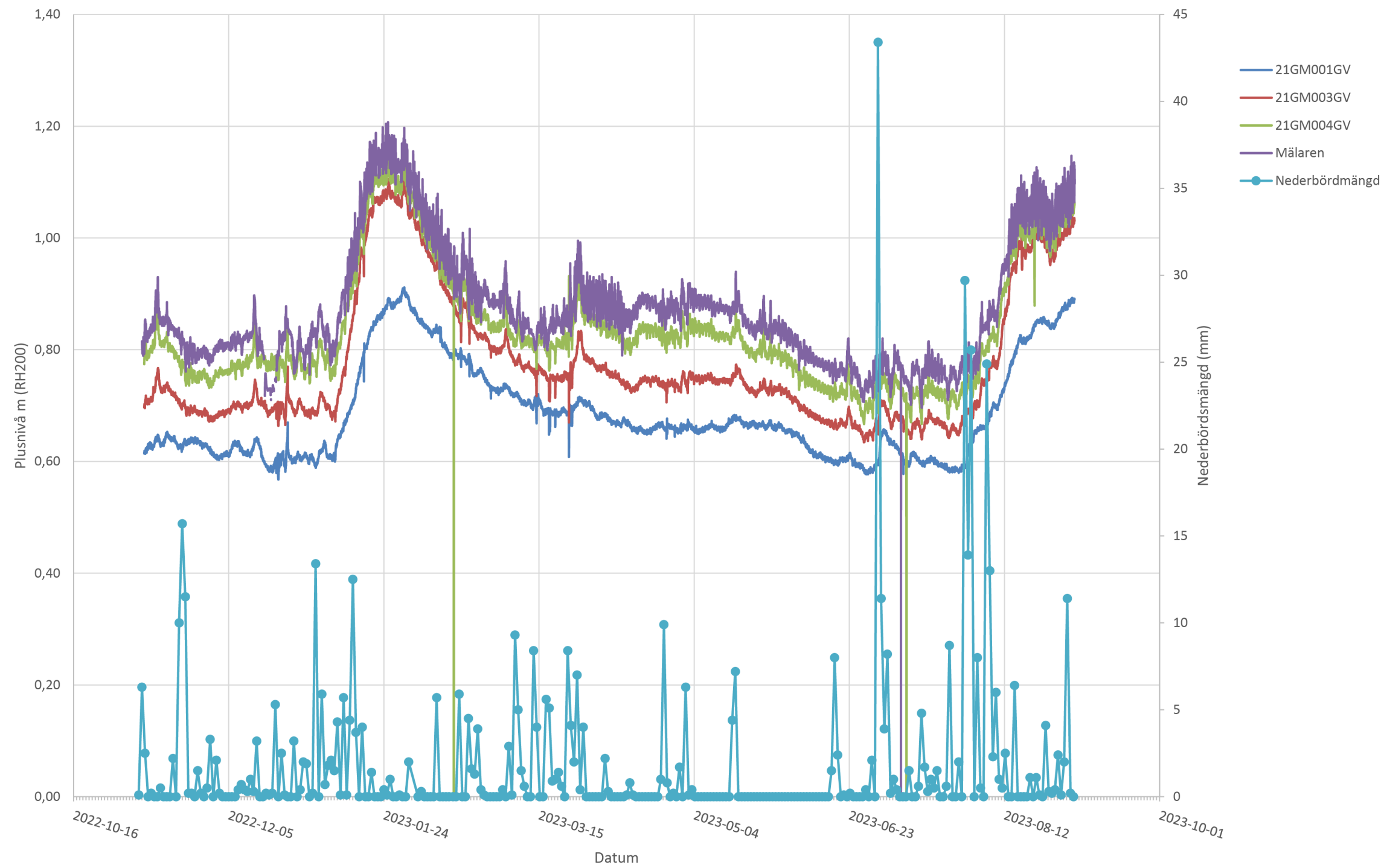
Bilaga 1. Byggnadens grundläggning



Bilaga 2. Vattennivåmätningar

I Klara sjö samt i grundvattenrör lokaliserade inom området för Klara City View

Klara Divers

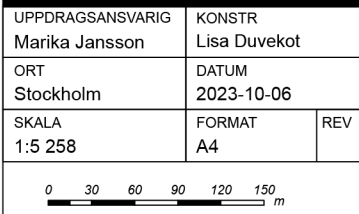


Bilaga 3. Situationsplaner

Jord-, grundvatten- och ytvattenprovtagning

SITUATIONSPLAN

Kartan visar det jordprov inom sitt djupintervall som fått den högsta klassningen.





© Lantmäteriet, Geodatasamverkan

ÖVERSIKTSPLAN

Miljöteknisk markundersökning

TECKENFÖRKLARING	
	Grundvattenrör + jord + porluft
	Jord
	Provtagningspunkter ytvatten

Klara city view

Översiktskarta av
provpunktsplacering för
jord, grundvatten,
porluft och ytvatten

SWECO

< ADDRESS >

Växel: 08-695 60 00 Fax: Fax 08-695 60 10

UPPDRAGSANSVARIG Marika Jansson	KONSTR Lisa Duvekot	
ORT Stockholm	DATUM 2023-10-06	
SKALA 1:5 258	FORMAT A4	REV

0306090120150

m

Bilaga 4.

Resultatsammanställningar

- Bilaga 4.1 Resultatsammanställning jord
- Bilaga 4.2 Resultatsammanställning grundvatten
- Bilaga 4.3 Resultatsammanställning porluft
- Bilaga 4.4 Resultatsammanställning ytvatten

Uppdrag: Explo KCV grundvattenundersökning
Uppdragsnummer: 30040821
Dokument: PM Grundvattenundersökning 2022

Klara City View
Sammanställda resultat jord

Resultat för analyserade jordprover jämfört mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig mark (KM) och mindre känslig mark (MKM) (NV, 5976), samt mindre än ringa risk (MRR) (handbok 2010:1). Samtliga halter i mg/kgTS.

					MRR		10	20	0,2	-	40	40	0,1	35	-	120	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,6	2	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
--	--	--	--	--	-----	--	----	----	-----	---	----	----	-----	----	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-----	---	-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten

				Provpunkt	21GM001												
				SPI ¹⁾	Rörets namn	21GM001GV	21GM001GV	21GM001GV_DEK	21GM001	21GM001	21GM001	21GM001 övre	23SGV01	23SGV01	23SGM001	23GM001	23GM001
					Magasin	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre
Ämne	Ytvatten	Anga	Indiaktion fri fas	Datum	2022-03-29	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-10	2023-08-18	2024-01-12	2024-04-22	2023-07-12	2023-08-21	2024-01-12	2024-04-23	2024-06-05	
Metaller	Arsenik	30*	-	-	µg/l	1,2	0,43	-	0,43	0,55	0,39	1	0,33	0,39	0,19	0,24	0,21
	Barium	1000*	-	-	µg/l	19	15	-	20	19	17	22	75	73	37	46	5,2
	Bly	50*	-	-	µg/l	0,054	1,4	-	<0,5	<0,5	<0,01	4,4	<0,5	<0,5	<0,01	<0,50	<0,50
	Kadmium	20*	-	-	µg/l	<0,004	<0,004	-	<0,1	<0,1	<0,004	<0,10	<0,1	<0,1	<0,004	<0,10	<0,10
	Kobolt	20*	-	-	µg/l	0,15	0,14	-	0,21	0,089	0,11	1,1	0,42	0,23	2,2	0,39	0,35
	Koppar	50*	-	-	µg/l	0,14	0,51	-	<0,5	<0,5	0,059	4,1	1,2	<0,5	0,056	<0,50	<0,50
	Krom	30*	-	-	µg/l	0,16	0,23	-	<0,5	<0,5	0,078	0,87	<0,5	<0,5	<0,05	<0,50	<0,50
	Kvicksilver	0,2*	3,3*	-	µg/l	<0,1	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,10
	Nickel	100*	-	-	µg/l	0,3	0,41	-	<0,5	<0,5	0,33	1,9	1,6	<0,5	5,1	<0,50	<0,50
	Vanadin	50*	-	-	µg/l	0,47	0,8	-	0,82	0,56	0,54	1,4	0,26	0,31	0,026	<0,20	<0,20
Zink	400*	-	-	µg/l	0,44	1,5	-	<2	<2	0,62	6,6	<2	<2	0,56	<2,0	<2,0	
Alif	Alifater >C5-C8	300	3 000	2 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C8-C10	150	100	1 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C10-C12	300	25	1 500	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C12-C16	3 000	-	3 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C16-C35	3 000	-	2 000	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	750	74	88	<50	<20
Arom	Aromater >C8-C10	500	800	3 000	µg/l	45	22	21	38	13	15	<10	54	14	42	<10	<10
	Aromater >C10-C16	120	10 000	500	µg/l	140	100	110	130	60	60	75	38	<10	56	<10	8,7
	Aromater >C16-C35	5,0	25 000	40	µg/l	<5	<5	<5	<2	<2	3,5	9	<2	<2	7	<2,0	<0,50
BTEX	Bensen	500	50	10 000	µg/l	5,9	13	15	34	11	17	0,96	150	50	120	6,6	40
	Toluen	500	6 000	10 000	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0	1,5	2,6	<1	<1,0	<1,0
	Etylbensen	500	7 000	2 000	µg/l	18	5,2	5,7	9,2	4	6,4	4,9	37	11	30	1,2	2,1
	M/P/O-Xylen	500	3 000	3 000	µg/l	25	6,9	6,5	6,4	5,4	5	2,3	50	25	14	1,3	3,5
PAH	naftalen	-	-	-	µg/l	400	200	240	0,2	170	130	140	580	250	360	40	0,052
	acenaftylen	-	-	-	µg/l	1,3	0,91	0,9	0,79	0,54	0,72	0,89	0,28	0,11	0,79	0,1	3,3
	acenaften	-	-	-	µg/l	69	69	82	91	41	39	41	12	2,5	20	2	1,7
	fluoren	-	-	-	µg/l	46	49	58	67	31	28	29	5,8	1	12	1	1,1
	fenantren	-	-	-	µg/l	51	55	65	74	33	30	15	2,9	0,43	14	0,72	0,11
	antracen	-	-	-	µg/l	5,1	4,2	5,4	5,1	2,8	4,8	5,1	0,39	0,063	2,3	0,14	0,17
	fluoranten	-	-	-	µg/l	7,3	5,1	6,3	8,7	4,3	8,4	13	2	0,16	7,4	0,33	0,11
	pyren	-	-	-	µg/l	4,6	3,2	3,5	5,1	2,4	6,2	9,4	1,3	0,11	5,9	0,26	0,02
	bens(a)antracen	-	-	-	µg/l	1,2	0,19	0,22	0,58	0,19	2,1	3,7	0,48	0,023	3	0,092	0,05
	krysen	-	-	-	µg/l	0,66	0,069	0,085	0,25	0,075	1,3	2,4	0,32	0,017	2	0,056	0,032
	bens(a)pyren	-	-	-	µg/l	0,88	0,053	0,064	0,26	0,039	1,6	3,2	0,33	0,017	2,3	0,057	0,047
	bens(b)fluoranten	-	-	-	µg/l	1,4	0,08	0,092	0,37	0,063	2,3	4,3	0,073	0,037	3,6	0,088	0,072
	bens(k)fluoranten	-	-	-	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	benso(ghi)perylen	-	-	-	µg/l	0,41	0,017	0,02	0,08	<0,010	0,56	1,1	0,15	<0,010	0,81	0,023	0,23
	indeno(123cd)pyren	-	-	-	µg/l	0,46	0,019	0,024	0,11	0,012	0,7	1,5	0,2	0,011	1,1	0,029	0,024
	dibenso(ah)antracen	-	-	-	µg/l	0,15	<0,010	<0,010	0,031	<0,010	0,22	0,4	0,035	<0,010	0,34	<0,010	<0,010
	PAH, summa L	120	2 000	150	µg/l	470	270	330	91	210	170	180	590	250	380	42	72
	PAH, summa M	5,0	10	10	µg/l	110	120	140	160	74	77	70	12	1,8	42	2,5	3,2
PAH, summa H	0,5	300	1	µg/l	5,1	0,43	0,51	1,7	0,39	8,6	17	1,6	0,12	13	0,35	0,25	
CN	CN lättillgänglig (fri)	50*	22 700*		µg/l	-	-	-	4,3	3,2	3,3	3,6	0,88	1,8	1,4	1,3	2,5
	CN total	50*	-		µg/l	-	-	-	270	230	170	250	17	26	20	32	29
PFAS	perfluoroktansyra (PFOA)	-	-	-	µg/l	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorononansyra (PFNA)	-	-	-	µg/l	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,065*	-	-	µg/l	0,005	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	-	-	-	µg/l	0,001	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorbutansulfonsyra (PFBS)	-	-	-	µg/l	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorbutansyra (PFBA)	-	-	-	µg/l	0,006	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoropentansyra (PFPeA)	-	-	-	µg/l	0,003	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorhexansyra (PFHxA)	-	-	-	µg/l	0,003	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoroheptansyra (PFHpA)	-	-	-	µg/l	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorodekansyra (PFDA)	-	-	-	µg/l	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6:2 FTS fluortelomersulfonat	-	-	-	µg/l	0,001	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	summa PFAS 11	9*	-	-	µg/l	0,023	0,022	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1) SPI, 2011: Svenska Petroleum Institutet. SPI rekommendation – Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar.

* Beräknad enligt SPIs beskrivna metod, se Bilaga 6 till Klara City View, Miljö- och hälsoriskbedömning (Sweco, 2023).

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten

					Provpunkt	21GM003									
					Rörets namn	21GM003GV	21GM003GV	21GM003GV_DE	21GM003	21GM003	21GM003	21GM003 övre	23SGM003	21GM003 undre	23GM003
					Magasin	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Undre	Undre	Undre
					Datum	2022-03-29	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-10	2023-08-17	2024-01-11	2024-04-22	2024-01-11	2024-04-22	2024-06-05
					Ämne	Ytvatten	Anga	Indiaktion fri fas							
Metaller	Arsenik	30*	-	-	µg/l	0,53	0,56	-	0,71	0,56	0,99	0,56	0,66	<0,20	<0,20
	Barium	1000*	-	-	µg/l	54	52	-	48	52	39	22	41	7,7	12
	Bly	50*	-	-	µg/l	0,055	0,084	-	<0,5	<0,5	<0,01	<0,50	<0,01	<0,50	<0,50
	Kadmium	20*	-	-	µg/l	<0,004	< 0,004	-	<0,1	<0,1	<0,004	<0,10	<0,004	<0,10	<0,10
	Kobolt	20*	-	-	µg/l	0,33	0,36	-	0,41	0,35	0,23	0,18	3	0,054	0,12
	Koppar	50*	-	-	µg/l	<0,05	0,053	-	<0,5	<0,5	<0,05	<0,50	<0,05	<0,50	1,4
	Krom	30*	-	-	µg/l	0,093	0,12	-	<0,5	<0,5	0,072	<0,50	<0,05	<0,50	<0,50
	Kvicksilver	0,2*	3,3*	-	µg/l	<0,1	< 0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
	Nickel	100*	-	-	µg/l	0,21	0,25	-	<0,5	<0,5	0,4	<0,50	11	<0,50	<0,50
	Vanadin	50*	-	-	µg/l	0,33	0,45	-	0,48	0,3	0,29	0,26	0,072	<0,20	<0,20
Alif	Zink	400*	-	-	µg/l	0,95	0,97	-	2,6	<2	0,82	<2,0	1,3	<2,0	<2,0
	Alifater >C5-C8	300	3 000	2 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C8-C10	150	100	1 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C10-C12	300	25	1 500	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C12-C16	3 000	-	3 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C16-C35	3 000	-	2 000	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<20
Arom	Aromater >C8-C10	500	800	3 000	µg/l	69	42	33	55	64	47	46	<10	<10	<10
	Aromater >C10-C16	120	10 000	500	µg/l	220	250	260	200	270	170	210	<10	<10	1,5
	Aromater >C16-C35	5,0	25 000	40	µg/l	<5	<5	<5	<2	<2	<2	2,6	<2	<2,0	<0,50
BTEX	Bensen	500	50	10 000	µg/l	33	27	28	31	33	21	17	4,5	1,6	3,4
	Toluen	500	6 000	10 000	µg/l	2,4	1,7	1,6	1,3	2,5	1,5	1,8	<1	<1,0	<1,0
	Etylbensen	500	7 000	2 000	µg/l	9	7,1	6	7,8	8,5	6,1	5,5	<1	<1,0	<1,0
	M/P/O-Xylen	500	3 000	3 000	µg/l	33	15	13	22	37	23	14	<1	<1,0	<1,0
PAH	naftalen	-	-	-	µg/l	510	610	650	380	760	230	420	3,9	1,9	0,015
	acenaftylen	-	-	-	µg/l	1,1	1,1	1,3	0,61	0,83	0,69	0,72	0,32	0,017	0,47
	acenaften	-	-	-	µg/l	61	79	78	59	78	50	68	1,6	0,32	0,36
	fluoren	-	-	-	µg/l	83	110	120	84	110	74	95	1,7	0,32	0,22
	fenantren	-	-	-	µg/l	100	120	140	110	150	90	120	2,4	0,31	0,03
	antracen	-	-	-	µg/l	5,2	7,4	11	8	9,5	7,2	9,8	0,53	0,036	0,017
	fluoranten	-	-	-	µg/l	9,2	8,1	9,1	11	14	8,4	12	1,3	0,051	0,013
	pyren	-	-	-	µg/l	7	6,4	6,5	7,4	9,5	6,3	8,4	1	0,04	<0,010
	bens(a)antracen	-	-	-	µg/l	0,46	0,19	0,19	0,65	0,48	0,83	0,96	0,5	<0,010	<0,010
	krysen	-	-	-	µg/l	0,38	0,099	0,099	0,5	0,19	0,78	0,99	0,35	<0,010	<0,010
	bens(a)pyren	-	-	-	µg/l	0,11	0,035	0,025	0,3	0,071	0,33	0,44	0,35	<0,010	<0,010
	bens(b)fluoranten	-	-	-	µg/l	0,18	0,044	0,037	0,43	0,1	0,53	0,66	0,57	<0,020	<0,020
	bens(k)fluoranten	-	-	-	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	benso(ghi)perylen	-	-	-	µg/l	0,043	< 0,010	< 0,010	0,12	<0,010	0,12	0,17	0,16	<0,010	<0,035
	indeno(123cd)pyren	-	-	-	µg/l	0,048	< 0,010	< 0,010	0,14	0,015	0,14	0,2	0,2	<0,010	<0,010
	dibenso(ah)antracen	-	-	-	µg/l	0,017	< 0,010	< 0,010	0,04	<0,010	0,051	0,064	0,064	<0,010	<0,010
	PAH, summa L	120	2 000	150	µg/l	570	690	730	440	840	280	490	5,8	2,2	4,4
	PAH, summa M	5,0	10	10	µg/l	200	250	280	220	290	190	250	7	0,76	0,63
	PAH, summa H	0,5	300	1	µg/l	1,2	0,38	0,37	2,2	0,86	2,8	3,5	2,2	<0,040	<0,040
CN	CN lättillgänglig (fri)	50*	22 700*		µg/l	-	-	-	3,3	3,7	3,7	3,1	1,2	<0,50	<0,50
	CN total	50*	-		µg/l	-	-	-	89	89	230	990	35	1,4	5,2
PFAS	perfluoroktansyra (PFOA)	-	-	-	µg/l	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorononansyra (PFNA)	-	-	-	µg/l	0,000	0,000	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,065*	-	-	µg/l	0,004	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	-	-	-	µg/l	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorbutansulfonsyra (PFBS)	-	-	-	µg/l	0,001	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorbutansyra (PFBA)	-	-	-	µg/l	0,003	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoropentansyra (PFPeA)	-	-	-	µg/l	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorhexansyra (PFHxA)	-	-	-	µg/l	0,002	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluoroheptansyra (PFHpA)	-	-	-	µg/l	0,002	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-
	perfluorodekansyra (PFDA)	-	-	-	µg/l	< 0,0003	< 0,0003	-	-	-	-	-	-	-	-
	6:2 FTS fluorotelomersulfonat	-	-	-	µg/l	0,001	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-
					summa PFAS 11	9*	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1) SPI, 2011: Svenska Petroleum Institutet. SPI rekommendation – Efterbehandl

* Beräknad enligt SPIs beskrivna metod, se Bilaga 6 till Klara City View, Miljö- och hälsor

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten

					Provpunkt	21GM004									
					Rörets namn	21GM004GV	21GM004GV	21GM004GV_DE	21GM004	21GM004	21GM004	21GM004	23SGM004	23GM004	23GM004
					Magasin	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Undre	Undre	Undre
Ämne					Datum	2022-04-06	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-11	2023-08-21	2024-01-12	2024-04-23	2024-01-12	2024-04-23	2024-06-05
Metaller	Arsenik	30*	-	-	µg/l	3,3	0,64	-	0,53	<0,2	0,53	0,85	0,26	0,22	0,28
	Barium	1000*	-	-	µg/l	83	56	-	49	54	27	45	35	7,9	2,7
	Bly	50*	-	-	µg/l	2,7	0,58	-	<0,5	<0,5	<0,01	<0,50	0,026	<0,50	<0,50
	Kadmium	20*	-	-	µg/l	<0,004	< 0,004	-	<0,1	<0,1	<0,004	<0,10	<0,004	<0,10	<0,10
	Kobolt	20*	-	-	µg/l	0,58	0,2	-	0,4	0,33	0,2	0,22	0,33	<0,050	<0,050
	Koppar	50*	-	-	µg/l	1,2	0,31	-	<0,5	<0,5	0,13	1,4	0,19	<0,50	<0,50
	Krom	30*	-	-	µg/l	0,45	0,17	-	<0,5	<0,5	0,094	<0,50	<0,05	<0,50	<0,50
	Kvicksilver	0,2*	3,3*	-	µg/l	< 0,1	< 0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
	Nickel	100*	-	-	µg/l	1	0,35	-	<0,5	<0,5	0,34	<0,50	1,9	<0,50	<0,50
	Vanadin	50*	-	-	µg/l	0,51	0,4	-	0,32	0,24	0,069	0,41	<0,02	<0,20	<0,20
Alif	Zink	400*	-	-	µg/l	4	1,3	-	<2	<2	1,4	<2,0	3	<2,0	<2,0
	Alifater >C5-C8	300	3 000	2 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C8-C10	150	100	1 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
	Alifater >C10-C12	300	25	1 500	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C12-C16	3 000	-	3 000	µg/l	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<10
	Alifater >C16-C35	3 000	-	2 000	µg/l	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	160	<50	<20
Arom	Aromater >C8-C10	500	800	3 000	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
	Aromater >C10-C16	120	10 000	500	µg/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	24	<10	<1,0
	Aromater >C16-C35	5,0	25 000	40	µg/l	<5	<5	<5	<2	<2	<2	<2,0	8,8	<2,0	<0,50
BTEX	Bensen	500	50	10 000	µg/l	0,99	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,50	1,1	<0,50	1,8
	Toluen	500	6 000	10 000	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0	<1	<1,0	<1,0
	Etylbensen	500	7 000	2 000	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0	<1	<1,0	<1,0
	M/P/O-Xylen	500	3 000	3 000	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0	<1	<1,0	<1,0
PAH	naftalen	-	-	-	µg/l	0,56	0,19	0,25	0,1	0,14	0,15	0,087	20	0,16	<0,010
	acenaftylen	-	-	-	µg/l	0,15	0,02	0,016	0,017	0,031	0,059	0,015	0,54	<0,010	0,026
	acenaften	-	-	-	µg/l	0,2	0,15	0,14	0,14	0,15	0,12	0,093	6,9	0,2	0,025
	fluoren	-	-	-	µg/l	0,16	0,036	0,044	0,056	0,051	0,13	0,035	9,6	0,33	0,024
	fenantren	-	-	-	µg/l	0,94	0,071	0,088	0,11	0,14	0,58	0,085	22	0,55	<0,010
	antracen	-	-	-	µg/l	0,3	0,021	0,029	0,024	0,035	0,12	0,029	5,2	0,061	0,028
	fluoranten	-	-	-	µg/l	1,8	0,089	0,061	0,097	0,23	0,67	0,17	9,3	0,093	0,021
	pyren	-	-	-	µg/l	1,6	0,08	0,049	0,076	0,2	0,6	0,16	8	0,076	<0,010
	bens(a)antracen	-	-	-	µg/l	0,88	0,032	0,011	0,039	0,1	0,35	0,076	3,5	0,02	0,011
	krysen	-	-	-	µg/l	0,67	0,023	< 0,010	0,023	0,073	0,24	0,052	3,5	0,016	<0,010
	bens(a)pyren	-	-	-	µg/l	0,94	0,033	< 0,010	0,035	0,11	0,38	0,075	2,4	0,012	<0,010
	bens(b)fluoranten	-	-	-	µg/l	1,4	0,053	< 0,020	0,056	0,18	0,6	0,12	3,7	0,02	<0,020
	bens(k)fluoranten	-	-	-	µg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	benso(ghi)perylen	-	-	-	µg/l	0,52	0,019	< 0,010	0,017	0,071	0,21	0,045	1	<0,010	0,041
	indeno(123cd)pyren	-	-	-	µg/l	0,64	0,023	< 0,010	0,024	0,091	0,27	0,057	1,3	<0,010	<0,010
	dibenso(ah)antracen	-	-	-	µg/l	0,13	< 0,010	< 0,010	<0,010	0,017	0,061	0,013	0,4	<0,010	<0,010
	PAH, summa L	120	2 000	150	µg/l	0,91	0,36	0,4	0,25	0,32	0,33	0,19	27	0,36	0,2
	PAH, summa M	5,0	10	10	µg/l	4,8	0,3	0,27	0,36	0,65	2,1	0,48	54	1,1	0,1
	PAH, summa H	0,5	300	1	µg/l	5,2	0,19	0,046	0,2	0,65	2,1	0,44	16	0,083	0,046
CN	CN lättillgänglig (fri)	50*	22 700*		µg/l	-	-	-	1	1,1	1,8	1,8	5,3	<0,50	0,57
	CN total	50*	-		µg/l	-	-	-	20	16	16	20	300	0,59	2,2
PFAS	perfluoroktansyra (PFOA)	-	-	-	µg/l	0,0015	0,0014	-	-						
	perfluorononansyra (PFNA)	-	-	-	µg/l	0,00085	0,001	-	-						
	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,065*	-	-	µg/l	0,002	0,003	-	-						
	perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	-	-	-	µg/l	0,002	0,001	-	-						
	perfluorbutansulfonsyra (PFBS)	-	-	-	µg/l	0,001	0,001	-	-						
	perfluorbutansyra (PFBA)	-	-	-	µg/l	0,006	0,004	-	-						
	perfluoropentansyra (PFPeA)	-	-	-	µg/l	0,004	0,002	-	-						
	perfluorhexansyra (PFHxA)	-	-	-	µg/l	0,004	0,003	-	-						
	perfluoroheptansyra (PFHpA)	-	-	-	µg/l	0,003	0,002	-	-						
	perfluorodekansyra (PFDA)	-	-	-	µg/l	< 0,0003	< 0,0003	-	-						
	6:2 FTS fluortelomersulfonat	-	-	-	µg/l	0,001	0,009	-	-						
summa PFAS 11					µg/l	0,027	0,029	-	-						

1) SPI, 2011: Svenska Petroleum Institutet. SPI rekommendation – Efterbehandling

* Beräknad enligt SPIs beskrivna metod, se Bilaga 6 till Klara City View, Miljö- och hälsor

KLARA CITY VIEW
Resultat från utförda porluftsundersökningar.

Resultat jämförs mot riskbaserade riktvärden (RFC och RISKinh) vilka finns angivna i Naturvårdsverkets Rapport (5976) (Naturvårdsverket, 2016).

RFC = Kroniskt lägriskvärde (referenskoncentration i luft). Den koncentration där riskerna bedöms vara acceptabla för människor att exponeras för dygnet runt under en hel livstid (80 år). Baserad på icke cancerogena ämnen och avsett för inomhusluft.

RISKinh = Cancerriskbaserad referenskoncentration. Den koncentration då 1 på 100 000 individer riskerar att insjukna i cancer under sin livstid vid kontinuerlig exponering. Baserad på cancerogena ämnen och avsett för inomhusluft.

	Ämne	RfC	RfC	RISKinh	Rör ID	23SPG01				23SPG02				23SPG03				Omgivningsluft				
		[µg/m3]	[µg/m3]	[µg/m3]		Prov ID	23SPG01_PG	23SPG01	23SPG01	24SPG01	23SPG02_PG	23SPG02	23SPG02	24SPG02	23SPG03_PG	23SPG03	23SPG03	24SPG03	23SPG01_OL	23SPG01OL	23SPG_OL	24SPGOL
						2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	
Pumpad volym (liter)					Enhet	480	480	470,34	480	480	480	479,91	480	480	480	453,89	480	480	480	479,98	480	
BTEX	Bensen	-	-	1,7	µg/m3	4 270	<4,2	<4,17	<4,17	38,4	<4,2	<4,17	<4,17	627	<4,2	<4,17	<4,17	<4,2	<4,2	<4,17	<4,17	
	Toluen	260	260	-	µg/m3	3 420	6,12	4,88	10,3	35,4	11	637	<4,17	1 280	6,47	<4,17	<4,17	<4,2	<4,2	<4,17	<4,17	
	Etylbensen	770	770	-	µg/m3	15 900	<4,2	<4,17	<4,17	7,77	<4,2	<4,17	<4,17	376	<4,2	<4,17	<4,17	<4,2	<4,2	<4,17	<4,17	
	m,p-xylen	-	-	-	µg/m3	43 200	9,79	7,39	12,2	32,7	5,2	<4,17	<4,17	1 530	4,85	5,41	<4,17	<4,2	<4,2	<4,17	<4,17	
	o-xylen	-	-	-	µg/m3	13 600	<4,2	<4,17	4,62	12,2	<4,2	<4,17	<4,17	251	<4,2	<4,17	<4,17	<4,2	<4,2	<4,17	<4,17	
PAH-L	xylen, summa	100	100	-	µg/m3	57 000	9,6	<8,3	16,7	44,6	<8,3	<8,3	<8,3	1 780	<8,3	<8,3	<8,3	<8,3	<8,3	<8,3	<8,3	
	naftalen	3	3	-	µg/m3	7 300	8,8	0,83	0,48	1,5	0,048	0,17	0,11	1,5	0,29	0,099	0,096	2,1	0,042	0,042	0,023	
	acenaftylen	-	-	-	µg/m3	0,48	0,098	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	acenaften	3	3 ⁽¹⁾	-	µg/m3	1	0,63	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	0,069	<0,021	<0,021	<0,021
PAH-M	fluoren	-	-	0,022	µg/m3	0,025	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	0,052	<0,021	<0,021	<0,021
	fenantren	-	-	0,022	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	0,052	<0,021	<0,021	<0,021
	antracen	-	-	0,022	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	fluoranten	-	-	0,00022	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	pyren	-	-	0,011	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
PAH-H	benso(a)antracen	-	-	0,0022	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	krysen	-	-	0,00037	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	benso(b)fluoranten	-	-	0,00011	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	benso(k)fluoranten	-	-	0,00022	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	benso(a)pyren	-	-	0,000011	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	dibenso(ah)antracen	-	-	0,00001	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	benso(ghi)perylen	-	-	0,00055	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
	indeno(123cd)pyren	-	-	0,00011	µg/m3	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	<0,022	<0,021	<0,021	<0,021	<0,021	
Hg	Kvicksilver, Hg	0,2	0,2	-	µg/m3	<0,1	<0,08	<0,08	<0,09	<0,1	<0,08	<0,08	<0,09	<0,1	<0,08	<0,08	<0,09	<0,1	<0,08	<0,08	<0,09	

1) Baserad på RFC värdet för naftalen, 3E-03 mg/m3 (NV Rapport 5976, 2016)

Bilaga 4.4. Resultatsammanställning - Ytvatten

		Miljökvalitetsnormer, gränsvärden för kemisk ytvattenstatus, inlansytvatten (HVMFS 2019:25)		Förslag till gränsvärden NV rapport 5799	Kanadensiska ytvattenkriterier för skydd av akvatiskt liv, marint vatten (CCME)	22S01YV	22S02YV	22S03YV
Ämne	Enhet	Årsmedelvärde	Maximalt tillåten koncentration			2022-06-01	2022-06-01	2022-06-01
Cd	µg/l	≤ 0,08 (klass 1) 0,08 (klass 2) 0,09 (klass 3) 0,15 (klass 4) 0,25 (klass 5)	≤ 0,45 (klass 1) 0,45 (klass 2) 0,6 (klass 3) 0,9 (klass 4) 1,5 (klass 5)	-	-	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Pb	µg/l	1,2*	14	-	-	0,67	0,62	0,77
Hg	µg/l	-	0,07	-	-	<0,1	<0,1	<0,1
Ni	µg/l	4*	34	-	-	2,5	2,5	2,5
Cr	µg/l	-	-	3	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Zn	µg/l	-	-	8	-	8,3	6,7	9,1
As	µg/l	-	-	-	12,5	0,6	0,51	0,53
Bensen	µg/l	-	-	-	110	< 0,00050	< 0,00050	< 0,00050
Naftalen	µg/l	2	130	-	1,4	< 0,020	< 0,020	< 0,020
Etylbensen	µg/l	-	-	-	25	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010
Toluen	µg/l	-	-	-	215	< 0,0010	< 0,0010	< 0,0010
Benso(a)pyren)	µg/l	0,00017	0,27	-	-	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benso(b,k)fluoranten	µg/l	-	0,017	-	-	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Benso(g,h,i)perlyen	µg/l	-	0,00082	-	-	< 0,010	< 0,010	< 0,010
PAH-L	µg/l	-	-	-	-	< 0,040	< 0,040	< 0,040
PAH-M	µg/l	-	-	-	-	< 0,040	< 0,040	< 0,040
PAH-H	µg/l	-	-	-	-	< 0,040	< 0,040	< 0,040
PFOS	µg/l	0,00065	36	-	-	0,0027	0,0025	0,0026
Summa PFAS 11	µg/l	-	-	-	-	0,015	0,014	0,013

* biotillgängligt

Bilaga 5. Relevanta storstadsspecifika riktvärden för jord

Antaganden samt jämförelse mot högsta uppmätta halter i jord

Klara City View

Jämförelse av platsspecifika förutsättningar mot antaganden för Storstadsspecifika riktvärden för Stockholms stad samt Naturvårdsverkets generella riktvärden.

	Markanvändningsscenario, SSRV		NV, 2016	Representativt för KCV?			
	C. Verksamheter	F2. Djup jord under verksamheter	MKM	C. Verksamheter	F2. Djup jord under verksamheter	MKM	
Jordtyp	Genomsläpplig		Normaltät	Ja		Nej	
Modellversion, Naturvårdsverket	2.2		2.0.1				Kommentar
Exponeringsvägar							
Intag av jord	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	
Hudkontakt med jord/damm	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	
Inandning av damm	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	
Inandning av ånga	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	
Intag av dricksvatten	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Området förses med kommunalt dricksvatten.
Intag av växter	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Ytan kommer vara hårdgjord, ingen möjlighet till intag av växter
Uppskattnig av halter i fisk	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	
Exponeringsparametrar							
Intag av jord (dagar/år)							
Exponeringstid barn	30	20	60	Nej	Ja	Nej	Markytan kommer vara hårdgjord vilket kraftigt begränsar exponeringen för den förorenade jorden.
Exponeringstid vuxna	100	20	200	Nej	Ja	Nej	
Hudkontakt med jord (dagar/år)							
Exponeringstid barn	30	20	60	Nej	Ja	Nej	Markytan kommer vara hårdgjord vilket kraftigt begränsar exponeringen för den förorenade jorden.
Exponeringstid vuxna	45	20	200	Nej	Ja	Nej	
Inandning av damm (dagar/år)							
Exponeringstid barn	30	20	60	Nej	Ja	Nej	Markytan kommer vara hårdgjord vilket kraftigt begränsar exponeringen för den förorenade jorden. Eventuell exponernig sker utomhus i samband med att jorden blottläggs vid markarbeten.
Exponeringstid vuxna	100	20	200	Nej	Ja	Nej	
Andel inomhusvistelse (-)	1	0	1	Ja	Ja	Nej	
Inandning av ånga (dagar/år)							
Exponeringstid barn	60	60	60	Ja	Ja	Ja	
Exponeringstid vuxna	200	200	200	Ja	Ja	Ja	
Andel inomhusvistelse (-)	1	1	1	Ja	Ja	Ja	
Intag av växter (kg/dag)							
Konsumtion, barn	0	0	0	Ja	Ja	Ja	
Konsumtion, vuxna	0	0	0	Ja	Ja	Ja	
Andel från odling på plats	0	0	0	Ja	Ja	Ja	
Scenariospecifika modellparametrar							
Använd KM eller MKM-värden i modellen	MKM	MKM	MKM	Ja	Ja	Ja	Den planerade markanvändningen (kontorsverksamhet och kommersiella lokaler) bedöms motsvara ett MKM-scenario.
Jord och gv-parametrar							
Organiskt kol (andel)	0,02	0,02	0,02	Osäkert	Osäkert	Osäkert	Utförda analyser indikerar att innehållet av TOC i djup jord är högre (3-8 %) samt att TOC-halten i ytlig jord är lägre (< 1%).
Vattenhalt (andel)	0,11	0,15	0,32	Ja	Ja	Nej	Genomsläpplig jord. Antagna parametervärden hämtade från Naturvårdsverkets rapport 5976 i brist på platsspecifik data (Naturvårdsverket, 2016).
Porluft	0,24	0,2	0,08	Ja	Ja	Nej	
Porositet (andel)	0,35	0,35	0,4	Ja	Ja	Nej	
Kd-värden metaller	NV	NV	NV	Ja	Ja	Ja	
Storlek förorenat område							
Storlek förorenat område	50x50 m	50x50 m	50x50 m	Ja	Ja	Ja	Området är i samma storleksordning (ca 70 x70 m)
Transportmodell ånga							
Luftvolym inne i byggnaden	240	240	240	Nej	Nej	Nej	Byggnaden är avsevärt större.
Luftomsättning i byggnaden	12	12	12	Ja	Ja	Nej	Extra spädning i källare/ hisschakt
Yta under byggnaden	100	100	100	Osäkert	Osäkert	Osäkert	Byggnadens slutliga utformning är osäker. Sannolikt blir ytan som stå i kontakt med underliggande mark större än 100 m2.
Djup till förorening	0,35	1	0,35	Ja	Ja	Ja	Höga föroreningshalter lokaliserade på djup 0-1 m samt > 1 m från markytan. Högst föroreningshalter har uppmätts på djup > 1m från markytan.
Transportmodell grundvatten							
Grundvattenbildning (mm/år)	80	40	100	Nej	Ja	Nej	Markytan inom området kommer vara hårdgjord eller täckt av byggnad vilket kraftigt begränsar infiltrationen. Även ytor i omkringliggande områden är huvudsakligen hårdgjorda.
Transportmodell ytvatten - sjö							
Volym	1000000	1000000	1000000	Nej	Nej	Nej	Närmaste ytvattenrecipient, Klara Sjö, utgörs av vattendrag. Klara Sjö mynnar i målaren med en volym större än 1 000 000 m3. Risker kopplade till spridning utvärderas främst utifrån uppmätta halter i grundvatten.
Omsättningstid	1	1	1	Nej	Nej	Nej	
Skydd av markmiljö							
Markmiljö	Nej	Nej	75%	Ja	Ja	Nej	Markmiljön bedöms ej utgöra ett skyddsobjekt, se motivering i rapport.
Skydd av grundvatten							
Skydd av grundvatten beaktas	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej	Grundvattnet bedöms ej utgöra ett skyddsobjekt, se motivering i rapport.
Modellparametrar							
Mäktighet på förorenat jordlager	1 m	2 m	2 m	Ja	Nej	Nej	Mäktigheten på det djupa förorenade jordlagret är större (ca 3 m)
Bakgrundshalter	SSRV	SSRV	NV	Ja	Ja	Nej	Lokala bakgrundshalter för Stockholm bedöms mest representativa.



Klara City View

Storstadsspecifika riktvärden för markanvändningsscenarier som bedöms relevanta inom området för KCV samt högsta uppmätta halt av respektive ämne. Samtliga halter i mg/kgTS.

	C. Verksamheter	F2. Djup jord under verksamheter	Högsta uppmätta halt (i fyllning ovan lera)
Arsenik	50	100	<u>23</u>
Barium	1500	3000	170
Bly	600	600	<u>780</u>
Kadmium	20	40	0,59
Kobolt	175	350	17
Koppar	1000	2000	<u>200</u>
Krom total	750	1500	51
Kviksilver	0,5	0,5	<u>17</u>
Nickel	600	1000	36
Vanadin			64
Zink	2500	2500	160
PAH-L	40	70	<u>400</u>
PAH-M	10	15	<u>480</u>
PAH-H	35	50	<u>510</u>
TCE	2	3	
PCE	6	8	
PCB7	0,4	0,6	< 0,0070
Bensen	0,18	0,25	<u>0,51</u>
Toluen	15	25	0,18
Etylbensen	80	120	1,1
Xylen	12	20	3,5
Alifater >C5-C8	120	60	<3
Alifater >C8-C10	30	30	<3
Alifater >C10-C12	180	250	9,1
Alifater >C12-C16	800	1000	32
Alifater >C16-C35	2500	2500	95
Aromater >C8-C10	70	100	18
Aromater >C10-C16	75	150	<u>260</u>
Aromater >C16-C35	80	180	<u>180</u>

Bilaga 6. Beräkning av riktvärden för grundvatten och porluft

Bilaga 6.1.1 Beräkning av hälsoriktvärden för grundvatten

Bilaga 6.1.2 Beräkning av riktvärden för grundvatten för skydd av ytvatten enligt
SPI:s metod

Bilaga 6.2 Beräkning av riktvärden för porluft

Bilaga 6.1.1

Hälsoriktvärden för grund- och ytvatten – Klara City View

Denna bilaga beskriver metodik och underlag för beräkning av platsspecifika hälsoriktvärden för grund- och ytvatten inom (grundvatten) och i anslutning till (ytvatten) Klara City View (del av fastigheten Norrmalm 4:41) i Stockholm.

Beräkningarna för grundvatten har gjorts med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg version 2.2 (Naturvårdsverket, 2024). Beräkningsverktyget har anpassats så att riktvärden för grundvatten kunnat beräknas.

Riktvärden för grundvatten avser endast risker kopplade till inandning av ånga, då det är den enda exponeringsväg som bedömts relevant för grundvattnet inom området.

Riktvärden för ytvatten baseras på beräkningsmodeller som beskrivs i Naturvårdsverkets vägledning avseende beräkning av riktvärden för mark (Naturvårdsverket, 2009) men med justeringar för beakta människors exponering via intag av fisk samt upptag av föroreningar från ytvatten till fisk. Riktvärden för ytvatten avser endast människors exponering vid konsumtion av lokal fisk, d.v.s. konsumtion av fisk som lever i ytvatten i planområdets direkta närhet, eftersom detta är den enda exponeringsväg som bedömts relevant för ytvattnet i anslutning till området.

Grundvatten - riktvärden för inandning av ångor

Beskrivning av beräkningar

Riktvärden beräknas utifrån den acceptabla koncentrationen i inandningsluften och den utspädning som sker mellan porluft och inandningsluft.

Den acceptabla koncentrationen i inandningsluften är en andel av referenskoncentrationen (RfC) i luft för ämnen med tröskeeffekter. För genotoxiska ämnen används istället en riskbaserad koncentration, $RISK_{inh}$, som anger en koncentration som innebär max ett extra cancerfall per 100 000 livstids-exponerade personer. Den andel av RfC som antas komma från annan exponering än från det förorenade området är benämnd f_{os} . Samma ämne kan ha båda typerna av toxikologiskt referensvärde, i så fall används det som ger det lägsta riktvärdet.

Riktvärdet ges av:

$$RV_{GV} = \frac{\min(RfC \cdot (1 - f_{os}), RISK_{inh})}{H \cdot DF \cdot f_{iv-exp}}$$

där DF är utspädningsfaktorn (enhetslös) mellan porluft och inandningsluft, H är Henrys konstant (enhetslös), f_{os} är andelen av RfC som intecknas av andra källor och f_{iv-exp} är andel av tid som exponering via inandning av ånga sker (enhetslös). Henrys konstant är en ämnesspecifik parameter. Samtliga ämnesspecifika variabler har hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2024).

Utspädningsfaktorn mellan porluft och inandningsluft, DF, beräknas enligt:

$$DF = f_{t_{in_{iv}}} \cdot DF_{ia} + f_{t_{out_{iv}}} \cdot DF_{oa}$$

där $f_{t_{in_{iv}}}$ är andelen av tid som exponering via inandning av ånga sker inomhus, DF_{ia} är utspädningsfaktorn mellan porluft och inandningsluft inomhus, $f_{t_{out_{iv}}}$ är

andelen av tid som exponering via inandning av ånga sker utomhus och DF_{oa} är utspädningsfaktorn mellan porluft och inandningsluft utomhus.

Utspädningsfaktorn beräknas på olika sätt för exponering inomhus respektive utomhus. Utspädningsfaktor till inomhusluft beräknas i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg enligt¹:

$$DF_{ia} = \frac{L_a}{V_{house} \cdot l_{house}} \cdot \frac{A_{house} \cdot D_e}{L_a \cdot Z + A_{house} \cdot D_e}$$

där L_a är inläckaget av markluft i byggnaden, V_{house} är luftvolymen i byggnaden (m^3), l_{house} är luftomsättningen i byggnaden (d^{-1}), A_{house} är husets bottenyta (m^2), D_e är den effektiva diffusiviteten ($m^2/dygn$) och Z är djupet till föroreningen (m). Den effektiva diffusiviteten beräknas från vattenhalt och andel porluft i den omrättade zonen. Beräkningen ingår i beräkningsverktyget och beskrivs i vägledningen för beräkningsverktyget (Naturvårdsverket, 2009) och beskrivs inte vidare här.

Utspädningsfaktorn mellan porgas och utomhusluft ges av:

$$DF_{oa} = \frac{1}{0,08 \cdot v \cdot \left(\frac{Z}{D_e} + \frac{1}{k_v} \right)}$$

där v är vindhastigheten (m/s) och k_v är överföringskoefficienten för gränsskiktet vid markytan (m/d).

De riktvärden som beräknats för det aktuella området utgår från det konservativa antagandet att andelen inomhusvistelse uppgår till 100 %. Utspädningsfaktorn, DF , motsvarar således i det aktuella fallet DF_{ia} .

¹ Vid beräkning av riktvärden för jord görs också en korrigering för att ta hänsyn till att flyktiga ämnen kan avgå i sådan omfattning att källan påverkas. Den källa som angetts är ogiltig. Denna korrigerade utspädningsfaktor kallas i beräkningsverktyget DF_{tot_ia} .

Tabell 1. Lista över använda variabler. För variabler som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg används samma beteckning (Naturvårdsverket, 2016a).

2024-11-01

Beteckning	Beskrivning	Typ av parameter	Ingår i beräkningsverktyg
RV_{GV} ($\mu\text{g/l}$)	Grundvattenriktvärde avseende inandning av ångor	Beräknas	Nej
RfC (mg/m^3)	Toxikologisk referenskoncentration för icke-genotoxiska ämnen, inandning	Ämnesspecifik	Ja
$RISK_{inh}$ (mg/m^3)	Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen, inandning	Ämnesspecifik	Ja
f_{os} (-)	Andel av TDI eller RfC från andra källor	Ämnesspecifik	Ja
H (-)	Henrys konstant	Ämnesspecifik	Ja
f_{iv-exp} (-)	Andel av tid för vistelse på platsen, inandning av ånga	Beräknas	Ja
DF_{ia} (-)	Utspärningsfaktor mellan porluft och inomhusluft	Beräknas	Ja
L_a (m^3/d)	Läckage av markluft in i huset	Modellspecifik	Ja
V_{house} (m^3)	Luftvolym inne i huset	Scenariospecifik	Ja
I_{house} (d^{-1})	Luftomsättning i huset	Scenariospecifik	Ja
A_{house} (m^2)	Yta under huset	Scenariospecifik	Ja
D_e (m^2/dygn)	Effektiv diffusivitet av ämne i ångfas i jorden	Beräknas	Ja
Z (m)	Djup till grundvattenyta från dränerande lager	Scenariospecifik	Ja, men avser i beräkningsverktyget djup till förorening
DF_{oa} (-)	Utspärningsfaktor mellan porluft och utomhusluft	Beräknas	Ja
v (m/s)	Vindhastighet	Modellspecifik	Ja
k_v (m/d)	Transportmotstånd vid markytan	Modellspecifik	Ja

Platsspecifika antaganden

De platsspecifika antaganden som använts vid beräkningarna har beskrivits och motiverats i huvudrapporten men har även sammanställts här.

Riktvärden har beräknats för grundvatten i ytligt och djupt magasin. Beräkningarna för ytligt grundvatten utgår från ett s.k. värsta scenario där samtliga jordmassor under den framtida byggnaden schaktas ur ner till grundvattenytan och ersätts med genomsläppliga jordmassor. Avståndet till det dränerande lagret har därmed, för riktvärden som avser ytligt grundvatten, ansatts till 0,01 m². För riktvärden som avser djupt grundvatten har avståndet till det dränerande lagret satts till 5 m, vilket motiveras i huvudrapporten.

Antaganden avseende jordens egenskaper har, för djupt grundvatten, ansatts för att motsvara täta jordarter (i detta fall lera). För ytligt grundvatten ansätts egenskaper för genomsläpplig jord. Värden har hämtats från Naturvårdsverkets rapport 5976, tabell A1 (Naturvårdsverket, 2009).

Vistelsetiden har ansatts till 200 dagar för vuxna och 60 dagar för barn, i enlighet med antaganden för Storstadsspecifika riktvärden - markanvändningsscenario C. *Verksamheter*. Luftomsättningen har satts till 12 ggr/d och byggnadens luftvolym till 240 m³, även detta baserat på antaganden för nämnda riktvärden.

² Djupet har valts för att komma så nära noll som möjligt men utan att generera fel i modellen. Djupet kan inte ansättas till 0 m.

Antaganden som tillämpats vid beräkning av riktvärden för de olika magasinen har sammanställts i Tabell 2.

2024-11-01

Tabell 2. Förutsättningar för beräkning av riktvärden för ångor.

Beskrivning	Ytligt grundvatten	Djupt grundvatten
Andel av tid inomhus (-)	1	1
Exponeringstid, vuxen (d/år)	200	200
Exponeringstid, barn (d/år)	60	60
Andel av exponeringstid på platsen	0,33	0,33
Halt organiskt kol (kg/kg)	0,02	0,005
Vattenhalt (dm ³ /dm ³)	0,11	0,39
Andel porluft (dm ³ /dm ³)	0,24	0,06
Djup till grundvattenytan (m)	0,01	5
Luftvolym inne i huset (m ³)	240	240
Luftomsättning i huset (d ⁻¹)	12	12
Yta under huset (m ²)	100	100

Ämnesspecifika data som tillämpats vid beräkningarna redovisas i Tabell 3. Samtliga data har hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2024).

Tabell 3. Ämnesspecifika data.

Ämne	H (-)	RfC (mg/m ³)	RISK _{inh} (mg/m ³)	f _{os} (-)
Bensen	0,159		0,0017	
Xylen	0,169	0,1		0,5
Naftalen	0,0117	0,003		0,5
Acenaftalen	0,0289			0,5
Acenaften	0,0108			0,5
Antracen	0,000895		0,000024	
Fluoren	0,00619		0,000024	
Fenantren	0,00135		0,000024	
Fluoranten	0,00163		0,00000024	
Pyren	0,000075		0,000012	
Aromat >C10-C16	0,027	0,2		0,5
Kvicksilver	0,3	0,0002		0,8
Cyanid fri	0,0055	0,025		0,5

Beräknade hälsoriktvärden för grundvatten

Beräknade riktvärden avseende inandning av ångor från grundvatten redovisas i Tabell 4. Riktvärden har beräknats för de ämnen som bedömts vara av potentiell betydelse för riskbilden inom området.

Tabell 4. Beräknade riktvärden för inandning av ångor.

2024-11-01

		Hälsoriktvärden grundvatten (µg/l)	
Ämne		Ytligt grundvatten	Djupt grundvatten
BTEX	Bensen	71	21 000
	Xylener	2 000	590 000
PAH-L	Naftalen	850	56 000
	Acenaftilen	16	2 100
	Acenaften	43	2 600
PAH-M	Antracen	180	1 200
	Fluoren	26	970
	Fenantren	120	1 100
	Fluoranten	0,98	11
	Pyren	1 100	600
Övriga	Aromater >C10-C16	25 000	3 100 000
	Kvicksilver	0,89	300
	Cyanid fri	15 000	510 000

Justering av riktvärden

Utvärdering av uppmätta föroreningshalter i jord, grundvatten och porluft inom området visar på en låg korrelation mellan föroreningshalter uppmätta i porluft och den indikerade risk för ångtransport som noteras utifrån jämförelse av föroreningshalter i grundvatten och jord mot framtagna riktvärden. Resultaten tyder på att den beräkningsmodell som använts för att ta fram de platsspecifika riktvärdena för grundvatten samt tillämpade riktvärden för jord (Naturvårdsverkets beräkningsverktyg) överskattar risker kopplade till ånginträngning.

Liknande samband har även noterats vid andra objekt som Sweco har utrett, bl.a. vid det före detta gasverksområdet i Norra Djurgårdsstaden, Stockholm (Sweco, 2024).

För att undersöka hur beräkningsverktygets modell för beräkning av ångtransport förhåller sig till de förutsättningar avseende ångtransport som förekommer vid KCV har förhållandet mellan beräkningsverktygets beräknade föroreningshalter i porluft och uppmätta föroreningshalter i porluft undersökts. Undersökningen har utförts i två steg:

- 1. Beräknade halter i porluft har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg baserat på uppmätta halter i jord och grundvatten. Beräkningarna beskrivs i vägledningen för beräkningsverktyget (Naturvårdsverket, 2009) och beskrivs inte vidare här.
- 2. Beräknade halter i porluft har jämförts med empiriska data (uppmätta halter i porluft) genom beräkning av kvoter enligt:

$$kvot(x) = \frac{beräknad\ halt(x)\ i\ porluft}{uppmätt\ halt(x)\ i\ porluft}$$

Där den beräknade halten avser den halt av ämne x som beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg utifrån uppmätt halt av ämne x i jord eller grundvatten. En kvot över 1 visar att beräkningsverktyget överskattar

ångtransporten. En kvot under 1 visar istället att den uppmätta ångtransporten i marken är högre än den som predikteras av modellen utifrån uppmätta föroreningshalter i jord eller grundvatten.

Kvoter har beräknats för de delar av området där höga halter av flyktiga ämnen uppmätts i jord och grundvatten, områdets östra del (21GM001/PG01 och 21GM003/PG02). Uppmätta föroreningshalter inom områdets västra del är låga. Det blir därmed svårt jämföra beräknade och uppmätta halter i porluft, då storleken på beräknade halter är lägre eller i nivå med porluftsanalysens rapporteringsgräns.

Kvoter har beräknats för de ämnen som bedömts vara av potentiell betydelse för risksituationen inom området och som undersökts i porluft (bensen, xylener, kvicksilver, PAH-L (naftalen, acenaften och acenaften) samt PAH-M (antracen, fluoren, fenantren, fluoranten och pyren).

För jord baseras beräknade kvoter på beräknade halter som beräknats utifrån högsta uppmätta föroreningshalter i respektive provpunkt. För grundvatten har kvoter beräknats för samtliga provtagningstillfällen där grundvattenprover uttagits i samband med provtagning av porluft (totalt tre tillfällen).

I det fall uppmätta halter av ett ämne i porluft underskridit laboratoriets rapporteringsgräns har ämnet tilldelats värdet för rapporteringsgränsen. För punkter där halter av ett ämne i jord eller grundvatten underskridit rapporteringsgränsen har ingen kvot beräknats.

I Tabell 5 och Tabell 6 redovisas resultat från utförda beräkningar. Kvoter som styrs av porluftsanalysens rapporteringsgräns har skrivits ut med grå text. Ämnen som skrivits ut med grå text har inte uppmätts över analysens rapporteringsgräns i någon av de undersökta porluftspunkterna vid något provtagningstillfälle. Det är därmed osäkert om dessa ämnen förekommer i porluft inom området. Inga kvoter har beräknats för baserat på uppmätta halter av kvicksilver i grundvatten då ämnet inte uppmätts i halter över rapporteringsgränsen vid någon av de utförda grundvattenundersökningarna.

Tabell 5. Beräknade kvoter för grundvatten. Kvoter som styrs av analysens rapporteringsgräns har skrivits ut med grå text.

Grundvatten	PG01/21GM001			PG02/21GM003			Samtliga	
Ämne/Datum	230711	230817	240112	230711	230817	240112	MIN	MEDEL
Bensen	1,3	420	650	130	1 200	800	1,3	540
Xylener	0,02	95	100	83	750	470	0,02	250
Naftalen	<0,01	230	1 800 000	3 000	190 000	16 000 000	<0,01	3 000 000
Acenaften	48	160	990	840	1100	950	48	690
Acenaften	980	700	20 000	30 000	40 000	26 000	700	20 000
Fluoren	17 000	9 100	8 300	25 000	32 000	22 000	8 300	19 000
Fenantren	4 800	2 100	1 900	7 100	9 600	5 800	1 900	5 200
Antracen	220	120	210	340	410	310	120	270
Fluoranten	680	330	650	850	1100	650	330	710
Pyren	18	8,6	22	26	34	22	8,6	22
Anmärkning	1	2	2	1	2	2	1	

- Höga föroreningshalter i jord lokaliserade över GVY
- Höga föroreningshalter i jord lokaliserade under GVY

Tabell 6. Beräknade kvoter för jord. Kvoter som styrs av analysens rapporteringsgräns har skrivits ut med grå text.

2024-11-01

Jord	PG01/21GM001			
Ämne	230711	230817	240112	240516
Kvicksilver	49 000 000	61 000 000	61 000 000	54 000 000
Bensen	12	12 000	12 000	12 000 000
Xylener	2	11 000	13 000	6 500 000
Naftalen	29	24 000	250 000 000	440 000 000
Acenaftylen	17 000	85 000	400 000	400 000 000
Acenaften	8 300	13 000	400 000	400 000 000
Fluoren	120 000	140 000	140 000	140 000 000
Fenantren	36 000	36 000	36 000	36 000 000
Antracen	10 000	10 000	10 000	10 000 000
Fluoranten	5 700	5 700	5 700	5 700 000
Pyren	524	524	524	520 000
Anmärkning	1	2	2	2

Jord	PG02/21GM003			
Ämne	230711	230817	240112	240516
Kvicksilver	51 000 000	64 000 000	64 000 000	57 000 000
Bensen	310	2 900	2 900	2 900 000
Xylener	-	-	-	-
Naftalen	1 800	56 000	16 000 000	25 000 000
Acenaftylen	14 000	14 000	14 000	13 000 000
Acenaften	12 000	12 000	12 000	11 000 000
Fluoren	8 100	8 100	8 100	7 700 000
Fenantren	1 500	1 500	1 500	1 500 000
Antracen	220	220	220	210 000
Fluoranten	150	150	150	150 000
Pyren	14	14	14	13 000
Anmärkning	1	2	2	2

1. Höga föroreningshalter i jord lokaliserade över GVY
1. Höga föroreningshalter i jord lokaliserade under GVY

SAMMANFATTANDE STATISTIK JORD

	Ämne	Min	Medel	ANTAL
Hg	Kvicksilver	49 000 000	58 000 000	8
Petr	Bensen	12	1 900 000	8
	Xylener	1,9	1 600 000	8
PAH-L	Naftalen	29	91 000 000	8
	Acenaftylen	14 000	51 000 000	8
	Acenaften	8 300	51 000 000	8
PAH-M	Fluoren	8 100	19 000 000	8
	Fenantren	1500	4 700 000	8
	Antracen	220	1 300 000	8
	Fluoranten	150	730 000	8
	Pyren	14	67 000	8
	Anmärkning	1		

1. Höga föroreningshalter i jord lokaliserade över GVY

Som framgår av Tabell 5 är beräknade kvoter för grundvatten generellt höga, vilket visar att beräkningsmodellen överskattar ångtransporten från grundvatten inom området. Ett undantag utgörs av kvoter för bensen, xylener och naftalen som beräknats för grundvattenprover uttagna i juli 2023. Dessa kvoter underskrider 1 vilket skulle kunna tyda på att modellen snarare underskattar risken för ångtransport. Vid det aktuella provtagningstillfället var höga halter av nämnda ämnen som uppmätts i jord inom områdets nordöstra del lokaliserade över grundvattenytan. Vid övriga två provtagningstillfällen (augusti 2023 och januari 2024) var de höga föroreningshalterna i jord lokaliserade under grundvattenytan och uppmätta halter av nämnda ämnen i porluft var flera tiopotenser lägre. De höga föroreningshalter som noterades i porluft vid provtagningen i juli 2023 antas därmed vara orsakade av ångtransport från förorening i jord i den omrättade zonen. Det går därmed inte att beräkna representativa kvoter för grundvatten vid det aktuella provtagningstillfället.

Utöver de låga kvoter som diskuteras ovan, och som inte bedöms representativa för att beskriva sambandet mellan modellens beräknade halter och empiriska data, visar beräkningarna att modellen överskattar ångtransporten från grundvatten inom området med som minst en faktor ca 10 (pyren). Faktorn styrs i det aktuella fallet helt av analysens rapporteringsgräns då inga halter av pyren uppmätts i halter över rapporteringsgränsen i porluft vid något av de utförda provtagningstillfällena. Av de ämnen som uppmätts i halter över rapporteringsgränsen överskattar modellen ångtransporten med som minst en faktor ca 100 (xylener). Detta avser provtagningstillfällen då de högsta föroreningshalterna i jord varit lokaliserade under grundvattenytan.

Beräknade kvoter för jord visar att modellen överskattar ångtransporten av framförallt PAH-M och kvicksilver från jord, se Tabell 6. Modellens beräknade ångtransport från PAH-M i jord inom området är minst ca en faktor 10 (pyren) högre än vad som uppmätts vid utförda undersökningar. Faktorn styrs, precis som för grundvatten, helt av analysens rapporteringsgräns vilket diskuteras i föregående stycke. Av de ämnen som ingår i gruppen PAH-M och som uppmätts i halter över rapporteringsgränsen överskattar modellen ångtransporten med som minst ca en faktor 8 000 (flouren). För kvicksilver är överskattningen ännu högre, som minsta ca en faktor 50 000.

För bensen och naftalen (PAH-L) visar beräkningarna att modellen överskattar ångtransporten från förorening i jord med som minst ca en faktor 10 (bensen) respektive 30 (naftalen). För övriga ämnen i summaparametern PAH-L (acenaften och acenaftylen) visar beräkningarna på en högre överskattning, minst ca en faktor 8 000. För xylener visar modellen en god korrelation mellan beräknade halter i porluft och uppmätta halter i porluft vid det provtagningstillfälle då de högsta föroreningshalterna i jord var lokaliserade över grundvattenytan.

Resultaten visar sammanfattningsvis att modellen överskattar ångtransporten av framförallt PAH-M och kvicksilver från jord och grundvatten inom området. För att kompensera för modellosäkerheter har riktvärden för kvicksilver och PAH-M justerats med en faktor 100 (kvicksilver) respektive 10 (PAH-M). För grundvatten justeras även riktvärden för acenaften och acenaftylen (PAH-L) med en faktor 10. För bensen, xylener och naftalen görs ingen justering då underlaget bedöms vara för osäkert³.

³ För jord finns endast ett analystillfälle där de högsta halterna av bensen, xylener och PAH-L varit lokaliserade över grundvattenytan. Vid det aktuella tillfället var halter av nämnda ämnen i porluft tydligt förhöjda, i nivå med eller ca en faktor 10 högre än de halter som förutspåts av modellen. För grundvatten indikerar beräknade kvoter att riktvärden för nämnda ämnen skulle kunna

För jord används justeringsfaktorn för att justera envägs-koncentrationen för exponeringsvägen "inandning av ånga". Ett nytt sammanvägt riktvärde har därefter beräknats för varje ämne (x) enligt den beräkningsmetod som tillämpas av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg och som beskrivs i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (Naturvårdsverket, 2009):

$$RV_{jord_just_x} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is_x}} + \frac{1}{C_{du_x}} + \frac{1}{C_{id_x}} + \frac{1}{C_{iv_x} * f_{just_x}} + \frac{1}{C_{iw_x}} + \frac{1}{C_{ig_x}}}$$

Där:

f_{just_x} = Justeringsfaktor för envägs-koncentrationen intag av ånga, ämne x

C_{is_x} = Envägs-koncentration för intag av jord, ämne x

C_{du_x} = Envägs-koncentration för hudkontakt med jord, ämne x

C_{id_x} = Envägs-koncentration för inandning av damm av jord, ämne x

C_{iv_x} = Justerad envägs-koncentration för inandning av ånga, ämne x

C_{iw_x} = Envägs-koncentration för intag av dricksvatten, ämne x

C_{ig_x} = Envägs-koncentration för intag av växter, ämne x

Eftersom riktvärden för grundvatten endast baseras på exponeringsvägen "inandning av ånga" kan justeringsfaktorn för grundvatten tillämpas direkt på riktvärdet för respektive ämne (x) enligt:

$$RV_{GV_just_x} = RV_{GV_x} * f_{just_x}$$

I Tabell 7 och Tabell 8 redovisas tillämpade justeringsfaktorer för olika ämnen/ämnesgrupper samt resulterande riktvärden för jord och grundvatten.

justeras. Av försiktighetsskäl görs dock ingen justering av riktvärden för de aktuella ämnena i detta skede.

Tabell 7. Tillämpade justeringsfaktorer samt resulterande riktvärden för grundvatten. För ämnen där justeringsfaktorer saknas har ingen justering gjorts av det beräknade riktvärdet.

2024-11-01

	Ämne	Justerings-faktor (-)	Hälsoriktvärden ytligt grundvatten (ug/l)	Hälsoriktvärden djupt grundvatten (ug/l)
BTEX	Bensen	-	71	21 000
	Xylener	-	2 000	590 000
PAH-L	Naftalen	-	850	56 000
	Acenaftilen	10	160	21 000
	Acenaften	10	430	26 000
PAH-M	Antracen	10	1800	12 000
	Fluoren	10	260	9 700
	Fenantren	10	1200	11 000
	Fluoranten	10	9,8	110
	Pyren	10	11 000	16 000
Övriga	Aromater >C10-C16	-	25 000	3 100 000
	Kvicksilver	100	89	30 000
	Cyanid fri	-	15 000	510 000

Tabell 8. Tillämpade justeringsfaktorer samt resulterande riktvärden för jord. För ämnen där inga justeringsfaktorer redovisas har ingen justering gjorts av det beräknade riktvärdet.

		Hälsoriktvärden för jord (mg/kgTS)	
Ämne/ ämnesgrupp	Justerings-faktor (-)	C./F2. Verksamheter	
		Ytlig jord	Djup jord
Kvicksilver	100	2,3	38
Bensen	-	0,17	0,23
Xylener	-	13	21
Aromater >C10-C16	-	2 800	4 500
PAH-L	-	42	69
PAH-M	10	90	150

Ytvatten – riktvärden för konsumtion av lokal fisk

Beskrivning av beräkningar

Riktvärden för ytvatten avser en halt i ytvatten som inte medför en teoretisk halt i fisk som kan innebära en oacceptabel risk för människors hälsa vid konsumtion. Riktvärden baseras på

- Biokoncentrationsfaktorer (BCF) som beskriver upptaget av föroreningar från ytvatten till fisk.
- Antaget intag av lokalt infångad fisk
- Hälsobaserade riskvärden (TDI/RISKor)

Beräkningarna utförs i enlighet med den metodik som beskrivs för exponering via intag av växter i Naturvårdsverkets vägledning för beräkning av riktvärden för mark (Naturvårdsverket, 2009). Intaget av växter har dock ersatts med ett antaget intag av fisk och koncentrationsförhållandet som beskriver växters upptag av föroreningar från jord har ersatts med biokoncentrationsfaktorer (BCF) för upptag av föroreningar från ytvatten till fisk enligt:

$$C_{YV} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_h \cdot BCF_{fisk} \cdot f_{bio-or}}$$

Där TRV avser ett toxikologiskt referensvärde, i det aktuella fallet tolerabla dagliga intag, (TDI, µg/kgBW,d) för icke genotoxiska ämnen alternativt riskbaserade dagliga intag, (RISKor, µg/kgBW,d) för genotoxiska ämnen. R_{if} avser det genomsnittliga dagliga intaget av fisk (kg/kgBW,d), f_h avser andelen av den konsumerade fisken som kommer från det förorenade området, BCF_{fisk} avser biokoncentrationsfaktorer för fisk ((mg/kg)/(mg/l)) och f_{bio-or} avser ämnets relativa biotillgänglighet vid intag av fisk (-). Biotillgängligheten antas vara 100 % och sätts således till 1.

Det genomsnittliga intaget av fisk (kg/kgBW,d) beräknas för icke genotoxiska ämnen enligt:

$$R_{if} = \frac{CF}{BW}$$

Där CF avser det dagliga intaget av fisk (kg/d) som barn eller vuxen och BW avser kroppsvikten (kg) som barn eller vuxen. För genotoxiska ämnen beräknas det genomsnittliga intaget som ett livstidsintegrerat medelvärde enligt:

$$R_{if_int} = \frac{1}{T_{int}} \left(\frac{CF_{barn} \cdot T_{barn}}{BW_{barn}} + \frac{CF_{vuxen} \cdot T_{vuxen}}{BW_{vuxen}} \right)$$

Där T_{barn} avser tiden som barn, T_{vuxen} avser tiden som vuxen och T_{int} avser den totala livstiden. Enligt de antaganden som används i Naturvårdsverkets modell avser barn som skyddsobjekt barn i åldern 0-6 år och vuxna avser åldern 7-80 år. Barn antas ha en kroppsvikt på 15 kg och vuxna antas ha en kroppsvikt på 70 kg (Naturvårdsverket, 2016b).

Vidare antas, analogt med antaganden för Naturvårdsverkets generella riktvärden, att det förorenade området inte får stå för hela det tolerabla/riskbaserade intaget eftersom bakgrundsexponeringen av flera ämnen är hög. Generellt utgår Naturvårdsverket från att det förorenade området får ta i anspråk som mest 50 % av den sammanlagda exponeringen för att risken ska anses vara acceptabel. För vissa ämnen så som bly och kvicksilver är bakgrundsexponeringen dock större och därmed tillåts en mindre exponering från det förorenade området (för nämnda ämnen utgår Naturvårdsverket från 20 % som en maximal acceptabel exponeringsnivå från det förorenade området). Nämnda antaganden har tillämpats vid beräkning av platsspecifika riktvärden för ytvatten.

För genotoxiska ämnen baseras det hälsobaserade riskvärdet (RISKor) istället på ökad sannolikhet för cancer. Värdet avser endast exponering från det förorenade området och ingen hänsyn tas därmed till exponering från andra källor.

Justering av riktvärden för bakgrundsexponering utförs enligt:

$$RV_{YV} = (1 - f_{os}) \cdot c_{YV}$$

Där f_{os} avser andelen av TDI som redan är intecknat av andra källor. För icke gegenotoxiska ämnen utgörs riktvärdet av det lägsta beräknade riktvärdet avseende barns och vuxnas exponering enligt:

$$RV_{YV} = \min(RV_{YV_barn}; RV_{YV_vuxen})$$

För genotoxiska ämnen beräknas bara ett riktvärde som baseras på den genomsnittliga exponeringen under en livstid.

Platsspecifika antaganden och indata till beräkningar

Människors intag av fisk

I enlighet med hur intag av växter hanteras i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg har det årliga intaget av fisk för beräkningarna baserats på den genomsnittliga konsumtionen av fisk i befolkningen.

Information om konsumtionen av fisk har hämtats från Livsmedelsverkets matvaneundersökningar *Riksmaten – vuxna 2010-11* och *Riksmaten – barn 2003* (Livsmedelsverket, 2006; 2012). Medelvärden och 95:e percentil av rapporterat intag av fisk och skaldjur för olika åldersgrupper har sammanställts i Tabell 9. Det rapporterade intaget avser fisk och skaldjur. För vuxna anges att ca 80 % av intaget är fisk, för barn anges ingen information om fördelningen mellan fisk och skaldjur.

Tabell 9. Genomsnittlig daglig konsumtion av fisk och skaldjur bland barn och vuxna (Livsmedelsverket, 2006; 2012)

Grupp	Medelvärde (g/dag)	95:e percentil (g/dag)
Barn (4 år)	17	58
Barn (åk 2)	19	65
Barn (åk 5)	19	70
Vuxna (18-80 år)	39	119

För beräkningarna används för barn medelkonsumtionen av fisk bland 4-åringar och det årliga intaget av fisk har satts till 6,2 kg. För vuxna har det årliga intaget av fisk satts till 14,2 kg, vilket baseras på medelkonsumtion av fisk bland vuxna. Det är osäkert hur mycket lokal fisk som människor konsumerar samt hur stor andel av denna fisk som påverkats av föroreningsspridning från planområdet. Vid riktvärdesberäkningen antas att 10 % av den konsumerade fisken utgörs av fisk som levt i vatten nära planområdet och som således kan innehålla förhöjda föroreningshalter orsakade av spridning från området. Detta motsvarar ett intag för barn på ca 0,6 kg/år och för vuxna ca 1,5 kg/år.

Biokoncentrationsfaktorer, BCF

För metaller finns BCF angivna i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (Naturvårdsverket, 2009). Värden baseras på olika litteratordata. För organiska ämnen kan BCF beräknas enligt:

$$BCF_{fisk} = I_{fisk} \cdot K_{ow}$$

Där I_{fisk} står för fetthalten i fisk (kg/kg) och K_{ow} (l/kg) står för fördelningsfaktorn mellan oktanol och vatten anges i enheten. I enlighet med Naturvårdsverkets

angivna metodik begränsas beräkningarna så att om logK_{ow} > 6 beräknas BCF enligt:

2024-11-01

$$BCF_{fisk} = I_{fisk} \cdot 10^6$$

Sammanfattning

Antaganden och ämnesspecifika indata som tillämpats vis utförda beräkningar redovisas i Tabell 10 och Tabell 11. Samtliga data utom antaganden som rör människors intag av fisk samt andel av fisk från förorenat område har hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2024).

Tabell 10. Modellparametrar. För variabler som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg används samma beteckning (Naturvårdsverket, 2016a).

Parameter	Beteckning	Enhet	Värde
Genomsnittligt intag av fisk som barn	CF _{barn}	kg/d	0,017
Genomsnittligt intag av fisk som vuxen	CF _{vuxen}	kg/d	0,039
Andel av fisk från förorenat område	f _h	-	0,1
Kroppsvikt barn	BW _{barn}	kg	15
Kroppsvikt vuxen	BW _{vuxen}	kg	70
Tid som barn	T _{barn}	år	6
Tid som vuxen	T _{vuxen}	år	74
Livstid	T _{int}	år	80
Fetthalt i fisk	I _{fish}	kg/kg	0,05

Tabell 11. Ämnesspecifika indata.

Ämne	K _{ow} (l/kg)	BCF _{fisk} ((mg/kg)/(mg/l))	TDI (mg/kgBW,d)	RISKor (mg/kgBW,d)	f _{os} (-)
Arsenik	-	50	-	0,0000060	-
Bly	-	25	0,001	-	0,8
Koppar	-	200	0,500	-	0,5
Kviksilver	-	1 000	0,000	-	0,8
CN total	-	-	0,020	-	0,5
Naftalen	1 995	100	0,020	-	0,5
Acenaftilen	8 710	435	0,040	-	0,5
Acenaften	8 318	416	0,040	-	0,5
Antracen	28 184	1 409	-	0,0017	-
Fluoren	15 136	757	-	0,0017	-
Fenantren	29 512	1 476	-	0,0017	-
Fluoranten	144 544	7 227	-	0,000017	-
Pyren	97 724	4 886	-	0,0008	-
Benso(ghi)perylene	1 659 587	50 000	-	0,000042	-
Bens(a)antracen	346 737	17 337	-	0,00017	-
Krysen	645 654	32 283	-	0,000028	-
bens(b)fluoranten	602 560	30 128	-	0,000008	-
Benso(k)fluoranten	1 288 250	50 000	-	0,000017	-
Indeno(123cd)pyren	7 413 102	50 000	-	0,0000083	-
Dibenso(ah)antracen	12 882 496	50 000	-	0,00000075	-
Bens(a)pyren	1 348 963	50 000	-	0,00000083	-

Ämne	K _{ow} (l/kg)	BCF _{fisk} ((mg/kg)/(mg/l))	TDI (mg/kgBW,d)	RISKor (mg/kgBW,d)	f _{os} (-)
PAH, summa L	4300	215	0,030	-	0,5
PAH, summa M	49 000	2 450	-	0,00042	-
PAH, summa H	710 000	35 500	-	0,0000083	-
Bensen	135	6,7	-	0,00018	-
Xylener	1445	72	0,179	-	0,5
Aromater >C10-C16	30 000	1 500	0,040	-	0,5
Aromater >C16-C35	75 000	3 750	0,030	-	0,5

Beräknade hälsoriktvärden för ytvatten

Beräknade hälsoriktvärden för ytvatten redovisas i Tabell 12. Riktvärden har endast beräknats för de ämnen som bedömts vara av potentiell betydelse för risksituationen inom planområdet, se information i huvudrapporten.

Tabell 12. Beräknade hälsoriktvärden för ytvatten.

Ämne	Riktvärde YV, RV _{YV} (µg/l)
Arsenik	2,0
Bly	35
Koppar	11 000
Kviksilver	0,41
Aromater >C10-C16	120
Aromater >C16-C35	35
Bensen	440
Xylener	11 000
Naftalen	880
Acenaftilen	410
Acenaften	420
Fluoren	37
Fenantren	19
Antracen	20
Fluoranten	0,039
Pyren	2,8
Bens(a)antracen	0,2
Krysen	0,014
Bens(a)pyren	0,00028
Bens(b)fluoranten	0,0046
Benso(ghi)perylene	0,014
Indeno(123cd)pyren	0,0028
Dibenso(ah)antracen	0,00025
PAH-L	620
PAH- M	2,9
PAH- H	0,0039

Referenser

- Livsmedelsverket. (2006). *Riksmaten - barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige*. Uppsala: Livsmedelsverket.
- Livsmedelsverket. (2012). *Riksmaten – vuxna 2010–11, Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige*. Uppsala: Livsmedelsverket.
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. NV5976. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2016a). *Bilaga 2 Modellbeskrivning - lista över variabler*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2016b). *Bilaga 1 Sammanställning av indata till beräkningsmodellen*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (den 12 09 2024). Beräkningsverktyg ver 2.2. *Version 2.0.1*. Stockholm: Naturvårdsverket. Hämtat från <http://naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/version-2-0-1-nv-berakningsprogram-rv-mark-2016-07-06.xlsm>
- Naturvårdsverket. (den 12 06 2024). *Naturvårdsverket*. Hämtat från Stöd och information - Riktvärden för förorenad mark: <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/#E-2046602081>
- Sweco. (2024). *Norra Djurgårdsstaden Gasverket Östra Fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning och förslag till mätbara åtgärdsåtgärder*. Stockholm: Sweco.

Bilaga 6.1.2

Beräknade miljöriktvärden för grundvatten – Klara City View

Upprättad av Erika Schedin
Uppdragsnummer 30040821
Uppdrag Explo KCV grundvattenundersökning
Kund Stockholms kommun
Uppdragsledare Marika Jansson

Inledning

Följande dokument redovisar utförda beräkningar av grundvattenriktvärden avseende skydd av ytvatten för metaller och PFAS. Riktvärden har beräknats i enlighet med den metodik som redovisas i bilaga 6 till Svenska petroleum institutets (SPIs) rapport *SPI rekommendation – Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar* från 2011. Vissa justeringar har utförts för att bättre anpassa riktvärdena till nya mer uppdaterade bedömningsgrunder.

Metod

Riktvärden för skydd av ytvatten

SPIs befintliga riktvärden för skydd av ytvatten har beräknats enligt:

$$C_{ytvatten} = \frac{\min(C_{crit_{sw}}, Lukt_smakgräns)}{DF_{ytw}}$$

Där $C_{crit_{sw}}$ utgör Naturvårdsverkets angivna haltkriterier för skydd av ytvatten¹ *Lukt_smakgräns* avser halter för skydd mot smak och lukt och DF_{ytw} utgör spädningen i ytvatten. Då smak och lukt inte bedöms relevant för de ämnen för vilka riktvärden framtagits (metaller och PFAS) samt då bedömningsgrunder för miljökvalitetsnormer tillkommit sedan SPIs rapport utkom har riktvärden för grundvatten inom KCV beräknats enligt:

$$C_{ytvatten} = \frac{\min(C_{crit_{sw}}, MKN)}{DF_{ytw}}$$

Där MKN avser bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen alternativt gränsvärden för kemisk ytvattenstatus (årsmedelvärden) framtagna för bedömning av miljökvalitetsnormer för kustvatten². I enlighet med SPIs angivna standardantagande har DF_{ytw} ansatts till 1/100, vilket sannolikt är en underskattning av den verkliga spädning som sker vid utbyte av vatten mellan området för KCV och närliggande recipient Klara Sjö/ Mälaren.

Indata

I tabell 1 redovisas indata till utförda beräkningar avseende riktvärden för skydd av ytvatten.

¹ Naturvårdsverkets beräkningsverktyg 2.1 hämtad den 2023-03-01 från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/#E876001908>

² Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25).

Tabell 1. Bedömningsgrunder och haltkriterier som ligger till grund för beräknade riktvärden för skydd av ytvatten. Samtliga halter i µg/l.

2023-10-06

Uppdragsnummer 30040821

Uppdrag Explo KCV grundvattenundersökning

Ämne	HVMFS 2019:25	NV, 2023
	MKN (Årsmedel)	Ccrit-sw
Spädning	1/100	
As	0,5	0,3
Ba	-	10
Cd	0,2	0,02
Co	-	0,2
Cr	3,4	0,3
Cu	0,5	1
Hg	-	0,002
Mo	-	0,3
Ni	8,6	1
Pb	1,3	0,5
V	-	0,5
Zn	5,5	4
Cn total	-	0,5
Cn fri	-	0,5
PFOS	0,00065	-
PFAS11	0,09*	-

* Högsta tillåtna koncentration, bedömningsgrunder för årsmedel saknas.

Resultat

I tabell 3 redovisas beräknade riktvärden.

Tabell 2. Beräknade riktvärden för skydd av ytvatten. Samtliga halter i µg/l.

2023-10-06

Uppdragsnummer 30040821

Uppdrag Explo KCV grundvattenundersökning

Ämne	Riktvärden - ytvatten
As	30
Ba	1 000
Cd	2
Co	20
Cr	30
Cu	50
Hg	0,2
Mo	30
Ni	100
Pb	50
V	50
Zn	400
Cn total	50
Cn fri	50
PFOS	0,065
PFAS11	9,0

Bilaga 6.2

Beräknade riktvärden för porluft – Klara City View

Upprättad av: Erika Schedin

Uppdragsnummer: 30040821

Uppdrag: Explo KCV grundvattenundersökning

Kund: Stockholms kommun

Uppdragsledare: Marika Jansson

Inledning

Följande dokument redovisar utförda beräkningar av riktvärden för porluft för Klara City View. Riktvärden har endast beräknats för ämnen som uppmäts i porluft i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i en eller flera punkter eller för ämnen där halter i grundvatten överskrider beräknade hälsoriktvärden¹. Kvicksilver utgör ett undantag då detta ämne, i ett tidigt skede av riskbedömningen, identifierats som ett ämne som potentiellt kan vara av stor betydelse för risksituationen inom området.

Metodik

Beräkningarna utgår från hälsoriskbaserade halter i inomhusluft med justering för den spädning som förväntas ske vid transport av föroreningsångor från marken in i byggnad. Justering har även gjorts för antagen exponeringstid enligt den metodik som beskrivs i Naturvårdsverkets handledning för beräkning av platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket, 2009). Beräkningar har utförts enligt:

$$RV_{PL} = \frac{TRC}{f_{iv-exp} \cdot DF_a}$$

Där TRC utgörs av hälsoriskbaserade halter i inomhusluft (mg/m³), DF_a utgörs av utspädningsfaktorn mellan luft (i detta fall inomhus) och porluft (dimensionslös) och f_{iv-exp} utgörs av tidsfaktorn som anger andelen vistelsetid på platsen (dimensionslös).

Spädningen mellan inträngande markluft och inomhusluft (utspädningsfaktorn) ges av formeln:

$$DF_a = \frac{L_a}{V_{house} \cdot l_a}$$

Där L_a står för mängd inträngande markluft (m³/dygn), V_{house} står för byggnadens volym (m³) och l_a står för luftomsättning i byggnaden (dygn⁻¹).

Tidsfaktorn beräknas enligt:

$$f_{iv-exp} = \frac{t_{iv}}{365} \cdot t_{exp}$$

Där t_{iv} är antal dygn eller tillfällen som exponering sker av barn eller vuxna (d/år) och t_{exp} är andel av tiden som exponering sker (dimensionslös).

Hälsoriskbaserade halter i inomhusluft utgörs i det aktuella fallet av referenskoncentrationer i luft (RfC) alternativt riskbaserade acceptabla

¹ Riktvärden har beräknats för samtliga ämnen i ämnesgruppen PAH-M även om endast ett antal uppmäts i halter över analysens rapporteringsgräns i porluft alternativt i halter i grundvatten över beräknade hälsoriktvärden.

koncentrationer i luft (RISKinh), vilka hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Naturvårdsverket, 2024).

2024-06-28

Referenskoncentrationer används för icke genotoxiska (cancerframkallande) ämnen för vilka det finns en toxikologisk baserad luftkoncentration. För dessa ämnen är värdena så kallade "lågriskvärden" som anger en halt som ska vara säker för människor att andas in. Riskbaserade koncentrationer används för ämnen för vilka det finns en cancerriskbaserad referenskoncentration. För dessa ämnen utgör referensvärdet en "riskbaserad acceptabel koncentration" framtaget med det generella antagandet att koncentrationen kan leda till ett extra cancerfall per 100 000 invånare vid exponering över en livstid.

Uppdragsnummer 30040821

Uppdrag Explo KCV grundvattenundersökning

Enligt Naturvårdsverkets utgångspunkter får inte hela den tolerabla exponeringen för ett givet ämne komma från ett förorenat område eftersom exponering från andra källor också kan ske. De beräknade riktvärdena utgår därför från att maximalt 50 % av exponeringen får komma från det förorenade området. Sistnämnda gäller, i enlighet med Naturvårdsverkets metodik, inte för genotoxiska ämnen (bensen, PAH-M) då riktvärden för dessa ämnen beräknats för tillkommande cancerfall (Naturvårdsverket 2009).

Indata

De hälsoriskbaserade halter som tillämpats vid beräkning av riktvärden för porluft redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Tillämpade hälsoriskbaserade halter för inomhusluft.

Ämne	Enhet	RfC	RISKinh	Korrigerad	Tillämpad
Bensen	mg/m ³	-	0,0017	-	0,0017
Toluen	mg/m ³	0,26	-	0,13	0,13
Etylbensen	mg/m ³	0,77	-	0,39	0,39
Xylener	mg/m ³	0,10	-	0,05	0,05
Naftalen	mg/m ³	0,0030	-	0,0015	0,0015
Acenaftilen	mg/m ³	0,0030 ¹⁾	-	0,0015	0,0015
Acenaften	mg/m ³	0,0030 ¹⁾	-	0,0015	0,0015
Fluoren	mg/m ³	-	0,000024	-	0,000024
Kvicksilver	mg/m ³	0,0002	-	0,0001	0,0001

1.) Baseras, i avsaknad på ämnesspecifika data, på RfC för naftalen.

Antaganden avseende vistelsetider i framtida byggnad har ansatts i enlighet med Storstadsspecifika riktvärden för markanvändningsscenarier C./F2., Verksamheter yttlig/djup jord (Stockholms stad, 2019). Antaganden avseende mängd inträngande markluft och luftvolym i byggnad är desamma som de som ligger till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden (Naturvårdsverket, 2009) samt Storstadsspecifika riktvärden för markanvändningsscenarier C./F2., Verksamheter yttlig/djup jord (Stockholms stad, 2019). Data som använts vid utförda riktvärdesberäkningar redovisas i Tabell 2.

Tabell 2. Tillämpade indata för beräkning av riktvärden för porluft samt jämförelse med antaganden för beräkning Naturvårdsverkets generella riktvärden för jord och Storstadsspecifika riktvärden för jord, scenario C./F2. Verksamheter yttlig/djup jord.

Parameter	SSRV –	NV	KCV
	Verksamheter (utan källare)	KM/MKM	
Vistelsetid barn, t_{iv} (dgr/år)	60	365/60	60
Vistelsetid vuxna, t_{iv} (dgr/år)	200	365/200	200
Tidsfaktor, t_{exp}	0,33	1/0,33	0,33
Andel inomhusvistelse (-)	1	1	1
Volym byggnad, V_{house} (m ³)	240	240	240
Mängd inträngande markluft, L_a (m ³ /dygn)	2,4	2,4	2,4
Omsättning i byggnad, I_a (dygn ⁻¹).	12	12	12
Utspänningsfaktor mellan porluft och inomhusluft, DF_{ia} (-)	1/1200	1/1200	1/1200

Avser högsta beräknade f_{iv-exp} för barn respektive vuxna.

Beräknade riktvärden

Beräknade riktvärden för porluft redovisas i Tabell 3.

Tabell 3. Beräknade riktvärden för porluft.

Ämne	Enhet	RV-PL
Bensen	mg/m ³	11
Toluen	mg/m ³	900
Etylbensen	mg/m ³	2500
Xylener	mg/m ³	300
Naftalen	mg/m ³	10
Acenaftilen	mg/m ³	10
Acenaften	mg/m ³	10
Fluoren	mg/m ³	0,16
Fenantren	mg/m ³	0,16
Antracen	mg/m ³	0,16
Fluoranten	mg/m ³	0,0016
Pyren	mg/m ³	0,080
Kvicksilver	mg/m ³	0,70

Justering för osäkerheter

Spridning till inomhusluft är förknippat med stora osäkerheter och den använda metoden för beräkning av riktvärden är grov. Undersökningar avseende mängd inträngande markluft visar på stora skillnader mellan olika byggnader.

Undersökningar som gjorts avseende radoninträngning har visat att andelen av tilluften som utgörs av markluft är ca 0,1 till 10 % (Naturvårdsverket, 2009), motsvarande en utspädning över bottenplattan på 1 000 respektive 10 gånger. Amerikanska miljöskyddsmyndigheten, U.S. EPA, har i en databas sammanställt empiriska data avseende utspädningen mellan halter under byggnaden och i inomhusluften (U.S. EPA, 2012). I databasen finns uppgifter från olika typer av mätningar, byggnader och föroreningar. Totalt finns drygt 1 500 mätningar i databasen och resultaten visar på större spridning, från ingen utspädning till >10 000 gånger.

Generellt utgör sannolikt inträngande markluft större del av ventilationsflödet i äldre än i nyare byggnader och är sannolikt större i byggnader med lägre luftomsättning. I det aktuella fallet KCV finns inga befintliga byggnader inom det utvärderade området. Den nya byggnad som planeras inom området kommer att anläggas med nya byggstandarder och material, varför spädningen mellan inträngande markluft och inomhusluft sannolikt kan förväntas bli större än i en äldre byggnad. Exakt hur stor spädningen kan förväntas bli är dock svårt att uppskatta.

Vidare är dataunderlaget för porluft inom KCV litet och variationen mellan olika provtagningstillfällen stor, vilket medför ytterligare osäkerheter.

För att ta höjd för ovanstående osäkerheter har beräknade riktvärden justerats ner med en faktor 10, vilket i praktiken innebär att den antagna spädningen som ligger till grund för beräknade riktvärden blir 10 gånger lägre än den som beräknats utifrån indata redovisade i Tabell 2 (1/120 istället för 1/1 200). Nya justerade riktvärden redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Justerade riktvärden för porluft.

Ämne	Enhet	RV-PL
Bensen	mg/m ³	1,1
Toluen	mg/m ³	90
Etylbensen	mg/m ³	250
Xylener	mg/m ³	30
Naftalen	mg/m ³	1,0
Acenaftilen	mg/m ³	1,0
Acenaften	mg/m ³	1,0
Fluoren	mg/m ³	0,016
Fenantren	mg/m ³	0,016
Antracen	mg/m ³	0,016
Fluoranten	mg/m ³	0,00016
Pyren	mg/m ³	0,0080
Kviksilver	mg/m ³	0,070

Referenser

Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976.

Naturvårdsverket, 2024. Beräkningsverktyg version 2.2. Hämtat den 2024-05-27 från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/>

U.S. EPA. (2012). *Vapour Intrusion Database*. Hämtat från Vapour Intrusion: <https://www.epa.gov/vaporintrusion/vapor-intrusion-database> den 6 maj 2021

Bilaga 7. Sammanställda resultat – klassade mot framtagna hälsoriktvärden

Bilaga 7.1 Sammanställda resultat – jord

Bilaga 7.2 Sammanställda resultat – grundvatten

Bilaga 7.3 Sammanställda resultat – porluft

Klara City View

Resultat för jord jämfört mot storstadsspecifika riktvärden för C/F2. Verksamheter ytlig/djup jord, delriktvärden för hälsa. Samtliga halter img/kgTS.

C/F2. Verksamheter ytlig/djup jord												
0-1 m	Delriktvärde hälsa	50	350	190 000	23	0,17	13	2 800	4 800	43	90	35
>1 m	Delriktvärde hälsa	130	530	470 000	38	0,23	21	4 500	7 800	69	150	83

	Provpunkt	Djup	Jordart, typ	Jordart	TOC	Arsenik	Bly	Koppar	Kviksilver	Bensen	Xylener	Aromater >C10-C16	Aromater >C16-C35	PAH-L	PAH-M	PAH-H
0-1 m	21GM001 0,0-0,5	0,0-0,5	Fyll	stsaGr	-	< 1,9	4,9	28	< 0,010	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	0,9	0,15	0,59	0,56
	21GM001 0,5-1,0	0,5-1,0	Fyll	satsGr	-	2,2	7	25	< 0,010	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	1,5	0,45	1,9	1,9
	23SPG01_0,1-1,0	0,1-1,0	Fyllning	stgrSa	0,46	3	6,5	40	< 0,010	< 0,0035	< 0,10	1,3	0,95	0,46	2	2,2
	21GM002 0,0-0,5	0,0-0,5	Fyll	grstSa	0,57	2,9	11	20	0,032	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	0,84	0,2	2	3,2
	21GM002 0,5-1,0	0,5-1,0	Fyll	grstSa	-	3,5	13	17	0,052	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	0,81	0,2	2,4	5,9
	21GM003 0,0-0,5	0,0-0,5	Fyll	stgrSa	-	2,9	10	19	0,019	< 0,0035	< 0,10	2,3	5,6	0,4	9,8	12
	21GM003 0,5-1,0	0,5-1,0	Fyll	stgrSa	-	4,4	11	20	0,015	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	1,4	0,12	4,4	5,3
	23SPG02_0,5-1,0	0,5-1,0	Fyllning	stgrSa	0,46	<1,9	7	14	< 0,010	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	< 0,50	< 0,045	0,35	0,48
	21GM004 0,0-0,5	0,0-0,5	Fyll	grSt	3,1	7,1	41	19	0,067	< 0,0035	< 0,1	3,3	7	0,78	24	32
	23SPG03_0,0-1,0	0,0-1,0	Fyllning	stgrSa	1,8	5,1	64	41	0,15	< 0,0035	< 0,10	1,9	6,8	0,62	14	19

>1 m	21GM001 1,0-1,5	1,0-1,5	Fyll	sagrLe	-	7,9	330	160	2,1	< 0,0035	< 0,10	84	180	35	480	510
	21GM001 1,5-2,0	1,5-2,0	Fyll	sagrl	2,6	8	540	200	4,9	0,45	3,2	260	92	400	440	210
	23SPG01_1,0-2,0	1,0-2,0	Fyllning	(si)stgrSa	6,8	7	420	160	3,2	0,072	2,8	320	250	420	750	570
	21GM001 2,0-2,5	2,0-2,5	Fyll	sale(?)	-	7,5	230	200	1,8	0,51	3,5	160	130	240	430	310
	21GM001 3,0-3,5	3,0-3,5	Fyll	Le(?)	-	9,4	39	59	0,2	0,01	0,14	25	11	45	44	23
	21GM001 3,5-4,0	3,5-4,0	Naturligt	Le	-	6	40	66	0,29	0,041	0,13	13	5,4	38	18	13
	23SGM001_4,5 - 5,0	4,5 - 5,0	Fyllning	Le	1,7	5,6	170	100	0,38	0,033	0,12	18	13	15	34	23
	23SGM001_5,0 - 5,5	5,0 - 5,5	Fyllning	grSa + Le	3,6	4,7	370	220	0,77	0,055	0,24	97	96	78	250	200
	23SGM001_5,5 - 6,0	5,5 - 6,0	Naturligt	Le	1,8	6,3	76	53	0,29	0,041	0,24	34	27	30	66	48
	23SGM001_6,0 - 6,5	6,0 - 6,5	Blandat pga	grSa + Le	2,1	6	120	74	0,43	0,14	0,37	65	29	70	94	41
	23SGM001_6,5 - 7,0	6,5 - 7,0	Blandat pga	Le	1,4	5,4	210	92	0,36	0,17	0,57	63	33	77	120	48
	21GM003 1,5-2,0	1,5-2,0	Fyll	stSa	-	5,4	100	20	0,87	0,015	< 0,10	1,7	9,8	0,79	10	38
	23SPG02_1,0-2,0	1,0-2,0	Fyllning	(si)stgrSa	0,51	5,3	31	22	0,054	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	0,99	0,13	3	4,3
	21GM003 2,0-2,5	2,0-2,5	Fyll	sagrl	-	8,7	170	180	5,1	0,041	< 0,10	1,3	2,9	1,1	8,3	8,9
	21GM003 3,0-3,5	3,0-3,5	Fyll	sagrl	6	6,3	200	110	4	0,12	< 0,10	5,9	4,7	6	11	11
	21GM003 4,0-4,2	4,0-4,2	Fyll	sagrl	-	5	100	75	1,6	0,073	< 0,10	9	7,1	6,5	25	13
	23SGM003_4,5 - 5,0	4,5 - 5,0	Fyll.	Le + Gyttja	1,6	4,3	51	55	0,41	0,25	0,19	46	33	15	100	39
	23SGM003_5,0 - 5,5	5,0 - 5,5	Fyll.	Si + Sa + Le	3,1	6,2	60	51	0,54	0,58	< 0,10	25	23	8	55	37
	23SGM003_5,5 - 6,0	5,5 - 6,0	Naturligt	Le	-	30	25	40	0,1	0,0094	< 0,10	16	8,1	5,7	31	12
	23SGM003_6,0 - 6,5	6,0 - 6,5	Blandat pga	Si + Sa + Le	1,6	6,2	37	38	0,28	0,04	< 0,10	25	24	5,9	78	53
	21GM004 1,0-1,5	1,0-1,5	Fyll	saGr	2,6	5,3	69	44	0,25	< 0,0035	< 0,1	8,7	13	3,2	36	43
	23SPG03_1,0-2,0	1,0-2,0	Fyllning	stgrSa	-	3,3	13	20	0,037	< 0,0035	< 0,10	< 0,90	0,99	0,083	2,6	3,7
	21GM004 2,0-2,5	2,0-2,5	Fyll	sale (?)	1,2	7,8	65	66	0,89	0,0059	< 0,10	< 0,90	< 0,50	0,25	1,7	2,2
	21GM004 2,5-3,0	2,5-3,0	Fyll	saLe?	-	23	780	160	17	0,071	< 0,10	1,4	2,3	2,7	4,5	3,4
	21GM004 3,5-4,0	3,5-4,0	Naturligt?	gyle	0,51	5,4	190	160	3,9	0,053	< 0,1	< 0,9	0,81	0,14	1,1	1,4
	23SGM004_4,0 - 5,0	4,0 - 5,0	Osäker	Le	-	5,3	74	43	0,64	0,037	< 0,10	1,3	3,1	0,61	7,7	11
	23SGM004_4,5 - 5,0	4,5 - 5,0	Osäker	sagrLe	7,8	5,2	32	37	0,18	0,016	< 0,10	< 0,90	< 0,50	0,21	1,9	2,6

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten

				Provpunkt	21GM001							21GM003GV			
			Hälso-riktvärde ytligt grundvatten	Rörets namn	21GM001GV	21GM001GV	21GM001GV _DEK	21GM001	21GM001	21GM001	21GM001 övre	21GM003GV	21GM003GV	GM003GV_D	21GM003
				Magasin	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre
Ämne	Enhet			Datum	2022-03-29	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-10	2023-08-18	2024-01-12	2024-04-22	2022-03-29	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-10
	Kviksilver	µg/l	89	µg/l	<0,1	< 0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,1	< 0,1	-	<0,1
	Aromater >C10-C16	µg/l	25 000	µg/l	140	100	110	130	60	60	75	220	250	260	200
	Bensen	µg/l	71	µg/l	5,9	13	15	34	11	17	0,96	33	27	28	31
	M/P/O-Xylen	µg/l	2 000	µg/l	25	6,9	6,5	6,4	5,4	5	2,3	33	15	13	22
	naftalen	µg/l	850	µg/l	400	200	240	0,2	170	130	140	510	610	650	380
	acenaftylen	µg/l	160	µg/l	1,3	0,91	0,9	0,79	0,54	0,72	0,89	1,1	1,1	1,3	0,61
	acenaften	µg/l	430	µg/l	69	69	82	91	41	39	41	61	79	78	59
	fluoren	µg/l	260	µg/l	46	49	58	67	31	28	29	83	110	120	84
	fenantren	µg/l	1 200	µg/l	51	55	65	74	33	30	15	100	120	140	110
	antracen	µg/l	1 800	µg/l	5,1	4,2	5,4	5,1	2,8	4,8	5,1	5,2	7,4	11	8
	fluoranten	µg/l	10	µg/l	7,3	5,1	6,3	8,7	4,3	8,4	13	9,2	8,1	9,1	11
	pyren	µg/l	11 000	µg/l	4,6	3,2	3,5	5,1	2,4	6,2	9,4	7	6,4	6,5	7,4
	CN lättillgänglig (fri)	µg/l	15 000	µg/l	-	-	-	4,3	3,2	3,3	3,6	-	-	-	3,3

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten

				Provpunkt	21GM003GV			21GM004GV						
			Hälso-riktvärde ytligt grundvatten	Rörets namn	21GM003	21GM003	21GM003 övre	21GM004GV	21GM004GV	GM004GV_D	21GM004	21GM004	21GM004	21GM004
				Magasin	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	Övre	
Ämne	Enhet			Datum	2023-08-17	2024-01-11	2024-04-22	2022-04-06	2022-05-30	2022-05-30	2023-07-11	2023-08-21	2024-01-12	2024-04-23
	Kvicksilver	µg/l	89	µg/l	<0,1	<0,1	<0,10	< 0,1	< 0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10
	Aromater >C10-C16	µg/l	25 000	µg/l	270	170	210	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
	Bensen	µg/l	71	µg/l	33	21	17	0,99	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,50
	M/P/O-Xylen	µg/l	2 000	µg/l	37	23	14	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,0
	naftalen	µg/l	850	µg/l	760	230	420	0,56	0,19	0,25	0,1	0,14	0,15	0,087
	acenaftylen	µg/l	160	µg/l	0,83	0,69	0,72	0,15	0,02	0,016	0,017	0,031	0,059	0,015
	acenaften	µg/l	430	µg/l	78	50	68	0,2	0,15	0,14	0,14	0,15	0,12	0,093
	fluoren	µg/l	260	µg/l	110	74	95	0,16	0,036	0,044	0,056	0,051	0,13	0,035
	fenantren	µg/l	1 200	µg/l	150	90	120	0,94	0,071	0,088	0,11	0,14	0,58	0,085
	antracen	µg/l	1 800	µg/l	9,5	7,2	9,8	0,3	0,021	0,029	0,024	0,035	0,12	0,029
	fluoranten	µg/l	10	µg/l	14	8,4	12	1,8	0,089	0,061	0,097	0,23	0,67	0,17
	pyren	µg/l	11 000	µg/l	9,5	6,3	8,4	1,6	0,08	0,049	0,076	0,2	0,6	0,16
	CN lättillgänglig (fri)	µg/l	15 000	µg/l	3,7	3,7	3,1	-	-	-	1	1,1	1,8	1,8

Klara City View

Sammanställda resultat grundvatten undre magasin

		Provpunkt	21GM001					21GM003			21GM004		
		Rörets namn	23SGV01	23SGV01	23SGM001	23GM001	23GM001	23SGM003	1GM003 undr	23GM003	23SGM004	23GM004	23GM004
		Magasin	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre	Undre
Ämne	Hälsoriktvärde djupt grundvatten	Datum	2023-07-12	2023-08-21	2024-01-12	2024-04-23	2024-06-05	2024-01-11	2024-04-22	2024-06-05	2024-01-12	2024-04-23	2024-06-05
Kviksilver	30 000	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
Aromater >C10-C16	3 100 000	µg/l	38	<10	56	<10	8,7	<10	<10	1,5	24	<10	<1,0
Bensen	21 000	µg/l	150	50	120	6,6	40	4,5	1,6	3,4	1,1	<0,50	1,8
M/P/O-Xylen	590 000	µg/l	50	25	14	1,3	3,5	<1	<1,0	<1,0	<1	<1,0	<1,0
naftalen	56 000	µg/l	580	250	360	40	0,052	3,9	1,9	0,015	20	0,16	<0,010
acenaftylen	21 000	µg/l	0,28	0,11	0,79	0,1	3,3	0,32	0,017	0,47	0,54	<0,010	0,026
acenaften	26 000	µg/l	12	2,5	20	2	1,7	1,6	0,32	0,36	6,9	0,2	0,025
fluoren	9 700	µg/l	5,8	1	12	1	1,1	1,7	0,32	0,22	9,6	0,33	0,024
fenantren	11 000	µg/l	2,9	0,43	14	0,72	0,11	2,4	0,31	0,03	22	0,55	<0,010
antracen	12 000	µg/l	0,39	0,063	2,3	0,14	0,17	0,53	0,036	0,017	5,2	0,061	0,028
fluoranten	110	µg/l	2	0,16	7,4	0,33	0,11	1,3	0,051	0,013	9,3	0,093	0,021
pyren	16 000	µg/l	1,3	0,11	5,9	0,26	0,02	1	0,04	<0,010	8	0,076	<0,010
CN lättillgänglig (fri)	510 000	µg/l	0,88	1,8	1,4	1,3	2,5	1,2	<0,50	<0,50	5,3	<0,50	0,57



KLARA CITY VIEW

Resultat från utförda porluftsundersökningar.

Resultat jämförs mot beräknade riktvärden för porluft, RV-PL, se Bilaga 6.2.

		RV-PL	Rör ID								
	Ämne			23SPG01				23SPG01_OL*			
			Prov ID	23SPG01_PG	23SPG01	23SPG01	23SPG01	23SPG01_OL*	23SPG010L*	23SPG_OL	23SPG_OL
	Provtagningsdatum			2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16
BTEX	Bensen	1,1	mg/m3	4,3	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	Toluen	90	mg/m3	3,4	0,0061	0,0049	0,010	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	Etylbensen	250	mg/m3	16	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	m,p-xylen	-	mg/m3	43	0,0098	0,0074	0,012	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	o-xylen	-	mg/m3	14	<0,00417	<0,00417	0,0046	<0,00417	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	Xylener	30	mg/m3	57	0,010	<0,0083	0,017	<0,0083	<0,0083	<0,0083	<0,0083
PAH-L	naftalen	1,0	mg/m3	7,3	0,0088	0,00083	0,00048	0,0021	0,000042	0,000042	0,000023
	acenaftylen	1,0 ¹⁾	mg/m3	0,00048	0,000098	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	acenaften	1,0 ¹⁾	mg/m3	0,0010	0,00063	<0,000021	<0,000021	0,000069	<0,000021	<0,000021	<0,000021
PAH-M	fluoren	0,016	mg/m3	0,000025	<0,000021	<0,000021	<0,000021	0,000052	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	fenantren	0,016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	0,000052	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	antracen	0,016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	fluoranten	0,00016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	pyren	0,0080	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
PAH-H	benso(a)antracen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	krysen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	benso(b)fluoranten	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	benso(k)fluoranten	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	benso(a)pyren	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	dibenso(ah)antracen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	benso(ghi)perylen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
	indeno(123cd)pyren	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000021
Hg	Kvicksilver	0,070	mg/m3	<0,0001	<0,00008	<0,00008	<0,00009	<0,0001	<0,00008	<0,00008	<0,00009

1) Baserad på RfC värdet för naftalen, 3E-03 mg/m3 (NV Rapport 5976, 2016)

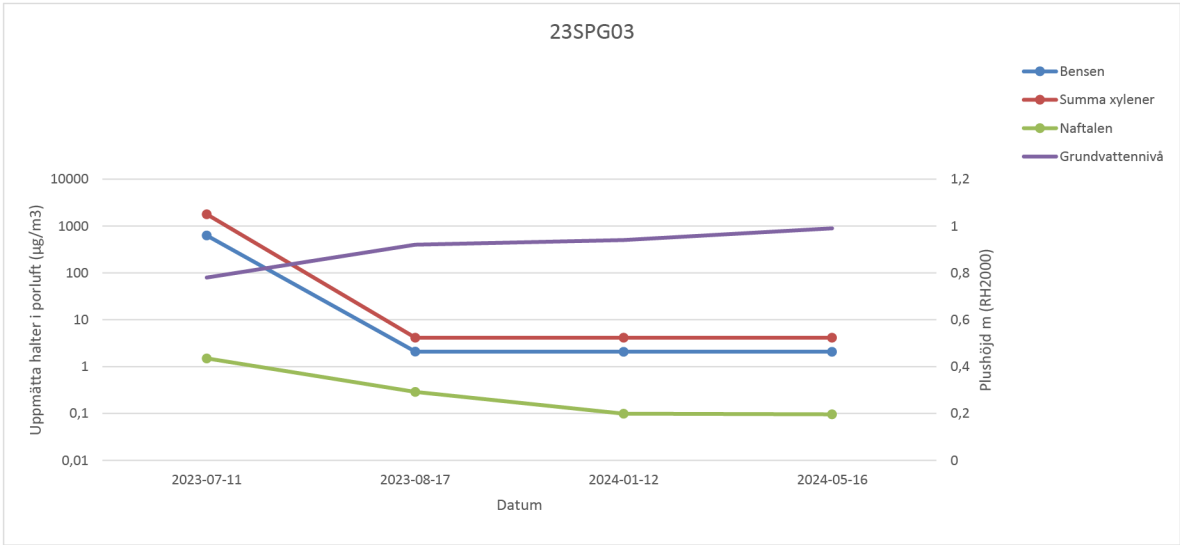
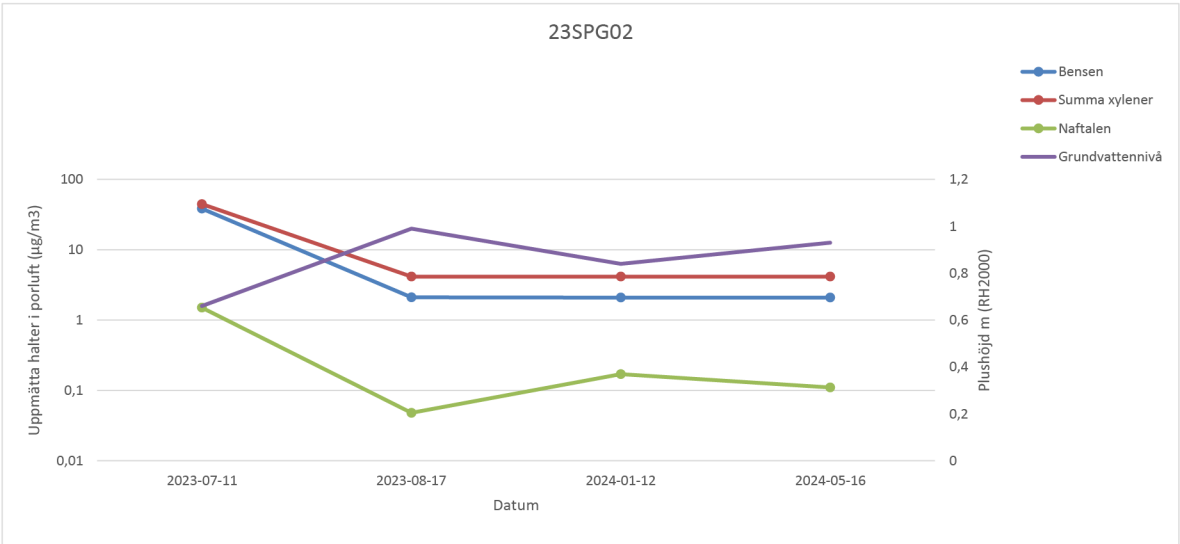
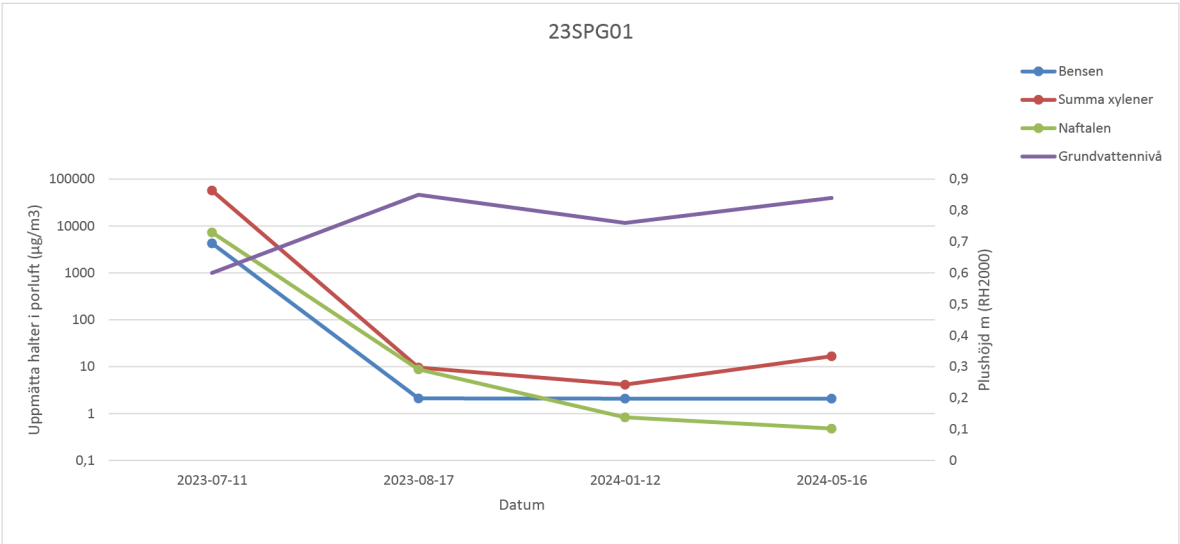
* OL= omgivningluft (referensprov)



		RV-PL - scen 1, kom. lokaler	Rör ID								
	Ämne			23SPG02				23SPG03			
			Prov ID	23SPG02_PG	23SPG02	23SPG02	23SPG02	23SPG03_PG	23SPG03	23SPG03	23SPG03
	Provtagningsdatum			2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16	2023-07-11	2023-08-17	2024-01-12	2024-05-16
BTEX	Bensen	1,1	mg/m3	0,038	<0,00417	<0,00417	<0,00417	0,63	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	Toluen	90	mg/m3	0,035	0,011	0,64	<0,00417	1,3	0,0065	<0,00417	<0,00417
	Etylbensen	250	mg/m3	0,008	<0,00417	<0,00417	<0,00417	0,38	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	m,p-xylen	-	mg/m3	0,033	0,0052	<0,00417	<0,00417	1,5	0,0049	0,0054	<0,00417
	o-xylen	-	mg/m3	0,012	<0,00417	<0,00417	<0,00417	0,25	<0,00417	<0,00417	<0,00417
	xylen, summa	30	mg/m3	0,045	<0,0083	<0,0083	<0,0083	1,8	<0,0083	<0,0083	<0,0083
PAH-L	naftalen	1,0	mg/m3	0,0015	0,000048	0,00017	0,00011	0,0015	0,00029	0,000099	0,00010
	acenaftylen	1,0 ¹⁾	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	acenaften	1,0 ¹⁾	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
PAH-M	fluoren	0,016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	fenantren	0,016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	antracen	0,016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	fluoranten	0,00016	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	pyren	0,008	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
PAH-H	benso(a)antracen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	krysen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	benso(b)fluoranten	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	benso(k)fluoranten	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	benso(a)pyren	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	dibenso(ah)antracen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	benso(ghi)perylen	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
	indeno(123cd)pyren	-	mg/m3	<0,000021	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000021	<0,000021	<0,000022	<0,000022
Hg	Kvicksilver, Hg	0,070	mg/m3	<0,0001	<0,00008	<0,00008	<0,00009	<0,0001	<0,00008	<0,00008	<0,00009

1) Baserad på RfC värdet för naftalen, 3E-03 mg/m3 (NV Rapport 5976, 2016)

Bilaga 8. Uppmätta halter i porluft i förhållande till grundvattennivåer



Bilaga 9. Belastningsberäkningar

Bilaga 9. Belastningsberäkningar

Inledning

Följande dokument redovisar belastningsberäkningar av påträffade föroreningar i grundvatten inom området för Klara City View (KCV). Beräkningarna syftar till att uppskatta föroreningsbelastningen från grundvattnet från KCV på recipienter. Detta ska ligga som grund till miljöriskbedömningen för KCV området. Vid belastningsberäkningarna beaktas endast det övre grundvattenmagasinet inom området, se riskbedömning för resonemang.

Kvantifiering grundvattenflöde

Metod

Mängden grundvattenflöde i det övre grundvattenmagasinet beräknas med hjälp av *Darcys lag*. Darcys ekvation är enligt följande:

$$Q = -KA\Delta h$$

Där:

Q = grundvattenflöde (m^3/s)

K = hydraulisk konduktivitet (m/s)

A = tvärsnittsarea (m^2)

Δh = dh/dL = hydraulisk gradient (dimensionslös, m/m)

Vid användning av *Darcys lag* antas att:

- Grundvattenflödet är laminärt, dvs. följer parallella linjer utan att blandas, i motsats till *turbulent flöde*;
- Grundvattenflödet är konstant, dvs. att flödet är jämnt över tid;
- Materialet är homogent, dvs. inneha samma elastiska egenskaper genom hela materialkroppen;
- Materialet är isotropt, dvs. att den vertikala flödes hastigheten är lika stor som den horisontella (Philip Håkansson, 2017).

Tvärsnittsarean A beräknas enligt följande:

$$A = D * B$$

Där D är tjockleken av akviferen (dvs. det övre grundvattenmagasinet) och B är bredden av strömbanan.

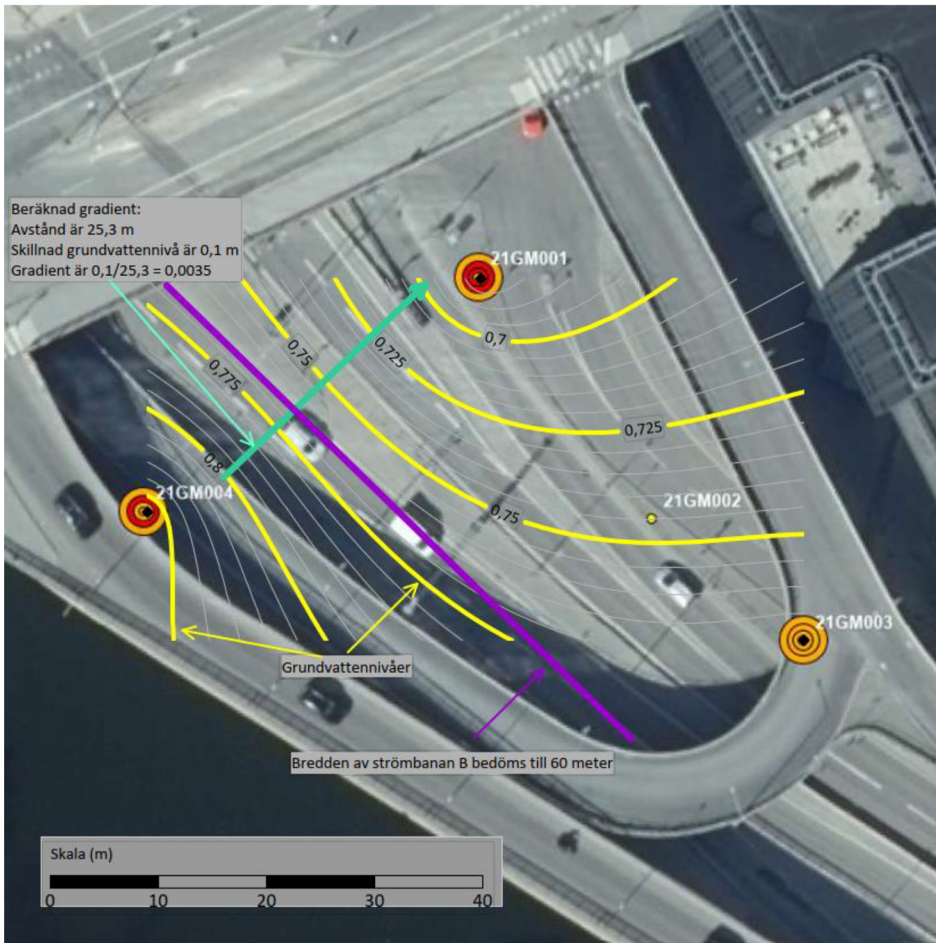
Indata

Data som har använts för att beräkna grundvattenflödet enligt föregående avsnitt listas nedan:

- Akviferens genomsnittliga tjocklek har beräknats till 1,35 m baserat på grundvattennivåmätningar mellan oktober 2022 och september 2023 (se avsnitt 2.3 i riskbedömning och Bilaga 2), jordprofiler från tidigare geoteknisk undersökning (Sweco, 2022) samt analys av Mälarens nivå och områdets geotekniska förhållanden i en 3D-modell av området. För att ta hänsyn till grundvattnets variationer över tid antas akviferens tjocklek D vara **1,5 meter**.
- Bredden av strömbanan B bedöms till **60 meter**, som är detaljplaneområdets största bredd längs flödesriktningen enligt Figur 1. Detta kan anses som ett konservativt antagande då områdets bredd varierar längs med grundvattnets flödesriktning, med en maximal bredd av 60 meter.
- Områdets hydrauliska konduktivitet K har beräknats utifrån utförda slugtester i områdets tre grundvattenrören i det övre grundvattenmagasinet, se Tabell 1 för resultat. En jämförbar hydraulisk konduktivitet noterades i de två undersökningspunkter i områdets öst, medan K i områdets väst, i punkten närmast vattnet, mättes i ca en faktor 100 lägre. För att kunna motsvara det totala området har medelvärdet av dessa resultat, **0,00019 m/s**, antagits som den hydrauliska konduktiviteten K.
- Hydrauliska gradienten Δh är **-0,0035 m/m**, dvs. ca 0,4%, beräknad utifrån grundvattennivåer enligt Figur 1 nedan.

Tabell 1. Resultat från utförda slugtester i tre grundvattenrör i det övre magasinet inom KCV (Sweco, 2022).

Undersökningspunkt	Hydraulisk konduktivitet, K (m/s)	Slugmetod
21GM001GV	3,87E-04	Återhämtning med slug i grundvattenröret.
	5,44E-04	Återhämtning efter uttag av slug ur grundvattenröret.
	1,47E-04	Återhämtning efter tillförsel av vatten.
21GM003GV	2,56E-04	Återhämtning med slug i grundvattenröret.
	2,64E-04	Återhämtning efter uttag av slug ur grundvattenröret.
	1,17E-04	Återhämtning efter tillförsel av vatten.
21GM004GV	3,15E-06	Återhämtning med slug i grundvattenröret.
	6,15E-07	Återhämtning efter uttag av slug ur grundvattenröret.
	2,34E-06	Återhämtning efter tillförsel av vatten.
Medelvärde	1,91E-04	



Figur 1. Beräkning av grundvattengradient inom området för KCV. Visualisering och beräkning har gjorts med hjälp av programmet Surfer version 25.1.229.

Beräkning grundvattenflöde

Tvärsnittsarean A har beräknats vara **90 m²**.

Grundvattenflödet Q har därmed beräknats till **5,17 m³/dag**.

Belastning från området

Representativa halter

Som beskrivet i avsnitt 9.1 i riskbedömningen har vid belastningsberäkningen representativa halter antagits. Tabell 3 i denna bilaga redovisar datafördelningen av resultat från samtliga provtagningar i det övre grundvattenmagasinet i olika statistiska parametrar. För samtliga ämnen förutom PFAS används både medelhalt och 95 percentil halt av resultat från samtliga rör i det övre grundvattenmagasinet som representativa halter, där för PFAS-ämnena den högsta uppmätta halten från samtliga rör i det övre grundvattenmagasinet används som representativ halt.

Beräknad belastning

Enligt avsnitt 3.3 har det totala grundvattenflödet som strömmar ifrån området beräknats till 5,17 m³ per dag. I Tabell 2 nedan redovisas beräknad belastning i g per år per provtaget ämne från grundvatten som kommer från KCV området, baserat på de olika representativa halterna som beskrivit ovan.

Osäkerheter vid beräkning

Vid beräkningarna av områdets belastning på recipient(er) har vissa osäkerheter identifierats, som listas nedan.

- Flödesriktningen i det övre grundvattenmagasinet inom KCV är osäker eftersom den är baserad på endast tre punkter som har grundvattennivåer tillgängliga. För att försöka komplettera bilden av grundvattenströmning i området i stort har grundvattenmodeller och grundvattennivåer från angränsande områden analyserats. Således har den beskrivna flödesriktningen bedömts som mest sannolik.
- Information saknas om länshållning vid källare av intilliggande byggnader och garage. Vid belastningsberäkningen har antagits att allt grundvatten som släpps från området hamnar i Klara Sjö. Då det är möjligt att genom länshållning med okänd utsläppspunkt, som beskrivet i riskbedömningen, inte allt grundvatten från KCV släpps i Klara Sjö, kan detta anses som ett konservativt antagande.
- Som beskrivet ovan har grundvattenflödet beräknats enligt Darcys lag. Denna ekvation används som standardmetod för den här typen av beräkningar och en alternativ metod saknas. Dock bygger Darcys lag, som de flesta ekvationer, på ett visst antal antaganden. Följande av antagandena avviker delvis från områdets förutsättningar:
 - Att grundvattenmagasinet är homogent och materialet isotropt, då jordprofilerna visar att det varierar mycket inom området. Genom att välja försiktiga antaganden och medelvärden, se avsnittet Indata, har försökts motsvara grundvattenmagasinet genomsnittliga förutsättningar bäst.
 - Att flödet är konstant, då divermätningarna visar att grundvattennivåer varierar inom området i samband med nederbörd och Mälarens nivå. Med data från flera mätningar utförda i olika säsonger under två år kan det beräknade grundvattenflödet dock anses som ett årsmedelvärde.
- I avsnitt Indata beskrivs att resultat från slugtester för fastställning av hydraulisk konduktivitet skiljer sig en faktor 100 mellan områdets östra och västra sidor. Dock har bedömts att medelvärdet av resultaten, från undersökningspunkter i områdets samtliga tre hörnen, bör motsvara den genomsnittliga hydrauliska konduktiviteten inom KCV bäst.
- Vid belastningsberäkningarna har inga fördröjningsprocesser i föroreningstransporten, såsom biologisk nedbrytning, kemisk omvandling samt fastläggning till partiklar och organiskt material, beaktats. För att kunna kvantifiera eventuella fördröjningsprocesser behöver transportvägen från punkten där grundvattnet lämnar KCV till utsläppspunkten i recipienten vara känd. Då den är okänd och därför antas att utsläppspunkten befinner sig direkt i anslutning till KCV, kan kemiska processerna längs den vägen inte fastställas. Dock förväntas att transportvägen är kort och att inkludering av fördröjningsprocesserna inte kommer att sänka de beräknade belastningen signifikant.

Tabell 2-2. Beräknad belastning från grundvatten från det övre magasinet inom KCV per ämne.

	Ämne	Belastning baserad på 95 percentil halt (g/år)	Belastning baserad på medelhalt (g/år)
Metaller	Arsenik	2,9	1,5
	Barium	113	73
	Bly	5,6	1,2
	Kadmium	0,09	0,05
	Kobolt	1,2	0,6
	Koppar	3,4	1,0
	Krom	1,0	0,5
	Kviksilver	0,1	0,1
	Nickel	2,1	0,8
	Vanadin	1,7	0,9
	Zink	8,3	3,0
Alif	Alifater >C5-C8	19	19
	Alifater >C8-C10	19	19
	Alifater >C10-C12	19	19
	Alifater >C12-C16	19	19
	Alifater >C16-C35	47	47
Arom	Aromater >C8-C10	121	49
	Aromater >C10-C16	491	206
	Aromater >C16-C35	6,6	4,2
BTEX	Bensen	62	26
	Toluen	4,5	1,8
	Etylbensen	17	9,6
	M/P/O-Xylen	62	20
PAH	naftalen	1227	435
	acenaftylen	2,5	1,1
	acenaften	155	81
	fluoren	208	88
	fenantren	264	104
	antracen	18	8,2
	fluoranten	25	12
	pyren	18	8
	bens(a)antracen	4,0	1,2
	krysen	2,5	0,8
	bens(a)pyren	3,0	0,8
	bens(b)fluoranten	4,3	1,2
	benso(ghi)perylene	1,1	0,3
	indeno(123cd)pyren	1,3	0,4
	dibenso(ah)antracen	0,4	0,1
	PAH, summa L	1378	518
	PAH, summa M	528	219
	PAH, summa H	16	4,8
CN	CN lättillgänglig (fri)	7,5	5,3
	CN total	1121	376

Tabell 2-2. Beräknad belastning från grundvatten från det övre magasinet inom KCV per PFAS-ämne.

	Ämne	Belastning baserad på maximal uppmätt halt (g/år)
PFAS	perfluoroktansyra (PFOA)	0,004
	perfluorononansyra (PFNA)	0,002
	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0,008
	perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	0,003
	perfluorbutansulfonsyra (PFBS)	0,003
	perfluorbutansyra (PFBA)	0,011
	perfluoropentansyra (PFPeA)	0,008
	perfluorhexansyra (PFHxA)	0,008
	perfluoroheptansyra (PFHpA)	0,005
	perfluorodekansyra (PFDA)	0,001
	6:2 FTS fluortelomersulfonat	0,016
	summa PFAS 11	0,055

Tabell 3-1. Resultat från det övre grundvattenmagasinet - datafördelning.

	Ämne	Enhet	Maximal uppmätt halt (µg/l)	Medelhalt (µg/l)	95 percentil halt (µg/l)	CV*	Antal prov
Metaller	Arsenik	µg/l	3,3	0,8	1,5	0,86	18
	Barium	µg/l	83	39	60	0,48	18
	Bly	µg/l	4,4	0,6	3,0	1,78	18
	Kadmium	µg/l	0,05	0,0	0,05	0,92	18
	Kobolt	µg/l	1,1	0,3	0,7	0,73	18
	Koppar	µg/l	4,1	0,5	1,8	1,74	18
	Krom	µg/l	0,9	0,2	0,5	0,74	18
	Kviksilver	µg/l	0,05	0,05	0,05	0,00	18
	Nickel	µg/l	1,9	0,4	1,1	0,96	18
	Vanadin	µg/l	1,4	0,5	0,9	0,60	18
	Zink	µg/l	6,6	1,6	4,4	0,93	18
Alif	Alifater >C5-C8	µg/l	10	10	10	0,00	21
	Alifater >C8-C10	µg/l	10	10	10	0,00	21
	Alifater >C10-C12	µg/l	10	10	10	0,00	21
	Alifater >C12-C16	µg/l	10	10	10	0,00	21
	Alifater >C16-C35	µg/l	25	25	25	0,00	21
Arom	Aromater >C8-C10	µg/l	69	26	64	0,82	21
	Aromater >C10-C16	µg/l	270	109	260	0,86	21
	Aromater >C16-C35	µg/l	9	2,2	3,5	0,77	21
BTEX	Bensen	µg/l	34	14	33	0,92	21
	Toluen	µg/l	2,5	0,9	2,4	0,71	21
	Etylbensen	µg/l	18	5,1	9,2	0,83	21
	M/P/O-Xylen	µg/l	37	10	33	1,07	21

*Variationskoefficient. CV >1 är markerade med fet stil.

Tabell 4-2. Resultat från det övre grundvattenmagasinet - datafördelning.

	Ämne	Enhet	Maximal uppmätt halt (µg/l)	Medelhalt (µg/l)	95 percentil halt (µg/l)	CV*	Antal prov
PAH	naftalen	µg/l	760	231	650	1,04	21
	acenaftylen	µg/l	1,3	0,6	1,3	0,73	21
	acenaften	µg/l	91	43	82	0,77	21
	fluoren	µg/l	120	47	110	0,88	21
	fenantren	µg/l	150	55	140	0,93	21
	antracen	µg/l	11	4,3	9,8	0,82	21
	fluoranten	µg/l	14	6,1	13	0,75	21
	pyren	µg/l	9,5	4,2	9,4	0,76	21
	bens(a)antracen	µg/l	3,7	0,6	2,1	1,32	21
	krysen	µg/l	2,4	0,4	1,3	1,32	21
	bens(a)pyren	µg/l	3,2	0,4	1,6	1,71	21
	bens(b)fluoranten	µg/l	4,3	0,6	2,3	1,62	21
	benso(ghi)perylen	µg/l	1,1	0,2	0,56	1,57	21
	indeno(123cd)pyren	µg/l	1,5	0,2	0,7	1,64	21
	dibenso(ah)antracen	µg/l	0,4	0,06	0,22	1,61	21
	PAH, summa L	µg/l	840	274	730	0,97	21
	PAH, summa M	µg/l	290	116	280	0,87	21
	PAH, summa H	µg/l	17	2,6	8,6	1,51	21
CN	CN lättillgänglig (fri)	µg/l	4,3	2,8	4,0	0,37	12
	CN total	µg/l	990	199	594	1,29	12
PFAS	perfluoroktansyra (PFOA)	µg/l	0,002	0,002	0,002	0,13	6
	perfluorononansyra (PFNA)	µg/l	0,001	0,001	0,001	0,45	6
	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	µg/l	0,005	0,004	0,004	0,24	6
	perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)	µg/l	0,002	0,002	0,002	0,08	6
	perfluorbutansulfonsyra (PFBS)	µg/l	0,001	0,001	0,001	0,17	6
	perfluorbutansyra (PFBA)	µg/l	0,006	0,004	0,006	0,26	6
	perfluoropentansyra (PFPeA)	µg/l	0,004	0,003	0,004	0,28	6
	perfluorhexansyra (PFHxA)	µg/l	0,004	0,003	0,004	0,26	6
	perfluoroheptansyra (PFHpA)	µg/l	0,003	0,002	0,002	0,28	6
	perfluorodekansyra (PFDA)	µg/l	0,0004	0,0002	0,0004	0,49	6
	6:2 FTS fluortelomersulfonat	µg/l	0,0085	0,002	0,007	1,12	6
	summa PFAS 11	µg/l	0,03	0,02	0,03	0,16	6

*Variationskoefficient. CV >1 är markerade med fet stil.

Referenser

Philip Håkansson, 2017. Grundvattensäkning vid schakter och byggnadsverk. En jämförelse av olika beräkningsmetoder. MSc Thesis Lunds Tekniska Högskolan.

Sweco, 2022. PM Markmiljöundersökning 2022. Markmiljöundersökning på Klara City View, Norrmalm 4:41, Stockholm kommun.

Bilaga 10. Riskkvoter för påverkan på recipienterna

Bilaga 10.1 Riskkvoter för påverkan på Mälaren - Riddarfjärden

Bilaga 10.2 Riskkvoter för påverkan på Mälaren - Ulvsundasjön

Riskkvoter för påverkan på Mälaren - Riddarfjärden

	Ämne	Enhet	Lågriskvärde			Mälaren - Riddarfjärden			
			Årsmedel-värde inlands-ytvatten*	Maximal tillåten koncentration inlands-ytvatten*	Ccrit-sw**	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MQ flöde***	Riskkvot långtids-påverkan	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MLQ flöde***	Riskkvot korttids-påverkan
Metaller	Arsenik	µg/l	0,5	7,9		0,000006	<0,0001	0,0001	<0,0001
	Barium	µg/l			10	0,0002	<0,0001	0,004	
	Bly	µg/l	1,2	14		0,00001	<0,0001	0,0002	<0,0001
	Kadmium	µg/l	0,08	0,45		0,0000002	<0,0001	0,000003	<0,0001
	Kobolt	µg/l			0,2	0,000002	<0,0001	0,0000	
	Koppar	µg/l	0,5			0,00001	<0,0001	0,0001	
	Krom	µg/l	3,4			0,000002	<0,0001	0,00003	
	Kvicksilver	µg/l		0,07	0,005	0,0000002	<0,0001	0,000003	<0,0001
	Nickel	µg/l	4	34		0,000004	<0,0001	0,0001	<0,0001
	Vanadin	µg/l			0,5	0,000003	<0,0001	0,0001	
	Zink	µg/l		5,5		0,00002	<0,0001	0,0003	
Alif	Alifater >C5-C8	µg/l			3	0,00004	<0,0001	0,0006	
	Alifater >C8-C10	µg/l			1,5	0,00004	<0,0001	0,0006	
	Alifater >C10-C12	µg/l			3	0,00004	<0,0001	0,0006	
	Alifater >C12-C16	µg/l			30	0,00004	<0,0001	0,0006	
	Alifater >C16-C35	µg/l			30	0,00009	<0,0001	0,002	
Arom	Aromater >C8-C10	µg/l			5	0,0002	<0,0001	0,004	
	Aromater >C10-C16	µg/l			1,2	0,001	<0,001	0,02	
	Aromater >C16-C35	µg/l			0,05	0,00001	<0,001	0,0002	
BTEX	Bensen	µg/l	10	50		0,0001	<0,0001	0,002	<0,0001
	Toluen	µg/l			5	0,00001	<0,0001	0,0002	
	Etylbensen	µg/l			5	0,00003	<0,0001	0,0006	
	M/P/O-Xylen	µg/l			5	0,0001	<0,0001	0,002	
PAH	naftalen	µg/l	2	130		0,002	<0,01	0,04	<0,001
	acenaftylen	µg/l			1,2	0,000005	<0,0001	0,0001	
	acenaften	µg/l			1,2	0,0003	<0,001	0,005	
	fluoren	µg/l			0,05	0,0004	<0,01	0,007	
	fenantren	µg/l			0,05	0,0005	<0,1	0,009	
	antracen	µg/l	0,1	0,1		0,00004	<0,001	0,0006	<0,01
	fluoranten	µg/l	0,0063	0,12		0,00005	<0,01	0,0008	<0,01
	pyren	µg/l			0,05	0,00003	<0,001	0,0006	
	bens(a)antracen	µg/l			0,005	0,000008	<0,01	0,0001	
	krysen	µg/l			0,005	0,000005	<0,001	0,0001	
	bens(a)pyren	µg/l	0,00017	0,27		0,000006	<0,1	0,0001	<0,001
	bens(b)fluoranten	µg/l		0,017	0,005	0,000008	<0,01	0,0001	<0,01
	benso(ghi)perylen	µg/l		0,0082	0,005	0,000002	<0,001	0,00004	<0,01
	indeno(123cd)pyren	µg/l			0,005	0,000003	<0,001	0,00004	
	dibenso(ah)antracen	µg/l			0,005	0,0000008	<0,001	0,00001	
	PAH, summa L	µg/l			1,2	0,003	<0,01	0,05	
	PAH, summa M	µg/l			0,05	0,001	<0,1	0,02	
	PAH, summa H	µg/l			0,005	0,00003	<0,01	0,0005	
CN	CN lättillgänglig (fri)	µg/l			0,5	0,00001	<0,0001	0,0003	
	CN total	µg/l			0,5	0,002	<0,01	0,04	
PFAS	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	µg/l	0,00065	36		0,00000002	<0,0001	0,0000003	<0,0001
	Summa PFAS11	µg/l		0,09		0,0000001		0,000002	<0,0001

* Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2019
** Naturvårdsverket, 2009
*** Baserat på max halt i grundvatten för PFAS-ämnena och 95 percentil halt i grundvatten för samtliga övriga ämnen.

Riskkvoter för påverkan på Mälaren - Ulvsundasjön

		Lågriskvärde				Mälaren - Ulvsundasjön			
	Ämne	Enhet	Ärsmedel-värde inlands-ytvatten*	Maximal tillåten koncentration inlands- ytvatten*	Ccrit-sw**	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i MQ flöde***	Riskkvot långtids- påverkan	Beräknad halt i ytvatten med utspädning i volym av Klara Sjö_KV-KB***	Riskkvot korttids- påverkan
Metaller	Arsenik	µg/l	0,5	7,9		1,7E-03	<0,01	2,3E-03	<0,001
	Barium	µg/l			10	6,8E-02	<0,01	9,1E-02	
	Bly	µg/l	1,2	14		3,3E-03	<0,01	4,5E-03	<0,001
	Kadmium	µg/l	0,08	0,45		5,6E-05	<0,001	7,6E-05	<0,001
	Kobolt	µg/l			0,2	7,4E-04	<0,01	1,0E-03	
	Koppar	µg/l	0,5			2,0E-03	<0,01	2,7E-03	
	Krom	µg/l	3,4			5,8E-04	<0,001	7,8E-04	
	Kvicksilver	µg/l		0,07	0,005	5,6E-05	<0,1	7,6E-05	<0,01
	Nickel	µg/l	4	34		1,3E-03	<0,001	1,7E-03	<0,0001
	Vanadin	µg/l			0,5	1,0E-03	<0,01	1,4E-03	
	Zink	µg/l		5,5		5,0E-03	<0,001	6,6E-03	
Alif	Alifater >C5-C8	µg/l			3	1,1E-02	<0,01	1,5E-02	
	Alifater >C8-C10	µg/l			1,5	1,1E-02	<0,01	1,5E-02	
	Alifater >C10-C12	µg/l			3	1,1E-02	<0,01	1,5E-02	
	Alifater >C12-C16	µg/l			30	1,1E-02	<0,001	1,5E-02	
	Alifater >C16-C35	µg/l			30	2,8E-02	<0,001	3,8E-02	
Arom	Aromater >C8-C10	µg/l			5	7,2E-02	<0,1	9,7E-02	
	Aromater >C10-C16	µg/l			1,2	2,9E-01	0,24	3,9E-01	
	Aromater >C16-C35	µg/l			0,05	4,0E-03	<0,1	5,3E-03	
BTEX	Bensen	µg/l	10	50		3,7E-02	<0,01	5,0E-02	<0,001
	Toluen	µg/l			5	2,7E-03	<0,001	3,6E-03	
	Etylbensen	µg/l			5	1,0E-02	<0,01	1,4E-02	
	M/P/O-Xylen	µg/l			5	3,7E-02	<0,01	5,0E-02	
PAH	naftalen	µg/l	2	130		7,3E-01	0,37	9,8E-01	<0,01
	acenaftylen	µg/l			1,2	1,5E-03	<0,01	2,0E-03	
	acenaften	µg/l			1,2	9,3E-02	<0,1	1,2E-01	
	fluoren	µg/l			0,05	1,2E-01	2,5	1,7E-01	
	fenantren	µg/l			0,05	1,6E-01	3,2	2,1E-01	
	antracen	µg/l	0,1	0,1		1,1E-02	0,11	1,5E-02	0,14
	fluoranten	µg/l	0,0063	0,12		1,5E-02	2,3	2,0E-02	0,16
	pyren	µg/l			0,05	1,1E-02	0,21	1,4E-02	
	bens(a)antracen	µg/l			0,005	2,4E-03	0,47	3,2E-03	
	krysen	µg/l			0,005	1,5E-03	0,29	2,0E-03	
	bens(a)pyren	µg/l	0,00017	0,27		1,8E-03	11	2,4E-03	<0,01
	bens(b)fluoranten	µg/l		0,017	0,005	2,6E-03	0,52	3,5E-03	0,20
	benso(ghi)perylen	µg/l		0,0082	0,005	6,3E-04	0,13	8,5E-04	0,10
	indeno(123cd)pyren	µg/l			0,005	7,9E-04	0,16	1,1E-03	
	dibenso(ah)antracen	µg/l			0,005	2,5E-04	0,050	3,3E-04	
	PAH, summa L	µg/l			1,2	8,2E-01	0,69	1,1E+00	
	PAH, summa M	µg/l			0,05	3,2E-01	6,3	4,2E-01	
	PAH, summa H	µg/l			0,005	9,7E-03	1,9	1,3E-02	
CN	CN lättillgänglig (fri)	µg/l			0,5	4,5E-03	<0,01	6,0E-03	
	CN total	µg/l			0,5	6,7E-01	1,3	9,0E-01	
PFAS	perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	µg/l	0,00065	36		5,1E-06	<0,01	6,8E-06	<0,0001
	Summa PFAS11	µg/l		0,09		3,3E-05	-	4,4E-05	<0,001

* Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, 2019
** Naturvårdsverket, 2009
*** Baserat på max halt i grundvatten för PFAS-ämnena och 95 percentil halt i grundvatten för samtliga övriga ämnen.

Bilaga 11. Riskbedömning avseende föroreningsrisker vid pålning

PM

UPPDRAG Klara City View	UPPDRAGSLEDARE Marika Jansson	DATUM 2023-05-12 Uppdaterad 2024-07-05-28
UPPDRAGSNUMMER 30040821	UPPRÄTTAD AV Marika Jansson	GRANSKAD AV Erika Schedin

**Riskbedömning avseende föroreningsrisker vid pålning, fastighet
Norrmalm 4:41, s.k. Klara City View (KCV)**

Bakgrund

Sweco har på uppdrag av Exploateringskontoret i Stockholms stad utfört miljötekniska undersökningar och en riskbedömning avseende påträffade föroreningar inom området för planerad exploatering inom s.k. Klara City View (KCV), Norrmalm 4:41.

Föreliggande bedömning avser risker för ökad spridning av eller exponering för föroreningar vid pålning inom fastigheten. Bedömningen baserar sig på resultat från miljötekniska undersökningar under perioden 2022 – 2024 samt arkivstudier av tidigare geotekniska och hydrogeologiska bedömningar. Bedömningen har uppdaterats med resultat från kompletterande miljötekniska undersökningar från våren 2024.

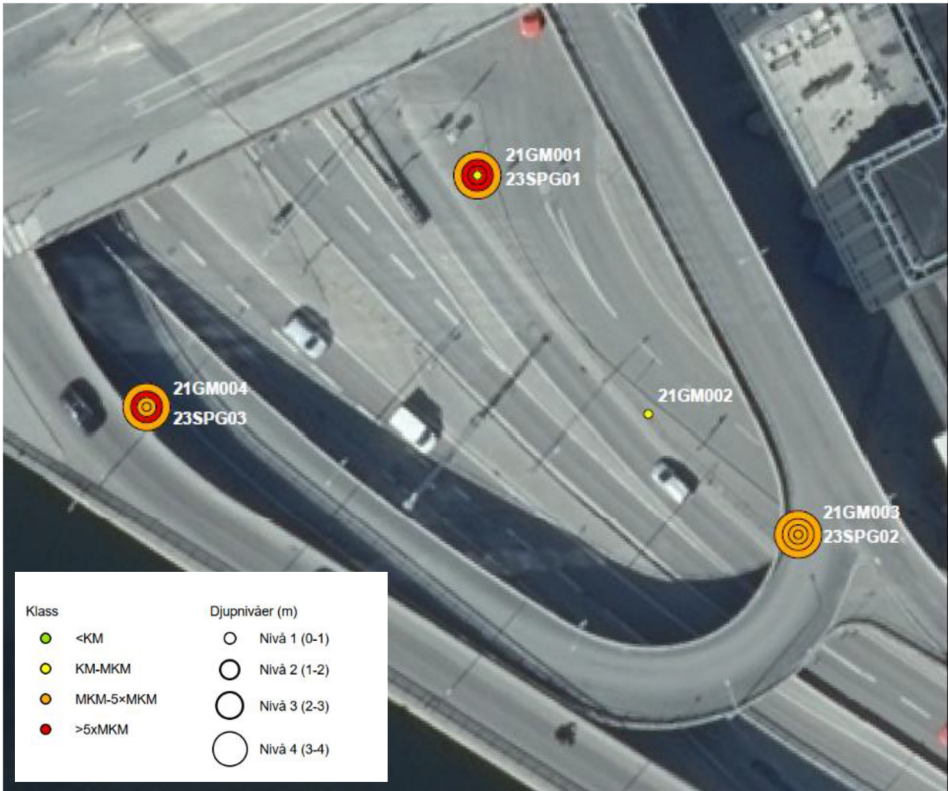
Information om föroreningssituationen

En översikt över vilka föroreningar som finns i mark och grundvatten samt dess egenskaper och halter beskrivs nedan. En sammanställning av undersökningsresultat från Swecos miljötekniska undersökningar inom det aktuella området redovisas i rapport (Sweco, 2022 samt Sweco, 2023 samt resultat från 2024).

Jord

Främst PAHer (låg, medel, och hög molekylvikt), aromatiska kolväten, bensen och kvicksilver har påträffats i höga halter (över 5 gånger Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM)), men även bly, koppar och arsenik har påträffats i halter över MKM. Kobolt och cyanider har påträffats i halter över riktvärden för känslig markanvändning (KM) men under MKM. Högst föroreningshalter har påträffats i undersökningspunkt från områdets norra del (21GM001/23SPG01/23SGM001, se Figur 1. I den aktuella punkten har bl.a. PAH-M och PAH-H uppmätts i halter upp till 750 mg/kg TS respektive 570 mg/kg TS (ca 40 (PAH-M) respektive 60 gånger (PAH-H) Naturvårdsverkets riktvärde för MKM). De högsta halterna har påträffats i fyllnadslagret mellan ca 1 och 2 meter under markytan. Även i leran har PAH:er och aromater uppmätts i halter över 5x MKM (i punkten i nordost), samt halter bensen över 5x MKM i leran mellan 4,5 och 5,5 meter under markytan i den sydöstra delen av undersökningsområdet. I nordöstra delen av undersökningsområdet har halter över MKM uppmätts i jord ner till 7 m.u.my.

Sweco Sverige AB Gjörwellsgatan 22 SE-112 60 Stockholm www.sweco.se	Sweco Sverige AB RegNo: 556767-9849 Styrelsens säte: Stockholm	Marika Jansson Mobil +46 708282543 Marika.jansson@sweco.se
--	--	--



Figur 1. Översikt över högsta föroreningshalt i jord i respektive provpunkt inom aktuellt område för pålning (markerad med gul streckad linje). Halterna har jämförts mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för jord.

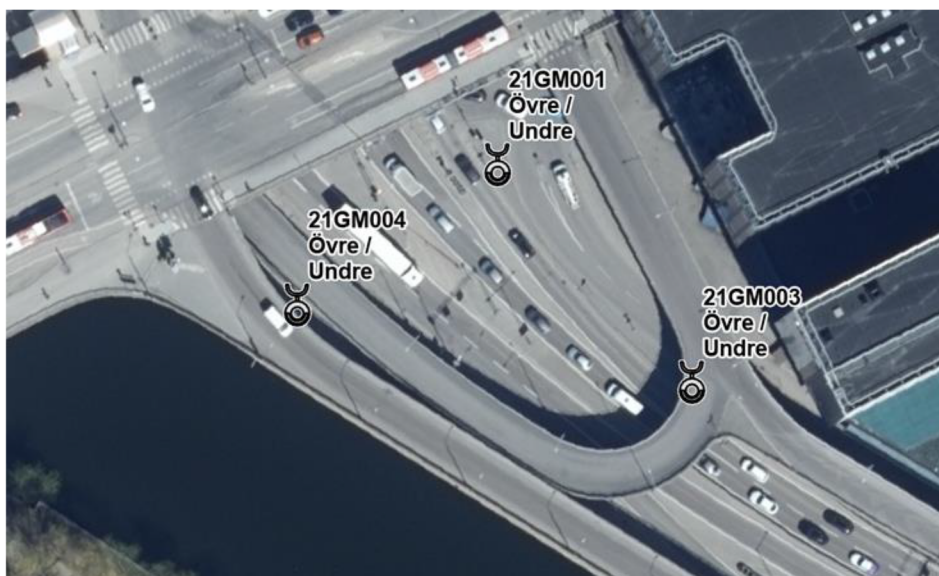
I Tabell 1 redovisas en statistisk sammanställning av resultat för de ämnen som uppmätts i halter över Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM i en eller flera prover.

Tabell 1. Uppmätta halter i jord (mg/kg TS) jämfört mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Vid beräkning av medelvärde för halter under laboratoriets rapporteringsgräns har halva rapporteringsgränsen använts.

Ämne	Antal prov	Antal prov >KM	Max	Medel	Min	KM	MKM	5x MKM
Arsenik	37	2	30	6,6	<1,9	10	25	125
Kobolt	37	3	18	9	5,8	15	35	175
Bly	37	21	780	127	4,9	50	180	2 000
Koppar	37	11	220	74	14	80	200	1 000
Kviksilver	37	21	17	1,4	<0,01	0,25	2,5	13
Bensen	37	20	0,58	0,077	<0,0035	0,012	0,04	0,2
Aromater >C8-C10	37	1	18	2,6	<4,0	10	50	250
Aromater >C10-C16	37	19	320	35	<0,9	3	15	75
Aromater >C16-C35	37	14	250	28	<0,5	10	30	150
PAH-L	37	18	420	41	<0,045	3	15	75
PAH-M	37	26	750	86	0,35	3,5	20	100
PAH-H	37	35	570	63	0,48	1	10	50
Cyanider total	11	3	85	26	2,2	30	120	600
Cyanider fri	11	3	1,4	0,68	<1,0	0,4	1,5	8

Grundvatten

I genomförd undersökning har tre stycken grundvattenrör i övre magasinet och tre i det undre magasinet installerats inom aktuellt område. Grundvattenrörens placering visas i Figur 2.



Figur 2. Grundvattenrörens placering inom aktuellt undersökningsområde. I varje undersökningspunkt finns två grundvattenrör, ett i det övre och ett i det undre magasinet

I grundvatten från samtliga 3 provpunkter i det övre magasinet i området (21GM001, 21GM003 och 21GM004, se Figur 2) har PAH-er vid ett eller fler tillfällen uppmätts i koncentrationer över

SPI:s riktvärden för indikation av fri fas samt skydd av ytvatten. Uppmätta halter av PAH-M i provpunkter 21GM001 och 21GM003 överskred även SPI:s riktvärden avseende risk för ånginträngning i byggnad (SPI, 2011). Dessutom beskrivs i fältprotokoll att vattnet var svartfärgat och luktade starkt vid provtagning av rör 21GM001 och 21GM003.

Aromatiska kolväten påträffades i den norra och sydöstra delen av området (provpunkt 21GM001 och 21GM003) i halter som överskrider SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011).

Bly och arsenik påträffades i koncentrationer över klassgräns 4 respektive 3 enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013). Nickelhalterna överskred klass 2 (Sweco, 2022). I grundvattnet har PFAS-ämnen inte påträffats i halter över SGI:s preliminära riktvärden (SGI 2015).

PAH:er och aromatiska kolväten C16-C35 har uppmätts i halter överskridande SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten (SPI, 2011) i det undre grundvattenmagasinet i den norra och västra delen av undersökningsområdet vid ett av tre mättillfällen. Bensen har uppmätts i halter över SPI:s riktvärde för ånginträngning i byggnad vid ett av tre mättillfällen i det undre magasinet i norra delen av området. Cyanid total har i ett av tre grundvattenrör vid ett av tre mättillfällen uppmätts i en halt över ett beräknat riktvärde för skydd av ytvatten enligt SPI:s metod i västra delen av undersökningsområdet. Generellt var de rapporterade halterna i det undre magasinet en faktor 10 till 100 lägre vid mättillfällena i april och juni 2024 jämfört med mättillfället i januari 2024. Det var endast vid det första mättillfället i januari 2024 direkt efter installation som halterna överskred SPI:s riktvärden i det undre grundvattenmagasinet.

Ett svart partikulärt material som påträffats i grundvatten i det övre magasinet har, efter föregående sedimentation, analyserats och höga halter av PAH samt förhöjda halter av petroleumkolväten har påvisats. En oljeidentifiering som utfördes på materialet gav ingen tydlig information om härkomsten hos påvisade petroleumkolväten, men konstaterade viss likhet med diesel eller eldningsolja.

Uppmätta föroreningshalter i grundvatten i övre magasinet inom områdets östra del är avsevärt högre än de som uppmätts inom områdets västra del. Detta kan tyda på att källan till förorening är generellt större i områdets östra del, men det kan även delvis bero på att grundvattenröret står i direkt kontakt med Klara sjö och att utspädningen i denna punkt således är större än i övriga undersökta punkter. Föroreningssammansättningen i grundvatten inom områdets nordöstra och sydöstra del är likartad och uppmätta föroreningshalter ligger i samma storleksordning. I det undre grundvattenmagasinet konstaterades i 2023 och januari 2024 en liknande föroreningssammansättning som den i det övre magasinet, dock var haltfördelningen något annorlunda med en större andel av PAH-M, cyanid och medeltunga aromater i det övre magasinet medan andelen av bensen och tyngre alifater är högre i det undre magasinet. Dock noterades i april och juni 2024, som nämnt ovan, inga halter överskridande SPI:s riktvärden i det undre magasinet.

I grundvatten från samtliga tre provpunkter i både övre och undre grundvattenmagasin har PAH:er vid ett eller fler mättillfällen uppmätts i koncentrationer över SPI:s riktvärden för indikation av fri fas samt skydd av ytvatten. Uppmätta halter av PAH-M i det övre och undre

4 (11)

PM
2024-07-05-28

magasinet i provpunkt 21GM001, i det övre magasinet i provpunkt 21GM003 och i det undre magasinet i provpunkt 21GM004 har även överskridit SPI:s riktvärden avseende risk för ånginträngning i byggnad (SPI, 2011).

Information om geologiska och hydrogeologiska förutsättningar

Undersökningsområdet utgörs av fyllningsmassor ovanliggande lera. Fyllningslagret har en mäktighet mellan 1 m och 4 m, under vilket befinner sig ett lerlager med en tjocklek av cirka 5-12 m. Friktionslagret innan berg har bedömts ha en mäktighet varierande mellan 0,5 m och 4 m (Sweco 2017, Geomind, 2022). I Sweco:s arkivinventering beskrivs att bergets nivåer ligger mellan -5,5 meter under markytan (m.u.my) och -16 m.u.my, med ytligast berg i de centrala delarna av fastigheten (Sweco, 2017).

Utifrån utförda undersökningar är lerans hydrauliska konduktivitet för samtliga nivåer $5,4 \times 10^{-10}$ m/s enligt nedan.

Uppdrag	KCV	Punkt	21GM001
Kund	GeoMind	Djup	6,0 m

CRS-försök	Från rutinanalys	PROVNING	Utfört	2022-04-19 / PY
Jordart vCl (su)	Jordart vCl (sa) (su)		Granskat	2022-04-26 / DG
w _N 86 %	w _N 70 %		Provt. till försök	28 dygn
ρ 1,51 t/m ³	ρ 1,58 t/m ³		Prov	Kv Still Ø50 mm

σ _c '	M _L	σ _L '	M'	k _i	β _k	k _{ini} (0,85sec)	ε _{0,85sec}	c _u / σ _c '	M _f /M _L
65	450	93	12,5	5,4E-10	3,1	0,014	2,4	0,23	5,1
kPa	kPa	kPa	-	m/s	-	m/år	%	-	-

Stor skillnad i vattenkvot mellan CRS-försök och rutinanalys.

Utifrån utförda slugtester som utförts i det övre magasinet bedömdes fyllnadsmaterialet i norra och östra delarna av det aktuella området ha hög genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet varierande mellan 1,2 och $5,4 \times 10^{-4}$ m/s), motsvarande sandigt material. Fyllning i den västra delen av området, närmast strandlinjen, påvisade 2 till 3 tiopotenser lägre genomsläpplighet, motsvarande siltigt material (Sweco, 2022a). Hydrauliska tester som utförts i det undre grundvattenmagasinet har visat att den hydrauliska konduktiviteten är mycket låg (storleksordning 10⁻⁹ till 10⁻⁶ m/s eller ca 0,1 till 0,0001 m/dag), vilket begränsar förutsättningarna för föroreningstransport med grundvatten i samband med pålning. Geotekniska undersökningar som utförts inom området visar att mäktigheten på friktionslagret är relativt liten (generellt 2 m eller mindre).

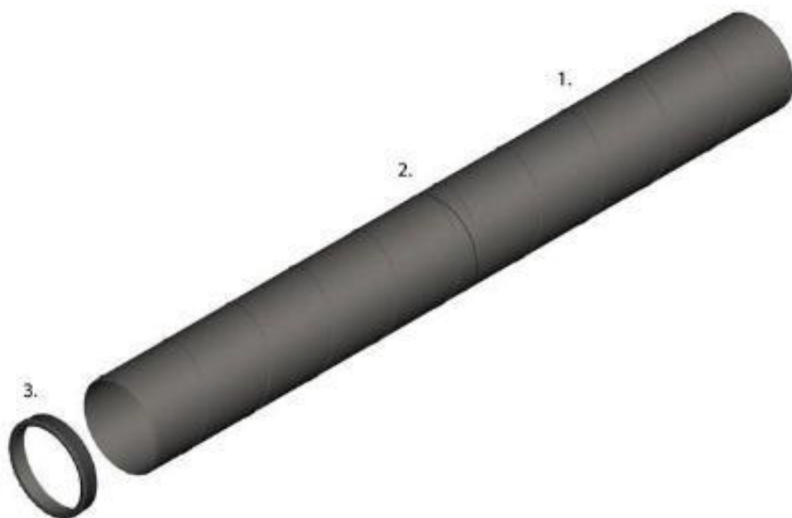
Inom området förekommer två grundvattenmagasin, ett i fyllningsmassor ovan leran och ett i friktionsmaterialet under leran. Utifrån grundvattennivåmätningar och geologin som beskrivits ovan uppskattas grundvattenytan i det övre magasinet variera mellan ca 2 m.u.my och 3 m.u.my (nivåer har vid utförda mätningar varierat från ca +0,6 till +1,1 m, RH2000). Utförda nivåmätningar i de tre befintliga grundvattenrören i övre magasinet under perioden november 2022 till februari 2023 visar att grundvattennivån i det övre grundvattenmagasinet förhåller sig

till nivån i Klara sjö. Med hänsyn till grundvattenrörens placering och deras förhållande till Mälarens vattennivå observeras en gradient in mot land i nordöstlig riktning, vilket antas utgöra flödesriktningen i det övre grundvattenmagasinet (Sweco, 2022). Flödesriktningen i det övre magasinet påverkas sannolikt av pågående dränering av källarutrymmen, tunnlar mm inom fastigheter som omger det aktuella området. Det är dock okänt i vilken omfattning det sker, till vilken nivå samt till vilken utsläppspunkt.

Det undre grundvattenmagasinet uppskattas ligga mellan ca 10 till 14 meter under markytan baserat på uppgifter från utförda geotekniska undersökningar. Mäktigheten på det undre magasinet bedöms generellt uppgå som mest till ett par meter. Uppmätta grundvattennivåer i samband med utförda miljötekniska undersökningar i det undre magasinet tyder på en flödesriktning mot nordöst inom planområdet, i likhet med det övre magasinet. Trycknivån i det undre magasinet antas korrelera med Mälarens nivå. Medelvattenstånd för Mälaren ligger kring +0,87 m, RH2000 (Miljöbarometern, 2023).

Information om planerad pålningsmetod

På grund av planområdet läge och fyllningens beskaffenhet kommer installationsmetod vara borrarunda stålrörspålar med dimension i huvudsak RD170 samt RD220 som utförs med vattenspolning eller luft som medium (se Figur 3 för exempel på borrarunda). Det totala antalet pålar uppskattas till ca 1000 - 1500 st.



Figur 3. Exempel på borrarunda. Liknande kommer användas vid pålning inom det aktuella området

Enligt undersökningar av olika installationsmetoder för pålar dras slutsatsen att runda stålpålar har minst negativ miljöpåverkan och kan även användas i förorenade områden. Pålarna ska vara av lågpermeabelt material och massundanträngande för att utveckla ett lateralt tryck som stänger flödesvägar runt pålen. En smal pålspets reducerar den direkta transporten av förorening vid installation till en försumbar nivå. Risken för att nya flödesvägar bildas i den störda zonen närmast en påle bedöms som minst vid val av runda pålar. De resultat som finns i

litteraturen visar att permeabiliteten, och därmed risken för spridning av lösta föroreningar i grundvatten, längs med pålen inte ökar om man slår ned en rund påle genom ett "tillräckligt tjockt" lager av lågpermeabel lera. Det finns dock inget rakt svar på hur tjockt ett sådant lerlager ska vara då det beror på lerans egenskaper. Utifrån laboratorieförsök har man kommit fram till att permeabiliteten inte ökade runt massundanträngande runda pålar som slogs ned i lera med hög plasticitet om lerlagrets tjocklek var minst 2 gånger pålens diameter. Utifrån studier uppskattas att ett 5 - 12 m tjockt lerlager med hydraulisk konduktivitet mindre än 10^{-7} m/s i många fall är tillräckligt för att skydda en akvifer under det lågpermeabla lagret från förorenings-spridning längs med pålen (SGL, 2019).

Identifiering av skyddsobjekt som kan påverkas av planerad pålning

Skyddsobjekt som riskerar att exponeras för föroreningar till följd av planerade pålningsarbeten är Mälaren-Riddarfjärden och Mälaren - Ulvsundasjön. Mälaren-Riddarfjärden klassas av Länsstyrelsen som en vattenförekomst. Vattenförekomsten uppnår inte god kemisk status, bl.a. avseende uppmätta föroreningshalter av antracen, bly och kvicksilver i sediment och antracen och benzo(a)pyren i ytvatten (VISS, 2023).

Även människor som bor, arbetar och besöker området för KCV utgör skyddsobjekt.

Grundvatten har inte identifierats som skyddsobjekt. Grundvattnet inom området såväl som i Stockholm i stort är allmänt påverkat av föroreningar och används inte för dricksvattenändamål. Det är inte heller troligt att grundvattnet inom eller direkt nedströms området kommer att uttas för dricksvattenändamål eller för bevattning under en överskådlig framtid. Grundvattnet omfattas dock av vattendirektivets generella bestämmelse, det så kallade icke-försämringskravet, även om det inte utgör en grundvattenförekomst. Grundvattnet bedöms även kunna utgöra en viktig spridningsväg för föroreningar.

Identifiering av möjliga spridnings- och exponeringsvägar

Risken för spridning av föroreningar i jord och ytligt grundvatten i det övre magasinet till grundvatten i det undre magasinet i samband med installation av nya pålar, vilket kan leda till spridning via grundvatten i det djupa grundvattenmagasinet till recipienter nedströms det förorenade området (Mälaren-Riddarfjärden), bedöms som liten förutsatt att lerlagret är intakt och skapar ett tryck i det undre magasinet.

Trycknivån i det undre magasinet varierar mellan +0,55 och -3,11 m (RH2000, uppmätt i januari, april och juni 2024). Risken för spridning av eventuella föroreningar från det undre grundvattenmagasinet till det övre magasinet bedöms som liten på grund av att de två grundvattenmagasin inte bedöms ha hydraulisk kontakt inom planområdet. Resultat från utförda undersökningar visar att det generellt förekommer liknande typ av föroreningar i grundvattnet i det övre och i det undre magasinet. Uppmätta halter av bensen i det undre magasinet i den norra delen av undersökningsområdet var vid provtagningstillfället i januari och april 2024 ca 7 ggr högre i det undre magasinet jämfört med i det övre magasinet. är generellt högre jämfört med halter som har uppmäts i det övre magasinet, däremot är halten cyanider högre i det övre grundvattenmagasinet. En eventuell transport av grundvatten från det undre magasinet till det övre i samband med installation av pålar skulle teoretiskt kunna medföra en tillfällig ökning av

bensenhalten i grundvattnet i det övre magasinet, vilket i sin tur kan leda till en ökad risk för ångtransport till framtida byggnad.

Den eventuella upptryckningen av grundvatten från det undre magasinet bedöms vara av tillfällig karaktär då leran snabbt förväntas sluta tätt kring pålarna efter installationen. Eventuellt tillskott av föroreningar kommer att spädas ut och transporteras bort med grundvatten som flödar genom området. Hur snabbt denna borttransport kommer att ske beror på grundvattenflödet i det övre grundvattenmagasinet. Baserat på utförda undersökningar bedöms flödesförutsättningarna i det övre magasinet vara goda.

Undersökningar som utförts i det undre magasinet har indikerat förekomst av fri fas. I samband med fältundersökningar har ingen fri fas observerats, dock har svart vatten påträffats vid omsättning i grundvattnet.

Vidare bedöms risken för att förorenad jord från ytliga jordlager transporteras ner till det undre grundvattenmagasinet i samband med pålningen vara liten, dock kan jordmaterial från det undre magasinet transporteras upp i samband med installation av pålar.

Bedömning av risker kopplade till planerade pålningsarbeten

Lerlagrets mäktighet i det aktuella området där pålning kommer ske är minst 5 m. Lerans hydrauliska konduktivitet (permeabilitet) är beräknat till 10^{-10} m/s för samtliga nivåer i leran, vilket är mycket lågt. Baserat på vald installationsmetod för pålar samt lerlagrets mäktighet och de hydrogeologiska förhållanden som råder på platsen, bedöms lerlagret vara tillräckligt tjockt för att fungera som skydd mot föroreningsspridning mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet. Med föroreningsspridning avses spridning från det övre magasinet till det undre men även det omvända d.v.s. spridning av eventuella föroreningar i det undre magasinet till det övre magasinet.

Trycknivån i det undre magasinet ligger ca 0,4 till 0,6 m lägre än nivån i det övre magasinet. Eventuell grundvattentransport mellan de olika grundvattenmagasinen skulle kunna ske i samband med planerade pålningsarbeten. Denna transport är dock begränsad till installationstillfället då leran snabbt förväntas sluta tätt kring pålarna. Då trycknivån i det undre magasinet ligger lägre än nivån i det övre magasinet förväntas eventuell tillfällig grundvattentransport från det undre till övre magasinet mindre sannolikt.

Eventuell förekomst av fri fas i det undre magasinet, vilket indikerats utifrån utförda undersökningar, kan dock medföra en större påverkan och bör utredas innan pålning påbörjas.

Jordmaterialet i leran har provtagits och visat sig vara förorenad med främst PAH:er. Jordmaterialet i friktionslagret har inte provtagits, men kan vara förorenad. Potentiellt förorenad jord från leran och friktionslagret kan transporteras upp i samband med borrhning, och bör samlas upp för att minska risken för föroreningsspridning.

Eventuell transport av föroreningar mellan de olika grundvattenmagasinen som en följd av pålningen bedöms vara begränsad på grund av att transport genom impermeabla lerlager sker mycket långsamt, samt den utspädning av föroreningar som sker på vägen. Däremot kan förorenat produktionsvatten föra med sig föroreningar från det undre till det övre magasinet i samband med installation av pålar. Mängd vatten som eventuellt kan tryckas upp från det undre till det övre magasinet i samband med installation av pålar är beroende av vald pålningsmetod.

8 (11)

PM
2024-07-05-28

och friktionslagrets hydrogeologiska egenskaper. Friktionslagrets mäktighet har undersökts i samband med utförda geotekniska undersökningar och bedöms variera mellan 0,5 – 4 meter, men ligger i genomsnitt på ett par meter inom undersökningsområdet. Friktionslagret bedöms bestå av kompakt siltig lerig morän med en mycket låg genomsläpplighet. Slugtester som utförts i friktionsmaterialet under leran visar en hydraulisk konduktivitet som varierar mellan 4×10^{-6} m/s i nordöstra del (23GM001), 5×10^{-8} m/s i sydöstra del (23GM003) och 8×10^{-9} m/s i områdets västra del, närmast Klara sjö (23GM004). Dessa resultat bekräftar en mycket låg genomsläpplighet i friktionslagret. Vid pålningsmetod där vatten används finns risk att förorenat grundvatten transporteras upp till det övre magasinet när borrhvattnet blandas med grundvattnet. Det är inte möjligt att med säkerhet uppskatta mängden förorening som kan transporteras upp i samband med pålningsmetod där vatten används, då det är beroende av mängden vatten som krävs för installation per påle, vilket i sin tur är beroende av friktionslagrets geologiska och hydrogeologiska egenskaper vid varje enskilt pålläge.

Vid pålningsmetod med luft begränsas teoretiskt mängden vatten som transporteras upp till det övre magasinet, förutsatt att friktionslagrets vattenförande förmåga är låg, vilket bekräftas av utförda undersökningar.

Föroreningar i jord och grundvatten bedöms sammanfattningsvis inte utgöra en oacceptabel risk för miljön och människor med avseende på spridning mellan det undre och övre grundvattenmagasinet samt transport av förorenat jord från djupare till ytliga jordlager i samband med pålningsarbeten, förutsatt att skyddsåtgärder vidtas i samband med vald installationsmetod av pålar. Eventuell förekomst av fri fas i det undre magasinet, vilket indikerats utifrån utförda undersökningar, kan dock medföra en större påverkan och bör utredas innan pålning.

Slutsats

Baserat på lerlagrets mäktighet och de hydrogeologiska förhållandena på plats samt vald installationsmetod för pålar, bedöms lerlagret vara tillräckligt tjockt för att fungera som skydd mot föroreningsspridning mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet genom det lågpermeabla lerlagret.

Den potentiellt förorenade jorden från leran och friktionslagret som kan transporteras upp i samband med pålning bör samlas upp, vilket minskar risken för föroreningsspridning från det undre magasinet upp till det övre magasinet.

På grund av fyllnadsmassornas geotekniska egenskaper samt begränsningar gällande bullernivåer är pålningsmetoden begränsad till borrhning, antingen med vatten eller luft som medium. Vid pålningsmetod där vatten används finns risk att förorenat grundvatten transporteras upp till det övre magasinet, men det är inte möjligt att med säkerhet uppskatta mängden förorening som kan transporteras upp i samband med denna pålningsmetod, och i och med det finns det osäkerheter kring riskerna.

Vid pålningsmetod med luft begränsas teoretiskt mängden vatten som transporteras upp till det övre magasinet, förutsatt att friktionslagrets vattenförande förmåga är låg. Baserat på utförda undersökningar bedöms friktionslagret ha en låg hydraulisk konduktivitet, varför installationsmetod med luft är att föredra utifrån föroreningssynpunkt. Föroreningar i jord och

grundvatten bedöms sammanfattningsvis kunna hanteras och inte utgöra en oacceptabel risk för miljön och människor med avseende på spridning mellan det undre och övre grundvattenmagasinet i samband med planerade pålningsarbeten, förutsatt att skyddsåtgärder vidtas i samband med installationsarbeten.

Bedömning av arbetsmiljö- och hälsorisker förknippade med exponering för föroreningar i samband med installations- och schaktarbeten bör utföras innan arbetet påbörjas. Lämplig skyddsutrustning bör användas för att minska risken för exponering för föroreningar i jord och grundvatten.

10 (11)

PM
2024-07-05-28

memo01.docx 2012-03-28

Referenser

GeoMind, 2022. Markteknisk undersökningsrapport, MUR – Geoteknik. KCV, Stockholm. Geoteknisk undersökning.

Miljöbarometern, 2023. Hämtad den 2023-05-11 från <https://miljobarometern.stockholm.se/klimat/klimat-och-vaderstatistik/vattennivan-i-malaren/>

SGL, 2015. Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. SGI publikation 21, Linköping 2015

SGL, 2019. Pålning i förorenade områden. Kunskapssammanställning. SGI 2019-09-23

Sweco, 2012. PM Centralstationen, Stockholm, Etapp 4 och 5: östra sidan av stationsbyggnaden: Resultat från akviferanalys. Sweco, 2012-02-08

Sweco, 2017. PM Geoteknik. Exploateringskontoret "Snurrtomten" Norrmalm 4:41, Stockholm.

Sweco, 2022. Markmiljöundersökning på Klara City View, Norrmalm 4:41, Stockholm Kommun. Sweco 2022-10-31

Sweco, 2023. Fältrapport. Kompletterande miljötekniska undersökningar Klara City View. Sweco 2023-09-29

VISS, 2023. Hämtad den 2023-03-01 från <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA42021115>.

Bilaga 12. Effekt av planerad anläggning på grundvattenströmning

Bilaga 12. Effekt av planerade anläggningar på grundvattenströmning

Planerade anläggningar

En del av de planerade anläggningarna kommer att byggas under markytan och under grundvattenytan. Dessa konstruktioner förväntas påverka den hydrogeologiska situationen, vilket i sin tur kan påverka både mängden och riktningen av grundvattenströmningen inom planområdet.

Följande planerade konstruktioner bedöms kunna få en inverkan på hydrogeologin:

- **Byggnad:** kan påverka grundvattenbildningen inom planområdet
- **Ledningar:** kan påverka genomsläppligheten av fyllningen och leran.
- **Betonggjutning för vattenledningar:** kan påverka genomsläppligheten av leran och fyllningen.
- **Spontning:** kan utgöra en barriär som hindrar grundvattenströmning.
- **Spontning:** kan påverka genomsläppligheten av leran.
- **Pålning:** kan påverka genomsläppligheten av leran.

Ovanstående punkter diskuteras i mer detalj nedan.

Byggnad, kan påverka grundvattenbildning

Den planerade byggnaden kommer att hindra infiltration av nederbörd, vilket i sin tur påverkar grundvattenbildningen på plats. För närvarande är markytan täckt av asfalt som dräneras av ett dagvattensystem. I riskbedömningen för den befintliga situationen antas att inget regnvatten infiltreras till grundvatten och att grundvattenbildningen är noll. Därför medför denna anläggning ingen förändring jämfört med den nuvarande situationen.

Anläggning av ledningar kan påverka horisontell genomsläpplighet

Anläggningen av ledningar kan påverka genomsläppligheten hos fyllningen och leran, vilket kan skapa nya strömningsbanor för grundvattnet. För att motverka detta kommer de installerade ledningarna att vara avskärmade med bentonitlera. Bentonit har en låg genomsläpplighet, vilket säkerställer att genomsläppligheten för fyllningen inte ökar. Därmed ökar inte genomsläppligheten i fyllning runt ledning och detta hindrar GV från att flöda längs med ledningen.

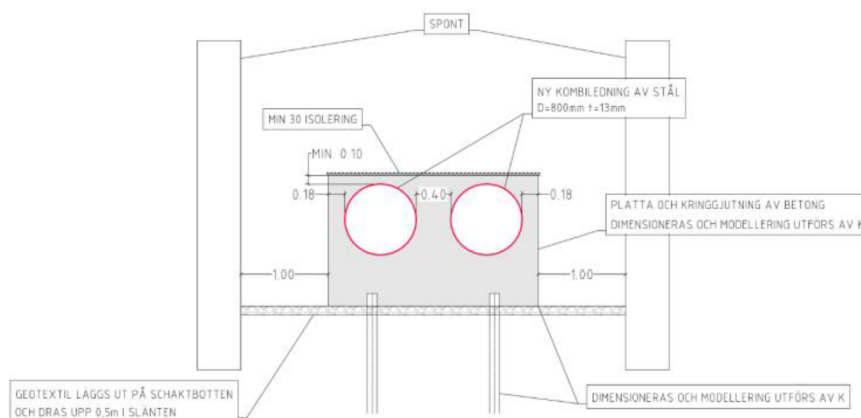
Betonggjutning för vattenledningar kan påverka genomsläpplighet av leran och fyllningen

Sweco (2024) beskriver omläggningen av den befintliga K800-ledningen. De nya ledningarna kommer att placeras under de planerade konstruktionerna. En grundläggande förutsättning är att ledningarna, tillsammans med den omgivande gjutningen ska hållas åtskilda från de nya konstruktionerna. För att säkerställa detta kommer en isolering att placeras mellan den omgivande gjutningen och övriga konstruktioner.

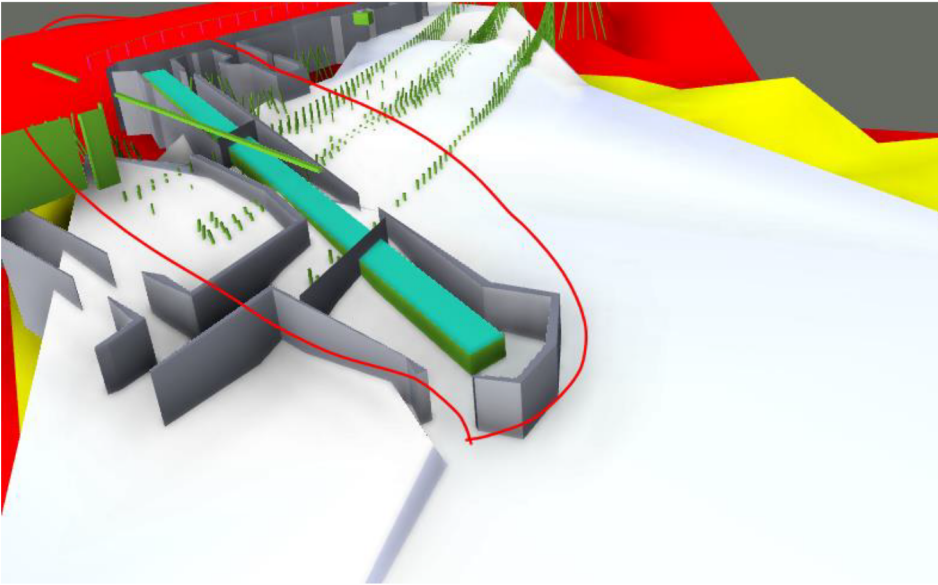
Enligt geotekniska undersökningar kommer byggnationen av dessa ledningar, inklusive grundförstärkning och kringliggande gjutning, att utföras med hjälp av spont. Spont kommer att installeras genom fyllningen ned till leran, se Figur 2, samt i östra delen av planområdet, se Figur 3. Både sponten vid VA-ledningen och sponter i övriga delar av planområdet kan installeras som täta permanenta sponter eller som genomsläppliga spontlösningar. Täta permanenta sponter skulle innebära att anläggning av VA-ledningen kommer att blockera grundvattenströmning. Vid blockering av den befintliga grundvattenströmningen i nordöstlig riktning skulle gradienten försvinna och grundvattnet komma att dämmas upp mot den installerade täta permanenta sponten. Effekt på grundvattenströmning vid dessa förutsättningar beskrivs nedan. Med hjälp av genomsläppliga spontlösningar skulle däremot kunna ses till att grundvattenflödet bibehålls.

Om ledningskonstruktionen och den kringliggande gjutningen anläggs som vattentäta kommer de att ha en liknande effekt som täta permanenta sponter. För att bibehålla grundvattenflödet skulle således även behövas en lösning som gör ledningskonstruktionen genomsläpplig.

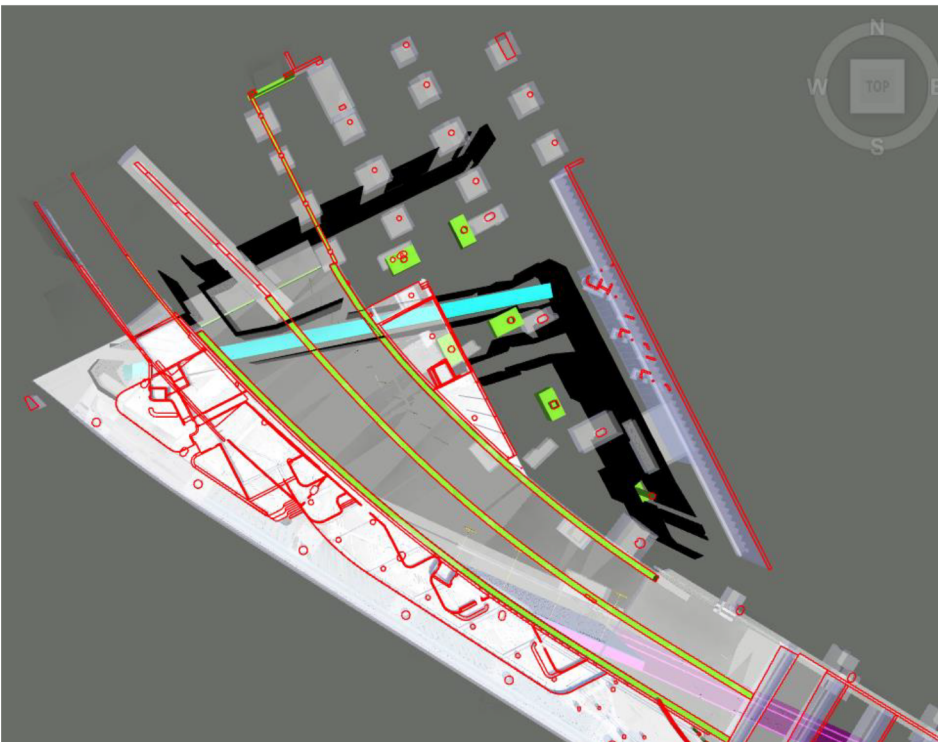
Figuren nedan visar en sektion/illustration av ledningar och betonggjutning.



Figur 1: Sektion för kombinerade ledningar och kring gjutning runt ledningar (Sweco, 2024).



Figur 2: Ritning av kombinerade ledningar och kring gjutning (grön), sponter (grå) och överkant av leran (vit)



Figur 3: Vy från samordningsmodell KCV 2024-09-20 som visar VA-ledning med betonggjutning i ljusblå. Svarta delar anger planerade sponter. Sponten längst i norr av bilden kommer dock sannolikt inte att anläggas.

Humlegården planerar även att installera en spont längs med kajkanten av planområdet. I fall av en tät permanent spont i detta läge skulle den kunna hindra grundvattnets hydrauliska kontakt med Mälaren. En sådan spont skulle således kunna bidra till blockering av den befintliga grundvattenströmningen och därmed till uppdämning av grundvattnet inom planområdet. Det gäller därför även för denna spont att grundvattenflödet kan bibehållas om genomsläppliga spontlösningar används i stället.

Spontning och pålning kan påverka genomsläpplighet av leran

Installation av spont och pålning kan påverka genomsläppligheten hos leran, eftersom dessa installationer sker vertikalt genom leran. Efter samråd med GEO Mind förväntas dock effekten vara obetydlig i fall både pålar och sponter lämnas kvar. Leran är så tät att den förväntas sluta tätt kring installerad spont och pålar. I riskbedömningen av den befintliga situationen antas att grundvattnet inte strömmar vertikalt till underliggande berg och därför medför dessa anläggningar inga förändringar jämfört med den nuvarande situationen.

Om genomsläppliga spontlösningar används till att bibehålla grundvattenflödet i den översta akviferen ska det säkerställas att de tätande egenskaperna av underliggande leran inte påverkas.

Sammanfattning av förväntade ändringar i grundvattensystemet

Effekt på grundvattennivå

I befintlig situation är grundvattennivån i nordöstra delen av området lägst, vilket sannolikt orsakas av en grundvattensänkning i denna riktning (avsnitt 2.3 i riskbedömningen). Om täta permanenta sponter och andra installationer anläggs under grundvattenytan kommer flödesriktningen åt nordöst att skäras av och kan en dämning av grundvatten inom planområdet komma att skapas. Grundvatten kommer då att dammas upp, vilket förväntas medföra en utjämning av grundvattennivån inom planområdet till en näst intill horisontell nivå, styrd av nivån i Klara Sjö/Mälaren. Den generella grundvattennivån inom planområdet förväntas i så fall att stiga. Vid genomsläppliga spontlösningar kommer däremot grundvattenflödet och därmed de befintliga grundvattennivåerna bibehållas.

Effekt på tillströmning av grundvatten

I befintlig situation består den största mängden av tillströmmande vatten av ytvatten från Klara sjö/Mälaren till grundvatten inom planområdet och sedan vidare i nordöstlig riktning.

Om täta permanenta sponter anläggs kommer den befintliga grundvattenströmningen i nordöstlig riktning att blockeras. I så fall stoppas även tillströmning av vatten från Klara sjö/Mälaren.

Effekt på tjocklek av akviferen

Om grundvattennivåer i området förändras som följd av täta permanenta sponter kommer mäktigheten av den mättade zonen och därmed akviferens mäktighet också ändras.

Effekt på grundvattenströmning

Horisontell grundvattenströmning

Gradienten i den översta akviferen förväntas att bli låg vid anläggning av täta permanenta sponter, vilket även skulle innebära att den horisontella grundvattenströmningen begränsas. Vid genomsläppliga spontlösningar i samtliga delar av planområdet, inklusive den längs kajkanten, samt en lösning som gör ledningskonstruktionen genomsläpplig, bibehålls både grundvattnets

gradient och utbytet av vatten mellan grundvatten och ytvatten i Klara sjö/Mälaren.

2024-11-01

Vertikal grundvattenströmning

I den nuvarande situationen uppskattas det att det inte sker någon vertikal strömning av grundvatten från fyllningsmaterialet till det underliggande berget genom leran, eftersom leran har en låg genomsläpplighet. Generellt förväntas inte att de planerade verksamheterna kommer att påverka lerans genomsläpplighet. Därför förväntas ingen vertikal strömning av grundvatten i framtiden efter byggandet av den nya byggnaden.

Om genomsläppliga spontlösningar dock kommer att användas till att bibehålla grundvattenflödet i den översta akviferen ska det säkerställas att den tätande egenskapen av underliggande leran inte påverkas.

Effekt på grundvattenkvalitet och riskbedömning med avseende på miljö och människors hälsa

Det förväntas att, vid anläggning av täta permanenta sponter, grundvatten kommer att dämmas upp inom planområdet och blir mer eller mindre stillastående. I sådant fall kan föroreningshalterna i grundvattnet öka eftersom vattnet får mer tid att nå en jämvikt med föroreningarna i jord. Ökning av föroreningshalter i grundvatten kan påverka både miljö- och hälsoriskbedömningen.

Med en förväntad låg grundvattenströmning och avskärning av utbyte mellan grundvatten och ytvatten i Klara sjö/Mälaren, förväntas dock utflöde av grundvatten från planområdet (som sker genom bortledning via dagvatten till huvudsakliga utsläppspunkten i Mälaren – Riddarfjärden, se avsnitt 2.3 i riskbedömning) minska. Detta skulle innebära att belastningen på recipienten minskar. Att anlägga täta permanenta sponter som leder till en uppdämning av grundvatten kan därför ha en positiv effekt med avseende på föroreningsspridning till recipient.

I fall samtliga sponter inom planområdet anläggs som genomsläppliga spontlösningar, bibehålls befintliga förutsättningar med avseende på grundvattenströmning. Belastningen på recipienten antas då bli oförändrad jämfört mot idag, vilket innebär ej försämrad spridning av grundvattenförorening till Mälaren – Riddarfjärden och Mälaren – Ulvsundasjön.

Referenser

Sweco, 2024. Tekniskt PM Stockholm Vatten och Avfall AB. Klarabergsviadukten. Systemhandling del 1.