

**Förnyad riskbedömning samt inledande
åtgärdsutredning – version 3**

Archimedes 1

Projektnr: 191146

2019-09-10

Uppdragsgivare André Amanpour
Archimedes Fastighets AB
c/o ALM Equity AB
Regeringsgatan 59
111 56 Stockholm

Orbicon AB Stockholm
Korta gatan 7
171 54 Solna

0770 11 90 90

info@orbicon.se

Org.nr: 556592-3959

Projektnummer 191146

Uppdragsledare Daniel Nordborg

Handläggare Linda Karlsson

Granskad av Mia Christensson

Godkänd av Marcus Roos

Utgiven 2019-09-10

SAMMANFATTNING

Resultatet av utförda markundersökningarna har visat att:

- Ett källområde gällande förorening i jord har konstaterats förekomma under den sydöstra delen av sågtandsbyggnaden. De högsta halterna har påvisats ca 2-4 m under markytan i lera och omfattas ha en areal omfattning av 2 000 m².
- En föroreningsplym förekommer i grundvattnet som sträcker sig i sydlig/sydostlig riktning mot Gårdsfogdevägen i söder. Förhöjda halter förekommer också i tre grundvattenrör inom sågtandbyggnadens norra del. Dessa halter är som högst en tiondel av de högsta som påvisats inom källområdet. Omfattningen av föroreningsplym bedöms vara avgränsad i relation till framräknat PSRV nordlig, östlig och västlig riktning. I sydlig riktning är plymen inte avgränsad inom fastigheten dock ses en avgränsning med hjälp av uppmätta halter inom angränsande fastighet i söder.
- Resultatet av grundvattenprovtagningar visar att föroreningen till största del utgörs av TCE men även nedbrytningsprodukterna DCE och VC har påvisats. Förutsättningarna för naturlig nedbrytning enligt analys av kem-fys och redoxpar tycks inte vara optimala.
- Resultat av porgasprovtagning har påvisat förhöjda halter under sågtandsbyggnaden och under Färjan.
- Resultatet av inomhusmätning har i Färjan har påvisat förhöjda halter i inomhusluft som är i nivå eller över riktvärden för inomhusluft. Några förhöjda halter i dagvatten eller dricksvatten har ej påvisats.

Sammantaget visar riskbedömning och åtgärdsutredning att:

- Halter i jord och grundvatten som kan ge upphov till oacceptabla hälsorisker med avseende exponering för förorening via inomhusluft förekommer inom fastigheten.
- Vidare har provtagning av inomhusluft inom Färjan visat att det förekommer en risk för oacceptabla hälsorisker med avseende exponering för förorening via inomhusluft .

- Halterna som påvisats i jord, grundvatten och porgas bedöms ej att ge upphov till oacceptabla risker med avseende boende inom närliggande fastigheter eller för Bällstaån.
- Baserat på ovanstående har ett åtgärdsbehov identifierats för jord och grundvatten inom identifierat källområde. Inget åtgärdsbehov har identifierats för grundvatten utanför källområdet i sydlig, östlig och västlig riktning.
- Sex olika åtgärdsalternativ för jord och grundvatten inom källområdet omfattande nollalternativet samt fem åtgärdsmetoder har tagits fram. Baserat på utförd riskvärdering förordas **alternativ 4**: reduktiv deklorinering via injektering med järn och aktivt kol, efterföljt av alternativ **6 eller 3** beroende på vilka aspekter som ska ges störst vikt. Mer information kan krävas samt ev ytterligare bedömningskriterier kan spela in i slutligt riskvärdering/val.
- Alternativ 4 har prisuppskattats till **7 000 000 SEK**. Priset ska ses som indikativt och preliminärt. Det är en snabb och i jämförelse med andra alternativ relativt kostnadseffektiv metod. Effekterna som uppstår under åtgärden bedöms som låga och omgivningspåverkan som försumbar. Osäkerheten gällande metoden är dess robusthet, hur många injekteringar som krävs kan påverka tidsåtgången. Och det kan förekomma föroreningsproblem senare pga s.k. rebound.

Osäkerheter

- Ingen historisk verksamhet som har använt klorerade alifater ska enligt uppgift ha förekommit inom Färjan. Resultatet av inomhusluftmätning har dock uppmätt halter som indikerar en föroreningsproblematik. De halter som uppmätts kan vara ett resultat av ångtransport från förorening under sågtandsbyggnaden, eller från förorening i jord/grundvatten under Färjan.
- Inför eller i samband med åtgärd för fastigheten bör situationen avseende Färjan undersökas ytterligare. Detta rekommenderas bestå av djupare provtagning under/utanför själva byggnaden i syfte att utesluta att någon okänd förorening förekommer under byggnaden.
- Gällande eventuell åtgärd för Färjan kan alternativ 4 samt 5 vara möjliga.

SAMMANFATTNING

1.	Inledning och syfte	3
1.1	Avgränsning	3
1.2	Tidigare undersökningar	3
2.	Bakgrund och förutsättningar	4
2.1	Klorerade alifater	4
2.2	Områdesbeskrivning	6
2.3	Geologi och hydrogeologi	7
2.4	Planerad markanvändning	7
2.5	Geoteknik	8
2.6	Historik	8
2.7	Potentiella föroreningskällor	10
2.8	Kompletterande markundersökning	10
3.	Problembeskrivning	11
3.1	Dimensionerande föroreningsämnen	11
3.2	Ämnenas farlighet	11
3.3	Föroreningssituation i jord	11
3.3.1	Inre källområde	11
3.3.2	Yttre källområde	12
3.3.3	Övriga delar av fastigheten	12
3.4	Föroreningssituation i grundvatten	12
3.4.1	Föroreningsplym vid källområdet	12
3.4.2	Övriga delar av fastigheten	14
3.4.3	Uppskattad föroreningsbelastning	14
3.5	Föroreningssituation i porgas och inomhusluft	14
3.5.1	Källområde	14
3.5.2	Övriga delar av fastigheten	14
3.5.3	Föroreningssituation i dagvatten och dricksvatten	15
3.6	Påvisade spridningsförutsättningar	15
3.6.1	Färjan	18
3.7	Skyddsobjekt och exponeringssituation	18
3.7.1	Människors hälsa	18
3.7.2	Miljö och naturresurser	19

3.8	Sammanfattande konceptuell modell	19
4.	Riskbedömning	0
4.1	Markanvändning och övergripande åtgärds mål	0
4.2	Platsspecifika riktvärden	1
4.3	Scenarion	2
4.4	Platsspecifika riktvärden, jord	3
4.5	Platsspecifika riktvärden, grundvatten	3
4.6	Riskkaraktärisering marktyp A, B, C	4
4.6.1	Jord	5
<i>4.6.1.1</i>	<i>Rumslig fördelning av risker</i>	<i>7</i>
4.6.2	Grundvatten	8
<i>4.6.2.1</i>	<i>Rumslig fördelning av risker</i>	<i>10</i>
4.6.3	Porgas och inomhusluft	11
<i>4.6.3.1</i>	<i>Uppmätta halter i inomhusluft</i>	<i>11</i>
<i>4.6.3.2</i>	<i>Uppmätta halter i grundvatten</i>	<i>11</i>
<i>4.6.3.3</i>	<i>Uppmätta halter i porgas</i>	<i>12</i>
<i>4.6.3.4</i>	<i>Rumslig fördelning av risker</i>	<i>13</i>
4.7	Riskkaraktärisering – Marktyp D och E	15
5.	Samlad riskbedömning	16
5.1	Avslutad exploatering	16
5.1.1	Byggnad ABF	18
5.1.2	Slottet, byggnad C och D	18
5.1.3	Färjan, byggnad E	18
5.1.4	Byggnad G	18
5.1.5	Byggnad H	18
5.1.6	Övriga delar av fastigheten	19
5.2	Byggskedet	19
5.3	Osäkerheter	20
5.3.1	Föroreningssituation under Slottet	20
5.3.2	Föroreningssituation i Färjan	20
5.3.3	Föroreningssituation i berget	21
6.	Åtgärdsutredning	22

6.1	Metoder vilka kan uppfylla övergripande åtgärds mål	24
6.1.1	Tekniska skyddsåtgärder	24
6.1.1.1	<i>Aktiv ventilering av husgrund, radsonsug</i>	24
6.1.2	Fysisk massreduktion	25
6.1.2.1	<i>Schakt/urgrävning</i>	25
6.1.2.2	<i>Termisk behandling</i>	25
6.1.2.3	<i>Bakteriell nedbrytning</i>	26
6.1.2.4	<i>Kemisk nedbrytning, oxidativ och reduktiv</i>	26
6.2	Studerade åtgärdsalternativ	27
6.2.1	Nollalternativet	27
6.2.2	Schakt/urgrävning	27
6.2.3	Termisk sanering	28
6.2.4	Sanering med biologisk reduktiv nedbrytning	29
6.2.5	Kemisk reduktiv nedbrytning, aktivt kol och järn	30
6.2.6	Ventilering/pumpning av husgrunder	30
6.2.7	Osäkerheter	31
7.	Förslag till riskvärdering	31
7.1	Genomförbarhet	33
7.2	Måluppfyllelse	34
7.3	Effekter under åtgärd	35
7.4	Kostnader	36
7.5	Tid	36
7.6	Sammanvägning av urvalskriterier	37
7.6.1	Förordat åtgärdsalternativ	37
7.6.1.1	<i>Mätbara åtgärds mål</i>	38
7.7	Osäkerheter	39
7.7.1	Preliminär bedömning av Färjan	39
8.	Slutsatser och rekommendation	40
9.	Återstående/kommande arbeten	42
9.1	Identifikation av kunskapsluckor och detaljprojektering	42
9.1.1	Färjan	42

9.2	Saneringsanmälan	42
9.3	Miljökontroll	43
9.4	Rapportering av efterbehandling	43

Bilagor

Bilaga 1

Archimedes utställningshandling

Bilaga 2

Geotekniskt PM

Bilaga 3

Tidigare provpunkter i jord, grundvatten, Porgas och inomhusluft

Bilaga 4

Nya provpunkter i jord, grundvatten och MIP

Bilaga 5

Sammanställning av analysresultat jord, grundvatten, Porgas, inomhusluft och dricksvatten

Bilaga 6

MIP-loggar

Bilaga 7

Elskovs Studio Outputs

Bilaga 8

Utdrag ur Naturvårdverkets beräkningsmodell

Bilaga 9

Beräkning av platsspecifika riktvärden

Bilaga 10

Underlag schakt/urgrävning

Bilaga 11

Underlag termisk sanering, Orbicon

Bilaga 12

Underlag biologisk sanering (reduktiv deklorering), RGS90

Bilaga 13

Underlag kemisk sanering, Elskov

Bilaga 14

Påvisad föroreningssituation jämfört dagens markanvändning

Bilaga 15

Påvisad föroreningssituation jämfört framtida markanvändning

Bilaga 16

Laboratorieprotokoll kompletterande markundersökning

Bilaga 17

Sammanfattning av resultat från tidigare undersökningar inom Archimedes 1 samt i omgivningen

Bilaga 18

Beskrivning av klorerade alifaters egenskaper

Bilaga 19

Sammanfattning av resultat från kompletterande markundersökning genomförd 2019

1. Inledning och syfte

En riskbedömning har tidigare framtagits för Archimedes 1 (objektet) med avseende på klorerade alifater (Orbicon, 2015). Utifrån synpunkter som Länsstyrelsen (Stockholms Län) framfört bedömdes riskbedömningen ej ha utförts i tillräcklig omfattning och riskbilden därför inte vara tillräckligt utredd. Planarbetena är påbörjade och som en del av arbetet finns därför behovet av att vidare utreda föreningssituationen på fastigheten.

Mot denna bakgrund fick Orbicon i uppdrag att ta fram förslag till nödvändiga undersökningar/utredningar med syftet att besvara de framförda synpunkterna från Länsstyrelsen gällande den tidigare riskbedömningen.

Uppdraget har omfattat följande:

- Kompletterande undersökningar för att utreda förekomst av klorerade alifatiska kolväten på objektet genom provtagning av medierna jord, grundvatten, porgas, inomhusluft samt dricksvatten och dagvatten

Kompletterande undersökningar har tillsammans med resultat av tidigare undersökningar inom Archimedes 1 och i omgivningen utgjort ett sammantaget uppdaterat dataunderlag som har legat till grund för;

- Uppdaterad riskbedömning med hänsyn till den planerade markanvändning inklusive byggtid.
- Inledande åtgärdsutredning och riskvärdering med syfte att identifiera möjliga åtgärdsalternativ för utredning.

1.1 Avgränsning

Riskbedömningen omfattar en utvärdering av exponeringen gällande förekommande klorerade alifatiska kolväten inom fastigheten Archimedes 1 och i dess tänkta påverkansområde ned till Ballstaån.

De klorerade alifaterna som utretts består av Trikloreten, hädaneftre generellt förkortat till TCE. Cis-dikloreten och trans-dikloreten, hädaneftre generellt förkortat cis-DCE respektive trans-DCE, samt vinylklorid, hädaneftre generellt förkortat till VC. Övriga halogenerade ämnen som det påvisats spår bedöms adresseras inom den rumsliga omfattningen som omfattat dessa ämnen.

Riskbedömningen omfattar exponeringssituationen baserad på planerad markanvändning och byggskedet för aktuell områdesomvandling.

1.2 Tidigare undersökningar

Det har tidigare genomförts ett antal undersökningar inom Archimedes 1 och dess omgivning enligt nedan. Detta underlag har tillsammans med kompletterande undersökning utgjort dataunderlaget för riskbedömning och åtgärdsutredning. Resultatet av tidigare undersökningar inom Archimedes 1 samt i omgivningen redovisas tillsammans med en beskrivning av allmänna bedömningsgrunder för klorerade alifater i bilaga 17.

Archimedes 1

- Kompletterande miljöteknisk markundersökning. Archimedes 1, Bromma 2015-12-17
- Åtgärdsförberedande utredning inför exploatering. Archimedes 1, Gårdsfogdevägen 2-6, Bromma, ALM Equity AB. 2015-06-22
- PM – Porgasundersökning under byggnaderna (Sågtandsbyggnaden, kontorsbyggnaden och slottet) inom fastigheten Archimedes 1, Bromma (2015-06-08).
- PM – Kompletterande miljöteknisk markundersökning vid fastighet Archimedes 1, Stockholm Stad (2014-06-05)
- Fördjupad riskbedömning. Archimedes 1, Gårdsfogdevägen 2-6, Bromma. ALM Equity AB (2014-04-29)
- Kompletterande miljöteknisk markundersökning. Archimedes 1, Gårdsfogdevägen 2-6, Bromma. ALM Equity AB (Sandström 2013-03-28)
- PM – Kostnadsuppskattning inför en exploatering och ombildning från industrifastighet till bostadsändamål för fastighet Archimedes 1, Bromma. 2013-04-04.
- PM - Översiktlig miljöteknisk markundersökning vid fastighet Archimedes 1, Bromma (Sandström 2012-12-12)
- Archimedes 1, Stockholm. Structor 2012-08-29. Fastighets AB Brostaden. (Structor 2012a)
- PM – Översiktlig teknisk bedömning avseende Archimedes 1, Stockholm. Structor 2012-09-04. Fastighets AB Brostaden. (Structor 2012b)
- Miljöteknisk markundersökning av fastigheten Archimedes 1, Archimedesv. 2-4/Gårdsfogdev. 2-6. Inevco Miljö AB 1999-12-22. Fastighets AB Brostaden. (Inevco 1999).

Omgivningen

- Masugnen 5 och 7, Riskbedömning klorerade alifater, Wescon, 2015)
- Miljöteknisk mark och grundvattenundersökning, luftprovtagning och riskbedömning, Betongblandaren 10, 13 och Vallonsmidet 11, Structor, 2019)

2. Bakgrund och förutsättningar

I avsnitten nedan sammanfattas de aspekter som är viktiga att ta hänsyn till gällande en riskbedömning och åtgärdsutredning gällande Archimedes 1.

2.1 Klorerade alifater

Nedan sammanfattas egenskaperna hos klorerade alifater . En mer omfattande beskrivning av klorerade alifatens egenskaper redovisas i bilaga 18.

Ämnena tillhör en grupp av ämnen som brukar benämnas DNAPL (dense non-aqueous phase liquids). Det som kännetecknar denna typ av vätskor är att de har högre densitet än vatten och att de är svårlösliga. Klorerade alifater kan förekomma i fri fas, gasfas, upplösta i vatten eller adsorberade till jordpartiklar/organiskt material. Generellt binds klorerade alifater i mindre utsträckning till jordpartiklar och är vanligtvis svåra att detektera vid analys av fast material. De tar lång tid att bryta ned och kan därför förekomma i marken lång tid efter ett spill.

När det gäller förekomst av klorerade alifater och dess tport i marken skiljer man vanligtvis på föroreningskälla/källområde, där höga halter/föroreningen i egen fas förekommer samt föroreningsplym, vilket är ett område nedströms källområde där en spridning av föroreningen ger upphov till halter i grundvatten.

Inom föroreningsplymen förekommer föroreningen i vattenlöst fas/gasfas och koncentrationerna minskar med ökat avstånd från föroreningskällan/källområdet på grund av utspädning, adsorption, nedbrytning m.m.

Spridning i egen fas

På grund av att klorerade alifater karakteriseras som DNAPL innebär detta de har en densitet som är tyngre än vatten och kan därmed sjunka djupt ned i marken efter ett eventuellt utsläpp. Spridningen sker ned till att föroreningen påträffar mer lågpermeabla lager i marken som t.ex. tät lera eller sprickfritt berg. Där kan en horisontell förorenings-spridning ta vid eller s.k. DNAPL-pool bildas. Denna pool kan sedan fungera som föroreningskälla under lång tid då poolen successivt löser sig i grundvattnet via diffusion.

Föroreningen är potentiellt mobil i egen fas då andelen DNAPL i porerna är så hög att den i egen fas kan bilda kontinuerliga vätskekroppar mellan flera porer samtidigt (egen fas). När den mobila fria fasen dränerats ut ur porerna så kvarlämnas en rest av DNAPL, s.k. residual. Spridningen kan skilja sig från övergripande spridningsriktning för grundvatten.

Spridningen av förorening i egen fas avtar normalt relativt snart efter ett utsläpp, dock kan yttre påverkan på markprofilen som t.ex. via pålning eller vibrationer medföra en störning av förhållandena och en förnyad spridning som följd.

Spridning i vattenlöst fas

Spridning av klorerade alifater i vattenlöst fas (plymen) styrs främst av grundvattnets flöde och sker som ett resultat av att förorening i källområdet löser sig till vattenlöst fas. Den andra spridningsmekanismen är diffusion. Diffusionen är som störst i källområdet och avtar sedan bort från källområdet. Detta "lager" av föroreningar kommer under mycket lång tid att spridas som lösta genom att små mängder diffunderar tillbaka till omgivande vatten som sakta strömmar genom markprofilen. Detta är ett trögt system vilket innebär att den årliga föroreningsporten är relativt konstant.

Spridning i gasfas

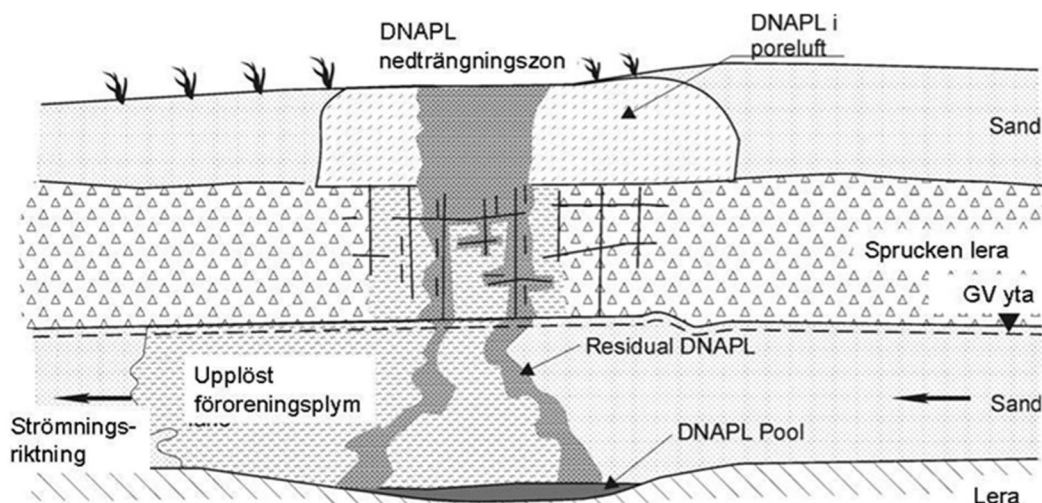
Klorerade alifater är flyktiga och en föroreningsport till porgas kan ske från föroreningen adsorberad till jordpartiklar (källområde, residual fas) samt från förorening som förekommer löst i grundvatten. Förorening i porgas förekommer därför ofta i områden där en förorening bestående av klorerade alifater förekommer i marken. Detta är ofta en mycket viktig aspekt att beakta då det föreligger risk för en vidare föroreningsport från egen fas/grundvatten till porgas och vidare till byggnader i närheten av källområde och föroreningsplym.

Klorerade alifaters har egenskaper vilket gör att spridningsbilden för dem i marken kan vara relativt komplex. I figuren nedan redovisas en konceptuell modell över spridningen av klorerade alifater i marken efter ett spill vid markytan.

Nedbrytning

Vid låga syrehalter i grundvattnet kan högre klorerade alifater som tri- och tetrakloreten (TCE, PCE) brytas ned. Detta sker främst med hjälp av anaeroba mikroorganismer. Lägre klorerade alifater som t.ex cDCE och VC bryts ner till koldioxid och eten vid aeroba förhållanden. Olika mikrobiella samhällen utnyttjar olika ämnen som elektronacceptorer. I första hand används syre som elektronacceptor av aeroba bakterier. När syreförrådet töms tar mikrober som reducerar nitrat till nitrit över.

Därefter reduceras Fe (III) till Fe (II), Mn (IV) till Mn (II) och därpå sulfat till sulfid (vätesulfid). Ju lägre redoxpotentialen är desto bättre är förutsättningarna för reduktiv deklorering. När dessa ämnen är förbrukade bryter metanogena bakterier ned acetat till koldioxid och metangas eller reducerar koldioxid till metan. Metangas är indikativt för starkt reducerande förhållanden i marken under vilka reduktiv deklorering kan ske.



Figur 1. Tport av DNAPL genom markprofil (Pankow och Cherry, 1996).

2.2 Områdesbeskrivning

Fastigheten är Archimedes 1 belägen på adresserna Archimedesvägen 2-4 och Gårdsfogdevägen 2-6 i Bromma. Området består av ett lättare industriområde med handel och kontor och ligger ca 600 m nordost om Bromma flygplats. Inom fastigheten finns tre sammanhängande huskroppar som benämns: färjan, sågtandsbyggnaden och slottet.

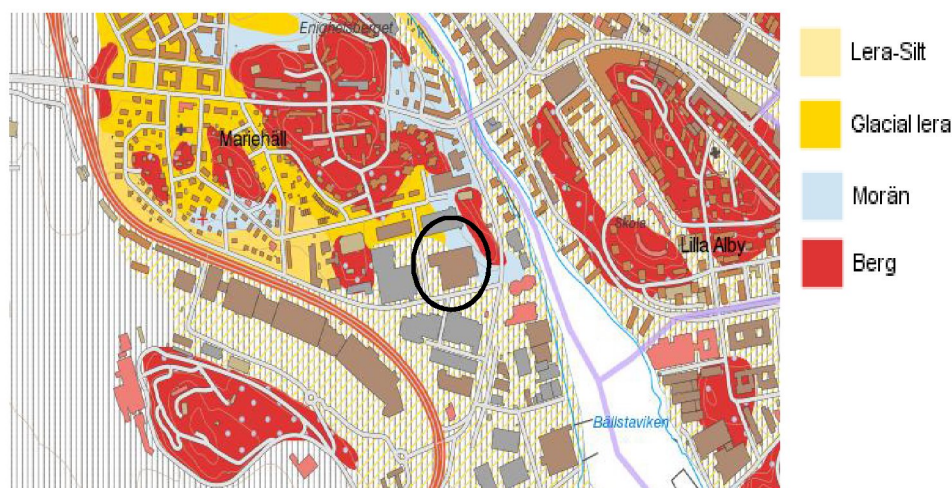


Figur 2. Lokalisering av den undersökta fastigheten Archimedes 1. Undersökningsområdet är inringat med rött (Lantmäteriet, 2019).

Fastigheten omfattar totalt 13 663 m² och består utöver byggnaderna av asfalterade markytor. I väster angränsar fastigheten till bostadsbebyggelse, främst flerbostadshus och industribebyggelse. Idag utgörs området av ett lättare industriområde, men i framtiden kommer fastigheten och dess omgivning att omvandlas för bostadsändamål.

2.3 Geologi och hydrogeologi

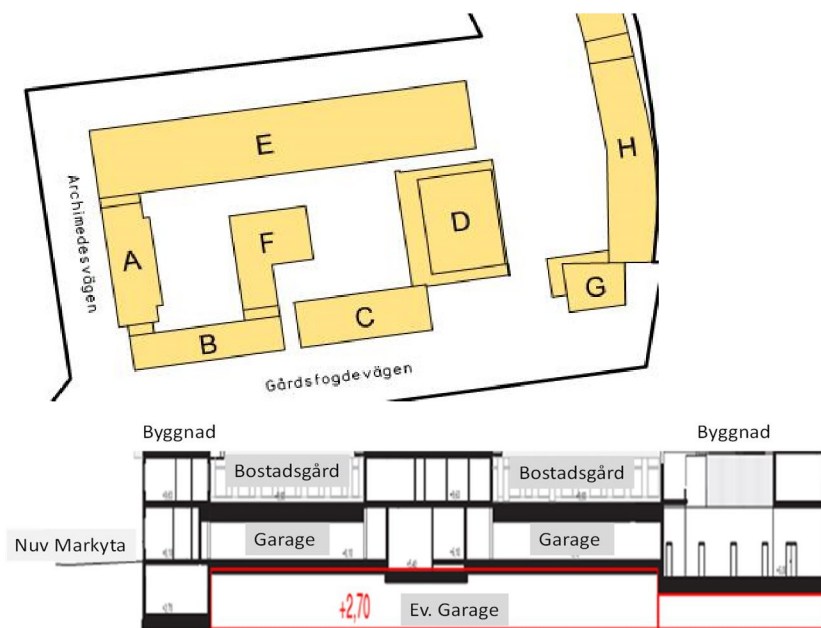
Markytan på området är asfalterad och lutar svagt åt söder mot Gårdsfogdevägen. Berg-i-dagen återfinns på fastighetens nordöstra del och sluttar markant ned mot Karlsbodavägen. På fastighetens nordöstra del är berg bortsprängt i samband med uppförandet av kontorsbyggnaden (Färjan). Enligt SGU bergartskarta ligger fastigheten inom ett område som består av granit och granodiorit (sur intrusivbergart). Markmatrisen i området består av en postglacial lera med inslag av en sandig morän. Enligt SGU ska det inom området förekomma sprickzoner i nord-sydlig riktning i berget. Enligt tillgängligt kartmaterial har dock ingen tydlig sprickzon identifierats inom den aktuella fastigheten. Den generella grundvattenriktningen i området bedöms gå i sydöstlig riktning mot Bällstaån som ligger ca 250 m öster om fastigheten (närmsta ytvattenrecipient). Fastigheten ligger inte inom något vattenskyddsområde eller djur- och växtskyddsområde. Enligt SGU:s brunnarsarkiv finns inga registrerade brunnar inom fastigheten. Närmsta energibrunn finns ca 100 m nordväst om fastigheten (SGU 2014a).



Figur 3. Karterade ytliga jordarter enligt jordartskartan 1:25 000 – 1:100 000 visar att fastigheten ligger i ett område som domineras av lera och morän. Fastigheten är markerad med svart cirkel (SGU, 2015b).

2.4 Planerad markanvändning

En detaljplaneprocess är påbörjad för att ändra markanvändningen till bostadsändamål. Den planerade markanvändningen kommer i enlighet med informationen Orbicon utgått från att omfattas av garage på befintlig mark under innegårdar. Garage kan också komma att förekomma under markplan. Byggnader för bostäder kommer att uppföras i fastighetens västra samt östra del. Slottet (C) och färjan (E) kommer att bevaras. Färjan kommer att lämnas/överbyggas med radhusbebyggelse och i dess östra del kommer förskoleverksamhet att bedrivas. Slottets markplan kommer att nyttjas till bostadsbebyggelse. En prinsipskiss för genomskärning redovisas i figuren nedan. I stort planeras markanvändningen inom fastigheten att se ut enligt vad som bifogas i figuren nedan och Bilaga 1.



Figur 4. Principskiss och genomskärning av kvarteret. Byggnad E (Färjan) och Byggnad C (Slottet) finns inom fastigheten idag. Byggnad H ligger utanför fastigheten i öster.

2.5 Geoteknik

Ett PM gällande de geotekniska förutsättningarna på platsen och dess inverkan på nödvändiga grundläggningstekniker har tagits fram av Tyréns (Tyréns, 2018). Detta PM redovisas i sin helhet i Bilaga 2. Nedan sammanfattas slutsatserna från denna utredning.

Norra delarna av undersökningsområdet - Påbyggnad Färjan

Vid påbyggnation av radhus ovanpå det befintliga huset "Stora huset" bör en studie av befintlig byggnads grundläggning och konstruktion ske innan bedömning kring hur eventuell förstärkning/tillkommande grundläggning ska genomföras.

Centrala, västra, östra och södra delarna av undersökningsområdet

Vid området för Sägtandsbyggnaden har djup till berg påvisats vara mellan 3-7 m.

Med hänsyn till detta bedöms byggnader inom dessa delar av området kunna grundläggas med pålar och eventuellt plintar på berg.

Sydöstra delarna av undersökningsområdet – Punkthuset

I detta område har ett lägre jorddjup påträffats. Dessa bedöms därför kunna grundläggas med en kombination av plattor eller plintar på berg i kombination med pålar till berg/fast botten.

Bergschakt har bedömts kunna vara aktuellt beroende på nivå för färdigt golv.

2.6 Historik

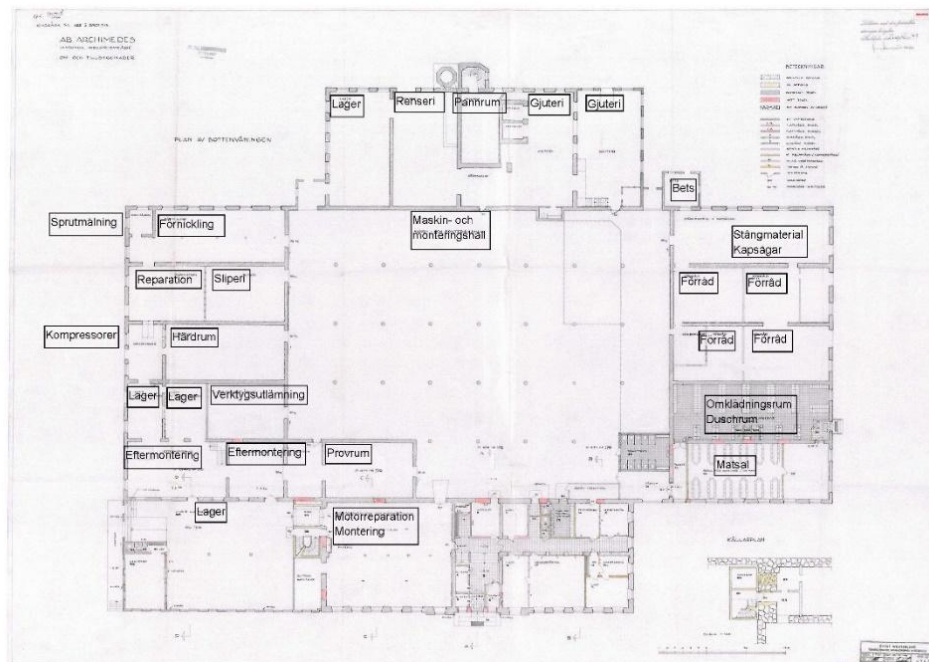
Marken inom det aktuella området tillhörde under 1800-talet Kratsboda Gård där körnsären D. Forsell år 1885 startade en hattfabrik. Fabriken, ett stenhus med fyra våningar och arbetarbostäder på vinden, eldhärjades år 1891 men verksamheten fortsatte till år 1895, då cigarrfabriken Skandinavien förlade sin verksamhet till fabriksbyggnaden. Bolaget ombildades till AB Tobaksfabriken Skandinavien 1902 som sedan flyttade produktionen därifrån in till Stockholm 1907. AB Archimedes bildades 1907. De tillverkade motorer, främst utombordsmotorer. De hyrde lokaler i fastigheten till 1916 då fastigheten köptes.

I samband med köpet gjordes vissa om- och tillbyggnader. AB Archimedes flyttade 1967. AB Per Perssons Väv & Stickmaskiner hyrde lokaler i fastigheten under 20- och 30-talen. AB David Larssons tportfirma (bytte sedermera namn till AB Sundbybergs illexpress) flyttade in 1967. Därvid togs stora portar upp för passage av långtradare i östra och västra ytterväggarna. 1977 byggdes huset om till industrihotell. 1978 sprängdes skorstenen bort och där uppfördes det som idag benämns stora huset.

Kontakt har tagits med Länsstyrelsen gällande MIFO-klassificering av fastigheten. MIFO-klassificering har endast identifierat vilka branscher som varit verksamma på fastigheten. Följande branscher har identifierats (Orbicon, 2015):

- Gjuteri – tungmetall
- Verkstadsindustri – med halogenerade lösningsmedel
- Ytbehandling av metaller elektrolytiska/kemiska processer
- Ytbehandling med lack, färg eller lim
- Textilindustri
- Livsmedelsindustri

I figuren nedan redovisas en ritning från 1946 vart de olika processerna bedrevs i fabriksbyggnaden.



Figur 5. Historiska aktiviteter i fabriksbyggnad

2.7 Potentiella föroreningskällor

Spill och läckage av klorerade alifater kan ha skett vid olika delar av processen. Eftersom ämnena är lättflyktiga ämnen krävs ett spill tillräckligt stort för att inte hela föroreningen direkt förångas innan den hinner infiltrera i marken. Potentiella föroreningskällor kan vara spill vid påfyllning, t.ex. läckage från cisterner, fat och/eller rörledningar. Det kan ha förekommit spill vid hanteringen eller läckage från processutrustningen. Läckage kan ha förekommit från tunnor med processavfall, eller processavfall som tippats på marken, från oljeavskiljare, avloppsledningar m.m.

Hantering av klorerade alifater har enligt genomförd historisk inventering skett inom sågtandsbyggnaden. Det ska ha förekommit ett tribad i fastighetens nordvästra hörn. I dess sydöstra hörn har det påträffats en oljeavskiljare och enligt Orbicons tidigare undersökningar avleds avloppet från fastigheten ut från slottet. Spill från ledningar och oljeavskiljare utgör potentiella föroreningskällor.

2.8 Kompletterande markundersökning

Orbicon har under våren 2019 genomfört en kompletterande markundersökning som bestod av en omfattande MIP-sondering.

MIP använder sig av ett loggverktyg som mäter flyktigt kolväte- och lösningsmedelsförorening tillsammans med jordens elektriska konduktans och permeabilitet. En inert bärargas sugas kontinuerligt bakom ett uppvärmt membran i sonden och levererar det till en serie detektorer vid ytan. Detektorerna svarar på olika egenskaper hos ämnena och gör det möjligt att kartlägga föroreningsplymen från källa till plym. Utifrån resultatet av MIP-sonderingen utfördes provtagning av jord samt grundvatten. Dessutom provtogs även porgas, inomhusluft, dagvatten, dricksvatten samt grundvatten ur tidigare installerade grundvattenrör.

Undersökningen utgjordes av:

- MIP undersökning i ca 50 undersökningspunkter
- Provtagning och analys av ca 200 jordprover med avseende klorerade alifater som valdes ut baserat på resultatet av MIP-undersökningen
- Installation och provtagning av klorerade alifater i 10 nya grundvattenrör som installerades där MIP-undersökningen motiverade det. Analys av Kem-fys parametrar i vissa rör.
- Analys av klorerade alifater i fem tidigare installerade grundvattenrör
- Analys av klorerade alifater från 2 dricksvattenprov
- Analys av inomhusluft på 4 platser i Färjan
- Analys av porgas under Färjan på 12 platser

Resultatet av den kompletterande markundersökningen redovisas i bilaga 19 och sammanfattas under problembeskrivningen.

3. Problembeskrivning

Problembeskrivning är ofta ett inledande steg i en riskbedömning och syftar till att ge en första uppfattning kring huruvida det förorenade området kan utgöra en risk vid pågående och/eller planerad markanvändning.

I detta avsnitt redogörs det översiktligt för aktuella föroreningar, föroreningssituation och föroreningsspridning samt aktuella skyddsobjekt och exponeringsvägar. Detta sammanfattas sedan i en konceptuell modell.

3.1 Dimensionerande föroreningsämnen

TCE och nedbrytningsprodukter DCE samt VC anses utgöra de dimensionerande föroreningsämnena. Generellt utgörs huvuddelen av förorening av TCE.

Spår av tetrakloreten (PCE) samt andra halogenerade ämnen såsom klorbensener har påvisats, men omfattar samma områden som de dimensionerande ämnena. Därav anses en riskbedömning inriktad mot de främst förekommande halterna i höga halter att täcka in även denna förekomst.

3.2 Ämnenas farlighet

Klorerade alifater är hälsofarliga och användningen är reglerad i Sverige. 1,1,1-trikloreten (TCA) är förbjudet att använda. TCE och diklormetan (DCM) är också förbjudna men får användas efter dispens från Kemikalieinspektionen. PCE är, liksom de övriga, förbjuden i konsumentprodukter men får användas yrkesmässigt (Orbicon, 2015).

Höga koncentrationer av klorerade lösningsmedel i inandningsluften kan ge upphov till effekter på det centrala nervsystemet, som t.ex. huvudvärk, yrsel, och medvetenhet. Mycket höga koncentrationer kan leda till hjärtstillestånd eller till förändringar i leverfunktion och effekter på njuren. Hudexponering leder till irritation på hud, ögon och slemhinnor.

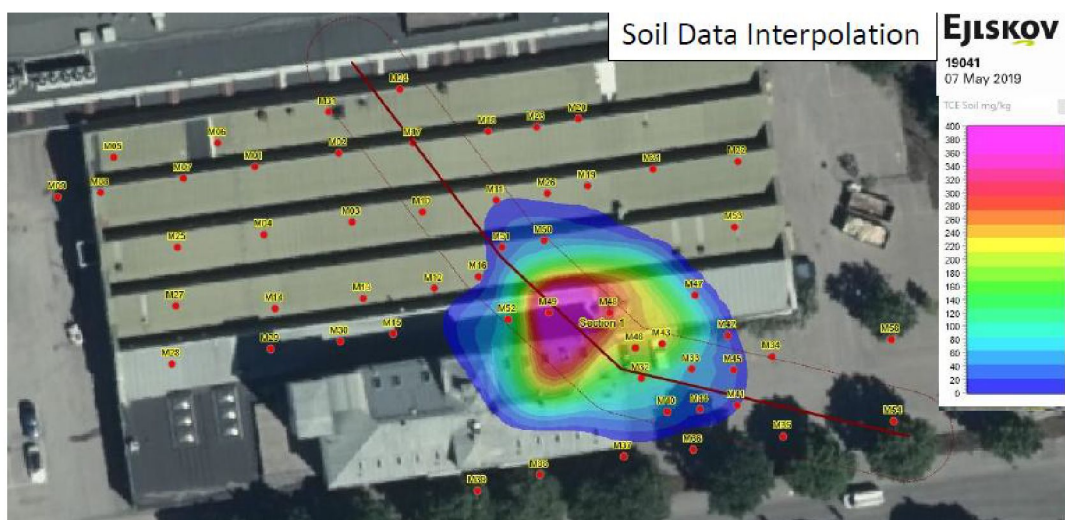
VC är det enda ämnet med dokumenterat cancerframkallande effekter. Flera av de andra ämnena anses vara potentiellt cancerframkallande/mutagena (trikloreten, 1,1-dikloreten, tetraklormetan) svagt cancerframkallande/mutagena (1,1,2-trikloreten, 1,2-dikloreten och triklormetan) eller ej kända som cancerframkallande/mutagena (tetrakloreten, cis-1,2-dikloreten, kloreten och klormetan) (Hållbar Sanering, 2007).

3.3 Föroreningssituation i jord

I kapitlen nedan sammanfattas en sammanvägd beskrivning av föroreningssituationen i jord som påvisats som ett resultat av de miljötekniska markundersökningarna som utförts.

3.3.1 Inre källområde

Det sammanvägda resultatet av utförda markundersökningar har påvisat att de högsta föroreningshalterna i jord (ca 700 mg/kg) påvisats i ett område i den sydöstra delen av sågtandsbyggnaden i anslutning till en oljeavskiljare, se figuren nedan. Provtagningspunkterna som representerar det inre källområdet utgörs av M32, M33, M43, M46, M49, M50, och M52 inom vilka alla punkter halter av TCE överstigande 10 mg/kg har uppmätts. Det förekom inga tydliga tecken på att förorening i egen fas förekom i jorden vid provtagningen. De halter som uppmätts i jord är inte så höga att de tydligt anses bevisa sådan förekomst. Konservativt har den inre delen av källområdet uppskattats till ca 1000 m². Denna uppskattning har utgått från att jord under Slottet, som ej varit tillgängligt för provtagning, ingår i området.



Figur 6. Påvisad föroreningsituation i jord

3.3.2 Yttre källområde

Yttre delar av påvisat källområde har definierats som områden där föroreningshalterna i jord överstiger 1 mg/kg men ej 10 mg/kg. Föroreningen i detta område förekommer inom samma djup som för den inre delen av källområdet (2-4 m.u.my.). Området sträcker sig en bit i sydöstlig riktning från det inre området, vilket stämmer överens med grundvattnets bedömda huvudsakliga flödesriktning. Följande jordprovtagningspunkter anses representera detta område M16, M19, M26, M36, M39, M50.

3.3.3 Övriga delar av fastigheten

Övriga resultat av jordprovtagning har påvisat mycket lägre halter av klorerade alifater. Dessa provtagningar har utförts i fastighetens södra delar samt inom övriga delar av sågtandsbyggnaden. Provpunkterna M13, M17, M18, M21, M24, M55, och M58 representerar dessa områden. Provtagning inom tidigare undersökningar omfattade endast ytlig jord varför dessa ej har tagits med i bedömningen.

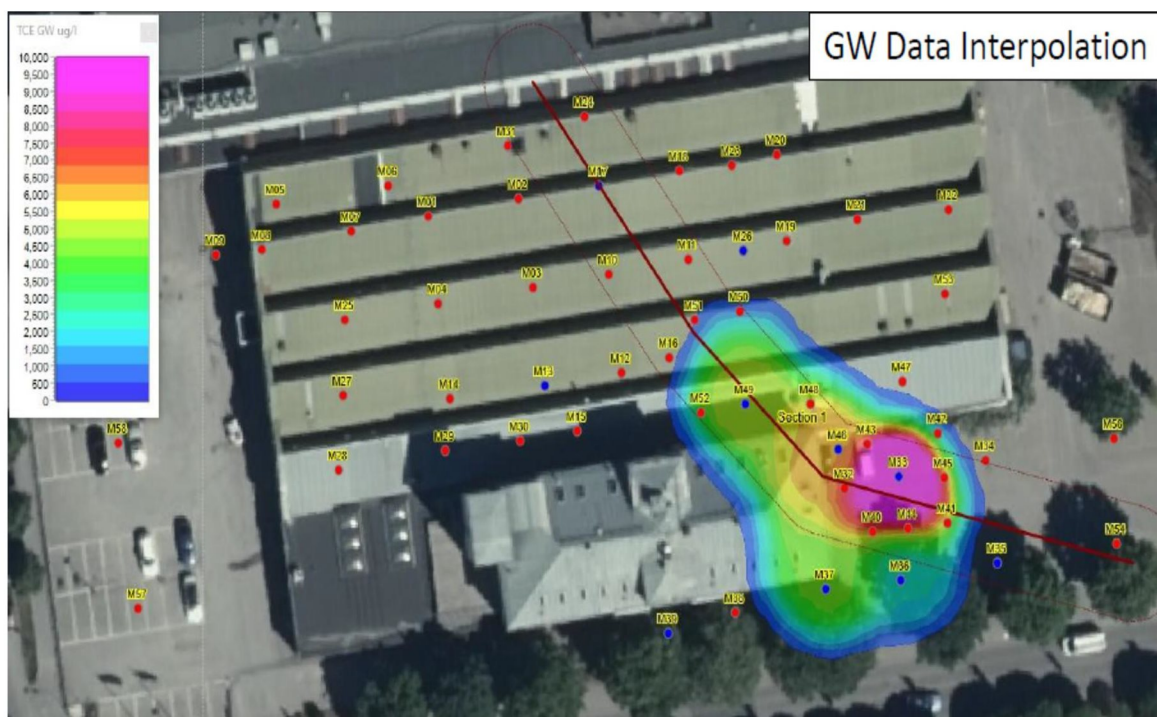
3.4 Föroreningssituation i grundvatten

I kapitlet nedan sammanfattas en sammanvägd beskrivning av föroreningssituationen i grundvattnet som påvisats som ett resultat av de miljötekniska markundersökningarna som utförts.

3.4.1 Föroreningsplym vid källområdet

Provtagning av grundvatten i sågtandsbyggnadens sydöstra del i närheten av källområdet, har kraftigt förhöjda halter av klorerade alifater också påvisats i grundvattnet i grundvattenrör installerade ned till berget. Den högsta halten är lokaliserad en bit nedströms platsen för de högsta halterna i jord, se figuren nedan.

Förhöjda halter i grundvattnet har även påvisats mot fastighetens södra gräns, dock visar provtagningen att även om de är förhöjda så avtar de i denna riktning. Främst tycks spridningen i grundvattnet ske i riktning mot MW36 och MW37 medan halterna är lägre mot sydväst (MW39) och sydost (MW35).



Figur 7. Påvisad föroreningssituation i grundvatten.

På grund av klorerade lösningsmedels spridningsmönster är det mycket ovanligt att jord med förekomst av klorerade alifater i egen fas påträffas vid markundersökningar. Eventuell förekomst utvärderas därför indikativt genom grundvattenprovtagning och jämförelse med ämnets maximala löslighet. Ett bevis på förekomst av egen fas har ansatts till 5 % av maximal löslighet och 1 % som indikation på egen fas.

I tabellen nedan anges respektive ämnets vattenlöslighet samt jämförelse med aktuella uppmätta halter.

Tabell 1: Jämförelser av grundvattenhalter med indikationer på förekomst av förorening i egen fas

Ämne	Löslighet (ug/l)	1 % löslighet	Uppmätt maxhalt (MW33)	Spridning söder plym (MW36/37)	Spridning sydost plym (MW35, GV3:4)	Spridning plym sydväst (MW39)	Max fastighet i söder	Max fastighet i väster
TCE	1 100 000	11 000	11 400	3225	35,1	418	7,79	<1
CDCE	3 500 000	35 000	3080	616	55,5	764	0,68	<1
T-DCE	6 300 000	630 000	29	7	1,4	51	0,68	<1
VC	1100 000	11 000	5	2	0,305	1,55	1	<1

Enligt tabellen ovan indikerar uppmätt halt av TCE i grundvattenrör MW33 eventuell förekomst av förorening i egen fas i närheten av röret. Tydligt bevis saknas

3.4.2 Övriga delar av fastigheten

I tre nyinstallerade grundvattenrör som placerades norrom källområdet där fältmätningen med MIP gav indikationer av föroreningsförekomst under sågtandsbyggnaden har det påvisats högre halter än vad som uppmätts tidigare i detta område. Halterna är dock som högst en tiondel av de halter som påvisades inom källområdet. Det som också skiljer dessa gv-rör från övriga är att huvuddelen av föroreningsämnen utgörs av DCE.

I grundvattenrör längst västerut på fastigheten (GV3:2) och längst österut (GV4:2) har mycket låga halter påvisats och i dessa områden saknades också indikationer med MIP-undersökningen. Platserna för tidigare provtagningar redovisas i bilaga 3 och platsen för nya provtagningar i bilaga 4.

3.4.3 Uppskattad föroreningsbelastning

Klorerade alifater kan lösa sig i grundvatten och spridas från källområdet med den övergripande grundvattenflödesriktningen. Strömningshastigheten hos grundvatten styrs av grundvattnets gradient dvs tryckskillnad mellan två punkter i förhållande till dess avstånd samt jordlagrets hydrauliska konduktivitet. Grundvattnet bedöms på platsen att främst transporteras i grundvatten i moränen ovan berget.

En morän har normalt sett en hydraulisk konduktivitet om ca 1 E^{-5} till $1 \text{ E}^{-7} \text{ m/s}$ (SGU). Den totala belastningen, dvs transport av förorening löst i grundvattnet ut från fastigheten har uppskattats utifrån inmätta grundvattennivåer tillsammans med en uppskattning av flödesarea och konduktivitet. I detta fall har arean tagits fram utifrån moränlagrets medelmäktighet tillsammans med konservativt bedömd bredd av påvisad föroreningsplym i söder.

Resultatet av uträkningen påvisar att totala mängden belastning gällande förorening (TCE och dess nedbrytningsprodukter) ut från Archimedes 1 uppgår till ett par hundra gram per år. Någon belastning i eventuellt ytligt (mark)grundvatten som förekommer bedöms vara betydligt lägre pga. lerans täthet. Bakgrunden till belastningsberäkningen redovisas i Bilaga 10.

3.5 Föroreningssituation i porgas och inomhusluft

I kapitlen nedan sammanfattas en sammanvägd beskrivning av föroreningssituationen i porgas och inomhusluft som påvisats som ett resultat av de miljötekniska markundersökningarna som utförts.

3.5.1 Källområde

Porgashalter som överstiger riktvärdet för inomhusluft har i detta område påvisats i fyra av fem porgaspunkter och i den femte överskrids även RfC-riktvärdet multiplicerat med faktorn 100 vilket ofta används för att bedöma eventuell inomhusluftsproblematik. Inomhusmätning på två platser i slottet har endast uppvisat halter som underskrider använda riktvärden för inomhusluft.

3.5.2 Övriga delar av fastigheten

Porgasmätningar inom sågtandsbyggnadens centrala delar har uppvisat halter som indikerar föroreningsförekomst. I fyra av sex undersökningspunkter förekommer halter som överskred bedömningsgrunder och i de andra två överskrids riktvärdet multiplicerat med faktorn 100. Utanför sågtandsbyggnaden i söder har en låg halt påvisats.

Porgasprovtagning har utförts i fjorton punkter under garaget i Färjan. I sex av dem har halterna av TCE som uppmätts överskridit riktvärden. Inga halter har överskridit riktvärdet multiplicerat med faktorn 100.

Förhöjda halter av klorerade alifater i inomhusluft har uppmätts i Färjan. Halterna ligger i nivå med riktvärdena för inomhusluft. Detta gäller både i husets bottenvåning (garage) samt i ett trapphus en våning upp i dess östra del. Ingen inomhusluftmätning har genomförts inom sågtandsbyggnaden.

3.5.3 Föroreningssituation i dagvatten och dricksvatten

Inga indikationer på förorening i dagvatten eller dricksvatten har påträffats. Samtliga halter har underskridit laboratoriets rapporteringsgränser.

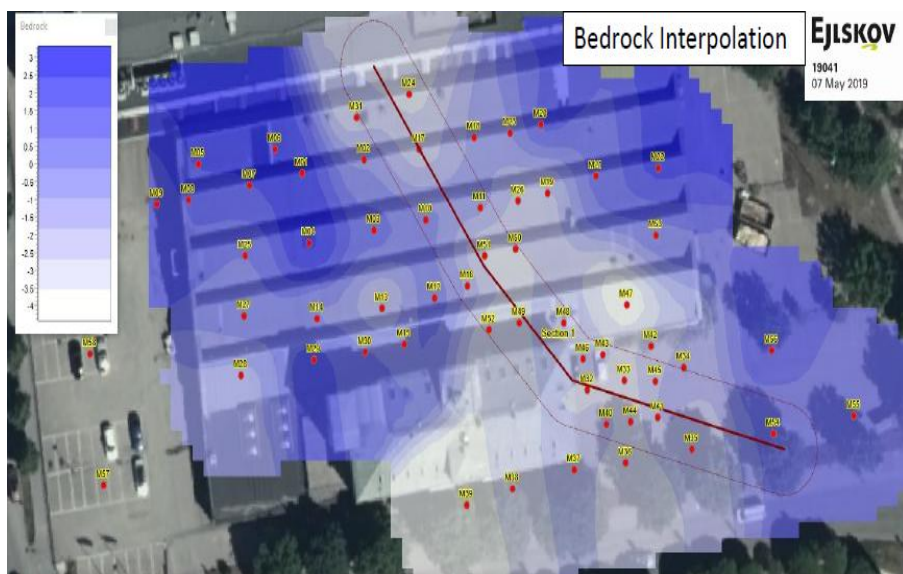
3.6 Påvisade spridningsförutsättningar

Den generella tolkningen av utförda jordprovtagningar under sågtandsbyggnaden har visat att de översta metrarna generellt består av ett grovkornigt fyllnadsmaterial (sand) med varierade inslag av silt och lera. Fyllnadsmaterialet underlagras av lera med en mäktighet av 2-7 meter som påvisats fuktig. Lerans plasticitet tilltar med ökat djup. I leran har linser av silt och sand observerats. Under leran förekommer ett mättat vattenförande friktionsmaterial bestående av grusigt sandmaterial med mäktigheten 0,5-2,5 m ovan berget. Det huvudsakliga grundvattenflödet bedöms att förekomma i friktionsmaterialet där förutsättningen för tport av förorening i vattenlöst fas bedöms vara bäst.

Eventuellt kan tport av grundvatten i mindre omfattning ske via de genomsläppliga linser av material som förekommer i leran. Något sådant grundvatten har dock inte observerats/provtagits.

Försök till spillvattenledning öster om sågtandsbyggnaden låg vid ett djup under bedömt djup till grundvatten utifrån pejlingar, förekommer grundvatten vid denna nivå tycks inget inläckage ske till dessa ledningar. En provtagning av dagvatten vid byggnadens södra sida (dagvatten) påvisade inga förhöjda halter av klorerade alifater. Spill eller dagvatten har ej provtagits utanför fastigheten.

Sammantaget tycks det förekomma ett stråk under sågtandsbyggnaden där djupet till berg är större, samtidigt som djupet till berg avtar i norr samt i östlig riktning mot området där berg i dagen förekommer. Vidare minskar också djupet till berg i väster. I figuren nedan visas tolkningen av bergytans läge utifrån utförd MIP-sondering. Denna redovisas också i Bilaga 5.



Figur 8. Uppmått djup till berg.

Enligt utförda undersökningar varierar förekomsten av grundvatten kraftigt under sågtandsbyggnaden. I den nordvästra delen av byggnaden där berggrunden bedömts till ca 3-4 m under markyta har grundvatten ej påträffats varken vid provtagningar år 2015 och år 2019. Norr om Färjan har berggrunden tidigare påvisats mycket ytligt (1 m.u.my.) och där förekom inte vatten.

I övrigt har grundvattenytans tryckhöjd under sågtandsbyggnaden uppmätts till ca 5-6 m under markyta både tidigare och inom de senaste provtagningarna under 2019. Generellt var tillrinningen av grundvatten till de nya grundvattenrören god, medan den var sämre i de tidigare installerade rören. En förklaring till varför grundvattenytan ligger ca 1,5–2,0 m lägre under sågtandsbyggnaden kan vara att grundvattnet utanför byggnaden uppströms endast delvis står i kontakt med grundvatten som förekommer under själva sågtandsbyggnaden. Detta medför att endast en begränsad grundvattenströmning sker under de befintliga byggnaderna. Grundvattnets strömningsriktning bedöms att ske i en sydlig eller sydöstlig riktning mot Bällstaån både gällande grundvattenrör installerade i huset och utanför utifrån jämförelser med inmätta grundvattenrör på fastigheten och i omgivningen. Bergsklacken i öster där djupet till berg är ytligare och grundvattenförekomsten påvisats vara sämre bedöms utgöra en begränsande faktor för flödets östliga komponent.

Tryckhöjden för grundvattnet bedöms inte att representera vart i marken flödet sker, utan representerar det tryck som vattnet under det tätande lerlagret står under. Eftersom viss förekomst av lerlinser påvisats har det inom riskbedömningen inte uteslutits att ett mer osammanhängande (mark)grundvatten förekommer i leran och/eller att detta vatten kan stå i kontakt med vattnet vid berget och föroreningstport därmed förekomma ytligare i vattenlöst fas inom fastigheten än vid berget.

Ett källområde bedöms förekomma under den sydöstra delen av sågtandsbyggnaden, föroreningen kan t ex ha uppstått som ett resultat av läckage från otät oljeavskiljare/ledning/avlopp och medfört föroreningssituationen som förekommer inom detta område. Förorening har letat sig ned genom fyllnadsmaterialet och ligger huvudsakligen vid ett djup av 3-4 m under markytan i lera.

Halterna som påvisats kan vara s.k., residual förorening som blivit kvar i marken då förorening i fri fas rört sig vertikalt. Vid provtagningen har det dock inte påvisats tydlig förekomst av förorening i fri fas. Förorening i högre halter kan förekomma t.ex. i direkt anslutning till en oljeavskiljare eller där provtagning ej kunnat ske pga väggar m.m.

Grundvattenprovtagningen visar också att vidare läckage av förorening har skett ned till berggrundens överyta, där föroreningsförekomst påvisats vid ca 8 m under markytan i en riktning som bedöms vara nedströms i grundvattnets övergripande strömningsriktning. Halterna i jord vid berget är lägre än i leran. En anledning kan vara att detta material är mer genomsläppligt och innehåller mindre andel organiskt material vilket medför att det har en lägre kapacitet att hålla föroreningen kvar i jorden. Högre halter vid berg kan tex finnas närmare oljeavskiljaren.

Källområdet har givit upphov till en föroreningsplym i grundvatten som sträcker sig i sydlig/sydostlig riktning ut från fasigheten mot Gårdsfogdevägen i söder. Resultatet av grundvatten-provtagningarna visar att föroreningen till största del utgörs av TCE men att nedbrytning till både DCE och VC har skett. De maxhalter som påvisats kan indikera förekomst av fri fas i jorden inom sågtandsbyggnaden men detta är inte säkerställt då det inte observerats vid jordprovtagning.

Längre öster och västerut på Archimedes 1 saknades indikationer på föroreningsförekomst i samband med MIP-sonderingen och halterna i grundvatten var låga. Detta stämmer överens med tidigare grundvattenprovtagningar i dessa områden.

Föroreningshalter som uppmätts inom angränsande fastighet i söder och väster har också varit låga. Inom övriga delar av sågtandsbyggnaden har det påvisats förekomst av alifatiska kolväten i grundvattenrör som installerats i lokala lågpunkter där undersökningen med MIP-metodik indikerat att det förekommer förorening. Vad som är gemensamt med dessa grundvattenrör är att föroreningsfördelningen skiljer sig från huvudkällområdet och föroreningen till större del utgörs av nedbrytningsprodukten DCE samt VC jämfört med TCE. Detta brukar ofta vara fallet för en förorening som är belägen på längre avstånd från ett huvudsakligt källområde. Analysen av nedbrytningsförhållanden har inte påvisat något som antyder avvikande nedbrytningsförhållanden jämfört källområdet. Några förhöjda halter i jord har inte påträffats vid platserna vilket antyder att de inte representerar sekundära källområden.

Resultat av porgasmätningar har påvisat halter som indikerar en föroreningsförekomst i porgasen vid källområdet och byggnadens norra del. Detta kan vara ett resultat av spridning från jord eventuellt (mark)grundvatten eller från grundvatten vid berget, även om lerlagret som överlagrar detta vatten bedöms vara relativt tätt.

3.6.1 Färjan

Ingen historisk verksamhet som har använt klorerade alifater ska enligt uppgift ha förekommit inom Färjan. Resultatet av inomhusluftmätning samt porgasprovtagning har dock uppmätt halter som indikerar en föroreningsproblematik vilken ger upphov till gasinträngning till byggnaden. Detta kan vara ett resultat av att läckage till marken inom sågtandsbyggnaden inneburit gastport i det genomsläppliga fyllnadsmaterialet/även i denna riktning mot Färjan

Potentiellt kan också en okänd förorening förekomma under själva huset som ett resultat av lokala variationer i bergytans/grundvattnets läge och/eller ledningsgravar. .

3.7 Skyddsobjekt och exponeringssituation

För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs att det finns en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan spridas till platser där den kan orsaka en exponering av människa eller miljö, som är skyddsobjekt. Exponeringen måste också kunna ge upphov till en negativ effekt på något skyddsobjekt för att en risk ska föreligga.

3.7.1 Människors hälsa

Människor exponeras för föroreningar på många olika sätt, exempelvis via luft, mat, vatten, läkemedel etc. Exponering från ett förorenat område bör därför inte motsvara hela det tolerabla dagliga intaget eller motsvarande toxikologiskt referensvärde.

Det huvudsakliga skyddsobjektet på platsen bedöms vara de människor som kommer att bo inom fastigheten efter att den omvandlats till bostadsändamål. Generellt när det gäller människors exponering för föroreningar som förekommer inom ett område brukar man bedöma risken för exponering via direktkontakt med förorenade jordmassor, oralt intag, hudkontakt, samt inandning av damm eller ånga och intag av dricksvatten/grödor.

Gällande föroreningssituationen för klorerade alifater inom Archimedes förekommer den inom ett område som kommer att exploateras för bostadsändamål och markytan överbyggas med ett garagedäck. Den styrande exponeringsvägen gällande människors hälsa bedöms vara den potentiella risken för att människor som bor på området exponeras för klorerade alifater via inandning av inomhusluft i sina bostäder.

Den potentiella exponering människor som kommer bo på området kan utsättas för gällande hudkontakt/oralt intag av förorenad jord anses däremot vara mycket låg . De fall sådan direktkontakt kan förekomma är t ex vid gräv och anläggningsarbeten och gäller markarbetare. Denna exponering bedöms vara av mycket tillfällig natur och utförs av människor med skyddsutrustning.

Något uttag av grundvatten för dricksvattenändamål förekommer inte på fastigheten och någon risk för att människor kommer att exponeras genom att dricka förorenat grundvatten bedöms därmed inte att förekomma.

3.7.2 Miljö och naturresurser

Bällstaån är belägen på ca 200 m avstånd i östlig riktning från fastigheten och bedöms vara skyddsvärt ur dess aspekt som naturresurs.

Fastigheten har fungerat som ett industriområde i mer än hundra år vilket har medfört att ekosystemen i marken är kraftigt påverkade med påförda hårdgjorda ytor, byggnader och fyllnadsmaterial. Mot bakgrund av områdets kraftigt påverkade natur sedan lång tid tillbaka och att det dessutom kommer exploateras och överbyggas i stor omfattning bedöms markecosystemet på platsen att ha ett mycket lågt skyddsvärde. Vidare förekommer den påvisade föroreningsituationen till stor del på sådant stort djup där markecosystemets funktion är begränsad, något som ytterligare motiverar ett lågt skydd av markecosystemet.

Grundvattnet ska enligt Naturvårdsverkets generella råd generellt beaktas som skyddsvärt i form av sitt värde som naturresurs. Inom fastigheten bedöms i huvudsak ett grundvatten under leran i friktionsmaterialet förekomma, men det är möjligt att även ett (mark)grundvattenförekommer ytligare i marken.

Eftersom fastigheten är belägen i ett område som under lång tid använts för industriändamål och fastigheterna i omgivningen är anslutna till kommunalt vatten bedöms det inte vara troligt att grundvattnet inom området kommer att nyttjas som dricksvatten heller i framtiden. Vidare bedöms det ha ett lågt skyddsvärde som naturresurs.

3.8 Sammanfattande konceptuell modell

I figurerna nedan sammanfattas en konceptuell modell över föroreningsituationen inom Archimedes 1.

Dimensionerande föroreningsämnen

TCE samt nedbrytningsprodukterna cDCE, t-DCE och VC

Föroreningskälla

Läckage från avloppsledningar, oljeavskiljare, . spill mm

Påvisad föroreningsspridning/föroreningsförekomst

I jord ned till djup för berg inom inre och yttre källområde
Vattenlöst fas vid berget inom föroreningsplym vid källområde
Vattenlöst fas vid berget inom sågtandbyggnadens norra del
Porgas under sågtandsbyggnad och under Färjan
Inomhusluft inom Färjan

Undersökt, ej påvisat

Dricksvatten

Dag- och spillvattenledningar

Ej undersökt

Föroreningsförekomst i (mark)grundvatten

Föroreningsförekomst i berg

Skyddsobjekt och exponering

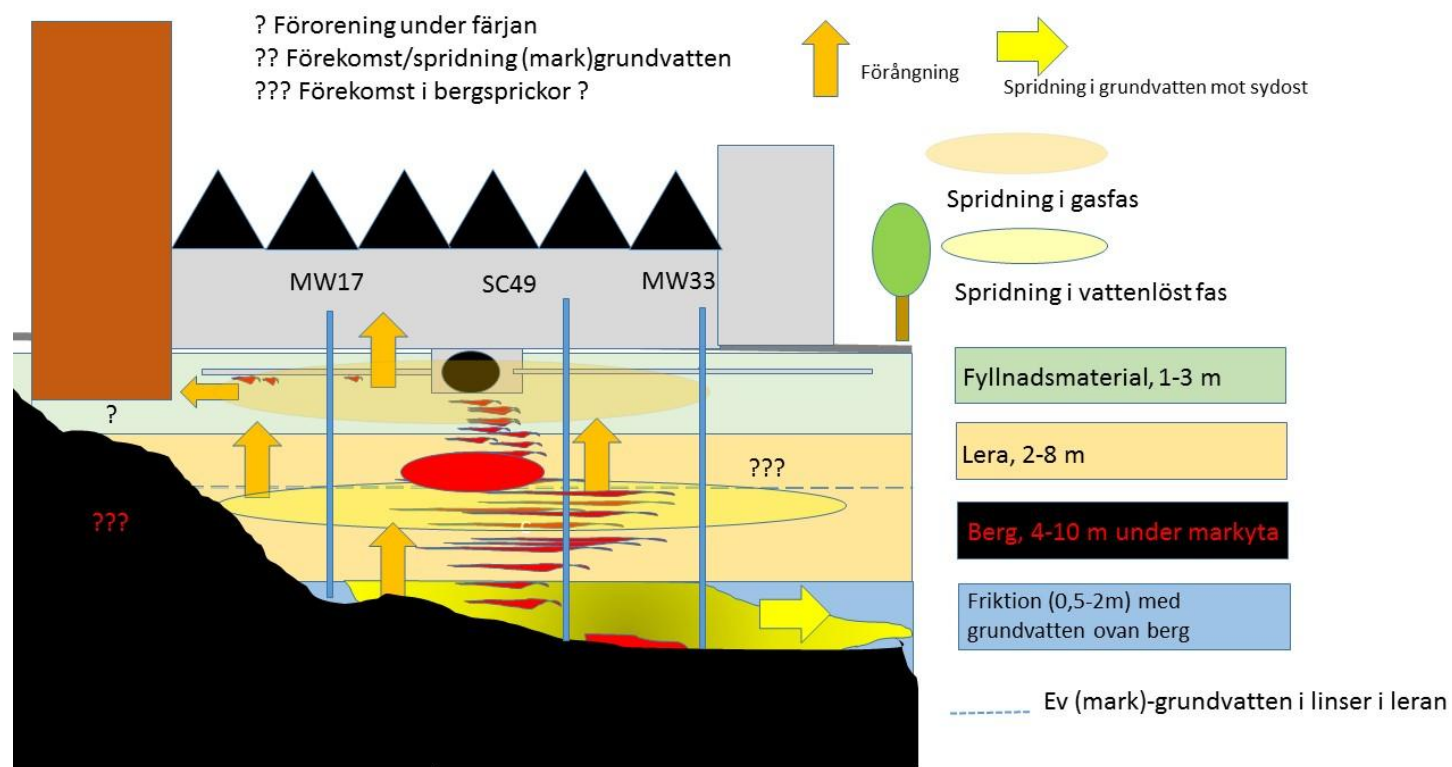
Människor som bor inom fastigheten via inandning av inomhusluft

Spridning till Bällstaån och påverkan av dess status som ytvattenresurs

Avfärdat

Markekosystemet

Grundvattnet



Figur 9. Konceptuell modell

4. Riskbedömning

Risk kan uttryckas som sannolikheten för konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på exempelvis människors hälsa eller miljön enligt Naturvårdsverkets rapport 5977 (2009).

För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs en föroreningskälla och där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där skyddsobjekt (människor eller miljön) kan exponeras. För att en faktisk risk ska föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till en negativ effekt på ett skyddsobjekt. Enbart förekomsten av förorening är således inte automatiskt en risk för negativ påverkan.

Syftet med riskbedömningen är att bedöma vilka risker en föroreningssituation innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att det inte ska uppkomma oacceptabla effekter på människors hälsa, miljön och naturresurser. Riskbedömningen i denna rapport baseras på Naturvårdsverkets rapport 5977 (2009).

4.1 Markanvändning och övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen beskriver främst vilken användning eller funktion ett område önskas ha nu och i framtiden samt vilken påverkan eller störning som kan accepteras inom och omkring området. Fastigheten avses att exploateras med flerbostadshus med innergård och parkeringsgarage. Mot denna utgångspunkt föreslås tre övergripande åtgärds mål för fastigheten.

Övergripande åtgärds mål:

- Området skall kunna användas som bostadsmark utan att människor (vuxna och barn) som bor och vistas på området utsätts för oacceptabla hälsorisker på grund av mark- och grundvattenföroreningar.
- Läckage av mark- och grundvattenföroreningar från området ska inte påverka människor (barn och vuxna) som bor eller vistas på närliggande fastigheter.
- Läckage av mark- och grundvattenföroreningar från området ska inte påverka vattenmiljön i närliggande ytvattenrecipienten Bällstaån negativt.

4.2 Platsspecifika riktvärden

Ett flertal platsspecifika förutsättningar har identifierats inom det aktuella området som tillsammans bedöms motivera framtagande av platsspecifika riktvärden (PSRV).

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för TCE, cDCE, tDCE och VC vid Archimedes för jord, porgas och grundvatten inom källområde och föroreningsplym. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, har använts tillsammans med referenslitteratur "Riktvärden för förorenad mark modellbeskrivning och vägledning" (Naturvårdsverket Rapport 5976, 2009) gällande framtagande av riktvärden för jord. För cDCE och tDCE samt VC finns inte ursprungligen i riktvärdesmodellen utan har skapats specifikt för Archimedes.

Framräknade riktvärdena för skydd av grundvatten respektive skydd av ytvatten är baserat på den mängd förorening som kan laka ur det förorenade området och nå recipienten genom transport via grundvattnet. Enskilda höga halter som förekommer inom ett område är således inte intressanta, men däremot bör förorenings medelhalt bedömas mot ett framtaget riktvärde. Det samma gäller vid bedömningar av hälsoeffekter av ämnen under en hel livstid. För akuttoxiska ämnen däremot, eller ämnen som kan ha korttidseffekter bör istället enskilt uppmätta halter ligga till grund för riskbedömningen.

Riktvärdesmodellen hanterar inte direkt riktvärden för grundvatten. Då klorerade lösningsmedel är en förorening med komplex spridningsbild erfordras dock att även exponering via inandning av ånga från grundvatten beaktas, dvs inte bara ånga från jordmatrisen. Beräkning av platsspecifika riktvärden för grundvatten (PSRV-GV) har gjorts på tre olika sätt

- 1) Via beräkning av halt utifrån PSRV-J i jord med Naturvårdsverkets beräkningsmodell,
- 2) Genom beräkning av inträngning ånga i byggnad med SPI:s beräkningsmodell
- 3) genom beräkning av spridning till skyddsvärt ytvatten med hjälp av Naturvårdsverkets modell.

4.3 Scenarion

Utifrån hur den framtida markanvändningen kommer att se ut har platsspecifika riktvärden räknats fram för fem separata scenarion.

Marktyp A – Bostadsmark, 0-2 meter under markytan

Omfattar både mark som kommer att bebyggas med bostäder samt omkringliggande hårdgjorda markytor inom fastigheten samt grönytor. Inga restriktioner görs gällande typ av byggnader eller var byggnaderna uppförs. Vuxna och barn ska kunna vistas här dygnet runt och året runt. Det vill säga markytan har antagits kunna vara hårdgjord eller bestå av gård/gräsyta. En lägre grad av odling av växter för födoändamål antas komma ske jämfört normalfallet på grund av att bostäderna är av flerbostadstyp. Skyddet av markmiljön är begränsat till 50 procent. Exponering för förorening via Närmsta ytvatten (Bällstaån) är skyddsobjekt och grundvattnet inom området ska ej påverka vattenkvaliteten i Bällstaån.

Marktyp B – Bostadsmark, 2-6 meter under markytan

För djupare jord bedöms riskerna för att exponeras för föroreningarna var lägre. Därför har riktvärden tagits fram för djupare jord inom bebyggd mark. Djupet har satts till 2 meter under markytan. Detta motiveras med att en större del av grävarbeten bedöms ske ovan detta jorddjup vilket medför att riskerna för omblandning av jordprofilen bedöms vara liten. På detta djup övergår även fyllnadsmaterialet till naturlig lera varför spridningsförutsättningarna ändras. Marktyp B utgår från Marktyp A men utan exponering via hudkontakt, intag och inandning av jord och damm. Markmiljön bedöms ej skyddsvärd. Närmsta ytvatten (Bällstaån) är skyddsobjekt och grundvattnet inom området ska ej påverka vattenkvaliteten i Bällstaån.

Marktyp C – Bostadsmark, >6 meter under markytan

För jord under grundvattenytan är risken att exponeras för föroreningarna ännu lägre. På detta djup övergår leran till friktionsmaterial och eventuell förorening i jordlagret bedöms finnas under grundvattenytan. Då föroreningsspridning sker olika ovan och under grundvattenytan och i olika täta jordar har riktvärden tagits fram för detta djup. Markmiljön bedöms ej skyddsvärd. Närmsta ytvatten (Bällstaån) är skyddsobjekt och grundvattnet inom området ska ej påverka vattenkvaliteten i Bällstaån.

Marktyp D – Bostadsmark med underjordiskt garage, 2-6 meter under markytan

Omfattar mark som både kommer att bebyggas med bostäder, underjordiskt garage samt omkringliggande hårdgjorda markytor inom fastigheten. Inga restriktioner görs gällande typ av byggnader eller var byggnaderna uppförs. Vuxna och barn ska kunna vistas här dygnet runt och året runt. Djupet har satts till 2 m under markytan vilket ungefär motsvarar golvytan i det underjordiska garaget samt nivån för den naturliga leran. Marktyp C utgår från Marktyp A men utan exponering via hudkontakt, intag och inandning av jord och damm. Markmiljön bedöms ej skyddsvärd. Närmsta ytvatten (Bällstaån) är skyddsobjekt och grundvattnet inom området ska ej påverka vattenkvaliteten i Bällstaån.

Marktyp E – Bostadsmark med underjordiskt garage, >6 meter under markytan

För jord under grundvattenytan är risken att exponeras för föroreningarna ännu lägre och förutsättningarna för markmiljön bedöms vara mycket begränsade. På detta djup övergår leran till friktionsmaterial och i jordlagret bedöms återfinnas under grundvattenytan. Då föroreningsspridning sker olika ovan och under grundvattenytan och i olika täta jordar har riktvärden tagits fram för detta djup. Närmsta ytvatten (Bällstaån) är skyddsobjekt och grundvattnet inom området ska ej påverka vattenkvaliteten i Bällstaån.

4.4 Platsspecifika riktvärden, jord

Resultatet av de framräknade platsspecifika riktvärdena för jord och den styrande risken för marktyperna A-E redovisas i tabellen nedan tillsammans med de generella riktvärdena för KM.

Inandning av ånga är styrande för samtliga riktvärden inom Marktyp A och B. Inom Marktyp D och E är skydd av ytvatten styrande för vissa parametrar.

I Bilaga 8 finns en beskrivning av antaganden som gjorts vid beräkningarna och i Bilaga 9 finns utdrag ur beräkningsverktyget i Excel med beräknade riktvärden samt en sammanställning av avvikande antaganden jämfört mot Naturvårdsverkets generella scenario för KM.

Tabell 1. Resultaten av de framräknade platsspecifika riktvärdena för jord (PSRV-J) för marktyperna A-E tillsammans med de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM). Om PRSV-J > KM anges PRSV-JV med understreck. Samtliga halter anges i mg/kg TS.

Ämne	KM	PSRV-J Marktyp A (0-2)	PSRV-J Marktyp B (2-6)	PSRV-J Marktyp C (>6)	PSRV-J Marktyp D (2-6)	PSRV-J Marktyp E (>6)
TCE	0,2	0,1	0,5	0,5	5	10
cDCE	-	1,5	10	10	80*	40*
tDCE	-	0,7	5	5	70	40*
VC	-	0,02	0,15	0,15	1,5	1,8*

Inandning ånga är styrande för riktvärdet för samtliga värden utan markering, * Skydd av ytvatten är styrande för riktvärdet.

4.5 Platsspecifika riktvärden, grundvatten

Resultatet av de framräknade platsspecifika riktvärdena för grundvatten redovisas i tabellerna nedan tillsammans med tillämpbara jämförvärden för grundvatten. I Bilaga 8 finns en beskrivning av antaganden som gjorts vid beräkningarna och i Bilaga 9 finns utdrag ur beräkningsverktyget i Excel med beräknade halter i grundvatten då halterna i jord är lika med riktvärdet för jord.

Tabell 2. Beräknade tillåtna halter i grundvattnet för Marktyp A, B och C samt förslag till platsspecifikt riktvärde för grundvatten (PSRV-GV) i lera inom fastigheten (>2 m u my) och i friktionsmaterial vid berggrunden inom och utanför fastigheten (>6 m u my). Samtliga halter anges i mg/l.

Ämne	SGUFS 2013	SLVFS 2017	WHO 2017	PSRV-GV Marktyp A-C >2 m u my	PSRV-GV Marktyp A-C >6 m u my
TCE	0,010*	0,010*	0,02	0,04	0,3
cDCE	-	-	0,05**	1,8	12
tDCE	-	-	0,05**	0,8	6
VC	-	0,0005	0,0003	0,01	0,1

* Avser summan TCE och PCE, ** Avser summan cDCE och tDCE.

Av tabellerna framgår att samtliga ämnen har fått högre platsspecifika riktvärden än samtliga tillämpbara jämförvärden.

4.6 Riskkaraktärisering marktyp A, B, C

En riskkaraktärisering innebär att man jämför en halt som anses representera det område man ska bedöma (representativ halt) med det framtagna riktvärdet. UCLM95 är ett exempel på en sannolikhetsbaserad försiktig skattning av medelvärde som ofta ligger till grund för bedömningar som görs baserat på medelhalter istället för det aritmetiska uträknat utifrån påträffade halter. Någonstans under detta framräknade värde finns med 95% sannolikhet medelhalten i aktuellt provunderlag. Akuttoxiska bedömningar ska däremot göras utifrån en maxhalt eller en hög percentil av hela föroreningspopulationen för att inte riskera underskatta förekommande risker.

För klorerade alifater i jord har UCLM valts som representativ halt för jord och medelhalten för grundvatten (då det finns få data). Vid beräkning av UCLM95 har halter under laboratoriets rapporteringsgräns satts till halva rapporteringsgränsen. För att bedöma riskerna för framtida boende inom området vad gäller inträngning av ånga har riskkvoter beräknats, dvs en sammanvägd risk av samtliga uppmätta klorerade alifater då det antas förekomma en sammanvägd toxikologisk effekt gällande denna exponering.

4.6.1 Jord

Statistik för uppmätta halter av TCE, cDCE, tDCE samt VC har sammanställts för inre källområdet, yttre källområdet och övrig del av fastigheten med de platsspecifika riktvärdena för Marktyp A, B och C. Det framräknade värdet för UCLM95 har valts till representativ halt. Representativa halter som överskrider ett platsspecifikt riktvärde markeras med en orange markering. För dessa halter har riskkvot beräknats. Övriga statistiska parametrar som överskrider platsspecifikt riktvärde markeras med fet stil.

Tabell 3. Sammanfattande statistik för jord inom inre källområdet (pkt M32, M33, M36, M43, M46, M49, M50, M52), uppdelat på tredjupsnivåer, jämförda med PSRV-J för Marktyp A (0-2 m u my), Marktyp B (2-6 m u my) och Marktyp C (>6 m u my). Representativa halter som överskrider PSRV-J markeras med en orange markering och riskkvot anges. Övriga statistiska parametrar som överskrider PSRV-J markeras med fet stil. Samtliga halter anges i mg/kg TS.

Ämne	Djup (mu my)	Antal prov	Median	Medel	UCLM95	Max	PSRV-J	Styrande risk	Riskkvot
Djupnivå 0-2 m under markytan - Marktyp A									
TCE	0-2	12	0,07	0,12	0,45	0,52	0,1	Hälsa	4,5
cDCE	0-2	12	0,00	0,00	0,00	0,01	1,5	-"-	
tDCE	0-2	12	-	-	-	-	0,7	-"-	
VC	0-2	12	-	-	-	-	0,02	-"-	
Djupnivå 2-6 m under markytan - Marktyp B									
TCE	2-6	59	32,3	54,9	127	667	0,5	-"-	254
cDCE	2-6	59	0,31	0,79	1,59	7,03	10	-"-	
tDCE	2-6	59	0,01	0,03	0,05	0,25	5	-"-	
VC	2-6	59	0,01	0,03	0,06	0,25	0,15	-"-	
Djupnivå >6 m under markytan - Marktyp C									
TCE	>6	33	0,07	3,45	10,6	44,7	0,5	-"-	21,2
cDCE	>6	33	0,00	0,43	1,31	5,54	10	-"-	
tDCE	>6	33	0,00	0,01	0,04	0,12	5	-"-	
VC	>6	33	0,00	0,00	0,01	0,03	0,15	-"-	

Tabell 4. Sammanfattande statistik för jord i yttre källområde, uppdelat på tredjupnivåer, jämförda med PSRV-J för Marktyp A (0-2 m u my), Marktyp B (2-6 m u my) och Marktyp (>6 m u my). Representativa halter som överskrider PSRV markeras med en orange markering och riskkvot anges. Övriga statistiska parametrar som överskrider PSRV-J markeras med fet stil. Samtliga halter anges i mg/kg TS.

Ämne	Djup (mu my)	Antal prov	Median	Medel	UCLM95	Max	PSRV-J	Styrande risk	Riskkvot
Djupnivå 0-2 m under markytan - Marktyp A									
TCE	0-2	3	0,01	0,01	0,06	0,03	0,1	Hälsa	0,6
cDCE	0-2	3	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	1,5	-"-	
tDCE	0-2	3	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,7	-"-	
VC	0-2	3	e.d.	e.d.	e.d.	e.d.	0,02	-"-	
Djupnivå 2-6 m under markytan - Marktyp B									
TCE	2-6	33	0,01	1,16	3,08	10,30	0,5	-"-	6,2
cDCE	2-6	33	0,00	0,04	0,11	0,38	10	-"-	
tDCE	2-6	33	0,00	0,00	0,01	0,03	5	-"-	
VC	2-6	33	0,00	0,00	0,01	0,03	0,15	-"-	
Djupnivå >6 m under markytan - Marktyp C									
TCE	>6	24	0,01	0,87	3,28	11,7	0,5	-"-	6,8
cDCE	>6	24	0,00	0,07	0,19	0,47	10	-"-	
tDCE	>6	24	0,00	0,00	0,01	0,03	5	-"-	
VC	>6	24	0,00	0,00	0,00	0,01	0,15	-"-	

Totalt har 84 jordprov analyserats. Av dessa överskrider PSRV-J för aktuella ämnen i 63 prov. Från det yttre källområdet har totalt 60 prov analyserats. I dessa överskrider PSRV-J i 10 prov.

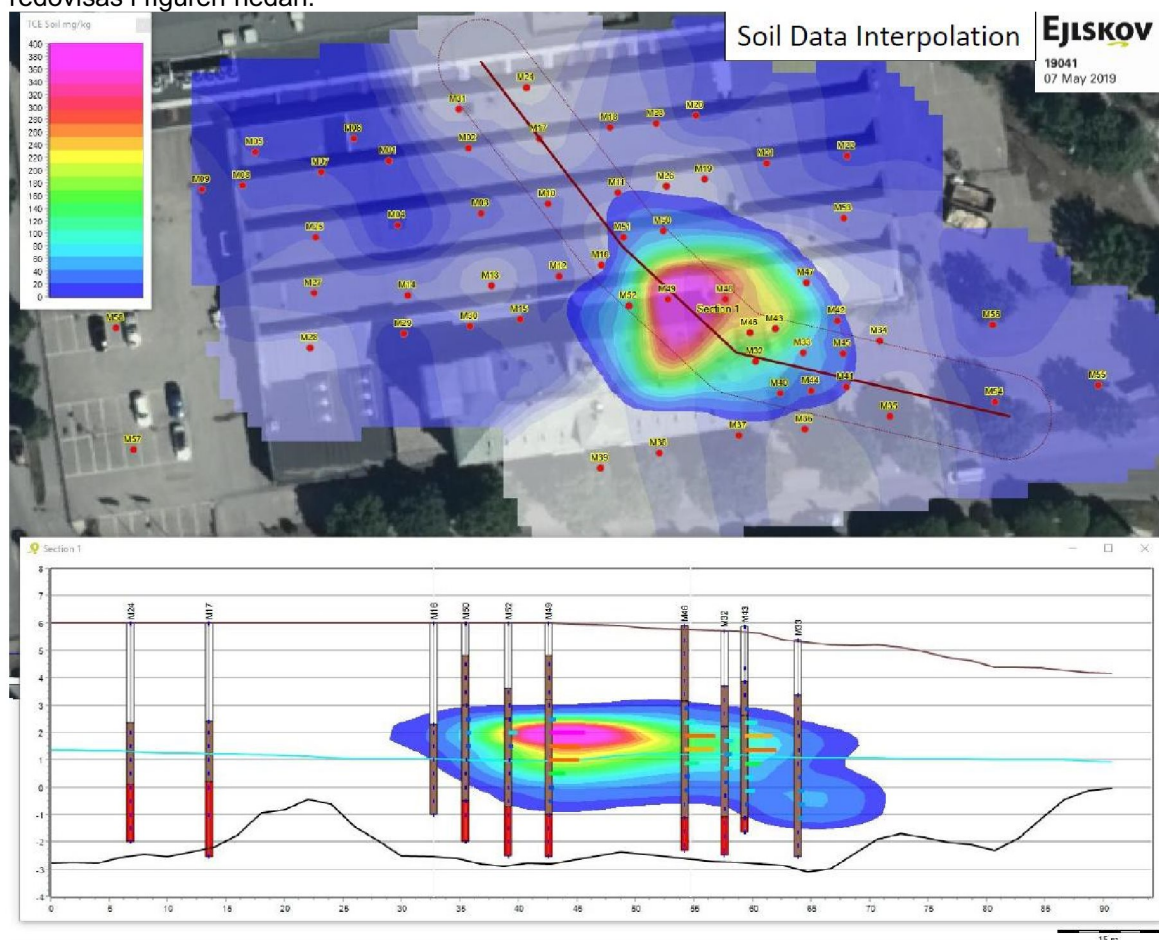
Sammanfattningsvis bedöms TCE och VC vara de viktigaste ämnena i risksynpunkt i jord. Det framgår att TCE förekommer i halter över de platsspecifika riktvärdena i samtliga jordlager inom inre källområdet. I djupare jordlager (>2 m under markytan) har även VC noterats i halter över PSRV-J. Vidare framgår att TCE även förekommer i halter över PSRV-J i djupare jordlager (>2 under markytan) inom det yttre källområdet.

Av tabellen framgår att hela jordprofilen inom det inre källområdet och de djupare jordlagren inom det yttre källområdet har en riskkvot större än ett. Baserat på detta bedöms risken för ovan nämnda skyddsobjekt förknippas med hela jordprofilen inom det inre källområdet och främst för skyddet av människors hälsa genom inandning ånga i byggnad. I det yttre källområdet förknippas risken med de djupare jordlagren (>2 m under markyta). Uppmätta halterna i jord bedöms inte utgöra en risk för Bällstaån.

4.6.1.1 Rumslig fördelning av risker

Analysen av representativa halter och en jämförelse med framtagna platsspecifika riktvärden har påvisat att ett åtgärdsbehov förekommer i jord inom det inre och yttre källområdet som konservativt bedömts ha en area motsvarande 1 000 m² vardera. Baserat på utförd jordprovtagning har det bedömts att det inom idag undersökta delar av källområdet förekommer 150 kg jord med föroreningshalter överstigande 100 mg/kg och 250 kg jord med föroreningshalter understigande 100 mg/kg (Eljskov). Det är möjligt att ännu högre halter än vad som tidigare noterats finns i anslutning till källområdet, i de områden som ej kunnat provtas (t.ex. vid oljeavskiljare och under slottet).

En översiktlig uppskattning över området som omfattar det inre källområdet (pkt M32, M33, M36, M43, M46, M49, M50, och M52) och yttre källområdet (pkt M16, M19, M26, M36 och M39) redovisas i figuren nedan.



Figur 11. Rumslig utbredning av jord med halter över de platsspecifika riktvärdena, där det yttre källområdet utgörs av provpunkterna M32, M33, M36, M43, M46, M49, M50, och M52, och det yttre källområdet utgörs av provpunkterna M16, M19, M26, M36 och M39. Samma figur återfinns i Bilaga 7.

I tabellen nedan presenteras en skattning av mängd förorenad jord inom inre respektive yttre källområde utifrån den föroreningssituation som påvisats i utförd provtagning där mängden förorening bedömts utifrån procentuella andelen prov med halter över PSRV-J.

Erfarenhetsmässigt är föroreningssituationen för egen fas/höga halter av klorerade alifater mycket heterogent fördelad i ett källområde med klorerade lösningsmedel, där tunna skikt i jorden kan innehålla en stor del av föroreningen.

Detta medför på samma gång att stora jordvolymen inom källområdet sannolikt har ett lägre föroreningsinnehåll. Mängden nedan är dock uppskattad utifrån platsspecifikt riktvärde som är relativt lågt och inte hör samman med förorening i egen fas.

Tabell 5. Beräknad mängd förorenad jord med halter över PSRV-J inom inre respektive yttre källområdet. Beräkningarna är baserade på andel jordprov inom aktuell jordvolym med halter över PSRV-J.

Område	Djup (m.u.my.)	Andel prov > PSRV-J (%)	Mängd Jord, totalt (ton)	Mängd jord, förorenad (ton)
Inre källområde	0-2	25	4 000	1 000
Inre källområde	2-6	95	8 000	7 600
Inre källområde	>6	57	4 000	2 300
Summa				10 900 (68%)
Yttre källområde	2-6	52	8 000	4 200
Yttre källområde	>6	17	4 000	680
Summa				4 880 (41%)

4.6.2 Grundvatten

Representativ statistik för uppmätta halter av TCE, cDCE, tDCE samt VC har sammanställts för inre och yttre källområdet samt övriga delar av fastighet och jämförs med PSRV för grundvatten inom Marktyp A, B och C. Inom källområdet görs jämförelsen mot PSRV-GV beräknat för yttligare grundvatten då det inte kan uteslutas att förorening finns i yttligare markvatten här. Inom övriga delar antas eventuellt grundvattnet vara beläget under lerlagret varför övriga halterna här jämförs med PSRV-GV beräknat för djupare grundvatten. Medelvärden har valts till representativ halt. Representativa halter som överskrider ett platsspecifikt riktvärde markeras med en orange markering. För dessa halter har riskkvot beräknats. Övriga statistiska parametrar som överskrider platsspecifikt riktvärde markeras med fet stil.

Tabell 6. Sammanfattande statistik för grundvatten och markvatten inom källområdet (33, 36, 49) jämförda med PSRV-GV för grundvatten. Samtliga halter anges i mg/l.

Ämne	Antal prov	Median	Medel	Max	PSRV-GV >2 mu my	PSRV-GV >6 m u my	Styrande risk	Riskkvot
Inre och yttre källområde (33, 36, 49) - Marktyp A-C								
TCE	3	6,23	7,58	11,4	0,04	-	Hälsa	189 (285)
cDCE	3	0,88	1,43	3,08	1,8	-	”-	0,79 (1,7)
tDCE	3	0,020	0,020	0,029	0,8	-	”-	
VC	3	e.d.	e.d.	e.d.	0,01	-	”-	
Norr och nordväst om källområde (13, 17, 26 och 5:3) - Marktyp A-C								
TCE	4	0,045	0,11	0,35	-	0,3	Hälsa	0,37 (1,2)
cDCE	4	0,178	0,25	0,60	-	12	”-	
tDCE	4	0,0049	0,0042	0,0050	-	6	”-	

VC	4	0,0025	0,0043	0,011	-	0,1	-"	
Söder och sydost källområdet (MW35, MW36, MW37 och MW39) - Marktyp A-C								
TCE	4	1,3	1,1	4,4	-	0,3	Hälsa	3,7 (15)
cDCE	4	0,60	0,29	0,80	-	12	-"	
tDCE	4	0,0068	0,0089	0,051	-	6	-"	
VC	4	0,0017	0,0013	0,0019	-	0,1	-"	
Öster källområdet (pkt 3:4 x 2, 4:1 och 4:2) - Marktyp A-C								
TCE	4	0,0032	0,0052	0,014	-	0,3	Hälsa	
cDCE	4	0,032	0,046	0,12	-	12	-"	
tDCE	4	0,0005	0,00075	0,0019	-	6	-"	
VC	4	0,0005	0,00047	0,00061	-	0,1	-"	
Väster källområdet (pkt 3:2 x 2 och 3:3) - Marktyp A-C								
TCE	3	0,0005	0,0005	0,0005	-	0,3	Hälsa	
cDCE	3	0,0005	0,014	0,042	-	12	-"	
tDCE	3	0,0019	0,0023	0,0044	-	6	-"	
VC	3	0,00025	0,0065	0,019	-	0,1	-"	

Av tabellen framgår att TCE och cDCE förekommer i halter över de platsspecifika riktvärdena inom källområdet. Vidare framgår att TCE förekommer i halter över de platsspecifika riktvärdena i grundvatten söder och norr om källområdet. Totalt 3 grundvattenprov har analyserats i källområdet och 4 grundvattenprov söder om källområdet. Av dessa överskreds det platsspecifika riktvärdet för aktuella ämnen i samtliga prov. I norr har totalt 4 grundvattenprov analyserats. Här överskreds det platsspecifika riktvärdet i 2 prov. Inom övriga områden inom fastigheten har 7 grundvattenprov analyserats. I dessa överskreds inga halter de platsspecifika riktvärdena.

Sammanfattningsvis bedöms TCE och cDCE vara de viktigaste ämnena i risksynpunkt i grundvatten.

Av tabellen framgår att grundvattnet inom källområdet samt söder om källområdet har en riskkvot större än ett. Baserat på detta bedöms risken för ovannämnda skyddsobjekt förknippas med skyddet av människors hälsa genom inandning ånga i byggnad. Uppmätta halterna i grundvatten bedöms inte utgöra en risk för Bällstaån.

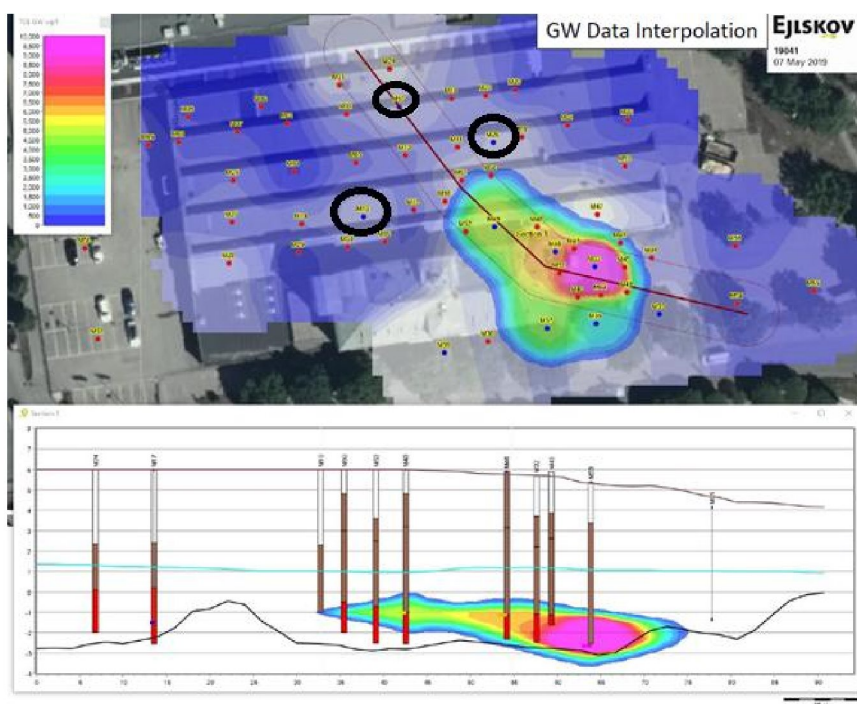
4.6.2.1 Rumslig fördelning av risker

I föroreningsplymen som lämnar fastigheten i sydlig riktning (MW35, MW36, MW37 och MW39) överskrider fortfarande medelhalten av TCE riktvärdet som gäller för eventuell vattenlöst förorening som förekommer i vattenlöst förorening i grundvatten vid berget med avseende förångning till byggnader.

Inom angränsande fastighet i söder har två grundvattenrör installerats, för dessa grundvattenrör har halterna varit under riktvärdet för vatten vid leran. Föroreningsplymen mot syd/sydst bedöms därmed vara avgränsad med hjälp av dessa grundvattenrör.

Inom övriga delar av fastigheten, i västlig och östlig riktning från sågtandsbyggnaden har resultatet av utförda provtagningar påvisat lägre halter vilka inte överskrider riktvärden avseende eventuellt grundvatten i leran eller för grundvatten ovan berget.

I norr tangerar emellertid medelhalten i grundvattnet framtagna riktvärden varför en viss osäkerhet gällande grundvattenplymen finns i detta väderstreck. I figuren nedan ses en interpolerad föroreningssituation i grundvattnet. Inringade är de platser som representerar grundvattenrören i norr. Föroreningen vid dessa platser har påvisats till störst del utgöras av nedbrytningsprodukter.



Figur 12. Rumslig utbredning av grundvatten med halter över de platsspecifika riktvärdena, där källområdet utgörs av provpunkterna 43, 46 och 49. Samma figur återfinns i Bilaga 7.

4.6.3 Porgas och inomhusluft

Riskkvoter har beräknats dels för uppmätta halter i befintliga byggnader inom området och dels utifrån beräknade teoretiska halter som skulle kunna förekomma i inomhusluft baserat på halter i porgas och från uppmätta halter i grundvattnet. I beräkningarna har de högsta uppmätta halterna av TCE, DCE och VC använts för att beakta försiktighetsprincipen.

Riskkvoten har sedan beräknats för varje enskilt ämne genom att beräknad halt i inomhusluften divideras med RfC-värdet varefter alla ämnens riskkvot summeras för kroniska effekter och för cancerogena effekter. Riskkvoten för cancerogena effekter bör ej överskrida 1 och riskkvoten för kroniska effekter bör ej överskrida 0,5 för att utrymme för exponering från andra källor ska finnas. Beräkningen av riskkvot tar inte nedbrytning i beaktande.

4.6.3.1 Uppmätta halter i inomhusluft

I Tabellen nedan genomförs en beräkning av riskkvoter för cancerogena respektive kroniska effekter baserat på uppmätt maxhalt i inomhusluft. Uppmätta maxhalter är uppmätta inom Färjan. Inom Slottet, som är beläget vid källområdet, har inga halter noterats i inomhusluften.

Tabell 7. Beräkningar av riskkvot utifrån uppmätt halt i inomhusluft från Färjan. Samtliga halter anges i mg/m³.

Ämne	Maxhalt i inomhusluft	Riskkvot cancer	Riskkvot kroniskt
TCE	0,023	11,5	1
cDCE	0,00071	0,012	-
tDCE	e.d.	-	-
VC	e.d.	-	-
Summa		11,5	1
Acceptabel risk		>1	>0,5

Av ovanstående tabeller framgår att de sammanvägda riskkvoterna för cancerrisk är över 1 och för kronisk risk över 0,5 för verkligt uppmätta halter i inomhusluft. Detta medför att den verkliga inträningen av ånga kan utgöra en risk för människors hälsa.

4.6.3.2 Uppmätta halter i grundvatten

För att beräkna halten klorerade lösningsmedel i byggnaden utifrån uppmätt halt i grundvattnet har beräkningen baserats på att den lösta halten av förorening i vatten avgår till gasfas. Porgas-halten beräknas med hjälp av Henrys konstant enligt samma princip som Naturvårdsverkets beräkningsmodell. För att beräkna halten av klorerade lösningsmedel i byggnaden används sedan en utspädningsfaktor mellan porgasen och inomhusluften.

Beräkningen görs utifrån två olika scenarier där utspädningen i ena fallet är 1/10 000 och i det andra fallet 1/5 000, den lägre utspädningen väljs som en känslighetsanalys för att se hur känslig beräkningen är utifrån förändrade föroreningsnivåer. Resultaten redovisas i tabellen nedan. I tabellen nedan genomförs en beräkning av riskkvoter för cancerogena respektive kroniska effekter baserat på uppmätt maxhalt i grundvatten. Maxhalter är uppmätta i källområdet.

Tabell 8. Beräkningar av teoretisk halt i inomhusluft från uppmätt maxhalt i grundvatten inom området. Beräkningarna är baserade på en spädningsfaktor 1:10 000. Samtliga halter anges i mg/m³ om ej annat anges.

Ämne	Halt i grundvatten (mg/l)	Teoretisk halt i porgas	Teoretisk halt, inomhusluft 1:10 000	Riskkvot cancer	Riskkvot kroniskt
TCE	11,4	3190	0,32	159	13,9
cDCE	3,08	514	0,051	0,86	-
tDCE	0,051	19,5	0,0020	0,03	-
VC	0,002	1,77	0,00018	0,00	0,08
Summa				159,89	13,98
Acceptabel risk				>1	>0,5

Av ovanstående tabeller framgår att de sammanvägda riskkvoterna för cancerrisk är över 1 och att för kronisk risk är över 0,5. Detta medför att inträningen av ånga kan utgöra en risk för människors hälsa.

4.6.3.3 Uppmätta halter i porgas

För att beräkna halten av klorerade lösningsmedel i byggnaden används en utspädningsfaktor mellan porgasen och inomhusluften. Utspädningen är ämnesspecifik och specifik för varje enskild bostad och varierar dessutom med väderförhållanden. Utspädningen är också beroende på vilket djup det är mellan föroreningen och bostadshuset grundläggningsdjup.

Den generella utspädningsfaktorn i Naturvårdsverkets modell för TCE är ca 1/10 000 och för VC 1/15 000 vad gäller utspädningen mellan halt i jord och inomhusluft. Naturvårdsverkets modell beräknar utspädningen under förutsättning att föroreningen är belägen ca 0,35 meter under byggandens grundläggning, bostadsutrymmena är ca 100 m² och luften omsätts ca 12 gånger om dygnet. Då porgassproverna är tagna på detta djup antas samma utspädningsfaktorer som i Naturvårdsverkets modell.

I tabellerna nedan genomförs en beräkning av riskkvoter för cancerogena respektive kroniska effekter baserat på uppmätt maxhalt i porgas. Uppmätta maxhalter är uppmätta inom norra sågtandsbyggnaden. Då den framräknade riskkvoten är mindre än 1, även med en mindre utspädning (1:5000), görs ingen ytterligare utredning av övriga uppmätta porgashalter.

Tabell 9. Beräkningar av teoretisk halt i inomhusluft från uppmätt halt i porgas inom området (norra sågtandsbyggnaden). Beräkningarna är baserade på en spädningsfaktor 1:10 000. Samtliga halter anges i mg/m³.

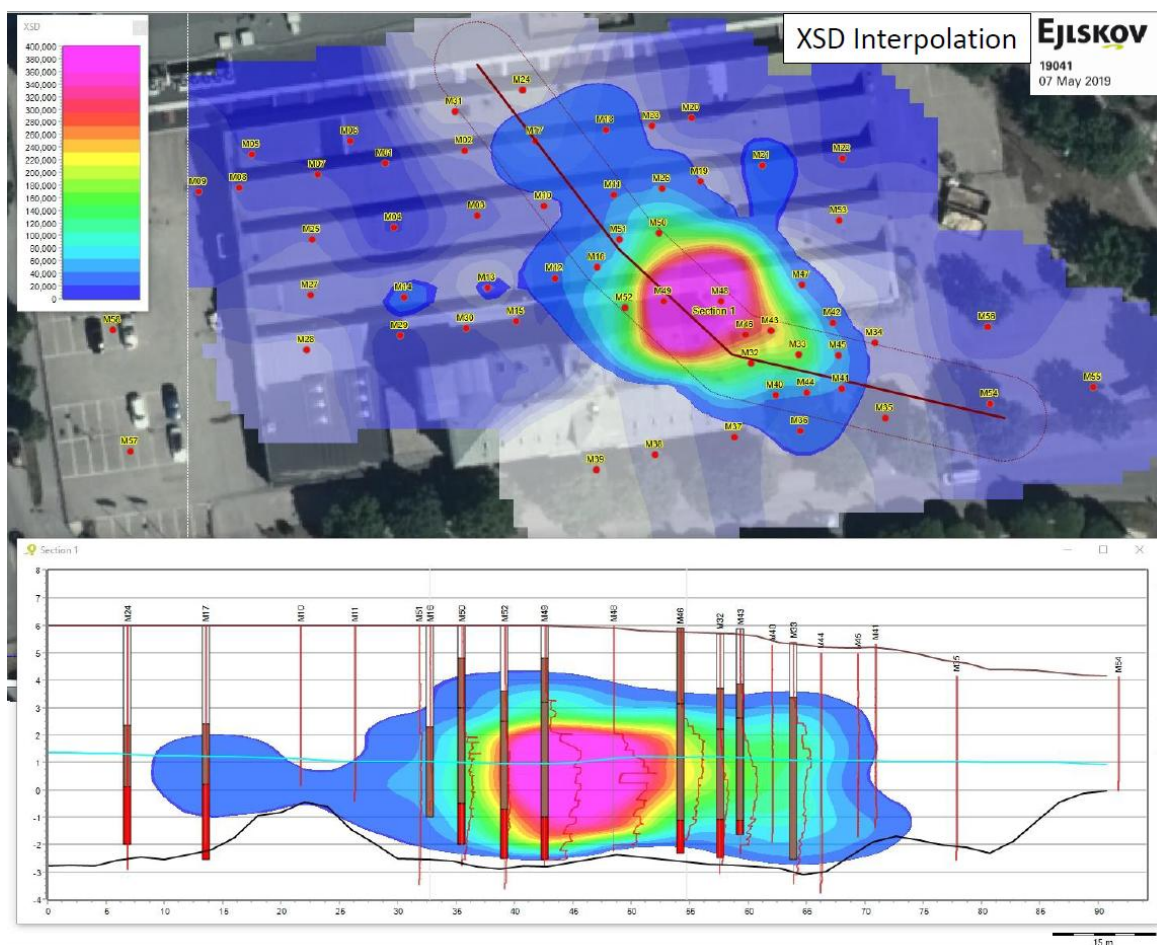
Ämne	Maxhalt i porgas	Teoretisk halt, inomhusluft 1:10 000	Riskkvot cancer	Riskkvot kroniskt
TCE	3,4	0,00034	0,17	0,0148
cDCE	0,16	0,000016	0,0003	-
tDCE	e.d.	-	-	-
VC	e.d.	-	-	-
Summa			0,17	0,014
Acceptabel risk			<1	<0,5

Tabell 10. Beräkningar av teoretisk halt i inomhusluft från uppmätt maxhalt i porgas inom området (norra sågtandsbyggnaden). Beräkningarna är baserade på en spädningsfaktor 1:5 000. Samtliga halter anges i mg/m³.

Ämne	Halt i porgas	Teoretisk halt, inomhusluft 1:5 000	Riskkvot cancer	Riskkvot kroniskt
TCE	3,4	0,00068	0,34	0,030
cDCE	0,16	0,000032	0,0005	-
tDCE	e.d.	-	-	-
VC	e.d.	-	-	-
Summa			0,34	0,30
Acceptabel risk			<1	<0,5

4.6.3.4 Rumslig fördelning av risker

I figuren nedan redovisas resultatet av mätning med XSD, vilket är en fältmetod som används för att identifiera förekomst av klorerade alifater i jord eller grundvatten. Eftersom förångning och förekomst i porgas kan vara resultatet av båda dessa två kan fältmätningen användas som en indikation för vilka områden som har en förekomst av förhöjda halter i porgas.



Figur 13. Interpolation av fältmätningar med XSD

4.7 Riskkaraktärisering – Marktyp D och E

I detta avsnitt jämförs framräknade representativa halter för respektive provtagningsmedium med aktuella jämförelsevärden, PSRV för Marktyp D och E (garage). Representativ statistik för TCE och VC för den del av det inre källområdet som ligger inom området för garaget samt för TCE gällande det yttre källområdet inom område för garage har sammanställts. Detta genomförs för att ett eventuellt extra garagedäck under mark skulle påverka exponeringssituationen.

Tabell 11. Sammanfattande statistik för jord inom inre källområdet (49, 50, 52), uppdelat på två marknivåer jämförda med riktvärde D respektive E, mg/kg TS.

	Djup (m.u.my.)	Antal prov	Median	Medel	UCLM95	Max	PSRV Marktyp
Djupnivå 2-6 m under markytan inre källområdet							
TCE	2-6	23	12	70	121	667	5
VC	2-6	23	0,01	0,03	0,05	0,25	1,5
Djupnivå 6m- under markytan inre källområdet							
TCE	>6	32	0,07	3,45	6,24	45	10
VC	>6	32	0,00025	0,001	0,00	0,01	1,8

Tabell 12. Sammanfattande statistik för jord inom yttre källområdet (16, 19, 26), uppdelat på två marknivåer jämförda med riktvärde D respektive E mg/kg TS.

	Djup (mu my)	Antal prov	Median	Medel	UCLM95	Max	PSRV Marktyp
Djupnivå 2-6 m under markytan inre källområdet							
TCE	2-6	18	0,07	1,59	2,69	10	10
Djupnivå 6m- under markytan inre källområdet							
TCE	>6	11	0,02	1,55	3,49	11,7	10

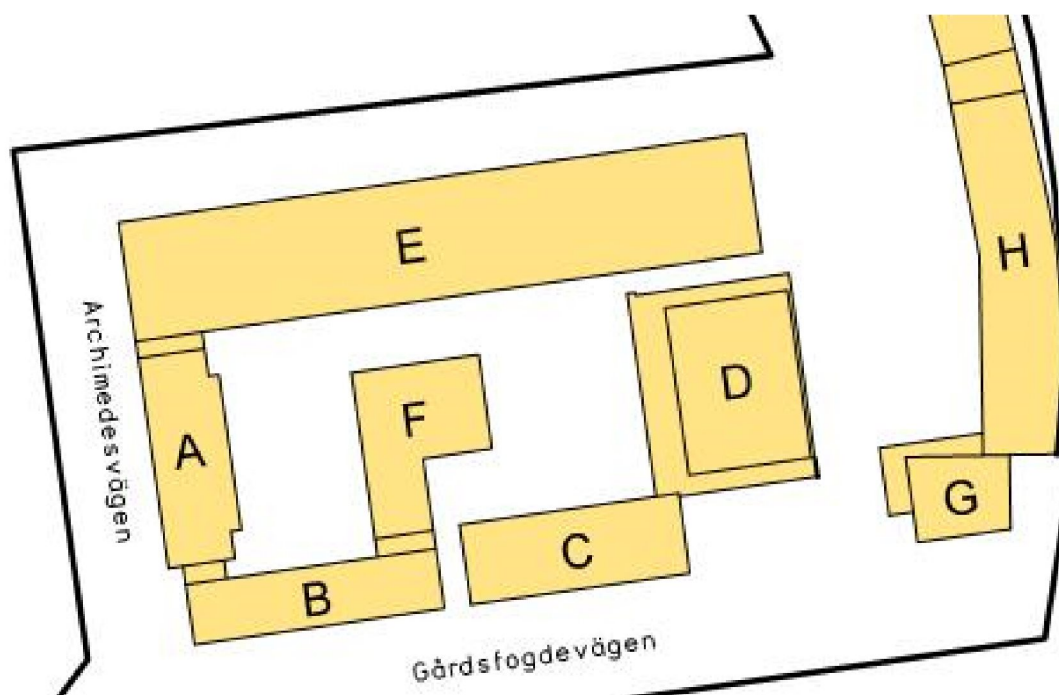
Som synes överskrider den representativa halten för det inre källområdet i området för garage riktvärdena även för fallet att en extra garagevåning skulle förekomma. Däremot understiger den representativa halten riktvärdena för scenariot med en extra garagevåning i fallet för det yttre källområdet. Samma riktvärden för grundvatten appliceras dock eftersom en sådan föroreningsförekomst är sammanhängande och inte kan hanteras olika inom delar av området. Sammantaget bedöms användandet av ett extra garagedäck kunna begränsa omfattningen av åtgärd i yttre källområde gällande jord. Vilket skall kunna minska området nödvändigt för åtgärd något.

5. Samlad riskbedömning

I avsnittet nedan sammanfattas resultatet av den utförda riskbedömningen med avseende avslutad exploatering och byggskede för den aktuella fastigheten.

5.1 Avslutad exploatering

Påvisad föroreningsituation jämförs med dagens markanvändning respektive framtida markanvändning i bilaga 14 och 15. Behovet kommenteras i enlighet med läget och utförande för respektive ny planerad byggnad som redovisas i figuren nedan.



Figur 14. Planerad byggnation

Inom det inre källområdet är behovet av riskreduktion gällande jord mycket stort och den representativa halten (UCLM) skulle behöva sänkas med 78-100 % omfattande hela jorddjupet ned till bedömt berg i inre källområde. I det yttre källområdet är motsvarande nödvändig sänkning av representativ halt 80-85 % från djupet 2m ned till berget.

Tabell 16. Framräknad erforderlig riskreduktion för jord inom det inre källområdet

I	Djup (mu my)	UCLM95	PSRV	Riskreduktion
			Marktyp	
Djupnivå 0-2 m under markytan				
TCE	0-2	0,45	0,1	78%
Djupnivå 2-6 m under markytan				
TCE	2-6	127	0,5	100%
Djupnivå >6 m under markytan				
TCE	>6	10,6	0,5	100%

Tabell 17. Framräknad erforderlig riskreduktion för jord inom det inre källområdet

tor jord inom det inre kanområdet				
	Djup (mu my)	UCLM95	PSRV	Riskreduktion
			Marktyp	
Djupnivå 2-6 m under markytan				
TCE	2-6	3,08	0,5	81%
Djupnivå >6 m under markytan				
TCE	>6	3,28	0,5	85%

Platsspecifika riktvärden har tagits fram för grundvattnet som förekommer vid berget samt för scenariot att (mark)grundvatten också förekommer.

Ett behov av riskreduktion har påvisats i källområdet. Inom källområdet har representativa halter jämförts med både riktvärdet för (mark)-grundvatten och grundvatten vid berget. Jämförelsen visar att den representativa halten skulle behöva sänkas med 95-100 %.

Grundvattenhalterna som förekommer norr om källområdet har uppmätts i grundvatten ovan berget, om halterna förekommer även i (mark)grundvatten förekommer ett behov att sänka den representativa halten för detta vatten med 63 %. Förekommer dessa halter endast vid berget föranleder de inget åtgärdsbehov. Då halterna är i nivå med riktvärden och vissa osäkerheter förekommer gällande föroreningssituation mot Färjan i norr kan detta innebära ett behov av kompletteringar.

Utanför fastigheten i söder bedöms eventuellt förorenat grundvatten endast förekomma i friktionsmaterial ovan berg, varför uppmätta halter jämförs med riktvärdet för djupare grundvatten. Jämförelsen visar att medelhalten som förekommer i grundvatten skulle behöva sänkas med 63 % i enlighet med att uppnå erforderlig riskreduktion. Inga byggnader förekommer söder om slottet i detta område och lägre halter förekommer inom angränsande fastighet i söder.

Tabell 18. Framräknad erforderlig riskreduktion för grundvatten

Ämne	Styrande risk	Medel Källområde	Medel i Norr	Medel i Söder	Källområde	Norr	Plym Söder
TCE	Hälsa	7,58	0,11	1,1	95-100 % Avseende vid berg respektive (mark)grundvattnen	63% (avseende ytligt (mark)grundvattnen. Ej någon sänkning avseende djupt	63 % (avseende grundvattnen vid berget)
cDCE	Hälsa	1,43	0,25	0,29	0	0	0

5.1.1 Byggnad ABF

Två nya byggnader (AB) med källare ska uppföras i områdets sydvästra del. En ny byggnad utan källare är planerad centralt inom fastigheten (F), till väster om nuvarande sågtandsbyggnad. En ny byggnad med källare är planerad i fastighetens sydöstra hörn (G). Resultatet av utförd riskbedömning har inte påvisat någon föroreningssituation som påvisat något behov av riskreduktion vid dessa byggnader.

5.1.2 Slottet, byggnad C och D

Slottet (C) ska bevaras och dess bottenvåning nyttjas till bostäder. Byggnaden är belägen precis vid huvudkällområdet i sydost varför riskreducerande åtgärder med avseende föroreningssituationen vid denna byggnad har identifierats.

En ny byggnad utan källare (D) planeras vid nuvarande sågtandbyggnadens sydvästra del. Bottenvåningen ska nyttjas till bostadskomplex och lokaler. Platsen för byggnaden är belägen i närheten av huvudkällområdet i sydost varför ett behov av riskreducerande åtgärder för denna byggnad har identifierats.

5.1.3 Färjan, byggnad E

Nedre delen av nuvarande färjan ska behållas och bottenvåningen överbyggas. Bottenvåningen kommer att nyttjas till bostadsändamål och förskoleverksamhet. Resultatet av riskbedömningen har påvisat att halter som överskrider riktvärden för inomhusluft uppmäts i byggnaden vilket antyder att ett behov av riskreducerande åtgärder förekommer för byggnaden. Omfattning av eventuell föroreningssituation under själva byggnaden är inte helt utredd. Vidare antyder halter i grundvattnet att utbredningen i denna riktning inte är helt säkerställd.

5.1.4 Byggnad G

En ny byggnad med källare är planerad i fastighetens sydöstra hörn. Någon föroreningssituation har ej påträffats i detta område varför behov av riskreducerande åtgärder inte har identifierats.

5.1.5 Byggnad H

Byggnaden i öster utanför fastigheten bedöms inte beröras av något åtgärdsbehov gällande nuvarande påvisad föroreningssituation.

5.1.6 Övriga delar av fastigheten

Utrymmena centralt inom fastigheten kommer att nyttjas med garage i 1 eller 2 plan som överbyggs för att nyttjas som innegård. Någon risk med avseende människor som vistas i garaget eller på markplanet ovanför bedöms inte att förekomma varför något behov av riskreducerande åtgärder ej har bedömts skäligen med avseende garage/markplan. Risker har att göra med byggnader där folk kommer att bo. På grund av s.k. skorstenseffekt vilket medför att de högsta halterna av ämnen i inomhusluft kan uppstå på andra platser än markplanet, bedöms inte restriktioner om bottenvåningars nyttjande förutsatt bostadsvåningar ovanpå ensamt säkerställa inomhusmiljön.

Söder om sågtandsbyggnaden inom fastigheten förekommer förorening i jord(ev ytligt vatten) och grundvatten vid berg inom källområden som påvisar ett åtgärdsbehov om bostäder skulle uppföras på platsen. Enligt nuvarande planhandlingar ska inte detta område bebyggas. Föroreningsplymen anses avgränsad av de låga halter av förorening vid berget som påvisas på fastigheter längre söderut. Eventuella halter som kvarstår i den sydligaste delen av Archimedes 1 där inga byggnader ska uppföras bedöms inte föranleda några oacceptabla risker. Omfattning av inre/yttre källområde har uppskattats konservativt vid bedömningar.

5.2 Byggskedet

De förutsättningar för byggskedet har bedömts utifrån framtaget Geotekniskt underlag (bilaga 2). Bedömningen bör uppdateras då samtliga byggnaders slutliga utförande är helt säkerställt.

Som kommenterats tidigare når den mobila fasen av klorerade alifater i egen fas mycket snart (inom ett fåtal år) ett jämviktsläge i jorden och upphör att sprida sig i fri fas förutsatt att marksystemet inte påverkas genom yttre påverkan som t ex pålning, vibrationer, ökad temperatur, höga tryck, m.m. Sådan yttre påverkan riskerar förändra spridningen om områden inte är åtgärdade innan byggskedet. Vidare kan spridningsförhållanden påverkas i det fall stor masshantering av jord och/eller berg samt pumpning av grundvatten sker, vilka alla kan påverka förutsättningarna för frigörelse/spridning av förorening. Risken med föroreningstyper gällande klorerade alifater inom ett exploateringsskede gäller främst områden där man inte genomfört undersökningar/åtgärder. Det är viktigt att områden undersökts och åtgärdats i tillräcklig omfattning innan byggskedet inleds.

En spridning ned till djupt grundvatten bör i första hand bedömas utifrån det skyddsvärdet hos grundvattnet. I föreläggande fall har grundvattnet bedömts ha ett lågt skyddsvärde och föroreningssituation som redan förekommer djupt i marken har påvisats. Hantering under byggskede får dock inte förvärra föroreningssituationen eller riskera att de övergripande åtgärds målen inte uppfylls.

Slutsatserna för lämplig grundläggningsmetodik för påbyggnad av färjan har tidigare kommenterats. Det är inte helt utrett om någon förstärkning kommer att behövas. Risken för förekomst av förorening i egen fas vid Färjan bedöms att ha låg sannolikhet. Eventuella förstärkningsåtgärder som planeras bedöms därför i nuläget att utgöra en mindre risk.

Vid området för byggnad D och C bedöms dessa byggnader att kunna komma grundläggas med pålar och eventuellt plintar på berg. Om Byggnad D kommer pålas till berg skulle eventuell okänd förekomst av förorening i leran kunna påverkas om pålning sker i förorenat område.

I område för byggnad G har ett lägre jorddjup påträffats. Dessa bedöms därför kunna grundläggas med en kombination av plattor eller plintar på berg i kombination med pålar till berg/fast botten. Bergschakt har bedömts kunna vara aktuellt beroende på nivå för färdigt golv. Någon föroreningsituation har inte påvisats i detta område och föroreningsituationen inom fastigheten är avgränsad åt öster. Byggnaden bedöms inte föranleda några risker i byggskedet.

All anläggningsteknisk schakt kan potentiellt stöta på ej påvisad förekomst av klorerade alifater.

Inom ramen för entreprenad och fastställda grundläggningstyper, schaktdjup för tekniska shakter mm. Ska rutiner och säkerhetsåtgärder tas fram för att säkerställa förorenade områden hanteras på rätt sätt och föroreningsspridning inte sker som ett resultat av saneringsåtgärd och exploatering av platsen. Samt att skyddsåtgärder för markarbetare som kan exponeras för förorening arbetas fram.

5.3 Osäkerheter

Resultatet av utförda undersökningar och utredning gällande Archimedes 1 har påvisat en föroreningsförekomst i jord, grundvatten, porgas och inomhusluft. Vissa osäkerheter avseende föroreningsituationen och relaterade risker har påvisats. Dess hantering kommenteras i avsnitten nedan.

5.3.1 Föroreningsituation under Slottet

Byggnaden slottet som ska bevaras är belägen i närheten av det kraftigaste förorenade området. Föroreningsituationen under denna byggnad är ej undersökt och okänd. På grund av byggnadens utförande (källare med låg frihöjd) bedöms några ytterligare undersökningar ej vara möjliga att utföra i nuläget. Föroreningsituationen under byggnaden har antagits likna den i det kraftigaste förorenade området i närheten och bör hanteras som sådant i bedömning av åtgärd.

5.3.2 Föroreningsituation i Färjan

Provtagning av inomhusluft i färjan har påvisat halter som kan utgöra oacceptabla risker med avseende människors exponering via inomhusluft. Förekomst av halter i porgas har uppmätts under byggnaden. Någon förorenande verksamhet ska enligt historiken över området inte ha förekommit inom Färjan. De halter som uppmätts bedöms utifrån resultat av MIP-undersökning utanför i dess närhet troligast vara ett resultat av ångtransport från förorening under sågtandsbyggnaden/ledningsgravar. Men kan också vara ett resultat av okänd förorening i jord/grundvatten under Färjan.

Inför eller i samband med åtgärd för fastigheten bör situationen avseende Färjan undersökas ytterligare. Detta rekommenderas bestå av djupare provtagning under eller invid själva byggnaden i syfte att säkerställa om något okänt förorenat område förekommer under byggnaden eller om halterna som påvisas inomhus uppstår som ett resultat av föroreningsituationen under sågtandsbyggnaden. Resultatet av dessa bör styra den vidare hanteringen gällande Färjan och eventuella risker/åtgärder.

5.3.3 Föroreningssituation i berget

Klorerade alifater kan på grund av dess egenskaper spridas i sprickigt berg i det fall fri egen fas av föroreningen förekommer i berget. Undersökning av berg bör genomföras först i ett skede sådan förekomst har påvisats kunna utgöra en potentiell risk med avseende relevanta skyddsobjekt. I området för Archimedes är den styrande risken ånginträngning till byggnader, och grundvattenresursen saknar skyddsvärde. Halter i berget som ger upphov till eventuell förångningsproblematik återspeglas i de halter som påvisas i grundvattnet ovan berget.

Huvudkällområdet har avgränsats horisontellt, i de östra delarna av fastigheten där berget ligger ytligare och bergnivån ska sänkas har halterna i jord och grundvatten varit låga. Det förekommer inga indikationer idag på att föroreningsförekomsten i detta berg skulle vara hög.

Föroreningsförekomst i berg främst närmare källområden kan inte uteslutas men bedöms inte skäligt att utreda vidare i nuläget. Nödvändiga undersökningar inför åtgärd kan förändra denna bedömning.

6. Åtgärdsutredning

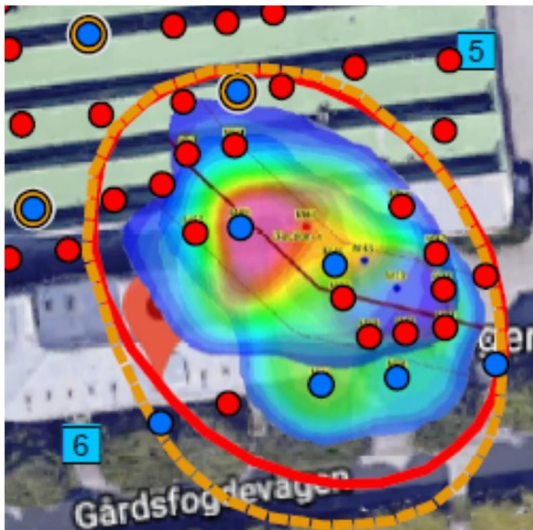
I kapitlet nedan har möjliga metoder som skulle kunna åtgärda föroreningsituationen inom Archimedes beskrivits. Åtgärdsutredningen omfattar områden där ett åtgärdsbehov identifierats, dvs

- Det inre och yttre källområdet samt föroreningsförekomsten i grundvatten ut till fastighetsgräns i söder och under de norra delarna av sågtandsbyggnaden

Åtgärdsutredningen omfattar inte heller eventuell föroreningsplym söder om fastigheten då tidigare riskbedömningar har konstaterat att oacceptabla risker ej förekommer i detta område mot bakgrund av föroreningsnivån som påvisats.

Åtgärderna har inriktats/utformats mot de platser som är högst förorenade och där påvisade halter har påvisats utgöra potentiella risker. De alternativ som åtgärdar dessa högst förorenade områden innebär detta dock att man även får en effekt utanför dessa områden, eftersom källan/anledningen till föroreningshalterna tagits bort. Dessa åtgärder kommer därmed få effekt för områden ej tillgängliga (under byggnader) samt för eventuell spridning från platsen. Att man tar bort de högst förorenade områdena inom Archimedes bedöms därav även att komma innebära sänkta halter utanför de högst förorenade områdena i norr/söder mot fastighetsgräns och Färjan.

För färjan har ingen åtgärdsutredning/kostnadsuppskattning utförts då kompletteringsbehov föreligger. Under färjan kan det inte uteslutas att ytterligare okänt högförorenat område kan förekomma som kan motivera särskild åtgärd. Kriterierna för Färjan är dock att eventuell åtgärd ska genomföras samtidigt som byggnaden lämnas kvar.



Figur 15 Inre och yttre källområde i jord samt föroreningsplym i grundvatten inom fastigheten och grundvattenproblematik vid tre grundvattenrör norrom källområdet

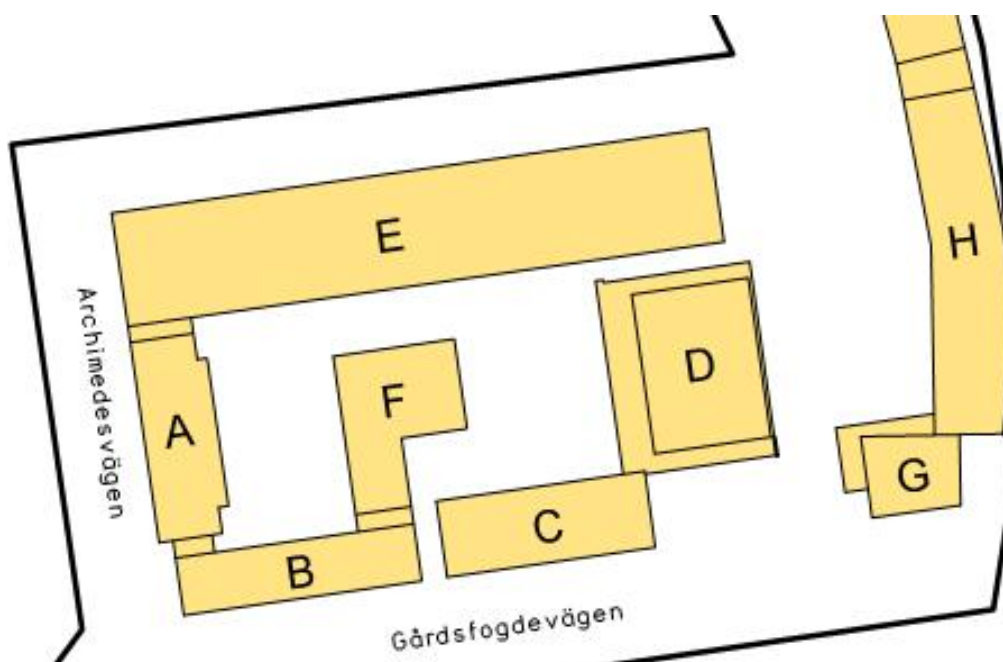
Uppskattad om fattning av aktuellt område med utpekad åtgärdsbehov

- Inre källområde, 1000 m², 0-8 m, varav 250 m² under slottet.
= 8 000 m³, varav 2000 under slottet
- Yttre källområde, 1000 m², 2-8 m, varav 250 m² under slottet
= 6 000 m³, varav 1500 m³ under slottet
- Grundvattenplym källområde och söderut inom fastighet, 2500 m² Medelmäktighet av moränlager = 1,5 m vilket medför 3800 m³

Området norrom källområdet, uppskattat vara lokala förekomster där åtgärdsbehov ej pekats ut med avseende på grundvatten vid berget = 1000 m² Med en mäktighet motsvarande 1,5m = 2000 m³. Detta område har ej tagits med i omfattningen nedan. Det samma gäller eventuellt behov vid färjan, som påpekats ovan.

Följande antaganden har legat till grund för åtgärdsutredningen:

- Sågtandsbyggnaden kommer att rivas
- Byggnaden Färjans bottenplan ska bevaras, utökas i omfattning samt överbyggas
- Byggnaden Slottet ska bevaras
- Önskad start av byggnationerna enligt nedan
 - o ABFD, Q3, 2020
 - o E, Q3, 2021
 - o G, Q1, 2024
 - o C, Q1, 2023



Figur 16: Framtid utformning av Archimedes 1

6.1 Metoder vilka kan uppfylla övergripande åtgärds mål

Det finns tre huvudgrupper av åtgärder gällande förekomst av förorening i mark. Nedan beskrivs några av de utvalda åtgärds metoderna kortfattat. För mer utförlig beskrivning hänvisas till Åtgärdsportalen (www.atgardsportalen.se).

- Riskreduktion via tekniska skyddsåtgärder
- Riskreduktion via inneslutning och avskärmning
- Riskreduktion via massreduktion externt (ex-situ)
- Riskreduktion via massreduktion på plats (in-situ)

En stor del av den totala föroreningsmängden gällande klorerade kolväten finns ofta i en liten volym i marken, men förhöjda halter finns inom ett större område. Detta gör att olika åtgärds tekniker ibland behövs inom olika delar av det förorenade området. Det är därför vanligt att flera olika angreppssätt kombineras för att resultatet skall bli tillräckligt bra.

6.1.1 Tekniska skyddsåtgärder

I denna grupp ingår åtgärder som syftar till att skydda mot exponering. Inga fysiska åtgärder görs för att reducera föroreningssituationen i området, utan istället handlar åtgärderna om att på andra sätt minimera exponeringsvägarna genom tekniska åtgärder. En teknisk skyddsåtgärd kan vara att man på mekanisk väg skyddar huset mot inträngande gas. Skyddet kan vara i form av en tätning av huset eller en ventilation (ökad ventilation eller övertryck i byggnaden. Pumpad husgrund mm) som säkerställer att föroreningen inte dras in från marken.

Om det finns restförorening, t.ex. efter sanering av flyktiga föroreningar, kan det behövas ytterligare skyddsåtgärder för att inomhusluften ska bli acceptabla. Sådana tekniska egenskaper för byggnaden regleras i 8 kap. 4 § PBL och presenteras i PBF 2011-338 kap 3 samt i Boverkets bygg- och konstruktionsregler.

Tekniska skyddsåtgärder kan därmed ses som komplement till utförda saneringsåtgärder för att ytterligare minska hälsoriskerna.

6.1.1.1 Aktiv ventilering av husgrund, radonsug

En radonsug är i all sin enkelhet en fläkt som kan användas för att hindra flyktiga ämnen från att ventileras in genom en husgrund. Vanligtvis sker detta genom att grundläggningsskiktet under bottenplattan på ett hus pumpas och luften släpps till atmosfären. Principen bygger på att suga bort radonet innan det tränger upp i huset, och bygger på att det finns ett luftgenomsläppligt material under husgrunden därifrån luften tas. Innan radonsugen installeras måste tätheten av husets bottenplatta säkerställas för att nödvändig tryckgradient till marken ska uppnås. Metoden kan utrustas med kontrollåtgärder i form av mätning/larmnivåer m.m. som säkerställer funktionen under den tid byggnaden nyttjas.

Fördelar

- Anpassad för att användas under byggnader
- Vedertagen metod för att lösa problematik med markradon för ångor i mark
- Snabb
- Billig

Nackdelar

- Åtgärddar inte själva föroreningsproblematiken, endast ånga som kan läcka till byggnad
- Måste vara i drift under hela den tid byggnaden ska nyttjas, samt kontrolleras. Den är därav inte av engångskaraktär och medför en restriktion

6.1.2 Fysisk massreduktion

Fysisk massreduktion innebär att man avlägsnar själva föroreningsförekomsten, antingen från platsen (ex-situ) genom att materialet och vattnet som är förorenat fysiskt avlägsnas genom tex schaktning och pumpning. På grund av ämnenas komplexa spridningsbild kan detta ofta medföra stora och tekniskt komplicerade schakter under grundvattenytan och till stora djup.

Det andra alternativet är att åtgärda på plats (in situ) med hjälp av t ex termisk behandling, stimulerad biologisk eller kemisk nedbrytning vilka alla har som mål att föroreningen/risken i marken ska avlägsnas på plats.

6.1.2.1 Schakt/urgrävning

Om föroreningen är koncentrerad till ett mindre område som är näbart genomurgrävning kan det vara aktuellt att schakta eller gräva ur föroreningen. Metoden är tillämplig om schaktdjupen inte blir för stora då kan det bli aktuellt med kostsamma spontkonstruktioner. Metoden kombineras ofta med pumpning och rening av grundvatten.

Fördelar:

- Fungerar bra övergrundvattenytan
- Ingaresthalter om all förorening avlägsnats
- Snabb
- Kan vara billig om föroreningen är väl avgränsad och belägen i omättad zon
- Engångsinsats

Nackdelar:

- Stor påverkan på den fysiska miljön undersjälvasaneringen
- Dyrt och besvärligt på större djup och under grundvattenytan
- Svårt under byggnader
- Kompletteringar gällande grundvattenzonen kan behövas

6.1.2.2 Termisk behandling

Termisk behandling går ut på att man värmer upp föroreningarna i marken så mycket att de förgasas. Gaserna samlas sedan upp genom porgasextraktion och renas med aktivt kol. Under rätt förutsättningar finns det stora fördelar med termisk behandling. Nackdelarna är dock att jorden blir steril, allt organiskt material förbränns (kan leda till sättningar), stor energiåtgång och att marken i ytan värms upp (kan leda till uppvärmda lokaler, lukt mm). Det finns tre olika inriktningar på termisk behandling; uppvärmning med elektricitet, ånga eller värmeelement. Alla tre tekniker alstrarvärme i jord och grundvatten. Att både jord och grundvatten behandlas som en volym är en storfördel då risken för s.k. rebound är lägre jämfört med andra tekniker som preliminärt riktas mot vattenfasen. Metoden är inte beroende av att föroreningens fördelning i geologin är känd i detalj. Det är en jordvolym som behandlas inte enskilda geologiska formationer.

Fördelar:

- En snabb behandlingsteknik
- Fungerar på fri fas
- Fungerar på mycket tät geologi, berg
- Inga eller låga resthalter
- Engångsinsats

Nackdelar:

- Stor påverkan på den fysiska miljön under sanering
- Mycket energikrävande
- Fungerar inte vid höga grundvattenflöden
- Steriliserar matrisen, orsakar eventuellt sättningar
- Säkerhetsaspekter måste beaktas.

6.1.2.3 Bakteriell nedbrytning

Bakteriell nedbrytning baseras på att föroreningen bryts ned till följd av att bakterierna drar nytta av den energi som finns i föroreningens kemiska bindningar. Den vanligaste typen av bakteriell nedbrytning vid sanering av klorerade lösningsmedel är reduktiv deklorering. Vid reduktiv deklorering bryts föroreningen ned vid låg redoxpotential, och själva nedbrytningen (där klor bryts loss från föroreningen och ersätts med väte) är en redoxreaktion. Den låga redoxpotentialen är mycket viktig, för i akviferer med högre redoxpotential bryter bakterierna hellre andra föreningar än de klorerade lösningsmedlen. Vätet som bakterien behöver ha kommer vanligtvis från tillsatt organiskt material (ofta en sockerart).

Ofta tillsätts även en kommersiell bakteriekultur som har bevisad förmåga att bryta ner samtliga nedbrytningsprodukter som uppstår. Metoden är en injektionsmetod där kontakt måste skapas mellan förorening och injicerat substrat.

Fördelar:

- Verkar in situ utan större ovan-mark-installationer.
- Låg konsumtion av energi
- Kan fungera under byggnader och kombineras med pågående verksamhet
- Kan ge snabba resultat, särskilt om bakterier tillsätts.
- Grön metod som utnyttjar ekologiska substrat
- Liten miljöpåverkan

Nackdelar:

- Ibland långa tidsperspektiv – månader till år
- Svårt i finkorniga och täta medier
- Mer toxiska nedbrytningsprodukter, tex vinylklorid, kan bildas. Nedbrytningen måste säkerställas
- pH kan påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller
- kan behöva upprepas som ett resultat av s.k. Rebound

6.1.2.4 Kemisk nedbrytning, oxidativ och reduktiv

Kemisk nedbrytning kan vara snabbare än mikrobiell nedbrytning. Metoden bygger på injicering av ämnen som antingen oxiderar eller reducerar föroreningen. Metoderna bygger på att kontakt måste skapas mellan förorening och injicerat substrat.

Nollvärt järn (som reducerar klorerade lösningsmedel) kan kombineras med bakteriell nedbrytning för att dra nytta av båda metoderna, medan oxiderande ämnen kan kombineras med termisk in situ behandling. Även tensider kan användas för att få föroreningen att övergå i lösning och effektivisera behandlingen.

Fördelar:

- Verkar in situ utan större ovan-mark-installationer
- Fungerar bra på höga lösta halter
- Kan fungera under byggnader och kombineras med pågående verksamhet
- Snabbare resultat
- Inga farliga nedbrytningsprodukter

Nackdelar:

- Fungerar mindre bra på fri fas
- Kräver någorlunda god permeabilitet
- Fungerar mindre bra om jordmatrisen förbrukar syre
- Kemisk oxidation steriliserar marken
- pH kan påverkas lokalt och ledatillmobilisering av metaller
- kan behöva upprepas som ett resultat av s.k. Rebound

6.2 Studerade åtgärdsalternativ

Nedan presenteras de åtgärdsalternativ som har studerats för Archimedes. Åtgärderna som studerats har utgjorts av nollalternativet, fyra fristående åtgärder samt en kombination

- Nollalternativet (ingen åtgärd)
- Alternativ 1: Schakt/urgrävning
- Alternativ 2: Termisk sanering
- Alternativ 3: Reduktiv klorering
- Alternativ 4: Kemisk nedbrytning, aktivt kol och järn
- Alternativ 5: Pumpad husgrund
- Alternativ 6: Schakt/urgrävning och pumpad husgrund (kan också kombineras med fler metoder)

6.2.1 Nollalternativet

Ingen åtgärd görs.

6.2.2 Schakt/urgrävning

Schakt/urgrävning samt pumpning och rening av grundvatten i samband med schaktningsarbetet. Prisuppgifter för schakt, spont och vattenhantering har uppskattats erfarenhetsmässigt internt hos Orbicon samt med hjälp av entreprenör (RGS90 maj 2019). Priserna för mottagningsavgifter för förorenad jord har inhämtats från Ragn-sells i Högbytorp. Ett antagande om fördelning mellan förorening KM-MKM, MKM-FA och >FA har uppskattats. För närmare beskrivning hänvisas till bilaga 10. För att säkra slottets stabilitet och möjliggöra schakt under grundvattenytan bedöms att det kommer vara nödvändigt att installera spont. Denna har beräknats installeras ned till 10 m och längs en sträcka av 275 m.

Kostnad: Kostnaden för åtgärd i form av schaktsanering inklusive nödvändig spontinstallation och grundvattenrening under entreprenaden uppskattas till **20 000 000 SEK** beräknat på total schakt omfattande 12 000 m³ och en möjlig schaktentreprenad omfattande 150 m³/dag och spontarea motsvarande 2750 m². Någon vattenrening långsiktigt efter avslutad schaktsanering har ej medtagits i priset.

Tid: <1 år projektförberedelser och tillstånd tar ca 2-3 månader, upphandling ca 1-1,5 månader, etablering ca 1 månader och utförande ca 6 månader.

Övrigt: Vilken förorening som ev måste kvarlämnas förutom under byggnaden beroende på spontens installation är inte utredd. Något behov på kontinuerlig pumpning/rening av grundvattnet även efter åtgärdande av förorening i kan krävas då borttagandet av källan ej fullständigt åtgärdar plymen. Detta kan utgöra en osäkerhet. Kunskap kring geotekniken är viktig med tanke på slottets stabilitet. Utredning av ledningar, så att inte spontan sätts i dränering, el, tele eller fiber etc), samt att det är viktigt att ha avgränsat sin förorening så att inte spontan behöver sättas om. För byggnaden behöver man även ha koll på vibrationer.

6.2.3 Termisk sanering

Eldriven termisk sanering. Kostnadsuppskattningen av metoden har genomförts av danska kollegor på Orbicon som har expertis inom ämnet (mailkorrespondens med Thomas Larssen, maj 2019).

Kostnad: Den bedömda kostnaden för termisk sanering bedöms vara ca 2 500-3 000 DKK per kubikmeter behandlad jord (vid sanering ned till ca 8 m under markytan). Om den bedömda volymen för sanering är ca 12 000 ton, ger detta en översiktlig saneringskostnad om 20 miljoner DKK, med dagens växelkurs motsvarande **28 000 000 SEK**.

Tid: ≤ 1 år, där projektförberedelser och tillstånd tar ca 2-3 månader, upphandling ca 1-1,5 månader, etablering ca 2-3 månader, termisk sanering 3-4 månader och avetablering och efterkontroll ca 2 månader.

Övrigt: Grundvattenzonen utgör en projektosäkerhet. Om konduktiviteten är mycket hög kan ånginjektion krävas för att höja temperaturen i marken. Det kan även uppstå geotekniska problem när grundvattnet kokar. När leran i grundvattenzonen torkar ut kan detta leda till att leran minskar i volym med en potentiell risk att man får sättningar i ovanliggande byggnader, speciellt en risk för "slottet". Då merparten av föroreningen är under slottet kommer det att krävas många bormningar ner till ca 8 m djup eventuell inne i byggnaden, vilket kan vara svårt att tekniskt utföra. De geotekniska förutsättningarna bör undersökas och metodens tillförlitlighet för grundvattenzon säkerställas.

6.2.4 Sanering med biologisk reduktiv nedbrytning

Sanering genom reduktiv deklorinering. Bedömning av saneringskostnader har inhämtats från underentreprenör (RGS90, maj 2019). För närmare beskrivning hänvisas till bilaga 12.

För saneringen föreslås sanering med HRC och HRC-X i de mättade jordlagren. I källområdet rekommenderas även flytande järn, och som ger en snabb abiotisk reduktion. I källområdet föreslås även injektering av HRC i lerlagret ovan den hydrauliska trycknivån för grundvattnet. I plymområdet föreslås även HRC-Primer för att snabbare nå lågt redox och därmed få igång den biologiska nedbrytningsprocessen, och i leran ovanför grundvattenytan (hydrauliska trycknivån) endast HRC.

Kostnad: Bedömning av saneringskostnader har inhämtats från underentreprenör (RGS90). Kostnaden för förutsättningskontroll och detaljprojektering har uppskattats till ca 100 000 SEK. Den bedömda kostnaden för biologisk sanering av 1) källområde under grundvattenytan är ca 4-8 miljoner SEK, 2) källområdet ovan grundvattenytan ca 2-4 miljoner SEK per höjdmeter samt 3) plymområdet ca 2-4 miljoner SEK. Kostnader för injektering (ca 280 punkter) har mycket grovt skattats till 1 miljon SEK för installation med borrhandsvagn. Med ovanstående kostnader bedöms priset till ovanstående vara **9 000 000 – 16 000 000 SEK**.

Tid: ca 8-11 månader, där projektförberedelser och tillstånd tar ca 2-3 månader, upphandling ca 1-1,5 månader, etablering ca 1-2 månader, biologisk sanering 2 månader av källområdet och ev. avetablering och efterkontroll ca 2 månader. Tiden beror mycket på avstånd mellan (och därmed antal av) injekteringspunkterna samt hur många punkter det går att göra/dag. Efter avslutad injektering förekommer ett behov av att via kontrollprogram följa och kontrollera nedbrytningsprocessen.

Övrigt: Reduktiv deklorering kan enbart göras i mättad zon (oklart hur högt leran är mättad med kapillärt vatten). För att verifiera förhållandena behöver ett injekteringstest (med vatten) utföras så att avståndet mellan injekteringspunkterna blir korrekt utfört. Kompletterande grundvattenrör och jordprover kan behövas för att till fullo erhålla förståelse för platsens hydrogeologi. De geotekniska förutsättningarna behöver utredas, förbesiktning, vibrationsmätningar och sättningskontroll samt utredning av ledningslägen genomföras. I aktuellt förslag omfattas reduktiv deklorering för hela förorenade jordvolymen, men det bör övervägas att som alternativ schakta ur de ytligaste delarna av den förorenade jordvolymen, p.g.a. osäkerheterna om det går att bibehålla en reducerad miljö där. I det fall översta tre metrarna skulle schaktas av skulle denna insats innebära en bedömd kostnad av ca 3 miljoner. För att verifiera att metoden lyckas kommer man behöva följa utvecklingen av halterna i grundvatten som förekommer på platsen efter injekteringen. Ett kontrollprogram för grundvatten kommer därför behöva löpa. På grund av detta behöver platser för grundvattenrör säkras och vara tillgängliga i framtiden. Osäker gällande kostnader för metoden gäller huruvida den bedömda omfattningen av injektioner är tillräckliga för att uppnå eftersträvd föroreningsnivå eller om man kommer fram till att mer injektering är nödvändigt.

6.2.5 Kemisk reduktiv nedbrytning, aktivt kol och järn

Sanering av det inre och det yttre källområdet samt plyn med genom injektion av produkten CAT100TM i inre och yttre källområdet samt med produkten BOS® i ytterområdet/plymen. Injekteringen kommer att utföras vid uppskattningsvis 200-220 platser. Metoden innebär att "slurry" bestående av aktivt kol behandlat med nollvärt järn injekteras med Geoprobe-borrbandvagn ned till föroreningen. Injekteringen sker i ett rutnät för att täcka in hela föroreningen, oftast med ett avstånd på mellan 2 till 5 meter. Injekteringen sker i de nivåer föroreningen är lokaliserad. Metoden medför att föroreningen fastnar i det aktiva kolet och de klorerade kolvätena bryts ned av nollvärt järn.

Metoden skall verka relativt snabbt om medlet kommer i kontakt med föroreningen. Injekteringen kan behöva utföras flera omgångar innan tillräcklig riskreduktion erhålls. Enligt referensprojekt är metoden väldigt effektiv och snabbt verkande i grundvatten.

En industrifastighet i Sundbyberg, kv Plåten, har efterbehandlats med denna metod. Föroreningsproblematiken var relativt likartad men med något större djup ned till berg. Jordarten var liknande fyllnadsmaterial på siltig lera som överlagrar morän och berg. Efterbehandlingen blev lyckad och tog ca 1,5 år och tre injekteringsomgångar och med en kostnad på ca 10 MSEK. För närmare beskrivning hänvisas till bilaga 13.

Kostnad: Kostnaden för sanering genom kemisk nedbrytning har av underentreprenör (Eljskov) uppskattas till ca 4 250 000 DKK. Därtill tillkommer kostnader för att bryta upp betonggolv (ca 50 000 DKK), göra platser tillgängliga (ca 175 000 DKK) och omhändertagande av förorenad jord i samband med detta 100 000 DK. Grundvattenanalyser före och efter sanering (50 000 DKK). Den sammanlagda kostnaden bedöms därmed uppgå till ca 5 miljoner DKK, dvs **7 000 000 SEK** med dagens växelkurs.

Tid: ca 7-10 månader, där projektförberedelser och tillstånd tar ca 2-3 månader, upphandling ca 1-1,5 månader, etablering ca 1-2 månader, kemisk sanering 1 månad och avetablering och efterkontroll ca 2 månader. Tiden beror mycket på avstånd mellan (och därmed antal av) injekteringspunkterna, samt hur många punkter det går att göra/dag.

Övrigt: För att verifiera att metoden lyckas kommer man behöva följa utvecklingen av halterna i grundvatten som förekommer på platsen efter injekteringen. Ett kontrollprogram för grundvatten kommer därför behöva löpa. På grund av detta behöver platser för grundvattenrör säkras och vara tillgängliga i framtiden. Osäker gällande kostnader för metoden gäller huruvida den bedömda omfattningen av injektioner är tillräckliga för att uppnå eftersträvd föroreningsnivå eller om man kommer fram till att mer injektering är nödvändigt.

6.2.6 Ventilering/pumpning av husgrunder

En prisuppskattning gällande installation av husgrunderna för de nuvarande och planerade byggnaderna inom områden med utpekad åtgärdsbehov har tagits fram. Detta har uppskattats innebära en åtgärd för en husgrundsarea motsvarande ca 2000 m². Detta uppskattas innebära installation av 10 marksugar med en täckningsarea motsvarande ca 400 m² vardera i grunden på de aktuella byggnaderna.

Kostnad: Kostnad i form av ventilering av husgrunder har uppskattats av underentreprenör (mailkorrespondens med Ralf Edström, Radonutredning i väst AB, maj 2019) uppgå till 1000 000 kronor för projektering och installation. Årlig kostnad i form av elförbrukning(beroende på elpris) har uppskattats uppgå till 1500-2000 kr/år/fläkt, vilket medför en totalkostnad förutsatt en 50 årig livslängd på huset omfattande 1 miljon kronor. Denna uppskattning gäller för byggnader C,D och F. Totalt uppskattat pris uppgår därmed till **2 000 000 SEK**.

Tid: <1 år där projektförberedelser och tillstånd tar ca 2-3 månader, upphandling ca 1-1,5 månader, etablering ca 1 månad.

Övrigt: Kunskap om markförhållanden, dragning av rör, placering av fläktar och placering av utblås behöver kompletteras. Kontroll av grundläggningens täthet m.m krävs för att säkerställa mottryck och eventuellt behov av att komplettera tätningen av grunden.

6.2.7 Osäkerheter

Utförd åtgärdsutredning inklusive prisuppskattningar har utförts utifrån dagens kunskapsläge gällande föroreningssituation och identifierat behov av riskreduktion. I enlighet med kapitlen ovan förekommer vissa generella osäkerheter med de olika metodernas användbarhet. Ytterligare information kommer behöva hämtas in för en slutlig utformning/projektering av metod och förfinad bedömning av genomförbarhet/kostnadsbild. Uppskattade jämförelser av prisnivåer/genomförbarhet ska därför ses som indikativa.

Uppskattningarna har genomförts utifrån dagens beskrivning av fastighetens framtida utformning. Justeringar av planerade byggnaders utförande/placering/användning skulle kunna förändra slutsatser kring föroreningssituationen.

7. Förslag till riskvärdering

I riskvärderingen fattas beslut om val av den eller de åtgärder som är mest optimala ur en teknisk, miljömässig och ekonomisk synvinkel. Detta kapitel innehåller ett förslag till riskvärdering.

I riskvärderingen har de olika åtgärdsalternativen utvärderats och jämförts mot varandra i enlighet med ett antal kriterier. Resultatet ska enbart ses som vägledande och metoden ett sätt att gå igenom för- och nackdelar med de olika alternativen och att identifiera den metod som sammantaget bedöms vara den mest rimliga. Riskvärderingen har i detta stadie hållits relativt förenklad. Den kan komma att kompletteras ytterligare med flera kriterier samt alternativa åtgärdsnivåer i samråd med ALM Equity och tillsynsmyndigheter. Kombinationer av metoder som presenterats individuellt som inte har presenterats kan vara möjliga.

Aktuella bedömningskriterier har identifierats enligt nedan:

- **Genomförbarhet**
Möjligheten att konstruera, driva, mäta och underhålla de åtgärder som föreslås utifrån platsens nutida och framtida utseende.
- **Måluppfyllelse**
Metodernas syfte är att identifierade risker på platsen åtgärdas och att de övergripande åtgärds målen uppfylls. Förutsättningarna för att åtgärdsalternativet godkänns hos tillsynsmyndigheten och i vilken grad den är av engångskaraktär värderas också.
- **Effekter under åtgärd**
Påverkan på människor inom arbetsområdet samt omgivningen under åtgärden.
- **Kostnad**
Engångskostnad, drift- och underhållskostnad värderas.
- **Tid**
Tidsåtgång för åtgärd värderas i förhållande till tidplan för exploatering.

Underlaget för riskvärderingen sammanfattas i tabellen nedan samt efterföljande avsnitt.

Tabell 13. Riskvärderingsmatris där åtgärdsalternativ presenteras tillsammansmedför- och nackdelar.

Alt.	Beskrivning	Fördelar	Nackdelar
0	Ingen åtgärd	Billigt	Området kan inte exploateras enligt planerat
1	Schakt/ urgrävning	Fungerar bra över grundvatten- ytan. Inga resthalter om all förorening avlägsnats. Kan vara billig om föroreningen är väl avgränsad och belägen i omättad zon. Engångsinsats.	Stor påverkan på den fysiska miljön under själva saneringen. Dyrt och besvärligt på större djup och under grundvattenytan. Svårt under byggnader.
2	Termisk sanering	En snabb behandlingsteknik Fungerar på fri fas. Fungerar på mycket tät geologi, berg. Inga eller låga resthalter Engångsinsats.	Stor påverkan på den fysiska miljön under sanering. Mycket energi- krävande. Fungerar inte vid höga grundvattenflöden. Steriliserar matrisen, orsakar ev. sättningar. Säkerhetsaspekter måste beaktas. Viss osäkerhet gällande grundvattenförekomst.
3	Biologisk nedbrytning + schakt i omättad zon	Verkar in situ utan större ovan- mark-installationer. Låg energikonsumtion. Kan fungera under byggnader. Kan ge snabbare resultat, särskilt om bakterier tillsätts. Grön metod	Ibland långa tidsperspektiv – månader till år. Svårt i finkorniga och täta medier. Mer toxiska nedbrytningsprodukter, tex vinylklorid, kan bildas. Ned- brytningen måste säkerställas. pH

		som utnyttjar ekologiska substrat. Liten miljöpåverkan.	kan påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller. Kan behöva upprepas.
4	Kemisk nedbrytning	Verkar in situ utan större ovanmark-installationer. Fungerar bra på höga lösta halter. Kan fungera under byggnader. Snabba resultat. Inga farliga nedbrytningsprodukter.	Fungerar mindre bra på fri fas Kräver någorlunda god permeabilitet. Fungerar mindre bra om jordmatrisen förbrukar syre. Kemisk oxidation steriliserar marken. pH kan påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller. Kan behöva upprepas.
5	Ventilerad husgrund	Snabbt och billigt. Vedertagen metod för att åtgärda gasproblematik till inomhusluft Exponeringsnivå kan säkerställas med kontroller under drift.	Åtgärder inte själva föroreningen, utan är inriktad på en tport-/exponeringsväg. Ingen engångsinsats. Behöver vara i drift och kontrolleras så länge byggnaderna används.

7.1 Genomförbarhet

Nollalternativet

Nollalternativet innebär ingen åtgärd, varför detta alternativ är mycket lätt att genomföra.

Alternativ 1

Är inte genomförbart under byggnader. Metoden är även dyr och besvärligt på större djup och under grundvattenytan, speciellt i närheten av byggnad vilket är aktuellt här. Säkerställande av att metoden varit effektiv på grundvattnet säkerställas/följas. Grundvattenrör bör installeras för att följa utvecklingen.

Alternativ 2

Fungerar dåligt vid höga grundvattenflöden. Grundvattenflödet genom fastigheten bedöms preliminärt vara litet varför metoden bör vara genomförbar. Grundvattenzonen utgör en projektosäkerhet. Om konduktiviteten är mycket hög kan ånginjektion krävas för att höja temperaturen i marken. Kräver enligt uppgift mycket borrhinar inomhus slottet vilket kan vara ett problem med avseende källarens tillgänglighet och huruvida borrhning in under byggnaden är möjligt med denna metod. Grundvattenrör bör installeras för att möjliggöra kontroll av åtgärd.

Alternativ 3

Är svår i finkorniga och täta jordarter (läs lera). Det mest förorenade området har påvisats vid just lera vid ett djup av 2-4 m under markyta. Detta innebär frågetecken gällande metodens effektivitet och skulle kunna göra att metoden skulle behöva upprepas. Kan utformas för att åtgärda förorening under byggnader med hjälp av sneda installationer. Den största osäkerheten gäller om det kommer räcka med en insats eller kompletteringar senare behövs, vilket kan försvåras av vilket tidsstadium då är i. Grundvattenrör måste installeras för att möjliggöra kontroll av åtgärd.

Alternativ 4

Bedöms finnas god kunskap om platsen utifrån utförda undersökningar för metoden. Kan fungera mindre bra på fri fas, och kan kräva någorlunda god permeabilitet i jorden för att fungera. Fungerar mindre bra om jordmatrisen förbrukar syre. Kemisk oxidation steriliserar marken. pH kan påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller. Kan behöva upprepas. Grundvattenrör måste installeras för att möjliggöra kontroll av åtgärd.

Alternativ 5

Metoden kräver lite förberedande arbeten och kan utföras med konventionell beprövad metodik med endast ett litet behov av projektering. Kontrollpunkter/larmnivåer för halter i inomhusluft.

Alternativ 6

Metoden är även dyr och besvärligt på större djup och under grundvattenytan, speciellt i närheten av byggnad vilket är aktuellt här. Radonsugarna kräver lite förberedande arbeten och kan utföras med konventionell beprövad metodik med endast ett litet behov av projektering. Grundvattenrör måste installeras för att möjliggöra kontroll av åtgärd. Kontrollpunkter för inomhusluft måste väljas för en fortlöpande kontroll av åtgärd.

7.2 Måluppfyllelse

De påträffade föroreningarnas halter medför risk för människors hälsa på området vid den framtida planerade markanvändningen. Riskerna bedöms dock kunna reduceras genom samtliga alternativ utom nollalternativet.

Alternativ 1 medför att förorening under byggnad lämnas och det förekommer vissa frågetecken gällande alternativ 2 och dess kapacitet för grundvattnet. Störst reduktion och högst måluppfyllelse i ett långsiktigt perspektiv bedöms förekomma i alternativ 2. Näst högst i alternativ 6 o förutsatt behandling av förorening i grundvatten inte krävs separat.

Risk att så kallad rebound (uppstår förekommer för alternativ 3 (biologisk nedbrytning), men även för alternativ 2 (termisk nedbrytning) och 4 (kemisk nedbrytning). Rebound eller back-diffusion är ett mycket viktigt fenomen att känna till. I en nyligen utgiven rapport från ESTCP (2016) noterades att problemet med rebound är störst efter en kemisk oxidation och näststörst efter en biologisk nedbrytning. Termisk nedbrytning och kemisk reduktion (såsom alternativet som bedöms i denna rapport bedöms ha minst problem för rebound.

Alternativ 5 åtgärdar exponeringsrisken med exponering avseende inomhusluft i byggnader men inte risker gällande föroreningar som förekommer i byggskedet. Metoden är inte heller av engångskaraktär och bedöms ha låg potential för att godkännas av myndigheter.

Alternativ 6 bedöms kunna förhindra kvarvarande problematik med inomhusluft från förorening under byggnad, den tar också hänsyn till att ytterligare åtgärda eventuella kvarlämnade risker med en teknisk åtgärd.

Det bedöms inte finnas risk förstöring av ytvattnet i Ballstaån till följd av föroreningar från området. Inga risker för ytvatten bedöms därmed behöva reduceras. Samtliga åtgärdsalternativ innebär att situationen som finns idag kvarstår.

7.3 Effekter under åtgärd

Nollalternativet

Nollalternativet innebär ingen effekt under åtgärd.

Alternativ 1 och 6

Dessa alternativ innebär stor påverkan på den fysiska miljön under sanering. Både sprängning och grävning innebär risk för vibrationer och sättningar i byggnader. Ledningar i mark riskeras även att skadas vid arbetet. Schaktning i jord förorenad av klorerade lösningsmedel innebär även avgång av föroreningar i luft under schakt och transport samt eventuell spridning av föroreningar. Metoden medför även att avfall uppkommer som måste transporteras till mottagningsanläggning. Störningar för tredje man är alltid viktigt att ha med sig (ex damm, lukt, buller).

Alternativ 2

Alternativet innebär stor påverkan på den fysiska miljön under sanering. När temperaturen höjs i marken kan det uppstå geotekniska problem när grundvattnet kokar. När leran i grundvattenzonen torkar ut kan detta leda till att leran minskar i volym med en potentiell risk att man får sättningar i ovanliggande byggnader. Uppvärmningen steriliserar även marken. Metoden är mycket energikrävande.

Alternativ 3

Alternativet innebär liten påverkan på den fysiska miljön under den biologiska nedbrytningsprocessen. Metoden kan dock innebära att pH påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller. Om den omättade zonen skulle åtgärdas med schakt skulle liknande störningsmoment som för alternativ 1 och sex förekomma.

Alternativ 4

Alternativet innebär relativt liten påverkan på den fysiska miljön under den kemiska nedbrytningen. Kemisk oxidation steriliserar dock marken och likt biologisk nedbrytning kan pH påverkas lokalt och leda till mobilisering av metaller.

Alternativ 5

Radonsugarna innebär en låg påverkan på den fysiska miljön under drifttiden.

7.4 Kostnader

I tabellen nedan presenteras uppskattade kostnader för samtliga åtgärdsalternativ. **Notera att kostnaderna är skattade och ska ses som jämförelsepriser.** För mer precisa kostnader erfordras att entreprenörer upphandlas. Kostnader för projektering och projektledning har ej medräknats i kostnadsberäkningen. Till priserna tillkommer även kostnader för miljökontroll i samband med åtgärd samt efterföljande kontrollprogram (lämpligtvis under 5 år för alternativ 1-4 och >50 år för alternativ 5-6) för att följa upp att vidtagna åtgärder är långsiktigt hållbara.

Tabell 14. Uppskattade kostnader för åtgärd av inre och yttre källområde.

	Åtgärd	Kostnad
Nollalternativet	Ingen åtgärd	0 SEK
Alternativ 1	Schakt/urgrävning	Schakt: 20 miljoner SEK
Alternativ 2	Termisk nedbrytning	In situ: 28 miljoner SEK
Alternativ 3	Biologisk nedbrytning	In situ: 12-22 miljoner SEK (ev. schakt 3 miljoner SEK)
Alternativ 4	Kemisk nedbrytning	In situ: 7 miljoner SEK
Alternativ 5	Radonpumpar	2 miljoner SEK
Alternativ 6	Schakt/urgrävning i kombination med radonpumpar	22 miljoner SEK

7.5 Tid

I tabellen nedan presenteras uppskattade tider för samtliga åtgärdsalternativ. Till angivna uppskattade priser från entreprenörer har schablontider för projektförberedelser och tillstånd, upphandling, etablering samt och avetablering och efterkontroll medräknats.

Tabell 20. Uppskattade kostnader för åtgärd av inre och yttre källområde.

	Åtgärd	Tidsåtgång
Nollalternativet	Ingen åtgärd	0 månader
Alternativ 1	Schakt/urgrävning	Ca 8-12 månader
Alternativ 2	Termisk nedbrytning	Ca 10-14 månader
Alternativ 3	Biologisk nedbrytning	Ca 8-11 månader Kan behöva upprepas
Alternativ 4	Kemisk nedbrytning	Ca 7-10 månader Kan behöva upprepas
Alternativ 5	Pumpad grundläggning	Ca 3 månader
Alternativ 6	Schakt/urgrävning samt pumpad grundläggning	Ca 8-12 månader

7.6 Sammanvägning av urvalskriterier

En klassning och sammanvägning av urvalskriterierna presenteras i en riskvärderingsmatris i tabellen nedan.

Tabell 21. Sammanställning av urvalskriterier för respektive åtgärdsalternativ

	Alt. 0	Alt. 1	Alt. 2	Alt. 3	Alt. 4	Alt. 5	Alt. 6
Genomförbarhet							
Måluppfyllelse							
Effekt under åtgärd							
Kostnader							
Tid							
SUMMA							
	Enkel	Obetydande	Låga	Bra			
	Ganska enkel	Lite betydande	Ganska låga	Ganska bra			
	Svår	Betydande	Höga	Dålig			
	Mycket svår	Mycket betydande	Mycket höga	Mycket dålig			

7.6.1 Förordat åtgärdsalternativ

Utifrån dagens kunskapsläge och utförd åtgärdsutredning konstaterar Orbicon att det mest skäligen och rimliga åtgärdsalternativet utgörs av alternativ 4, efterföljt av alternativ 6 eller 3 beroende på vilka aspekter som ska vägas högst.

Alternativ 4 som består av kemisk stimulerad nedbrytning är snabb och i jämförelse med andra alternativ relativt kostnadseffektiv. Metoden skulle kunna sättas igång innan rivning av byggnader vilket innebär en tidsvinst jämfört alternativ 6. Effekterna som uppstår under åtgärden bedöms som låga och omgivningspåverkan som försumbar. Kunskapen kring platsen bedöms som god med avseende metoden men osäkerheten gällande metoden är dess robusthet, och vilka svårigheter som potentiellt skulle kunna uppstå om omfattningen av injektering inte vore tillräcklig. Det vill säga att föroreningsproblem åter skulle uppstå senare pga s.k. rebound. Detta kunde potentiellt lösas genom att injekteringsplatser lämnas åtkomliga, eller att metoden i sådant stadi skulle kombineras med alternativ 5.

Alternativ 6 består av en välkänd metod för att åtgärda förorening i jord. Den är dock mindre lämpad för klorerad alifater då stora volymer måste hanteras för att åtgärda en förorening som är heterogent förekommande och totala föroreningsmängden befinner sig i liten del av den jord som hanteras. Metoden innebär därför ett stort fysiskt ingrepp på platsen. Fullgott resultat kan med stor säkerhet säkerställas för de områden som pekas ut för åtgärd. Skulle okänd förorening utanför spontlinje påträffas skulle detta dock medföra oförutsedda fördyringar. I kombination med en pumpad husgrund medför alternativet en möjlighet att ytterligare sänka påverkan från gasinträning under byggnaden från den jord som förekommer där och därmed säkerställa en hög måluppfyllelse. Denna kombination medför dock en kontinuerlig drift och kontroll under byggnadernas hela period. Metodens största brist är det ingrepp som metoden medför under utförandet och relaterade osäkerheter i kostnader då utförandet är relativt tekniskt komplicerat.

Tidsmässigt bedöms metoden kräva mer tid för utförandet jämfört alternativ 4 och den är jämförelsevis dyr. Följande mätbara åtgärds mål för jord och grundvatten föreslås de framtagna platsspecifika riktvärdena för fastigheten. Vanligtvis är efterbehandling av förorenad mark ett anmälningsskyldigt ärende enligt 28 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (SFS 1998:899). Tillsynsmyndigheten kan dock under vissa omständigheter även kräva att en tillståndsansökan skall lämnas in, exempelvis om man bedömer att det föreligger en risk för påverkan på människa eller miljö samt att denna risk inte är ringa.

7.6.1.1 Mätbara åtgärds mål

Framtagna platsspecifika riktvärden för platsen rekommenderas utgöra de mätbara åtgärds målen för jord och grundvatten.

Tabell 21. Mätbara åtgärds mål jord

Ämne	KM	PSRV-J Marktyp A (0-2)	PSRV-J Marktyp B (2-6)	PSRV-J Marktyp C (>6)	PSRV-J Marktyp D (2-6)	PSRV-J Marktyp E (>6)
TCE	0,2	0,1	0,5	0,5	5	10
cDCE	-	1,5	10	10	80*	40*
tDCE	-	0,7	5	5	70	40*
VC	-	0,02	0,15	0,15	1,5	1,8*

Inandning ånga är styrande för riktvärdet för samtliga värden utan markering, * Skydd av ytvatten är styrande för riktvärdet.

Tabell 22 Mätbara åtgärds mål jord

Ämne	SGUFS 2013	SLVFS 2017	WHO 2017	PSRV-GV Marktyp A-C >2 m u my	PSRV-GV Marktyp A-C >6 m u my
TCE	0,010*	0,010*	0,02	0,04	0,3
cDCE	-	-	0,05**	1,8	12
tDCE	-	-	0,05**	0,8	6
VC	-	0,0005	0,0003	0,01	0,1

* Avser summan TCE och PCE, ** Avser summan cDCE och tDCE.

7.7 Osäkerheter

Utförd åtgärdsutredning och riskvärdering ska ses som inledande och prisjämförelser indikativa. Som kommenterats kan bedöms det förekomma behov av ytterligare inhämtande av information inför val och senare projektering av åtgärd. Slutlig riskvärdering görs lämpligen i samråd mellan Archimedes Fastighets AB och tillsynsmyndighet.

7.7.1 Preliminär bedömning av Färjan

Utförd åtgärdsutredning gäller det inre och yttre källområdet samt grundvattenrör norr om källområdet och grundvattenplym till fastighetsgräns.

Föroreningsproblematiken vid färjan och de höga halter som uppmätts i inomhusluft där bedöms vara belagd med för stora osäkerheter för att kunna kvantifiera i nuläget. Någon fullständig åtgärdsutredning/kostnadsuppskattning har därför ej genomförts för Färjan. Generellt gäller samma situation som för Slottet, förorening kan förekomma under en byggnad som ej kan rivas.

Det bedöms som troligast att föroreningen som uppmätts under/i färjan är ett resultat av föroreningen nedströms. Utförandet av något av de förordade åtgärdsalternativen för utpekade områden utanför färjan bedöms komma ha en positiv effekt även för Färjan. Resultat av de närmaste provtagningar vid Färjan har inte påträffat höga halter i jord och ytterligare provtagning utanför färjan under sågtandsbyggnaden bedöms ej möjlig innan denna har rivits på grund av förekomst av väggar m.m.

Kompletterande undersökningar under Färjan skulle kunna utgöras av provtagning djupare ned i marken under själva byggnaden än vad som nu utförts i syfte att om möjligt utreda eventuell föroreningsproblematik och djup till berg där. Detta kan genomföras inför eller i samband med åtgärd och kan tex bestå av MIP-metodik likt för övriga delar av fastigheten.

En eventuell åtgärd för Färjan förutom de åtgärder utanför byggnaden som är aktuella bedöms främst att bestå i alternativ 5 (pumpad husgrund) samt eventuellt utökat alternativ 4 under Färjan då någon förorening som bedöms behöva schaktsaneras i närhet av Färjan under sågtandsbyggnad ej påträffats(alternativ 5).

8. Slutsatser och rekommendation

Baserat på utförd undersökning görs följande slutsatser:

- Ett källområde gällande förorening i jord har konstaterats förekomma under den sydöstra delen av sågtandsbyggnaden. De högsta halterna har påvisats ca 2-4 m under markytan i lera och omfattas ha en areal omfattning av 2 000 m².
- En föroreningsplym förekommer i grundvattnet som sträcker sig i sydlig/sydostlig riktning mot Gårdsfogdevägen i söder. Förhöjda halter förekommer också i tre grundvattenrör inom sågtandbyggnadens norra del. Dessa halter är som högst en tiondel av de högsta som påvisats inom källområdet. Omfattningen av föroreningsplym bedöms vara avgränsad i relation till framräknat PSRV nordlig, östlig och västlig riktning. I sydlig riktning är plymen inte avgränsad inom fastigheten dock ses en avgränsning med hjälp av uppmätta halter inom angränsande fastighet i söder.
- Resultatet av grundvattenprovtagningar visar att föroreningen till största del utgörs av TCE men även nedbrytningsprodukterna DCE och VC har påvisats. Förutsättningarna för naturlig nedbrytning enligt analys av kem-fys och redoxpar tycks inte vara optimala.
- Resultat av porgasprovtagning har påvisat förhöjda halter under sågtandsbyggnaden och under Färjan.
- Resultatet av inomhusmätning har i Färjan har påvisat förhöjda halter i inomhusluft som är i nivå eller över riktvärden för inomhusluft. Några förhöjda halter i dagvatten eller dricksvatten har ej påvisats.

Baserat på utförd riskbedömning och åtgärdsutredning görs följande slutsatser:

- Halter i jord och grundvatten som kan ge upphov till oacceptabla hälsorisker med avseende exponering för förorening via inomhusluft förekommer inom fastigheten.
- Vidare har provtagning av inomhusluft inom Färjan visat att det förekommer en risk för oacceptabla hälsorisker med avseende exponering för förorening via inomhusluft .
- Halterna som påvisats i jord, grundvatten och porgas bedöms ej att ge upphov till oacceptabla risker med avseende boende inom närliggande fastigheter eller för Bällstaån.
- Baserat på ovanstående har ett åtgärdsbehov identifierats för jord och grundvatten inom identifierat källområde. Inget åtgärdsbehov har identifierats för grundvatten utanför källområdet i sydlig, östlig och västlig riktning.
- Sex olika åtgärdsalternativ för jord och grundvatten inom källområdet omfattande nollalternativet samt fem åtgärdsmetoder har tagits fram. Baserat på utförd riskvärdering förordas alternativ 4: Kemisk nedbrytning, efterföljt av alternativ 6 schakt med pumpad husgrund.

- Alternativ 4 har prisuppskattats till **7 000 000 SEK**. Det är en snabb och i jämförelse med andra alternativ relativt kostnadseffektiv metod. Effekterna som uppstår under åtgärden bedöms som låga och omgivningspåverkan som försumbar. Osäkerheten gällande metoden är dess robusthet, och vilka svårigheter som potentiellt skulle kunna uppstå om omfattningen av injektering inte vore tillräckligt, och föroreningsproblem åter skulle uppstå senare pga s.k. rebound.
- Alternativ 6 har prisuppskattats till **16 000 000 SEK**. Metoden består av en välkänd metod för att åtgärda förorening i jord. Den är dock mindre lämpad för klorerad alifater då stora volymer måste hanteras för att åtgärda en förorening som är heterogent förekommande. Metoden innebär därför ett stort fysiskt ingrepp på platsen. Metodens största brist är det ingrepp som metoden medför under utförandet och relaterade osäkerheter i kostnader då utförandet är relativt tekniskt komplicerat samt att pumpning av husgrund är en åtgärd under lång tid. Tidsmässigt bedöms metoden kräva mer tid för utförandet jämfört alternativ 4 och den är jämförelsevis dyr.
- Ovan nämnda kostnader är skattade utifrån information från entreprenörer, dagens kunskap om föroreningsituationen och ska därmed ses som jämförelsepriser. För mer precisa kostnader erfordras att entreprenörer upphandlas. Kostnader för projektering och projektledning samt miljökontroll har ej medräknats i bedömda kostnader.

Osäkerheter

- Ingen historisk verksamhet som har använt klorerade alifater ska enligt uppgift ha förekommit inom Färjan. Resultatet av inomhusluftmätning har dock uppmätt halter som indikerar en föroreningsproblematik. De halter som uppmätts bedöms troligen vara ett resultat av ångtransport från förorening under sågtandsbyggnaden, och den åtgärd som utförs där kommer förbättra situationen för Färjan.

En åtgärd för Färjan förutom de åtgärder utanför byggnaden som är aktuella bedöms främst att bestå i alternativ 5 (radonsug) samt eventuellt utökat alternativ 4. Någon förorening som bedöms behöva schaktsaneras i närhet av Färjan under sågtandsbyggnad har ej påträffats och schaktsanering under färjan är ej möjligt (alternativ 1).

9. Återstående/kommande arbeten

Nedan redovisas de återstående momenten som ingår i nästa skede av planeringen för efterbehandlingsinsats för fastigheten.

9.1 Identifikation av kunskapsluckor och detaljprojektering

Efter slutligt val av åtgärdsmetod för utpekat saneringsbehov genomförts kommer detaljprojektering av denna metod att följa vilket omfattar identifikation av eventuella återstående kunskapsluckor och behov av kompletterande undersökningar. Då sågtandsbyggnaden står kvar kan förorening som ej påvisas idag bli känd efter att den rivits. För att identifiera behov av eventuella kompletteringar krävs att fastighetens utformning slutligt har fastställts, såsom plats för byggnader och typ av grundläggning, schaktdjup, förekomst av garage eller ej m.m. Därefter identifieras typ och plats för eventuella undersökningar/å som bedöms vara nödvändig.

9.1.1 Färjan

Inför eller i samband med åtgärd för fastigheten kan situationen avseende Färjan behöva undersökas ytterligare. Detta bedöms i sådant fall bestå av djupare provtagning under/utanför själva byggnaden i syfte att utesluta att någon okänd förorening förekommer.

- Radonsugar bedöms vara den mest skäligen åtgärden för att säkra inomhusmiljön i Färjan.
- Väljs alternativ 4 för att åtgärda föroreningsproblematiken inom källområdet kan denna eventuellt utökas för att tex även omfatta injektion i närheten eller under Färjan. Genomförbarheten av detta har preliminärt bedömts som möjligt av entreprenör. Schaktning av jord under färjan är ej möjlig.

9.2 Saneringsanmälan

När ett val av åtgärdsmetod gjorts och utpekade kompletterande undersökningar genomförts och tillräcklig information finns för att utforma åtgärden upprättas en anmälan om efterbehandling av förorenat område enligt 28 § förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) vilken skickas in till tillsynsmyndigheten för godkännande. Det är förbjudet att genomföra någon efterbehandling innan denna anmälan godkännts. En tät kontakt kommer att hållas med tillsynsmyndigheten under hela perioden för utförandet, då okänd fakta/utökad kunskap som ej kunnat införskaffas inför utförandet kan komma fram. Normalt genomför tillsynsmyndigheten platsbesök m.m. för att säkerställa att saneringsanmälan följs.

Inom saneringsanmälan beskrivs sådana faktorer som

- Beställare och entreprenörer
- Omgivningen och dess skyddsvärde
- Nuvarande markanvändning och planerad markanvändning
- Åtgärds mål för platsen och efterbehandlingen (dvs till vilka halter i marken ska man sanera). I detta fall de föreslagna platsspecifika riktvärdena.
- Hur säkerställer man efter åtgärd att marken är sanerad till de åtgärds mål man har valt ?
- Hur gör man eventuella kontrollprovtagningar och vart ?
- Hur hanteras eventuellt förorenad jord och grundvatten inom området inom åtgärden ?
- Vart skickas eventuellt förorenad jord och grundvatten och av vem ?
- Hur förhindrar man förorenings spridning som ett resultat av åtgärd ?

- Hur förhindras omgivningspåverkan och störning under åtgärd ?
- Hur skyddas personal som arbetar med saneringsåtgärden mot exponering för förorening

9.3 Miljökontroll

Oavsett vilken saneringsåtgärd som väljs kommer saneringsanmälan innehålla en beskrivning av hur man kontrollerar åtgärdens framdrift och hur man säkerställer att saneringen uppnått sitt mål. Det vill säga att marken kan användas för bostadsändamål. Detta kan te x innebära att man tar prover ur en jordschakt efter att en förorening grävts ur, och/eller att halter i grundvattenrör kontrolleras över tid efter att en sanering avslutats. Hur miljökontrollen utformas kommer att samordnas i samråd med tillsynsmyndigheten. Skulle t ex kontrollprovtagningar påvisa behov av att sänka halter ytterligare kan ytterligare injekteringar (alternativ 3 och 4) eller t ex urpumpning och behandling av grundvatten på annan plats (alternativ 1) sättas in. Radonsug/pumpad husgrund kan läggas till för samtliga alternativ med syftet att erhålla extra säkerhet om detta efterfrågas.

9.4 Rapportering av efterbehandling

Efter åtgärden avslutats kommer resultatet av miljökontroll och skyddsåtgärder att avrapporteras i en rapport till tillsynsmyndigheten. I rapporten ingår redovisning av kontrollprovtagningar, mängd förorening som avlägsnats mm

Upprättad av

Upprättad av




Orbicon AB
Daniel Nordborg
 DANO@orbicon.se
 Uppdragsledare

Orbicon AB
Linda Karlsson
 LIKA@orbicon.se
 Handläggare

Granskad och Godkänd av



Orbicon AB
Marcus Roos
 MROO@orbicon.se

Referenser

Boverket, 2019. <https://www.boverket.se/contentassets/3108c5069a60495380949c906e9c6f0b/bbr-7-ovk.pdf>, 2019-05-21

IRIS, 2019. https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=1001#tab-1, 2019-05-15.

RAIS, 2019. <https://rais.ornl.gov/>, 2019-05-15.

SLV-FS, 2017

https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2017-2_web.pdf

USEPA, 2002. OSWER Draft Guidance for evaluating the vapor intrusion to indoor air pathway from groundwater and soil (subsurface vapor intrusion guidance). EPA 530-D-02-004.

WHO, 2017. Guidelines for drinking-water Quality, 4th edition incorporating the 1st addendum, <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf;jsessionid=20B064FD0384258DCC13D9C45CF995B4?sequence=1>.

Air Force Center for Environmental Excellence Brooks City-Base, Texas, 2004 (mod. Bouwer, 1994)

Hållbar Sanering, 2007. Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod.

Lantmäteriet, 2012: FastighetSök. (2012-12-04)

Miljöstyrelsen. 2015-11-28. http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Jord/EDB-vaerktoejer+til+vurdering+af+jord/JAGG-programmet/

Naturvårdsverket 2009: Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.

Nugin K, 2004. Naturlig nedbrytning av klorerade lösningsmedel i grundvatten. Publikation Uppsala universitet.

Sandström, 2014a. Fördjupad riskbedömning, Archimedes 1, Gårdsfogdevägen 2-6, Bromma. ALM Equity AB. Daterad 2014-04-29

Sandström, 2014b. PM – Kompletterande miljöteknisk markundersökning vid fastighet Archimedes 1, Stockholm Stad. Daterad 2014-06-05

SGU, 2014a: SGU:s brunnsarkiv. (2014-03-04) http://www.sgu.se/sgu/sv/service/kart-tjanst_start.htm#brunn

SGU, 2014b: Jord- och bergartskartan. <http://www.sgu.se/kartvisare/> SGU. (2014-03-04)