



UPPSALA
UNIVERSITET



W 15 013

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

In situ-metoder för sanering av klorerade lösningsmedel

- utvärdering med avseende på svenska förhållanden

Elin Abrahamsson

REFERAT

In situ-metoder för sanering av klorerade lösningsmedel – utvärdering med avseende på svenska förhållanden

Elin Abrahamsson

I nuläget finns det 428 områden registrerade som förorenade med klorerade lösningsmedel i Sverige. Dessa ämnen har använts inom svensk industri som avfettnings- och lösningsmedel sedan 1930-talet. Klorerade lösningsmedels komplexa spridningsbild medför större svårigheter vid sanering och undersökning jämfört med exempelvis petroleumkolväten. Därför är det viktigt att öka kunskapen om sanering av lösningsmedel. En flitigt använd saneringsmetod av förorenade områden i Sverige är schaktsanering. Där grävs jord upp för att sedan transporteras till behandlingsanläggning eller deponi. På grund av metodens klimat- och miljöpåverkan behöver saneringsmetoder som är mer ekonomiskt och miljömässigt hållbara tillämpas oftare.

Detta examensarbete syftade till att utvärdera in situ-saneringsmetoder för mark och grundvatten förorenade av klorerade lösningsmedel utifrån funktions-, tids-, hållbarhets- och kostnadsaspekter. Vidare syftade arbetet till att undersöka vilka metoder som lämpar sig bäst under svenska förhållanden. För att utvärdera in situ-metoders lämplighet och olika funktionsaspekter beskrevs lämpliga in situ-metoder. En fallstudie genomfördes där fem områden förorenade med klorerade lösningsmedel runtom i Sverige studerades. För samtliga områden beskrevs området och föroreningssituationen. Därefter presenterades konsulternas utvärdering och val av saneringsmetod samt resultat av utförd sanering. Metoder som studerades i fallstudien var två tekniker tillhörande kemisk reduktion, multifasextraktion, biostimulering och termisk behandling. De fem projekten värderades även med SGI:s beslutstödsverktyg för saneringsmetoder, SAMLA. Där poängsattes metoderna utifrån olika kriterier tillhörande miljö, sociala faktorer samt ekonomi. Vidare gjordes en allmän utvärdering av in situ-metoder för klorerade lösningsmedel utifrån svenska förhållanden, vad gäller geologi, hydrogeologi, geokemi och klimat. De utvärderades även utifrån dess styrkor och svagheter med avseende på tillämpningsområden, kostnad, saneringstid, energiförbrukning samt användning i Sverige som sammanställdes i matriser.

Värderingen i SAMLA av de fem projekten visade på liknande resultat jämfört med tidigare genomförda riskvärderingar. De metoder som valdes i riskvärderingarna fick även högst tilldelad poäng i SAMLA. Valet av metod för respektive projekt valdes utifrån rådande förhållanden på området, såsom geologi och befintliga byggnader. Slutsatser som kan dras från detta arbete är att samtliga in situ-metoder som utvärderades kan tillämpas i Sverige utifrån de geologiska förhållandena. Däremot är det de platsspecifika förhållandena, såsom stort grundvattenflöde eller heterogen jord, som styr valet av saneringsmetod. Även förutsättningar för fastigheten måste beaktas, exempelvis byggnader på platsen eller exploatering av området. Dock kan tillämpningen av in situ-metoder eventuellt utvecklas mot en viss typ av geologiska förhållanden (högpermeabla jordar) där klorerade lösningsmedel troligen kan påträffas oftare.

Nyckelord: Grundvatten, In situ-sanering, Klorerade lösningsmedel, Mark.

Institutionen för mark och miljö; biogeokemi. Sveriges lantbruksuniversitet. Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala.

ABSTRACT

In Situ Remediation of Chlorinated Solvents – Evaluation with respect to Swedish Conditions

Elin Abrahamsson

Currently, there are 428 areas contaminated with chlorinated solvents in Sweden. These substances have been used in Sweden's industry as degreasing agents and solvents. Chlorinated solvents are more difficult to investigate and remediate compared to petroleum hydrocarbons, due to their complicated distribution in different media. Hence, it is important to increase the knowledge of remediation of chlorinated solvents. The remediation technology excavation is frequently used in Sweden for contaminated areas. Excavation means that soil is dug up and transported to treatment or landfills sites. Due to its climate impact, the use of more sustainable remediation technologies should be increased.

This thesis aimed to evaluate in situ remediation technologies for soil and groundwater contaminated with chlorinated solvents with respect to functionality, sustainability, time and cost aspects. Furthermore, this thesis aimed to investigate which technologies are best suited for Swedish conditions. To evaluate suitability and functionality of remediation technologies, all technologies were described and a case study of five areas in Sweden contaminated with chlorinated solvents was conducted. The contaminant situation and site-specific conditions were described for each area. Thereafter, the evaluation and choice of remediation technology and remediation result were presented. The technologies studied in the case study were two types of chemical reduction, multi-phase extraction, biostimulation and thermal treatment. The five projects were then assessed using the Swedish Geotechnical Institute's decision support tool for remediation technologies, SAMLA. The technologies were rated in SAMLA according to criteria related to environmental factors, social factors and costs. Furthermore, the remediation technologies were evaluated based on their strengths and limitations with respect to Swedish conditions, such as geology, climate and geochemistry. They were also evaluated based on their strengths and limitations according to implementation areas, cost, remediation time, energy consumption and use in Sweden.

The assessment of the five projects in SAMLA produced similar results compared to previously conducted risk evaluations. The technologies that were chosen based on the risk evaluations were also rated highest in SAMLA. The choice of technology for each project was based on conditions for the area, such as geology and existing buildings. Conclusions were drawn indicating that all technologies can be implemented in Sweden with respect to geological conditions. However, site-specific conditions, such as high groundwater flow and heterogeneous soil, limit the implementation of a specific technology. Moreover, other site-specific conditions than those already discussed have to be considered, for instance buildings or future exploitation. Future development of in situ remediation technologies may focus on implementation of a certain type of geology (highly permeable soils), where chlorinated solvents may be found more frequently.

Keywords: Chlorinated solvents, Groundwater, In Situ remediation, Soil.

Department of Soil and Environment; Biogeochemistry. Swedish University of Agricultural Sciences. Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala, Sweden.

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts på sektionen förorenade områden på ÅF i Göteborg.Handledare har varit Tobias Kahnberg på ÅF och ämnesgranskare Dan Berggren Kleja på institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Först och främst vill jag tacka min handledare Tobias Kahnberg som varit ett stöd under hela arbetet och min ämnesgranskare Dan Berggren Kleja för synpunkter på arbetet samt granskning av rapporten. Jag vill även tacka sektionen förorenade områden för ett varmt mottagande. Vidare vill jag tacka anställda på SGI, konsultföretag och länsstyrelser för delgivande av information om utförda saneringar och allmän information om kunskapsområdet.

Slutligen vill jag tacka Peter Harms-Ringdahl (Åtgärdsportalen) för diverse illustrationer.

Uppsala, maj 2015

Elin Abrahamsson

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

In situ-metoder för sanering av klorerade lösningsmedel – utvärdering enligt svenska förhållanden

Elin Abrahamsson

I nuläget finns det ungefär 80 000 områden i Sverige som är misstänkt eller konstaterat förorenade av olika slags föroreningar. Av dessa är ungefär 1200 områden klassade som riskklass 1 som innebär mycket hög risk, vilka prioriteras i första hand när sanering ska utföras. Idag finns det 428 områden registrerade som förorenade med klorerade lösningsmedel i Sverige. Med sanering menas att föroreningarna avlägsnas från platsen. Behandling kan antingen utföras på plats (in situ) eller på annan plats än det förorenade området (ex situ). En flitigt använd saneringsmetod är schaktsanering där jord grävs upp för att sedan transporteras till behandlingsanläggning eller deponi. En orsak till att denna metod är populär är att deponering är billigt att utföra samt att det finns en utvecklad kultur att gräva upp föroreningar i Sverige. Vidare fick in situ-metoder ett dåligt rykte i Sverige vid den första tillämpningen för 10 till 15 år eftersom kunskapen var begränsad. På grund av schaktsaneringens transporter är denna metod inte ett hållbart alternativ. I dagsläget behöver alternativa saneringsmetoder som är mer miljömässigt hållbara tillämpas oftare. Det innebär att fler metoder som behandlar föroreningen direkt på plats, in situ, behöver tillämpas.

Dessa ämnen tillhör gruppen klorerade kolväten och är organiska föroreningar som bedöms vara av mycket hög farlighet. Klorerade lösningsmedel har använts inom svensk industri sedan 1930-talet som avfettnings- och lösningsmedel. Lösningsmedel kan exempelvis orsaka skador på det centrala nervsystemet och vissa är även cancerframkallande. Ämnena är vätskor vilka är tyngre än vatten, svårnedbrytbara och har vattenavvisande egenskaper. Som ett resultat av dessa egenskaper har klorerade lösningsmedel en komplex spridningsbild; de kan spridas i gasform, löst i vatten eller separat i en egen fas.

Klorerade lösningsmedel medför större svårigheter vid sanering och undersökning jämfört med exempelvis oljeföroreningar. Vid sanering är endast en saneringsmetod oftast inte tillräcklig för att uppnå uppsatta åtgärds mål till följd av lösningsmedlens fördelning i både mark och grundvatten samt stora utbredningsområde. Till skillnad från Sverige har sanering av klorerade lösningsmedel fått ett större genomslag i andra länder i Europa samt i Nordamerika, där de har blivit mer uppmärksammade och prioriterats högre. Den viktigaste förklaringen till detta antas vara att grundvattenresurser är viktigare vattentäkter för dricksvatten i dessa länder jämfört med Sverige. Däremot har situationen utvecklats i Sverige under de senaste åren då lösningsmedlen har hotat att förorena vattentäkter runtom i landet. Därför är det viktigt att öka kunskapen kring in situ-sanering av klorerade lösningsmedel.

Detta examensarbete syftade till att utvärdera metoder för in situ-sanering för mark och grundvatten förorenade av klorerade lösningsmedel utifrån funktions-, tids-, hållbarhets- och kostnadsaspekter. Vidare syftade arbetet till att undersöka vilka metoder som

lämpar sig bäst för svenska förhållanden, såsom klimat, geologi, hydrogeologi, geokemi samt demografi.

För att uppnå syftet beskrevs först lämpliga in situ-saneringsmetoder för klorerade lösningsmedel. Därefter genomfördes en fallstudie med fem områden runtom i Sverige förorenade med lösningsmedel som har sanerats eller har en pågående sanering. I fallstudien beskrevs varje område gällande lokalisering i landet och geologi samt föroreningssituationen för samtliga områden. Därefter presenterades genomförd utvärdering och val av saneringsmetod samt resultat av utförd sanering. Dessa fem områden värderades i ett beslutstödsverktyg som Statens geotekniska institut (SGI) har tagit fram där saneringsmetoder värderas. Verktöget heter SAMLA och är ett Exceldokument som bygger på bedömning utifrån flera olika kriterier, tillhörande miljö-, sociala och ekonomiska aspekter. Verktöget är utformat för att olika aktörer ska kunna involveras, såsom problemägare, tillsynsmyndigheter och konsulter. Värderingen utförs utifrån jämförelse med ett referensalternativ som exempelvis kan vara att ingen saneringsmetod utförs alls utan endast skydds- och administrativa åtgärder. Dokumentet består av tabeller för bedömning och grafer där värderingsresultatet visas. Saneringsmetoderna poängsattes för respektive kriterium som sedan tilldelades olika vikt.

Värderingen i SAMLA av de fem projekten visade på liknande resultat jämfört med tidigare genomförda riskvärderingar. De metoder som valdes i riskvärderingarna fick även högst tilldelad poäng i SAMLA. Dock stämde inte ordningsföljden överens med den som föreslogs i den genomförda riskvärderingen för vissa av projekten. Vidare utvärderades lämpliga saneringsmetoder för klorerade lösningsmedel utifrån metodernas styrkor och svagheter med avseende på tillämpningsområden, kostnad, saneringstid, energiförbrukning samt användning i Sverige. Metoderna utvärderades även utifrån deras styrkor och begränsningar enligt svenska förhållanden, såsom geologi, klimat etc. Resultatet presenterades dels i text men även i matriser.

Slutsatser som kan dras är att samtliga in situ-metoder som tas upp i detta arbete kan tillämpas i Sverige utifrån de geologiska förhållandena. Det är däremot de platsspecifika förhållandena, såsom stort grundvattenflöde eller heterogen jord, som styr valet av saneringsmetod och anpassning bör ske därefter. Även förutsättningar för fastigheten måste beaktas, exempelvis byggnader på platsen eller exploatering av området. Dock kan tillämpningen av in situ-metoder eventuellt utvecklas mot en viss typ av geologiska förhållanden (genomsläppliga jordar) där klorerade lösningsmedel oftare påträffas. Vissa metoders tillämpning kan uppenbart försvåras på grund av de svenska förhållandena, såsom växtsanering och den termiska metoden elektrisk konduktiv uppvärmning. Detta på grund av den korta växtsäsongen i Sverige och att den termiska metoden är känslig för högt vatteninnehåll i marken. Anledningen till varför vissa in situ-metoder ännu inte tillämpats i Sverige beror främst på kostnads- och osäkerhetsaspekter. Ytterligare en orsak är sämre teknikutveckling och mindre kunskap om området jämfört med andra länder.

ORDLISTA

Bentonit	En vulkanisk lera som består av vattenabsorberande mineraler. Används vid tätning mot genomströmmande vatten.
Biobarriär	En barriär som förhindrar spridning av föroreningar i yt- och grundvatten. Behandling sker i och/eller nedströms barriären med hjälp av biologisk nedbrytning.
Biofilm	Ett aggregat av tätt packade mikroorganismer
Dödisgrop	Ett topografiskt och geologiskt fenomen som har bildats av kvarliggande glaciäris omgiven av sediment
Geologisk formation	Jordlager och berggrund
Injektering	Injicering
Riskbedömning	Identifiering av risker med avseende på miljö, människors hälsa och naturresurser som kan uppkomma från ett förorenat område samt ställningstagande till dessa risker. Underlag till åtgärdsutredning och riskvärdering.
Riskvärdering	Lämpliga åtgärdsalternativ/saneringsmetoder jämförs för ett förorenat område som behöver saneras. Underlag för val av åtgärd/saneringsmetod.
Slurry	En tunn och sörjig blandning av lera eller cement. Den kan även innefatta andra vätskeblandningar med sönderdelat fast material med vätska (oftast vatten).
Sättning	En sjunkning av markytan till följd av kompression av underliggande jord
Åtgärds mål	Sätts upp vid sanering av förorenade områden. Innefattar exempelvis riskreduktion och reduktion av föroreningshalter.
Åtgärdsutredning	Utvärdering av lämpliga åtgärdsalternativ/saneringsmetoder för ett förorenat område. Underlag för riskvärdering.

FÖRKORTNINGAR

CAH Klorerade alifatiska kolväten

cDCE Cis-1,2-dikloretylen

DCE Dikloretylen

DNAPL Dense Nonaqueous Phase Liquid

ECH Elektrisk konduktiv uppvärmning (Electrical Conductive Heating)

ERH Elektrisk resistivitetsuppvärmning (Electrical Resisting Heating)

GV Grundvatten

PCE Perkloreten

SGU Sveriges geologiska undersökning

TCE Tetrakloreten

VC Vinylklorid

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	Syfte och frågeställningar	2
2	BAKGRUND	3
2.1	Svenska förhållanden	3
2.1.1	Klimat	3
2.1.2	Geologi	3
2.1.3	Hydrogeologi	3
2.1.4	Geokemi	4
2.1.5	Demografi	5
3	TEORI	5
3.1	Egenskaper och användningsområden för klorerade lösningsmedel	5
3.2	Spridningsmekanismer för klorerade lösningsmedel	7
3.2.1	Käll- och plymområden	7
3.2.2	Fri fas	7
3.2.3	Löst i vatten	9
3.2.4	Gasfas	9
3.2.5	Fast fas	9
3.3	Provtagningsmetodik	9
3.4	In situ-metoder för klorerade lösningsmedel	11
3.4.1	Metodöversikt	11
3.4.2	Schaktsanering	12
3.4.3	Biologisk nedbrytning	12
3.4.4	Kemisk reduktion	15
3.4.5	Kemisk oxidation	17
3.4.6	Växtsanering	18
3.4.7	Termisk behandling	18
3.4.8	Luftinjektering	21
3.4.9	Porgasextraktion	21
3.4.10	Multifasextraktion	22
3.4.11	Jordtvättning	23
4	METODIK	25
4.1	Fallstudie	25
4.1.1	Kvarteret Plåten	26
4.1.2	Hagforstvätten	26

4.1.3	Värnamotvätten	26
4.1.4	Reno kemtvätt.....	26
4.1.5	Matadorverken.....	26
4.2	Värdering i SAMLA	27
4.3	Utvärdering av in situ-metoder	27
5	RESULTAT.....	28
5.1	Fallstudie.....	28
5.1.1	Kvarteret Plåten	28
5.1.2	Hagforstvätten	35
5.1.3	Värnamotvätten	43
5.1.4	Reno kemtvätt.....	49
5.1.5	Matadorverken.....	55
5.2	Utvärdering av in situ-metoder	61
6	DISKUSSION	64
6.1	Värdering av in situ-metoder med SAMLA	64
6.2	Användning av in situ-metoder i Sverige	64
6.3	Utvärdering av in situ-metoder	65
6.4	Fallstudie.....	67
6.4.1	Kvarteret Plåten	68
6.4.2	Hagforstvätten	68
6.4.3	Värnamotvätten	69
6.4.4	Reno kemtvätt.....	69
6.4.5	Matadorverken.....	69
6.5	Vidare studier.....	69
7	SLUTSATSER	70
8	REFERENSER	71

1 INLEDNING

Enligt Naturvårdsverket (2014) finns det i nuläget ca 80 000 områden i Sverige som är misstänkt eller konstaterat förorenade av olika slags föroreningar. Av dessa är 428 områden registrerade som förorenade med klorerade lösningsmedel, vilka kan komma att behöva saneras. Med sanering menas att föroreningarna avlägsnas från platsen, en flitigt använd saneringsmetod i Sverige är schaktsanering där jord grävs upp för att sedan transporteras till en behandlingsanläggning eller deponi (Helldén m.fl., 2006). En orsak till att denna metod är populär är att deponering är billigt att utföra samt att det finns en utvecklad kultur att gräva upp föroreningar i Sverige (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Vidare fick in situ-metoder ett dåligt rykte i Sverige vid den första tillämpningen för 10 till 15 år sedan eftersom kunskapen var begränsad. I dagsläget behöver alternativa saneringsmetoder som är mer ekonomiskt och miljömässigt hållbara tillämpas oftare (Naturvårdsverket, 2014).

Klorerade lösningsmedel har använts inom svensk industri för åtskilliga ändamål sedan 1930-talet (Englöv m.fl., 2007). I mitten av 90-talet förbjöds flertalet lösningsmedel men de får dock användas i små mängder under restriktioner. Deras främsta användningsområde har varit som lösnings- och extraktionsmedel inom verkstad-, kemiteknisk- och elektronikindustri samt för kemtvättar. Lösningsmedlen har förvarats och använts på tusentals platser runtom i Sverige. Dock finns ingen sammanställning över användningen, men dessa platser består troligen till största del av verkstadsindustrier, där i första hand trikloreten har använts till avfettning av verkstadsprodukter.

Klorerade lösningsmedel är organiska föroreningar som bedöms vara av mycket hög farlighet (Naturvårdsverket, 2002). Lösningsmedlen kan orsaka skador på det centrala nervsystemet vid inandning av höga koncentrationer (Englöv m.fl., 2007). Vissa ämnen är även cancerframkallande. Klorerade lösningsmedlen är vätskor med högre densitet än vatten, de är svårnedbrytbara och har dessutom hydrofoba egenskaper. De har tilldelats benämningen ”Dense Nonaqueous Phase Liquids” (DNAPLs). Som ett resultat av dessa egenskaper har klorerade lösningsmedel en komplex spridningsbild; de kan spridas i gas- eller vattenfas eller separat i fri fas. Stora områden kan klassas som förorenade även vid små utsläpp av lösningsmedel. Exempelvis kan en liter klorerat lösningsmedel förorena 200 000 m³ dricksvatten under ogynnsamma förhållanden (SGF, 2011).

Klorerade lösningsmedel medför större svårigheter vid sanering och undersökning jämfört med exempelvis petroleumkolväten (Englöv m.fl., 2007). Detta beror på lösningsmedels komplexa spridningsbild, vilken försvårar lokalisering och avgränsning av föroreningen. Vid sanering är endast en metod oftast inte tillräcklig för att uppnå uppsatta åtgärds mål till följd av lösningsmedlens fördelning i olika medier samt stora utbredningsområde. Vidare är den största utmaningen vid in situ-sanering att tillföra tillräcklig mängd och lämplig reagent dit föroreningen förekommer inom en rimlig tidsplan (Stroo & Ward, 2010). Även platsspecifika förhållanden försvårar tillämpningen av in situ-metoder, såsom platsens geologi och geokemi.

Sedan slutet av 1980-talet har en omfattande teknikutveckling och forskning ägt rum inom sanering av klorerade lösningsmedel (Englöv m.fl., 2007). Utveckling har även skett gällande undersökningsmetoder och att förstå lösningsmedels beteende (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Detta gäller främst biologisk nedbrytning av lösningsmedel (Englöv m.fl., 2007).

Även om klorerade lösningsmedel har använts på tusentals platser i Sverige där de högst troligt har förorenat mark och grundvatten är uppfattningen om antalet förorenade områden bristande (Englöv m.fl., 2007). Systematiska undersökningar och sanering specifikt av klorerade lösningsmedel har endast genomförts på ett fåtal platser. Till skillnad från Sverige har sanering av klorerade lösningsmedel fått ett större genomslag i andra länder i Europa samt i Nordamerika, där de förorenade områdena har blivit mer uppmärksammade och prioriterats högre. Den viktigaste förklaringen till detta antas vara att grundvattenresurser är viktigare vattentäkter i dessa länder jämfört med Sverige. Däremot har situationen förändrats i landet under de senaste åren då lösningsmedlen har hotat att förorena vattentäkter runtom i landet.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med examensarbetet var att utvärdera in situ-saneringsmetoder för mark och grundvatten förorenade av klorerade lösningsmedel utifrån funktions-, tids-, hållbarhets- samt kostnadsaspekter. Vidare syftade arbetet till att undersöka vilka metoder som lämpar sig bäst med för svenska förhållanden.

Frågeställningar som sattes upp var:

- Vilka in situ-metoder finns och används idag i Sverige för klorerade lösningsmedel?
- Vilka fördelar och nackdelar finns med metoderna utifrån funktions-, tids-, hållbarhets- samt kostnadsaspekter?
- Finns det lämpliga in situ-metoder tillgängliga som ännu inte används i Sverige och i så fall, varför används de inte i Sverige?

2 BAKGRUND

2.1 SVENSKA FÖRHÅLLANDEN

I detta avsnitt redogörs för svenska förhållanden vad gäller klimat, geologi, hydrogeologi, geokemi samt demografi.

2.1.1 Klimat

Sverige har i huvudsak ett kalltempererat klimat med snörika vintrar (SMHI, 2014). Kustområdena i södra Sverige hör dock till den varmtempererade zonen. Tundra förekommer även i landet men endast lokalt i fjälltrakterna.

Landet är beläget i västvindbältet där lågtryck rör sig längs zoner som skiljer varm luft från kall (SMHI, 2014). Lågtrycken bidrar till en relativ rik nederbörd som faller året om. Generellt ligger den uppmätta årsnederbörden på 500-800 mm. Längs Sveriges södra kustområden faller nederbörden i huvudsak som regn under vintern medan den i övriga delar faller som snö. Medelvärde av årsmedeltemperaturen var år 2014 mellan 5 och 6 °C (SMHI, 2015). I stora drag har medeltemperaturen ökat med ungefär en grad sedan början av nittioalet (SMHI, 2014). Vidare har nederbörden visat på en tydlig ökning i stora delar av landet, i vissa fall en ökning med 10 %.

Temperaturen hos grundvattnet varierar normalt mellan 3 och 8 °C, vilket resulterar i tämligen låga nedbrytningshastigheter (Englöv m.fl., 2007). Sjunkande temperatur i marken påverkar biologiska och kemiska processer negativt då dessa sker långsammare.

2.1.2 Geologi

Sveriges landskap och dess fördelning av jordarter har uppkommit av de senaste inlandsisarna (Espeby & Gustafson, 1998). Sedimentär berggrund har eroderats bort på grund av de senaste nedisningarna (MarkInfo, 2007a). Detta har resulterat i att prekambrisk berggrund av granit och gnejs har frilagts, vilka dominerar inom landet.

Morän är den vanligast förekommande jordarten, som är heterogen med låg till medelhög permeabilitet (MarkInfo, 2007b). Moränen består av allt från block till lerpartiklar. Jordarter med hög permeabilitet (isälvsavlagringar med sand och grus) förekommer även i områden i landet, den vanligaste typen av isälvsavlagring är rullstensåsen. Vidare finns även organiska jordarter av postglacialt ursprung, främst torvjordar, som har uppkommit under den senaste isavsmältningen (MarkInfo, 2007b).

2.1.3 Hydrogeologi

Sverige har goda förutsättningar för tillgång på grundvatten av bra kvalitet som är lätt uttagbart (SGU, uå). Detta beror på landets klimat och geologi, främst på flertalet sand- och grusavlagringar i form av exempelvis rullstensåsar. I Figur 1 illustreras Sveriges naturliga grundvattenutflöden. Sverige har förhållandevis ytligt grundvatten jämfört med andra länder. Detta beror på en relativt stor grundvattenbildning i moränen, som dominerar inom landet, i kombination med en tät berggrund och ett tunt jordtäckte med låg hydraulisk konduktivitet nära berggrunden (Rodhe, A., personlig kontakt april 2015).

Hydrogeologin i Sverige karaktäriseras av olika typer av akviferer där grundvatten kan utvinnas. Det förekommer sprick- och porakviferer, en kombination av dessa två samt karstakviferer (Knutsson, 2008). Sprickakviferer i kristallina, hårda bergarter är den vanligast förekommande typen. Bergarterna utgörs främst av gnejs och granit och

generellt en mycket låg halt av organiskt material (Löfgren, Forsius & Andersson, 2003).

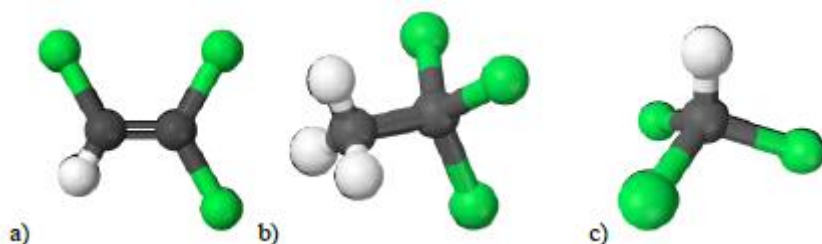
2.1.5 Demografi

Sverige är ett tämligen glesbefolkat land. Däremot är industrier i stor omfattning utbredda över landet. Landet har i allmänhet goda resurser av vattentäkter och det är ca en tredjedel av vattenförsörjningen som är beroende av enbart grundvatten (Berggren Kleja, 2015). I Sverige är konkurrensen om vattentäktsområden och exploaterbar mark oftast mindre vid en jämförelse med andra teknikutvecklade länder (Englöv m.fl., 2007).

3 TEORI

3.1 EGENSKAPER OCH ANVÄNDNINGSMOMRÅDEN FÖR KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

Klorerade lösningsmedel tillhör gruppen klorerade alifatiska kolväten (CAH), vilka är uppbyggda av öppna kolkedjor där antingen en eller flera av väteatomerna har ersatts av kloratomer (SGF, 2011). Vanligtvis består lösningsmedlen av en eller två kolatomer och mellan en och sex kloratomer, se Figur 2 (Sale m.fl., 2008). CAH har generellt hög flyktighet, låg viskositet och vattenlösligheten är låg till måttlig där ämnena i huvudsak är hydrofoba (vattenavvisande) (Englöv m.fl., 2007). Antalet kloratomer styr de hydrofoba egenskaperna; fler kloratomer resulterar i ett mer hydrofobt ämne. De har tilldelats benämningen ”Dense Nonaqueous Phase Liquids” (DNAPLs), vilket är en grupp ämnen som har större densitet än vatten och är hydrofoba.



Figur 2. Kemiska strukturformler för a) trikloreten (TCE), b) 1,1,1-trikloreten (1,1,1-TCA) och c) kloroform (CF). Svart = kol, grön = klor och vit = väte. (SGF, 2011). Med tillstånd.

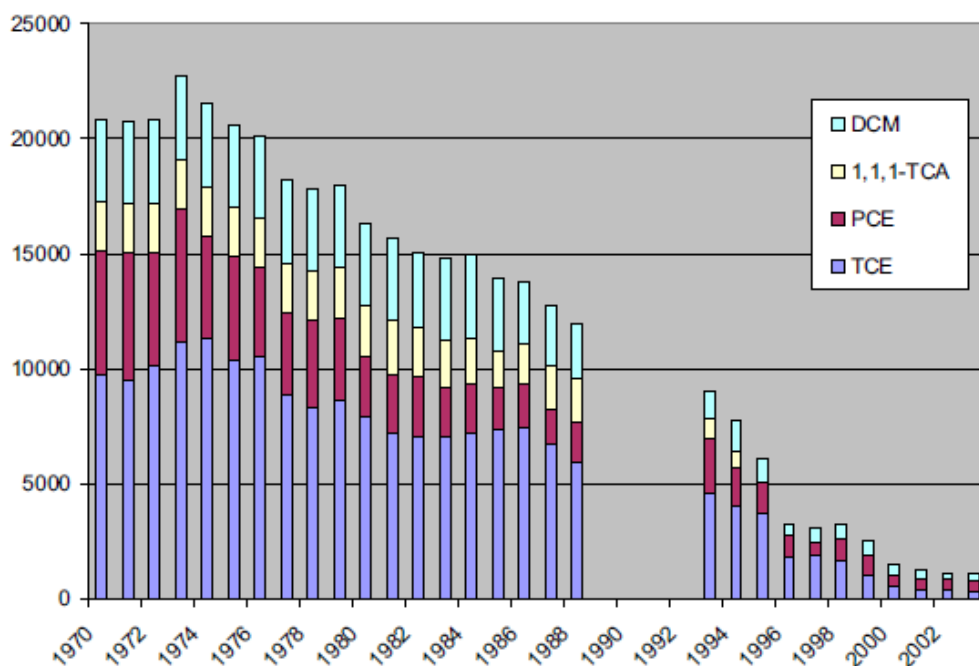
Vidare är lösningsmedlen i allmänhet svårnedbrytbara och om nedbrytning sker kan toxiska nedbrytningsprodukter ackumuleras. Både lösningsmedlen och dess nedbrytningsprodukter klassas som hälsofarliga (SGF, 2011). Flertalet ämnen är även cancerframkallande eller misstänks vara det. Om de sprids till mark och vatten kan växter och djur drabbas. Klorerade lösningsmedel lämpar sig utmärkt inom industrin som avfettnings- och lösningsmedel då de är svårantändbara och relativt kemiskt stabila. Att tillägga kan de enkelt tränga in i olika medier, vilket är fördelaktigt vid avfettning. Dock leder detta till att inte ens ett betonggolv är tätt nog att förhindra spridning av lösningsmedlet vid ett eventuellt läckage. Därför är det stor sannolikhet att klorerade lösningsmedel har förorenat mark och grundvatten på platser där de har använts.

CAH har använts inom svensk industri för åtskilliga ändamål sedan 1930-talet (Englöv m.fl., 2007). Användningen ökade efter andra världskriget och var som störst i mitten av

70-talet (Figur 3). År 1995 förbjöds flertalet CAH men har sedan dess använts i små mängder under restriktioner. Deras främsta användningsområde har varit som lösnings- och extraktionsmedel inom verkstad-, kemiteknisk- och elektronikindustri samt för kemtvättar. Användningen av klorerade lösningsmedel har dominerats av trikloreten, tetrakloreten, 1,1,1-trikloreten, diklormetan samt 1,1,2-triklortriflouretan.

Tabell 1. Sammanställning över klorerade lösningsmedel som har använts i Sverige (Englöv m.fl., 2007).

Benämning	Synonym	Användningsområden
Tetrakloreten (PCE)	Per, perkloretylen	Kemtvätt
Trikloreten (TCE)	Tri, trikloretylen	Metallavfettning, tidig kemtvätt
1,1,1-Trikloreten (1,1,1-TCA)	1,1,1, metylkloroform	Metallavfettning, lim m.m.
Tetraklormetan (CT)	Koltetraklorid, tetra, perklorometan	Lösnings- och extraktionsmedel, klortillverkning
Triklorometan (CF)	Kloroform	Lösnings- och extraktionsmedel, laborationskemikalie
Diklormetan (DCM)	Metylenklorid	Färgindustri, läkemedelstillverkning
1,1,2-Triklortriflouretan (CFC113)	-	Elektronikindustri, kemtvätt
Triklorfluormetan (CFC11)	-	Kemtvätt
Pentaklorfluoretan (CFC111)	-	Kemtvätt



Figur 3. Förbrukning (ton/år) av klorerade lösningsmedel i Sverige mellan åren 1970-2003 (Englöv m.fl., 2007). Med tillstånd.

3.2 SPRIDNINGMEKANISMER FÖR KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

Spridningen av klorerade lösningsmedel är komplicerad då ämnena kan transporteras löst i vatten, fast fas (bundet till jordpartiklar m.m.), i gasfas eller som en fri fas genom jordlager och grundvatten (Englöv m.fl., 2007). Fördelningen mellan dessa faser bestäms av lösningsmedlets fysikaliska och kemiska egenskaper i jord och grundvatten (SGF, 2011). Under ofördelaktiga förhållanden kan klorerade lösningsmedel i värsta fall transporteras ett tiotal meter ända upp till hundratals meter.

3.2.1 Käll- och plymområden

Spridningen av klorerade lösningsmedel delas upp i käll- och plymområden (SGF, 2011). Uppdelningen underlättar vid bedömning av hälso- och miljörisker samt vid undersökning och sanering då dessa är olika för områdena.

Ett *källområde* är ett område som generellt ligger nära punkten för utsläppet (SGF, 2011). Det är en markvolym som initialt innefattar vätskor av lösningsmedlet i fri fas. Vidare är området en reservoar där ämnet kan bilda en föroreningsplym i grundvatten eller porgas. Ett källområde kan även bestå av finkorniga jordlager som har förorenats via diffusion där transport sker genom koncentrationsskillnader och därmed innehåller höga koncentrationer av lösningsmedlet.

Med en *plym* menas det område dit lösningsmedlet har spridit sig, som porgas eller löst i grundvattnet (SGF, 2011). Plymen breder i allmänhet ut sig över ett större område jämfört med källområdet och koncentrationen av lösningsmedlet är jämnare. Spridningen av klorerade lösningsmedel i plymen kan även ske via diffusion.

3.2.2 Fri fas

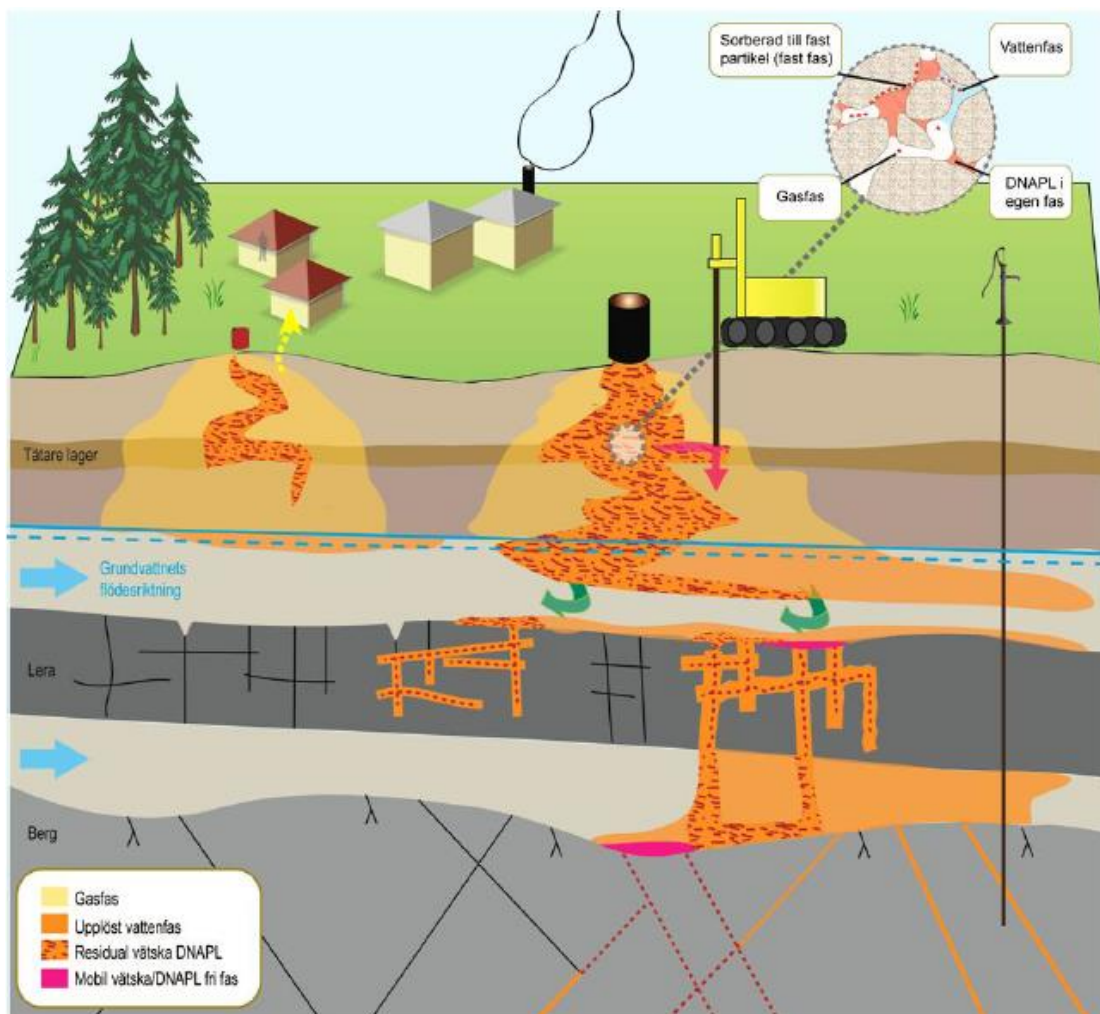
Om ett läckage sker av ett klorerat lösningsmedel i mark kommer vätskan att transporteras vertikalt genom en geologisk formation som en effekt av gravitationen eller lateralt, beroende på vilka geologiska förhållanden som råder på platsen (Englöv m.fl., 2007). Ämnet sprids längs lämpliga vägar genom medierna; genom bergs- eller jordsprickor eller i sandlinser i lågpermeabla jordar. Denna transport kan resultera i att lösningsmedlet transporteras djupt ned och över långa sträckor. Dess höga densitet kombinerat med låg viskositet leder till att spridningen i fri fas även kan ske väldigt snabbt och under grundvattenytan. Figur 4 illustrerar spridningen av ett litet respektive större utsläpp av klorerade lösningsmedel i mark.

Det klorerade lösningsmedlet kommer att ansamlas genom lateral utbredning när det transporteras vertikalt genom jordlagren och möter ett lågpermeabelt lager (Englöv m.fl., 2007). Den laterala utbredningen blir som störst i mark med skiktad geologi (SGF, 2011). Om det lågpermeabla lagret har en lutning som är en annan än grundvattenflödets riktning kan det medföra att spridningsriktningen ändras och transporten sker längs lagrets yta. Därmed kan lösningsmedlet spridas mot grundvattenströmningen i fri fas. Vidare kan klorerade lösningsmedel spridas genom diffusion när det når ett lågpermeabelt lager. Dock tar denna spridning lång tid, både vid utsläppet av föroreningen och vid sanering/självrening.

Följande faktorer är avgörande för hur spridningen av fri fas beter sig i en geologisk formation (Englöv m.fl., 2007):

- Utsläppsvolym av DNAPL
- Infiltrationsytan
- Hur länge utsläppet har pågått
- Den fria fasens fysikaliska och kemiska egenskaper (t.ex. densitet och viskositet)
- Formationens egenskaper (porositet, permeabilitet, homogenitet, förekomst av lågpermeabla zoner och sprickor)

Rester av lösningsmedlet kommer att stanna kvar som strängar eller små droppar i porerna till följd av kapillära krafter, efter det har transporterats genom formationen (Englöv m.fl., 2007). Denna rest av lösningsmedlet kallas residual och kan endast mobiliseras i fri fas genom kraftig pumpning (SGF, 2011). Huvuddelen av föroreningsmängden förekommer som residual och/eller sorberad till den fasta fasen främst när DNAPL kan återfinnas i källområdet (Stroo & Ward, 2010). Trots att höga koncentrationer av lösningsmedel kan påträffas i plymen.



Figur 4. Konceptuell modell över spridningsbilden för ett litet respektive större utsläpp av klorerade lösningsmedel. De gröna pilarna visar en tredimensionell spridning. Ej skalenlig figur. (SGF, 2011). Med tillstånd.

3.2.3 Löst i vatten

Förutom förekomst av klorerade lösningsmedel som residual eller fast fas, kan en stor del återfinnas löst i vatten i lågpermeabla lager (Stroo & Ward, 2010). Spridningen är utbredd över en relativt liten area och begränsad i vertikalutredningen. Dessa lågpermeabla lager kan genom diffusion sprida lösningsmedel till andra delar av formationen. I äldre plymer, främst i heterogena formationer och berg, har lösningsmedel diffunderat in i områden med litet eller inget grundvattenflöde. Klorerade lösningsmedel kan spridas mycket långt genom advektion, då föroreningen följer grundvattnets rörelser och spridningen styrs av tryckskillnader (SGF, 2011). Det är vanligt förekommande att plymen är hundratals meter lång och i vissa fall har lösningsmedlet spridits kilometervis från källområdet. I samband med den långa spridningssträckan sker dispersion (spridning) av föroreningen i vertikal samt horisontal riktning och den späds ut med rent grundvatten (Englöv m.fl., 2007). Spridning sker även till berg där lösningsmedel sprids i vertikala och horisontala sprickor (Stroo & Ward, 2010)

3.2.4 Gasfas

Klorerade lösningsmedel kan spridas som gas (ångor och förorenad porgas) från fri fas och porvatten i den omättade zonen (SGF, 2011). Lösningsmedlet tillsammans med nedbrytningsprodukter kan även förångas från grundvattnet till den omättade zonen.

3.2.5 Fast fas

Klorerade lösningsmedel kan fastläggas från vattnet genom sorption till den fasta fasen, vilken är relaterad till halten organiskt material i jorden (Englöv m.fl., 2007). I allmänhet är fastläggningen av klorerade lösningsmedel i jord relativt låg, men kan öka med jordens organiska halt och kornstorlek (SGF, 2011). Till exempel kan tunna geologiska skikt med hög organisk halt innehålla höga halter av lösningsmedlet även fast skiktet endast utgör en liten del av den totala jordvolymen.

3.3 PROVTAGNINGSMETODIK

Klorerade lösningsmedel har en komplex spridningsbild, förekommer i olika faser samt utgör stor risk för vidare spridning, vilket försvårar undersökningen områden förorenade av lösningsmedel (SGF, 2011). Exempelvis är fördelningen av lösningsmedel extremt heterogen på de flesta platser, stora koncentrationsvariationer kan förekomma inom endast några centimeters avstånd (Stroo & Ward, 2010). Vidare kan undersökningar som fokuserar på den lösta fasen av lösningsmedlet inte representera den fasta fasen eller residualen.

För att undersöka förekomsten av klorerade lösningsmedel, dess spridning samt eventuella miljö- och hälsorisker måste provtagning av olika medier genomföras (SGF, 2011). Lämpliga provtagningsmedier är:

Grundvatten kan provtas från grundvattenrör eller brunn, installerade i lösa jordlager eller i berg innehållande akviferer (SGF, 2013). Vid provtagning måste hänsyn tas till föroreningens tredimensionella spridning för avgränsning av källområdet och utbredning av plymen (SGF, 2011). Därmed är det nödvändigt att prover tas från flera olika djup.

Provtagning av *porgas* är ett effektivt sätt att fastställa förekomst av klorerade lösningsmedel då dessa är flyktiga ämnen (SGF, 2011). Om lösningsmedlen förekommer i porgas är det troligt att de även påträffas i jord och grundvatten (SGF, 2013). Analys av porgas kan antingen ske i laboratorium eller direkt genom fältmätningar (EPA, 2004). Porgas kan mätas direkt i fält med exempelvis ett PID-instrument (fotojonisationsdetektor) eller fält-GC (fältgaskromatograf).

För att undersöka omfattningen av människors exponering för klorerade lösningsmedel utförs mätningar av *inomhusluft* (SGF, 2011). Mätningarna kan utföras med samma metoder som används för porgas och genomförs efter att föroreningar har påvisats i närheten av byggnaden.

Vid provtagning av *jord* krävs många prover för att få en uppfattning om föroreningens fördelning (SGF, 2011). Vidare är analys av jordprover svår att genomföra då föroreningskoncentrationen varierar mycket i jord. På grund av lösningsmedels flyktighet är det lämpligt att använda foderrörsborrning där jorden innesluts inuti ett rör (SGF 2011; SGF 2013).

Genom provtagning av *dag-, spill- och dräneringsvatten* kan indikationer på förekommande föroreningar ges för ett specifikt område (SGF, 2011). Detta eftersom läckage av klorerade lösningsmedel från olika verksamheter har förekommit i relativt stor utsträckning som sedan transporterats och trängt in i ledningsnät.

Halten av klorerade lösningsmedel i den översta delen av jordmatrisen kan fås genom analys av ett *träds kärnved* som tas med en borrh (SGF, 2011). Denna halt gäller för de översta meterna av jorden där trädet är placerat (rötternas utbredningsområde) och innefattar både jord och grundvatten.

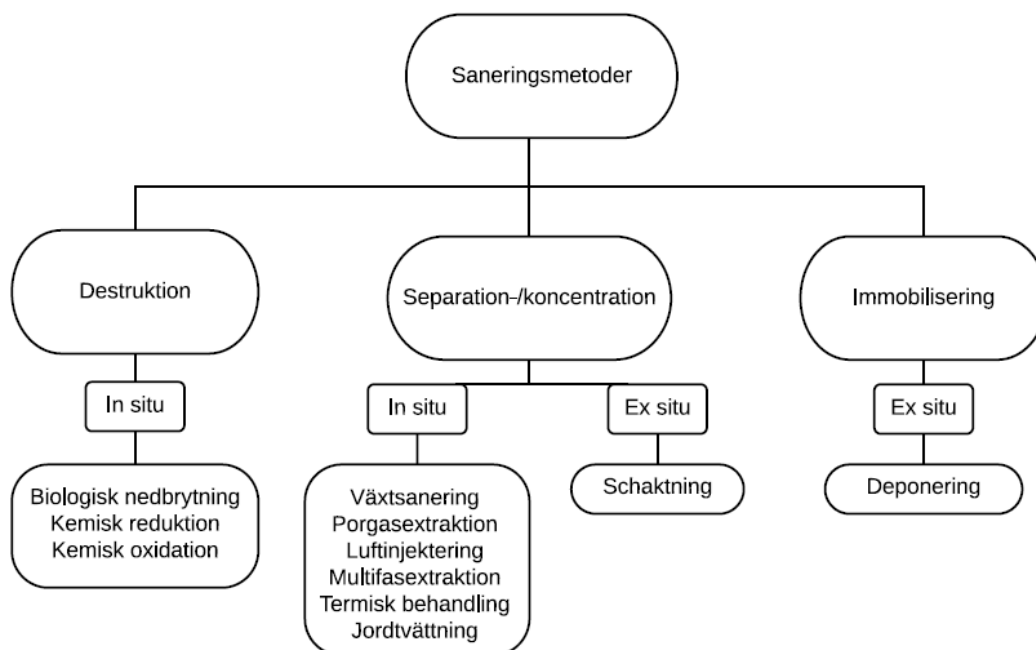
Dynamisk provtagning är en effektiv metod vid avgränsning av källområdets utbredning där direktvisande instrument används i fält (SGF 2011; EPA 2004). Fördelen med denna metod är att anpassning av provtagningen är möjlig baserat på resultat från pågående mätningar likväl som resultat från tidigare utförda fältmätningar. Tekniker som används för denna typ av provtagning är exempelvis PID-instrument, fält-GC, färgning av lösningsmedlet med Sudan IV eller FLUTe samt MIP-sondering. Vid färgning med hjälp av Sudan IV eller FLUTe används färgmedel för att fastställa förekomst av föroreningen i fri fas i jordprov. MIP-sondering innebär att föroreningen förångas genom att en sond förs ned i jordprofilen och värmer upp den. Ångorna transporteras upp till markytan och mäts med indikativa instrument. MIP-sonder kan kombineras med en fält-GC som mäter föroreningshalterna.

3.4 IN SITU-METODER FÖR KLORERADE LÖSNINGSMEDEL

Avsnittet beskriver in situ-metoder som kan tillämpas vid sanering av klorerade lösningsmedel.

3.4.1 Metodöversikt

In situ-sanering innebär att sanering utförs direkt på det förorenade området utan schaktning av föroreningen (Helldén m.fl., 2006). När behandling utförs på en annan plats än det förorenade området kallas det för ex situ-sanering. Saneringsmetoderna kan delas in i tre kategorier (Branzén, 2012):



Förutom ovan nämnda metoder finns det även de som omfattas av inneslutning och avskärning samt tekniska skyddsåtgärder (Englöv m.fl., 2007). Syftet med inneslutning och avskärning är att förhindra spridning av föroreningar i grundvatten eller porgas till skyddsobjekt, såsom byggnader eller vattentäkt. Ett exempel på en sådan metod är skydds- och saneringspumpning (Helldén m.fl., 2008). Tekniska skyddsåtgärder är åtgärder för inomhusmiljön men kan även innebära behandling av förorenade grundvattentäkt (Englöv m.fl., 2007).

Följande ordning för hantering av föroreningar kan användas som vägledning för majoriteten av förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009):

1. *Destruktion* (endast för organiska ämnen)
2. *Separation och koncentration* till en mindre föroreningsvolym som vidarebehandlas och slutmhändertas
3. *Omvandling* genom kemiska och fysikaliska metoder till mindre farliga ämnen
4. *Fastläggning* av föroreningar med hjälp av kemiska och fysikaliska processer
5. *Deponering eller inneslutning*

Enligt Naturvårdsverket (2009) bör bland annat dessa aspekter beaktas vid val av saneringsmetod:

- Metoden bör reducera riskerna så långt det är möjligt ur ett tekniskt och ekonomiskt perspektiv
- Metoden bör vara av engångskaraktär
- Bästa möjliga teknik bör tillämpas om den innebär rimliga kostnader
- Metoden bör vara energisnål
- Risken för återförorening bör minimeras

3.4.2 Schaktsanering

Schaktning är en vanligt förekommande metod vid sanering av förorenade markområden (Helldén m.fl., 2006). Generellt utförs schaktning pallvis eller skiktvis för att kontinuerlig provtagning ska möjliggöras på redan schaktade ytor. Schaktning kan genomföras både under och ovanför grundvattenytan. För att kunna använda en likvärdig metodik med de olika förutsättningarna måste avledning av tillrinnande grundvatten utföras vid schaktning under grundvattenytan.

Av arbetsmiljösäl är det viktigt att ta hänsyn till schaktens stabilitet och utföra kontinuerlig kontroll vid schaktarbete av förorenade jordmassor (Helldén m.fl., 2006). Det område som ska saneras måste besiktigas av geoteknisk expertis innan schaktning kan påbörjas.

Schaktning av förorenade jordmassor kombineras ofta med utsortering av större stenar, block, avfallsfragment m.m. (Helldén m.fl., 2006). En siktskopa används i de enklare fallen där grovmaterialet avlägsnas vid urgrävningen. Efter schaktningen transporteras jorden till behandlingsanläggning för behandling eller till deponi.

3.4.3 Biologisk nedbrytning

I jord och grundvatten kan klorerade lösningsmedel brytas ned naturligt, både biologiskt och abiotiskt (Englöv m.fl., 2007). Förhållanden såsom syreförhållanden, förekomst av mikroorganismer och näringsämnen bestämmer nedbrytningens omfattning (SGF, 2011). Enligt Branzén (2012) används mikroorganismer (bakterier och svampar) vid biologisk nedbrytning in situ för att nedbrytning av organiska föroreningar ska ske på ett område. Mikroorganismerna använder föroreningarna till sin metabolism där de bryter ned dem till mindre toxiska föreningar. Flertalet av de metoder som utnyttjar nedbrytning av klorerade lösningsmedel kan i huvudsak tillämpas i den mättade zonen (Englöv m.fl., 2007). Dock kräver biologisk nedbrytning långa tidsperspektiv, från tiotals till hundratals år, för att kunna genomföras (SGF, 2011). Det är endast i undantagsfall den naturliga nedbrytningen leder till mineralisering (nedbrytning till oorganiskt material) och i vissa fall kan nedbrytningsprodukterna vara mer toxiska än lösningsmedlet i sig. Ett exempel på detta är kloreten eller vinylklorid (VC) och cis-1,2-dikloretylen (cDCE) som bildas vid nedbrytning av PCE och TCE.

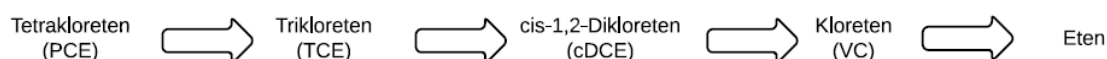
Det finns tre typer av biologisk nedbrytning (Branzén, 2012):

- Naturlig självrening
- Biostimulering
- Bioaugmentation

För en stor del av alla organiska föroreningar sker naturlig nedbrytning med tiden (Branzén, 2012). Nedbrytningens omfattning i *naturlig självrening* är beroende av redox-förhållanden, tillgång till elektronacceptorer och organiskt material samt förekomst av lämpliga mikroorganismer (Englöv m.fl., 2007). I naturlig självrening ingår även processerna dispersion, utspädning, sorption och förångning. Under anaeroba förhållanden kan CAH brytas ned i flera steg genom reduktiv deklorering (Figur 5), vilken är en form av kemisk reduktion (Branzén, 2012). Deklorering är den vanligast förekommande biologiska nedbrytningsmekanismen för klorerade lösningsmedel (Fowler & Reinauer, 2013). Nedbrytningen genomförs av mikroorganismer där klor ersätts av elektroner och väte, vilket resulterar i en kloridjon (Branzen 2013; Fowler & Reinauer 2013). Mikroorganismerna utnyttjar väte som elektrongivare och föroreningen som elektronacceptor. När föroreningen tar emot en elektron konkurrerar den med naturliga elektronacceptorer såsom syre, nitrat, mangan, järn, sulfat och koldioxid. Därmed blir den naturliga självreningen som mest effektiv då dessa är förbrukade. Elektronen som accepteras har sitt ursprung från fermentering av en kolkälla, exempelvis organiskt material i marken, där även väte bildas.

Förutsättningar för att naturlig självrening ska kunna tillämpas är att föroreningen inte förutspås hota omgivningen inom en snar framtid (plymområdet får inte expandera) och att den nuvarande kemiska eller biologiska nedbrytningen sker med tillräcklig hastighet (Branzén, 2012). Naturlig självrening kräver varken energi eller anläggningar ovan mark, dock krävs ett bra övervakningsprogram. Vid nedbrytningen kan dessvärre mer toxiska nedbrytningsprodukter bildas, till exempel VC. Om anaeroba förhållanden krävs för nedbrytning kan tillämpning endast ske i mättad zon (Englöv m.fl., 2007).

Naturlig självrening innebär låga kostnader jämfört med aktiva metoder (Englöv m.fl., 2007). Innan metoden kan tillämpas krävs mer omfattande undersökningar med fler provtagningspunkter jämfört med andra saneringsmetoder, dessa undersökningar tar minst tre år innan tillämpning kan ske (Engelke, 2008). För biologiska nedbrytningsprocesser är den optimala temperaturen mellan 20-35 °C (Åtgärdsportalen, 2015b). Dock finns flertalet studier på att nedbrytning sker även under vintern i kalltempererade zoner samt i kalla klimatzoner. För de biologiska metoderna finns en risk för återförorening efter sanering, denna process tar troligtvis längre tid jämfört med kemisk oxidation (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015).



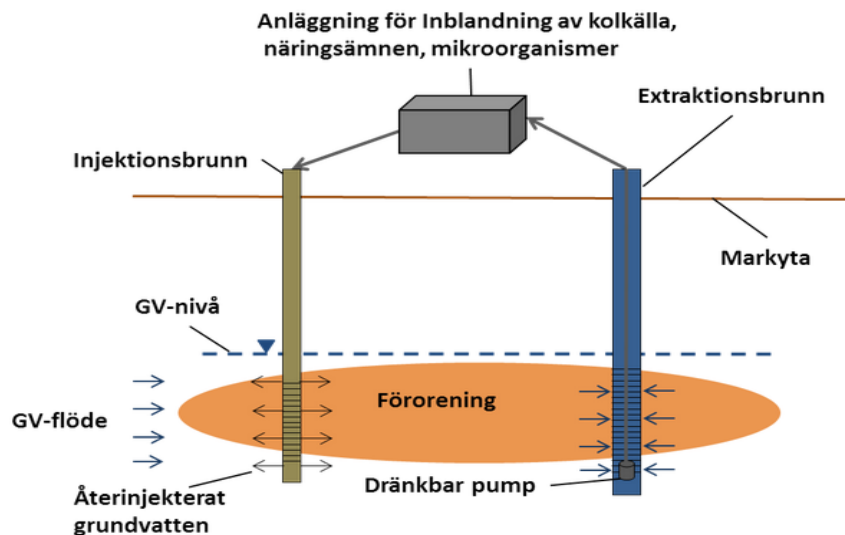
Figur 5. Anaerob reduktiv deklorering av PCE.

Biostimulering är en förstärkt självrening (Branzén, 2012). Där används tillgängliga mikroorganismer på det förorenade området och lämpliga förhållanden skapas för deras tillväxt samt effektiv nedbrytning av föroreningar. För att stimulera nedbrytningen och organismernas tillväxt kan antingen substrat (näringsämnen och kolkälla) eller syre injekteras, se Figur 6. En kombination av dessa kan även injekteras. Biostimulering baseras främst på reduktiv deklorering där reducerande förhållanden skapas genom tillsats av organiska ämnen. Flertalet bakteriegrupper kan bryta ned högklorerade CAH, till exempel PCE eller TCE, till DCE (Englöv m.fl., 2007). Däremot är det endast gruppen *Dehalococcoides* som kan bryta ned PCE och TCE fullständigt till eten. Denna bakteriegrupp förekommer i särskilda fall spontant på områden förorenade av klorerade lösningsmedel. Tillväxten av *Dehalococcoides* kan stimuleras genom att de anaeroba förhållandena förstärks på området eller genom tillsats av substrat.

En förutsättning för att biostimulering ska fungera är att kontakt mellan substrat och förorening är möjlig (Branzén, 2012). En fördel är att tillsatsen följer grundvattnet på ett liknande sätt som föroreningen. För vissa föroreningar är reducerande/oxiderande förhållanden ett krav för att nedbrytning ska äga rum. Biostimulering kan endast tillämpas i mättad zon om anaeroba förhållanden krävs för nedbrytning, vidare är metoden känslig för temperatur och geokemi (Englöv m.fl., 2007). I en studie där biostimulering, kemisk oxidation, termisk behandling och jordtvättning jämfördes innebar biostimulering störst variation i saneringstid (McGuire, McDade & Newell, 2006). I finkorniga medier kan svårigheter att skapa kontakt mellan föroreningen och substratet förekomma. Substratet kan även medföra att en blockerande biofilm bildas, vilken kan begränsa injekteringshastigheten. Om pH-värdet är högt för området som ska saneras kan laktat (mjölksyra) användas tillsammans med substratet för att sänka pH-värdet (Stroo & Ward, 2010).

Bioaugmentation är en metod där främmande mikroorganismer tillförs det förorenade området (Branzén, 2012). Vidare kan metoden även innefatta extraktion och odling av redan existerande mikroorganismer där de förstärks för att sedan återintroduceras på platsen. Flertalet framodlade mikroorganismer är specialister på att bryta ned en specifik förorening (Regenesis, 2015). Som ett exempel kan vissa odlade bryta ned de klorerade ämnena cis-1,2 dikloretylen (cDCE) och vinylklorid (VC) mycket snabbare än befintliga mikroorganismer på en viss plats. För att möjliggöra spridning av substrat och bakterier i lågpermeabla jordar kan elektrokinetik användas (elektrisk spänningsfält) (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015).

Vid bioaugmentation kan dock tillsatta mikroorganismer orsaka en blockerande biofilm, vilken kan begränsa injekteringshastigheten (Branzén, 2012). Mikroorganismer kan även ha svårigheter att etablera sig i en ny miljö som de introduceras till.



Figur 6. Illustration över injektering av kolkälla, näringsämnen eller mikroorganismer. I figuren visas även återinjektering med hjälp av grundvattenpumpning (Harms-Ringdahl, 2015a). Med tillstånd.

3.4.4 Kemisk reduktion

För att bryta ned organiska föroreningar till icke-toxiska eller mindre toxiska ämnen injekteras ett reduktionsmedel eller ett reduktantbildande material under markytan (CLU-IN, 2014a). Det mest använda reduktionsmedlet är nollvärt järn, vilket tillämpas på CAH och vissa metaller. Reduktionsmedlet kan injekteras direkt genom exempelvis soil mixing eller via en permeabel reaktiv barriär (PRB) där förorenat grundvatten får passera igenom (Åtgärdsportalen, 2015d).

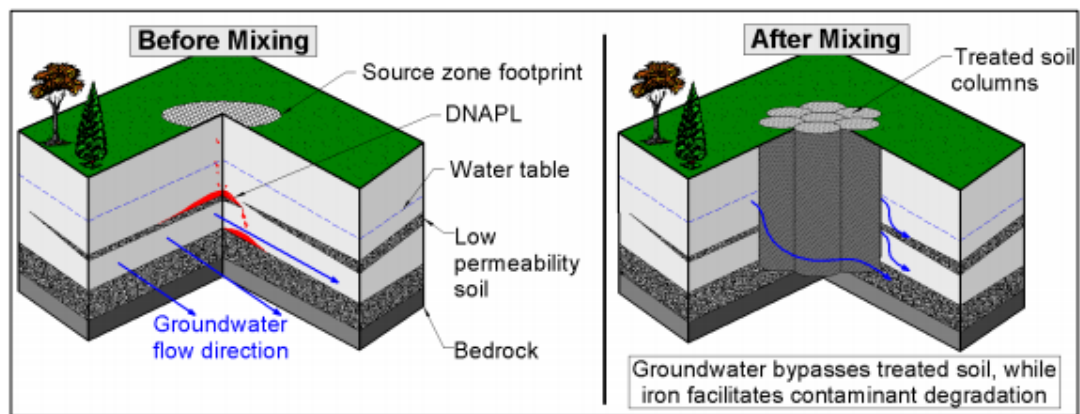
Reduktiv deklorering genom aktivt kol och järn - "trap and treat" baseras på kemisk reduktion (Lindmark, 2011b). Metoden innebär att en produkt som kallas BOS 100[®] injekteras i det förorenade området. BOS 100[®] är ett kornigt material som består av aktivt kol som har impregnerats med järn. Enligt RPI (2014) blandas produkten vanligtvis med vatten och injekteras sedan med högtryckspumpar. Föroreningarna blir infångade av det aktiva kolet för att därefter brytas ned av järnet, därav benämningen "trap and treat". Hydraulisk frakturering är vanligt förekommande vid injektering av BOS 100[®] för att öka fördelningen av produkten. Då bildas öppningar i formationen och därmed kan produkten fördelas bättre. Denna teknik kan även användas för andra in situ-metoder.

Injektering av BOS 100[®] är snabb då den endast innefattar kemiska reaktioner, där saneringen kan vara klar efter några veckor till år (RPI, 2014). Reducering av föroreningen kan ses redan efter ett par dagar under noggrant utförande. Som ett resultat av kornigheten hos BOS 100[®] bildas en mekanism för effektiv kontakt i jordar innehållande lera och silt, vilken är aktiv över en obegränsad tidsperiod. I sand eller sandiga jordar är någorlunda jämn fördelning av produkten möjlig. Metoden sanerar både förorening i mark och grundvatten redan efter första injektionen. Vidare är metoden inte beroende av geokemi. Vid nedbrytning av föroreningar bildas inga toxiska nedbrytningsprodukter (Lindmark, 2011b).

Jämfört med andra metoder är deklorering med BOS 100® ett kostnadseffektivt alternativ (RPI, 2014). Tillsatsen av BOS 100® kan dock fördelas sämre i sand eller sandiga jordar. Det finns även risk att tillsatsen inte kommer i kontakt med föroreningen i lågpermeabla jordarter (Lindmark, 2011b). Vidare kan residual kvarlämnas i det förorenade området och flera injektioner av BOS 100® kan vara nödvändigt för fullständig nedbrytning.

Soil mixing med nollvärt järn och bentonitlera bygger på tekniken kemisk reduktion. Där blandas bentonitlera tillsammans med nollvärt järn till en slurry som sedan injekteras i marken med en stor borrhög eller ett blandningsaggregat med hjälp av en kraftig borrhög (Lindmark, 2011b). Detta innebär att soil mixing förändrar en heterogen jordmatris till en homogen, enhetlig kropp (Dajak, 2012). Genom att injektera slurryn isoleras behandlingsområdet från resten av formationen, vilken nu får en låg effektiv porositet och vattenflödet genom området minskar. Detta innebär att området kan isoleras från omgivande grundvattenflöde, se Figur 7. När järnet, som är ett effektivt reduktionsmedel, kommer i kontakt med föroreningen omvandlar det den till icke-toxiska nedbrytningsprodukter.

Enligt Bozzini m.fl. (2006) är soil mixing en relativt snabb metod, exempelvis kan PCE brytas ned på ett år eller mindre. Enligt laboratorieförsök inför tillämpning av metoden för Hagforstvädden kan fullständig nedbrytning av PCE ske efter 200 dagar (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Vidare har fältprojekt i USA och Danmark har visat att metoden behandlar klorerade lösningsmedel effektivt och har en kort implementeringsperiod (Olson, Kluger & Sale, 2012). Klorerade lösningsmedel är relativt oxiderande och därför är kemisk reduktion bättre lämpad än oxidation (Stroo & Ward, 2010). Metoden innebär att bra kontakt skapas mellan järnet och föroreningen och kan tillämpas i alla jordarter ned till ca 18 meter under markytan (Dajak, 2012). För vissa förhållanden, såsom kombination av heterogena jordlager och djupt belägen förorening är metoden konkurrensmässig med andra metoder (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). All information om områdets geologi behöver inte vara känd, föroreningen behöver endast avgränsas innan sanering kan utföras (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Föroreningsreduktionen för soil mixing är över 99 % och innebär en engångsåtgärd. Risk finns dock för efterkostnad av framtida grundläggningsarbete och sättningar (Lindmark, 2011b). Vidare kräver metoden att plats finns för tunga maskiner och kan därför endast tillämpas utomhus. Dessutom har Colorado State University patent på metoden (Dajak, 2012). Det krävs även en geoteknisk bedömning av markens stabilitet (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Efter utförd sanering är geoteknisk utvärdering nödvändig för att bedöma om påbyggnad eller byggnation är lämplig på området. Vidare kan grus, sten och block utgöra hinder vid inblandningen av lera och järn, vilket kan förekomma på platser i Sverige då morän är den dominerande jordarten.



Figur 7. Illustration över soil mixing (Colorado State University, 2011). Med tillstånd.

3.4.5 Kemisk oxidation

Kemisk oxidation innebär att starka kemiska oxidationsmedel injekteras i antingen omättad eller mättad zon för att oxidera organiska föroreningar (Branzén, 2012). Vanliga oxidationsmedel som används till metoden är peroxid, Fentons reagens (väteperoxid med tvåvärt järn), ozon och kaliumpermanganat. Dessa kan injekteras direkt eller via brunnar (Åtgärdsportalen, 2015c). Reaktionerna vid kemisk oxidation är snabba och exoterma där värme, koldioxid och vatten bildas (Branzén, 2012). Nedbrytningen sker generellt i ett eller flera steg (Åtgärdsportalen, 2015c):

- Hydroxylering – kolvätet (föroreningen) omvandlas till en alkohol och/eller fenol då en hydroxylgrupp tillförs.
- Dehydrogenering – kolvätet övergår till en aldehyd eller keton vid frigörande av hydroxylgruppen.
- Karboxylering – karboxylsyra bildas vid oxidation av aldehyden eller ketonen, i form av ättiksyra, citronsyra eller smörsyra. Dessa bryts sedan ned till koldioxid och vatten.

För halogenerade kolväten består slutprodukten även av jodid, klorid, fluorid eller bromid (Åtgärdsportalen, 2015c).

Tidsperioden för sanering med kemisk oxidation är kort, ca 3 till 6 månader (Åtgärdsportalen, 2015d). De injekterade oxidationsmedlen följer grundvattnet på ett liknande sätt som föroreningen, vilket skapar möjlig kontakt mellan dem (Branzén, 2012). Metoden är mindre effektiv i lågpermeabla och heterogena formationer och hantering av oxidationsmedel medför betydande hälso- och säkerhetsrisker (Englöv m.fl., 2007). Vid tillämpning i källområdet är metoden som mest kostnadseffektiv men även för plymorråden vid injektering av kaliumpermanganat. Vidare kan metoden hämma biologiska processer i marken och toxiska ämnen kan bildas vid nedbrytning av föroreningar. Vid sanering med kemisk oxidation kan flera injektioner krävas och metoden är verksam under en kortare tid jämfört med kemisk reduktion (Nilsen, 2013). Dock minskar osäkerheten av långtidseffekten vid intensiv sanering av källområdet. Vissa oxidationsmedel kan brytas ned efter injektion eller reagera med metaller och organiskt material, vilket medför stor konsumtion av medlet (Stroo & Ward, 2010). Det finns dock mer persistenta oxidationsmedel som kan väljas vid tillämpning. Järn- och manganmineraler som finns i akviferer kan påverka effektiviteten negativt. Vidare är

klorerade lösningsmedel relativt oxiderande och därför är kemisk reduktion bättre lämpad än oxidation.

Enligt en studie på 59 platser förorenade av klorerade lösningsmedel var kemisk oxidation den metod där återförorening var vanligast förekommande (McGuire, McDade & Newell, 2006). En orsak till detta är diffusion tillbaka från lågpermeabla lager men kan även orsakas av minskad mikrobiell aktivitet till följd av toxiska effekter från oxidationsmedlet. Kemisk oxidation kan även frigöra föroreningen från området. Ett exempel på detta är saneringen av Hjortberga sågverk för pentaklorfenol som användes i träimpregneringsmedel. Där testades injektion av peroxid för första gången i Sverige (RGS 90, 2015). För vissa områden fungerade tekniken bra men andra uppvisade en ökning av pentaklorfenol i jorden. Förklaringen till detta resultat kan vara att en felbedömning för mängden pentaklorfenol gjordes. På grund av valet av peroxid frigjordes mer än vad som beräknades finnas från början. Dock är det ovanligt att injektion med peroxid uppvisar ökade halter av föroreningen.

3.4.6 Växtsanering

Vid växtsanering som även kallas fytosanering används träd, buskar eller örter för att ta upp och ackumulera eller bryta ned föroreningar (Englöv m.fl., 2007). Växter som kan användas är exempelvis senaps- och ärtväxter, pumpaväxter och popplar (Åtgärdsportalen, 2015b). Popplar lämpar sig bra vid förekomst av CAH på grund av dess djupa rotsystem och pumpaväxter kan användas för klorerade pesticider såsom DDT. Metoden kan tillämpas för förorenad jord, slam, yt- och grundvatten (Englöv m.fl., 2007). Växtsanering är mest fördelaktig för ytliga grundvattenytor som är i kontakt med rotzonen vid behandling av grundvatten. Saneringen innefattar flera olika processer i växten och dess rotsystem, till exempel fitoextraktion, fitoförångning, stimulerad bionedbrytning i rotzonen, fytonekbrytning eller hydraulisk kontroll.

Sanering med hjälp av växter innebär ett enkelt genomförande om området har lämpliga förutsättningar och få insatser för drift och underhåll krävs (Englöv m.fl. (2007). Växtsanering är en klimatberoende metod som begränsas av växtsäsongens längd. Saneringen kan ta flera år innan all förorening har brutits ned på ett område, ibland kan flera decennier (Åtgärdsportalen, 2015c). Till följd av den långa saneringstiden blir kostnaden relativt stor för efterbehandling. Generellt kan växtsanering tillämpas på ytligt belägna föroreningar. Vidare är växtsanering mest fördelaktig för ytliga grundvattenytor som är i kontakt med rotzonen vid behandling av grundvatten (Englöv m.fl., 2007).

3.4.7 Termisk behandling

Termisk behandling bygger på att föroreningarna förångas vid uppvärmning av marken för att sedan samlas upp, i vissa fall även avkyls och behandlas (Åtgärdsportalen, 2015g). I allmänhet används främst termiska metoder för behandling av källområdet. Denna typ av saneringsmetod är mer intensiv jämfört med andra och kräver störst mängd energi (Englöv m.fl., 2007). För att minska förbrukningen av icke-förnybar energi kan solpaneler och mobila vindkraftverk användas. De termiska metoderna kan även förstärka naturlig nedbrytning i marken (McGuire, McDade & Newell, 2006). Dock kan de medföra bildning av toxiska ämnen, exempelvis dioxin (Branzén, 2012).

De termiska metoderna har i allmänhet låg risk för förorenings spridning. Dels på grund av det vakuum som skapas vilket suger ut porluften och även då vatten förångas som skapar grundvattenströmning in mot området (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Samtliga termiska metoder har en relativ kort saneringstid (Åtgärdsportalen, 2015g). Dock kan området behöva svalna efteråt i upp emot ett års tid innan människor kan vistas där. Vidare innebär dessa metoder en betydande hälso- och säkerhetsrisk i och med den höga värmen som uppkommer (Davis m.fl., 2005). Termiska metoders effektivitet minskas vid nedkylning och kan därför inte tillämpas på områden med stort grundvattenflöde (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015).

En uppvärmning av marken kan vanligtvis skapas genom tre olika tekniker (Åtgärdsportalen, 2015g):

- Ånginjektion
- Elektrisk konduktiv uppvärmning (ECH)
- Elektrisk resistivitetsuppvärmning (ERH)

Vid *ånginjektion* injekteras ånga genom brunnborrhål under markytan (Davis, 1998). Till en början kommer ångan att värma upp brunnborrhålet och den omkringliggande geologiska formationen. Ångan kondenseras sedan och varmt vatten rör sig från formationen. Den maximala temperaturen som kan uppnås ligger under 100 °C (Englöv m.fl., 2007). Ånginjektion kan användas i medel- eller högpermeabla jordarter där de finkorniga lagren är begränsade (< 0,5 meter mäktiga).

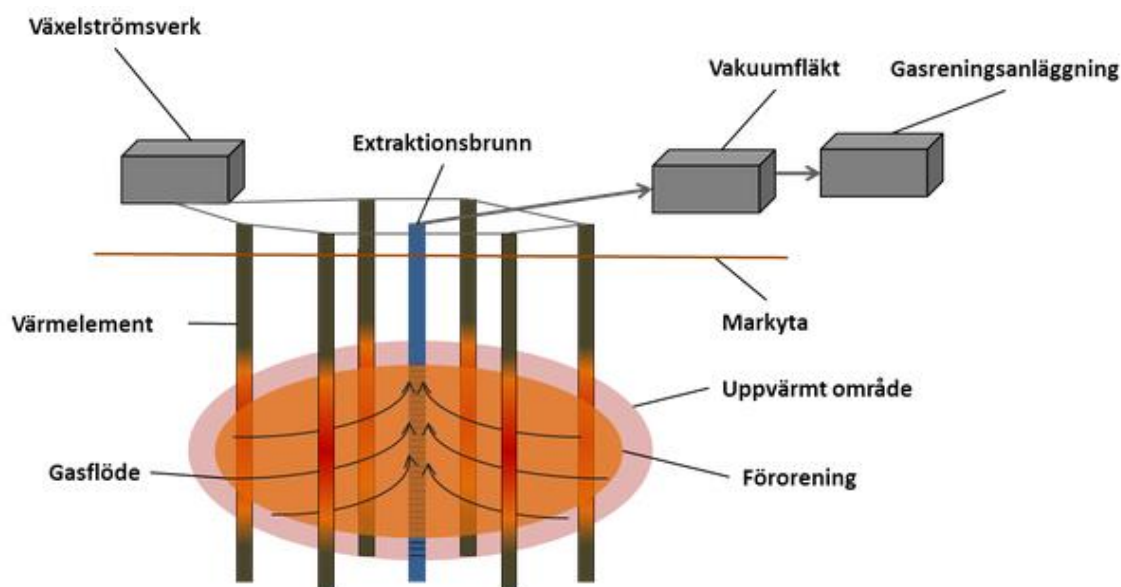
Jämfört med övriga termiska metoder har ånginjektion en snabbare värmeöverföring och är mer flexibel i värmeöverföring av olika temperaturer (Churngold, uå). Generellt kräver den en längre saneringstid och mer omfattande drift- och underhållsarbeten jämfört med ECH och ERH (Åtgärdsportalen, 2015g). Ånginjektion kan främst tillämpas på högpermeabla och icke-komplexa formationer där den är mer kostnadseffektiv än ECH och ERH. För komplexa och lågpermeabla formationer är dock ERH och ECH mer kostnadseffektiva. Vidare finns risk för att mikrofaunan slås ut på det behandlade området (Englöv m.fl., 2007).

För *elektrisk konduktiv uppvärmning*, Electrical Conductive Heating (ECH), skapas ett undertryck i den geologiska formationen samtidigt som uppvärmningen sker (Costanza m.fl., 2007). Detta skapas oftast genom en uppsättning av vertikala uppvärmnings-/vakuumbrunnar, se Figur 8, men det förekommer att ytuppvärmning kombineras med ett utsug som skapas under ett tätt membran som placeras längs markytan. Formationen värms upp av elektriska värmeelement där termisk konduktion tillsammans med strålning används för att överföra värmen till omgivande jord. Denna metod kan medföra en jordtemperatur på minst 500 °C. Elementen kan även värmas upp med hjälp av het gas, exempelvis biogas eller gasol (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Vidare finns ytterligare en teknik som dock fortfarande är i försöksstadiet där uppvärmning av marken sker genom mikrovågor.

ECH behandlar hela föroreningsvolymen, även djupt belägna föroreningar (Branzén, 2012). Både ECH och ERH är bäst lämpade för lågpermeabla jordarter men kan även tillämpas i högpermeabla (Åtgärdsportalen, 2015g). Anledningen till detta är de finkorniga jordarternas högre värmeledningsförmåga. Sanering med ECH kan medföra

stora risker för sättningar och grundvattenavsänkning (Lindmark, 2011b). Innan metoden kan tillämpas krävs ett pilotförsök (Helldén m.fl., 2008). Vidare är ECH-tekniken patentskyddad (Rahm, N., personlig kontakt mars 2012).

I och med att biogas kan användas för uppvärmning av värmeelementen kan ECH:s klimatpåverkan minskas avsevärt (Åtgärdsportalen, 2015g). Vid en jämförelse mellan ERH och ECH för Reno kemtvätt var ECH dubbelt så dyr att tillämpa (Rahm, 2012). Detta eftersom ECH innebär större energiförbrukning (utgör 10-30 % av totala kostnaden) (Branzén, 2012). Mikrofaunan kan slås ut och liten risk för sättningar förekommer (Rahm, 2012). Vidare kan fri fas spridas på grund av att jorden blir mer genomsläpplig vid saneringen. Ytligt grundvatten, vilket är vanligt förekommande i Sverige, kan utgöra ett problem då det krävs stora mängder energi för att förångas vattnet (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015).



Figur 8. Installation av ECH i marken (Harms-Ringdahl, 2015e). Med tillstånd.

Elektrisk resistivitetsuppvärmning genomförs genom att värmeproducerande utrustning installeras i marken i form av elektroder (Region Gotland, 2014). Denna teknik kallas ERH (Electrical Resisting Heating), vilken innebär att marken värms upp genom strömalstring mellan elektroder med tre elektriska faser. Vid uppvärmning kan en temperatur på över 100 °C uppnås. Föroreningen förångas och renas sedan genom aktiva kolfilter. För att metoden ska kunna fungera krävs att marken är strömledande och därför behöver fukthalten i marken vara minst 4 %. Vidare kan ERH tillämpas för alla typer av jordarter och föroreningshalter (Branzén, H., personlig kontakt februari 2015).

ERH är lämplig i områden med höga grundvattenytor då metoden kräver en fukthalt i jorden på minst 4 % (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Vidare är ERH den mest tillämpade termiska tekniken och är ungefär tre gånger så vanlig jämfört med ECH efter år 2000 (Rahm, 2012). Metoden är inte patenterad såsom ECH är, vilket gör den mer kommersiellt tillgänglig. Dock kan mikrofaunan slås ut vid tillämpning av ERH och

åtgärden innebär en liten risk för sättningar, eventuellt kan närliggande byggnader skadas av genomförd sanering (Branzén, H., personlig kontakt februari 2015). ERH har låg tillämpning i Norden och därmed finns mindre kunskap om metodens tillämpning där (Rahm, 2012).

3.4.8 Luftinjektering

Vid luftinjektering transporteras luft ned genom injekteringsbrunnar till flyktiga CAH löst i grundvatten eller absorberade i marken (EPA, 2012a). Dessa förångas och ansamlas i den omättade zonen för att därefter uppsamlas genom exempelvis porgasextraktion. Där kan den extraherade gasen ventileras direkt till atmosfären eller genomgå behandling före (Englöv m.fl., 2007). Metoden kan även användas till bioluftning, vilket är aerob biologisk nedbrytning av grundvattenföroreningar.

Luftinjektion är väletablerad och utgör begränsade installationer på det förorenade området (Englöv m.fl., 2007). Den är mest effektiv i homogena, porösa och permeabla jordar samt för sanering av källområden (Åtgärdsportalen, 2015a). Saneringstiden för luftinjektering är lång, ca 1 till 3 år (EPA, 2012a). Metoden är kostnadseffektiv och innebär liknande kostnader som för porgasextraktion. Luftinjektion kan dock inte användas om fri fas förekommer då grundvatten kan ansamlas och frigöra fri fas av föroreningen. Vidare kräver den detaljerade pilottester innan sanering kan utföras för att fastställa injektionsbrunnarnas influensradie. I heterogena och lågpermeabla formationer är luftinjektering mindre effektiv samt i slutna akvifärer. Jordar innehållandes grovmo eller finsand och de flesta moränjordar kan vara svåra att tillämpa luftinjektering på (Åtgärdsportalen, 2015a). Luftinjektering på platser med ytlig grundvattenyta och litet avstånd till jordlager som ska saneras rekommenderas inte (Englöv m.fl., 2007). Detta på grund av ökade kostnader då fler injekteringsbrunnar måste installeras. Vidare kan sanering med luftinjektering orsaka ändrat spridningsmönster av föroreningen, inhibering av anaerob nedbrytning samt förhöjd grundvattenyta vid platser med ytlig grundvattennivå. Om metoden tillämpas i kallt klimat kan kostnaderna öka då luften behöver värmas upp (Åtgärdsportalen, 2015a).

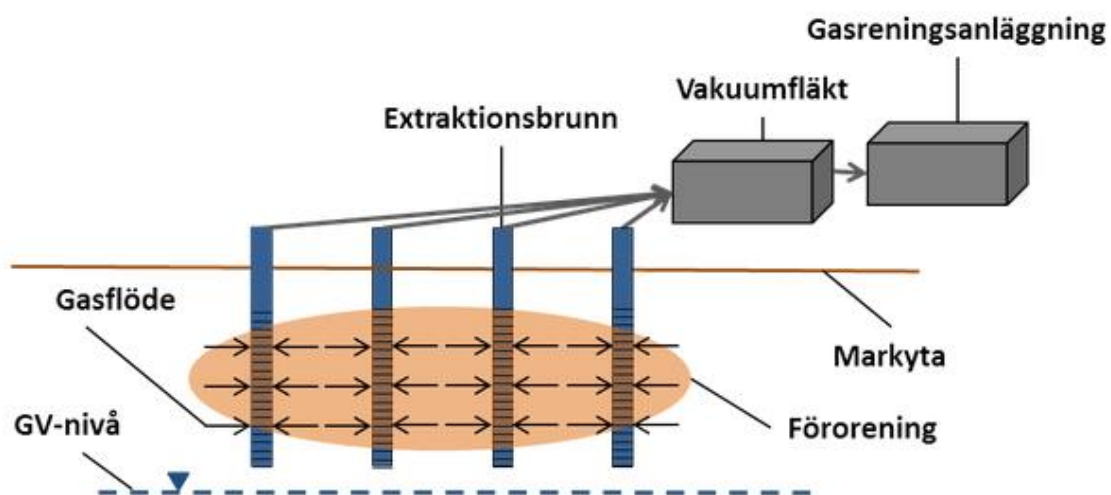
3.4.9 Porgasextraktion

Porgasextraktion är en metod som tillämpas för omättad zon (Englöv m.fl., 2007). Metoden innebär att flyktiga organiska föroreningar avlägsnas från den omättade zonen genom att skapa ett luftflöde. Luftflödet skapas av ett undertryck som bildas i extraktionsbrunnar, se Figur 9. Där uppfångas föroreningarna efter att ha förångats i luftströmmen. Processer som styr avdrivningen och transporten är advektion, förångning, desorption, biologisk nedbrytning samt diffusion. Om koncentration av föroreningen är låga kan den extraherade gasen ventileras till atmosfären, i annat fall måste behandling ske innan utsläpp. Vid höga koncentrationer används i de flesta fall katalytisk oxidation och för låga till måttliga koncentrationer används granulerat aktivt kol. Metoden kan även användas för biologisk nedbrytning i den omättade zonen (bioventilation) eller för att hindra att ångor tränger in i byggnader.

Porgasextraktion är en relativt snabb och kostnadseffektiv metod där saneringstiden är 6 månader till 2 år under optimala förhållanden (EPA, 2012b). Metoden är väletablerad och innebär begränsade installationer på det förorenade området (Englöv m.fl., 2007). Porgasextraktion kan kombineras med andra metoder för att även behandla grundvatten.

Sanering med denna metod är effektivast i porösa, permeabla och homogena geologiska formationer och mest kostnadseffektiv för källområden.

Sanering med porgasextraktion innebär dock svårigheter att uppnå föroreningsreduktion större än 90 % (EPA, 2012b). Metoden kan endast tillämpas i omättad zon och är därmed känslig för hög vattenhalt i jorden (Englöv m.fl., 2007). Vidare blir saneringstiden utdragen om en stor del av föroreningsvolymen förekommer i lågpermeabla lager. Om metoden tillämpas i kallt klimat kan kostnaderna öka då luften behöver värmas upp (Åtgärdsportalen, 2015f).



Figur 9. Illustration av porgasextraktion (Harms-Ringdahl, 2015d). Med tillstånd.

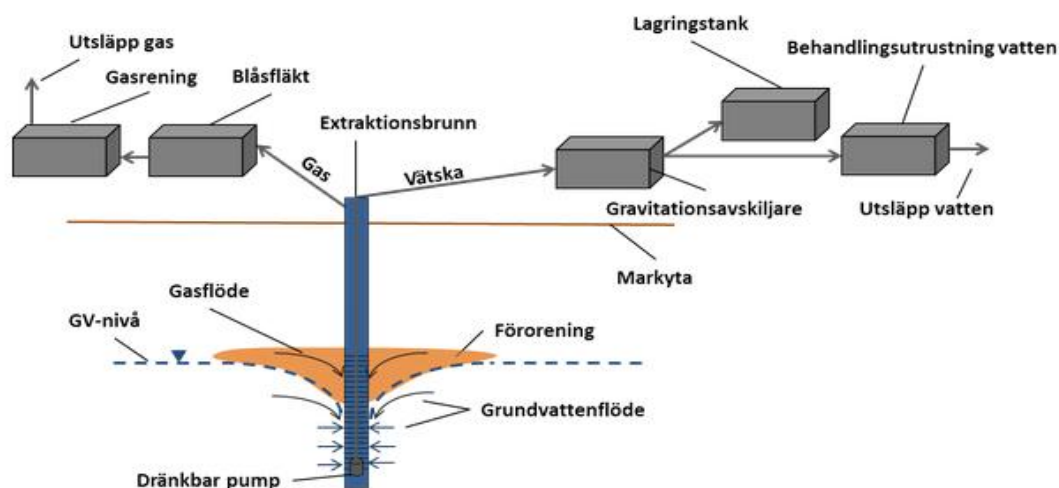
3.4.10 Multifasextraktion

Vid multifasextraktion används ett vakuumsystem som även kan kombineras med en nedsänkbar pump för att avlägsna olika kombinationer av förorenat grundvatten, organiska föroreningar i fri fas samt ångor under markytan (CLU-IN, 2014c). Systemet sänker grundvattenytan kring området där pumpen sänks ned och därmed frigörs mer av den geologiska formationen, se Figur 10. Därefter kan föroreningar extraheras genom porgasextraktion från den nyligen bildade omättade zonen. Väl ovanför markytan kan ångor eller organiska föroreningar och grundvatten separeras för att sedan behandlas. Behandlingen har ett liknande tillvägagångssätt som porgasextraktion (Englöv m.fl., 2007).

Multifasextraktion är en väletablerad metod som inte medför några negativa miljö- och hälsoeffekter (Helldén, 2008). Den är effektiv vid föroreningar i den kapillära zonen där porerna är nästintill helt vattenmättade (Branzén, 2012). Vidare innefattar metoden begränsade installationer på området som ska saneras (Englöv m.fl., 2007). Tillämpning kan främst ske för källområden i låg- eller medelpermeabla jordarter med homogen geologi.

Multifasextraktion har lång saneringstid där tidsperioden innebär flera år (Branzén, 2012). Det är dock kortare tid än för metoder med liknande tillvägagångssätt. Metoden är ytterst begränsad på stora djup och kan behöva kompletteras med en annan metod,

exempelvis stimulerad biologisk nedbrytning (Nilsson 2005; Englöv m.fl. 2007). Vidare har metoden långa uppstartsperioder jämfört med liknande metoder och kan inhibera anaerob nedbrytning (Englöv m.fl., 2007). Precis som för porgasextraktion och luftinjektering krävs uppvärmning av luft vid tillämpning i kallt klimat (Åtgärdsportalen, 2015f).



Figur 10. Illustration av multifasextraktion (Harms-Ringdahl, 2015c). Med tillstånd.

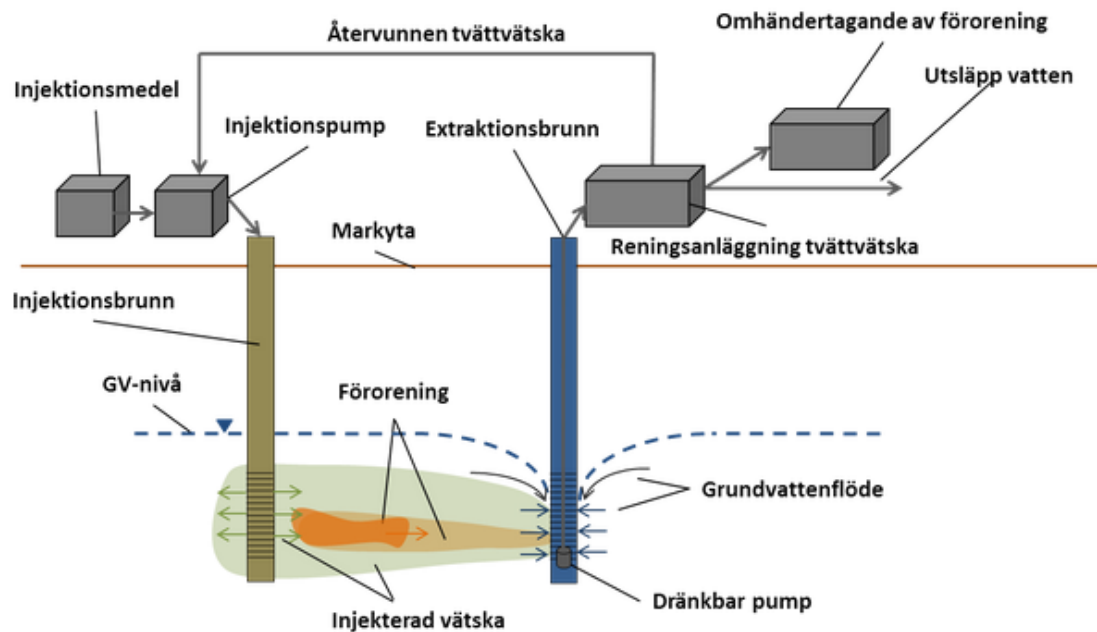
3.4.11 Jordtvättning

Vid denna metod injekteras vatten under markytan för att extraktionen av klorerade lösningsmedel i fri fas ska öka (Englöv m.fl., 2007), se Figur 11. Ibland används även en tvättlösning som består av vatten med tillsats av lösningsmedel och/eller tensider. Jordtvättning kan tillämpas för både omättad och mättad zon där injektionen sprids genom advektion i det förorenade området och därefter tas om hand i en uttagsbrunn nedströms området. Det vatten som samlas upp behandlas innan återinjektion eller utsläpp, då eventuella tillsatser och föroreningar separeras.

Betydande mängder av föroreningen kan saneras på relativt kort tid med jordtvättning (Englöv m.fl., 2007). Dock har den en lång saneringstid i helhet, månader till några år för tillsats av tvättlösning och månader till flera år för enbart tillsats av vatten (CLU-IN, 2014b). Metoden utgör begränsade installationer och kan stimulera biologisk nedbrytning. Vidare kan den kombineras med andra metoder. Metoden har dock lägre effektivitet i heterogena och lågpermeabla formationer. Den är även mindre effektiv i jordar med hög lerhalt eller organiskt innehåll (Englöv m.fl., 2007). Generellt är jordtvättning inte tillämpbar för förorening löst i plym och ett olämpligt val av tvättlösning kan reducera jordens effektiva porositet (CLU-IN, 2014b). Tekniken för att använda tvättlösning är komplex och omfattande laboriearbete kan behövas. Vid tillsats av tensider kan biologisk nedbrytning i marken inhiberas (McGuire, McDade & Newell, 2006).

I en studie där biostimulering, kemisk oxidation, termisk behandling och jordtvättning jämfördes innebar jordtvättning lägst variation i saneringstid (McGuire, McDade &

Newell, 2006). Vidare kan metoden betraktas som relativt ny i Sverige och har därför låg kommersiell tillgänglighet (Åtgärdsportalen, 2015d). Metoden kan dock innebära problem i högpermeabla formationer då liten utbredning av tvättlösning sker i horisontalled och dålig kontakt med föroreningen skapas (Stroo & Ward, 2010). Beroende på tvättlösningens innehåll och koncentration kan fri fas av föroreningen mobiliseras (CLU-IN, 2014b). Vidare innebär metoden problem vid hantering av extraherad tvättlösning och denna behöver behandlas efter utförd sanering. Det finns även osäkerheter kring att förutspå riskreduktion och saneringstid vid tillämpning av metoden.



Figur 11. Illustration över jordtvättning (Harms-Ringdahl, 2015b). Med tillstånd.

4 METODIK

I detta kapitel redogörs för hur områden i fallstudien valdes ut samt dess lokalisering och tidigare verksamhet. Vidare redogörs för värdering av saneringsmetoder för dessa områden i beslutsstödsverktyget SAMLA samt utvärdering av in situ-metoder.

4.1 FALLSTUDIE

Fem områden förorenade med klorerade lösningsmedel med olika typer av tidigare verksamheter valdes ut till fallstudien. Områdena valdes dels utifrån vilken in situ-metod som tillämpades för området för att kunna studera olika metoder. Vidare valdes områden där en ny metod testades för första gången i Sverige. Områdena i fallstudien var placerade på olika platser runtom i Sverige, se Figur 12, med varierande platsspecifika förutsättningar. Områdena har sanerats eller har en pågående sanering med olika in situ-metoder. Områden som valdes var kvarteret Plåten (Sundbyberg) med reduktiv deklorering med BOS 100®, Hagforstvätten där soil mixing testas, Värnamotvätten med multifasextraktion och biostimulering, Reno kemtvätt (Visby) med ERH samt Matadorverken (Halmstad) med biostimulering.



Figur 12. Studerade områden (Eniro, 2015).

4.1.1 Kvarteret Plåten

Fastigheten kvarteret Plåten är belägen i centrala Sundbyberg, se *Figur 13*, några km norr om Stockholm (Lindmark, 2011a). Tidigare verksamheter i kvarteret har varit mekanisk verkstad, verkstadsindustri, framställning av grammofonskivor, ädelsmide, gummifabrik samt ett antal tryckerier. ÅF har på uppdrag av Alecta Pensionsförsäkring genomfört undersökningar och utvärdering av saneringsmetoder gällande klorerade alifater inom kvarteret Plåten (Hansson, 2014). Vid tidpunkten för undersökningarna bedrevs ingen verksamhet på fastigheten (Lindmark, 2011a). Saneringen utfördes 2011/2012 (Hansson, 2014).

4.1.2 Hagforstvätten

Den f.d. Hagforstvätten ligger i Hagfors tätort och uppges ha varit norra Europas största kemtvätt (Nilsen, 2013). Där bedrevs kemtvätt mellan 1970 och 1993 innan nedläggning. En tidigare sanering genomfördes 1995/1996 som drevs av Sweco med finansiering av Landstinget i Värmland, vilken var den sista ägaren av kemtvätten (Nilsen & Dall-Jepsen, 2005). Då sanerades den mängd PCE som hade förbrukats under driften av tvätten. Ytterligare en sanering genomfördes år 2003-2004 som bekostades av Naturvårdsverket. På uppdrag av SGU har Sweco genomfört en huvudstudie för ännu en sanering av Hagforstvätten (Nilsen, 2013). I december 2013 tog konsultföretaget NIRAS över ansvaret för utredningen (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015).

4.1.3 Värnamotvätten

Den f.d. Värnamotvätten var belägen ca 1,5 kilometer norr om Värnamo centrum (Golder, 2010). Mellan åren 1938-1989 bedrevs det en kemtvätt på fastigheten och 1996 revs den sista byggnaden (Nilsson, 2012). Undersökningar och utvärdering av saneringsmetoder genomfördes av Golder på uppdrag av Värnamo kommun gällande saneringen av området (Golder, 2010). Saneringen påbörjades 2011 och pågår fortfarande (Värnamo kommun, 2012).

4.1.4 Reno kemtvätt

Den f.d. kemtvätten var lokaliserad i centrala Visby (*Figur 25*), ca 500 meter öster om Visby ringmur (Region Gotland, 2014). "Reno kemomat" som tvätten kallades var verksam från 1964 till 1982. Fastigheten består av en huvudbyggnad i två plan med källare där en kiosk bedrivs. Geosigma har utfört undersökningar och utvärdering av saneringsmetoder på uppdrag av Länsstyrelsen Gotland. Sanering planeras pågå från februari 2015 till hösten samma år, dock finns inga resultat ännu över saneringen fungerar (Branzén, 2015).

4.1.5 Matadorverken

F.d. Matadorverken är belägen på Söderkaj i Halmstad alldeles intill Nissan (Davidsson m.fl., 2007), se *Figur 29*. Området har tidigare använts för bland annat sjöfarts-, hamn- och fiskeriverksamhet där TCE hanterades. Vid tidpunkten för undersökningarna användes fastigheten till kontor samt förvaring. Eftersom området planerades att bebyggas med nya bostäder utförde WSP Environmental markundersökningar på uppdrag av HSB Production AB. Därefter genomförde WSP en utvärdering av lämpliga saneringsmetoder. Saneringen utfördes mellan 2008-2009 (HSB, 2009).

4.2 VÄRDERING I SAMLA

Saneringsmetoderna som utvärderades i varje projekt från fallstudien värderades i SGI:s beslutstödsverktyg, SAMLA. Det är ett enkelt multikriterieanalysverktyg för mindre och medelstora projekt som utförs i Excel (Ländell, M., personlig kontakt december 2013). I SAMLA används relativ värdering mot ett referensalternativ där stor hänsyn tas till hållbarhet med värdering av miljö-, sociala och ekonomiska kriterier. Verktöget är utformat för att olika aktörer ska kunna involveras, såsom problemägare, tillsynsmyndigheter och konsulter. Samtliga bedömningar av metoderna utförs i en matris där resultatet visas i matriser och i diagram.

I värderingen användes tidigare genomförda åtgärdsutredningar, riskvärderingar samt riskbedömningar. För Hagforstvätten valdes endast en av de totalt fyra uppdelade utvärderingarna av saneringsmetoder. Denna valdes eftersom den tog upp kemisk oxidation som inte har tagits upp i något av de andra fyra projekten. Saneringsmetodernas utförande, konsekvenser och risker beskrevs för åtgärdsfasen samt ur ett 100-årsperspektiv. Som referensalternativ användes ett nollalternativ, vilket innebär att ingen sanering utförs på området. För vissa projekt innebar nollalternativet att skydds- och administrativa åtgärder genomfördes. Därefter poängsattes metoderna jämfört med nollalternativet för varje kriterium tillhörande miljö, sociala faktorer och ekonomi, totalt 14 stycken. Poängsättningen utfördes enligt en skala på -5 till +5, där kunde -2 till +2 eller -10 till +10 även väljas. Kriterierna viktades sedan utifrån förutsättningar för respektive åtgärdsutredning. Skalan för viktningen kunde väljas från noll till tre eller noll till tio.

För Reno kemtvätt utfördes viktningen utifrån genomförd riskvärdering av Geosigma där huvudparametrar bedömdes genom viktning och poängsättning. Huvudparametrar som värderades av Geosigma tolkades och konverterades till SAMLA:s kriterier. Viktningen i SAMLA utgick från riskvärderingen där måluppfyllelse, riskreducering och kostnad viktades högst. Viktningsskalan valdes från noll till tio då en skala på noll till fem valdes för Geosigma. För kvarteret Plåten hade inte riskvärderingen utförts med poängsättning och viktning. Därför utgick värderingen i SAMLA utifrån tidsåtgång tillsammans med kostnad som prioriterades högst i ÅF:s riskvärdering. Viktningsskalan valdes från noll till tre. För projekten Värnamotvätten, Matadorverken och Hagforstvätten hade varken poängsättning eller viktning genomförts, därför viktades de kriterier som generellt viktas högt i en riskvärdering högst, såsom kostnad, tid, projektgenomförande, miljö- och hälsorisker samt måluppfyllelse. För dessa projekt användes en viktningsskala från noll till tre.

4.3 UTVÄRDERING AV IN SITU-METODER

Vid utvärdering av in situ-metoder gjordes en litteraturstudie för att ta fram för- och nackdelar för de olika metoderna utifrån funktions-, tids-, hållbarhets- samt kostnadsaspekter. Där användes hemsidor, rapporter samt artiklar för att ta fram material. Vidare användes information från olika personer insatta i branschen.

5 RESULTAT

I detta kapitel redovisas fallstudien och värdering av saneringsmetoder i verktyget SAMLA för respektive projekt. Vidare redovisas utvärdering av lämpliga in situ-metoder.

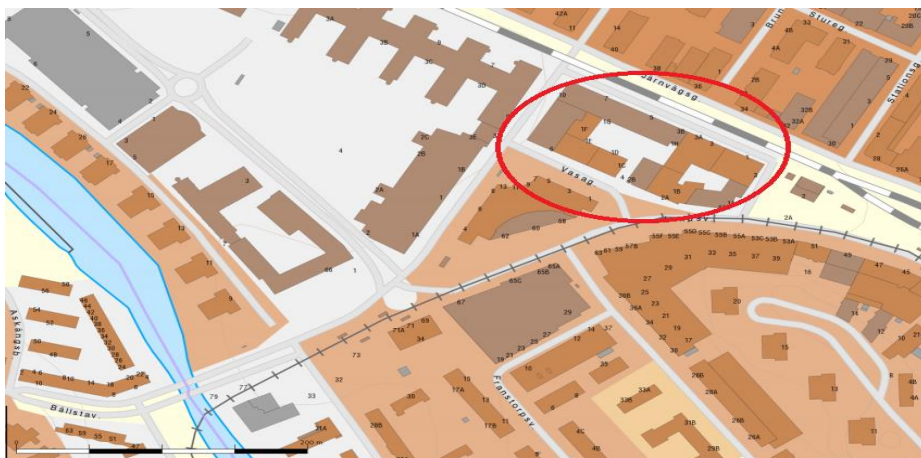
5.1 FALLSTUDIE

I detta avsnitt presenteras fem områden i Sverige förorenade med klorerade lösningsmedel som sedan har sanerats eller har en pågående sanering med olika in situ-metoder. För varje område presenteras områdesbeskrivning, föroreningsituation, utvärdering och val av saneringsmetod samt resultat av saneringen.

Tabell 2. Studerade områden med tillhörande verksamhet och förorening.

Område	Verksamhet	Ämnen
Kvarteret Plåten	Verkstad, industri	PCE, TCE, cDCE, VC
Hagforstvätten	Kemtvätt	PCE
Värnamotvätten	Kemtvätt	PCE, TCE, DCE
Reno kemtvätt	Kemtvätt	PCE
Matadorverken	Sjöfart-, hamn-, fiskeriverksamhet	TCE, cDCE, VC

5.1.1 Kvarteret Plåten



Figur 13. Lokalisering av kvarteret Plåten. Skala 1:5 000. (© Lantmäteriet, 2015)

Områdesbeskrivning

Markytan på fastigheten ligger mellan ca +7,8-8 möh. och bergnivåerna mellan +7 till -4 möh. (Lindmark, 2011a). Grundvattennivån varierar från +2 till +2,5 möh. Berget består av granit med endast ett fåtal sprickor och krosszoner. Det översta jordlagret på området består av fyllnadsmaterial med en mäktighet på 0,3 till 2,6 meter. I huvudsak utgörs fyllnadsmaterialet av genomsläppligt material såsom stenig grusig sand, men lera förekommer även i materialet. Ett skikt av torrskorpelera underlagrar fyllnadsmaterialet som i sin tur underlagras av siltig lera/lera. Nivån till berg styr mäktigheten av denna siltiga lera/lera, vilken varierar inom fastigheten. Vidare finns även ett moränlager mellan berget och den siltiga lera/lera på vissa platser inom fastigheten. I samband

med de miljötekniska markundersökningarna har fyllnadsmaterial och lera schaktats bort i den västra delen av fastigheten. Grundvattenriktningen bedöms främst strömma åt sydväst och Bällstaån, se Figur 13, som ligger ungefär 350 meter sydväst om fastigheten.

Föroreningssituation

Klorerade lösningsmedel som påträffades på fastigheten var främst PCE, TCE samt nedbrytningsprodukterna DCE och VC (Andersson, 2011). Den huvudsakliga förekomsten av klorerade lösningsmedel konstaterades förekomma i anslutning till en avloppsledning på fastighetens innergård som även har spridits in under byggnaden (Hansson, 2014). Troligtvis har ett läckage från ledningen resulterat i lösningsmedel i omgivande mark som sedan rört sig längs med bergytan åt ost-sydost. Ett läckage från polering/tvätt har även bidragit till föroreningen och vidare spridning av läckaget har sannolikt hindrats av leran som förekommer på fastigheten. På källområdet, som omfattar förorening både på innergården och under byggnaden, påvisades lösningsmedel i närapå hela markprofilen ända ned till berget (Andersson, 2011). Fyllnadsmaterialet i källområdet visade på aeroba förhållanden medan delar av ler-/siltmatrisen som underlagrar fyllnadsmaterialet i den omättade zonen visade på anaeroba förhållanden. Grundvattnet på området visade relativt goda förutsättningar för naturlig nedbrytning av PCE och TCE.

Föroreningen var uppdelad i två plymområden, förutom källområdet (Lindmark, 2011a). Den ena plymen var ytlig och var belägen under golvplattan till den norra flygeln, där en poleringsmaskin tidigare var placerad. Den var belägen på ca 2-3 meters djup och spred sig i det sandiga, grusiga materialet som underlagrar golvplattan. I den ytliga plymen påträffades PCE och TCE som porgas. Den andra plymen var belägen djupare ovanpå berg, ca 10 meter under markytan. I den påvisades klorerade lösningsmedel som fri fas och löst i grundvattnet (Andersson, 2011).

Utvärdering och val av saneringsmetod

För utvärdering i åtgärdsutredningen var tiden det främsta utvärderingskriteriet för att uppnå uppsatta åtgärds mål (Lindmark, 2011b). Tidsaspekten tillsammans med kostnaden var viktigast i detta fall då grundläggningsarbete samt schaktning avbröts för fastigheten för att invänta sanering av området.

Utvärderingen av saneringsmetoderna utfördes av specialister med lång erfarenhet av sanering av klorerade lösningsmedel (Lindmark, 2011b). Metoderna sammanställdes i en tabell för applikation och utvärderingskriterier, se Tabell 3.

Utvärderade saneringsmetoder (Lindmark, 2011b):

- Termisk behandling med ECH-teknik för de båda källområdena. Plymområdena behöver saneras med en annan metod och utförs efter den termiska behandlingen.
- Schaktsanering av källområdet beläget på innergården och därefter transport av förorenade massor till behandlingsanläggning. Övriga områden behöver saneras med en annan metod.
- Stimulerad biologisk deklorering med väteavgivande ämnen för källområdet under byggnaden och plymområdena. Källområdet på innergården schaktas bort.
- Reduktiv deklorering med aktivt kol och järn (BOS 100®) för käll- och plymområden
- Soil mixing med nollvärt järn och bentonitlera för källområdet på innergården. Metoden bedömdes endast kunna sanera detta område.

Tabell 3. Sammanställning över utvärderade saneringsalternativ (Lindmark, 2011b).

Applikation	Termisk behandling	Schaktsanering	Stimulerad biologisk deklorering	Reduktiv deklorering med BOS 100®	Soil mixing
Innergård (källområde)	X	X		X	X
Byggnad (källområde)	X		X	X	
Plymområden			X	X	
Utvärderingskriterier					
Prövningsbehov (Anmälan enligt Miljöbalken till tillsynsmyndigheten)	Anmälan	Anmälan	Anmälan, acceptans att bygga innan uppsatta åtgärds mål uppnås	Anmälan	Anmälan
Riskreduktion	Mkt god	Mkt god	God	God	Mkt god
Kontrollbarhet, kompl. undersökningar	Stora	Få	Måttliga (något högre än för BOS 100®)	Måttliga	Måttliga
Tillämplighet	God	God	Måttliga	Måttliga Dock kan inj.* ske med högre tryck, 140 bar, jämfört med biologiska inj. på 40-50 bar	God
Utvecklingsstadium	Välbeprövat	Välbeprövat	Välbeprövat	Ny metod	Välbeprövat
Arbetsmiljörisker och påverkan på omgivning	Måttlig	Måttlig	Mkt god	Mkt god	Måttlig
Risker och restriktioner	Sättningsrisk, grundvatten-avsänkning. Problem kan fås med kallt uppströmmande bergvatten. Uppvärmning av bef. byggnader. Inte lämpligt att kombinera med entreprenadarbeten i området.	Schaktning under grundvattenyta, vilket medför länshållning och hantering av grundvatten. Arbetsmiljörisker. Risk för sättnings av byggnader bör utredas av geotekniker. Svårigheter att få upp ev. fri fas på bergsbotten.	Tät jordart, risk finns att den inj. kolkällan ej kommer i kontakt med förorening. Risk att ej uppnå uppsatta åtgärds mål. Lång tid för behandling av VC. Måste kombineras med tekniska skyddsåtgärder. Injekteringsavståndet rekommenderas vara tätare. Metoden bedöms ej kunna tillämpas i den omrättade zonen.	Tät jordart, risk finns att BOS 100® som inj. ej kommer i kontakt med förorening. Risk att ej uppnå uppsatta åtgärds mål. Få referenser för en ny metod. Metoden kan vara otillräcklig. Inj.avståndet rekommenderas vara tätare.	Tung trafik. Risk för sättnings och skador på byggnader. Risk för efterkostnader av framtida grundläggning sarbeten.
Tid	7-8 månader. Metoden är ej förenlig med kombinerade entreprenadarbeten.	3-4 månader. Måste kombineras med en annan åtgärds metod.	1-4 år. Kan kombineras med entreprenadarbeten efter ca ett halvår. Risk finns för 2 inj.	Ca 6 månader. Entreprenadarbeten kan påbörjas efter ca 2 månader. Risk finns för 2 inj.	Ca 6 månader. Kontroll-program efteråt i ca 1-3 år.
Kostnad (Inkluderar utförande av saneringsåtgärd)	13-15 MSEK (endast källområde)	5-7 MSEK (endast innergård)	2-4 MSEK (endast plymen)	4,5-6 MSEK (samtliga områden)	< 10 MSEK (endast innergård)

*Inj. är förkortning av injektering

Schaktning rekommenderades inte som saneringsmetod innanför samt utanför byggnad ned till berg eftersom det fanns risk för sättningar av byggnad eller byggnadsras samt risk för stor avsänkning av grundvattenytan (Lindmark, 2011b).

Termisk behandling uppskattades innebära stora risker för grundvattenavsänkning och sättningar (Lindmark, 2011b). Vidare skulle metoden även medföra stora kostnader samt energiförbrukning. I kombination med annan saneringsmetod bedömdes tidsplanen bli förlängd. En annan faktor som bedömdes förlänga tidsplanen var att metoden inte var förenlig med övriga entreprenadarbeten.

Metoden soil mixing med bentonit bedömdes (Lindmark, 2011b) ge begränsad åtkomst av föroreningen samt risk för sättningar av befintliga byggnader på grund av tunga maskiner. Vidare bedömdes framtida grundläggningsarbeten kunna bli komplicerade och skapa extra kostnader.

Vid jämförelse av biologisk deklorering och deklorering med aktivt järn bedömdes den senare vara den snabbaste och effektivaste metoden för att reducera risken av föroreningen på fastigheten (Lindmark, 2011b). Detta på grund av att de kemiska reaktionerna i metoden är snabbare än de biologiska. Dessutom produceras inga farliga nedbrytningsprodukter såsom cis-DCE och VC. Det höga trycket som används vid injektering i deklorering med aktivt järn medför även en sannolikt bättre spridning av substratet.

Slutligen rekommenderades deklorering med aktivt järn (BOS 100®) som saneringsmetod för fastigheten (Lindmark, 2011b).

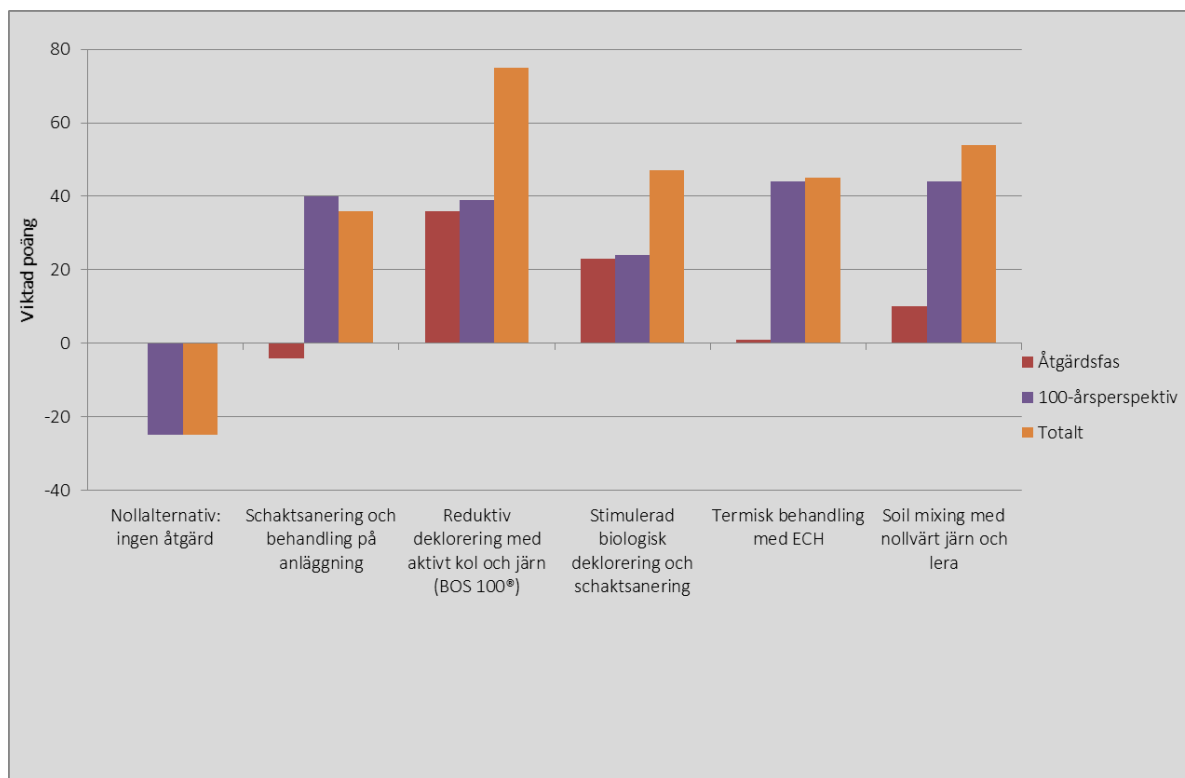
Resultat av genomförd sanering

Kostnaden för saneringen blev dyrare än beräknat och blev ca 8 miljoner kronor (Andersson, 2013). Den första injektionen pågick från juli till oktober 2011 och den andra från december 2011 till januari 2012. Kontrollprogrammet har efter utförd sanering visat en betydande minskning av både föroreningshalterna och dess utbredning i grundvattnet (Hansson, 2014). Endast vid en lokal fördjupning i berggrunden påträffades en mindre mängd av föroreningen. Utifrån grundvattenprovtagningar bedömdes minskningen av föroreningshalterna fortsätta.

Den negativa påverkan på miljön bedömdes endast utgöra en liten risk utifrån påträffade halter av klorerade lösningsmedel (Hansson, 2014). Vidare utgjorde halter av lösningsmedel i inomhusluft samt porgas ingen risk för människor som vistades i området eller lokalerna.

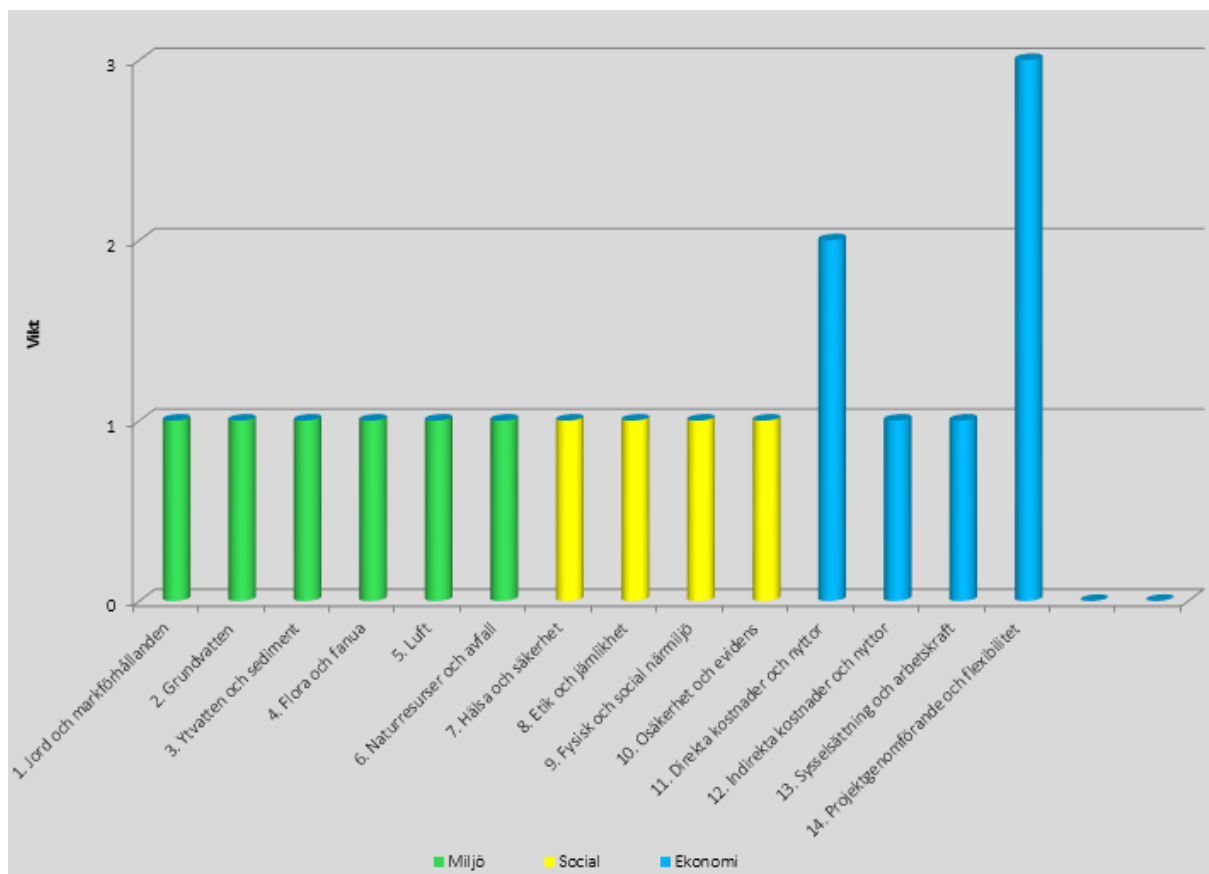
Värdering i SAMLA av saneringsmetoder

I Figur 14 presenteras resultatet över värderingen i SAMLA för kvarteret Plåten. Där redovisas viktad poäng för metoderna som utvärderades av ÅF. Viktningen för kriterierna tillhörande de olika hållbarhetsdimensionerna miljö, social och ekonomi presenteras i Figur 15. Det är denna viktning som multipliceras med poängsättningen för varje kriterium för att presentera den viktade poängen. I Figur 16 presenteras vikten för respektive hållbarhetsdimension.

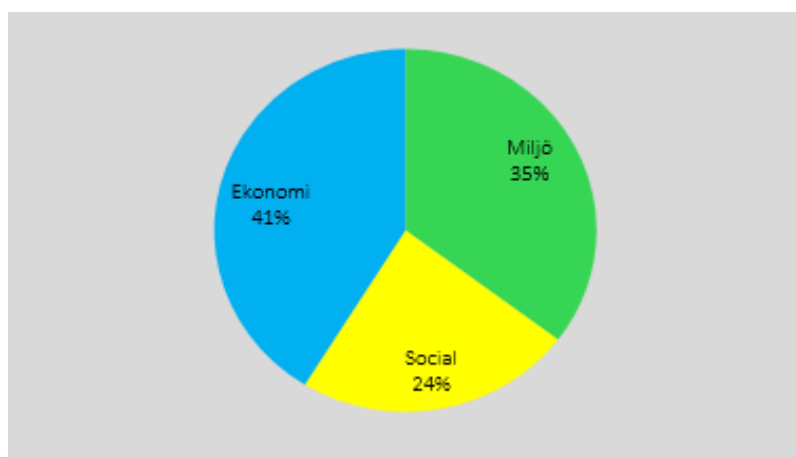


Figur 14. Viktad poäng för värderade åtgärdsalternativ.

Den metod som tilldelades störst andel viktade poäng (totalt) för kvarteret Plåten var reduktiv deklorering och därefter soil mixing, se Figur 14.



Figur 15. Viktning av de olika kriterierna.



Figur 16. Vikt per hållbarhetsdimension.

5.1.2 Hagforstvädden



Figur 17. Lokalisering av Hagforstvädden. Skala 1:5 000. (© Lantmäteriet, 2015)

Områdesbeskrivning

Fastigheten är belägen på en isälvsavlagring i Hagforsåsen (Nilsen, 2013). Isälvsavlagringen består av sand i de ytligare lagren medan grus förekommer djupare ned. I avlagringen finns det troligen lämningar efter en dödisgrop som innehåller finkornigare material (silt/lera), vilken lokalt förhindrar grundvattenströmningen. Söder om tvätten är gropen som djupast men når även in under byggnaden. Skiktet med lera och silt börjar några meter ned i marken och slutar vid ca 18 meter.

Grundvattennivån ligger vid huvudkällan till föroreningen på ca 11 meters djup medan den för den sekundära källan är på ca 10 meters djup (Nilsen, 2013). Grundvattenströmningen följer åsens riktning, vilket är mot sydväst.

Föroreningssituation

På Hagforstvädden påträffades PCE (Nilsen, 2013). Föroreningen var uppdelad i två olika källområden, huvudkällan och den sekundära källan. Huvudkällan var belägen vid tvätten och har bildats genom PCE som har läckt från tvättmaskinerna till underliggande jord och vid hantering av PCE. Vid avledning av PCE till dagvattenledningen har den sekundära källan tillkommit som är ett grundvattenmagasin. Den intilliggande bäcken, Örbäcken, har en högre vattennivå jämfört med magasinet och därför har PCE infiltrerat därifrån till magasinet.

De båda källområdena innefattas av en vardera föroreningsplym (Nilsen, 2013). Vid huvudkällan påträffades stora mängder PCE i jord men även i den mättade zonen. Den fria fas som har funnits av PCE i högerpermeabla lager och som har läckt ned till grundvattenmagasinet bedömdes till stor del ha spolats bort. Däremot hade en betydande mängd spridit sig till de lågpermeabla lagren genom diffusion där PCE som residual fanns. Koncentrationen av PCE i plymen fortsatte vara hög på grund av diffusion tillbaka till grundvattnet.

Endast en liten andel PCE bedömdes finnas i den omättade zonen vid den sekundära källan (Nilsen, 2013). Från dagvattenledningens mynning hade fri fas av PCE sjunkit ned för att sedan spridas i huvudsak längs bergytan mot sydväst.

Val och utvärdering av saneringsmetod

Syftet med tidigare saneringar var att förhindra inträngning av PCE i lokalen då industriell verksamhet bedrevs där (Nilsen, 2013). Detta genomfördes med ånginjektion och porgasextraktion. Det har hela tiden funnits vetskap om förorening i grundvattnet men fokus har lagts på sanering av jorden för att säkerställa god inomhusmiljö för arbetarna. Därför har åtgärdsutredningen från år 2013 även tagit hänsyn till grundvattnet.

Utvärderingen utfördes av Sweco och redovisas i Tabell 4-6.

Tabell 4. Sammanställning över utvärderade saneringsalternativ för jord (källområde) vid huvudkällan. (Nilsen, 2013). Alternativ 1 innebär termisk behandling (konduktiv uppvärmning över grundvattenyta, ånga under grundvattenyta, alternativt ånga över/under). Kombinerad med administrativa skyddsåtgärder och långsiktigt kontrollprogram. Alternativ 2 innebär kemisk reduktion med metalliskt järnpulver (nano) i aktivt kol eller i emulsifierad olja (blandning med andra vätskor som är oblandbara). Kombinerad med administrativa skyddsåtgärder och långsiktigt kontrollprogram.

Utvärderingskriterier	Alternativ 1	Alternativ 2
Skydd av människors hälsa och miljö	Ja. Metoden minskar PCE-halten i jord samt förhindrar spridning av gaser. Administrativa skyddsåtgärder förhindrar byggande av bostäder.	Ja. Metoden immobiliserar PCE som sedan bryts ned. Administrativa skyddsåtgärder förhindrar byggande av bostäder.
Uppfyllande av myndighetskrav	Ja	Ja
Långtidseffekt och varaktighet	Mkt god. Saneringen påskyndas av termisk behandling, vilket förhindrar osäkerheter kring ev. framtida markanvändning.	God. Saneringen påskyndas genom tillsats av aktivt kol eller olja. Distributionen kritisk.
Riskreduktion	Mkt god	God
Korttidseffekt	Uppsatta åtgärds mål kan uppnås relativt snabbt.	Uppsatta åtgärds mål kan nås snabbt då PCE immobiliseras.
Kontrollbarhet, kompl. undersökningar	Stora. Höga kostnader för drift och underhåll (arbetskraft, el, kolfilter, kontroll)	Få
Genomförbarhet	Relativt komplicerat genomförande då gaser med höga PCE-koncentrationer hanteras.	Relativt komplicerat genomförande. Viktigt att inj. kommer i kontakt med det förorenade området. Inblandning med skruv att föredra framför inj.
Myndighetsacceptans	Förväntas accepteras. Kort tid för sanering är önskvärt.	Förväntas accepteras. Kort tid för sanering är önskvärt.
Samhällsacceptans	Förväntas accepteras då metoden medför skydd av människors hälsa.	Förväntas accepteras då metoden medför skydd av människors hälsa.
Tid	< 5 år	< 5 år
Kostnad	Måttlig-hög	Måttlig-hög

* Inj. står för injektering

Tabell 5. Sammanställning över utvärderade saneringsalternativ för jord (källområde) vid den sekundära källan (Nilsen, 2013). Alternativ 3 innebär reduktiv deklorering kombinerad med övervakad naturlig nedbrytning och långsiktigt kontrollprogram. Alternativ 4 innebär kemisk oxidation med permanganat/persulfat kombinerad med långsiktigt kontrollprogram.

Utvärderingskriterier	Alternativ 3	Alternativ 4
Skydd av människors hälsa och miljö	Ja. Påverkan på ytvattnet begränsas i och med begränsning av föroreningstransport.	Ja. Påverkan på ytvattnet begränsas i och med begränsning av föroreningstransport.
Uppfyllande av myndighetskrav	Ja. Men grundvattendirektivets åtgärds mål för gv.* kan inte uppnås.	Ja. Men grundvattendirektivets åtgärds mål för gv. kan inte uppnås.
Långtidseffekt och varaktighet	God. Fri fas behöver dock avlägsnas då den utgör ett problem. Efter att området har blivit anaerob och tillsats av bakterier krävs relativt liten insats för att metoden ska fungera.	God. Dock krävs tillförsel av kemikalier under saneringstiden. Osäkerheten av långtidseffekten minskar vid intensiv sanering av källområdet.
Riskreduktion	Massreduktion genom destruktion.	God. Snabb massreduktion genom destruktion.
Korttidseffekt	Medför inga allvarigare säkerhets- eller hälsoproblem.	Vid hantering av permanganat bör säkerheten ses över. Dock bedöms riskerna vara måttliga.
Kontrollbarhet, kompl. undersökningar	Måttliga. Måttliga kostnader för drift och underhåll (arbetskraft, elektrondonator, kontroll).	Stora. Höga kostnader för drift och underhåll (arbetskraft, permanganat, kontroll).
Genomförbarhet	Relativt enkelt genomförande. Innan genomförande bör tester utföras för dimensionering. Recirkulation av grundvatten behövs troligen pga stort grundvattenflöde. Fri fas måste tas om hand med t.ex. pumpning.	Relativt enkelt genomförande. Recirkulation av grundvatten med tillsats av kemikalier är nödvändig. Ytor för utrustning kan vara begränsade. Innan genomförande bör tester utföras för dimensionering.
Myndighetsacceptans	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion inom källområdet.	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion inom källområdet.
Samhällsacceptans	Förväntas accepteras.	Förväntas accepteras, även då tekniken är relativt ny.
Tid	< 10 år	< 5 år
Kostnad	Låg-måttlig	Måttlig-hög

*Gv. står för grundvatten.

Tabell 6. Sammanställning över utvärderade saneringsalternativ för grundvatten (plym) vid huvudkällan och den sekundära källan (Nilsen, 2013). Alternativ 3 innebär reduktiv deklorering och alternativ 4 innebär kemisk oxidation. Alternativ 5 innebär kemisk reduktion med permeabel reaktiv barriär innan Örbäcken med metalliskt järnpulver (nano) i aktivt kol i emulsifierad olja alternativt aktivt kol. Kombinerad med långsiktigt kontrollprogram.

Utvärderings-kriterier	Alternativ 3	Alternativ 4 med enbart permanganat	Alternativ 5
Skydd av människors hälsa och miljö	Ja. Påverkan på ytvattnet begränsas i och med begränsning av föroreningstransport.	Ja. Påverkan på ytvattnet begränsas i och med begränsning av föroreningstransport.	Ja. Påverkan på ytvattnet begränsas i och med begränsning av föroreningstransport. Gv.* påverkas inte om en sanering uteblir.
Uppfyllande av myndighetskrav	Ja. Men grundvattendirektivets åtgärds mål för gv. kan inte uppnås.	Ja. Men grundvattendirektivets åtgärds mål för gv. kan inte uppnås.	Ja. Men grundvattendirektivets åtgärds mål för gv. kan inte uppnås.
Långtidseffekt och varaktighet	God. Saneringstiden kan minskas om denna används som biobarriär i plymen. Efter tillsats av substrat krävs relativt liten insats för att metoden ska fungera.	God. Dock krävs tillförsel av permanganat under saneringstiden. Osäkerheten av långtidseffekten minskar vid intensiv sanering av källområdet.	Acceptabel. Dock är saneringstiden lång och därför måste nytt material tillföras efter några årtionden.
Riskreduktion	Massreduktion inom plymen genom destruktion.	Massreduktion inom plymen genom destruktion. Främst lämplig för sanering av källområdet.	Massreduktion inom plymen genom destruktion. Påverkar ej källområdet eller plymen på annat sätt.
Korttidseffekt	Medför inga allvarigare säkerhets- eller hälsoproblem. Åtgärds mål för Örbäcken kan uppnås men över en längre tidsperiod jämfört med alternativ 4 och 5.	Vid hantering av permanganat bör säkerheten ses över. Dock bedöms riskerna vara måttliga.	Vid installation av barriären krävs speciella säkerhetsanordningar.
Kontrollbarhet, kompletterande undersökningar	Måttliga. Måttliga kostnader för drift och underhåll (arbetskraft, elektronodonator, kontroll).	Stora. Höga kostnader för drift och underhåll (arbetskraft, permanganat, kontroll).	Stora. Höga kostnader för kontroll och måttliga för komplettering.
Genomförbarhet	Relativt enkelt. Ytor för utrustning kan vara begränsade. För att ha underlag för dimensionering behövs behandlingstester genomföras. Troligen behövs recirkulering av gv. pga stort grundvattenflöde.	Relativt enkelt. Ytor för utrustning kan vara begränsade. För att ha underlag för dimensionering behövs behandlingstester genomföras. Troligen behövs recirkulering av gv. pga stort grundvattenflöde.	Relativt enkelt. Kan dock innebära minskad stabilitet vid undermarksinstallationer intill Örbäcken.
Myndighets-acceptans	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion inom källområde. Måste dock utföras med annan metod.	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion inom källområde.	Kan förväntas accepteras. Dock är lång saneringstid och begränsad PCE-reduktion inte önskvärd.
Samhälls-acceptans	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion. Måste dock utföras med annan metod.	Förväntas accepteras. Önskvärt med massreduktion inom källområde.	Kan förväntas accepteras. Dock är lång saneringstid och begränsad PCE-reduktion inte önskvärd.
Tid	< 10 år	< 5 år	> 30 år
Kostnad	Låg-måttlig	Måttlig	Måttlig

*Gv. står för grundvatten.

Efter genomförd utvärdering där metoderna poängsattes utifrån utvärderingskriterier rekommenderades i första hand termisk behandling och därefter kemisk reduktion för källområdet vid huvudkällan (Nilsen, 2013). Dessa bör kombineras med långsiktigt kontrollprogram och administrativa skyddsåtgärder för att följa upp saneringen.

För den sekundära källan vid källområdet föreslås sanering av förorening under grundvattenytan genom kemisk oxidation med permanganat och persulfat och därefter reduktiv deklorering (Nilsen, 2013).

För plymerna tillhörande både huvudkällan och den sekundära källan bedömdes följande metoder vara lämpliga för sanering av f.d. Hagforstvätten, i nämnd ordning: reduktiv deklorering, kemisk oxidation med permanganat och persulfat samt kemisk reduktion (barriär mot Örbäcken) (Nilsen, 2013).

Företaget NIRAS tog över åtgärdsutredningen i december 2013 från Sweco och utförde nya undersökningar av området enligt (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Detta eftersom nya arbetssätt och erfarenheter har tillkommit gällande undersökning av klorerade lösningsmedel sedan de tidigare undersökningarna. Åtgärdsutredningen resulterade i att soil mixing med nollvärt järn och bentonitlera bedömdes vara en lämplig metod där endast huvudkällområdet kommer att saneras. Inblandning i hela jordmatrisen bedömdes vara den enda teknik som kunde tillämpas för fastigheten då jorden är väldigt heterogen och föroreningen djupt belägen. Exempelvis uteslöts termisk behandling på grund av nedkylning av området genom grundvattenströmning.

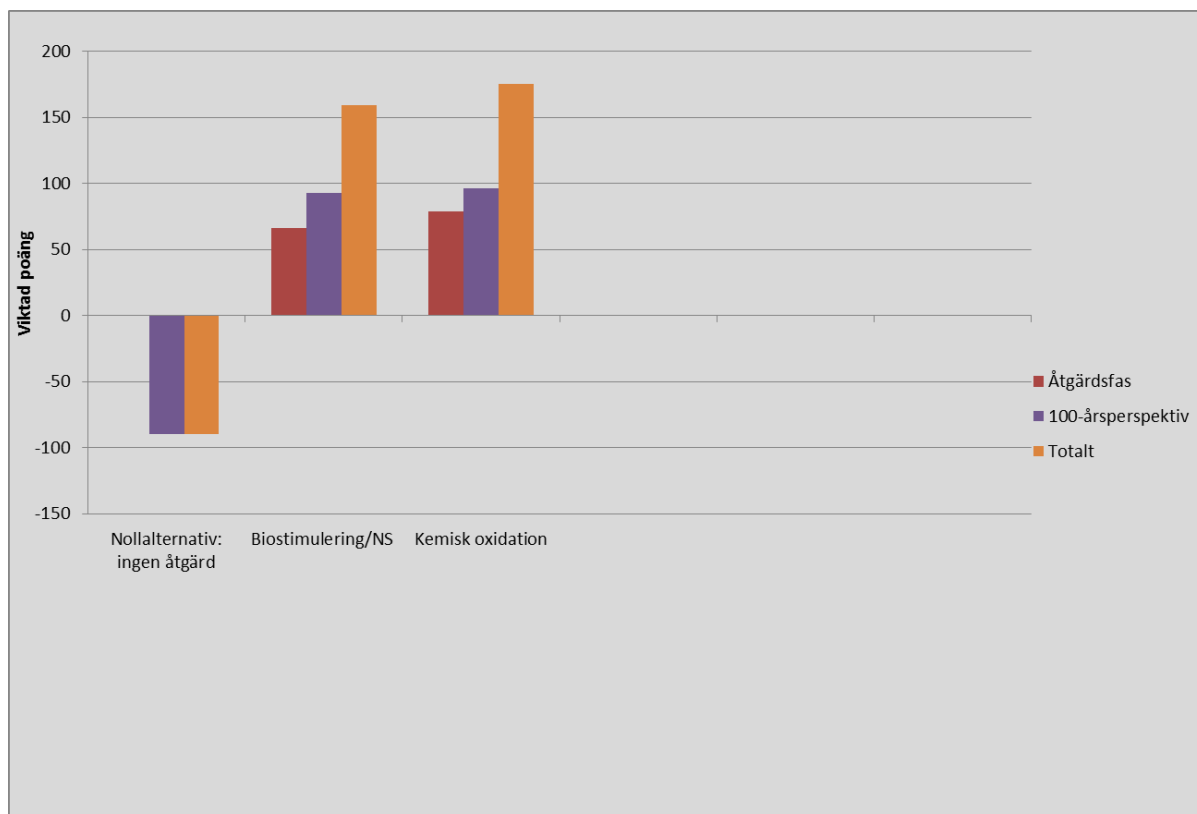
Sedan våren 2014 har försök med soil mixing genomförts för Hagforstvätten där ett pilotförsök genomfördes i december 2014 med inblandning av lera och järn (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Försöket är det första som utförs i Sverige. Under pilotförsöket kunde neddrivning av nollvärt järn och bentonitlera utföras till önskat djup på 16 meter. Laborieförsök har utförts med förorenat grundvatten och jord från området som visade att 99,8-99,9 % av mängden PCE hade brutits ned inom 6 månader. Detta resultat är jämförbart med tidigare erfarenheter av metoden. I maj 2015 kommer järnets fördelning i jordmatrisen att kontrolleras på området och därefter kan metodens funktion utvärderas. Laborieförsöket visade att metoden fungerar för Hagforstvätten men att fördelningen av järnet och kontakten med föroreningen är en avgörande faktor.

Resultat från tidigare saneringar

Från tidigare utförda saneringar av Hagforstvätten kunde vissa slutsatser dras (Englöv m.fl., 2007). Trots att jordlagren på fastigheten till huvudsak bestod av sand, vilket är lämpligt för porgasextraktion, minskades dess effektivitet av de finkorniga och lågpermeabla lagren. Avdrivningen av PCE från dessa lager påskyndades av ånginjektion och därmed kunde uppsatta åtgärds mål nås.

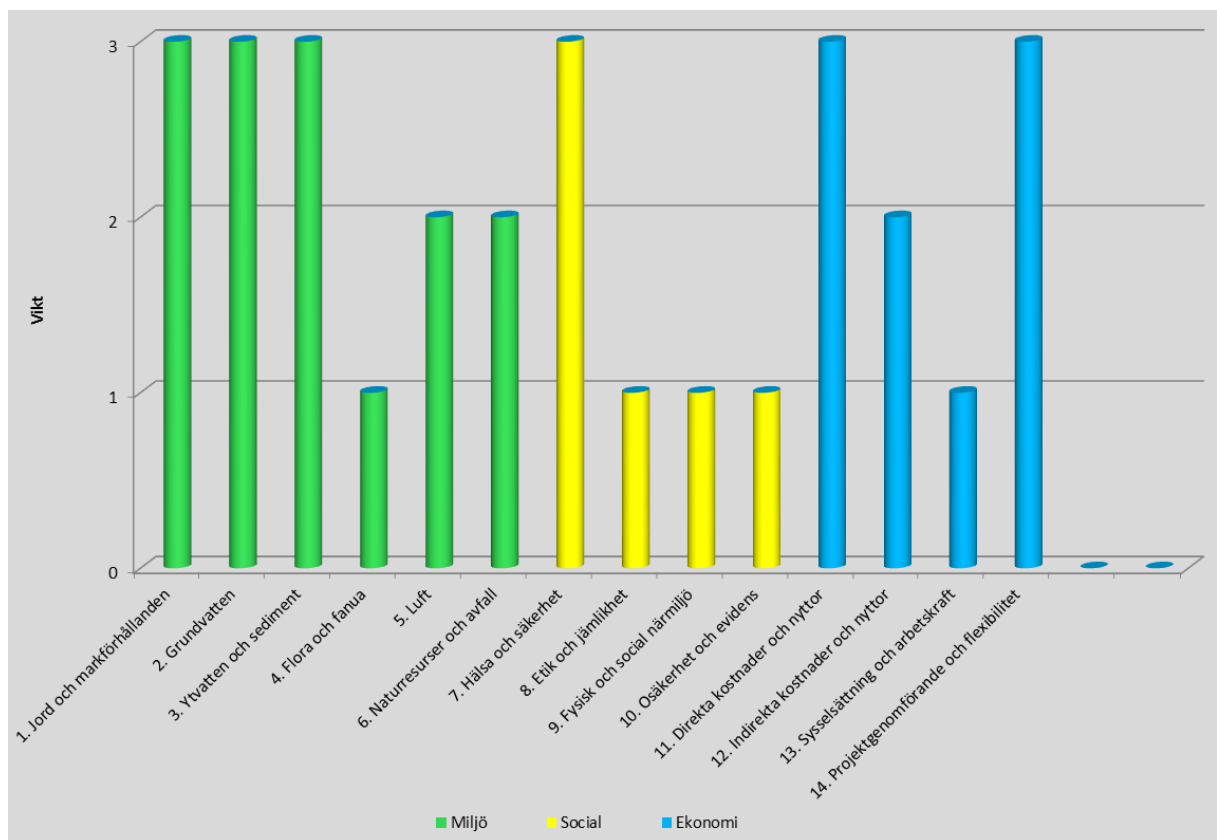
Värdering i SAMLA

I Figur 18 presenteras resultatet över värderingen i SAMLA för Hagforstvätten, värderingen innefattar saneringsmetoder för jord i den sekundära källan. Viktningen för kriterierna tillhörande de olika hållbarhetsdimensionerna miljö, social och ekonomi presenteras i Figur 19. I Figur 20 presenteras vikten för respektive hållbarhetsdimension.

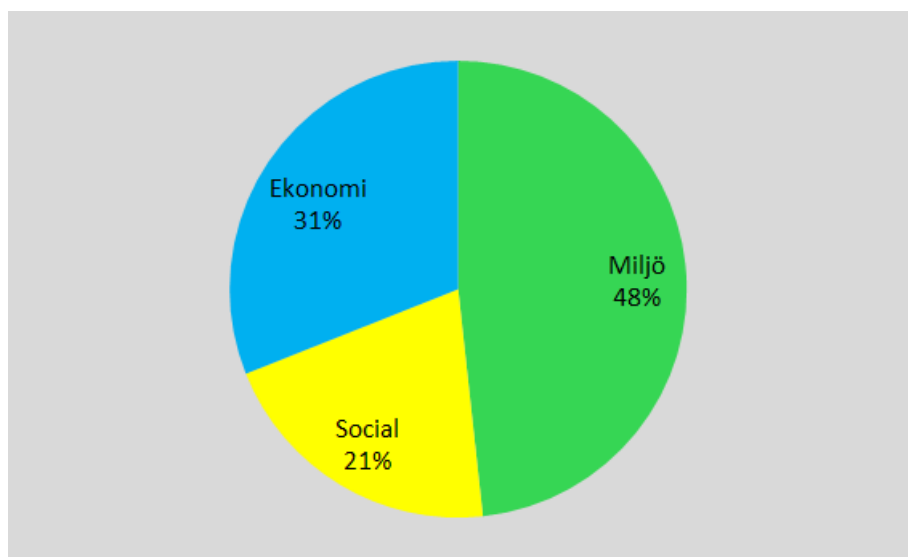


Figur 18. Viktad poäng för värderade åtgärdsalternativ. NS står för naturlig självrening.

Den metod som tilldelades störst andel viktade poäng (totalt) för Hagforstvätten var kemisk oxidation, se Figur 18.

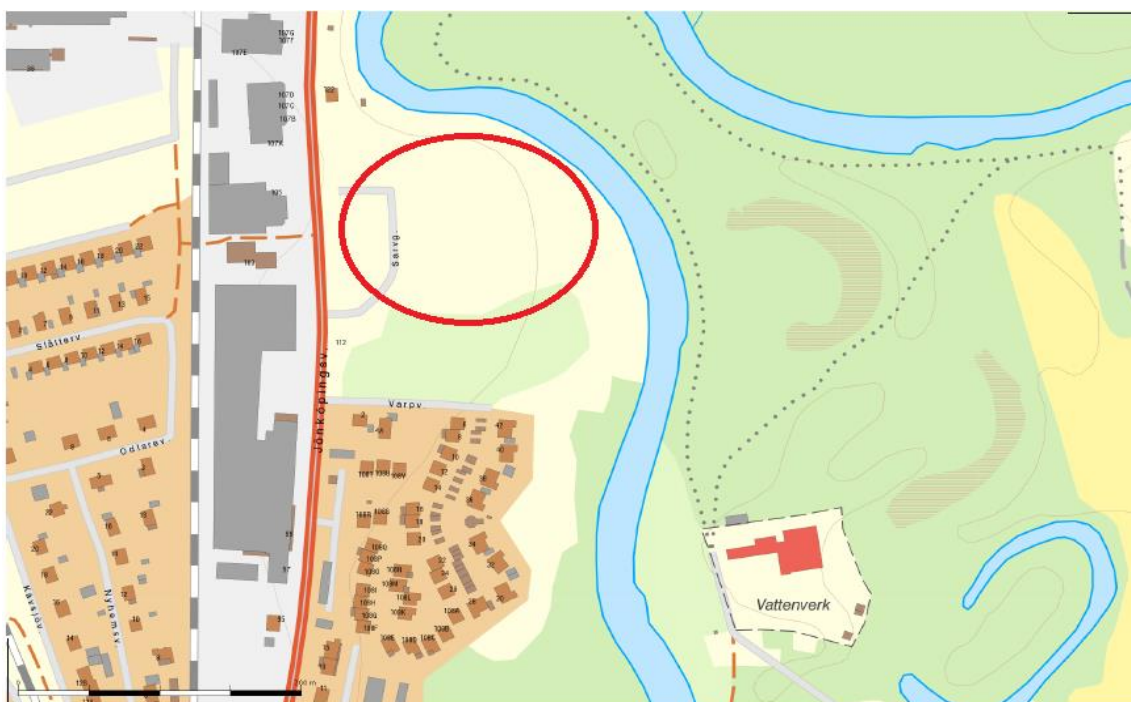


Figur 19. Viktning av de olika kriterierna.



Figur 20. Vikt per hållbarhetsdimension.

5.1.3 Värnamotvätten



Figur 21. Lokalisering av f.d. Värnamotvätten. Skala 1:5 000. (© Lantmäteriet, 2015)

Områdesbeskrivning

Direkt öster om fastigheten rinner ån Lagan och ca 450 meter sydost om den f.d. tvätteribyggnaden ligger huvudvattentäkten för Värnamo kommun (Figur 21). Vid tidpunkten för förstudien bestod omgivningen av industri- och kontorsfastigheter. Området var bevuxet med gräs, buskar och träd (Golder, 2010).

Marknivån på fastigheten varierar från +155 möh. till +154 möh. och markytan är flack (Golder, 2010). Där finns överst ett fyllnadsmaterial innehållande sand och grus som följs av ett lager med issjösediment som varvas av sand, silt och ler, vilket är 10-12 meter mäktigt. Genomförda undersökningar visar att detta lager sedan övergår i ett lager med sand och grus ca 10-12 meter under markytan. Lagret med sand och grus sträcker sig ända ned till berggrunden som är belägen ca 27-30 meter under markytan.

Mellan åren 2005-2007 låg grundvattennivån 9-10 meter under markytan på fastigheten (Golder, 2010). Grundvattenförekomsten på området är belägen i sand- och gruslagret som underlagrar issjösedimenten. Mäktigheten på det grundvattenförande lagret bedömdes vara 20 meter. En del av vattnet i detta grundvattenmagasin dräneras mot Lagan. Det har även påträffats en förbindelse mellan magasinet och huvudvattentäkten.

Föroreningssituation

Vid fastigheten påträffades främst PCE och dess nedbrytningsprodukter TCE och DCE (Golder, 2010). Även en begränsad oljeförening påträffades på området. Vidare har 1,1,2-triklorethan och VC påvisats på vissa ställen.

Källområdet vid den f.d. tvätteribyggnaden hade två tillhörande plymer, en i grundvattnet mot sydost och den andra mot Lagan som främst var synlig i jorden i nivå med grundvattenytan (Golder, 2010). Relativt höga koncentrationer av TCE och DCE

indikerade på att nedbrytning av PCE pågick vid undersökningarna eller att den har skett tidigare. En indikation på att nedbrytningen eventuellt var ofullständig var att små koncentrationer av VC påträffades. I källområdet förekom främst PCE i höga halter i både porluft och porvatten.

Föroreningsens utbredning omfattade ett ca 1000 m² stort område efter genomförda undersökningar (Golder, 2010). Detta område innefattade främst de norra och östra delarna av fastigheten. Merparten av mängden förorening och högst föroreningshalter påträffades på 1-2 meter under markytan där en viss del ackumulerades vid grundvattenytan. Dock kunde inte förorening i fri fas verifieras av undersökningarna.

Utvärdering och val av saneringsmetod

Screening genomfördes av lämpliga saneringsmetoder av Johan Helldén AB för Värnamotvätten (Helldén m.fl., 2008). Efter genomförd screening valdes tre alternativ ut för vidare utvärdering, se Tabell 7.

Följande alternativ utvärderades:

Alternativ 1: Källområdet saneras genom schaktning. Föroreningsplymen saneras genom kombinerad skydds- och saneringspumpning av förorenat grundvatten.

Alternativ 2: Källområdet saneras genom en kombination av schaktning och multifasextraktion (MPE). Föroreningsplymen saneras genom kombinerad skydds- och saneringspumpning av förorenat grundvatten.

Alternativ 3: Källområdet saneras genom termisk behandling med ECH-teknik. Föroreningsplymen saneras genom kombinerad skydds- och saneringspumpning av förorenat grundvatten.

Tabell 7. Sammanställning över utvärderade saneringsmetoder (Helldén m.fl., 2008).

Utvärderingskriterier	Schaktning	Schaktning och MPE	ECH
Prövningsbehov	Anmälan enligt miljöbalken	Anmälan enligt miljöbalken	Anmälan enligt miljöbalken
Hållbarhet	Negativa miljöeffekter kan ej uteslutas ur ett långt tidsperspektiv.	Sannolikt inga negativa miljöeffekter ur ett långt tidsperspektiv.	Sannolikt inga negativa miljöeffekter ur ett långt tidsperspektiv.
Behov av förundersökning	Måttligt behov/bör utföras	Måttligt behov/bör utföras	Stort behov/nödvändigt
Kontrollerbarhet	Måttliga möjligheter för kontroll	Goda möjligheter för kontroll	Måttliga möjligheter för kontroll
Utvecklingsstadie	Välbeprövad metod. Flera dokumenterade referensprojekt med goda saneringsresultat finns.	Relativt ny metod. Några dokumenterade referensprojekt finns.	Relativt ny metod. Några dokumenterade referensprojekt finns.
Miljö- och hälsopåverkan under åtgärd	Måttlig risk	Liten eller ingen risk	Måttlig risk
Påverkan på kultur- och naturmiljövärden	Liten påverkan förväntas	Liten påverkan förväntas	Liten påverkan förväntas
Arbetsmiljörisker under utförande	Måttlig risk	Liten eller ingen risk	Måttlig risk
Teknisk utveckling	Metoden bedöms inte bidra till utveckling av tekniken enligt svenska förhållanden.	Delar av metoden bedöms bidra till utveckling av tekniken enligt svenska förhållanden.	Delar av metoden bedöms bidra till utveckling av tekniken enligt svenska förhållanden.
Tid	Ca 10 år. Ca 15 månader för schaktning/återfyllnad som sker parallellt med en tioårs-period av pumpning.	Ca 10 år. Ca 8 månader för schaktning/återfyllnad och ca 36 månader för multifasextraktionen som sker parallellt med pumpningen.	Ca 10 år. Ca ett år för termisk behandling som sker parallellt med en tioårs-period av pumpning.
Kostnad	39,18 MSEK Inkluderar undersökning, pilotskaleförsök, installation för skydds- och saneringspumpning, utförande av saneringsåtgärder, schaktning, behandling och återfyllnad, samt kontrollprogram.	32,15 MSEK Inkluderar undersökning, pilotskaleförsök, projektledning, installation för skydds- och saneringspumpning, utförande av saneringsåtgärder, samt kontrollprogram.	38,21 MSEK Inkluderar pilotskale- och fullskaleförsök, projektledning, installation av ECH och pumpning, utförande av saneringsåtgärder, drift, el, underhåll samt kontrollprogram.
Måluppfyllelse	Metoden tar hand om i stort sett hela föroreningssituationen.	Metoden tar hand om i stort sett hela föroreningssituationen.	Metoden tar hand om i stort sett hela föroreningssituationen.

Alternativ 2 (schaktning och MPE) bedömdes ha större möjlighet för kontroll jämfört med alternativ 1 (schaktning) och 3 (ECH) (Helldén m.fl., 2008). Detta på grund av att sanering i den omättade zonen sker i två olika etapper med alternativ 2.

Risken för negativ påverkan på hälsa och miljö bedömdes vara mindre för alternativ 2 (Helldén m.fl., 2008). För alternativ 1 bedömdes risken vara större då schaktning nära grundvattenytan kan orsaka spridning av föroreningen i fri fas. Även för alternativ 3 var risken större till följd av hög marktemperatur och elsäkerhetsrisken. Vidare bedömdes alternativ 2 även innebära mindre risker ur arbetsmiljösynpunkt.

Samtliga alternativ bedömdes ha ett behov av pumpförsök inför projektering av skydds- och saneringspumpningen (Helldén m.fl., 2008). För alternativ 3 krävdes även ett pilotförsök med ECH-tekniken. Slutligen bedömdes sanering genomförd med alternativ 2 inneha den lägsta kostnaden.

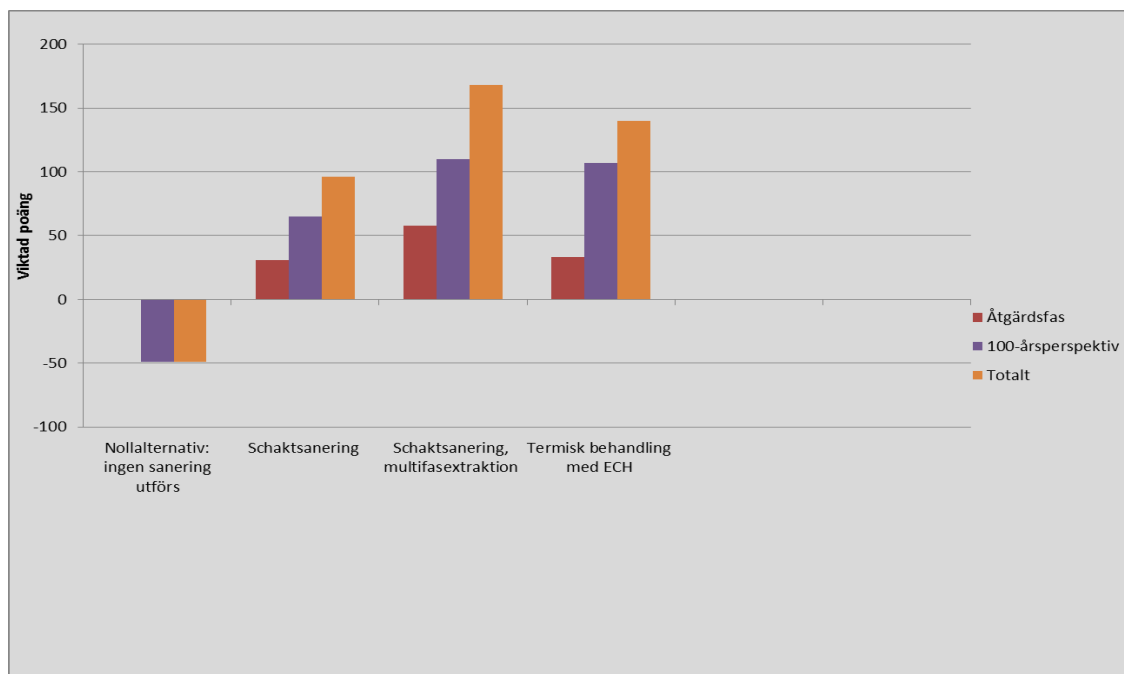
Utifrån denna utvärdering rekommenderades alternativ 2 (Helldén m.fl., 2008). Saneringen innebär att källområdet saneras genom en kombination av schaktning och multifasextraktion samt att plymen saneras genom kombinerad skydds- och saneringspumpning av förorenat grundvatten.

Resultat av genomförd sanering

Skydds- och saneringspumpningen visade kunna minska föroreningarna avsevärt i grundvattnet (Nilsson, 2012). Dock bedömdes multifasextraktionen vid projekteringen inte kunna nå föroreningar på större djup i källområdet (Nilsson, P., personlig kontakt februari 2015). Därför kompletterades den med stimulerad anaerob reduktiv deklorering vid sidan av skydds- och saneringspumpningen och schaktningen. Den påbörjades i december/januari 2014/2015 och som tillsats används melass som kolkälla. Provtagning av föroreningshalter i februari 2015 visade på ökad deklorering på området (RGS 90, 2015a).

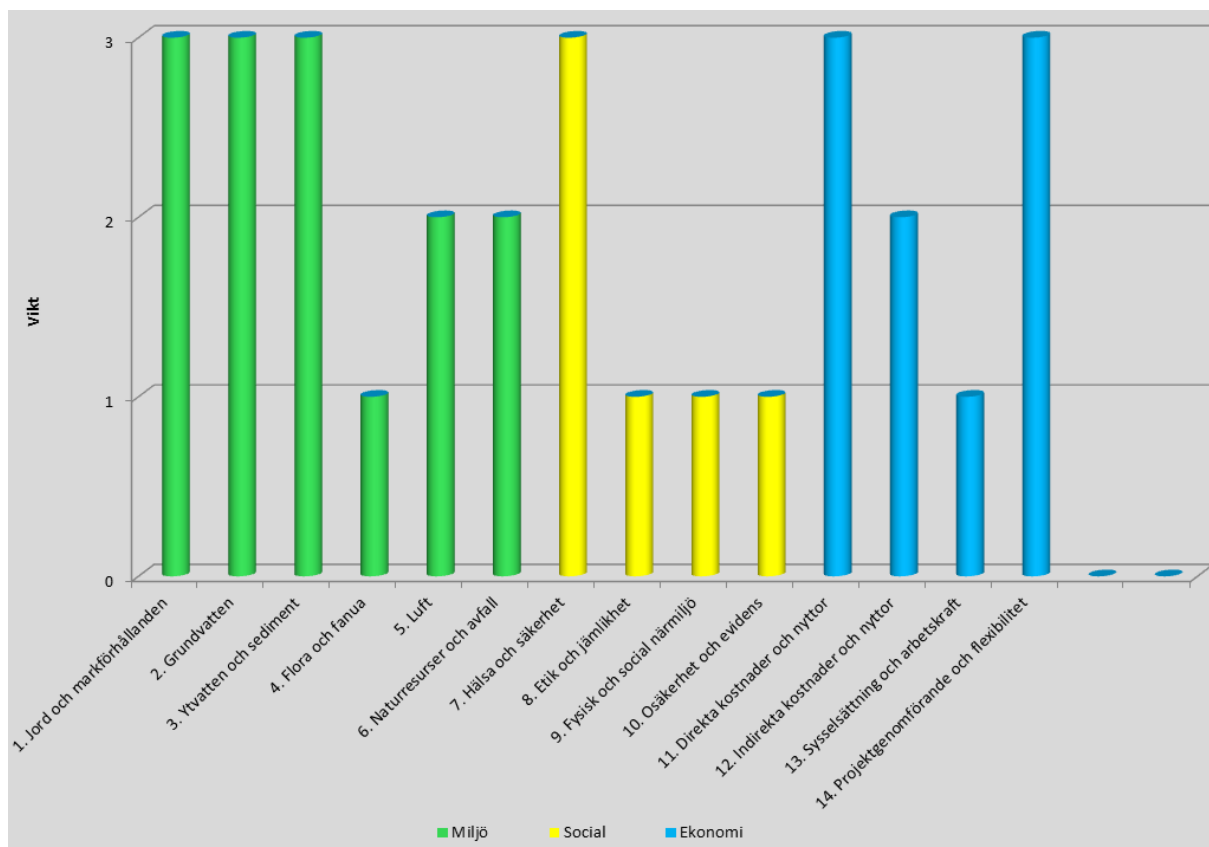
Värdering i SAMLA

I Figur 22 presenteras resultatet över värderingen i SAMLA för Värnamotvätten. Viktningen för kriterierna tillhörande de olika hållbarhetsdimensionerna miljö, social och ekonomi presenteras i Figur 23. I Figur 24 presenteras vikten för respektive hållbarhetsdimension.

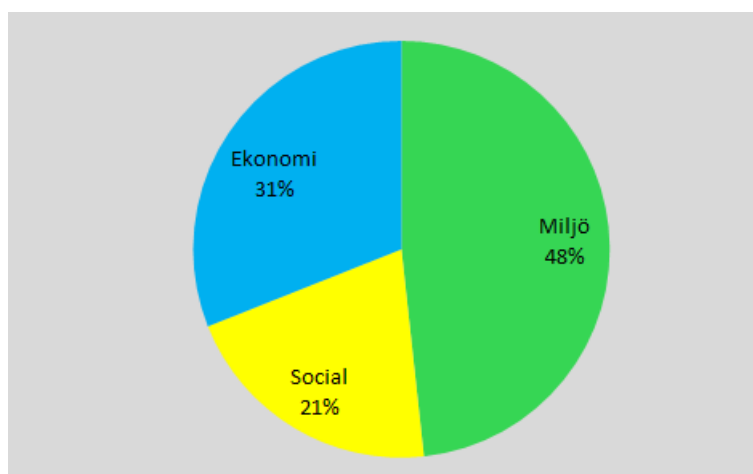


Figur 22. Viktad poäng för värderade åtgärdsalternativ. Samtliga metoder innebär även skydds- och saneringspumpning av grundvatten.

Den metod som tilldelades störst andel viktade poäng (totalt) för Värnamotvätten var schaktsanering i kombination med multifasextraktion och därefter termisk behandling med ECH, se Figur 22.



Figur 23. Viktning av de olika kriterierna.



Figur 24. Vikt per hållbarhetsdimension.

5.1.4 Reno kemtvätt



Figur 25. Lokalisering av Reno kemtvätt. Skala 1:15 000. (© Lantmäteriet, 2015)

Områdesbeskrivning

Jordlagren på fastigheten består i huvudsak av två moräntyper genomslagna av tunna sandlinser och har en mäktighet på 8-10 meter (Region Gotland, 2014). Vid markytan och på 6-7 meters djup (mellan moräntyperna) är dessa sandlinser mer sammanhängande och jorden där är relativt tät. Moränerna består av hårdpackad lermorän. Det översta jordlagret på fastigheten består av ett fyllnadsmaterial med en mäktighet på 0,5 meter. Berget på området återfinns på ca 9 meters djup och grundvattenytan på 2-3 meter. Grundvattenströmningen har en sydvästlig riktning.

Föroreningssituation

Föroreningen på området bestod av PCE (Region Gotland, 2014). Förutsättningar för nedbrytning var relativt dåliga på området och därför påvisades endast låga halter av nedbrytningsprodukter. Källområdet återfanns vid platsen där tvättmaskinerna var placerade, vid nordvästra delen av byggnaden. Föroreningen bedömdes ha spridits därifrån till västra och sydvästra sidan av byggnaden (Rahm & Nyhlén, 2011). Vidare spreds den även mot grannfastigheten i nordöstlig riktning. Den horisontella spridningen i jord av PCE i höga halter var som störst mellan 1,3-3 meters djup och vertikalt nådde spridningen 6 meters djup. I den undre moränen påvisades PCE endast i en provpunkt.

Fyra förorenade områden av PCE definierades på fastigheten (Rahm & Nyhlén, 2011):

1. Källområde med höga till mycket höga halter PCE, vilken var relativt djupt utbredd.
2. Övre sandlager med höga halter PCE med några meters mäktighet och utbredd över flera hundra kvadratmeter.
3. Morän och sandskikt med låga till höga halter PCE med flera meters mäktighet utbredd över flera hundra kvadratmeter.
4. Undre sandskikt med låga halter PCE, vilken var begränsad i utbredning och mäktighet.

Fri fas av föroreningen har läckt ut till grundvattnet och utbredningen spreds i sydöstlig samt östlig riktning (Rahm & Nyhlén, 2011). Undersökningen visade att den fria fasen inte nådde ned till berget.

Utvärdering och val av saneringsmetod

Åtgärdsutredningen genomfördes av Geosigma där två in situ-metoder och schaktsanering utvärderades, se Tabell 8. I genomförd riskvärdering fördes diskussion mellan Länsstyrelsen, kommunen och Geosigma där måluppfyllelse tillsammans med riskreduktion värderades högst och därefter kostnad (Rahm, 2012). Byggnaden på fastigheten föreslogs stå kvar men ingen verksamhet tillåts förekomma under saneringstiden.

Tabell 8. Sammanställning över utvärderade saneringsmetoder (Rahm, 2012).

Utvärderings-kriterier	Schaktning och behandling av förorenade massor	Termisk behandling med ECH	Termisk behandling med ERH
Riskreduktion	Rester av förorening kvarlämnas. Fri fas kan dessutom inte uteslutas.	Effektiv i heterogena jordar. Fler termiska brunnar krävs jämfört med andra metoder. Reduktionen av PCE-halter i grundvattnet är ej lika bra som för jord. Uppvärmning stimulerar biologisk nedbrytning.	Effektiv i heterogena jordar. Jämnare värmespridning än för ECH. Dock är reduktionen av PCE-halter i grundvattnet ej lika bra som för jord. Kan vara känsligare beroende på jordart. Uppvärmning stimulerar biologisk nedbrytning.
Åtgärdsteknik	Låg energiförbrukning. Många transporter.	Destruktionsmetoder prioriteras högst enligt Naturvårdsverket. Låg förbrukning av naturresurser. Stor energikonsumtion.	Destruktionsmetoder prioriteras högst enligt Naturvårdsverket. Låg förbrukning av naturresurser. Hög teknikutveckling och kunskapsutbyggnad.
Utvecklingsstadie	Välbeprövad	Välbeprövad. Dock inte i Sverige.	Välbeprövad. Dock inte i Sverige.
Hälsorisker under åtgärd	Buller från schaktning och transport. Partiklar och gas kan spridas till omgivningen. Störningar i markmiljön. Om förorenad jord lagras på området finns risk för spridning vid kraftiga regn.	Dioxin kan bildas. Mikrofaunan i jorden kan slås ut, särskilt vid denna metod. Mer bullerstörningar då fler brunnar krävs. Metoden bidrar till att jorden blir mer genomsläpplig och därmed kan fri fas spridas i jordprofilen.	Mikrofaunan i jorden kan slås ut. Metoden bidrar till att jorden blir mer genomsläpplig och därmed kan fri fas spridas i jordprofilen.
Hälsorisker efter åtgärd	Förbättrad etablering av biologiskt liv i återfyllnadsjord än i befintlig morän. Högre sättningsrisk jämfört med ERH och ECH.	Högre temperatur används än för ERH, vilket ger sämre förutsättningar för återetablering av biologiskt liv. Sättningsrisk då grundvatten förångas från jordprofilen. Dock bedöms risken som liten.	Sättningsrisk då grundvatten förångas från jordprofilen. Dock bedöms risken som liten.
Sociala och kulturella aspekter	Lokal acceptans.	Mindre störande än schaktning. Mindre lokal acceptans pga liten erfarenhet av metoden i Sverige.	Mindre störande än schaktning. Mindre lokal acceptans pga liten erfarenhet av metoden i Sverige.
Tid	2-3 månader. Dock tar metoden längre tid än ERH och ECH om behandlingen tas med i beräkning.	7-8 månader	Ca 6 månader
Kostnad	5,73 MSEK Inkluderar schaktning av källområde, grundförstärkning, behandling av förorenad jord och återfyllnad av ny.	12,25 MSEK Inkluderar installation av ECH, hyror av utrustning, bormning, el, drift, underhåll samt en oförutsedd kostnad (ej närmare specificerad av företaget som utför sanering med ECH)	7,96 MSEK Inkluderar installation av ERH, hyror av utrustning, bormning, el, drift, underhåll, projektledning och dokumentation.
Måluppfyllelse	Uppsatta åtgärds mål uppfylls. Osäkerheter om miljömålet "skydd av grundvatten" kommer nås då förorening kvarlämnas.	Uppsatta åtgärds mål uppfylls.	Uppsatta åtgärds mål uppfylls.

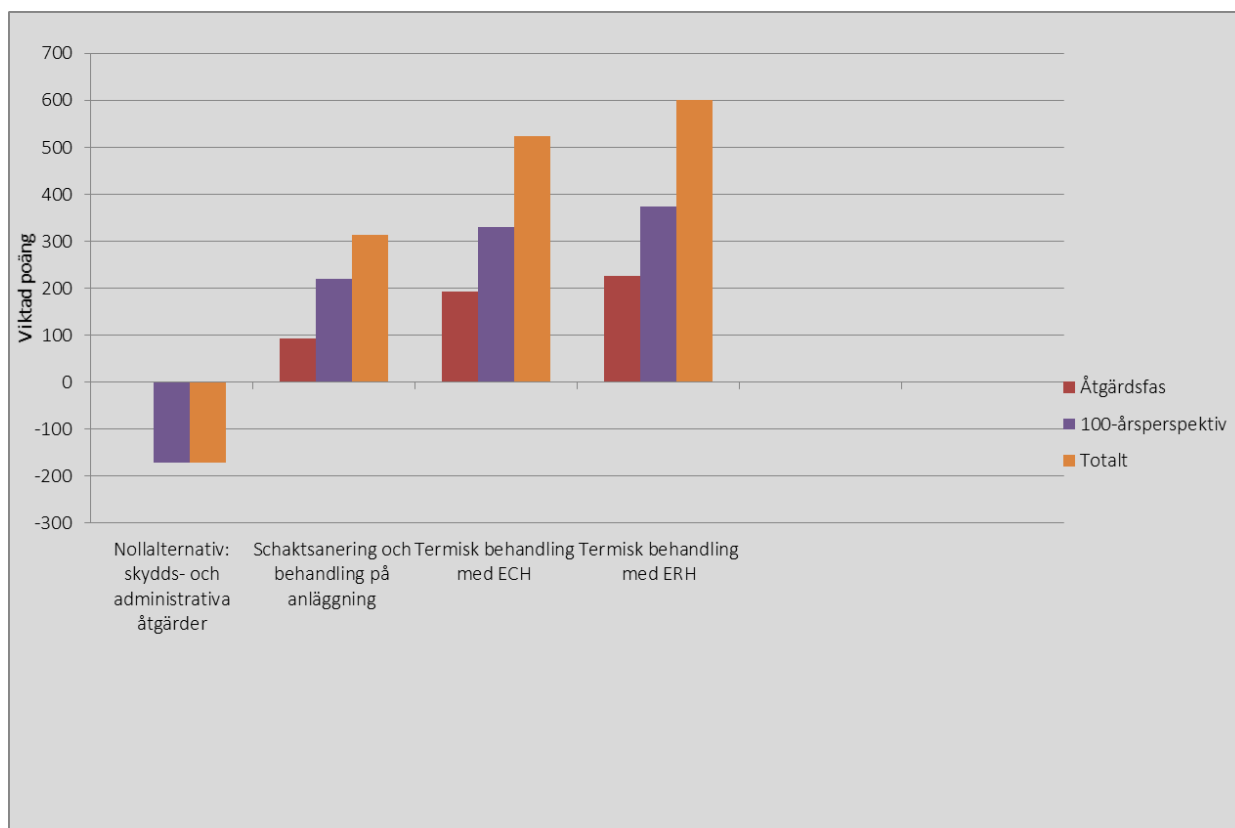
De termiska metoderna bedömdes vara lämpligare än schaktning då riskreduktionen är mer effektiv och hela det förorenade området behandlas (Rahm, 2012). Vid en jämförelse mellan ECH och ERH är kostnaderna för ECH ungefär dubbelt så höga för drift, underhåll och hyror. Vidare är det ungefär fem gånger högre borrhälskostnader och tre gånger högre elkonsumtion för ECH. Sammanfattningsvis medför ERH-tekniken lägre kostnader, mindre entreprenadarbete och lägre energikonsumtion. Den erbjuder dessutom större möjlighet och tillgänglighet för teknikutveckling samt insikt i kunskapsområdet i Sverige. Därmed rekommenderades sanering med ERH av Reno kemtvätt. Sanering med denna teknik är den första som genomförs i Sverige (Ekman, H., personlig kontakt mars 2015).

Resultat av genomförd sanering

Efter en lyckad installation av ERH kan det konstateras att tillämpning även kan ske inne i byggnader utan större problem (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Det är dock ännu för tidigt att se något resultat av saneringen.

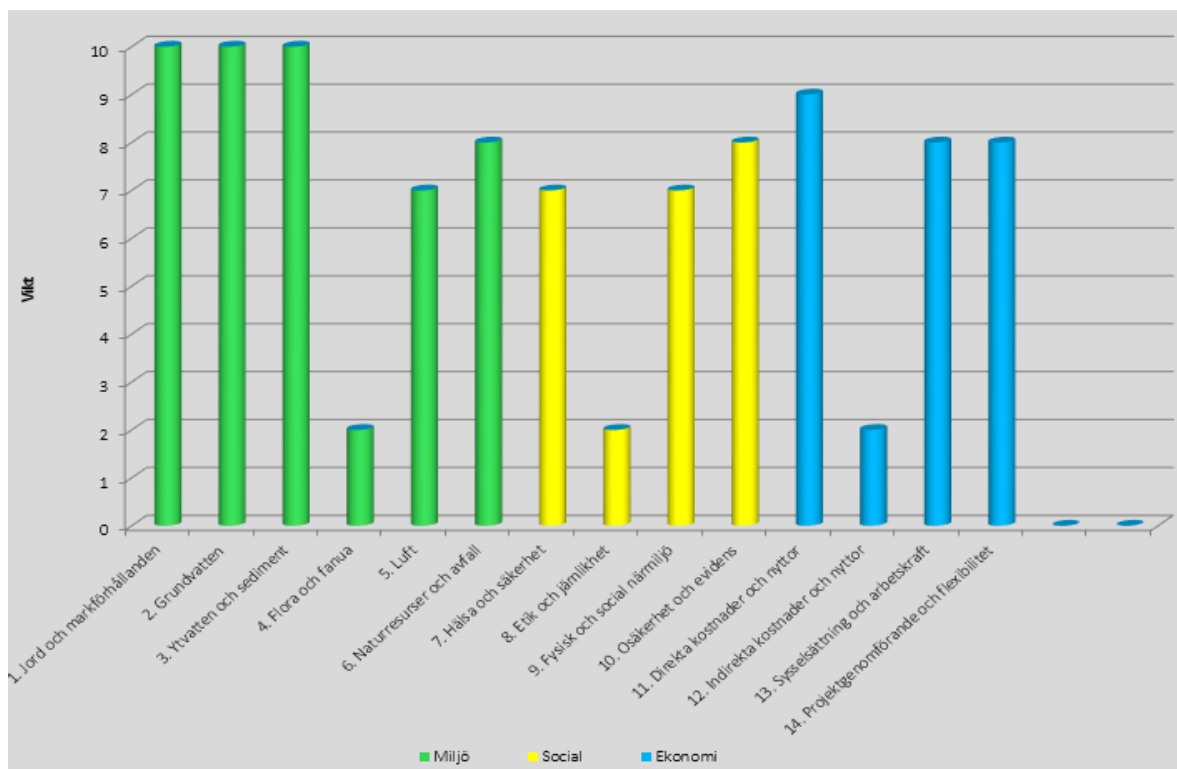
Värdering av saneringsmetoder i SAMLÄ

I Figur 26 presenteras resultatet över värderingen i SAMLÄ för Reno kemtvätt. Där redovisas viktad poäng för metoderna som togs upp i åtgärdsutredningen. Viktningen för kriterierna tillhörande de olika hållbarhetsdimensionerna miljö, social och ekonomi presenteras i Figur 27. I Figur 28 presenteras vikten för respektive hållbarhetsdimension.

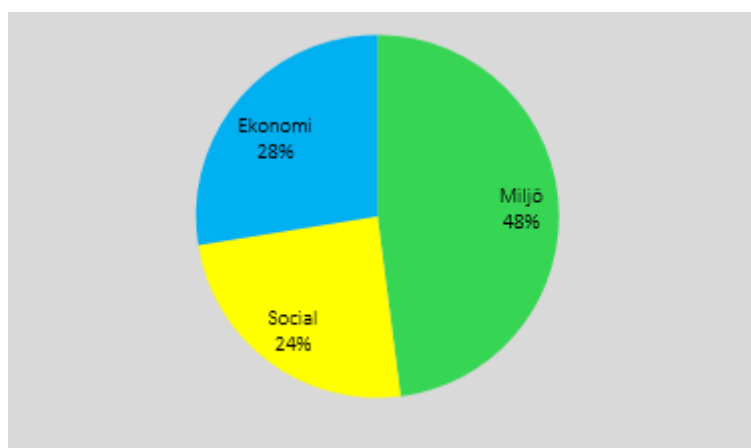


Figur 26. Viktad poäng för värderade åtgärdsalternativ.

För Reno kemtvätt tilldelades termisk behandling med ERH störst andel viktade poäng (totalt) och ECH fick näst störst andel, se Figur 26. Anledningen till att de viktade poängen har en större storleksordning jämfört med de andra projekten är att det valdes en högre viktningsskala för Reno kemtvätt.

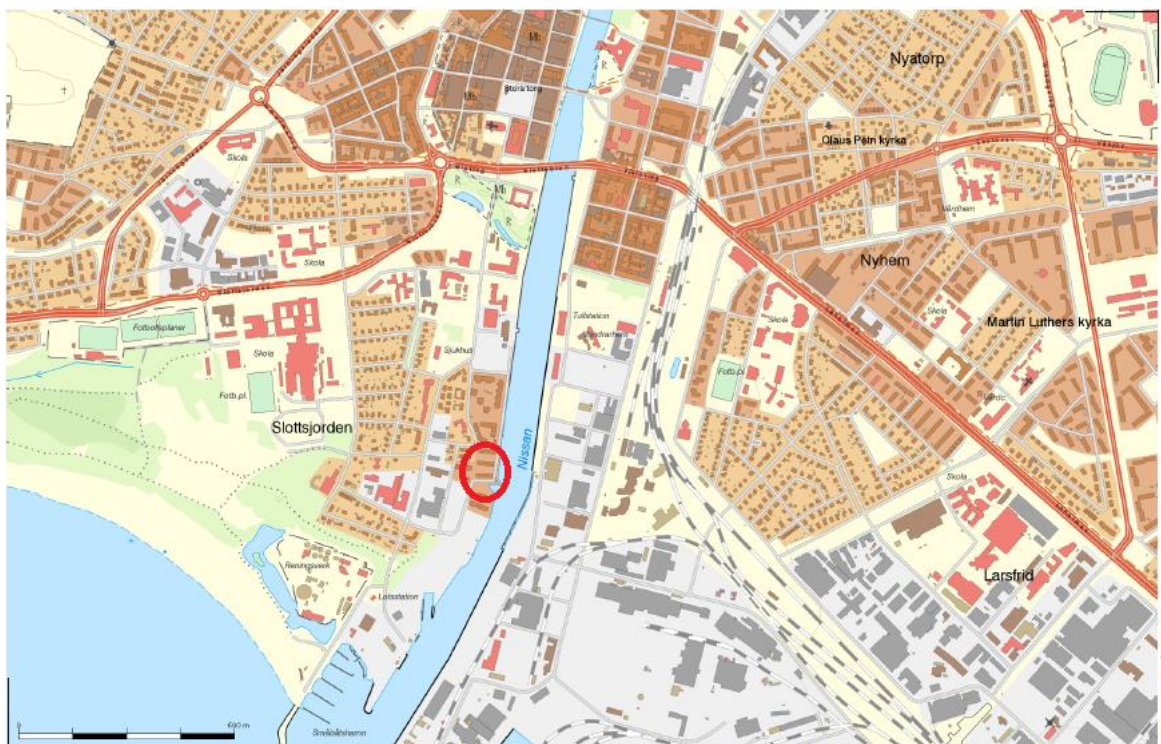


Figur 27. Viktning av de olika kriterierna.



Figur 28. Vikt per hållbarhetsdimension.

5.1.5 Matadorverken



Figur 29. Lokalisering av f.d. Matadorverken. Skala 1:15 000. (© Lantmäteriet, 2015)

Områdesbeskrivning

Marknivån är belägen på ca 1,5-1,7 möh. på det förorenade området (Davidsson m.fl., 2007). Den översta delen av jordprofilen består av ett fyllnadsmaterial med en mäktighet på 1-1,5 meter som främst utgörs av sand. Nissans västra strand har tidigare varit belägen längre västerut och därför kan grund- och kajrester påträffas i jordlagren närmast ån. Fyllnadsmaterialet underlagras av en sandig silt vilken övergår på ca 3 meters djup i silt och siltig lera. Detta leriga och siltiga lager kan ha en mäktighet på tiotals meter i området.

Vid tidpunkten för undersökningen var grundvattenytan belägen på ca 1,5-1,7 meter under markytan (Davidsson m.fl., 2007). Grundvattenflödets riktning bedömdes vara mot Nissan enligt tidigare undersökningar. Flödes hastigheten för grundvattnet är långsam i den siltiga leran, ca 1 m/år.

Föroreningssituation

Den största delen utav föroreningen påträffades i grundvattnet som en plym mellan f.d. Matadorverken och Nissan, längs en sträcka på ca 25-30 meter (Davidsson m.fl., 2007). Totalt bedömdes den förorenade ytan till 1000-1300 m² med en volym av jord och grundvatten på 3100-6100 m³. I huvudsak påvisades TCE och dess nedbrytningsprodukter cDCE och VC i grundvattnet. Undersökningarna visade på att föroreningskällan kunde finnas eller har funnits under byggnaderna på fastigheten. Vidare bedömdes förorening vara mer än 30 år gammal.

Föroreningen har sannolikt spridits vertikalt genom den omättade zonen och fortsatt till grundvattnet för att sedan spridas till det leriga och siltiga lagret (Davidsson m.fl.,

2007). Residual av TCE i den omättade zonen bedömdes eventuellt finnas kvar, dock i små mängder. Vidare vertikal spridning har troligen stoppats av de lågpermeabla jordlagren i den mättade zonen. Även här kunde eventuell residual av TCE inte uteslutas.

Utvärdering och val av saneringsmetod

Inför utvärderingen togs grundförutsättningar för området med i beaktning (Davidsson m.fl., 2007), de innefattades av:

- Läget för de planerade bostadshusens och grundläggningsdjupet kan inte ändras
- I början av år 2008 planeras rivning av f.d. Matadorverken och därefter schaktning för samtliga bostadshus
- Vid grundläggningsschaktning för ett av husen kan risk finnas för kontakt med förorenad jord

Vid utvärdering av lämpliga saneringsmetoder har det främsta syftet varit att påverka de byggnadstekniska åtgärder som kommer genomföras för bostadshusen i så liten grad som möjligt (Davidsson m.fl., 2007).

För ett utav bostadshusen bedömdes det att förorenade jordmassor eller vatten eventuellt behövde behandlas efter schaktning (Davidsson m.fl., 2007).

Samtliga hus planerades få vattentätning av betongkonstruktion under grundvattenytan (Davidsson m.fl., 2007). Vattentätningen skulle helst ha samma utformning för alla hus.

Fyra åtgärdsalternativ valdes för utvärdering:

- A – Utvändig tätning av betongkonstruktionen med bentonitmembran (alt. kombinerad med polymermembran) (inneslutning och avskärning)
- B – Invändig ventilering i golv och källare i planerade bostadshus (teknisk skyddsåtgärd)
- C – Schaktning och återfyllnad/behandling av förorenade massor vid schaktning inför grundläggning
- D – Stimulerad biologisk nedbrytning med injektion av melass

Alternativ A och B avser även schaktning inför grundläggning och eventuell schaktning av förorenade massor samt återfyllnad eller behandling av dem (Davidsson m.fl., 2007).

Tabell 9. Sammanställning över utvärderade åtgärdsalternativ. A – Utvändig tätning av betongkonstruktionen med bentonitmembran. B – Invändig ventilering i golv och källare i planerade bostadshus. C – Schaktning och återfyllnad/behandling av förorenade massor vid schaktning inför grundläggning. D – Stimulerad biologisk nedbrytning med injektion av melass. (Davidsson m.fl., 2007).

Utvärderingskriterier	Alternativ A	Alternativ B	Alternativ C	Alternativ D
Måluppfyllelse	Förhindrar sannolikt inträngning av förorenad gas i källare och garage	Förhindrar sannolikt inträngning av förorenad gas i källare. Dock inte i garage.	Förorening på större djup kan ej avlägsnas	Obefintlig risk för inträngning av gas i källare och garage. Hindrar spridning till Nissan. Om föroreningar finns ovanför grundvatten bör dessa schaktas bort för att maximera riskreduktionen.
Riskreduktion	Innebär i stort sett ingen reduktion av föroreningen	Innebär i stort sett ingen reduktion av föroreningen	Något större reduktion jämfört med alt. A och B	Sannolikt en mycket god reduktion. Betydande efter 1-2 år.
Genomförbarhet	Viss svårighet	Viss svårighet	Viss svårighet	Provtagning av bakterier. Specialutrustning vid injektering av melass. Sakkunnig expertis krävs.
Miljöeffekter	Måttligt stora (transport av förorenad jord)	Måttligt stora (transport av förorenad jord)	Måttligt stora (transport av förorenad jord)	Relativt små
Hälsoeffekter under genomförandet	Måttligt stora Risk för direktkontakt med förorenad jord och grundvatten samt inandning av gas vid tätningen. Risk att tätningsmaterialet skadas av föroreningarna.	Måttligt stora Kan finnas risk för inträngning av gaser i byggnaderna. Risk för direktkontakt med förorenad jord och grundvatten.	Måttligt stora Risk för direktkontakt med förorenad jord och grundvatten samt inandning av gas. Risk för spridning av föroreningen från fastigheten.	Relativt små Vid ej fullständig nedbrytning finns risk för inträngning av VC i byggnader/recipient. Om injektionen ej når ut i hela området kan saneringstiden bli längre. Om föroreningar finns ovanför grundvatten kan återförorening ske efter avslutad behandling.
Framtida begränsningar/krav	Området kan inte utan restriktioner användas till bostäder om detta alternativ utförs	Området kan inte utan restriktioner användas till bostäder om detta alternativ utförs	Området kan inte utan restriktioner användas till bostäder om detta alternativ utförs	Området kan helt utan restriktioner användas till bostäder om detta alternativ utförs
Tid	-	-	-	3-4 år
Kostnad	0,85-1,1 MSEK	1,25-1,9 MSEK	0,9-1,2 MSEK	0,7-0,85 MSEK
Kostnadseffektivitet* (kg avlägsnad förorening/MSEK)	11-21	10-14	14-26	120-290

* Avser en period på 3-4 år. Kg avlägsnad förorening avser den mängd som förväntas avlägsnas för respektive metod. Kostnaderna i Tabell 9 för alternativ A, B och C inkluderar åtgärdskostnad, schakt för grundläggning samt kommande restriktioner för området enligt Davidsson m.fl. (2007). För alternativ D är det endast kostnaden för den direkta åtgärden som beskrivs då alternativet inte innebär varken schaktning eller restriktioner.

Åtgärdsalternativ D bedömdes efter utvärdering vara det bäst lämpade enskilda alternativet (Davidsson m.fl., 2007). Dock bedömdes alternativ A och C kunna reducera hälsoriskerna relaterade till inträngning av gas i planerade bostadshus samt kunna genomföras utan större svårigheter.

Alternativ B bedömdes inte vara lämpligt som åtgärd (Davidsson m.fl., 2007).

För att helt förhindra inträngning av förorenad gas i planerade byggnader bedömdes dock alternativ D behöva genomföras (Davidsson m.fl., 2007). Under tidsperioden på 3-4 år för den stimulerade nedbrytningen är det även viktigt att alternativ A kan skydda mot inträngning av gas genom anläggning av tätning.

Slutligen rekommenderades sanering av f.d. Matadorverken med en kombination av åtgärdsalternativ A, C och D (Davidsson m.fl., 2007).

Resultat av genomförd sanering

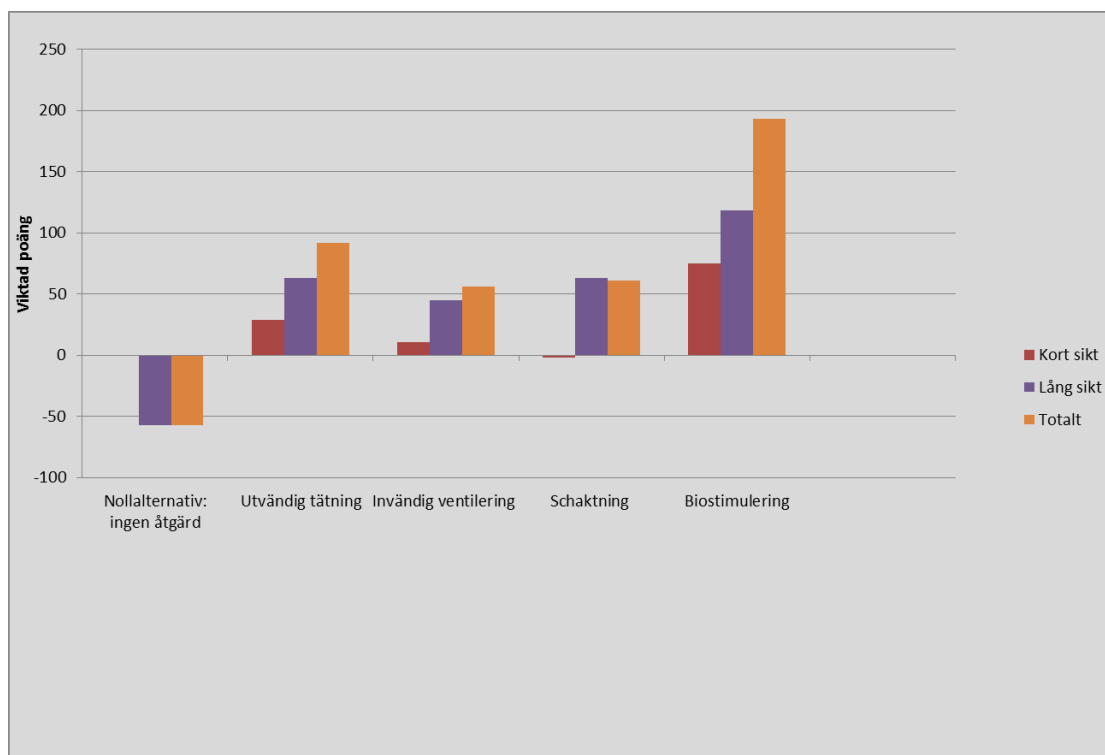
Reduktiv deklorering visade vara lämplig för sanering av f.d. Matadorverken enligt uppsatta åtgärdskrav (HSB, 2009). Efter två injektioner av näringslösning (3-D Microemulsion®) för att stimulera dekloreringen, i juni både 2008 och 2009, minskades föroreningshalterna från 200 gånger åtgärdskravet till 5-6 gånger åtgärdskravet, uppmätt i november 2009. Vidare visade undersökningarna en minskning av föroreningsutbredning. Genom mikrobiologiska tester konstaterades det att nedbrytning av föroreningen har pågått och inte enbart en utspädning. Åtgärdskraven för hela området bedömdes kunna uppnås inom 4-8 månader från november 2009 med nuvarande nedbrytningshastighet.

Från mätning av grundvatten i februari år 2010 till maj 2010 kunde det dock ses en ökning av föroreningshalterna (Davidsson, L., personlig kontakt maj 2015). En orsak till detta kan ha varit markarbeten i området vid uppförande av byggnaderna, vilket kan ha frigjort residual DNAPL i jordmatrisen eller löst förorening lagrad i immobil grundvatten. Denna ökning var dock temporär och halterna minskade återigen. I november år 2010 hade halterna minskat och låg under det uppsatta åtgärds målet.

En grov kostnadsredovisning för saneringen av Matadorverken är ungefär 1,1-1,3 miljoner kronor för undersökningar och kontrollprogram, 1,3-1,4 miljoner för injekteringskostnad och uppföljning samt 5,0-7,0 miljoner för schaktning och deponering (Davidsson, 2010).

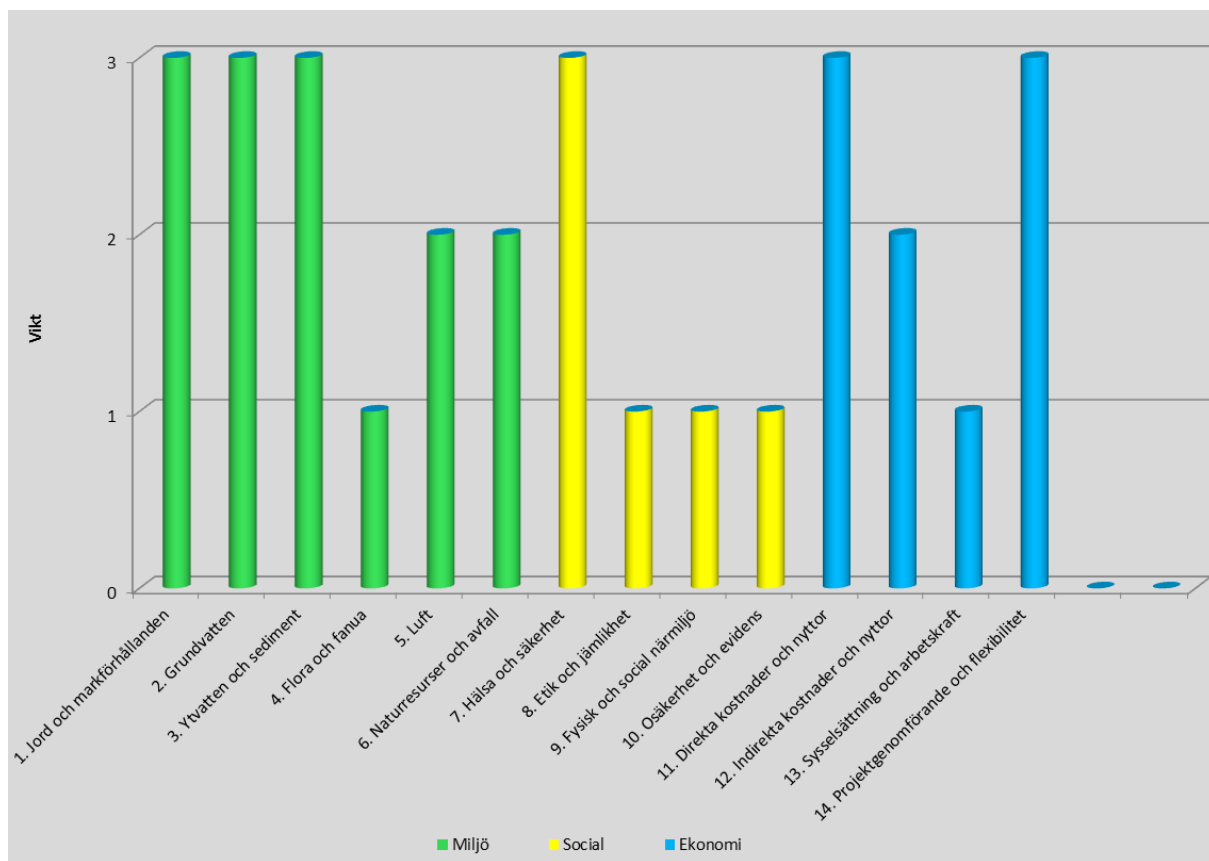
Värdering av saneringsmetoder i SAML A

I Figur 30 presenteras resultatet över värderingen i SAML A för Matadorverken. Där redovisas viktad poäng för metoderna som togs upp i åtgärdsutredningen. Viktningen för kriterierna tillhörande de olika hållbarhetsdimensionerna miljö, social och ekonomi presenteras i Figur 31. I Figur 32 presenteras vikten för respektive hållbarhetsdimension.

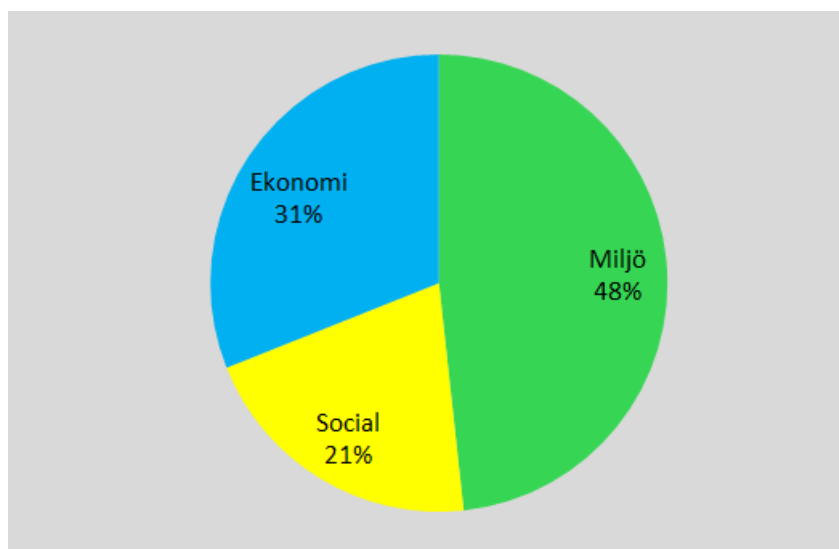


Figur 30. Viktad poäng för värderade åtgärdsalternativ.

Den metod som tilldelades störst andel viktade poäng (totalt) för Matadorverken, i nämnd ordning, var biostimulering, utvärdig tätning, schaktning samt invändig ventilering, se Figur 30.



Figur 31. Vikt för de olika kriterierna.



Figur 32. Vikt per hållbarhetsdimension.

5.2 UTVÄRDERING AV IN SITU-METODER

Sammanställning över utvärderade in situ-metoder lämpliga för klorerade lösningsmedel presenteras i Tabell 10 och Tabell 11. Där presenteras metodernas tillämpningsområden, saneringstid, kostnad, energiförbrukning samt användning i Sverige.

Tabell 10. Sammanställning över metodernas tillämpningsområde, saneringstid och kostnad.

Metod	Teknik	Tillämpningsområde							Relativ saneringstid*	Relativ kostnad*
		Käll- område	Plym	Omättad zon	Mättad zon	Sand/grus	Silt/lera	Berg		
Biologisk nedbrytning	Naturlig självrening	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Väldigt lång	Medel
	Biostimulering	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Medel	Låg
	Bioaugmentation	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Medel	Låg
Kemisk reduktion	Permeabel reaktiv barriär (PRB)	Nej	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej	Väldigt lång	Låg-medel
	BOS 100®	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Kort	Medel
	Soil mixing	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Medel	Hög
Kemisk oxidation	Kaliumpermanganat	Ja	Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Medel	Medel
	Fentons reagens	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Medel	Hög
	Ozon	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja	Nej	Ja	Medel	Medel-hög
	Peroxid	Ja	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Medel	Medel
Växtsanering		Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Väldigt lång	Medel
Termisk behandling	Ånginjektion	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej	Kort	Hög
	ECH	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Kort	Väldigt hög
	ERH	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Kort	Hög
Luftinjektering		Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Lång	Låg
Porgasextraktion		Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Nej	Ja	Medel	Låg
Multifasextraktion		Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Lång	Medel
Jordtvättning		Ja	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja	Medel	Hög

*För relativ saneringstid står kort för veckor-månader, medel för månader-år, lång för flera år och väldigt lång för tiotals år-100 år. Relativ kostnad innebär kostnad för installation samt drift och underhåll. PRB ingår ej i den detaljerade utvärderingen då tekniken innebär lång saneringstid och andra tekniker tillhörande kemisk reduktion redogörs för.

Tabell 11. Sammanställning över metodernas energiförbrukning, tillämplighet samt användning i Sverige.

Metod	Teknik	Tillämpbar under byggnader	Energi-förbrukning	Tillämpbar i Sverige	Användning i Sverige för klorerade lösningsmedel*	Exempel på sanering i Sverige
Biologisk nedbrytning	Naturlig självrening	Ja	Låg	Ja	Ja	Ett tryckeri Malmö där projektet drevs av Sweco.
	Biostimulering	Ja	Låg	Ja	Ja	F.d. industrin ABL Lights i Linköping. Värnamotvätten (reduktiv deklorering).
	Bioaugmentation	Ja	Låg	Ja	Nej	-
Kemisk reduktion	Permeabel reaktiv barriär (PRB)	Nej	Medel	Ja	Ja	En kemtvätt i Linköping där projektet drevs av bl. a. Stockholm universitet
	BOS 100®	Ja	Låg	Ja	Ja	Kvarteret Plåten
	Soil mixing	Nej	Medel	Ja	Ja	Testas för första gången i Sverige för Hagforstvätten
Kemisk oxidation		Ja	Medel	Ja	Ja, men för en annan grupp föroreningar som innehåller klor	Ett f.d. sågverk förorenat med pentaklorfenol från träimpregneringsmedel
Växtsanering		Nej	Låg	Delvis	Nej	-
Termisk behandling	Ånginjektion	Ja	Hög	Ja	Ja	Tidigare utförd sanering av Hagforstvätten
	ECH	Ja	Mycket hög	Ja	Nej	-
	ERH	Ja	Hög	Ja	Ja	Sanering pågår av Reno kemtvätt som är den första tillämpningen i Sverige
Luftinjektering		Ja	Medel	Ja	Ja	Hagforstvätten
Porgasextraktion		Ja	Medel	Ja	Ja	Hagforstvätten
Multifasextraktion		Ja	Hög	Ja	Ja	Värnamotvätten
Jordtvättning		Nej	Medel	Ja	Nej	-

*Användning i Sverige har tagits fram genom kontakt med kunniga inom branschen och från material som har använts till fallstudien.

6 DISKUSSION

I detta kapitel diskuteras värdering av in situ-metoder i SAMLA, användning av in situ-metoder i Sverige samt metodernas styrkor och svagheter. Slutligen diskuteras resultat från fallstudien och vidare studier som kan utföras.

6.1 VÄRDERING AV IN SITU-METODER MED SAMLA

Värderingen av saneringsmetoder i SAMLA för projekten från fallstudien visade på liknande resultat som utförda riskvärderingar. De metoder som fick störst andel viktade poäng i SAMLA för respektive projekt var också de som rekommenderades som saneringsmetod enligt riskvärderingarna. För vissa projekt stämde dock inte ordningsföljden överens med den som föreslogs i genomförd riskvärdering.

Värdering i SAMLA är relativt enkelt och använder ett strukturerat arbetssätt. Poängsättningen och viktningen kan utföras utifrån olika skalor, vilket medför att SAMLA är flexibelt och kan anpassas efter projektet. Ytterligare en positiv aspekt är möjligheten att olika aktörer kan involveras och på så sätt få olika perspektiv på värderingen. Detta medför att värderingen blir transparent och kan användas vid val av åtgärdsalternativ. Dock kan värderingen lätt bli subjektiv då den utförs av endast en person när tanken är att flera olika aktörer inom branschen ska involveras. När värdering i SAMLA används av exempelvis en konsult är det vanligt att den skickas ut på remiss till andra aktörer för att involvera dessa. I detta arbete utgår värderingen ifrån redan genomförda riskvärderingar där resultatet av dessa är känt. Det kan tänkas att denna aspekt eventuellt kan påverka värderingen till att ge samma resultat som de som presenteras i riskvärderingen. Vidare är det även svårt att poängsätta kriterierna då hänsyn måste tas till flera underpunkter samt att tolka material från riskvärderingar och åtgärdsutredningar som fördes in i SAMLA. Dessutom kan verktyget innebära svårigheter vid bedömning av effekter för kombinerade saneringsmetoder då en av metoderna kan vara sämre än den andra och därmed dra ner poängen. Detta är svårt eftersom bedömningen hur mycket metoden drar ned poängsättningen måste utföras. Det finns även svårigheter vid bedömningen av nya metoder där lite erfarenheter finns tillgängliga. Detta försvårar bedömningen av osäkerheter för metodens funktion samt om den kommer att reducera riskerna. Vidare kan värdering i SAMLA innebära svårigheter vid utvärdering av metoders tillämplighet enligt specifika förhållanden, som detta arbete innebär. I SAMLA finns inga kriterier för utvärdering på detaljnivå, såsom att ta hänsyn till klimat eller jordart. Kriterierna som värderades i SAMLA var mer övergripande och täckte endast in metodens genomförande ur ett större perspektiv.

6.2 ANVÄNDNING AV IN SITU-METODER I SVERIGE

Arbetet med att ta fram in situ-metoder som används i Sverige innebar svårigheter och var tidskrävande då dessa inte fanns samlade på ett ställe i ett dokument eller på en hemsida. Därför har det krävts mycket kontakt med insatta inom branschen och sökning på internet efter information. För vissa metoder har ingen utförd sanering i Sverige hittats och det resultatet utgår från information från insatta personer samt diverse hemsidor. Därmed är det troligt att all information om använda metoder i Sverige inte har tagits upp i detta arbete.

Någon utförd sanering av klorerade lösningsmedel har inte hittats för metoderna bioaugmentation, kemisk oxidation, växtsanering, ECH samt jordtvättning. Den generella anledningen till varför vissa in situ-metoder ännu inte används i Sverige beror främst på kulturen att gräva upp föroreningen för att sedan deponera (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Detta beror i huvudsak på deponeringens billiga utförande. Vidare kan den psykologiska aspekten påverka vilka saneringsmetoder som används. Exempelvis ser allmänheten att föroreningen avlägsnas vid schaktsanering och ersätts med ny jord. Däremot syns det inte att marken renas vid in situ-metoder då åtgärden sker under jord. Dock kan schaktsanering vara olämplig på platser med bebyggelse och orsaka skador på byggnader i form av sättningar. Fördelen med in situ-metoder är att merparten kan tillämpas under byggnader och sanering kan ske över tid utan större ingrepp i marken.

Ytterligare en orsak till varför vissa in situ-metoder inte används i lika stor utsträckning i Sverige är teknikutvecklingen av dessa, hela området har i huvudsak utvecklats i Nordamerika. Därför ligger Sverige långt efter i denna utveckling. Den bakomliggande orsaken till dessa länders teknikutveckling kan vara såväl större konkurrens om exploaterbar mark som tillgång till grundvattentäkter jämfört med Sverige. Detta innebär att områden förorenade med klorerade lösningsmedel har uppmärksamats och prioriterats högre i dessa länder. Däremot har situationen förändrats i landet under de senaste åren då lösningsmedlen har hotat att förorena vattentäkter runtom i landet (Englöv m.fl., 2007). Ett exempel på detta är Värnamotvätten där Värnamos huvudvattentäkt hotades.

I avsnitt 6.3 diskuteras vidare varför ovan nämnda metoder inte används i Sverige.

6.3 UTVÄRDERING AV IN SITU-METODER

En vägledning vid val av saneringsmetod kan vara Naturvårdsverkets (2009) rangordning där destruktionsmetoder rekommenderas först och därefter separations-/koncentrationsmetoder. Även metodens riskreducering, risker, risk för återförorening, antalet injektioner samt bästa möjliga teknik bör beaktas. Beroende på vilken metod som tillämpas fås olika resultat med avseende på föroreningsreduktion. Exempelvis uppnår termiska metoder i stort sett en fullständig sanering medan BOS 100® endast innebär en reduktion av föroreningshalter som krävs av uppsatta åtgärds mål (Andersson, J., personlig kontakt mars 2015). Vid sanering av klorerade lösningsmedel är tillämpningen av termiska metoder vanlig på grund av den fullständiga saneringen (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Tillämpning av de biologiska metoderna är även vanligt. Risken för återförorening gäller främst kemisk oxidation men även för de biologiska metoderna (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Kemisk oxidation kan även frigöra föroreningar och öka dess halter (RGS 90, 2015). Vid tillämpning av en ny teknik finns risk för denna typ av problem. En annan viktig aspekt är anpassning av valet av metod efter föroreningen. Exempelvis är kemisk reduktion lämpligare än oxidation då klorerade lösningsmedel är relativt oxiderande (Stroo & Ward, 2010).

Samtliga in situ-metoder som redogörs för i detta arbete kan tillämpas i Sverige utifrån geologiska förhållanden (Englöv m.fl., 2007). Flertalet metoder är dock i huvudsak anpassade för homogena och permeabla jordarter. Detta eftersom metoderna bygger på injektering av reagenser/luft som behöver fördelas i formationen eller separation av

förorening från ett medium till ett annat, till exempel från jord till gas. I allmänhet är det störst begränsningar under förhållanden där varvade geologiska lager med hög och låg permeabilitet förekommer (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015). Dock kan permeabiliteten och reagensers kontakt med föroreningen ökas med hjälp av frakturering för lågpermeabla områden (Stroo & Ward, 2010). Metoder såsom luftinjektering och porgasextraktion är ofördelaktiga i lågpermeabla jordarter, vilket förekommer på många platser i Sverige. De termiska metoderna påverkas generellt inte av jordens permeabilitet och har därför en bred tillämpning (Åtgärdsportalen, 2015h).

Det som däremot styr tillämpningen av en metod på ett visst område är de platsspecifika förhållandena, vilka varierar inom landet. Dock kan tillämpningen av in situ-metoder utvecklas mot en viss typ av geologiska förhållanden eller beroende på var riskerna är som störst på grund av föroreningen (Englöv m.fl., 2007). Ur ett historiskt perspektiv har jordarter med hög permeabilitet (isälvsvlagringar) varit lämpade för bosättning. Därför är det högst troligt att dessa områden har blivit mer utsatta för föroreningsutsläpp och därmed behöver saneras oftare.

Även fastighetens värde kan påverka valet av saneringsmetod för ett visst område. Om fastigheten är placerad i en storstadsregion är den troligen värd mycket mer jämfört med en fastighet på landsbygden. Därför är det sannolikt att det kan satsas mer på sanering av fastigheter med högre värde där mer finansiering finns tillgänglig för undersökning och saneringsåtgärder samt utifrån ett skälighetsperspektiv.

Sveriges hydrogeologiska förhållanden kan både vara fördelaktiga och ofördelaktiga för tillämpning av in situ-metoder. Vid högt vatteninnehåll i marken, vilket ofta är fallet i Sverige, lämpar sig inte porgasextraktion då effektiviteten minskar. Samma gäller för ECH (Rahm, N., personlig kontakt mars 2015). Däremot är dessa förhållanden gynnsamma för ERH.

De geokemiska förhållandena i Sverige kan inte betraktas som en begränsande faktor vid tillämpning av in situ-metoderna som beskrivs i detta arbete (Englöv m.fl., 2007). Om förhållandena på ett område är ofördelaktiga för en viss metod kan exempelvis redoxförhållandena ändras eller pH justeras, för att på så sätt skapa gynnsamma förhållanden.

Vid bedömning av saneringstiden måste hänsyn tas till temperaturen. Däremot är växtsanering den enda metod där tillämpning är delvis möjlig i Sverige eftersom den är väldigt klimatberoende och saneringstiden förlängs avsevärt då växtsäsongen är kort i Sverige. I kallare klimat kräver luftinjektering, porgas- och multifasextraktion uppvärmning av luft som ska injekteras, vilket kan öka kostnaden för sanering (Åtgärdsportalen, 2015g). De termiska metodernas effektivitet begränsas av stort grundvattenflöde som har en nedkylande effekt och kan därför inte tillämpas i sådana områden (Larsson, N., personlig kontakt mars 2015).

Vad gäller energiförbrukning för de olika in situ-metoderna är ECH den metod med högst förbrukning då uppvärmning kan ske till 500 °C. De andra termiska metoderna, ånginjektion och ERH, har även de hög energiförbrukning men inte i lika stor utsträckning. Vidare har multifasextraktion hög förbrukning då energi krävs till porgasextraktion samt grundvattenpumpning/behandling.

Saneringstiden är mycket varierande för in situ-metoderna. De med längst saneringstid (år-decennier) är naturlig självrening, permeabel reaktiv barriär samt växtsanering. Saneringstiden tillsammans med kostnaden är i flertalet fall de faktorer som styr valet av metod, förutsatt att metoden reducerar miljö- och hälsoriskerna. Om det förorenade området behöver exploateras inom en snar framtid eller innehar boende är tidsaspekten viktig att ta hänsyn till. Däremot kan skillnaderna i konkurrens om exploaterbar mark samt tillgång till grundvattentäkter jämfört med andra länder eventuellt bidra till en bredare tillämpning av dessa metoder med längre saneringstid (Englöv m.fl., 2007).

Generellt innebär de termiska metoderna en hög kostnad då de kräver omfattande installation, övervakning samt mycket energi, i synnerhet ECH, se Tabell 11. Dock uppnås uppsatta åtgärds mål under en tidsperiod på veckor till månader, vilket gör att metoderna är väldigt kostnadseffektiva. Däremot kan exempelvis ECH uteslutas vid en åtgärdsutredning på grund av dess höga kostnader. Vid en jämförelse mellan ECH och ERH är kostnaderna för ECH med avseende på installation och drift ungefär dubbelt så höga (Rahm, 2012). Som en följd av ECH:s patentskydd försvåras även etablering i Sverige. Vidare är ERH mindre tillämpad i Norden och för Sverige tillämpas den för första gången för Reno kemtvätt. Därför finns det utrymme för utveckling av metoden samt att få erfarenheter om dess tillämpning i Sverige.

Även de förberedande undersökningarna inför en sanering kan påverka kostnadsbilden. Noggrannare undersökningar betyder att ett bra underlag fås, vilket underlättar vid valet av saneringsmetod. Dock måste en avvägning göras, vilka undersökningar som behöver utföras och i vilken utsträckning. Annars finns det en risk att undersökningskostnaderna överskrider själva åtgärds kostnaden.

In situ-metoder med lång saneringstid, såsom växtsanering och naturlig självrening, kan även de innebära höga kostnader då omfattande kontroll och övervakning krävs efter utförd sanering. Vidare kan metodens kommersiella tillgänglighet påverka kostnaden samt om den är patenterad. Exempelvis är jordtvätt relativt oprövad i Sverige och har därför låg kommersiell tillgänglighet. Soil mixing och ECH är exempel på patenterade metoder.

6.4 FALLSTUDIE

Från fallstudien kunde det konstateras att för merparten av projekten valdes en saneringsmetod som innebar en effektiv riskreduktion tillsammans med lägst kostnad. För Reno kemtvätt vägdes även teknik- och kunskapsutveckling in i beslutet då ERH inte hade tillämpats tidigare i Sverige. Vidare är det förutsättningarna för fastigheten som ska saneras som styr vilken metod som kan tillämpas. Exempelvis stod grundläggningsarbeten still i väntan på sanering för kvarteret Plåten, vilket innebär att saneringstid måste prioriteras först. Vissa metoder uteslöts i detta projekt på grund av att risk fanns för skador på byggnader, där bland annat soil mixing uteslöts. I det här fallet bedömdes metoden ge begränsad förekomst av förorening, orsaka sättningar samt komplicera framtida grundläggningsarbeten. För Matadorverken var det däremot de planerade bostadshusen som styrde utvärderingen av lämpliga åtgärdsalternativ. Ett krav var att alternativen skulle påverka de byggnadstekniska åtgärder som kommer att genomföras, i så liten grad som möjligt. Slutligen valdes biostimulering för att helt förhindra inträngning av förorenad gas i planerade byggnader.

Däremot var de platsspecifika förhållandena avgörande för Hagforstvätten vid valet av saneringsmetod. Slutsatsen med åtgärdsutredningen var att inblandning av reagent i hela jordmatrisen var det enda tekniska alternativet för den heterogena geologin med djupt belägen förorening. Därför bedömdes soil mixing vara ett lämpligt alternativ där reagenten inblandas som en slurry och omvandlar den heterogena jordmatrisen till en homogen. Dessa förhållanden som råder för Hagforstvätten bedöms förekomma på flertalet platser runtom i Sverige (Englöv m.fl., 2007). Därför är det troligt att soil mixing kommer att övervägas vid andra åtgärdsutredningar med likande förhållanden om metoden fungerar bra för Hagforstvätten.

6.4.1 Kvarteret Plåten

För kvarteret Plåten var det de befintliga byggnaderna som innebar problem vid åtgärdsutredningen. Efter genomförd riskvärdering bedömdes både schaktning, termisk behandling och soil mixing innebära skador på byggnaderna. Vidare bedömdes termisk behandling medföra stora kostnader samt energiförbrukning och metoden skulle även innebära en förlängning tidsplanen för saneringen. Soil mixing bedömdes ge begränsad åtkomst av föroreningen och skapa extra kostnader vid framtida grundläggningsarbeten.

Tillämpning av BOS 100[®] för kvarteret Plåten fungerade bra, en betydande minskning av både föroreningshalterna och dess utbredning i grundvattnet kunde ses efter de två injektionerna. Efter genomförd sanering av kvarteret Plåten med både låg- och högpermeabla lager påträffades endast en mindre mängd klorerade lösningsmedel vid en lokal fördjupning i berggrunden. Eftersom metoden baseras på kemisk reduktion innebär det en kortare saneringstid jämfört med om biostimulering hade valts, se Tabell 10. Dock krävdes två injektioner av produkten och den hade svårigheter att fördelas till en lokal fördjupning i marken.

6.4.2 Hagforstvätten

Från tidigare utförda saneringar av Hagforstvätten kunde en minskad effektivitet ses för porgasextraktion, till följd av de finkorniga och lågpermeabla lagren på området. Detta trots att jordlagren på fastigheten till huvudsak bestod av sand, vilket är lämpligt för porgasextraktion. Resultatet av denna sanering visar tydligt hur känslig porgasextraktion är för lågpermeabla jordarter. Avdrivningen av PCE från de finkorniga och lågpermeabla lagren på området kunde dock påskyndas av ånginjektion och därmed kunde uppsatta åtgärds mål nås.

Som tidigare nämnt bedömdes soil mixing vara det enda alternativ som fungerade för den heterogena geologin som förekommer på området. Exempelvis uteslöts termisk behandling på grund av nedkylning av området genom grundvattenströmning. Försöket med soil mixing som pågår för tillfället för Hagforstvätten visade att inblandning av lera och nollvärt järn kunde ske till det aktuella djupet på 16 meter. Vidare indikerade laboratieförsök med förorenat grundvatten och jord från området att PCE kunde brytas ned efter 6 månader. I maj 2015 kontrolleras järnets fördelning i jordmatrisen på området och därefter kan metodens funktion utvärderas.

6.4.3 Värnamotvätten

Efter genomförd riskvärdering bedömdes en kombination av schaktning och multifasextraktion innebära större möjlighet för kontroll jämfört med schaktning eller ECH. Vidare innebar denna kombination mindre risker för hälsa och miljö samt ur arbetsmiljösynpunkt.

Som har nämnts tidigare är multifasextraktion känslig för föroreningar på större djup, vilket kunde ses vid sanering av Värnamotvätten. Däremot är det möjligt att kombinera metoden med ytterligare en metod, i det här fallet med biostimulering. Därmed kunde föroreningshalterna på större djup reduceras.

6.4.4 Reno kemtvätt

För Reno kemtvätt utvärderades schaktning, ERH och ECH. ECH uteslöts på grund av dess höga kostnader och stora elkonsumtion, se Tabell 10 och Tabell 11. Vidare innebar ERH större möjlighet och tillgänglighet för teknikutveckling samt insikt i kunskapsområdet i Sverige.

Då ERH installerades i februari/mars år 2015 är det för tidigt att se några resultat av saneringen. Däremot kunde det konstateras att metoden kan tillämpas inne i byggnader utan större problem.

6.4.5 Matadorverken

För Matadorverken uppvisade tillämpning av biostimulering goda resultat, efter ca 16 månader med två injektioner hade föroreningshalterna minskat tillräckligt och uppnådde det uppsatta åtgärds målet (HSB, 2009). Trots att förekomst fanns av finkorniga jordarter, vilket kan minska fördelningen av reagensen. Under saneringen kunde dock en temporär ökning av föroreningshalterna ses. En orsak till detta kan ha varit markarbeten i området vid uppförande av byggnaderna, vilket kan ha frigjort residual DNAPL i jordmatrisen eller löst förorening lagrad i immobilt grundvatten.

6.5 VIDARE STUDIER

Vid en eventuell framtida studie inom samma område är det intressant att studera tillämpningen av naturlig självrening för klorerade lösningsmedel i Sverige. Exempelvis utvärderas detta för Alingsås tvätteri och Trollhättans kemtvätt men dock har ingen slutgiltig saneringsmetod valts ännu. Detta är intressant att studera då det i detta projekt inte har påträffats någon sådan utförd sanering i Sverige. I och med den långa saneringstiden på ungefär 10 till 100 år är det spännande att studera hur tillämpningen sker utifrån denna aspekt och hur situationen för området måste se ut för att vara lämplig för denna typ av metod.

7 SLUTSATSER

Slutsatser som kan dras är att samtliga in situ-metoder som tas upp i detta arbete kan tillämpas i Sverige utifrån de geologiska och geokemiska förhållandena. Det är däremot de platsspecifika förhållandena, såsom grundvattenflöde eller jordart, som styr valet av saneringsmetod. Även förutsättningar för fastigheten måste beaktas, exempelvis byggnader på platsen eller exploatering av området. Tillämpningen av in situ-metoder i Sverige för klorerade lösningsmedel kan eventuellt utvecklas mot en viss typ av geologiska förhållanden (högpermeabla jordar) eftersom de troligen kommer påträffas oftare där. Vidare visade arbetet att:

- In situ-metoderna innebär olika resultat med avseende på föroreningsreduktion. Exempelvis uppnår termiska metoder i stort sett en fullständig sanering medan BOS 100 ® endast innebär en reduktion av föroreningshalter som krävs av uppsatta åtgärds mål.
- Tillämpningen av in situ-metoder för områden med heterogena och lågpermeabla jordarter kan försvåras på grund av svårigheter vid fördelning av reagenser eller luft samt separation av förorening.
- Metoder som innebär injektering av luft eller ånga, såsom ånginjektion och porgasextraktion, kan vara mindre effektiva i Sverige på grund av förekomsten av lågpermeabla jordarter.
- Växtsanering är den in situ-metod som uppenbart missgynnas av svenska förhållanden då den är beroende av växtsäsongens längd. Även ECH och porgasextraktion kan missgynnas på grund av känslighet för högt vatteninnehåll i marken. Vidare kan ökade saneringskostnader uppstå vid tillämpning av luftinjektion, porgas- och multifasextraktion i kallt klimat då tillförd luft behöver uppvärmas.
- Anledningen till varför vissa in situ-metoder ännu inte tillämpats i Sverige beror främst på kostnads- och osäkerhetsaspekter. Ytterligare en orsak är mindre omfattande teknikutveckling och kunskap om området jämfört med andra länder.

8 REFERENSER

Andersson, J. (2011). *Fördjupad riskbedömning avseende klorerade alifater i mark och grundvatten inom kv. Plåten, Sundbyberg*. Intern rapport. Stockholm: ÅF-Infrastructure AB.

Andersson, J. (2013). *In-situ sanering, klorerade alifater*. Intern rapport. Stockholm: ÅF.

Bozzini, C., Simpkin, T., Sale, T., Hood, D. & Lowder, B. (2006). *DNAPL Remediation at Camp Lejeune Using ZVI-Clay Soil Mixing* [Elektronisk]. Englewood: CH2M HILL. Tillgänglig: http://www.environmental-expert.com/Files%5C3951%5Carticles%5C16768%5CAbstract106_Bozzini_Paper.pdf [2015-02-04]

Branzén, H. (2012). *Åtgärder för förorenad mark*. Malmö: Statens geotekniska institut.

Churngold (uå). *Steam Enhanced Remediation*. <http://www.churngold.com/remediation/thermal-technologies/steam-enhanced-remediation.html> [2015-02-16]

Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) (2014-11-20a). *In Situ Chemical Reduction*. http://clu.in.org/techfocus/default.focus/sec/In_Situ_Chemical_Reduction/cat/Overview/ [2015-02-09]

Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) (2014-12-19b). *In Situ Flushing*. http://clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/In_Situ_Flushing/cat/Overview/ [2015-02-09]

Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) (2014-04-04c). *Multi-Phase Extraction*. http://clu-in.org/techfocus/default.focus/sec/Multi-Phase_Extraction/cat/Overview/ [2015-01-28]

Costanza, J., Mulholland J., Pennell, K. & Davis, E. (2007). *Effects of Thermal Treatments on the Chemical Reactivity of Trichloroethylene* [Elektronisk]. Ada: Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency (Rapport EPA 600/R-07/091). Tillgänglig: <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/6000001C.pdf> [2015-01-27]

Dajak (2012). *Soil Mixing with Zero Valent Iron and Clay*. <http://www.dajak.com/soilmixing.php#> [2015-02-03]

Davidsson, L. (2010). *Söderkaj delredovisning*. Intern rapport. Halmstad: WSP Environmental.

Davidsson, L., Sternbeck, J., Österås, A.H. & Termén, J. (2007). *Åtgärdsutredning inkl fördjupad riskbedömning. Fd Matadorverken, Söderkaj, Halmstad*. Intern rapport. Halmstad: WSP Environmental.

Davis, E., Akladiss, N., Hoey, R., Brandon, B., Nalipinski, M., Carroll, S., Heron, G., Novokowski, K. & Udell, K. (2005). *Steam Enhanced Remediation Research for DNAPL in Fractured Rock Loring Air -Force Base, Limestone, Maine* [Elektronisk]. Cincinnati: Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection

- Agency (Rapport EPA/540/R-05/010). Tillgänglig:
<http://www.epa.gov/region1/superfund/sites/loring/269665.pdf> [2015-02-16]
- Davis, E. (1998). *Steam Injection for Soil and Aquifer Remediation - Ground Water Issue* [Elektronisk]. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency (Rapport EPA/540/S-97/505). Tillgänglig:
<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/10002E1U.pdf> [2015-01-27]
- Engelke, F. (2008). *Erfarenheter från pågående undersökning av kemtvätt i Alingsås samt förutsättningar för kontrollerad naturlig självrening*.
http://www.renaremark.se/filarkiv/vm2008/presentationer/D1_Fredric_Engelke.pdf
[2015-05-29]
- Englöv, P., Cox, E.E., Durant, N.D., Dall-Jepsen, J., Højbjerg Jørgensen, T., Nilsen, J. & Törneman, N. (2007). *Klorerade lösningsmedel – identifiering och val av efterbehandlingsmetod* [Elektronisk]. Stockholm: Naturvårdsverket (Hållbar sanering, Rapport 5663). Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/620-5663-8.pdf> [2015-01-21]
- Espeby, B. & Gustafsson, J. P. (1998). *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen* [Elektronisk]. Stockholm: Avdelningen för mark- och vattenresurser, Institutionen för anläggning och miljö, Kungliga Tekniska Högskolan (Rapport 3038). Tillgänglig:
http://www2.lwr.kth.se/Forskargrupper/EGC/Trita_Ami_3038.pdf [2015-01-22]
- Fowler, T. & Reinauer, K. (2013). Enhancing Reductive Dechlorination With Nutrient Addition. *Remediation Journal*, 23 (1), ss. 23-24.
- Fredén, C. (2002). *Berg och jord – Sveriges nationalatlas (SNA)*. 3 uppl. Vällingby: SNA.
- Golder Associates (2010). *Förstudie – F.d. Värnamotvätten; Alternativa utföranden för efterbehandling*. Intern rapport. Golder Associates AB (Rapport 09512140310).
- Hansson, S. (2014). *Slutrapport efterbehandling avseende klorerade alifater 2011 – 2013, kvarteret Plåten, Sundbyberg*. Intern rapport. Stockholm: ÅF-Infrastructure AB.
- Helldén, J., Axelström, K. & Bard, J. (2008). *F d Värnamotvätten. Klorerade kolväten i mark och grundvatten. Huvudstudie – fördjupad riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering*. Intern rapport. Stockholm: Johan Helldén AB.
- Helldén, J., Juvonen, B., Liljedahl, T., Broms, S. & Wiklund, U. (2006). *Åtgärdslösningar – erfarenheter och tillgängliga metoder* [Elektronisk]. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5637). Tillgänglig:
<http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&pid=3249&downloadUrl=/Documents/publikationer/620-5637-9.pdf> [2015-01-20]
- HSB (2009). *Redovisning av utförda avhjälpandeåtgärder (in situ sanering) på Söderkaj* [Elektronisk]. Halmstad: HSB. Tillgänglig:
<http://ejlskov.com/images/download/Dansk/Cases/Soderkaj.pdf> [2015-05-29]

Knutsson, G. *Hydrogeology in the Nordic Countries* [Elektronisk]. Stockholm: Avdelningen för mark- och vattenteknik, Kungliga Tekniska Högskolan. Tillgänglig: <http://www.episodes.co.in/www/backissues/33igc/19%20Hydrogeology-r.pdf> [2015-02-26]

Lindmark, C. (2011a). *Detaljerad Miljöteknisk markundersökning av kv Plåten*. Intern rapport. Stockholm: ÅF-Infrastructure AB.

Lindmark, C. (2011b). *Åtgärdsutredning med avseende på klorerade kolväten, Kv Plåten, Sundbyberg Stad*. Intern rapport. Stockholm: ÅF-Infrastructure AB.

Löfgren, S., Forsius, M. & Andersson, T. (2003). *Vattnens färg - Klimatbetingad ökning av Vattnens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag*. [Elektronisk]. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. Tillgänglig: [http://slub-primo.hosted.exlibrisgroup.com/primo_library/libweb/action/search.do?vl\(freeText0\)=+Forsius%2c+Martin+&vl\(2216129UI0\)=creator&vl\(16600825UI1\)=all_items&fn=search&tab=primo_central&mode=Basic&vid=SLUB_V1&scp.scps=primo_central_multiple_fe](http://slub-primo.hosted.exlibrisgroup.com/primo_library/libweb/action/search.do?vl(freeText0)=+Forsius%2c+Martin+&vl(2216129UI0)=creator&vl(16600825UI1)=all_items&fn=search&tab=primo_central&mode=Basic&vid=SLUB_V1&scp.scps=primo_central_multiple_fe) [2015-05-07]

McGuire, T.M., McDade, J.M. & Newell, C.J. (2006). *Performance of DNAPL Source Depletion Technologies at 59 Chlorinated Solvent-Impacted Sites* [Elektronisk]. Tillgänglig: <http://www.ce.berkeley.edu/~sitar/ce274/Source%20removal%20technology%20evaluation.pdf> [2015-03-23]

MarkInfo (2007-02-10a). *Berggrund*. <http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/berggr.html> [2015-01-26]

MarkInfo (2007-02-10b). *Jordart*. <http://www-markinfo.slu.se/sve/mark/jordart.html> [2015-01-26]

Naturvårdsverket (2014-02-24). *Förorenade områden*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/> [2015-01-20]

Naturvårdsverket (2009). *Att välja efterbehandlingsåtgärd* [Elektronisk]. Bromma: CM Gruppen AB (Rapport 5978). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/978-91-620-5978-1.pdf> [2015-03-26]

Naturvårdsverket (2002). *Metodik för inventering av förorenade områden* [Elektronisk]. Värnamo: Naturvårdsverket förlag (Rapport 4918). Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/620-4918-6.pdf> [2015-01-21]

Nilsen, J. (2013). *Hagforstvädden, Huvudstudie*. Intern rapport. Karlstad: Sweco Environment AB.

Nilsen, J. & Dall-Jepsen, J. (2005). *Hagforstvätten. Termisk insitu- sanering av perkloretylen, avslutande rapport* [Elektronisk]. Karlstad: Sweco VBB AB. Tillgänglig: <http://www.lansstyrelsen.se/varmland/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/fororenad-mark/hagforstvatten.pdf> [2015-02-05]

Nilsson, P (2012). *F.d. Värnamotvätten*. Intern PowerPoint. Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län.

Olson, M., Kluger, M. & Sale, T. (2012). *ZVI-Clay Soil Mixing – a remediation solution for chlorinated solvent source zones*. <http://projects-web.engr.colostate.edu/CCH/Brochure-ZVI-Clay%2011-07.pdf> [2015-05-29]

Rahm, N. & Nyhlén, E. (2011). *Komplettering av huvudstudie. Sonicborrning, reviderad riskbedömning och åtgärdsutredning*. Intern rapport. Stockholm: Geosigma.

Regenesis (2015). *Bioaugmentation*. <https://regenesis.com/site-remediation-solutions/bioaugmentation/> [2015-01-28]

Region Gotland (2014). *Visby Senapen 25 – Miljökontrollplan – Termisk in-situ sanering vid f.d. kemtvätten, Reno Kemomat*. Intern rapport. Visby: Region Gotland.

Remediation Products, Inc. (2014). *Brief Description of BOS 100®*. Golden: Remediation Products, Inc.

RGS 90 (2015a). *F.d. Värnamotvätten*. http://www.renaremark.se/filarkiv/konferens/2015/varmote/G3_Hinrichsen_RGS_90.pdf [2015-05-07]

RGS 90 (2015b). *Unik sanering i Hjortsberga*. http://www.rgs90.se/documents/10930/20119/0404_001.pdf/0002d19c-1d4f-467f-837e-0a580cafccb9 [2015-04-01]

Sale, T., Newell, C., Stroo, H., Hinchee, R. & Johnson, P. (2008). *Frequently Asked Questions Regarding Management of Chlorinated Solvents in Soils and Groundwater* [Elektronisk]. Alexandria: Environmental Security Technology Certification Program. Tillgänglig: <https://serdp-estcp.org/Tools-and-Training/Environmental-Restoration/DNAPL-Source-Zones/Frequently-Asked-Questions-Regarding-Management-of-Chlorinated-Solvents-in-Soils-and-Groundwater> [2015-02-26]

Sveriges geologiska undersökning (uå). *Vatten*. <http://www.sgu.se/om-geologi/vatten/> [2015-02-26]

SMHI (2015-01-21). *Klimatindikator – temperatur*. <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/klimatindikator-temperatur-1.2430> [2015-01-26]

SMHI (2014-04-23). *Sveriges klimat*. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/sveriges-klimat-1.6867> [2015-01-26]

Stroo, H.F. & Ward, C.H. (2010). *In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes*. [Elektronisk] New York: Springer New York. Tillgänglig: http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4419-1401-9_5 [2015-03-24]

Svenska Geotekniska Föreningen (2011). *Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten – Att tänka på inför provtagning och upphandling* [Elektronisk]. Göteborg: Svenska Geotekniska Föreningen (Rapport 2:2011). Tillgänglig: http://omvarldsbevakning.byggtjanst.se/PageFiles/104405/SU122148%20Bilaga%20rapport_klorerade_2-2011.pdf [2015-01-22]

Svenska Geotekniska Föreningen (2013). *Fälthandbok - Undersökningar av förorenade områden* [Elektronisk]. Göteborg: Svenska Geotekniska Föreningen (Rapport 2:2013). Tillgänglig: <https://a-w2m.se/Collaboration/Home.mvc?folderId=0> [2015-03-01]

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2012-12-20a). *Air Sparging*. <http://www.epa.gov/OUST/cat/airsparg.htm> [2015-02-16]

U.S. Environmental Protection Agency (2004). *Site Characterization Technologies for DNAPL Investigations* [Elektronisk]. Washington D.C.: Office of Solid Waste and Emergency Response. Tillgänglig: <http://clu-in.org/download/char/542r04017.pdf> [2015-03-01]

U.S. Environmental Protection Agency (2012-12-20b). *Soil Vapor Extraction (SVE)*. <http://www.epa.gov/oust/cat/sve1.htm> [2015-01-30]

Vatteninformationssystem Sverige (VISS) (uå). *Grundvattenmiljö*. <http://projektwebbar.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/allmanna-uppgifter-gv/Pages/grundvattenmiljo.aspx> [2015-03-26]

Värnamo kommun (2012-09-25). *Värnamotvätten – sanering*. <http://www.varnamo.se/boendemiljo/miljohalsa/varnamotvattensanering.4.635941c13364c71813800010569.html> [2015-02-06]

Åtgärdsportalen (2015-03-24a). *Air sparging – fördjupning*. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/air-sparging/airsparg-fordjupn> [2015-04-08]

Åtgärdsportalen (2015-03-16b). *Biologisk behandling – fördjupning*. <http://atgardsportalen.se/metoder/in-situ/biologisk-behandling-in-situ/bio-fordj> [2015-03-26]

Åtgärdsportalen (2015-02-09c). *Fytosanering – fördjupning*. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/fytosanering/fytosanering-fordjupn> [2015-03-05]

Åtgärdsportalen (2015-03-16d). *Jordtvätt in situ – fördjupning*. <http://atgardsportalen.se/metoder/in-situ/jordtvatt/jordtvatt-is-fordju> [2015-03-04]

Åtgärdsportalen (2015-02-09e). *Kemisk oxidation – en översikt*.
<http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/kemisk-oxidation-in-situ-isco>
[2015-02-17]

Åtgärdsportalen (2015-02-09f). *Kemisk reduktion – en översikt*.
<http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/kemisk-reduktion-in-situ-iscr>
[2015-02-17]

Åtgärdsportalen (2015-03-16g). *Porgasextraktion – fördjupning*.
<http://atgardsportalen.se/metoder/in-situ/porgasextraktion/vakuumfordjupn>
[2015-03-26]

Åtgärdsportalen (2015-02-13h). *Termisk behandling in situ – fördjupning*.
<http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/termisk-behandling-in-situ/istdfordjupning> [2015-03-03]

MUNTliga Källor

Andersson, J. (2015). Sektionschef förorenade områden på ÅF, Stockholm. *Samtal om saneringen av kvarteret Plåten*. [e-post] (Personlig kontakt, 12 mars 2015).

Berggren Kleja, D. (2015). Professor i markkemi, Institutionen för mark och miljö, biogeokemi, Sveriges lantbruksuniversitet. *Samtal om examensarbete*. [e-post] (Personlig kontakt, 17 maj 2015).

Branzén, H. (2015). Miljögeotekniker på avdelningen markmiljö, Statens geotekniska institut, Malmö. *Samtal om den pågående saneringen av Reno kemtvätt*. [e-post] (Personlig kontakt, 17 februari 2015).

Davidsson, L. (2015). Specialist på klorerade lösningsmedel, WSP Environmental, Halmstad. *Samtal om saneringen av Matadorverken*. [e-post] (Personlig kontakt, 5 maj 2015).

Ekman, H. (2015). Arbetar med marksanering och vattenrening på Geoserve, Mölndal. *Samtal om saneringen av Reno kemtvätt*. [e-post] (Personlig kontakt, 4 mars 2015).

Larsson, N. (2015). Projektchef förorenade områden på NIRAS, Malmö. *Samtal om saneringen av Hagforstvätten och diskussion om in situ-metoder*. [videosamtal] (Personlig kontakt, 9 mars 2015).

Ländell, M. (2013). Miljöingenjör på avdelningen markmiljö, Statens geotekniska institut, Linköping. *Föreläsning om riskvärdering, multikriterieanalys och SAMLA för förorenade områden*. [föreläsning] (Personlig kontakt, 4 december 2013).

Nilsson, P. (2015). Samordnare för förorenade områden, Länsstyrelsen i Jönköpings län. *Samtal om saneringen av Värnamotvätten*. [e-post] (Personlig kontakt, 11 februari 2015).

Rahm, N. (2015). Miljökonsult inom området förorenad mark på Geosigma, Stockholm. *Samtal om den pågående saneringen av Reno kemtvätt och allmänt om termiska metoder*. [e-post] (Personlig kontakt, 11 mars 2015).

Rodhe, A. (2015). Seniorprofessor i hydrologi vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten och landskapslära, Uppsala universitet. *Samtal om Sveriges grundvattenytor*. [e-post] (Personlig kontakt, 24 april 2015).

BILAGA 1

Figurförteckning

Colorado State University (2012). *ZVI-Clay Soil Mixing – a remediation solution for chlorinated solvent source zones* [illustration]. <http://projects-web.engr.colostate.edu/CCH/Brochure-ZVI-Clay%2011-07.pdf> [2015-02-03]

Englöv, P., Cox, E.E., Durant, N.D., Dall-Jepsen, J., Højbjerg Jørgensen, T., Nilsen, J. & Törneman, N. (2007). *Klorerade lösningsmedel – identifiering och val av efterbehandlingsmetod* [illustration]. <http://www.naturvardsverket.se/Nerladdningssida/?fileType=pdf&downloadUrl=/Documents/publikationer/620-5663-8.pdf> [2015-01-21]

Eniro (2015). Sverige-karta [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:13 300 000. Tillgänglig: <http://kartor.eniro.se/>

Harms-Ringdahl, P. (2015a). *Biologisk behandling – fördjupning* [illustration]. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/biologisk-behandling-in-situ/bio-fordj> [2015-03-01]

Harms-Ringdahl, P. (2015b). *Jordtvätt in situ – fördjupning* [illustration]. <http://atgardsportalen.se/metoder/in-situ/jordtvatt/jordtvatt-is-fordju> [2015-03-04]

Harms-Ringdahl, P. (2015c). *Multifasextraktion* [illustration]. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/multifasextraktion> [2015-03-01]

Harms-Ringdahl, P. (2015d). *Porgasextraktion* [illustration]. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/porgasextraktion> [2015-03-01]

Harms-Ringdahl, P. (2015e). *Termisk behandling in situ* [illustration]. <http://www.atgardsportalen.se/metoder/in-situ/termisk-behandling-in-situ> [2015-03-01]

Lantmäteriet (2015). Hagfors [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:5 000. Gävle: Lantmäteriet.

Lantmäteriet (2015). Halmstad [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:5 000. Gävle: Lantmäteriet.

Lantmäteriet (2015). Sundbyberg [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:5 000. Gävle: Lantmäteriet.

Lantmäteriet (2015). Visby [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:15 000. Gävle: Lantmäteriet.

Lantmäteriet (2015). Värnamo [Elektronisk]: topografiska kartan skala 1:5 000. Gävle: Lantmäteriet.

Svenska Geotekniska Föreningen (2011). *Klorerade lösningsmedel i mark och grundvatten – Att tänka på inför provtagning och upphandling* [illustration].
http://omvarldsbevakning.byggtjanst.se/PageFiles/104405/SU122148%20Bilaga%20rapport_klorerade_2-2011.pdf [2015-01-22]

Sveriges geologiska undersökning (2015). Källor [Elektronisk]: skala 1:10M. Uppsala: SGU. Tillgänglig: <http://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-kallor-sv.html> [2015-02-26]