

Tillämpning av SCORE-metoden på f.d BT Kemis södra område

PER MÄRTENSSON 2015
EXAMENSARBETE FÖR MASTEREXAMEN 30 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Tillämpning av SCORE-metoden på f.d BT Kemis södra område

Per Mårtensson

Examensarbete för masterexamen 30 HP, MVEM 12, Lunds universitet

Intern handledare: Per Sandgren, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Extern handledare: Elisabet Hammarlund, Ramböll Sverige AB

CEC – Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2015



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund

Abstract

Remediation of contaminated sites may cause adverse negative effects like usage of non-renewable resources, high monetary cost, air emissions and an increased risk of accidents. Therefore, interest in sustainable remediation has increased in recent years. The aim with sustainable remediation is to integrate a holistic perspective on remedial projects and find the alternative that is considered best in the long term. A sustainability assessment is characterized of a wide variety of information and uncertainties though. One suitable method to handle sustainability assessment is multi criteria analysis (MCA). A MCA is a decision support tool which assesses to which extent different alternatives fulfils a set of performance criteria.

This Master's thesis has applied SCORE, a new MCA, to evaluate three remedial options proposed for the remediation of the southern part of the former BT Kemi in order to investigate which most favors sustainable development. The results showed that alternative 2 - containment of the contaminants within a barrier at site - most favoured sustainability. But all the results were associated with high uncertainties and no alternative were statistically significant better than the others.

This report concludes that the main strength of the method lies in its ability to handle both quantitative and qualitative data in a structured way while it at the same time can deal with input uncertainties. Another positive aspect with the method is that decision makers and stakeholders openly discuss aspects that are often ignored in remediation projects.

To develop the SCORE-method further it is recommended that all statistical calculations are integrated in the SCORE software which is under development. Better guidance on how to conduct the cost benefit analysis would also benefit the method.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	1
1.1	Bakgrund	1
1.1.1	Marken som resurs	1
1.1.2	Ramdirektiv för markskydd	2
1.1.3	Hållbar utveckling	2
1.2	Syfte	3
1.3	Metod	3
1.4	Avgränsning	4
1.5	Disposition	5
2	Markfunktioner och markecosystemtjänster	6
2.1	Markfunktioner och tjänster ur ett hållbarhetsperspektiv	6
2.2	Efterbehandlingåtgärders påverkan på markmiljö	7
2.3	Bedömning av markfunktioner genom markkvalitetsindikatorer	8
3	Beskrivning av SCORE-metoden	11
3.1	Bakgrund	11
3.2	Hållbarhet	11
3.3	Struktur	12
3.3.1	Nyckel- och underkriterier	12
3.3.2	Ekologiska dimensionen	13
3.3.3	Sociala dimensionen	14
3.3.4	Ekonomiska dimensionen	15
3.3.5	Poängsättning och viktning	17
3.3.6	Normaliserat hållbarhetspoäng	18
3.3.7	SCORE och SF Box	18
3.3.8	Osäkerheter och känslighetsanalyser	18
4	Undersökningsområde - BT Kemis södra område	20
4.1	Historia	20
4.2	Allmän information	20
4.1.1	Södra området	22
4.2.2	Norra området	23
4.3	Attitydundersökningar	24
4.4	Geologi	24
4.5	Hydrologi	26
4.5.1	Ytvatten	26
4.5.2	Hydrogeologi	26
4.6	Föroreningar	28
4.6.1	Fenoxisyror	29

4.6.2 Klorfenoler.....	30
4.6.3 Klorkresoler	30
4.7 Föroreningsförhållanden	30
4.7.1 Föroreningar i jord.....	30
4.7.2 Föroreningar i yt- och grundvatten samt sediment	31
4.7.3 Föroreningar i betong	33
5 Åtgärdsalternativ	34
5.1 Nollalternativ.....	34
5.2 Alternativ 1.....	34
5.3 Alternativ 2	35
5.4 Alternativ 3.....	36
5.5 Jämförelse mellan saneringsåtgärderna.....	37
6 MKA - BT Kemi	38
6.1 Markfunktioner BT Kemi.....	38
6.2 Viktning av kriterierna	40
7 Resultat	42
7.1 Ekologiska dimensionen.....	42
7.2 Sociala dimensionen.....	43
7.3 Ekonomiska dimensionen	44
7.4 Normaliserade hållbarhetspoäng.....	46
7.5 Osäkerhets- och känslighetsanalyser.....	48
7.5.1 Alternativ osäkerhetsfördelning.....	51
8 Diskussion.....	54
8.1 Resultat.....	54
8.2 Utvärdering av metod	55
9 Sammanfattning av slutsatser	57
10 Referenser	59
Bilagor.....	62
Bilaga 1 – Ingående värden för MKA och motiveringar.....	62
Bilaga 2 - Uppskattning av markkvalitetsindikatorer för bedömning av markfunktion	69
Bilaga 3 – Respondentsvar	73
Bilaga 4 – Ökade fastighetspriser	76
Bilaga 5 – Minskade icke-akuta hälsorisker.....	77

<i>Bilaga 6 – Åtgärdsalternativens investerings- och driftkostnader</i>	<i>79</i>
<i>Bilaga 7 – Ökade hälsorisker beroende på transporter</i>	<i>80</i>
<i>Bilaga 8 – Minskad tillgång på ekosystemtjänster</i>	<i>82</i>
<i>Bilaga 9 – Viktning av nyckel- och underkriterier</i>	<i>85</i>
<i>Bilaga 10 – Beräkning av hållbarhetsindex.....</i>	<i>86</i>

Förkortningar

KF	Källförorening
MKI	Markkvalitetsindikatorer
MKA	Multikriterieanalys
MLV	Mest troliga värde (Most Likely Value)
NNV	Nettonuvärde
PV	Nuvärde (Present Value)
SCORE	Sustainable Choice Of Remediation
SÅ	Saneringsåtgärd
VSL	Värdet att rädda ett statistiskt liv (Value of Statistical Life)

1 Introduktion

Detta examensarbete syftar till att utreda vilket saneringsalternativ som mest gynnar hållbar utveckling vid saneringen av det södra området på BT Kemi. Saneringen av området är mycket viktigt för Teckomatorps invånare då den förhoppningsvis kommer leda till att orten kan gå vidare och inte längre belastas av den giftskandal som inträffade för knappt 40 år sen.

1.1 Bakgrund

Människan har alltid brukat jordens resurser i syfte att gynna oss själva. Möjligheterna till att förändra miljön för att främja oss själva har kraftigt ökat sedan industrialismens genomslag. Den industriella utvecklingen har lett till ett kraftigt ökat välbefinnande men har även medfört en rad negativa konsekvenser för såväl människa som miljö. En negativ konsekvens är spridning av föroreningar från industriella verksamheter. Enbart i Sverige uppskattas det finnas 80 000 områden som är misstänkt eller konstaterat förorenade och som utgör en risk för människors hälsa och miljön (Naturvårdsverket, 2015). Människor kan exponeras för föroreningarna genom inandning av damm och ångor, via hudupptag, direktupptag av förorenad jord eller via förtäring av kontaminerade livsmedel. Föroreningar kan även spridas till yt- och grundvatten (Bone et al., 2010a) och kontaminera dricksvattentäkter. För att förhindra negativ påverkan brukar dessa områden saneras.

Själva saneringen medför dock även negativa effekter av olika slag. Höga ekonomiska kostnaderna är kanske den mest uppmärksammade men även negativ miljö- och hälsopåverkan i form av förbrukning av naturresurser och ökade risker för arbetarna vid saneringsarbetet förekommer. Sammanfattningsvis kan en saneringåtgärd, i vissa fall ur ett holistiskt perspektiv, vara mer kostsam än att låta föroreningarna vara kvar i marken (Rosén., 2014). För att undersöka saneringsalternativs totalpåverkan på människors hälsa och miljön har intresset för hållbar sanering ökat. Begreppet hållbar sanering handlar om att undersöka de positiva och negativa effekter saneringsalternativ medför utifrån hållbar utveckling.

En metod som i allt större utsträckning används för att undersöka hållbar sanering är multikriterianalys (MKA). Syftet med en MKA är att den ska underlätta vid beslutsfattande. En MKA utvärderar saneringsalternativen utifrån ett antal kriterier som väljs för att täcka alla delar som ingår i hållbar utveckling på ett så representativt sätt som möjligt. En fördel med metoden är att den kan integrera kvantitativ och kvalitativ data till ett slutresultat (Rosén et al., 2014). Metoden uppmuntrar till att intressenter, som allmänheten, företag, myndigheter m.m., involveras under arbetets gång, vilket ökar projektets transparens (Brinkhoff, 2011).

1.1.1 Marken som resurs

Vad som utgör mark och hur den ska definieras skiljer sig åt mellan länders lagstiftning och i litteraturen (Bone et al., 2010a). I COM (2006a) definieras EU marken som det översta lagret i jordskorpan - beläget mellan berggrunden och ytan. Den är uppbyggd av mineralpartiklar, organisk substans, vatten, luft och levande organismer. Marken utgör själva gränsytan mellan vår planet, luften och vattnet och inhyser samtidigt majoriteten av biosfären. Vidare anses mark vara en icke förnybar resurs p.g.a. att de jordbildande processerna är mycket långsamma (COM, 2006a).

Marken kan räknas som en av människans viktigaste naturresurser då den förser oss med livsmedel, biomassa och råvaror (COM, 2006a). Jordbruk, industri och turism är exempel på ekonomiska aktiviteter som direkt, eller indirekt, påverkas av markkvaliteten (Bone et al., 2010a). Under de senaste decennierna har dock mänskliga aktiviteter till stor del försämrat lokala markförhållandena genom industriell aktivitet, ohållbart jord- och skogsbruk, turism och en allt kraftigare urbanisering (COM, 2006a). Försämrad markmiljö medför allvarliga konsekvenser för såväl naturen som mänskliga verksamheter i form av t.ex. minskad bördighet och biodiversitet, minskad vattenlagrande kapacitet, störningar i gas- och näringsämnescyklerna samt en minskad förmåga att bryta ned föroreningar (COM, 2006a).

I förhållande till andra miljöproblem röner föroreningar i markmiljö ofta låg uppmärksamhet. Allmänheten saknar ofta kunskap om markens betydelse för ekosystemen och ekonomin. En förklaring är svårigheterna som finns med att definiera vad mark egentligen är samt bedöma dess kvalitet. Sambandet mellan förorenad mark och dess påverkan på människors hälsa är inte heller lika tydlig som när det gäller andra förorenade medier, som luft och vatten. Sedan början av 2000-talet har dock ansatser vidtagits för att via lagstiftning skydda mark i samma utsträckning som luft och vatten (exempelvis EU:s vattendirektiv), samtidigt som allmänhetens medvetenhet ökat och en allt starkare opinion förespråkar en mer hållbar markanvändning (Bone et. al, 2010a).

1.1.2 Ramdirektiv för markskydd

Den utbredda markförstörelsen föranledde EU att år 2006 arbeta fram ett förslag till ett nytt ramdirektiv för markskydd (COM, 2006b). Att endast nio medlemsländer hade en lagstiftning som berörde markskydd bidrog även till att EU-kommissionen ansåg att åtgärder behövde vidtas. Majoriteten av enskilda länders lagstiftning fokuserade på markföroreningar och saknade regleringar gällande andra områden som negativt kan påverka markfunktioner (COM, 2006b). Markdirektivet skulle således innehålla ett gemensamt regelverk som syftade till markskydd samt bevarandet av markens möjligheter att utföra sina ekologiska, sociala och ekonomiska funktioner och ekosystemtjänster (COM, 2006b) I direktivet definierades sju markfunktioner som är avgörande för mänskliga verksamheter och ekosystemens överlevnad: (i) produktion av biomassa, inkluderat jord- och skogsbruk; (ii) lagring, filtrering och omvandling av näringsämnen och vatten; (iii) biologisk mångfald, i form av livsmiljöer, arter och gener; (iv) fysisk och kulturell miljö för människor och mänskliga verksamheter; (v) källa till råvaror; (vi) fungerar som kollager; (vii) arkiv för det geologiska och arkeologiska arvet (COM, 2006b).

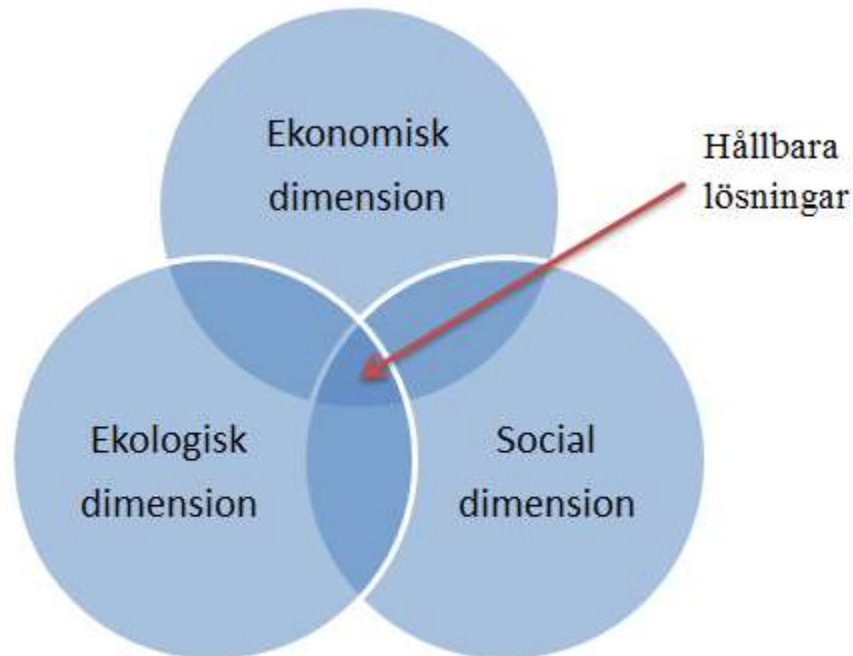
Vidare identifierades i direktivet de största hoten i EU som leder till markförstörelse som: (i) erosion; (ii) förlust av organisk substans; (iii) föroreningar; (iv) försaltning; (v) markpackning (vi) förlust av biologisk mångfald; (vii) skred; (viii) översvämningar (COM, 2006b).

Det planerade ramdirektivet stötte dock på motstånd från flera medlemsländer som ansåg att markreglerande åtgärder främst är en nationell angelägenhet. År 2014 återkallade slutligen EU-kommissionen förslaget om ett nytt ramdirektiv för markskydd (European Commission, 2015).

1.1.3 Hållbar utveckling

Begreppet hållbar utveckling myntades 1987 av Norges dåvarande statsministern Gro Harlem Brundtland. Hon var ordförande i Världskommissionen för miljö och utveckling, ett oberoende FN-organ, som 1987 utkom med den uppmärksammade rapporten *Vår gemensamma framtid*. I rapporten definierades hållbar utveckling som en utveckling som "tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov" (Söderqvist et al., 2004). Hållbar utveckling består av tre dimensioner – den ekologiska, sociala och ekonomiska. När dimensionerna är frikopplade verkar de närmast hämmande på varandra. En önskvärd ekonomisk utveckling är t.ex. många gånger negativ ur ett ekologiskt perspektiv och vice versa. För att nå hållbar utveckling

krävs att lika stor hänsyn tas till dimensionerna vilket illustreras i figur 1. Hållbara lösningarna finns i det område där de tre dimensionerna överlappar varandra (Söderqvist et al., 2004).



Figur 1: Illustration över de tre dimensionerna i hållbar utveckling samt var hållbara lösningarna finns. Efter Söderqvist, Hammer, & Gren (2004).

1.2 Syfte

Syftet med föreliggande arbete är att genom att använda SCORE-metoden utreda vilket av tre åtgärdsalternativ som främst gynnar hållbar utveckling vid efterbehandlingen av BT Kemis Södra område. Syftet med arbetet är även att utvärdera SCORE-metoden.

1.3 Metod

För att undersöka vilket som är det mest hållbara saneringsalternativet har jag använt mig av multikriterieanalysen (MKA) SCORE som enligt Rosén et al. (2009) är "ett strukturerat angreppssätt för att beskriva hur väl olika alternativ uppfyller ett eller flera önskade syften." I mitt arbete har tre olika åtgärdsalternativ analyserats.

Beslutsfattande om miljöproblem är ofta mångfacetterade och involverar olika intressenter med vitt skilda åsikter och agendor. MKA tillämpas med fördel just på komplicerade och omfattande problem som ska utredas, där motstridiga intressen och värden förekommer, då metoden är både strukturerad och transparent (Brinkhoff, 2011; Linkov et al., 2004).

Kännetecknande för en MKA är att den byggs upp av ett antal kriterier som var för sig bedöms för varje alternativ. Syftet med kriterierna är att dela upp och angripa problemet på ett strukturerat sätt. Vilka kriterier som ingår i MKA:n skiljer sig beroende på syftet med analysen och själva kriterieurvalet är en av de viktigaste aspekterna med en MKA. För varje alternativ görs en bedömning av varje kriterie genom exempelvis poängsättning. Efter att alla alternativen poängsatts utifrån de uppsatta kriterierna kan de olika kriterierna

slutligen vägas samman så att en samlad bedömning kan genomföras. Alternativen kan på detta sätt tydligt jämföras med varandra och det alternativ som bäst uppfyller det definierade syftet kan identifieras (Rosén et al., 2009). I de flesta MKA:er genomförs även känslighetsanalyser. Osäkerheter i kriteriernas indata kan hanteras med Monte Carlo-simuleringar (Brinkhoff, 2011).

Fokus i tidigare MKA:er för förorenade områden låg ofta på hur miljön och ekonomin påverkades medan sociala konsekvenserna sällan beaktades (Brinkhoff, 2011). I nuläget finns inget allmänt vedertaget ramverk för utformningen av metoden för att utvärdera hållbara efterbehandlingsalternativ. Till metoder som tidigare använts återfinns bl.a. andra MKA-metoder, livscykelanalyser och kostandsnyttoanalyser (Brinkhoff, 2011). SCORE-metoden utgår från hållbar utveckling och är en vidareutveckling av tidigare MKA-metoder och får anses tillhöra det senaste som vetenskapen har att erbjuda.

För en utförligare förklaring av SCORE-metoden, se kapitel 3.

I min MKA har två intervjuer med sakkunniga genomförts för poängsättningen av den ekologiska och sociala dimensionen. En intervju genomfördes med Lars Bevmo som tidigare var projektledare för saneringen av det norra området och som idag arbetar som rådgivare för saneringen av det södra området. Den andra intervjun genomfördes med Hans-Inge Svensson som är ordförande i styrelsen för BT Kemi efterbehandling.

För att utvärdera markfunktionen har jag även provtagit södra områdets mark. En utförligare beskrivning finns i avsnitt 6.1.

1.4 Avgränsning

I min uppsats har jag tillämpat SCORE-metoden på ett undersökningsområde. Antalet åtgärdsalternativ är avgränsade till tre. Jag har utgått från åtgärdsalternativen som presenterades i huvudstudien för det södra området (Englöv, 2011) i mitt val av åtgärdsalternativ. I huvudstudien presenterades olika åtgärdsalternativ beroende på områdets framtida markanvändning. Sedan huvudstudien genomfördes har det dock beslutats att området, i likhet med det norra området, ska omvandlas till ett rekreationsområde efter saneringen. Jag har därför endast utvärderat de två åtgärdsalternativ från huvudstudien som utgår från att området ska omvandlas till ett rekreationsområde. Ett tredje åtgärdsalternativ, som inte finns med i huvudstudien, har även analyserats för att jag bättre ska kunna utvärdera metoden. Av ekonomiska och tidsmässiga skäl har endast fyra markprovtagningar samt två intervjuer genomförts.

I de fall där uppgifter/data saknats har jag utgått från den genomförda saneringen av det norra området och förutsatt ett liknande tillvägagångssätt för det södra området.

1.5 Disposition

Kapitel 1: Inledningen som omfattar bakgrundsinformation samt syfte, metod, avgränsning och disposition.

Kapitel 2: Det andra kapitlet redogör för begreppet markfunktion och hur den bedöms.

Kapitel 3: I det tredje kapitlet förklaras SCORE-metoden ingående.

Kapitel 4: Det fjärde kapitlet beskriver förhållandena för det södra området gällande geologi, hydrogeologi, vilka föroreningar som påträffas samt föroreningsnivåer i olika medier.

Kapitel 5: I det femte kapitlet beskrivs åtgärdsalternativen som ska utvärderas med SCORE-metoden.

Kapitel 6: Det sjätte kapitlet redovisar resultatet av områdets markfunktion samt hur dimensionernas kriterier viktas.

Kapitel 7: I det sjunde kapitlet redovisas resultaten för åtgärdsalternativen i de olika dimensionerna samt vilket åtgärdsalternativ som mest gynnar hållbar utveckling. Resultaten från osäkerhetsanalyserna presenteras även i detta kapitel.

Kapitel 8: I det åttonde kapitlet diskuteras resultaten och metoden utvärderas.

Kapitel 9: I det sista kapitlet sammanfattas mina slutsatser.

2 Markfunktioner och markekosystemtjänster

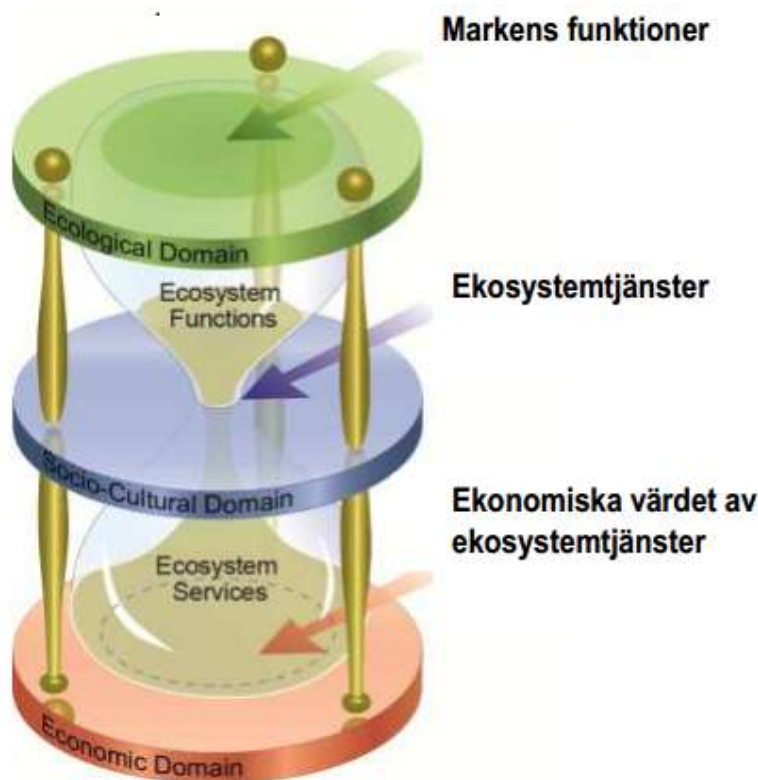
I vetenskapen har åsikterna länge gått isär angående innebörden av ordet markfunktion. Vissa studier har använt termen för att beskriva jordsystemens interna funktioner, medan andra studier använt det som benämning på de nyttor människan kan erhålla från ekosystemen. EU:s tillänkta markdirektiv var först med att kombinera de båda synsätten (Volchko et al., 2014b).

I min uppsats har jag utgått från Volchko et al. (2013) definition av markfunktion som lyder ”markens förmåga att leva upp till de krav som naturen tilldelat den”, d.v.s. hur marken beter sig i sitt naturliga tillstånd. Varje markfunktion är resultatet av en markprocess som har sitt ursprung i det intrikata samspelet mellan de levande (biologiska) och icke-levande (fysiska och kemiska) komponenter som bygger upp jorden på den specifika platsen (Volchko et al., 2013). Exempel på markfunktioner är de åtta funktionerna som i EU:s tillänkta markdirektiv ansågs som avgörande för mänskliga verksamheter och ekosystemens överlevnad.

En markekosystemtjänst är en eller flera markfunktioner som direkt eller indirekt nyttjas av en individ eller av samhället så att människan tjänar på det. En markfunktion blir följaktligen en markekosystemtjänst så fort människan drar nytta av den (Volchko et al., 2013). The Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) delar in ekosystemtjänster i fyra kategorier: (i) källa till resurser (mat, färskvatten, träd och fibrer), (ii) reglerande (klimat- och översvänningsreglerande samt vattenrening), (iii) kulturella (spirituella, estetiska och rekreationella aspekter) samt som (iv) stödjande tjänster (jordmånsbildning, näringsämnenas kretslopp och primärproduktion).

2.1 Markfunktioner och tjänster ur ett hållbarhetsperspektiv

Då syftet med en hållbarhetsvärdering av saneringsalternativ är att se vilket av alternativen som mest gynnar hållbar utveckling – är det viktigt att sammankoppla markfunktioner och marktjänster med hållbar utveckling (Volchko et al., 2014b). För att illustrera sambandet mellan dessa komponenter skapade Volchko et al. (2013) en modell i form av ett timglas (figur 2).



Figur 2. Illustration över sambandet mellan de tre dimensionerna i hållbar utveckling och markens funktioner och ekosystemtjänster (Volchko et al., 2013).

Översta delen av timglasets är den ekologiska dimensionen i hållbar utveckling. Dimensionen utgörs av de biotiska och abiotiska komponenter som bygger upp jorden och som, när de reagerar och samverkar med varandra, i sin tur leder till diverse processer i marken. Markprocesserna bildar markfunktioner som följdaktligen också tillhör den ekologiska dimensionen. När en markfunktion nyttjas av människan omvandlas den till en markekosystemtjänst och övergår till den sociala dimensionen av hållbar utveckling. En ekosystemtjänst tillhör den ekonomiska dimensionen av hållbar utveckling när den kan värderas monetärt (Volchko, 2014).

För resursen mark utgör den ekologiska dimensionen själva fundamentet som de andra dimensionerna i hållbar utveckling är beroende av för att kunna tillhandahålla sina tjänster. På så sätt kan timglasmodellen även fungera som en metafor för konsekvensen som överexploatering av markresurserna medför. Ju bredare hals som timglasets har desto snabbare rinner sanden. På liknande sätt kommer möjligheterna att nyttja markekosystemtjänster kraftigt begränsas om markens naturresurser används på ett icke-hållbart sätt. Om timglasets vänds och den ekonomiska dimensionen hamnar överst kommer istället sanden rinna tillbaka till den ekologiska dimensionen, vilket symboliserar hur nyttorna från markekosystemtjänsterna återinvesteras i miljön för att trygga att resurserna inte utarmas (Volchko et al., 2014b).

2.2 Efterbehandlingätgärders påverkan på markmiljö

Vid sanering av förorenad mark ligger vanligtvis fokus på att minska föroreningskoncentrationen och det är sällsynt att någon hänsyn tas till hur åtgärdsalternativen påverkar markfunktionerna (Volchko, 2014). Naturvårdsverkets utgår exempelvis från att reducerade föroreningskoncentrationer per automatik förbättrar jordens ekologiska funktion (Naturvårdsverket, 2009).

Men efterbehandlingar kan leda till försämringar i markmiljön. Jordtvätt kan exempelvis försämra en marks bördighet. Experiment genomförda av Makino *et al.* (2006) visade hur halterna av magnesium och kalium, såväl som de totala kol- och kvävekoncentrationerna, minskade efter att marken behandlats med jordtvätt. Andra negativa följder för markmiljön som olämpliga saneringsalternativ kan ge upphov till är; kompaktion, minskad biologisk mångfald, förlust av organisk substans samt brist på näringsämnen. Åtgärdsalternativet urgrävning kan leda till att de ekologiska markfunktionerna utarmas om valet av fyllnadsmassor enbart baseras på att de uppfyller kraven på föroreningskoncentrationer, samtidigt som de nya massornas påverkan på markens biologiska, fysiska och andra kemiska egenskaper ignoreras. Det kan leda till negativa följder för markkvaliteten som minskad tillgänglig vattenkapacitet eller minskad tillgång av näringsämnen för markorganismerna (Volchko *et al.* 2014b). Konsekvensen om ett olämpligt saneringsalternativ väljs blir att marken eventuellt inte längre kan erbjuda sina ursprungliga markecosystemtjänster (Volchko, 2014).

Bone *et al.*, (2010b) förordar ett mer holistiskt perspektiv vid efterbehandling av förorenad mark där föroreningarna sätts i relation till den övriga markkvaliteten, d.v.s. markens biologiska, fysiska och kemiska egenskaper. För ofta ligger fokus vid en sanering enbart på föroreningarnas nivåer, spridningsförutsättningar och tillgänglighet –utan att effekterna av efterbehandlingen sätts i ett större perspektiv. Ett vidare, mer holistiskt, perspektiv leder till att de ekologiska processerna i markens ekosystem skyddas samtidigt som markens förmåga att erbjuda sina ekosystemtjänster bibehålls (Volchko *et al.*, 2012).

Risken att valet faller på ett efterbehandlingsalternativ som i slutändan ger permanent försämrade markfunktioner kan minskas genom att utreda hur de lokala markfunktionerna är beskaffade samtidigt som det beaktas hur marken ska användas efter sanering.

2.3 Bedömning av markfunktioner genom markkvalitetsindikatorer

Markfunktioner finns i många olika former och är ofta svåra att direkt bedöma. Vanligtvis används markkvalitetsindikatorer (MKI) för att kunna genomföra bedömningen. Det finns dock ingen vetenskaplig konsensus kring definitionen av markkvalitet. En ofta förekommande definition av markfunktion, som bl.a. USA:s jordbruksdepartement använder sig av, författades av Karlen *et al.* (1997). Definitionen lyder:

The capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation (Bone 2010a).

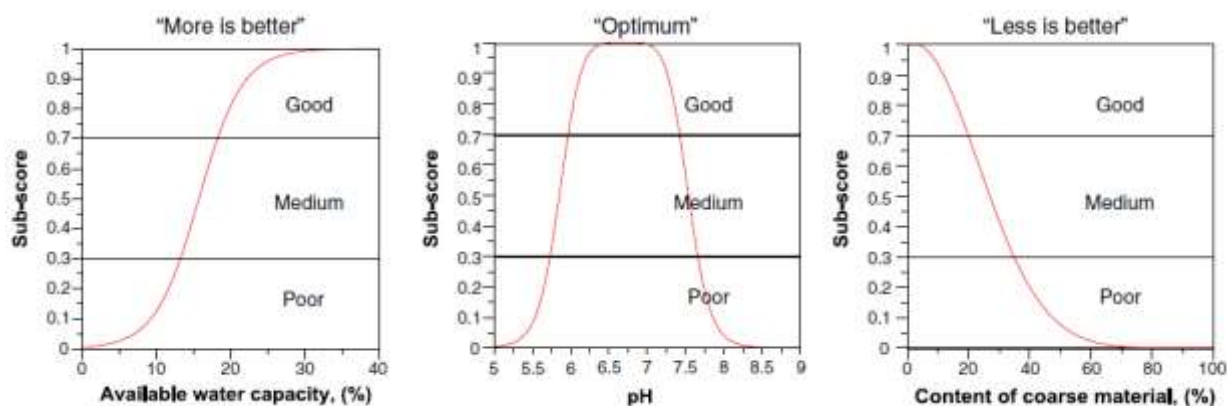
Det första steget i processen för att utvärdera en markfunktion är att bestämma vilka MKI:s som ska ingå i det s.k. minsta datasetet. MKI:s är fysiska, kemiska och biologiska parametrar som används för att beskriva markens tillstånd och, beroende på vilka som undersöks, funktion (Volchko *et al.*, 2014b). Det är av stor vikt att tänka över urvalet av MKI:s som ska ingå beroende på vilken markfunktion som ska bedömas. Det är stor skillnad på vilka som bör väljas för att utvärdera t.ex. markfunktionen ”biologisk mångfald” jämfört med funktionen ”kollager” (Volchko, 2014).

Volchko *et al.* (2013) har valt att utgå från markens förmåga till primärproduktion som markfunktion, så i SCORE-metoden är det markens förmåga till primärproduktion i undersökningsområdet som utvärderas före och efter sanering. Genom litteraturstudier (Volchko *et al.*, 2013; Volchko, 2014) identifierades 7 MKI:s (tabell 1) som oftast använts för att bedöma en marks förmåga till primärproduktion och dessa analyseras för att bedöma markfunktionen och förändringarna i markmiljön som åtgärdsalternativen medför (Volchko *et al.*, 2014b).

Tabell 1. Minsta dataset för uppskattning av markfunktioner vid marksaneringsarbetet samt i vilken omfattning MKI:n bör befinna sig för (Volchko et al., 2013; Volchko, 2014).

Markkvalitetsindikatorer (MKI)	Poängsättningskurva
Jordtextur	-
Innehåll av grovt material ¹	Mindre är bättre
Tillgänglig vattenkapacitet	Mer är bättre
Innehåll av organisk substans	Mer är bättre
Innehåll av potentiellt mineraliserbart kväve	Mer är bättre
Ph	Optimal
Tillgängligt fosfor	Optimal

Analysresultaten från undersökningsområdets markprover kommer i olika skalor beroende på vad som analyserats, t.ex. mg/kg för tillgängligt fosfor och % för innehåll av organiskt material. För att kunna viktas samman, till ett gemensamt resultat för markkvaliteten, klassas resultatet för varje MKI till poäng (sub-score) i intervallet [0:1] (Volchko *et al.*, 2014a). Vissa MKI:er gynnar primärproduktionen ju mer av dem som finns i marken (t.ex. innehåll av organisk substans), andra bör finnas i så låga halter som möjligt medan några MKI:er bör befinna sig inom ett optimalt intervall för att kunna erbjuda den mest bördiga marken. Poängkurvor (figur 3) framtagna av Cornell (2009) används för att utvärdera markfunktionerna i förhållande till uppmätt MKI (Volchko, 2013).



Figur 3. Poängkurvorna som används för att tolka de uppmätta värdena av MKI:erna (Volchko 2013).

Utifrån underpoängets värde delas marken sedan in som tillhörandes markkvaliteterna – dålig, medelmåttig och bra – för varje MKI. Intervallet mellan underpoängen [1; 0.71], [0.71; 0.31] och [0.31; 0] motsvarar bra, medelmåttig och dålig markkvalitet (figur 3) (Volchko *et al.*, 2014b).

Genom att genom att räkna ut det aritmetiska medelvärdet för samtliga underpoäng integreras sedan de enskilda MKI:er till ett markkvalitetsindex. Markkvalitetsindexet ligger till grund för fem olika markklasser (tabell 2) som rankar markens förmåga att leva upp till den undersökta markfunktionen (Volchko *et al.*, 2014b).

¹ Jordtextur poängsätts inte utan används för att uppskatta markens tillgängliga vattenkapacitet (Volchko, 2014).

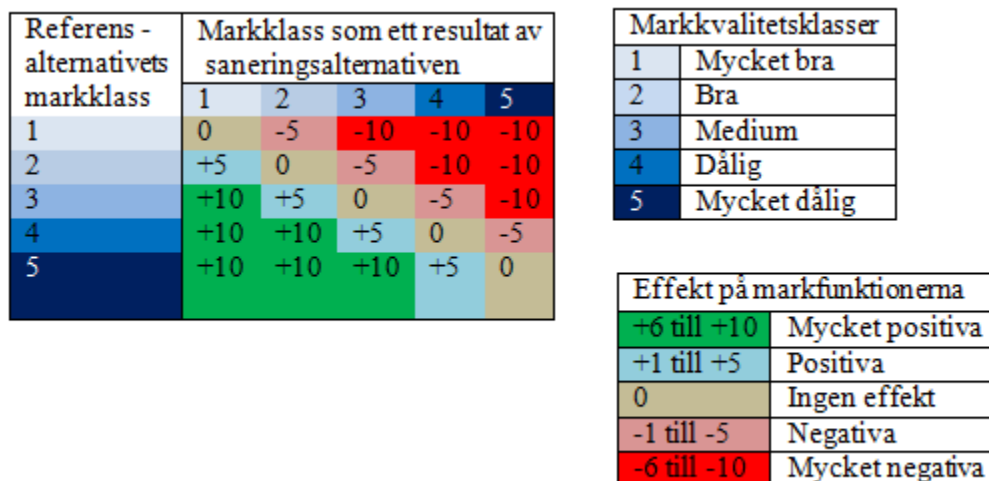
² Grovt material definieras som $\varnothing > 2$ mm.

Tabell 2. Hur markklass, markens förmåga och markkvalitetsindex korrelerar.

Markklass	Markens förmåga	Markkvalitetsindex
1	Mycket bra	>0.85
2	Bra	0.70-0.85
3	Medelmåttig	0.55-0.69
4	Dålig	0.40-0.54
5	Mycket dålig	<0.40

Osäkerheter som rör områdets markklass och markkvalitetsindex hanteras med Monte Carlo-simuleringar (Volchko, 2014).

Markklassen utgör slutligen grunden för hur ett saneringsalternativ påverkar områdets markfunktioner. I en matris (figur 4) redovisas saneringsalternativs effekter på ett områdes markfunktioner beroende på den ursprungliga markklassen (Volchko *et al.*, 2014b).



Figur 4. Omarbetat figur efter Volchko (2014). Matris som visar hur markklasser påverkas av saneringsalternativ. Om referensalternativet har en mycket dålig markkvalitetsklass (5) innan sanering men där marken radikalt förbättras efter (1) är effekterna mycket positiva (+10) och vice versa. Om referensalternativets markklass är en 4:a och förbättras efter sanering till en 2:a uppskattas den mycket positiva effekten kvalitativt som mellan +6 till +10.

3 Beskrivning av SCORE-metoden

3.1 Bakgrund

SCORE (Sustainable Choice Of REmediation)-metoden är en vidareutveckling av det arbete upphovsmännen påbörjade i programmet Hållbar Sanering (Volchko *et al.*, 2014b) som påbörjades år 2004 av Naturvårdsverket och avslutades år 2009. Programmet syftade b.l.a. till att öka kunskapen kring förorenade områden samt driva på forskningen inom området (Svensson *et al.*, 2009; Naturvårdsverket, 2004). Inom ramarna för programmet arbetade Rosén *et al.* (2008) fram metoden *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioriteringar av efterbehandlingsinsatser*. Metoden visade hur kostnads-nyttoanalyser kan användas för att avgöra om efterbehandlingsåtgärder är samhällsekonomiskt lönsamma (Rosén *et al.*, 2008).

Samma år som Hållbar Sanering avslutades, 2009, utkom Rosén *et al.* med rapporten *Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling* som föreslog en metodik för hur en MKA bör utformas, där hänsyn tas till de tre dimensionerna i hållbar utveckling, med syfte att identifiera det mest hållbara saneringsalternativet (Rosén *et al.*, 2009).

År 2014 kom rapporten om SCORE-metoden. Metoden utvecklades inom ramen för SNOWMAN Network –en gränsöverskridande grupp av forskningsfinansierande organisationer och administratörer med fokus på förorenad mark och grundvatten i Europa (SNOWMAN Network). Lars Rosén har utvecklat SCORE-metoden medan de delar som omfattar markfunktioner och SF Box har utvecklats av Yevheniya Volchko (Volchko *et al.*, 2014b).

3.2 Hållbarhet

Saneringar av förorenade områden har tidigare setts som en hållbar åtgärd. Den inställningen har börjat utmanas i takt med ökad uppmärksamhet kring de negativa effekter som saneringar kan medföra. Exempel på dessa negativa effekter är ökad energianvändning, luftutsläpp, risker vid transport, skaderisker vid saneringsarbetet och långtgående miljörisker vid deponering av förorenade massor (Brinkhoff, 2011).

SCORE utgår från ett holistiskt perspektiv och utvärderar den påverkan varje åtgärdsalternativ har genom att de utvärderas mot ett nollalternativ utifrån kriterierna som ingår i dimensionerna av hållbar utveckling. På så sätt utvärderas om åtgärden leder mot ökad eller minskad hållbar utveckling samt i vilken utsträckning (Volchko *et al.*, 2014b).

SCORE identifierar även om hållbarhetskriterierna kompenserar varandra eller inte och skiljer på en utveckling som leder mot svag eller stark hållbarhet. Svag hållbarhet definieras som en icke-minskande totalproduktion av konstgjort kapital (t.ex. maskiner och infrastruktur), naturligt kapital (t.ex. naturresurser och miljön), mänskligt kapital (t.ex. hälsa och kunskap) och socialt kapital (förhållandet mellan individer och institutioner). Svag hållbarhet bygger på idén att dessa olika kapitalslag bidrar till mänskligt välbefinnande samt att de är utbytbara (Volchko *et al.*, 2014b). Det innebär t.ex. att om den ekologiska dimensionen drabbas av negativa effekter, anses det som godtagbart så länge som exempelvis den ekonomiska dimensionen gynnas i tillräcklig utsträckning så att en form av balans nås. Följden blir att i svag hållbarhet kan negativa, irreversibla konsekvenser i den ekologiska, sociala eller ekonomiska dimensionen ignoreras så länge som någon annan dimension gynnas och balanserar upp

de negativa effekterna. Stark hållbarhet innebär att varje kapitalslag står på egna ben och att positiva effekter inte räknas om de uppnås på bekostnad av kapitalet från en annan dimension (Rosén *et al.*, 2014).

3.3 Struktur

I SCORE skattas efterbehandlingsalternativens effekter genom att kriterierna i den ekologiska och sociala dimensionen poängsätts medan kostnader och nyttor i den ekonomiska dimensionen kvantifieras. För varje alternativ räknas sedan en normaliserad poäng ut genom en linjär additiv metod, där hänsyn tas till såväl poängsättningen som kvantifieringen av kriterierna samt hur betydelsefulla de enskilda kriterierna är, d.v.s. viktningen (Volchko, 2014b).

3.3.1 Nyckel- och underkriterier

Kriterierna som ingår i SCORE är på förhand definierade. Kriterierna bestämdes utifrån litteraturstudier, intervjuer och möten med fokusgrupper (Rosén *et al.*, 2014). Nyckelkriterierna för de tre dimensionerna av hållbar utveckling som utvärderas i SCORE redovisas i tabell 3.

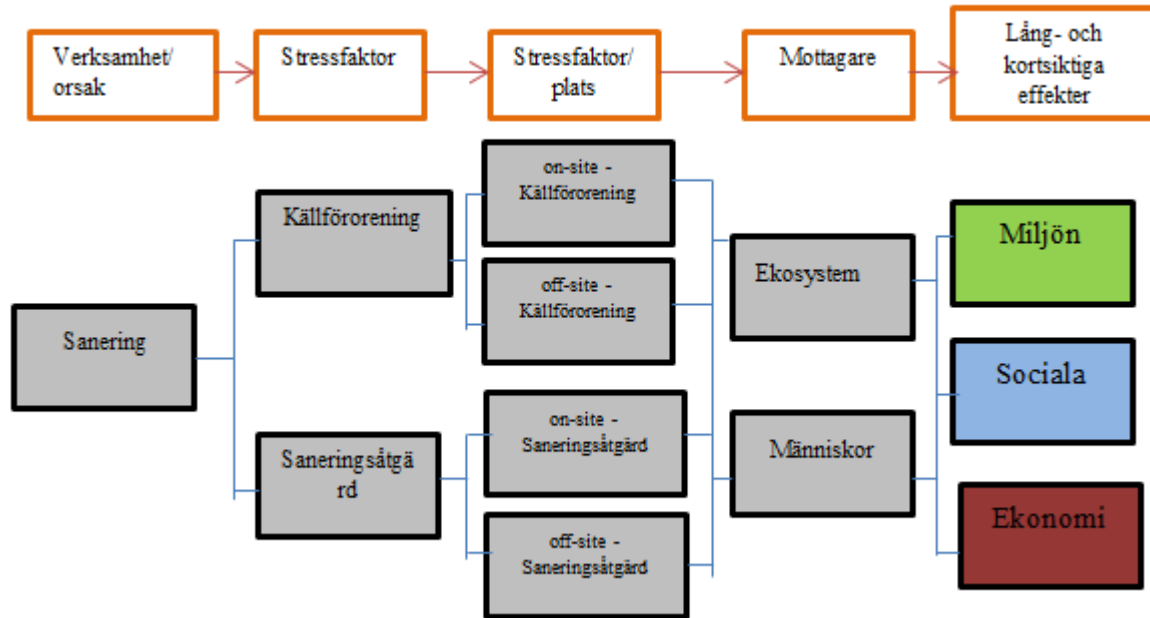
Tabell 3: Nyckelkriterierna för dimensionerna i hållbar utveckling (Volchko *et al.*, 2014b).

Ekologiska dimensionen	Sociala dimensionen	Ekonomiska dimensionen
<ul style="list-style-type: none"> • Mark • Flora och fauna • Grundvatten • Ytvatten • Luft • Sediment • Icke förnybara naturresurser • Icke återvinningsbart avfall 	<ul style="list-style-type: none"> • Närmiljö och trivsselfaktorer • Kulturarv • Hälsa och säkerhet • Rättvisa • Lokalt deltagande • Lokal acceptans 	<ul style="list-style-type: none"> • Samhällsnytta

Nyckelkriterierna i den ekologiska och sociala dimensionen är även uppdelade i fyra underkriterier. Underkriterierna utvärderas för varje nyckelkriterie och utgörs av åtgärdsalternativets effekter *on-site* och *off-site* samt den påverkan som förändringar i själva källföroreningen (KF) och effekterna av saneringsåtgärden (SÅ) medför. Vad gränsen går mellan *on-site* och *off-site* är upp till utövaren av metoden att definiera men gränsen brukar utgöras av saneringsområdets tomtgräns (Rosén *et al.*, 2014). Det är även den gränsdragning som används i denna uppsats.

Rosén *et al.*, (2013) skapade en konceptuell modell (figur 5), i form av en *orsaks-verkan kedja*, för att illustrera strukturen för SCORE samt sambandet mellan underkriterierna och hållbarhetsbegreppet. *Orsaken* till alla effekter är saneringen som genomförs. Saneringen består av förändringar i *källföroreningarna*, vilket ofta innebär positiva effekter för människors hälsa och miljön då föroreningarna avlägsnas, och *saneringsåtgärden*, vilket kan medföra negativa effekter som luftutsläpp, ökad användning av icke förnyelsebara resurser samt en ökad olycksrisk. Effekterna av förändringar i källföroreningen och saneringsarbetet kan inträffa på olika *platser*, d.v.s. *on-site* och

off-site. Mottagarna av effekterna är människor och ekosystem. Slutligen så är de lång- och kortsiktiga effekterna miljö-, sociala- och ekonomiska effekter (Volchko *et al.*, 2014b).



Figur 5. Konceptuell modell över SCORE-metoden. Omarbetad figur efter Rosén *et al.* (2013).

3.3.2 Ekologiska dimensionen

Kriterierna som ingår i dimensionen redovisas i tabell 4. Dessa har jag också använt vid utvärderingen av hur åtgärdsalternativen påverkar den ekologiska dimensionen.

Värt att notera är att nyckelkriteriet *Mark* är indelat i underkriterierna *Ekotoxikologiska risker* och *Markfunktioner*. Ekotoxikologiska risker undersöks avseende SÅ och KF on-site medan markfunktioner, som utvärderar markens förmåga till primärproduktion, endast utgör underkriteriet SÅ on-site –i.o.m. att saneringsarbetet är det enda som påverkar markfunktionerna (Volchko *et al.*, 2014b).

Det är även tillåtet att revidera underkriterierna efter eget tycke med avseende på det specifika saneringsprojektets förhållanden (Rosén *et al.*, 2014).

Tabell 4: Kriterierna i den ekologiska dimensionen med förklaringar (SÅ = saneringsåtgärd; KF = källförorening) (Rosén *et al.*, 2014).

Nyckelkriterie	Förklaring	Underkriterier
E1. Mark	Markkriteriet delas upp i <i>ekotoxikologiska risker</i> beroende på källföroreningen samt <i>markfunktion</i> . Ekotoxikologiska risker utvärderas med avseende på effekterna av förändringar i källföroreningen såväl som saneringsarbetets påverkan. Markfunktionen utvärderas utifrån de effekter/konsekvenser saneringsarbetet innebär för områdets markfunktioner.	Ekotoxikologisk risk SÅ on-site Ekotoxikologisk risk KF on-site Markfunktion SÅ on-site

E2. Flora och fauna	Saneringsarbetets fysiska påverkan på t.ex. däggdjur, träd och fåglar.	Flora och fauna SÅ on-site
E3. Grundvatten	Källföroreningens och/eller saneringsarbetets effekter på grundvattnets kvalitet och ekotoxikologiska risker vid utloppet till t.ex. våtmarker.	Grundvatten SÅ on-site Grundvatten SÅ off-site Grundvatten KF on-site Grundvatten KF off-site
E4. Ytvatten	Källföroreningens och/eller saneringsarbetets effekter på ytvattenkvalitet och ekotoxikologiska risker i vattenzonen vid ytvattenförekomster och flöden.	Ytvatten SÅ on-site Ytvatten SÅ off-site Ytvatten KF on-site Ytvatten KF off-site
E5. Sediment	Källföroreningens och/eller saneringsarbetets påverkan på de ekotoxikologiska risker för sedimentlevande organismer.	Sediment SÅ on-site Sediment SÅ off-site Sediment KF on-site Sediment KF off-site
E6. Luft	Totala luftemissioner, av t.ex. växthusgaser, aerosoler och försurande ämnen, till följd av saneringsarbetet.	Luft SÅ
E7. Icke förnybara naturresurser	Total förbrukning av icke förnybara resurser, som fossila bränslen, jungfruliga jord- och bergmassor till återfyllnad samt anspråkstagande av nya områden för deponering av förorenade massor, till följd av saneringsarbetet.	Icke förnybara naturresurser SÅ
E8. Icke återvinningsbart avfall	Total produktion av icke återvinningsbart avfall till följd av saneringsarbetet.	Icke återvinningsbart avfall SÅ

3.3.3 Sociala dimensionen

Nyckel- och underkriterierna som ingår i den sociala dimensionen redovisas i tabell 5. De sociala effekterna poängsätts utifrån var de uppkommer, vilket i somliga fall även innebär vem de drabbar. Underkriteriet *Hälsa och säkerhet* SÅ on-site utvärderar t.ex. hur arbetarna påverkas av saneringsarbetet medan *Hälsa och säkerhet* SÅ off-site utvärderar hur grannar till saneringsområdet påverkas av åtgärden (Rosén *et al.*, 2014).

Tabell 5: Kriterierna i den sociala dimensionen med förklaringar (SÅ = saneringsarbete; KF = källförorening) (Rosén *et al.*, 2014).

Nyckelkriterie	Förklaring	Underkriterier
St. Närmiljö och trivselfaktorer	Effekter på t.ex. rekreativvärden, buller och/eller tillgängligheten till området.	Närmiljö och trivselfaktorer SÅ on-site Närmiljö och trivselfaktorer SÅ off-site Närmiljö och trivselfaktorer KF on-site Närmiljö och trivselfaktorer KF off-site

S2. Kulturarv	Effekter på kulturarvsföremål på grund av förstörelse, bevarande och restaurering, men inte med avseende på förväntad ökad tillgång p.g.a. SÅ och förändringarna i markanvändningen det medför (det poängsätts i S1).	Kulturarv SÅ on-site Kulturarv SÅ off-site
S3. Hälsa och säkerhet	Effekter på människors hälsa och säkerhet p.g.a. exponering och spridning av föroreningar i mark, vatten, damm, luft och olycksrisker (t.ex. trafik).	Hälsa och säkerhet SÅ on-site Hälsa och säkerhet SÅ off-site Hälsa och säkerhet KF on-site Hälsa och säkerhet KF off-site
S4. Rättvisa	Effekter på utsatta grupper i samhället samt påverkan på framtida generationer.	Rättvisa SÅ on-site Rättvisa SÅ off-site Rättvisa KF on-site Rättvisa KF off-site
S5. Lokalt deltagande	Effekter på hur lokalsamhället påverkas med avseende på lokala arbetsmöjligheter eller andra aktiviteter. Detta kriterie avser inte lokalsamhällets delaktighet i saneringsprojektets beslutsprocess.	Lokalt deltagande SÅ on-site Lokalt deltagande SÅ off-site Lokalt deltagande KF on-site Lokalt deltagande KF off-site
S6. Lokal acceptans	Effekter med avseende på lokalsamhällets acceptans för saneringsalternativ. Lokal acceptans kan förbättras genom en öppen dialog, information och/eller en inbjudan till aktivt deltagande.	Lokal acceptans SÅ on-site Lokal acceptans SÅ off-site Lokal acceptans KF on-site Lokal acceptans KF off-site

3.3.4 Ekonomiska dimensionen

Den ekonomiska dimensionen skiljer sig från övriga då den saknar kriterier och poängsättning. Istället genomförs en kostnads-nyttoanalys efter metoden som Rosén *et al.* (2008) föreslog i rapporten *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser*. Huvud- och sekundärnyttor samt kostnader redovisas i tabell 6.

Nyttor och kostnader för alternativ i kvantifieras enligt ekvation (Rosén *et al.*, 2008):

$$NNV_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} (B_{it} - C_{it})$$

Där:

NNV = Nettonuvärdet, d.v.s. nuvärdet minus kostnaderna för att genomföra saneringsalternativ i

B_i = Nyttor (*benefits*) av att genomföra saneringsalternativ i

C_i = Kostnader (*costs*) för att genomföra saneringsalternativ i

r = diskonteringsränta

T = tidshorizonten för projektet uttryckt i antal år t

Resultatet från ekvationen ger att åtgärdsalternativet är samhällsekonomiskt lönsamt om $NV > 0$ och samhällsekonomiskt negativt vid motsatt förhållande (Rosén *et al.*, 2008).

Diskonteringsränta innebär att nyttor och kostnader som inträffar vid skilda tidpunkter, omräknas så att de direkt kan jämföras med varandra. Naturvårdsverket rekommenderar en diskonteringsränta på 4 % (Naturvårdsverket, 2003). Valet av räntesats är dock förenat med osäkerhet och Rosén *et al.*, (2008) rekommenderar att känslighetsanalyser genomförs. Jag har valt räntesatsen 1,5 % då den används i huvudstudien samt att en lägre räntesats är motiverad utifrån dagens mycket låga reporänta.

Tabell 6: Nyttor (N) och kostnader (K) i den ekonomiska dimensionen (Rosén *et al.*, 2014).

Huvudnyttor och kostnader	Sekundära nyttor och kostnader
N1. Ökade fastighetspriser	N1a. Ökade fastighetspriser på området N1b. Ökade fastighetspriser utanför området
N2. Förbättrad hälsa	N2a. Minskade akuta hälsorisker N2b. Minskade icke-akuta hälsorisker N2c. Andra former av förbättrad hälsa, t.ex. minskad oro.
N3. Ökad tillgång på ekosystemtjänster	N3a. Ökade möjligheter till rekreation på området N3b. Ökade möjligheter till rekreation i omgivningen N3c. Ökad tillgång av andra ekosystemtjänster
N4. Andra externa positiva effekter än N2 och N3	
K1. Saneringskostnader	K1a. Undersökning och design av saneringsåtgärder K1b. Projektledning K1c. Kapitalkostnader K1d. Saneringsåtgärden K1e. Övervakning K1f. Projektrisker
K2. Försämrad hälsa p.g.a. saneringsarbetet	K2a. Ökade hälsorisker på platsen K2b. Ökade hälsorisker beroende på transporter K2c. Ökade hälsorisker vid deponin K2d. Andra former av försämrad hälsa, t.ex. ökad oro
K3. Minskad tillgång på ekosystemtjänster p.g.a. saneringsarbetet.	K3a. Minskad tillgång av ekosystemtjänster på platsen K3b. Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen K3c. Minskad tillgång av ekosystemtjänster vid deponin
K4. Andra externa negativa effekter än K2 och K3	

3.3.5 Poängsättning och viktning

I SCORE poängsätts kriterierna enligt följande intervall: Mycket positiv effekt: +6 till +10; Positiv effekt: +1 till +5; Ingen effekt: 0; Negativ effekt: -1 till -5; Mycket negativ effekt: -6 till -10. Kriteriernas poängsättning redovisas i matriser (bilaga 1). Poängsättningen baseras på kvantitativa data, expertbedömningar, intervjuer med intressenter samt frågeformulär/enkätundersökningar (Volchko *et al.*, 2014b). Varje poängsättning ska även motiveras skriftligt för att öka transparensen (Rosén *et al.*, 2014). För den ekonomiska dimensionen är nyckelkriteriet *samhällsnytta*, vilket utvärderas med en kostnads-nyttoanalys där alternativets nettonuvärde (NNV) beräknas. Samhällsnyttan beräknas i monetära termer som ett nuvärde över den tid som saneringsprojektet sträcker sig. Ofta kan inte alla kostnader och nyttor uppskattas monetärt och det är då viktigt att föra en kvalitativ diskussion om de delar som inte kan kvantifieras (Volchko *et al.*, 2014b).

Varje nyckel- och underkriterie i den ekologiska och sociala dimensionen ska även viktas efter hur betydelsefulla de är. Hur betydelsefulla l nyckelkriterierna k ($k = 1 \dots K$) är i dimension D definieras av ett numeriskt värde enligt följande skala: något betydelsefull = 1; betydelsefull = 2; mycket betydelsefull = 3. Viktningen av nyckelkriterierna beräknas enligt följande ekvation (Rosén *et al.*, 2014):

$$W_{k,D} = \frac{l_{k,D}}{\sum_{k=1}^K l_{k,D}}$$

Underkriteriernas j ($j = 1 \dots J$) betydelse l , som är en del av nyckelkriterie k ($k = 1 \dots K$), definieras av ett numeriskt värde enligt samma skala som bestämmer nyckelkriteriernas betydelse. Viktningen av underkriterierna räknas ut enligt följande ekvation (Rosén *et al.*, 2014):

$$W_{j,k} = \frac{l_{j,k}}{\sum_{j=1}^J l_{j,k}}$$

Varje nyckel- och underkriterie erhåller således ett viktningsvärde mellan 0 och 1. Det totala viktningsvärdet av samtliga nyckel- och underkriterier är 1.

Därefter beräknas saneringsalternativens i ($i = 1 \dots M$) hållbarhetsindex H ut för varje dimension D som den viktade summan av poängen genom en linjär additiv metod (Rosén *et al.*, 2014). Metoden syftar till att få fram ett gemensamt värde ur alla kriteriers enskilda värden. Detta uppnås genom att multiplicera varje kriteriums poäng med dess vikt för att slutligen addera samman alla enskilda värden (CLG, 2009). I SCORE multipliceras således varje kriteries vikt med underkriteriernas vikt samt poäng för att slutligen adderas samman enligt ekvation:

$$H_{D,i} = \sum_{k=1}^K W_{k,D} \sum_{j=1}^J W_{j,k,D} Z_{j,k,D}$$

W_j är vikten av underkriterie j och Z är underkriterie j 's poäng. Viktningen av kriteriernas betydelse har jag själv bestämt i samråd med min handledare. Kriteriernas poängsättning har däremot grundats på intervjuer med sakkunniga.

3.3.6 Normaliserat hållbarhetspoäng

Efter att dimensionernas enskilda hållbarhetsindex beräknats ska slutligen ett normaliserat hållbarhetspoäng H räknas ut för varje saneringsalternativ i där dimensionernas samlade poäng samt vikt beräknas samman (Rosén *et al.*, 2014):

$$H_i = 100 \left[\frac{W_E \frac{H_{E,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{E,1..N});|\text{Min}(H_{E,1..N})|]} + W_S \frac{H_{S,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{S,1..N});|\text{Min}(H_{S,1..N})|]}}{+ W_{NNV} \frac{NNV_i}{\text{Max}[\text{Max}(NNV_{1..N});|\text{Min}(NNV_{1..N})|]}} \right]$$

H_E är den ekologiska dimensionen, H_S är den sociala dimensionen och NNV är nettonuvärdet –medan W är varje dimensions vikt. Jag har utgått från att varje dimension är lika betydelsefull så samtliga dimensioner har tilldelats vikten (W) 0,333 ($\frac{1}{3}$). Ekvationen innebär att det normaliserade poänget för saneringsalternativen H_i kommer få ett värde mellan -100 och + 100. Ett positivt värde visar att alternativet leder mot hållbar utveckling, då alternativet innebär fler positiva effekter än negativa, medan ett negativt värde visar att alternativet leder från hållbar utveckling jämfört med referensalternativet (Volchko *et al.*, 2014b).

3.3.7 SCORE och SF Box

De båda Excel-baserade programtilläggen SCORE och SF Box utvecklades, inom ramarna för SNOWMAN-MCA projektet av Lars Rosén respektive Yevheniya Volchko. Syftet med SCORE-tillägget är att utvärdera saneringsalternatives hållbarhet medan SF BOX utgår från det föreslagna minsta datasetet och beräknar markkvalitetindex, markklass och hur väl markfunktionen presterar (Volchko *et al.*, 2014b).

Vid kontakt med L. Rosén meddelades att programmen ännu inte har utgivits då de fortfarande är under utveckling (personlig kommunikation, 16 december, 2014) och jag har således inte haft tillgång till dem. De beräkningar som metoden kräver har jag dock kunnat genomföra då ekvationerna redovisas i rapporterna om SCORE.

3.3.8 Osäkerheter och känslighetsanalyser

Inom statistiken definieras en osäkerhet som att sannolikheten för olika möjliga utfall är okänd (SIKA, 2009). Alla former av poängsättningar och kvantifieringar är förenade med osäkerheter. Vilka effekter ett saneringsalternativ medför går aldrig att på förhand mäta med full säkerhet då kunskapen för att genomföra en rättvis bedömning ibland saknas samt att en miljö aldrig är fullständigt kvantifierbar, det finns alltid en naturlig variation. Vid kriteriernas poängsättningen kommer dessutom personens/personernas, som utvärderar, subjektiva värderingar att spela in, oavsett hur neutrala de försöker förhålla sig (Rosén *et al.*, 2014). Ett sätt att hantera dessa osäkerheter är genom osäkerhetsanalyser. I osäkerhetsanalyser genomförs flera alternativa beräkningar där ett av variabelvärdena, i mitt fall kriteriernas poäng, åt gången ändras. Syftet är att ta reda på hur känsligt slutresultatet är för ändringar av enskilda variabler samt att identifiera de variabler som mest påverkar slutresultatet (SIKA, 2009).

I SCORE behandlas alla osäkerheter med Monte Carlo-simuleringar. Osäkerheter i poängen representeras av betafördelningar och osäkerheter i kostnads-nyttoanalysen representeras av log-normal fördelningar. För den

ekologiska och sociala dimensionen, som poängsätts, hanteras osäkerheten i tre steg: (1) val av det möjliga poängsättningsintervallet för de enskilda underkriterierna; poängens intervall är -10 till + 10 om alla poäng är möjliga, -10 till 0 om inga positiva värden är möjliga samt 0 till + 10 om inga negativa värden är möjliga. (2) uppskattning av det mest sannolika poänget för de enskilda underkriterierna (poängsättningen) och (3) tilldela vaje underkriteriums poäng en osäkerhetsuppskattning enligt intervallet; hög, medium eller låg (tabell 7) (Rosén *et al.*, 2014).

Tabell 7. Osäkerheten för poängsättningsintervallen (Rosén *et al.*, 2014) samt värdet av alfa/beta som korrelerar med osäkerhet och läge.

Osäkerhet	Läge	Standardavvikelse	Alfa/beta
Låg	-10 till +10	0,91	61
	-10 till 0; 0 till +10	0,46	236
Medium	-10 till +10	1,37	27
	-10 till 0; 0 till +10	0,68	108
Hög	-10 till +10	1,82	15
	-10 till 0; 0 till +10	0,91	61

Denna trestegsprocess leder till en betasannolikhetsfördelning som visar osäkerheten för underkriteriernas poängsättning (Rosén *et al.*, 2014).

Dessa standardavvikelser transformerades med hjälp av minsta kvadratanpassning i Excel till alfa och beta värden. Beräkningsgången förutsatte att alfa och beta var lika stora, då ingen skevhet i de simulerade fördelningarna önskades.

Att tilldela osäkerhetsfördelningar för kostnads-nyttoanalysen i SCORE genomförs i två steg: (1) tilldela det mest troliga värdet (MLV) av nuvärdet (PV) för var och en av kostnads- och nyttoposterna samt (2) tilldela en osäkerhetsnivå för uppskattningen av MLV genom att välja en av tre osäkerhetsnivåer: hög, medium och låg. Tillvägagångssättet leder till en log-normal fördelning som visar osäkerheten för den enskilda kostnaden/nyttan (Rosén *et al.*, 2014).

Lognormal-fördelningarna simulerades i enlighet med metoden beskriven i Rosén *et al* (2014). I korthet beräknas en standardavvikelse samt ett medelvärde med hjälp av MLV samt beskrivna storheter för olika grader av osäkerhet.

4 Undersökningsområde - BT Kemis södra område

4.1 Historia

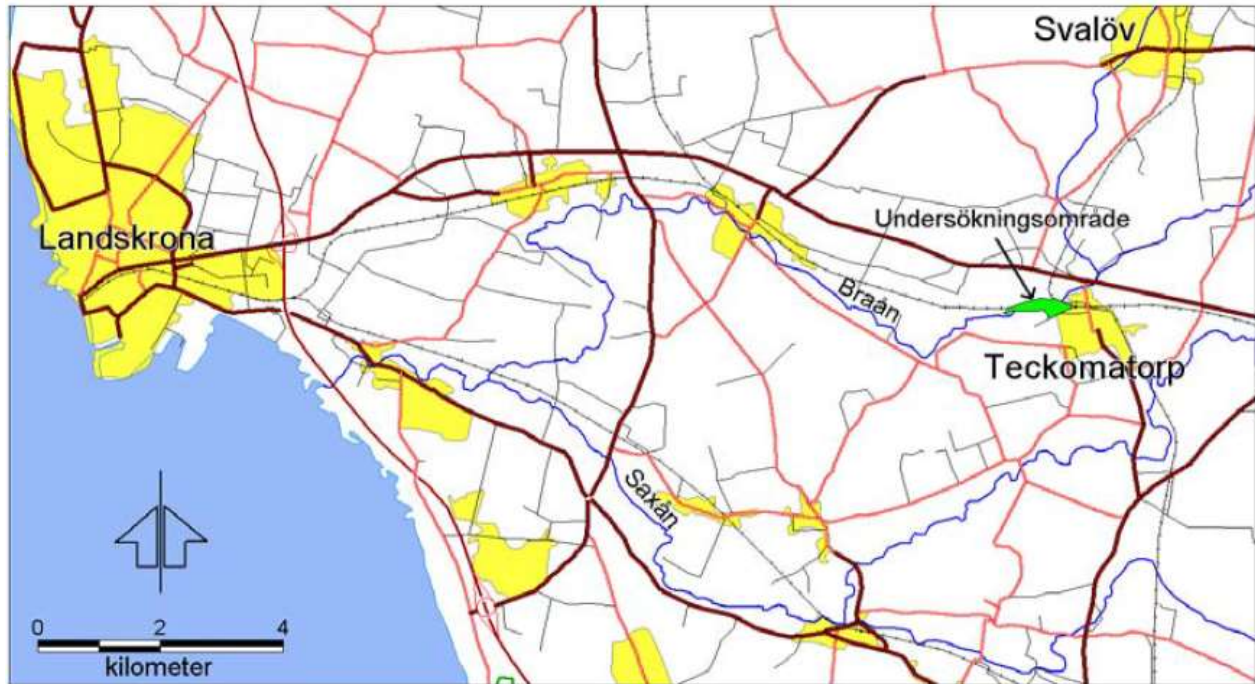
Bolaget BT Kemi bildades 1971 som dotterbolag till företaget Kemisk Vaerk i Köge A/S (Sköld, 2012; Englov, 2011). Företaget producerade bekämpningsmedel i form av främst herbicider men även produktion av insekticider förekom i en lägre omfattning (Sweco Viak, 2004a).

Samma år som BT Kemis verksamhet startade grävdes hundratals tunnor, med restprodukter från framställningen av herbicider, ned i marken. Även förorenat vatten från produktionen släpptes ut i det närliggande vattendraget Braån. Efter påtryckningar från allmänheten hittade Hälsovårdsmyndigheten de första nedgrävda tunnorna 1975. När det i oktober 1977 stod klart hur allvarliga föroreningsförhållandena var på området förbjöd regeringen all form av vidare verksamhet på BT Kemi. I kölvattnet av de stora ekonomiska anspråken för det förestående saneringsarbetet ansökte BT Kemi samma månad om konkurs. Staten, genom länsstyrelsen, övertog då ansvaret över området (Englov, 2011; Sweco Viak, 2004a).

Därefter genomfördes under slutet av 1970-talet ett omfattande saneringsarbete för hela området. Norra området sanerades från högkontaminerat processavfall från de nedgrävda tunnorna och i det södra området revs många av fabriksbyggnaderna samt att förorenade jordmassor schaktades bort (Englov, 2011; Englov & Wickström, 2011).

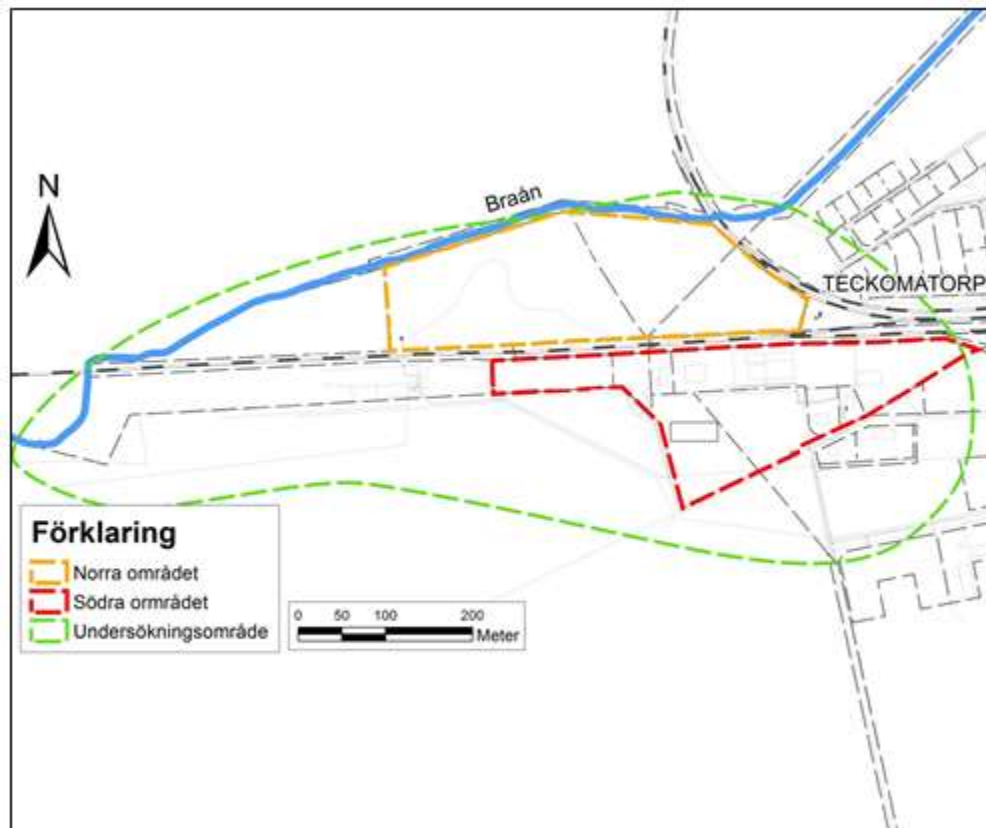
4.2 Allmän information

BT Kemi låg i Teckomatorp som tillhör Svalövs kommun. Orten är belägen knappt två mil öster om Landskrona (figur 6) och har ca 1 651 invånare (SCB, 2010).



Figur 6. Översiktskarta över BT Kemis geografiska läge i Skåne. Även Braån och Saxåns läge redovisas (Bevmo & Englöv, 2004).

Det f.d. BT Kemi-området var förlagt drygt 100 m väster om Teckomatorp station och utgjordes av två delområden – norra och södra området (figur 7). De båda delområdena avgränsas av järnvägen mellan Lund – Helsingborg (Rååbanan) som skär igenom området (Englöv, 2011).



Figur 7. Översiktskarta över f.d. BT Kemi och dess läge i anslutning till Teckomatorp. Det rödmarkerade området är det södra området och det orange är det norra. Rååbanan utgör gränsen mellan de båda områdena (Englöv, 2011).

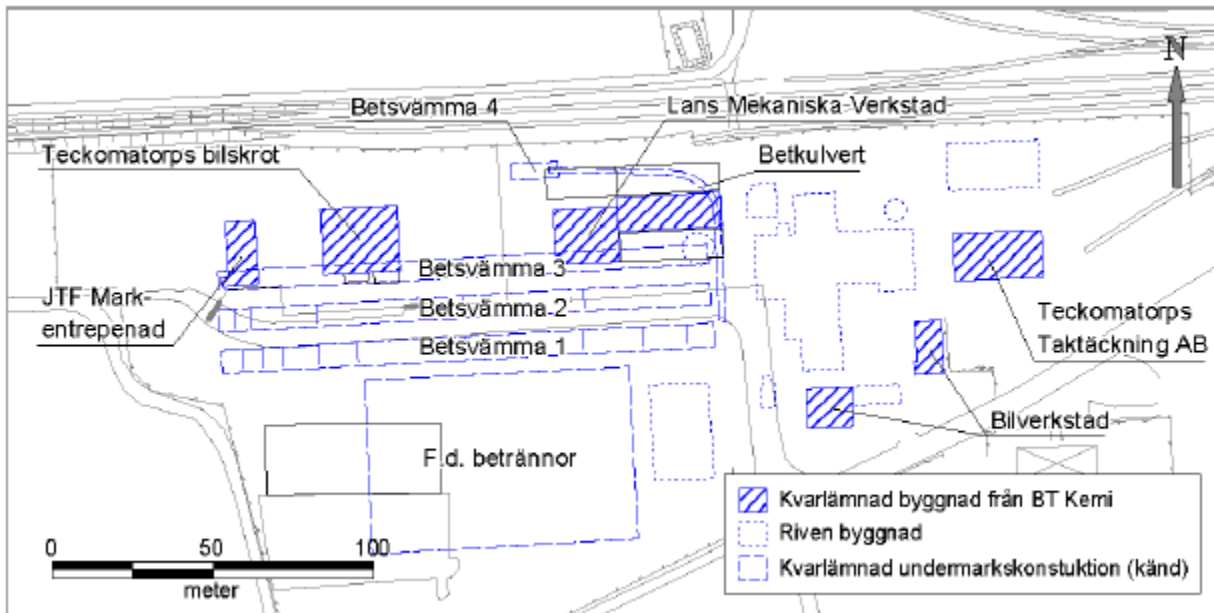
BT Kemis produktion av bekämpningsmedel uppgick i mitten av 1970-talet till ca 4000 ton/år och utgjordes främst av olika fenoxisyror och klorfenoler (Sweco Viak, 2004a). De inköpta råvaror som användes i produktionen innehöll ibland även orenheter som dioxiner (Englöv & Vanek, 2011a).

Kontroller och utredningar, genomförda efter saneringen i slutet av 1970-talet, visade att det förekom fortsatt spridning av föroreningar från området. Mellan åren 2002-2004 lät Svalövs kommun därför genomföra en huvudstudie, innehållandes fördjupande undersökningar, riskbedömningar och åtgärdsutredningar, för det f.d. BT Kemi-området. Huvudstudien visade att betydande mängder föroreningar fortfarande fanns i det norra området (Englöv & Wickström, 2011).

Åtgärdsförslaget föreslog slutligen att det norra området efter saneringen skulle användas till rekreationsområde medan det södra området, p.g.a. tidigare genomförda saneringar, bedömdes vara tillräckligt rent för att även fortsättningsvis användas som verksamhetsområde för kontor och småindustri (Englöv & Wickström, 2011).

4.1.1 Södra området

Södra områdets (figur 7) storlek uppgår till ca 46 000 m² (4,6 ha) (Hammarlund & Regander, 2015). Under åren BT Kemi bedrev sin verksamhet låg företagets produktionsanläggningar för framställning av bekämpningsmedel samt råvarulager och lager för färdiga produkter på området (Englöv & Wickström, 2011). Innan produktionen av bekämpningsmedel påbörjades användes områdets byggnader av en betsaftfabrik. Majoriteten av anläggningskonstruktionen från den verksamheten, som betsvännorna och betbryggan, behölls och användes för olika ändamål i BT Kemis produktion (figur 8).



Figur 8. Översiktskarta från år 2011 över kvarvarande och rivna anläggningskonstruktioner på det södra området. Under mark finns ytterligare konstruktioner som grundkonstruktioner, ledningar och kulvertar. Var ledningarna är belägna samt hur de är utformade är i vissa fall okänt (Englöv, 2011). Idag är samtliga byggnader rivna men betongfundamenten finns kvar.

Efter BT Kemi:s konkurs sanerades det södra området i slutet av 1970-talet. Området ansågs därefter vara tillräckligt rent för att tjäna som verksamhetsområde och diverse verksamheter etablerades på området (figur 8) (Englöv & Wickström, 2011).

Under saneringen av norra området, i slutet av 2000-talet, undersöktes dock södra områdets föroreningsförhållanden mer noggrant. Undersökningarna visade att södra området var betydligt mer förorenat än vad som tidigare bedömts. I ljuset av den nya informationen beslutade BT Kemi-projektets styrelse tillsammans med Naturvårdsverket och länsstyrelsen att en ny åtgärdsutredning och riskutvärdering för södra området skulle genomföras (Englöv, 2011). Huvudstudien blev färdig år 2011 men vid den tidpunkten var det inte känt vad området skulle användas till efter genomförd sanering. Sedan huvudstudien färdigställdes har det dock beslutats att även södra området, i likhet med det norra, i framtiden ska bli ett rekreationsområde. År 2013 omlokaliseras verksamheterna som fanns på området och byggnaderna revs. Det finns dock en nybyggd anläggning kvar på området som ska fungera som sorteringshall under efterbehandlingen (Hammarlund & Regander, 2015).

4.2.2 Norra området

Norra området omfattar ca 60 000 m² (6,0 ha) (Englöv, 2011). På det norra området finns idag dräneringsledningar som anlades vid saneringsarbetet år 1976 med syfte att förhindra, eller begränsa, utläckage av föroreningar till Braån via grundvattnet. Dessa ledningar dränerar i viss utsträckning, och påverkar således grundvattennivåerna, även i det södra området. Dräneringsvattnet avleds i sin tur till Landskronas reningsverk (Hammarlund & Regander, 2015).

Saneringen av BT Kemis norra område, där deponeringen av gifttunnorna skedde, påbörjades år 2006 och slutfördes år 2009 (Englöv, 2011).

4.3 Attitydundersökningar

Händelserna vid BT Kemi är den största svenska miljöskandalen i modern tid och har påverkat Teckomatorp mycket negativt. Ett av de stora målen med efterbehandlingen av det f.d BT Kemi-området är just att förändra attityden till Teckomatorp som ort (Norborg, 2009). Därför har Svalövs kommun låtit genomföra attitydundersökningar för att undersöka allmänhetens uppfattningar om Teckomatorp, BT Kemi-skanadalen och efterbehandlingsarbetet (Norborg, 2009). Den första attitydundersökningen genomfördes år 2005 (Karlsson, 2005) och en uppföljning skedde år 2007. En ny undersökning genomfördes år 2009 för att se om attityderna hade förändrats sedan 2005 (Norborg, 2009).

I 2005 års undersökning svarade en majoritet av respondenterna att de tänkte på BT Kemi när de hörde namnet Teckomatorp. 59 % av de boende i Svalöv och 63 % av respondenterna i övriga Skåne förknippade ortsnamnet med miljöskandalen. När boende i Teckomatorp frågades om vad som upplevdes som mest negativt med orten var även BT Kemi det vanligaste svaret (26%) (Karlsson, 2005).

2009 års undersökning visade att andelen respondenter som förknippade Teckomatorp med BT Kemi hade ökat sedan 2005. 74 % av boende i Svalöv och 78 % av respondenterna i övriga Skåne associerade ortsnamnet med BT Kemi. Sedan 2005 har andelen boende i Teckomatorp som upplevde att BT Kemi-skandalen är det mest negativa med orten sjunkit till 21 %. Det var dock fortfarande det vanligaste svaret. 82 % av de boende i Teckomatorp ansåg även att BT Kemi påverkat samhället något, ganska eller mycket negativt (Norborg, 2009).

Resultaten från attitydundersökningarna visar att Teckomatorp fortfarande är väldigt belastat av BT Kemi. Att efterbehandla hela området är därför av stor vikt så att orten kan bli kvitt eftermälet som miljöskandalen förde med sig.

4.4 Geologi

Det sammanlagda jordlagermäktigheten i det södra området varierar mellan ca 13 – 15 m och utgörs av 5 stratigrafiska enheter under ett lager av schaktmassor vilka i sin tur vilar på sedimentär berggrund (Englöv & Vanek, 2011a; Hammarlund & Regander, 2015):

- Fyllnadsmassor
- Övre glaciala sediment
- Övre morän
- Undre glaciala finkorniga sediment
- Undre glaciala grusiga och sandiga sediment
- Undre morän

Informationen om jordlagerföljden och mäktighet baseras huvudsakligen på provborrningar genomförda fram till år 2011 (Englöv, 2011). Mellan år 2012-2015 har kompletterande provborrningar genomförts som bidragit till ny kunskap om södra områdets geologi (Hammarlund & Regander, 2015). Enheterna som bygger upp marken i det södra området redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Jord- och bergarter på det södra området samt i vilka enheter grundvattenmagasinen finns.

Enhet	Mäktighet (m)	Material	Kommentar	Grundvattenmagasin	Källa
A	ca 0-4, vanligen 1-2	Fyllnadsmassor	Huvudsakligen bygg- och rivningsmaterial	Övre jordmagasin	(Englöv & Vanek, 2011a)
B	0-2	Övre glaciala sediment		Övre jordmagasin	(Englöv & Vanek, 2011a)
C	0-flera meter	Övre morän			(Englöv & Vanek, 2011a)
D	flera meter	Undre glaciala finkorniga sediment			(Englöv & Vanek, 2011a)
E	0,5-2,5	Undre glaciala grusiga och sandiga sediment		Undre jordmagasin	(Hammarlund & Regander, 2015)
F	ca 5	Undre morän			(Englöv & Vanek, 2011a)
G	ca 10 m	Sand- och lersten	Kågerödslager från Trias	Bergmagasin	(Englöv & Vanek, 2011a)
H	>200 m	Skiffer	Från Silur		(Englöv & Vanek, 2011a)

Enhet A utgörs av fyllnadsmassor som härstammar från saneringen som genomfördes i slutet av 1970-talet. Fyllnadsmassorna består av bygg- och rivningsavfall samt schaktmassor som består av sand, moränlera, kritkalksten, lera m.m. Mäktigheten varierar mellan 0–ca 4 m men vanligast är den omkring 1-2 m (Englöv & Vanek, 2011a).

Enhet B, övre glaciala sediment, består främst av omväxlande lager av kohesionsmaterial (silt och lera) men även sand, grus och morän förekommer sporadiskt i enheten. Enheten antas förekomma över hela området och mäktigheten bedöms som mest uppgå till ca 2 m (Englöv & Vanek, 2011a).

Enhet C, en övre morän, består av kalkrik moränfinlera där inslag av lera, silt eller sand kan förekomma. Enheten täcker i princip hela området och mäktigheten uppgår till en eller ett par meter (Englöv & Vanek, 2011a).

Enhet D, undre glaciala finkorniga sedimenten, utgörs främst av siltig lera men även lager av sand, silt, lerig silt och lera förekommer i varierande omfattning. Enheten förekommer över hela området och mäktigheten kan uppgå till flera meter (Englöv & Vanek, 2011a; Hammarlund & Regander, 2015).

Enhet E, undre glaciala grusiga och sandiga sediment, utgörs av grusig sand med inslag av större stenar. Enheten har endast påträffats vid borrningar genomförda av Tyréns i betsvämmeområdet. Mäktigheten uppgår till 0,5 till 2,5 m (Hammarlund & Regander, 2015).

Enhet F är en undre morän som utgörs av överkonsoliderade leriga moräner och morängrovleror. Enheten påträffas över hela området och vilar direkt på berggrunden. Mäktigheten uppgår till ca 5 m (Englöv & Vanek, 2011a).

Enhet G är berggrund som utgörs av sand- och lersten, tillhörande de s.k. Kågerödslagren. Enheten bildades under övre Trias och mäktigheten inom södra området är ca 10 m. Kågerödslagren vilar i sin tur på silurisk skiffer, enhet H, som har en mäktighet på flera hundra meter (Englöv & Vanek, 2011a).

4.5 Hydrologi

4.5.1 Ytvatten

Det finns inga vattendrag i det södra området. Det närmsta vattendraget är Braån som ligger ungefär 150 m norr om det södra områdets norra gräns samt strax väster om den västra gränsen (figur 7). Braån avrinner västerut och mynnar ut i Saxån ca 14 km nedströms från BT Kemi (Englöv & Vanek, 2011a). Braån är av riksintresse för naturmiljövård då den har en rik flora och fauna. Exempelvis finns i ån en varierad akvatisk fauna, med b.l.a. gädda, ål och signalkräfter. Braån är även ett viktigt lek- och uppväxtområde för öring. Vattendrag är dessutom sällsynta i västra Skåne så de existerande med en rik flora och fauna är av stor betydelse för den biologiska mångfalden (Sweco Architects AB, 2011).

Delar av södra områdets sjunkvatten dräneras till dräneringsledningarna som finns på norra område. Vattnet från dräneringsledningarna avleds i sin tur, via spillvattenledningarna, till Landskronas avloppsreningsverk (Englöv & Vanek, 2011a; Hammarlund & Regander, 2015). Alla ledningar inne på området togs ur bruk i samband med att byggnaderna revs 2013 förutom Teckomatorps huvudledning för spillvatten som korsar de södra delarna av området (figur 10) och som fångar upp utflödande vatten från det södra området. Även en kommunal dagvattenledning som är belägen strax söder om området är i drift (figur 10) och är sannolikt mottagare av vatten från det södra området (Hammarlund & Regander, 2015). Dagvattenledningen leder i sin tur ut vattnet till Braån där det släpps ut obehandlat (Englöv & Vanek, 2011a).

4.5.2 Hydrogeologi

De senast genomförda undersökningarna tyder på att det finns tre grundvattenmagasin i det södra området - en övre öppen akvifer, en undre slutna akvifer samt ett slutet grundvattenmagasin i berggrunden (Hammarlund & Regander, 2015).

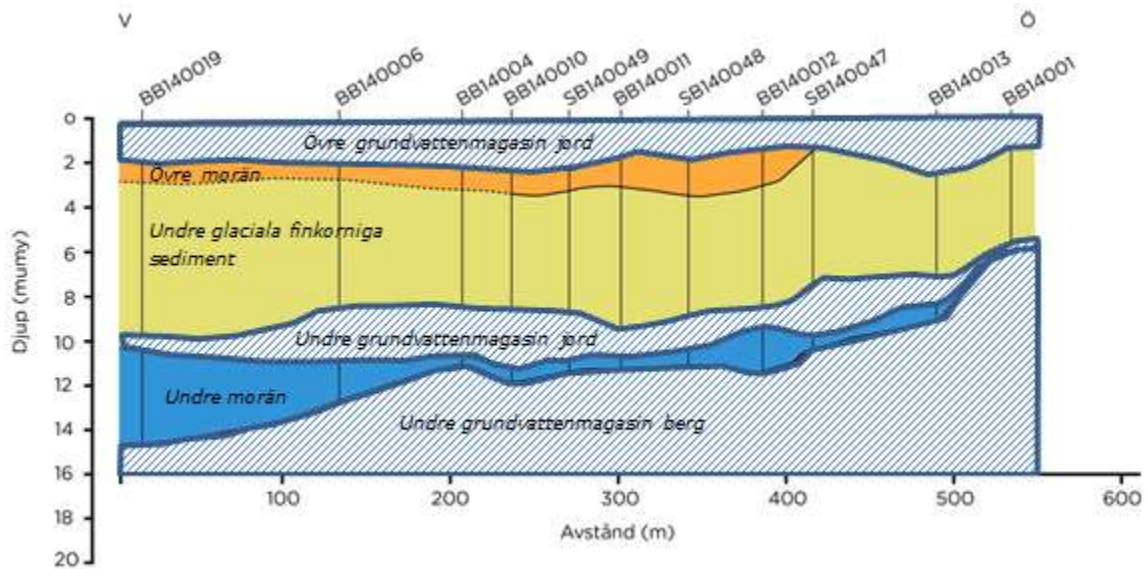
Den övre öppna akviferen finns i de stratigrafiska enheterna A och B (tabell 8). I de områden där övre morän utgör ytbildande jordart kan även översta delen av enhet C räknas till grundvattenmagasinet. Grundvattennivån i det övre magasinet är som högst i anslutning till betsvämmorna. Därifrån sker ett utflöde i olika riktningar. Den 2014-05-07 genomförde konsultbolaget Tyréns grundvattenmätningar i 23 st (av totalt 33) observationsrör på det södra området. Medelvärden av dessa mätningar visade att grundvattennivån för det övre magasinet i snitt befann sig 1,696 m under markytan (Englöv & Vanek, 2011a; Kockum, 2014). Det går en grundvattendelare mellan BT Kemi-området och Teckomatorps samhälle där grundvattnet inom BT Kemi-området avrinner mot Braån medan Teckomatorps grundvatten, öster om vattendelaren, avrinner mot Saxån.

Det undre slutna akviferen i jord finns i enhet E (tabell 8) (Hammarlund & Regander, 2015).

Det understa slutna grundvattenmagasinet finns i enhet G - berggrundens övre delar (tabell 8). Flödesförhållandena för detta magasin är inte helt kända men sannolikt flödar vattnet, via jordlagren, till Braån (Englöv & Vanek, 2011a).

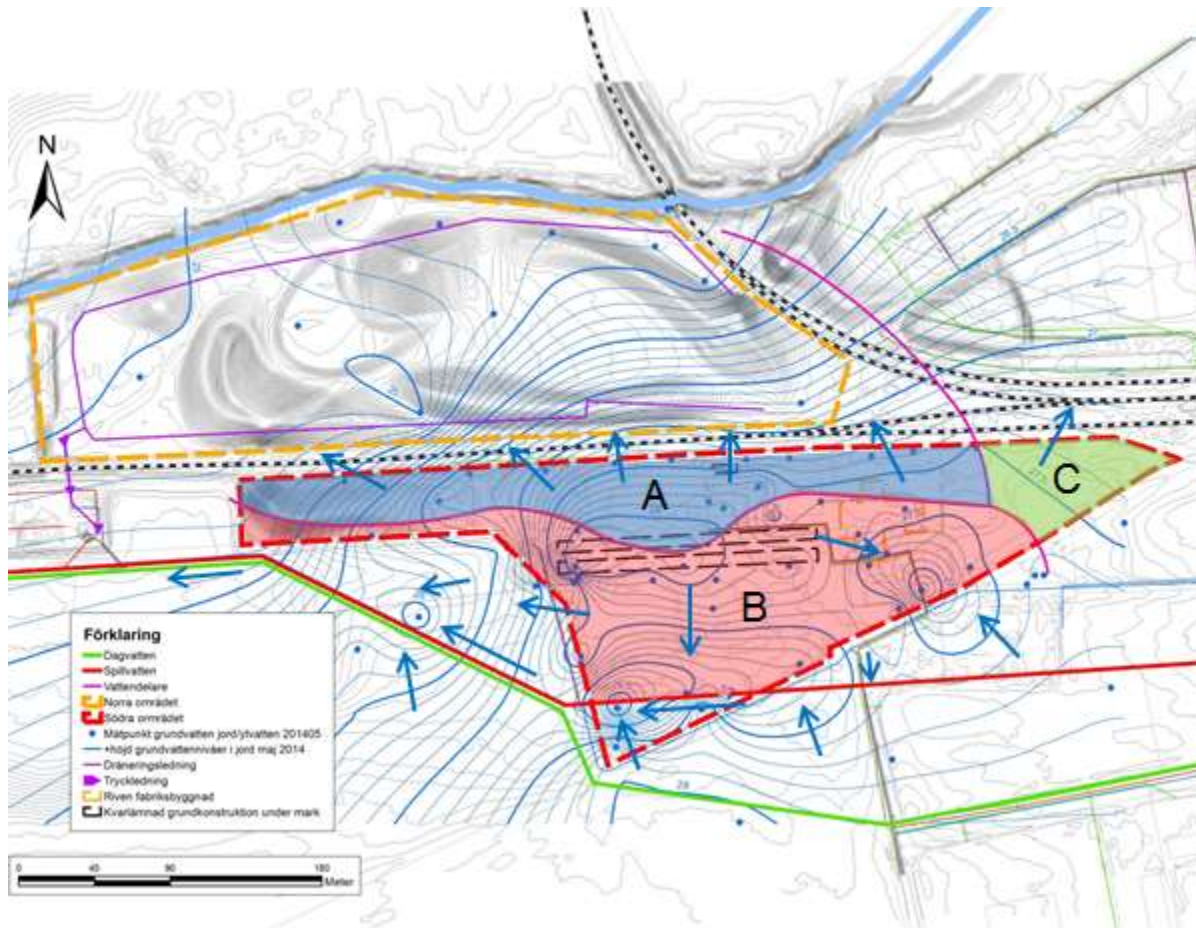
Akvifererna står bevisligen i kontakt med varandra då föroreningar från BT Kemi påträffats i alla tre (Hammarlund & Regander, 2015). Utbytet mellan akvifererna sker genom den vertikala hydrauliska konduktiviteten och tryckskillnaden som finns mellan dem (Englöv & Vanek, 2011a).

Figur 9 visar grundvattenmagasinen i det södra området.



Figur 9. Schematisk skiss av grundvattenmagasinen i det södra området (Hammarlund & Regander, 2015).

Hammarlund & Regander (2015) delade in södra området i tre områden där avrinningen sker åt olika håll utifrån en grundvattennivåkarta och identifierade vattendelare (figur 10). I område A avrinner grundvattnet norrut mot dräneringsledningarna på det norra området. Avrinningen inom område B sker dels mot de nerlagda dag- och spillvattenledningarna som finns på området, dels mot dagvatten- och spillvattenledningar som finns i åkermarken väster om området och dels mot den kommunala spillvattenledningen i de södra delarna av området. Merparten av grundvattnet antas avrinna mot den kommunala spillvattenledningen i söder men volymerna är okända. De östra delarna, område C, avrinner norrut med Braån som presumtiv recipient.



Figur 10. Övre magasinets grundvattenflöde inom det södra området. P.g.a. identifierade vattendelare kan området delas in i tre delområden: område A, B och C (Hammarlund & Regander, 2015). Spillvattenledningens recipient är vattenreningsverket i Landskrona och dagvattenledningen leds ut i Braån.

En viktig slutsats som Hammarlund & Regander (2015) kom fram till var att det inte sker något inflöde av utifrånkommande grundvatten till de mest förorenade delarna av BT Kemi-området. Överlag är hela södra området tämligen isolerat från inflöde. Majoriteten av det utflödande grundvattnet fångas upp av spill-, dränerings- och dagvattenledningar och endast de nordöstra delarna av området (som är relativt opåverkade av föroreningar) avvattnas mot Braån (Hammarlund & Regander, 2015).

4.6 Föroreningar

Inom södra området uppskattas det finnas totalt 1,7 – 3,7 ton föroreningar. Föroreningarna utgörs främst av fenoxisyror, klorfenoler och klorkresoler och finns i jord, grundvatten och betong i undermarkskonstruktioner och fundament. Fenoxisyror utgör ca 25%, klorfenoler ca 35% och klorkresoler ca 40% av den totala föroreningsmängden. Vidare återfinns över 90% av föroreningarna i närheten av de två sydliga betsvämmorna. Området med mycket höga föroreningshalter uppgår till en yta av 9 500 m² (Englöv, 2011).

Föroreningarna som påträffats i södra området är (Englöv & Vanek, 2011a):

- Fenoxisyror
- Klorfenoler

- Klorckresoler
- Dinoseb
- Dioxiner
- Antimon
- PAH
- Aromatiska kolväten (xylene)
- Oljekolväten

Figur 11 visar var högst föroreningshalter uppmätts i det södra området. I det röda området återfanns betydande halter (10-tals mg/kg) inom djupintervallet 1-5 m (enhet A och B). I det gula området återfanns förhöjda halter inom djupintervallet 1-3 m (enhet A och B) och i det blå området i intervallet 1-2 m (enhet A) (Englöv, 2011).



Figur 11. Föroreningshalter i jord på det södra området indelat i fyra klasser beroende på föroreningsnivå (Englöv, 2011).

4.6.1 Fenoxisyror

Flera ämnen tillhör gruppen fenoxisyror vilka är föreningar mellan karboxylsyror (ättiksyra, propionsyra och i sällsynta fall smörsyra) och klorfenoler (Nationalencyklopedin, u.d). Fenoxisyror är syntetiska växthormoner och har använts som herbicider då de orsakar ohämmad tillväxt för mottagliga växter. Fenoxisyror är tämligen löslösa i vatten vilket medför att de är rätt mobila i jorden. Ämnena bryts snabbt ned av mikroorganismer under aeroba förhållanden vid ett pH mellan 5 och 8. Hälsoeffekterna vid långvarig exponering av fenoxisyror är b.l.a. kraftig hud- och ögonirritation samt irritation i luftvägarna. Fenoxisyran 2,4,5-T kan även ge nervskador och beteendestörningar vid kraftig, långvarig exponering. Huruvida fenoxisyror är karcinogena är i dagsläget inte fastställt (Bevmo & Englöv, 2004; Sweco Viak, 2004b).

4.6.2 Klorfenoler

Klorfenoler tillverkades främst i BT Kemi verksamhet med syfte att fungera som råvara till produktionen av fenoxisyror (Sweco Viak, 2004a). Klorfenoler kan bioackumuleras i främst akvatiska organismer. Biologisk nedbrytning av klorfenoler sker under aeroba förhållanden (Bevmo & Englov, 2004). Klorfenolernas toxicitet ökar med kloreringsgraden men betraktas som måttligt toxiska. Främst lågklorerade klorfenoler har påträffats på BT Kemi-området. Lågklorerade klorfenoler påverkar främst nervsystemet medan högklorerade påverkar cellandningen. Som ämnesgrupp räknas klorfenoler inte som karcinogena men vissa föreningar är misstänkt karcinogena (Bevmo & Englov, 2004; Sweco Viak, 2004b).

4.6.3 Klorkresoler

Klorkresolen 4-klor-orto-kresol användes som råvara till produktionen av fenoxisyror i BT Kemi verksamhet. 4-klor-orto-kresol bildas även som en restprodukt när vissa fenoxisyror bryts ned. Andra klorkresoler har även påträffats på BT Kemi-området. Klorkresoler är inte bioackumulerande i större utsträckning och ämnesgruppen bryts ned under aeroba förhållanden. 4-klor-orto-kresol är mycket toxiskt för vattenlevande organismer. För människor är de akuta effekterna av ämnet frätskador vid hudkontakt eller inandning och oralt intag. Det saknas data över effekterna av långvarig exponering. Vidare finns ingen forskning som tyder på att 4-klor-orto-kresol är karcinogent (Bevmo & Englov, 2004; Sweco Viak, 2004b).

4.7 Föroreningsförhållanden

4.7.1 Föreningar i jord

Jordprover har tagits i BT Kemi-området sedan 1970-talet. Analyser från södra området omfattar ca 200 jordprover som huvudsakligen insamlades mellan åren 2007-2009. Proven analyserades främst med avseende på fenoxisyror, klorfenoler, klorkresoler och dinoseb men enstaka prov analyserades även med avseende på dioxiner, antimon, polycykliska kolväten (PAH) och alifatiska kolväten (Englov & Vanek, 2011a). Totalt uppskattas mängden förorenad jord vara 34 000 m³ på södra området (Englov, 2011).

Uppmätta föroreningshalter i de tre mest kontaminerade områdena (figur 13) redovisas i tabell 9.

Tabell 9. Uppmätta föroreningshalter i olika delområden på det södra området. Halter anges i mg/kg TS förutom dioxiner som anges i ng TEQ-ekvivalenter (toxicitetsekvivalenter) per kg TS enligt WHO. Platsspecifika riktvärden för naturmark redovisas för att ge en uppfattning om hur höga uppmätta halter är (Englov & Vanek, 2011a; Elert, 2011).

Område (fig X)	Ämne/ämnesgrupp	Antal analyser	Antal påträffade föroreningar	Median	Medel	Maxvärde	Platsspecifika riktvärden		
							Naturmark		
							0-1m	1-2m	>2m
Det röda området	Fenoxisyror	99	58	1,2	7,7*	23 000	0,05	0,5	1
	Klorfenoler	101	76	1,2	13	230	0,5	5	5
	Klorkresoler	90	77	2,5	17	170	0,5	5	10
	Dinoseb	95	10	<0,05	0,2*	650	0,05	0,06	0,06
	Dioxiner	8	8	190	1 900	13 500	100	400	400

Det gula området	Fenoxisyror	39	24	<0,23	1,6	27	0,05	0,5	1
	Klorfenoler	42	20	<1	4,2	87	0,5	5	5
	Klorkresoler	30	15	<0,2	6,0	110	0,5	5	10
	Dinoseb	35	3	<0,05	0,08	1,7	0,05	0,06	0,06
	Dioxiner	4	4	4,3	11	34	100	400	400
Det blå området	Fenoxisyror	71	12	<0,23	<0,23	0,4	0,05	0,5	1
	Klorfenoler	91	23	<1	<1	9,9	0,5	5	5
	Klorkresoler	66	29	<0,2	0,4	6,3	0,5	5	10
	Dinoseb	67	1	<0,05	<0,05	0,07	0,05	0,06	0,06
	Dioxiner	6	6	3,7	11	41	100	400	400

*) extremvärden utelämnade (två för fenoxisyror och ett för dinoseb). Med extremvärdena medräknade skulle medelhalten för fenoxisyror vara ca 50 gånger större och för dinoseb ungefär 30 gånger högre för det röda området (Englöv & Vanek, 2011a).

Som det framgår av tabellen är det en markant skillnad i föroreningsnivåerna mellan områdena, där det röda området är tydligt mest kontaminerat. Antimon, xylen och PAH:er påträffas även på det södra området. Halterna är dock låga vilket medfört att jag utelämnat dem från tabell 9 (Englöv & Vanek, 2011a).

4.7.2 Föroreningar i yt- och grundvatten samt sediment

Uppgifterna om föroreningshalter i grundvattnet på BT Kemis södra område baseras på provtagningar genomförda mellan åren 2000 – 2009 (Englöv & Vanek, 2011a). Tabell 10 redovisar de uppmätta halterna från provtagningarna.

Det finns inga riktvärden för föroreningarna som påträffas i det södra området för grundvatten. Fokus ligger istället på att reducera föroreningsnivåerna så att utläckande grundvatten inte utgör en risk för Braån (Englöv, 2011).

De högsta halterna av fenoxisyror, klorfenoler och klorkresoler i grundvatten uppmättes i det röda området och gula området (figur 11). Ämnena påträffades även i praktiskt taget samtliga provtagningpunkter. Dinoseb påträffades i 5 av 42 punkter varav 3 punkter låg inom det röda området och 2 i det blå. En av brunnarna i det blå området tog dock emot dränerat vatten från det röda och gula området (Englöv & Vanek, 2011a).

Analyserna visade även att grundvattnet i viss mån är förorenat av xylen, olja och PAH:er.

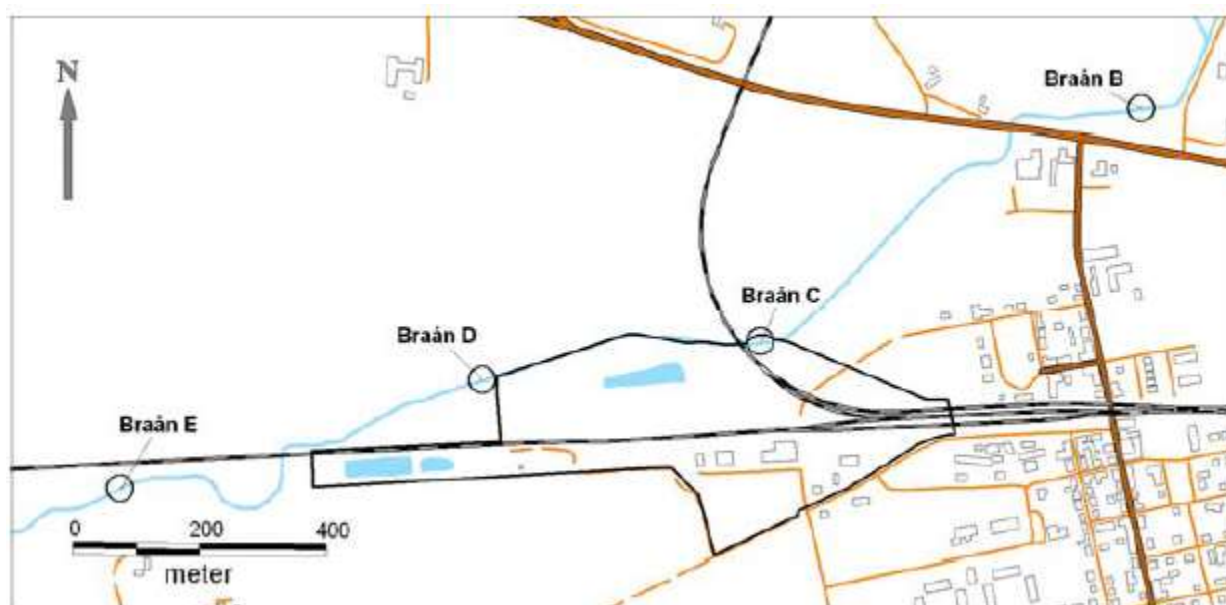
Tabell 10. Grundvattenanalyser i södra områdets tre mest påverkade områden. Halter i µg/l (Englöv & Vanek, 2011a).

Område	Ämne/ämnesgrupp	Antal analyser	Antal påvisade	Median	Medel	Max
Röda	Fenoxisyror	5	5	1 900	8 400	33 000
	Klorfenoler	5	5	340	3 000	10 000
	Klorkresoler	5	5	630	3 200	8 300
	Dinoseb	5	3	0,45	14	40

Gula	Fenoxisyror	11	11	250	9 000	41 000
	Klorfenoler	11	11	28	1 000	6 400
	Klorkresoler	10	10	80	750	3 400
	Dinoseb	11	0	<0,05	<0,05	<0,05
Blå	Fenoxisyror	31	27	7,3	18	190
	Klorfenoler	30	20	0,50	3,8	48
	Klorkresoler	26	23	1,7	3,6	31
	Dinoseb	26	2	<0,05	0,12	1,9

Beräkningarna ger att det finns mellan ca 100 – 300 kg föroreningar lösta i grundvattnet i form av fenoxisyror, klorfenoler och klorkresoler i det södra området. I stort sett alla föroreningar finns inom det röda och gula området och fenoxisyror utgör 70 % av den totala föroreningsmängden. Resterande föroreningar utgörs till ungefär lika stor del av klorfenoler och klorkresoler (Englöv & Vanek, 2011a).

Gällande ytvatten har provtagning och analyser av Braåns vatten genomförts sedan 1970-talet. Provtagningen i Braån sker både upp- och nedströms BT Kemi vilket redovisas i figur 12. Sedan år 2005 provtas tre punkter; Braån C, D och E (Englöv & Vanek, 2011a).



Figur 12. Provtagningspunkter i Braån upp- och nedströms i förhållande till BT Kemi. Sedan år 2005 provtas enbart punkterna C, D och E (Englöv & Vanek, 2011a).

I huvudstudien för det norra området författades ett åtgärds mål som slog fast att utsläppen till Braån inte får överstiga 0,4 µg/l vilket motsvarar en tillförsel av 9 kg föroreningar/år (Englöv & Vanek, 2013).

Vattnet i Braån har vid nästan alla provtagningstillfällen innehållit mätbara halter av fenoxisyror, såväl upp- som nedströms och just fenoxisyror har varit den dominerande föroreningen som påträffats under alla år. Vidare tenderar halterna nedströms att vara lika stora, eller endast marginellt högre, än halterna uppströms.

Uppmätta halter av fenoxisyror uppströms BT Kemi har dock sjunkit sedan 1980-talets medianhalt på ca 0,7 µg/l till 0,2 µg/l under 2000-talet. Nedströms var medianhalten under 1980-talet 0,9 µg/l vilket sjunkit till 0,26 µg/l under 2000-talet (Englöv & Vanek, 2011a).

Senare provtagningar genomförda mellan år 2009 – 2013 (tabell 11) bekräftar den föroreningsnivå som de tidigare provtagningarna påvisade. Fenoxisyror är den dominerande föroreningen såväl upp- som nedströms. Klorfenoler, klorkresoler och dinoseb återfanns i enstaka prov och när de påträffades var halterna låga.

Tabell 11. Årsmedelvärden av totalhalt fenoxisyror i Braån (µg/l) mellan år 2010 - 2013 (Englöv & Vanek, 2013). Provtagningspunkterna C-E läge framgår av figur 12.

Period	Braån C	Braån D	Braån E
2010	0,16	0,15	0,16
2011	0,12	0,12	0,14
2012	0,12	0,14	0,13
2013 (t.o.m. maj)	0,11	0,17	0,16

Noterbart är att de uppmätta halterna redan idag ligger under åtgärdsmålets övre gräns på 0,4 µg/l (Englöv & Vanek, 2013). Ett årsmedelvärde på 0,16 µg/l motsvarar en tillförsel på 3,6 kg föroreningar/år till Braån. Enligt Svensson (2015) överstiger dock inte idag de årliga utsläppen till Braån 1 kg. Föroreningsspridningen till Braån förefaller vara lägre än vad som antagits i 2011 års huvudstudie. Det är dock inte klarlagt i vilken omfattning föroreningsnivån kommer öka när norra områdets dräneringsvatten, som idag avleds till Landskronas reningsverk, istället släpps ut i Braån (Bevmo L. , 2015).

Provtagning av Braåns sediment har genomförts under 2005, 2007 och 2009. I endast ett prov, från år 2005, hittades ämnen som kan knytas till BT Kemis verksamhet. Totalhalten av fenoxisyror, klorfenoler och klorkresoler uppgick i det provet till 0,06 mg/kg TS medan högsta uppmätta dioxinhalt i Braåns sediment var 4 ng/kg TS (Englöv & Vanek, 2011b).

4.7.3 Föroreningar i betong

Den totala mängden förorenad betong, i form av undermarkskonstruktioner, fundament och rivningsavfall som använts till återfyllnad, uppskattas till ca 5 000 ton. All betong finns inom de röda och gula områdena. Vidare uppskattas att ca 40 kg fenoxisyror, ca 50 kg klorfenoler och ca 30 kg klorkresoler finns i betongen - totalt 120 kg föroreningar. Föroreningar i betong utgör således mindre än en tiondel av den föroreningsmängd som finns i jordlagren inom det röda och gula området (Englöv & Vanek, 2011a).

5 Åtgärdsalternativ

I huvudstudien från år 2011 föreslogs fyra åtgärdsalternativen som intressanta för utvärdering. Av dessa utgick två från att södra området skulle fortsätta vara ett industriområde efter saneringen vilket inte längre är aktuellt (Englöv, 2011). Därför har jag utvärderat de två åtgärdsalternativ som utgår från att området kommer omvandlas till ett rekreationsområde. Det tredje åtgärdsalternativet finns inte med i huvudstudien utan uppfanns av Elisabet Hammarlund för att bättre utvärdera SCORE-metoden.

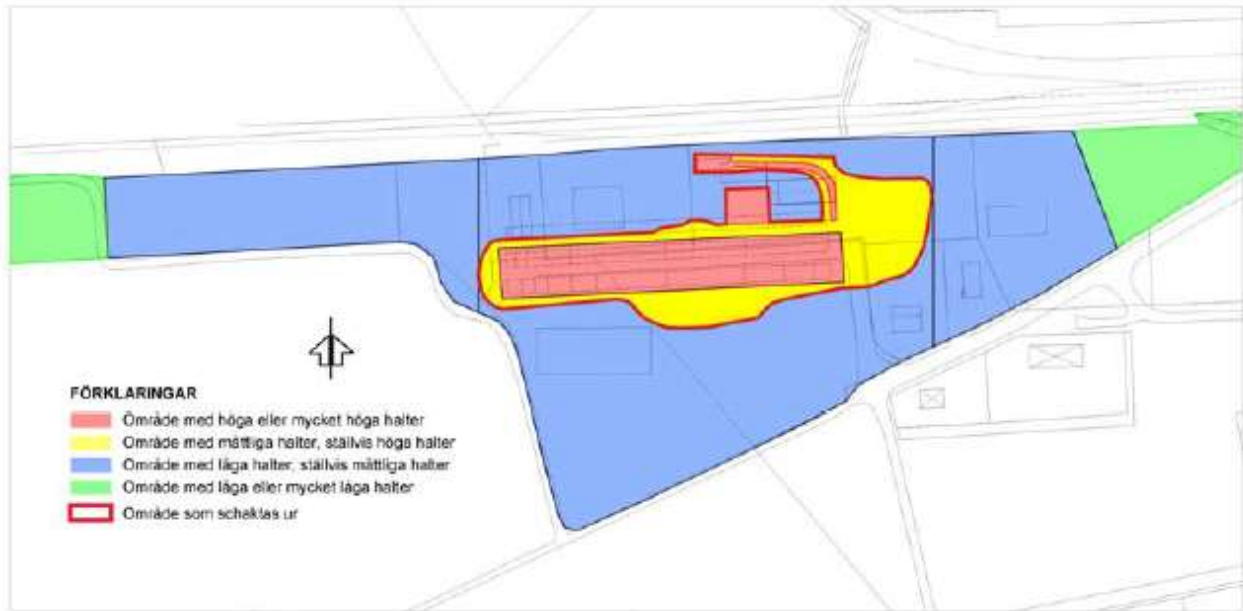
För samtliga åtgärdsalternativ gäller att området efter sanering ska omvandlas till ett rekreationsområde, att minst 1 m ren jord återförs till samtliga ytor för att återställa området och att ett nytt dagvattensystem anläggs (Gustafsson, 2011)

5.1 Nollalternativ

För att utvärdera vilken påverkan och effekt åtgärdsalternativen medför har de jämförts med ett referensalternativ. Som referensalternativ har jag valt att använda ett nollalternativ. Det innebär att området lämnas i sitt nuvarande tillstånd utan att några efterbehandlingsåtgärder genomförs. Istället kommer länsstyrelsen förklara området som ett miljöriskområde, vilket innebär att inskränkningar kommer införas gällande markanvändningen. Exempel på inskränkningar är t.ex. förbud mot bebyggelse, grävning, schaktning och andra markarbeten. Vidare kommer kontroll av emissionerna från det södra området, i form av grund-, spill-, dag- och ytvatten, behöva ske under lång tid framöver; uppskattningsvis 100 år. Vidare kommer dräneringsvattnet från det norra området behöva pumpas och behandlas under lång tid framöver, då det är en stor risk att förorenat grundvatten från södra området avleds till norra områdes dräneringssystem. Utan några efterbehandlingsåtgärder kommer den enda föroreningsreduktionen ske genom naturlig nedbrytning och urlakning –vilket bedöms ta hundratals år innan medelhalterna i lakvattnet har sjunkit till en ur miljösynpunkt riskfri nivå (Gustafsson, 2011). I dagsläget är södra området inhägnat med stängsel och alla byggnader utom en är rivna.

5.2 Alternativ 1

Alternativet innebär fysisk massreduktion genom urgrävning av de förorenade massorna. Saneringen börjar med att rena massor grävs ur och läggs på en särskild plats för att sedemera kunna användas för återfyllnad. Detsamma gäller för betongen som bilas/sågas ner och läggs vid ett sidoupplag där det kommer sorteras. Betong som är tillräckligt ren kommer kunna användas till att återfylla området. Sammanlagt kommer ca 73 300 ton förorenad jord och ca 5 000 ton betong grävas upp och/eller omhändertas. I samband med urgrävning anläggs ett nytt dagvattensystem (Gustafsson, 2011). Massorna som ska schaktas upp är de som befinner sig inom de röda och gula områdena enligt figur 13.



Figur 13: Illustration över områdena som omfattas av åtgärdsalternativet (Englöv, 2011).

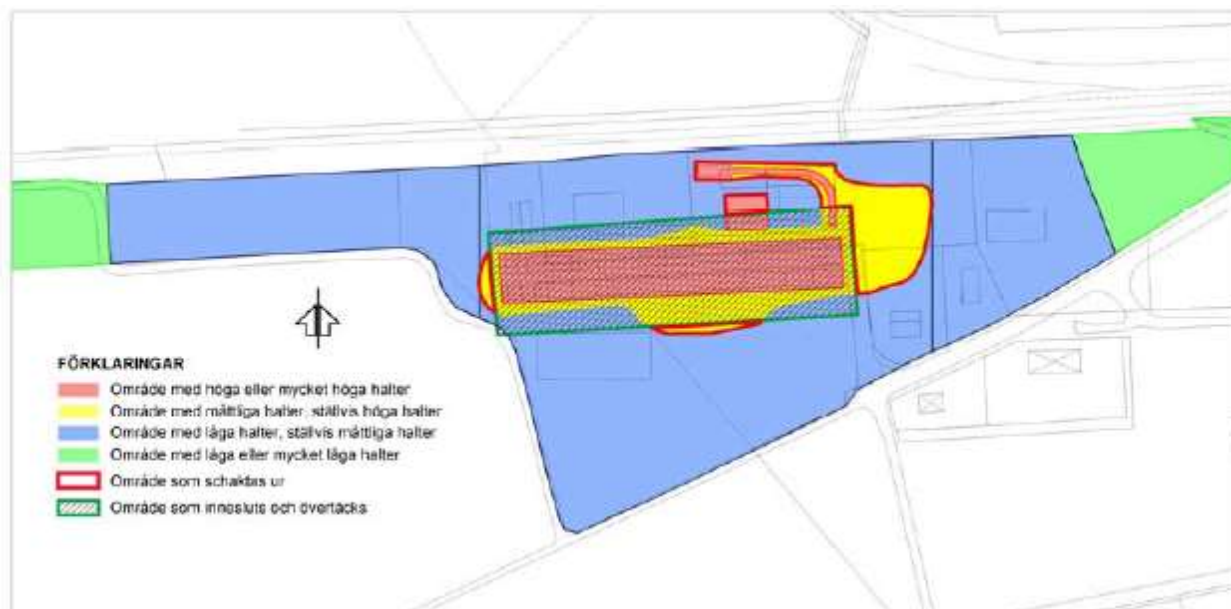
Åtgärdsalternativet kommer medföra att 1,9 – 4,1 ton föroreningar avlägsnas vilket innebär en beräknad föroreningsreduktion på 93 % för det södra området (Gustafsson, 2011). De förorenade massorna kommer transporteras med lastbil och båt till Bilfinger Bergers behandlingsanläggning i Bremen (Tyskland) och destrueras via termisk desorption (Englöv & Wickström, 2011). Efter behandlingen kommer massorna återanvändas i Tyskland till exempelvis anläggningsarbeten som bullervallar m.m. (Svensson H.-I. , 2015)

Återfyllningen kommer b.l.a. att ske med rivningsmassor från byggnaderna samt från konstaterat ren, krossad betong från sidoupplaget (Gustafsson, 2011).

Genomförande av åtgärdsalternativ 1 bedöms till 6-12 månader. Uppföljning av emissioner från området (grundvatten, ytvatten, dagvatten och spillvatten) bedöms behöva ske under 5 år (Gustafsson, 2011).

5.3 Alternativ 2

Alternativet bygger på fysisk inneslutning av de förorenade massorna. Inneslutningen sker genom att vertikal barriär byggs som omsluter betsvämmorna 1 -3, vilket omfattar ett område på ca 6 800 m². Barriären kommer bestå av naturliga material, t.ex. bentonit, och nedförs till ett djup på 4 -5 m (Gustafsson, 2011). Förorenade jordlager, med en uppskattad mäktighet på 0 – 4,5 m, utanför barriären kommer även grävas upp och placeras innanför det avskärmade området enligt figur 14. Uppskattad mängd jord som kommer schaktas upp och läggas inom barriären är 13 200 m³ (Englöv, 2011; Gustafsson, 2011).



Figur 14. Illustration över området som påverkas av efterbehandlingsalternativet (Englöv, 2011).

Efter att alla förorenade massor är samlade inom den vertikala barriären täcks ytan med ett horisontellt tätskikt samt ett övre skyddslager av lera. Övertäckningen sammanlagda mäktighet bedöms uppgå till 1,5 m varav den horisontella barriären utgör 0,5 m. Syftet med den horisontella övertäckningen är att förhindra att nederbörd tränger in till de förorenade massorna (Gustafsson, 2011).

Genomförande av åtgärdssalternativ 2 bedöms till 6 – 12 månader (Gustafsson, 2011).

Installation av en pumpanläggning kommer hantera inträngande vatten. Uppskattningsvis 250 m³ vatten/år kommer pumpas ur det inneslutna området och behandlas på plats genom ozonering. Inläckage motsvarande uppskattningsvis 200 m³/år bedöms ske genom de vertikala barriärerna och en infiltration på 5mm/år för den horisontella barriären (50 m³/år) (Elert, 2011). Pumpningen och behandlingen (uppföljning av emissioner från området) kommer behöva ske under barriärens hela livslängd som bedöms vara 100 år (Gustafsson, 2011).

Åtgärdssalternativet medför ingen reduktion av föroreningsmängden men begränsar föroreningsspridningen genom att ca 90 % av föroreningarna på södra området innesluts. På mycket lång sikt sker även en reduktion genom urlakning av föroreningar och naturlig nedbrytning. Dock beräknas föroreningsreduktionen under de 100 åren vara mycket låg (ca 10%) (Englöv, 2011; Gustafsson, 2011).

5.4 Alternativ 3

Detta alternativ är samma som alternativ 2 med skillnaden att ingen pumpning eller behandling av inträngande vatten genomförs. Alternativet innebär således en urlakning av förorenat grundvatten från det inneslutna området motsvarande 250 m³/år. Årliga kontroller och uppföljning av barriären måste genomföras under hela dess livslängd, vilken bedöms till 100 år.

Alternativet innebär samma lösning för ledningssystemen som de andra alternativen samt att dräneringssystemet på norra området kommer finnas kvar men pumpningen upphör. Detta medför att dräneringsvattnet ej leds till Landskronas reningsverk och konsekvensen blir ett mer diffust utsläpp till Braån.

5.5 Jämförelse mellan saneringsåtgärderna

Tabell 12. Bedömda nyckeltal för alternativens föroreningsreduktion, fortsatta spridning till yt- och grundvatten, genomförandetid samt ekonomiska kostnader (Gustafsson, 2011). Nollalternativet kräver miljökontroller och pumpning under 100 år till en nuvärdeskostnad på 17,15 Mkr. Denna summa ska således subtraheras från åtgärdalternativens kostnader för uppföljning och kontroll. Beräkningarna av NNV finns i bilaga 10.

Alternativ		Alternativ 0	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
Reduktion föroreningsmängd	(ton)	0	1,7-3,9	0	0
	(%)	0	93	0	0
Mängd kvar (kg)		1 900 – 4 100	140	1 900 – 4 100	1 900 – 4 100
Utsläpp till Braån (kg/år)		25-57	1,3-1,9	1,3-1,9	>1,3-1,9
Reduktion utläckage (%)		0	95	95	?
Halter i grundvattnet (µg/l)		2 400	200	2 400	2 400
Halttillskott i Braån (µg/l)		2,7	0,13	0,13	>0,13
Entreprenadtid (mån)		0	6-12	6-12	6-12
Drift och underhåll	Typ*	K,B	K	K,B,U	K,U
	Tid (år)	100	5	100	100
Investering (Mkr)		0	188	67	67
Drift & underhåll (Mkr/år)		0,3	0,3	0,5	0,3
Total nuvärdeskostnad (NNV)** (Mkr)		17,15	186,7	73,5	68,3

*K = miljökontroll; B = pumpning och behandling av vatten; U = underhåll av dräneringsledningar, pumpar och behandlingsutrustning samt underhåll av barriärer.

** NNV beräknad med en diskonteringsränta på 1,5 %.

6 MKA - BT Kemi

Poängen som tilldelats kriterierna i multikriterieanalysen (bilaga 1) samt poängens uppskattade osäkerhet baseras på tillgänglig information i tekniska rapporter och expertbedömningar i form av intervjuer. För underkriteriet markfunktion har även en fältundersökning genomförts. Poängen som tilldelats kriterierna, motiveringar för poängsättningen och uppskattad osäkerhet redovisas i bilaga 1. Hur respondenterna Bevmo och Svensson valde att poängsätta kriterierna redovisas i bilaga 2.

6.1 Markfunktioner BT Kemi

För områden som saneras och skall användas till rekreationsområde bör man tänka på markfunktionen. I den övre halvmeteren av marken bör innehållet av grovt friktionsmaterial vara så lågt som möjligt samt att det bör finnas tillräckligt med vatten och näring för marklevande organismer (Volchko, 2014 s. 790).

Den 5/3-2015 tog jag 4 prov på BT Kemis södra område med en spade. Syftet med provtagningen var att bestämma områdets markklass för att avgöra hur en sanering kommer påverka markfunktionen efter Volchko *et al.* (2014) metodik. Spaden rengjordes med vatten mellan provtagningarna för att undvika korskontaminering mellan proven. Provernas djup och position bestämdes med ett måttband i förhållande till kända punkter. Två prov skickades för analys av innehåll av potentiellt mineraliserbart kväve, fosfor och organiskt material samt för att bestämma pH och två prov insamlades för att ockulärt bedöma kornstorlekssammansättningen. På de två platser som jag provtog insamlades två prov vardera – ett som skickades till analys och ett till kornstorleksanalys. Prov 1 insamlades 36 m från sorteringshallens nordöstra hörn på djupet 0,2 m. Prov 2 insamlades ca 11 m norr om sorteringshallen på ett djup av 0,15 m. Jordproverna lades i diffusionstäta plastpåsar samt förvarades svalt och mörkt i en kylväska.

Proven för analys skickades samma dag till Alcontrol laboratorium i Linköping medan övriga två prov medtogs till Rambölls kontor i Malmö för jordartsklassificering. Båda kornstorleksproven bestämdes till moränlera (>15% lerpartiklar) med inslag av växtdelar och grövre material (t.ex. tegelbitar). Jordartsklassificering avgjordes kvalitativt genom att rulla jorden och på så sätt avgöra lerhalten. Uppskattningen genomfördes med hjälp av Elisabet Hammarlund. Innehållet av grovt material (>2 mm) bedömdes uppgå till 30 %. Resultaten av jordprovernas MKI:er redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Resultatet av jordfunktionsutvärderingen av BT Kemis södra område. GM: Innehåll av grovt material. OS: Innehåll av organiskt material. TV: Tillgänglig vattenkapacitet. NH4-N: Innehåll av mineraliserbart kväve. P: Innehåll av fosfor. Poängen visar hur de enskilda markkvalitetsindikatorerna påverkar markens förmåga till primärproduktion. Rosa-gul-gröna färger korrelerar med dåliga-mellan-bra jordkvalitet. Dålig jordkvalitet = 0-0,3; Mellan = 0,3-0,7; Bra = 0,7-1 (Volchko, 2013).

		Prov	1	2
		Djup (cm)	20	15
		Namn	Moränlera	Moränlera
Metod	Kvalitativ uppskattning	GM (%)	30	30
		GM Poäng	0,5	0,5
Metod	SS-EN 12879-1	OS (%)	3,6	3,1
		OS Poäng	0,3	0,2
Volymvikt	1,92 (g/cm ³)	TV (%)	15	15
		TV Poäng	0,4	0,4
Metod	SS-ISO 10390-2:2007	pH	8,5	8,6
		pH Poäng	0,01	0,01
Metod	St.Methods 18th 4500B+E	NH4-N (mg/kg)	<100	<100
		N Poäng	0,01	0,01
Metod	SS-EN ISO 11885-2:2009	P (mg/kg)	430	400
		P Poäng	1,0	1,0
Metod	Medelvärde	Index	0,37	0,35
		Jordklass	Mycket dålig	Mycket dålig

Markens jordklass vid provpunkterna erhöles genom att beräkna medelvärdet av markkvalitetsindikatorerna. För bägge provpunkterna visade sig jordklassen vara mycket dålig (medelvärde 0,37; 0,35) (tabell 2). Indikatorerna som hade sämst värden i båda proven var innehåll av organiskt material, pH och innehåll av mineraliserbart kväve.

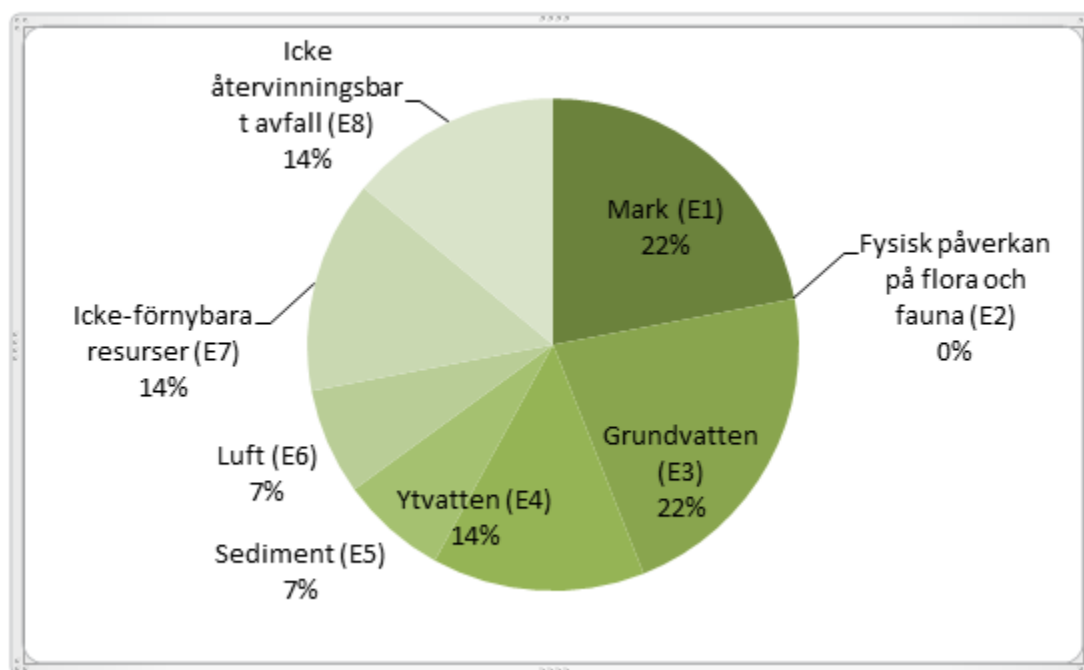
Att södra områdets jordklass är mycket dålig är inte förvånande då markens översta del utgöres av fyllnadsmassor.

För samtliga åtgärdsalternativ gäller att marken kommer att övertäckas med 1 m ren jord efter genomförd sanering. Det är dock okänt vilken jordart som kommer användas. Vid en försiktig bedömning uppskattade jag att markkvalitetsklassen på den rena jorden minst kommer vara av medium kvalitet. Detta ger en mycket positiv effekt på markfunktionen (uppskattad till +7) för samtliga åtgärdsalternativ (figur 4; bilaga 1).

Jag genomförde inga känslighetsanalyser på de erhållna värdena för markklass eller markkvalitetsindex då det insamlade dataunderlaget (två prov) bedömdes vara för litet för att det skulle vara meningsfullt.

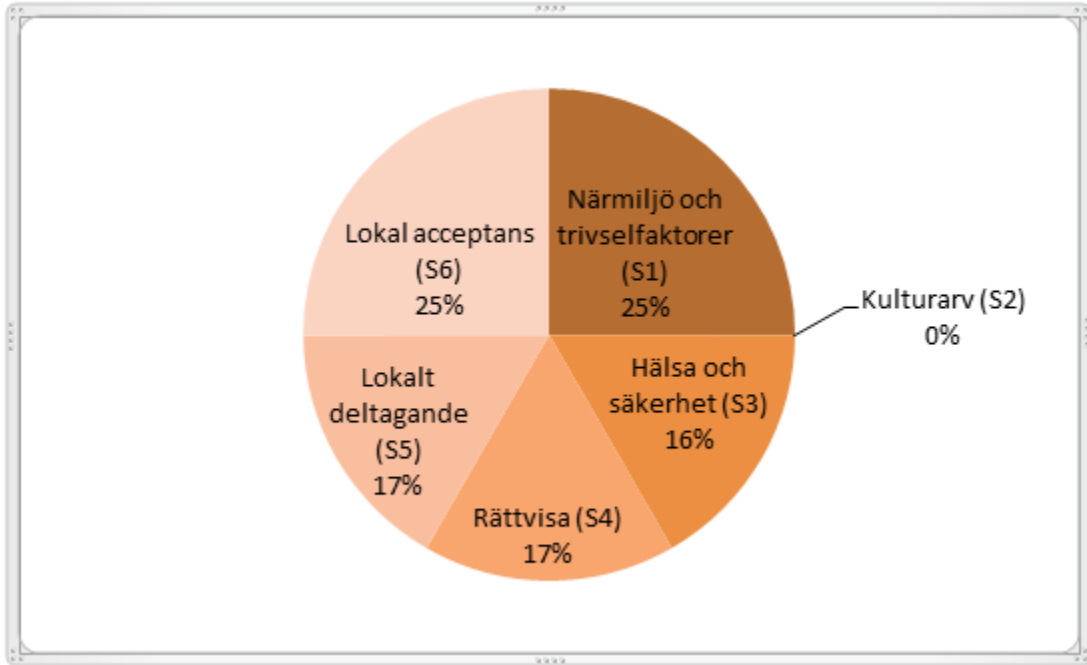
6.2 Viktning av kriterierna

Viktningen av den ekologiska och sociala dimensionen genomförde jag i samråd med Elisabet Hammarlund. Nyckelkriterierna *E1. Mark* och *E3: Grundvatten* tilldelades högst värde. I dessa båda medier återfinns föroreningarna och att sanera dem bedöms vara av största vikt. Nyckelkriteriet *E2. Fysisk påverkan på flora och fauna* anser jag vara irrelevant då det inte finns några skyddsvärda arter. Lägst faktiskt vikt tilldelades kriterierna *E5. Sediment* då sedimenten i Braån i stort sett förefaller vara opåverkat av föroreningar från BT Kemi och *E6. Luft* då samtliga åtgärdsalternativ antas leda till låga luftemissioner. Övriga kriterier i den ekologiska dimensionen tilldelades samma vikt (figur 15).



Figur 15. Viktningen av nyckelkriteriernas betydelse i den ekologiska dimensionen för det södra området.

Inom den sociala dimensionen tilldelades kriterierna *S1. Närmiljö och trivselfaktorer* och *S6. Lokal acceptans* störst vikt. BT Kemi-skandalen är välkänd i Teckomatorp och lokalbefolkningen vill att området blir slutsanerat en gång för alla. Att valet av åtgärdsalternativ är väl förankrat hos lokalbefolkningen är därför viktigt samt att området efter sanering lever upp till de förväntningar som finns gällande föroreningssreduktion och estetik. Då inget som kan räknas som kulturarv finns på det södra området tilldelades kriteriet *S2. Kulturarv* ingen vikt. Övriga kriterier tilldelades ungefär samma vikt (figur 16).

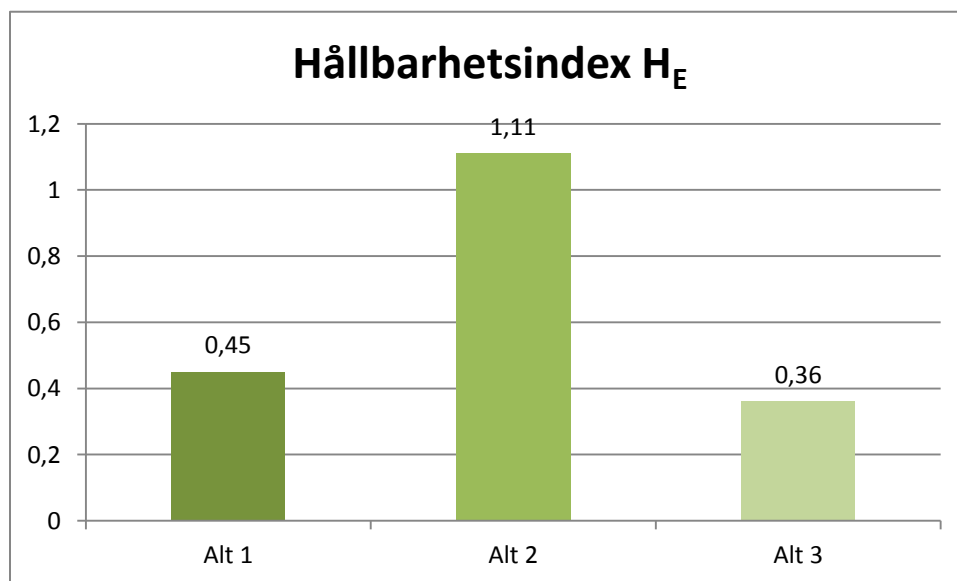


Figur 16. Viktningen av nyckelkriteriernas betydelse i den sociala dimensionen för det södra området.

7 Resultat

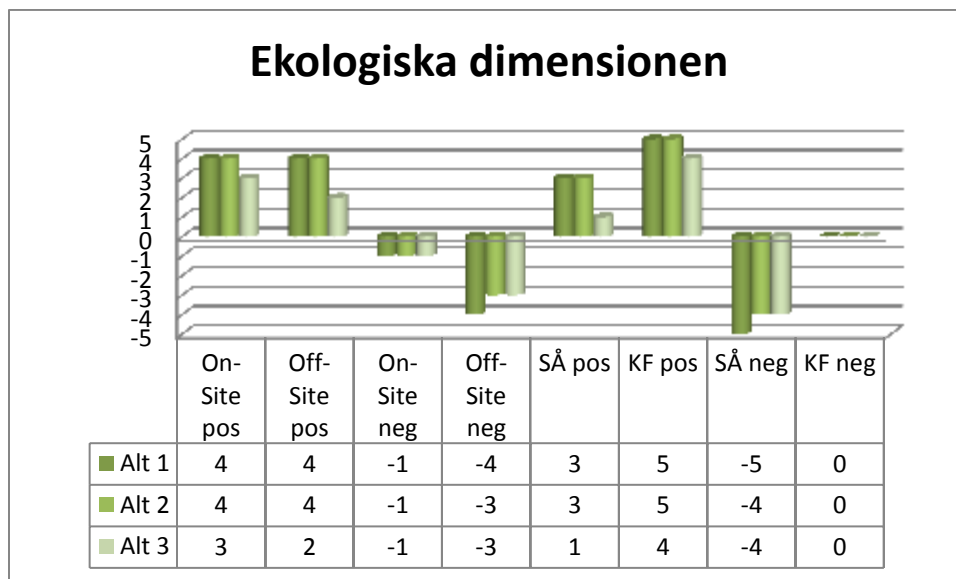
7.1 Ekologiska dimensionen

Alternativ 2 fick högst värde i den ekologiska dimensionens hållbarhetsindex (figur 17). Alla åtgärdsalternativ leder dock mot ökad hållbarhet jämfört med nollalternativet. Förklaringen till att alternativ 2 erhöll högst värde, trots att alternativet innebär att föroreningarna är kvar på området, beror främst på de höga negativa poäng alternativ 1 tilldelades i vissa underkriterier. Alternativ 1 innebär en kraftig förbrukning av icke-förnyelsebara naturresurser. Förbrukningen sker dels när området återfylls med rena massor men också vid transporterna av de förorenade massorna till Bremen. Behandlingsmetoden termisk desorption innebär också en hög energiförbrukning (bilaga 1). När alternativ 3 tilldelades positiva poäng, var de i regel lägre än vad som tilldelades de två andra åtgärdsalternativen (bilaga 1). Det beror på att alternativet innebär en fortsatt föroreningsspridning i området då obehandlat, förorenat vatten läcker ut från barriären under ca 100 år fram i tiden. Alternativ 3 erhöll således lägst värde i hållbarhetsindexet.



Figur 17. Hållbarhetsindex över åtgärdsalternativen i den ekologiska dimensionen.

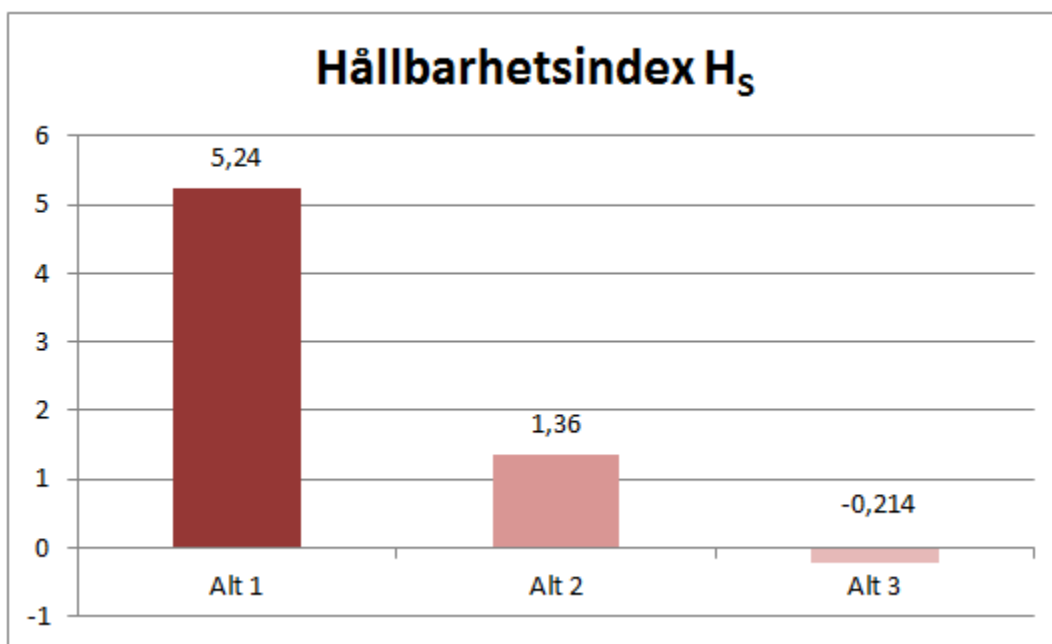
Det är ingen större skillnad mellan åtgärdsalternativens positiva och negativa effekter i den ekologiska dimensionen. Alternativ 2 har 1 mindre negativ off-site effekt jämfört med alternativ 1 samt 1 mer positiv on-site effekt och 2 fler positiva off-site effekter än alternativ 3 (figur 18).



Figur 18. Åtgärdsalternativens antal positiva och negativa effekter i den ekologiska dimensionen. Antalet negativa och positiva effekter on-site och off-site redovisas såväl som antalet effekter på källföroreningen (KF) och som saneringsåtgärden (SÅ) innebär.

7.2 Sociala dimensionen

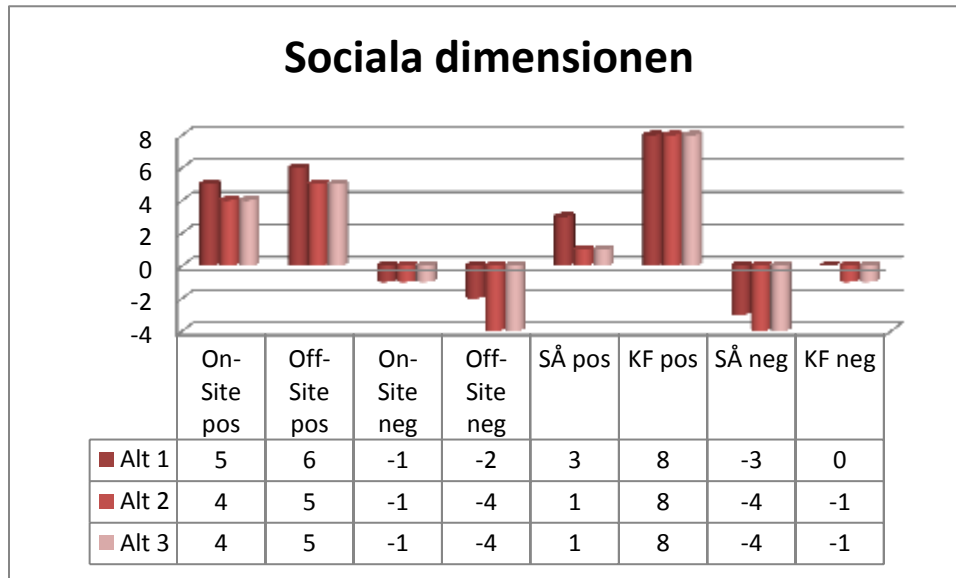
Alternativ 1 har högst värde i den sociala dimensionens hållbarhetsindex (figur 19). Lägst värde fick alternativ 3 som innebär ett negativt hållbarhetsindex. Det innebär att alternativet leder från hållbar utveckling i jämförelse med nollalternativet. Alternativ 1 och 2 leder båda mot ökad hållbarhet.



Figur 19. Hållbarhetsindex över åtgärdsalternativen i den sociala dimensionen.

Att alternativ 1 fick högst hållbarhetspoäng beror på att acceptansen för alternativet förmodas vara mycket stor, i nyckelkriteriet *S6. Lokal acceptans*, medan acceptansen för de två andra alternativen är mycket låg. Även i nyckelkriteriet *S4. Rättvisa* erhåller alternativ 1 betydligt högre poäng än övriga alternativ (bilaga 1). Att alternativ 3 innebär ett negativt hållbarhetsindex beror på dess överlag låga positiva effekter och kraftigt negativa effekter (bilaga 1).

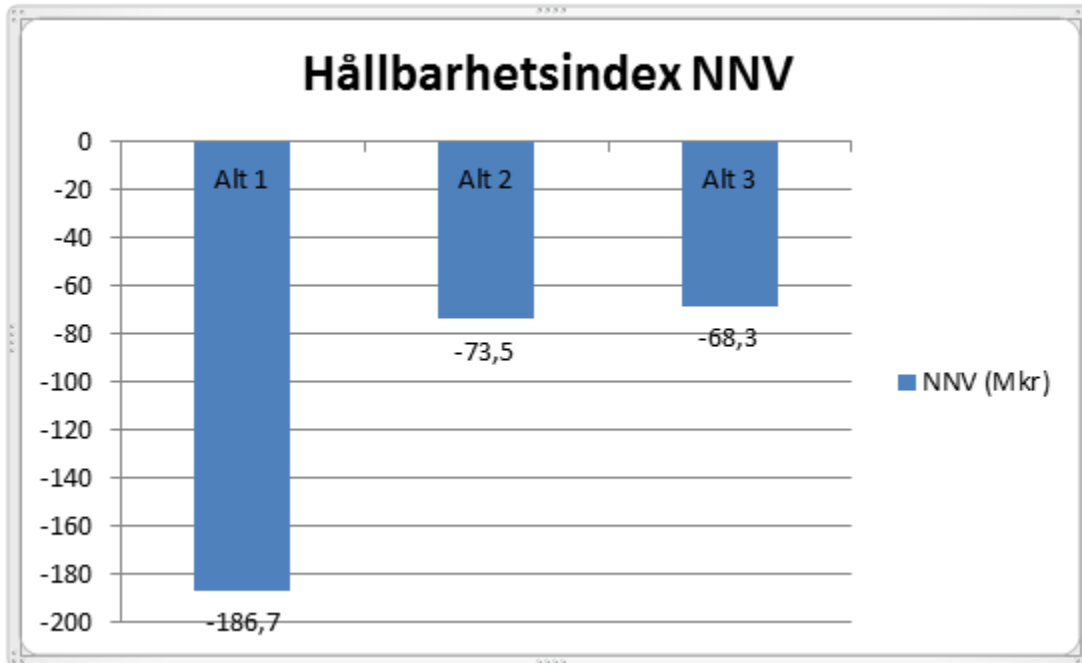
Alternativ 1 antas innebära en mer positiv effekt både on- och off-site jämfört med de andra åtgärdsalternativen samt två färre negativa effekter off-site (figur 20). Alternativ 2 och 3 har exakt samma fördelning mellan positiva och negativa effekter.



Figur 20. Åtgärdsalternativens antal positiva och negativa effekter i den sociala dimensionen. Antalet negativa och positiva effekter on-site och off-site redovisas såväl som antalet effekter på källföroeningen (KF) och som saneringsåtgärden (SÅ) innebär.

7.3 Ekonomiska dimensionen

Inget av åtgärdsalternativen är samhällsekonomiskt lönsamt då samtliga NNV var negativa (figur 21). Att alternativ 1 kostar betydligt mer än övriga alternativ beror främst på alternativets höga investeringskostnad. Även för sekundärkostnaden *K3b. Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet* medför alternativ 1 avsevärt högre kostnader än de andra åtgärdsalternativen p.g.a. större koldioxidutsläpp. För *K1b. Övervakning och uppföljning* medför dock alternativ 1 betydligt lägre kostnader än övriga alternativ (tabell 14). Miljökontroller behöver endast bedrivas i 5 år jämfört med 100 år för de två andra alternativen vilket innebär en besparing på ca 24 Mkr (bilaga 1).



Figur 21. Åtgärdsalternativen hållbarhetsindex i den ekonomiska dimensionen. NNV redovisas i Mkr.

Nyttorna som åtgärdsalternativen kan medföra var svåra att monetarisera. Flera av nyttorna, t.ex N2c. *Minskad oro* och N3a. *Ökade möjligheter till rekreation på området*, kommer sannolikt påverkas mycket positivt av saneringsåtgärderna men att sätta ett monetärt värde på dem är mycket svårt. Även N2a. *Minskade akuta hälsorisker* och N2b. *Minskade icke-akuta hälsorisker* var svåra att monetarisera. Dels då nollalternativet är ett inhägnat område vilket innebär att få människor exponeras för föroreningarna och dels p.g.a. att kostnadsnyttoanalysen beräknar hur många statistiska liv som räddas av den minskade cancerisken som saneringsåtgärden leder till. Ingen av de vanligast förekommande föroreningarna på BT Kemis södra område är bevisat karcinogena. Mina beräkningar av N2b. (se bilaga 5) utgår därför ifrån med hur mycket dioxinexponeringen, som är bevisat karcinogen, minskas. Dioxinhalten på området är dock förhållandevis låga jämfört med andra föroreningar.

Tabell 14. Åtgärdsalternativens nyttor och kostnader som monetariserats samt uträknade NNV. Alla värden har diskonterats med en kalkylräntan på 1,5 %. Nollalternativets kostnad har dragits av från övriga alternativ.

	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Nollalternativ
N2b. Minskade icke-akuta hälsorisker	+0,0002	+0,0002	+0,0002	0
K1a. Investeringskostnad för åtgärdsalternativen	-187,3	-64,3	-60,7	0
K1b. Övervakning och uppföljning	-1,44	-26,331	-24,783	-17,15
K2b. Ökade hälsorisker beroende på transporter till följd av saneringsarbetet	-0,117	0	0	0

K3b. Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet	-14,997	-0,0445	-0,0438	0
Uträkning	17,15+0,0002-(187,3+1,44+0,117+14,997)	17,15+0,0002-(64,3+26,331+0,0445)	17,15+0,0002-(60,7+24,783+0,0438)	
NNV	-186,7	-73,5	-68,3	-

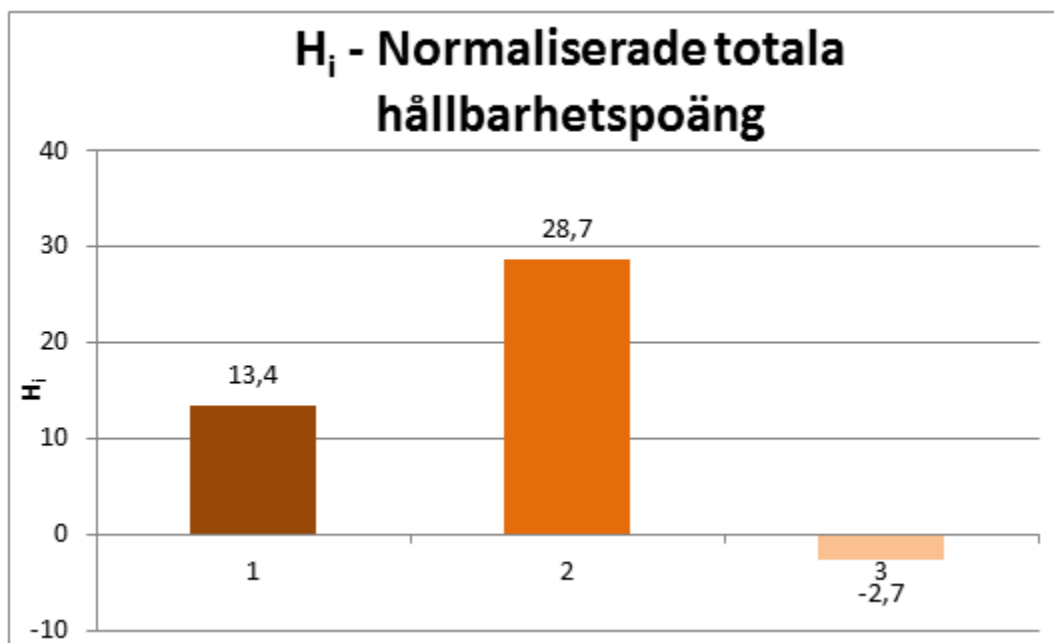
Beräkningarna som ligger till grund för kostnads-nyttoanalysen hittas i bilagorna 4-8.

7.4 Normaliserade hållbarhetspoäng

Figur 22 visar resultatet av åtgärdsalternativens normaliserade hållbarhetspoäng (H_i). Alternativ 2 har högst poäng och är det alternativ som mest gynnar hållbar utveckling. Det beror på att alternativet har högst poäng i den ekologiska dimensionen, en positiv poäng i den sociala dimensionen samtidigt som alternativet medför lägre kostnader än alternativ 1.

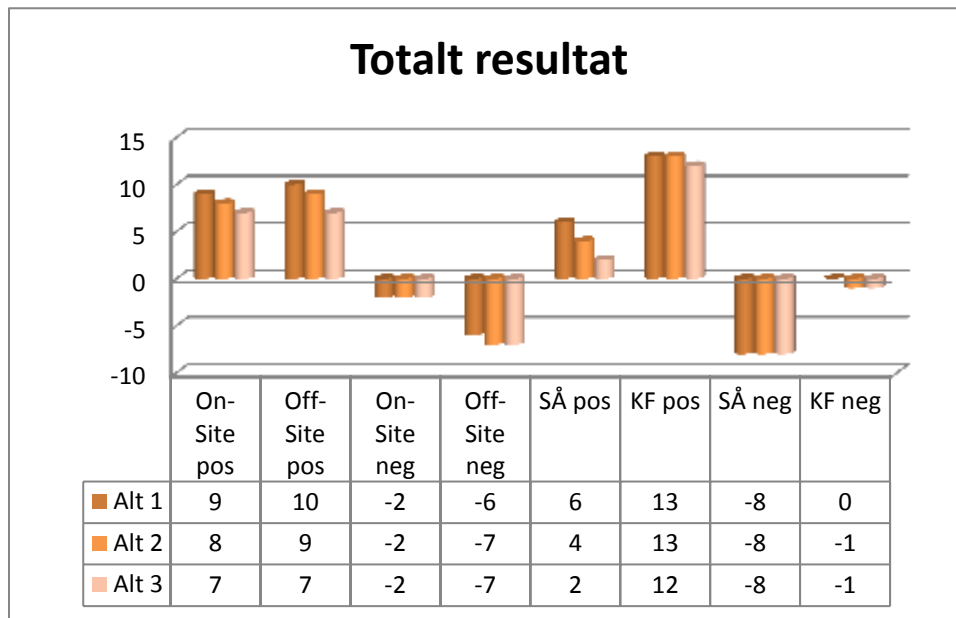
Inget av åtgärdsalternativen leder till stark hållbar utveckling då alla har ett negativt NNV i den ekonomiska dimensionen. Även på nyckel- och underkriterium nivå sker en kompensation mellan positiva och negativa effekter. Figur 23 visar dock att alternativ 1 och 2 medför fler positiva effekter än negativa såväl on- som off-site.

Alternativ 3 är det enda alternativet som har ett negativt hållbarhetspoäng och leder bort från hållbar utveckling jämfört med referensalternativet. Det är även det alternativ med minst positiva effekter on- och off-site (figur 22 och 23).



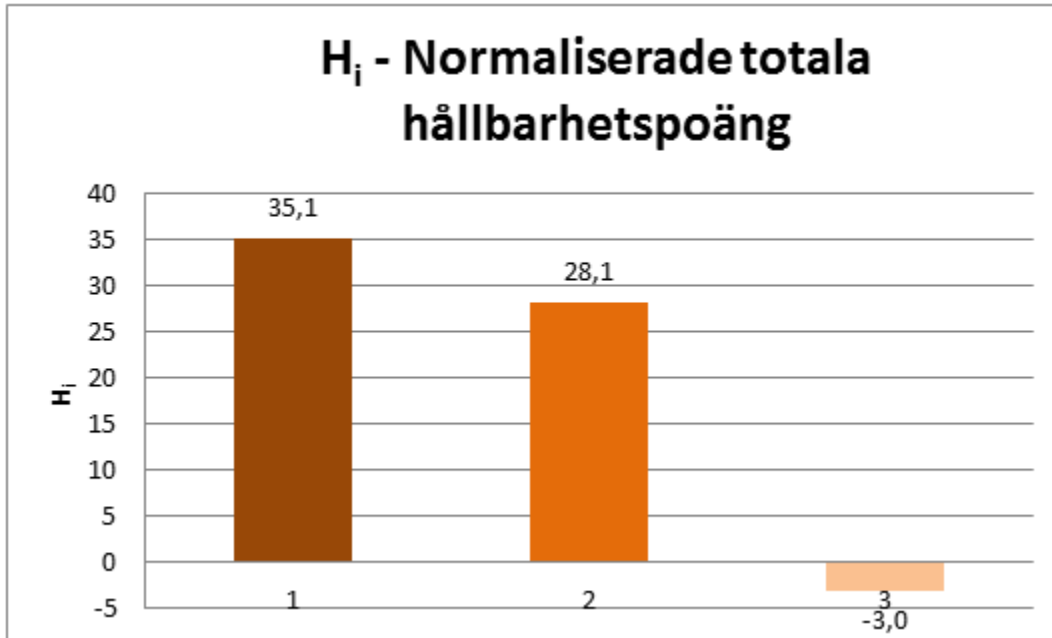
Figur 22. Åtgärdsalternativens normaliserade hållbarhetspoäng (H_i).

Sammanfattningsvis är alternativ 2 det som mest gynnar hållbar utveckling med drygt dubbel så stor hållbarhetspoäng, 28,7, som alternativ 1, 13,4. Inget av alternativen leder dock mot stark hållbarhet.



Figur 23. Åtgärdsalternativens samtliga antal positiva och negativa effekter. Antalet negativa och positiva effekter On-Site och Off-Site redovisas såväl som antalet positiva och negativa effekter på källföroreningen (KF) och som saneringsåtgärden (SÅ) innebär.

I mina beräkningar tilldelades dimensionerna i hållbar utveckling samma vikt då det antogs att de var lika betydelsefulla. SCORE-metoden tillåter dock en ojämn viktning om någon dimension kan motiveras vara mer betydelsefull än de andra. Det skulle kunna motiveras att den sociala dimensionen borde tilldelas en större tyngd än övriga dimensioner då attitydundersökningarna visade att Teckomatorp är väldigt belastat av BT Kemi-skandalen. Uppmätta halter av föroreningar i Braån har även visat sig vara lägre än tidigare befarat vilket kan motivera att den ekologiska dimensionens betydelse bör sänkas. Om den sociala dimensionen således tilldelas vikten 0,5 och de två andra 0,25 vardera kommer alternativ 1 istället erhålla den högsta normaliserade totala hållbarhetspoängen (figur 24).



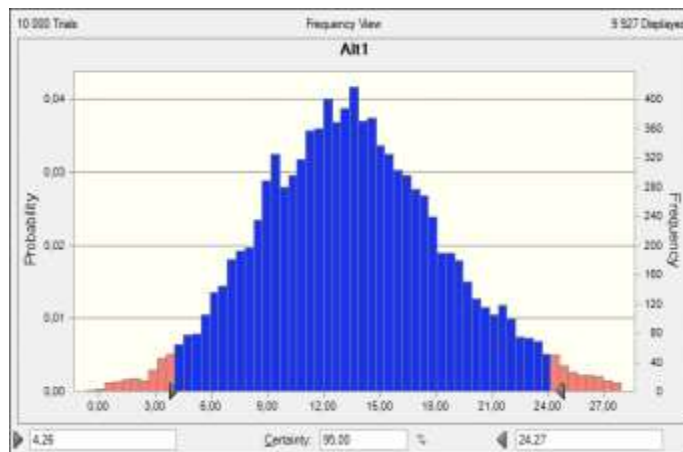
Figur 24. Åtgärdsalternativens H_i om den sociala dimensionen tilldelas större vikt (0,5) än övriga (0,25).

Resultatet belyser hur viktigt det är att noga tänka igenom och motivera viktningen av dimensionernas betydelse.

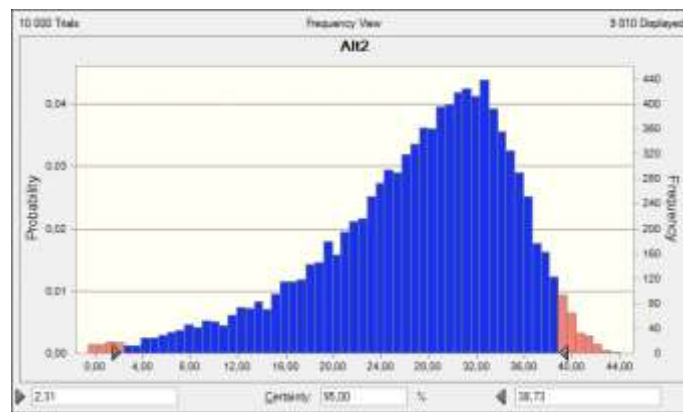
7.5 Osäkerhets- och känslighetsanalyser

Osäkerheter vid poängsättningen av dimensionernas underkriterier samt uppskattade MLV i kostnads-nyttoanalysen hanterades med Monte Carlo-simuleringar. Simuleringarna genomfördes i Oracle Crystal ball – ett tillägsprogram till Excel.

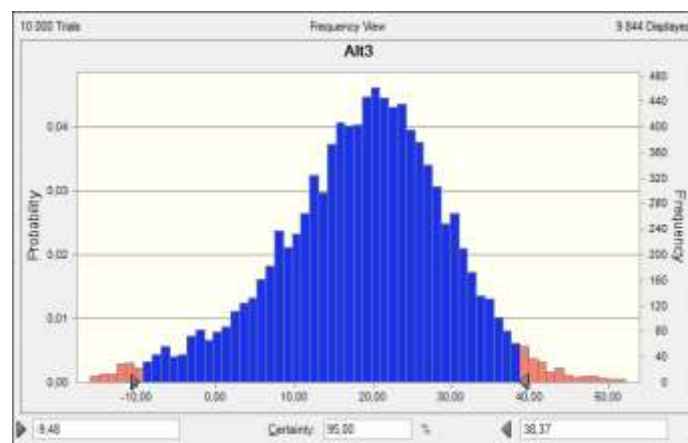
Efter att underkriteriernas poäng omvandlats till betafördelningar och kostnads-nyttoanalysens sekundärkostnader och nyttor omvandlats till lognormalfördelningar, beräknades alternativens normaliserade hållbarhetspoäng upprepade gånger (iterationer). Jag valde 10 000 iterationer för simuleringen. Efter genomförd Monte Carlo-simulering erhöles åtgärdsalternativens sannolikhetsfördelningar (figur 25, 26 och 27).



Figur 25. Åtgärdalternativ 1:s sannolikhetsfördelning efter genomförd Monte Carlo-simulering.

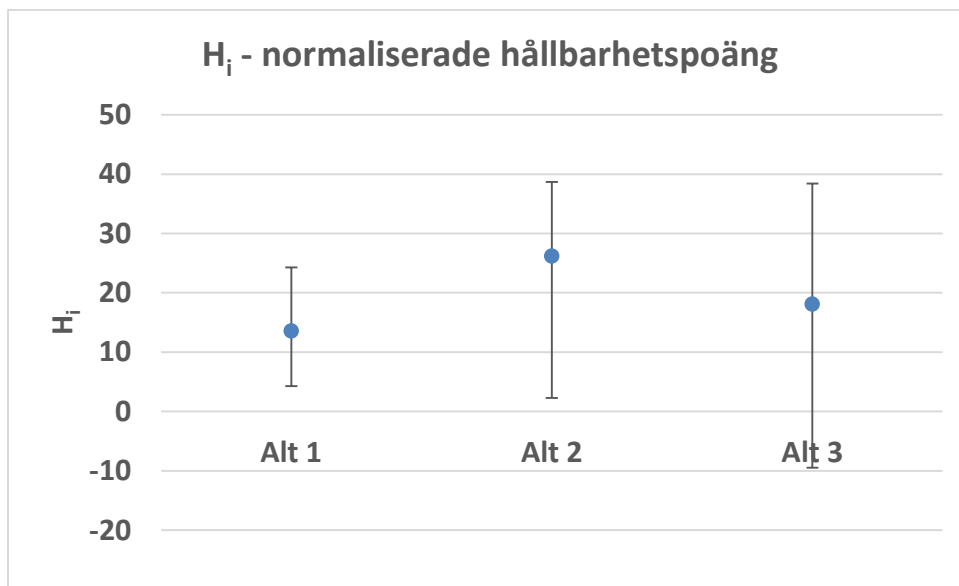


Figur 26. Åtgärdalternativ 2:s sannolikhetsfördelning efter genomförd Monte Carlo-simulering.



Figur 27. Åtgärdalternativ 3:s sannolikhetsfördelning efter genomförd Monte Carlo-simulering.

Simuleringen visade att osäkerheter är förknippade med samtliga alternativ men framförallt för alternativ 2 och 3 (figur 28 och tabell 15).

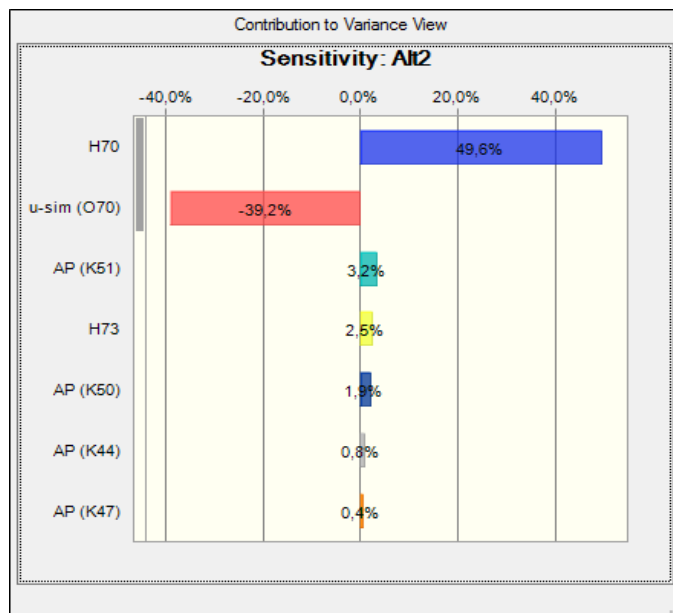


	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
P05	4,3	2,3	-9,5
Medelvärde (μ)	13,6	26,2	18,1
P95	24,3	38,7	38,4

Figur 28 & tabell 15. Resultatet från Monte Carlo-simuleringarna av åtgärdalternativens hållbarhetspoäng med redovisat 95%-igt konfidensintervall.

Figur 28 visar att stora osäkerheter är förknippade med åtgärdsalternativens hållbarhetspoäng. Inget alternativs H_i är statistiskt signifikant högre eller lägre än de andra.

För alternativ 2, som fick högst normaliserat totalt hållbarhetspoäng, genomfördes en känslighetsanalys med syfte att se vilka ingående värden som påverkade slutresultatet mest. Resultatet av känslighetsanalysen presenteras i figur 29.



Figur 29. Resultatet från känslighetsanalysen av alternativ 2. H-70: Investeringskostnad för alternativ 1 (K1a). O-70: Investeringskostnad för alternativ 2 (K1a). K51: Lokal acceptans KF off-site för alternativ 2 (S6). H73: Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet för alternativ 1 (K3b). K50: Lokal acceptans SÅ off-site för alternativ 2 (S6). K44: Rättvisa KF on-site för alternativ 2 (S4). K47: Lokalt deltagande SÅ off-site för alternativ 2 (S5).

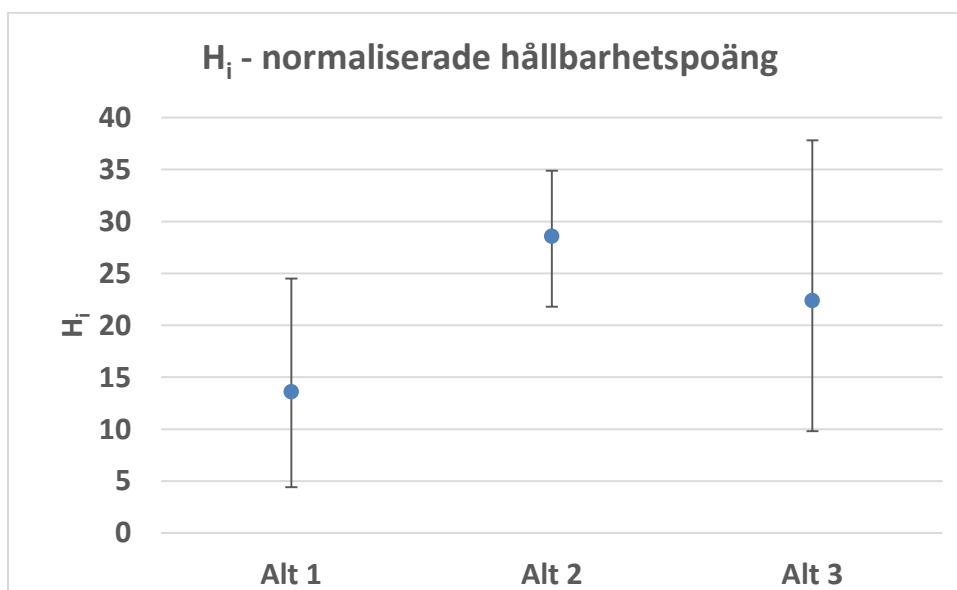
Figur 29 visar att *Investeringskostnad* för alternativ 1 och 2 är de två kriterier som har absolut störst påverkan på alternativets H_i . Tillsammans står de för 88,8 % av den totala påverkan. Att värden från alternativ 1 är med i känslighetsanalysen beror på att då ett alternativs normaliserade hållbarhetspoäng beräknas divideras alternativets hållbarhetsindex med det högsta totala hållbarhetsindexet för alla åtgärdsalternativ, vilket alternativ 1 har i den ekonomiska dimensionen. För samtliga alternativ är *Investeringskostnaden* den enskilt största sekundärkostnaden vilket medför att de har störst påverkan på alternativens NNV.

Investeringskostnaden för alternativ 1 har störst enskilt störst påverkan (49,6 %) på slutresultatet (figur 29). Om alternativets investeringskostnad stiger kommer alternativ 2 vara ännu mer fördelaktigt då det blir billigare i förhållande till alternativ 1. Alternativ 2 kommer således gynna hållbar utveckling ännu mer. Figur 29 visar även att det omvända gäller. Det andra kriteriet med störst påverkan är investeringskostnaden för alternativ 2 (39,2 %). För detta kriterie gäller ett negativt samband, d.v.s. att ju mer kriteriet ökar desto lägre H_i kommer alternativ 2 att erhålla.

Det fjärde största kriteriet i känslighetsanalysen är den beräknade kostnaden för koldioxidutsläpp för alternativ 1. De övriga kriterierna med störst påverkan i känslighetsanalysen är uppskattade värden i nyckelkriterierna *Lokal acceptans*, *Rättvisa* och *Närmiljö och trivselfaktorer* från det andra åtgärdsalternativets sociala dimension.

7.5.1 Alternativ osäkerhetsfördelning

Då investeringskostnaden för åtgärdsalternativen hade en så stor påverkan över den normaliserade totala hållbarhetspoängen valde jag att genomföra en ny osäkerhetsanalys där jag omdefinierade osäkerheten på *investeringskostnaden* från medium till låg. Resultatet ses i figur 30 och tabell 16.

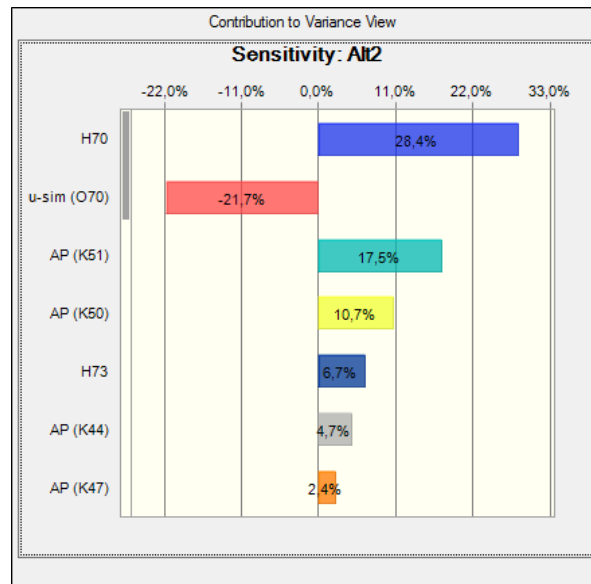


	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
P05	4,4	21,8	9,8
Medelvärde (μ)	13,6	28,6	22,4
P95	24,5	34,9	37,8

Figur 30 och tabell 16. Åtgärdsalternativens normaliserade totala hållbarhetspoäng med redovisat 95%-igt konfidensintervall när osäkerheten för investeringskostnaden har ändrats från medium till låg.

För alternativ 1 ändras varken medelvärde eller gränserna för konfidensintervallet nämnvärt. De båda andra alternativens undre konfidensintervall höjs dock kraftigt vilket medför att alternativ 2 är nära att ha ett statistiskt signifikant högre hållbarhetspoäng än alternativ 1. Konfidensintervallets undre gräns för alternativ 3 höjs även kraftigt (från -9,5 till 9,8). Resultatet bekräftar den stora påverkan som åtgärdsalternativens investeringskostnad har på slutresultatet.

Jag genomförde en ny känslighetsanalys för alternativ 2 för att se hur den ändrade osäkerheten inverkar på slutresultatet. Resultatet redovisas i figur 31.



Figur 31. Resultatet från känslighetsanalysen av alternativ 2 med låg osäkerhet på investeringskostnaden. H-70: Investeringskostnad för alternativ 1 (K1a). O-70: Investeringskostnad för alternativ 2 (K1a). K51: Lokal acceptans KF off-site för alternativ 2 (S6). K50: Lokal acceptans SÅ off-site för alternativ 2 (S6). H73: Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet för alternativ 1 (K3b). K44: Rättvisa KF on-site alternativ 2 (S4). K47: Lokalt deltagande SÅ off-site för alternativ 2 (S5).

Känslighetsanalysen visar att investeringskostnadens påverkan på slutresultatet minskar med en lägre osäkerhet vilket var förväntat. Som en naturlig följd ökar även övriga kriteriers påverkan över slutresultatet (figur 31).

8 Diskussion

8.1 Resultat

Alternativ 2 fick högst normaliserat totalt hållbarhetspoäng och är därför det alternativ som mest gynnar hållbar utveckling. Att alternativ 2 erhöll det högsta poänget beror på att alternativet inte innebär en lika hög resursförbrukning som alternativ 1 samtidigt som att anläggningen av en barriär är betydligt mindre kostsamt än att gräva upp de förorenade massorna. Därför fick alternativ 2 högre poäng än alternativ 1 i både den ekologiska och ekonomiska dimensionen. Lägst hållbarhetspoäng fick alternativ 3 vilket främst beror på alternativets låga poäng i den sociala dimensionen som har sin grund i att lokalsamhällets acceptans förmodas vara mycket lågt för alternativet. Även i den ekologiska dimensionen erhöll alternativ 3 generellt lägre poäng än övriga alternativ då alternativet innebär fortsatt föroreningsspridning. Inget av åtgärdsalternativen leder dock mot stark hållbarhet då inget av dem erhöll positiva värden i samtliga dimensioner.

I min utvärdering viktades dimensionerna som lika betydelsefulla. I slutändan är det upp till beslutsfattare och utövarna av SCORE-metoden att avgöra vad syftet med efterbehandlingen är och om någon av dimensionerna av hållbar utveckling borde anses som mer betydelsefull. I min alternativa utvärdering erhöll exempelvis alternativ 1 högst poäng (figur 24) om en större vikt tilldelades den sociala dimensionen. Exemplet belyser hur viktigt det är att tänka igenom dimensionernas och kriteriernas viktning då viktningen har en mycket stor påverkan över slutresultatet.

Resultatet visade även att alternativens normaliserade totala hållbarhetspoäng var förenade med stora osäkerheter. Inget av alternativen visade sig vara signifikant bättre eller sämre än något annat (figur 28). Mitt resultat bör således tolkas med stor försiktighet. Även i Volchko *et al.* (2014b) har det vinnande åtgärdsalternativet i majoriteten av fallstudierna inte statistiskt signifikant högre hållbarhetspoäng än de andra alternativen. Det förefaller således vara ett vanligt utfall i SCORE-metoden. Sannolikt beror det på att metoden kräver att många ingående poster ska värderas med både poäng och nivåer av osäkerhet. Med så stora mängder data av vitt skild karaktär är det svårt att nå signifikanta resultat.

Vidare var det intressant att känslighetsanalysen visade att åtgärdsalternativens investeringskostnad var den post med störst påverkan över slutresultatet. Något förvånande var även att Monte Carlo-simuleringarna resulterade i ett mycket högre medelvärde för alternativ 3:s normaliserade totala hållbarhetspoäng än när jag själv beräknade det –vilket troligtvis beror det på alternativets låga kostnad i förhållande till alternativ 1. Konfidensintervallet var dock mycket bredare för alternativ 3 än alternativ 1 vilket visar att en större osäkerhet är förknippat med alternativets resultat.

Att investeringskostnaden är det kriterium med störst påverkan var tydligt när dess osäkerhet ändrades från medium till låg. Alternativ 1 påverkades marginellt medan osäkerheten för alternativ 2 minskades genom att konfidensintervallets undre gräns markant höjdes vilket resulterade i att alternativ 2 var mycket nära att nå en signifikant högre hållbarhetspoäng än alternativ 1 (figur 30). Även alternativ 3:s undre konfidensintervallgräns höjdes kraftigt med en låg osäkerhet för investeringskostnaden. Vid omdefinierad osäkerhet ledde alternativ 3 till enbart positiva hållbarhetspoäng och förefaller vara ett mer hållbart än alternativ 1 om än med stor osäkerhet.

Den ekonomiska dimensionen, främst i form av sekundärkostnaden *Investeringskostnad*, har således haft en stor påverkan på mitt resultat. Alternativens NNV måste dock betraktas med skepsis då många av posterna som ingår i den ekonomiska dimensionen inte kunde monetariserats. Den bristfälliga utvärderingen gäller främst nyttorna som i

många fall var svåra att sätta ett värde på. Alternativ 1 skulle också gynnas mest av nyttorna då föroreningarna helt avlägsnas från området, vilket sannolikt påverkade alternativets totala normaliserade hållbarhetspoängen negativt i min analys. Om nyttorna hade kunnat monetariseras i större omfattning skulle alternativ 1:s NNV höjas och påverka alternativets hållbarhetspoäng positivt i förhållande till de andra alternativen.

Slutresultatet hade säkert även blivit mer representativt om jag intervjuat fler intressenter som lokalbefolkning, kommuntjänstemän och personer involverade i projektet. Av tidsskäl var jag tvungen att begränsa mig men resultatet hade blivit mer representativt om fler åsikter och synpunkter framkommit.

Ytterligare en aspekt som påverkade mitt resultat var att det ibland saknades viktig information för att kunna göra en relevant bedömning. Exempelvis är det enligt E. Sköld okänt vilket återfyllnadsmaterial som kommer användas vid en eventuell urgrävning (personlig kommunikation, 5 mars, 2015). Informationen är relevant för att kunna utvärdera underkriterierna markfunktion samt *E6. Luft*. Jag fick istället försöka göra ett antagande om kvaliteten på återfyllnadsmassorna. Det är dock inte ovanligt att information saknas vid arbetet med en MKA. SCORE-metoden är fortfarande i utveckling och enligt Rosén *et al.* (2014) arbetas det med hur metoden bättre kan hantera problemet med saknade uppgifter.

8.2 Utvärdering av metod

I takt med att kunskapen ökat om att själva efterbehandlingsåtgärderna kan leda till negativa konsekvenser för människa och miljö har intresset för hållbar sanering stigit (Brinkhoff, 2011). Min uppsats har visat att SCORE-metoden kan användas för att på ett strukturerat sätt belysa hur efterbehandlingsåtgärder påverkar hållbar utveckling. Den stora fördelen med metoden är att den kan väga samman såväl kvantitativ som kvalitativ data till ett tydligt slutresultat på ett förhållandevis entydigt sätt. I SCORE-metoden ingår även en färdig uppsättning kriterier som ska utvärderas vilket innebär en tidsbesparing för utövaren, att resultaten behandlas med en osäkerhetsanalys samt att metoden tillåter alternativ viktning av dimensionerna så att utövaren själv kan bestämma vilka delar av hållbar utveckling som bör prioriteras. Samtidigt erbjuder metoden flexibilitet då den tillåter att utövaren själv tar fram egna underkriterier ifråga om t.ex. påverkan on- och off-site (Rosén *et al.*, 2014).

I Brinkhoffs (2011) rapport om hållbar sanering förs argumentet fram att ett mycket viktigt inslag i en MKA är att intressenter involveras på ett transparent sätt. Detta förordas även i SCORE-metoden då såväl poängsättning som viktning av kriterierna bör baseras på intressenters åsikter (Volchko, 2014b). Ett transparent tillvägagångssätt ökar sannolikt också chanserna att det valda efterbehandlingsåtgärden accepteras av en bred majoritet. Samtidigt kan det finnas svårigheter med att hantera motstridiga intressen och få alla intressenter att nå konsensus (Volchko *et al.* 2014) samt att människor resonerar olika –vilket mina intervjuer med Bevmo och Svensson visade. Bevmo nämnde även just transparens som en anledning till att saneringen av BT Kemis norra område blev så lyckad. De förde en ständig dialog med allmänheten och informerade om förändringar som uppkom. Ytterligare en aspekt som Bevmo nämnde gällande transparens var att det vid stora saneringsprojekt är väldigt viktigt att vara ärlig mot lokalbefolkning och intressenter. Det är inte önskvärt att försöka ge sken av att ha svar som inte finns på frågor. Däremot menade han att det inte är något fel med att försöka övertyga människor om det åtgärdsalternativ som man själv tror på är det mest fördelaktiga, även om det är impopulärt, så länge som en ärlig argumentation förs (Bevmo, 2015).

Jag arbetade ensam med SCORE-metoden vilket inte rekommenderas. Metoden tjänar på om en grupp arbetar med den då det minskar risken för att relevanta aspekter glöms bort eller ignoreras. Även viktningen av dimensionernas och kriteriernas betydelse tjänar på om flera arbetar med dem för att säkerställa att ingen aspekt överses. Detta bör som tidigare nämnts även kombineras med intressentintervjuer. Ett förslag som förs fram av Brinkhoff (2011) är att tvärvetenskapliga grupper bestående av personer med expertis inom exempelvis geologi, statistik, samhällsvetenskap och ekonomi arbetar med MKA:er, vilket jag anser även skulle gynna SCORE-metoden.

Utvärderingen av markfunktionerna är tidskrävande och kan vara kostsam då den kräver analys av, för efterbehandlingsprojekt, ovanliga analyter som fosfor. I slutändan leder det dock bara till poängsättning av ett underkriterie i den ekologiska dimensionen och har en liten påverkan på slutresultatet. Idag är det dock sällsynt att ta hänsyn till hur en efterbehandlingsåtgärd påverkar markens interna egenskaper och att metoden utreder och belyser detta är positivt. Samtidigt finns utrymme för förbättring och mer forskning borde göras med avseende på MKI:s för olika markanvändningsscenarier. I SCORE-metoden bedöms markfunktionen genom att utvärdera en uppsättning MKI:er som syftar till att utreda markens förmåga till primärproduktion. Markens syfte är inte alltid att vara optimerad för primärproduktion och för en så representativ bild som möjligt borde markkvalitetsindikatorer väljas utifrån markens framtida användningsområde. Olika MKI:er borde vara intressanta, eller överflödiga, att undersöka beroende på om marken efter sanering kommer användas till exempelvis bostadsbygge eller som rekreativområde.

SCORE-metoden är detaljrik och informationsinsamling och bearbetning av data var tidskrävande. Speciellt kostnads-nyttoanalysen tog lång tid att utföra och krävde mycket informationsinsamling. Det var också svårt att veta hur värderingen av många av de ingående posterna skulle genomföras. I mitt tycke borde det finnas en tydligare vägledning för kostnads-nyttoanalysen med förslag och exempel på hur posterna ska monetariserars.

Även de statistiska beräkningarna var komplicerade att genomföra vilket huvudsakligen berodde på den bristfälliga förklaringen kring hur alfa/beta- och lognormalfördelningarna skulle beräknas. För att SCORE-metoden ska kunna få ett brett genomslag anser jag att detta måste förklaras mer ingående. Helst borde beräkningen av beta- och lognormalfördelningarna integreras i mjukvaran SCORE som är under utveckling.

Slutligen är jag enig med slutsatsen som Rosén *et al.* (2014) själva kommit fram till att SCORE-metodens styrka ligger i att den medför att utvärderare och intressenter uppmärksammar och tar hänsyn till aspekter som många gånger ignoreras eller förbises i efterbehandlingsprojekt. Även om metoden ofta sannolikt inte resulterar i ett statistiskt signifikant vinnande åtgärdsalternativ så innebär metodens holistiska angreppssätt att risken minskar att valet faller på en saneringsåtgärd som i efterhand visar sig vara bristfällig i något avseende. Metoden är även transparent och uppmuntrar till kontakt med allmänheten vilket resulterar i en ökad demokratisk förankring för det valda åtgärdsalternativet.

9 Sammanfattning av slutsatser

- SCORE-metoden fungerar bra för att på ett strukturerat sätt belysa hur åtgärdsalternativ påverkar hållbar utveckling.
- Alternativen 2 gynnar hållbar utveckling mest.
- Alternativ 2 är inte statistiskt signifikant bättre än övriga alternativ.
- Inget av alternativen leder mot stark hållbarhet.
- Viktningen av dimensionerna och kriterierna har stor betydelsen för slutresultatet.
- Kostands-nyttanalysen var tidskrävande och svår att avgränsa. En tydligare vägledning av metodiken behövs.
- Osäkerhetsanalysen kräver god statistisk kunskap för att kunna beräknas. För att metoden ska kunna få ett brett genomslag måste tillvägagångssättet för att beräkna fördelningarna tydligare förklaras.
- Att utvärdera markfunktionen var tidskrävande och hade liten påverkan på slutresultatet då den endast utgjorde ett underkriterie i den ekologiska dimensionen.
- SCORE-metoden tjänar på om en tvärvetenskaplig grupp arbetar med den.
- Metodens styrkor ligger i att den uppmuntrar till en öppen dialog mellan berörda intressenter och att den medför att beslutsfattare måste ta ställning till aspekter som många gånger ignoreras i efterbehandlingsprojekt.

Tack

Jag vill rikta ett stort tack till alla som har hjälpt mig under arbetets gång. Först och främst vill jag tacka mina handledare Elisabet Hammarlund och Per Sandgren som alltid tagit sig tid till att besvara mina frågor och kommit med värdefulla förslag och kommentarer. Detta examensarbete utfördes på Ramböll Sverige AB:s kontor i Malmö och jag vill tacka alla anställda på miljöavdelningen som alltid ställde upp om det var något jag undrade över. Andra personer som hjälpt mig under vägens gång och förtjänar ett tack är Fredrik Warnquist som gav mig tillgång till uppgifter om fastighetsprisutvecklingen i Teckomatorp, Per-Erik Isberg som hjälpte mig förstå osäkerhetsanalyser lite bättre och Lars Bevmo och Hans-Inge Svensson som ställde upp och lät sig intervjuas.

Ett särskilt tack vill jag även rikta till Christian Svensson för att han tog sig tid och hjälpte mig med de statistiska beräkningarna. Slutligen vill jag tacka övriga vänner och familj för alla tips, råd och stöd jag fått under tiden som jag skrivit den här uppsatsen!

10 Referenser

- Bevmo, L. (2015-03-24). (P. Mårtensson, Intervjuare).
- Bevmo, L., & Englöv, P. (2004). *Svalövs kommun Bt Kemi Huvudstudie Version 3*. Malmö: Sweco Viak AB.
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., o.a. (2010a). Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. i *Environment International* 36 (ss. 609-622). London: Elsevier Ltd.
- Bone, J., Head, M., Jones, D., Barraclough, D. A., Scheib, C., Flight, D., o.a. (2010b). From Chemical Risk Assessment to Environmental Quality Management: The Challenge for Soil Protection. *Environmental science and technology*, 45(1), 104-110.
- Brinkhoff, P. (2011). *Multi-Criteria Analysis for Assessing Sustainability of Remedial Actions - Applications in Contaminated Land Development*. Göteborg: Chalmers.
- CLG. (2009). *Multi-criteria analysis: a manual*. London : Department for Communities and Local Government.
- COM. (2006a). *COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL, THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS - Thematic Strategy for Soil Protection* . Bryssel.
- COM. (2006b). *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC*. Bryssel.
- Commission, E. (den 22 01 2015). *Soil - Withdrawal of the proposal for a Soil Framework Directive*. Hämtat från European Commission: http://ec.europa.eu/environment/soil/process_en.htm den 28 01 2015
- Cornell. (2009). *Cornell Soil Health Assessment Training Manual - Second Edition*. New York: Cornell University.
- Elert, M. (2011). *Bilaga 4 Riskbedömning Svalövs kommun BT Kemi Efterbehandling Skede: Genomförande Södra området*. Kemakta konsult AB.
- Englöv, P. (2011). *Huvudstudie avseende södra området*. Malmö: SWECO.
- Englöv, P., & Johansson, M. (2011). *BILAGA 1 BT Kemi Efterbehandling - Beskrivning av fastigheter*. Malmö: SWECO.
- Englöv, P., & Vanek, V. (2011a). *BT KEMI EFTERBEHANDLING - Beskrivning av geologiska och hydrogeologiska förhållanden samt föroreningsförhållanden*. Malmö: SWECO.
- Englöv, P., & Vanek, V. (2011b). *Svalövs kommun BT Kemi - Efterbehandling Skede: Genomförande. Redovisning av miljökontroll - vatten för perioden april 2005 - december 2010*. Malmö: SWECO.
- Englöv, P., & Vanek, V. (2013). *BT Kemi Efterbehandling - Redovisning av miljökontroll för perioden januari 2010 - maj 2013* . Malmö: SWECO.
- Englöv, P., & Wickström, J. (2011). *Redovisning av utförda efterbehandlingsåtgärder inom norra BT Kemi-området, Teckomatorp, Svalövs kommun*. Malmö: SWECO.
- Google Maps*. (2015). Hämtat från <https://www.google.se/maps> den 20 03 2015.
- Gustafsson, J. (2011). *Bilaga 5 BT Kemi Efterbehandling Södra området - Åtgärdsalternativ*. Stockholm: SWECO Environment AB.
- Hammarlund, E., & Regander, L. (2015). *BT Kemi Södra området - Beskrivning av geologiska och hydrogeologiska förhållanden för Södra området*. Malmö: Ramböll.
- Karlsson, A. (2005). *Attitydundersökning - Teckomatorp*. Svalöv: Svalövs kommun.
- Kockum, K. (2014). *Nivåmättningsprotokoll vatten*. Malmö: Tyréns.

- Linkov, I., Varghese, A., Jamil, S., Seager, T.-P., Kiker, G., & Bridges, T. (2004). Multi-criteria decision analysis: a framework for structuring remedial decisions at contaminated sites. i I. L. (eds.), *Comparative Risk Assessment and Environmental Decision Making* (ss. 15–54). Kluwer Academic Publishers.
- MA. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC: Island Press.
- Makino, T., Kamiya, T., Takano, H., Itou, T., Sekiya, N., Sasaki, K., o.a. (2006). Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with calcium chloride: Verification of on-site washing. *Environmental Pollution* 147, 112-119.
- Nationalencyklopedin. (u.d.). *Nationalencyklopedin*. Hämtat från Fenoxisyror: <http://www.ne.se.ludwig.lub.lu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/fenoxisyror> den 20 02 2015
- Naturvårdsverket. (2003). *Konsekvensanalys steg för steg - handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Bromma: CM Gruppen.
- Naturvårdsverket. (den 30 10 2004). Hämtat från Renare mark: http://www.renaremark.se/filarkiv/hm2004/nyheter/hallbar_sanering.pdf den 06 02 2015
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning Rapport 5976*. Bromma: CM Gruppen AB.
- Naturvårdsverket. (den 29 04 2015). *De flesta förorenade områdena är kända*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Foroenade-omraden/> den 03 05 2015
- Network, S. (u.d.). *Home*. Hämtat från SNOWMAN Network: <http://snowmannetwork.com/> den 06 02 2015
- Norborg, K. (2009). *Attitydundersökning - Teckomatorp, Del 3*. Svalöv: Svalövs kommun.
- Rosén, L., Back, P., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., o.a. (2015). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment*, 621-638.
- Rosén, L., Back, P.-E., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., Brodd, P., & Grahn, L. (2008). *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser - Metodutveckling och exempel på tillämpning*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., o.a. (2014). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment*, 621–638.
- Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Brodd, P., & Grahn, L. (2009). *Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling - Metodutveckling och exempel på tillämpning. Rapport 5891*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Rosén, L., Norrman, J., Norberg, T., Volchko, Y., Söderqvist, T., Back, P.-E., o.a. (2013). SCORE: Multi-Criteria Analysis (MCA) for Sustainability Appraisal of Remedial Alternatives. *Second International Symposium on Bioremediation and Sustainable Environmental Technologies*. Jacksonville, Florida, USA, June 10-13.
- SCB. (2010). *Folkmängd efter region och vart 5:e år (1990-2010)*. Hämtat från Statistiska centralbyrån: http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_BE_BE0101_BE0101A/FolkmangdTatort/table/tab1eViewLayout1/?rxid=aac5bdef-0b90-42b1-b79a-a8e03bcfc9bd den 25 02 2015
- Sköld, E. (den 11 09 2012). *BT Kemi Efterbehandling- Historik*. Hämtat från Svalövs kommun: <http://www.svalov.se/ovrigt/ga-direkt/bt-kemi-efterbehandling/historik.html> den 12 02 2015
- Sweco Architects AB. (2011). *Bilaga 2 BT Kemi Efterbehandling - Konsekvenser för framtida markanvändning*. Malmö: SWECO.
- Sweco Viak. (2004a). *Textbilaga 2 BT Kemi Huvudstudie version 3 BT Kemi's verksamhet*. SWECO.
- Sweco Viak. (2004b). *Textbilaga 3 BT Kemi Huvudstudie version 3 Hälso- och miljörisker*. SWECO.
- Svensson, A., Lenefors, L., & Svensson, M. (2009). *Utvärdering av kunskapsprogrammet Hållbar Sanering - rapport 5998*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Svensson, H.-I. (2015-03-19). (P. Mårtensson, Intervjuare)

- Söderqvist, T., Hammer, M., & Gren, I. (2004). *Samverkan för människa och miljö - en introduktion till ekologisk ekonomi*. Lund: Studentlitteratur.
- University, C. (2009). *Cornell Soil Health Assessment Training Manual*. Hämtat från Soil Health: <http://soilhealth.cals.cornell.edu/extension/manual/manual.pdf> den 04 02 2015.
- Volchko, Y. (2013). *SF Box - A tool for evaluating effects on ecological soil functions in remediation projects*. Göteborg: CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY.
- Volchko, Y. (2014). *Assessing Soil Functions for Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. Göteborg: Chalmers University Of Technology.
- Volchko, Y., Bergknut, M., Rosén, L., Norrman, J., & Söderqvist, T. (2012). *Markfunktioner – Hur kan vi bedöma effekter på markens funktioner av en sanering?* Hämtat från Renare Mark: http://www.renaremark.se/filarkiv/konferens/2012/varmate2012/presentationer/Volchko_et_al.pdf den 02 02 2015.
- Volchko, Y., Norrman, J., Bergknut, M., Rosén, L., & Söderqvist, T. (2013). Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. *Journal of Environmental Management* 129, 367-376.
- Volchko, Y., Norrman, J., Rosén, L., Bergknut, M., Josefsson, S., Söderqvist, T., o.a. (2014a). Using soil function evaluation in multi-criteria decision analysis for sustainability appraisal of remediation alternatives. *Science of the Total Environment*, 485–486 (2014) 785–791.
- Volchko, Y., Rosén, L., Norrman, J., Bergknut, M., Döberl, G., Anderson, R., o.a. (2014b). *SNOWMAN - MCA Multi-criteria analysis of remediation alternatives to assess their overall impact and cost/benefit, with focus on soil function (ecosystem services and goods) and sustainability*. Göteborg: Chalmers University of Technology.

Bilagor

Bilaga 1 – Ingående värden för MKA och motiveringar

Tabell 1a. Matris över poängsättningen i den ekologiska dimensionen av saneringsalternativen för f.d. BT Kemis södra område. Betydelse = Vikten ett nyckel- och/eller underkriterie har på den samlade bedömningen; 1 = Något betydelsefull; 2 = Betydelsefull; 3 = Mycket betydelsefull. Intervall = Inom vilket intervall underkriteriet kan poängsättas; IR = Inte relevant; IP = Inga positiva poäng möjliga; IN = Inga negativa poäng möjliga; AP = Alla poäng möjliga; Läge = Mest sannolika poäng; Osäk = Nivå av osäkerhet; L = Låg osäkerhet; M = Medium osäkerhet; H = Hög osäkerhet.

Nyckelkriterier	Betydelse	Underkriterier	Betydelse	Alternativ 1			Alternativ 2			Alternativ 3		
				Intervall	Läge	Osäk	Intervall	Läge	Osäk	Intervall	Läge	Osäk
E1: Mark	3	Ekotoxikologiska risker SÅ on-site	2	IP	-4	M	IP	-2	M	IP	-2	M
		Ekotoxikologiska risker KF on-site	3	IN	+8	L	IN	+6	M	IN	+4	M
		Markfunktioner SÅ on-site	3	AP	+7	M	AP	+7	M	AP	+7	M
E2: Fysisk påverkan på flora och fauna	X	Flora och fauna SA on-site	X	IR			IR			IR		
E3: Grundvatten	3	Grundvatten SÅ on-site	1	AP	+2	M	AP	+2	M	AP	0	L
		Grundvatten SÅ off-site	1	AP	+1	M	AP	+1	M	AP	0	L
		Grundvatten KF on-site	3	IN	+8	L	IN	+4	L	IN	+2	M
		Grundvatten KF off-site	3	IN	+4	L	IN	+4	L	IN	+2	M
E4: Ytvatten	2	Ytvatten SÅ on-site	X	IR			IR			IR		
		Ytvatten SÅ off-site	2	IP	-2	H	IP	-1	H	IP	-1	H
		Ytvatten KF on-site	X	IR			IR			IR		
		Ytvatten KF off-site	2	IN	+4	M	IN	+4	M	IN	+2	M
E5: Sediment	1	Sediment SÅ on-site	X	IR			IR			IR		
		Sediment SÅ off-site	1	IP	0	L	IP	0	L	IP	0	L
		Sediment KF on-site	X	IR			IR			IR		
		Sediment KF off-site	1	IN	+1	M	IN	+1	M	IN	0	M
E6: Luft	1	Luft SÅ off-site	2	IP	-6	L	IP	-4	L	IP	-4	L
E7: Icke-förnybara naturresurser	2	Naturresurser SÅ off-site	2	IP	-8	M	IP	-4	M	IP	-4	M
E8: Icke	2	Avfall	2	IP	-2	M	IP	0	L	IP	0	L

återvinningsbart avfall		SÅ off-site										
-------------------------	--	-------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Tabell 1b. Matris över poängsättningen i den ekologiska dimensionen med tillhörande motiveringar.

Nyckelkriterier	Underkriterier	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
		Motiveringar		
E1: Mark	Ekotoxikologiska risker SÅ on-site	Poäng: (-4) – Förorenade massor kommer förvaras i sorteringshallen och inte utgöra en risk för markorganismerna. Den omfattande urgrävningen kommer dock innebära ett hot mot de marklevande organismerna.	Poäng: (-2) – Ej lika omfattande urgrävningar som i alt 1.	Poäng: (-2) – Se alt. 2
	Ekotoxikologiska risker KF on-site	Poäng: (+8) – Omkring 93 % av föroreningarna avlägsnas vilket kraftigt minskar ekotoxikologiska risker.	Poäng: (+6) – Omkring 90 % av föroreningarna innesluts vilket förhindrar spridning och exponering. Minskning av ekotoxikologiska risker. Dock är föroreningarna fortfarande kvar innanför barriären och utgör en risk för marklevande organismer. Risken finns även att föroreningarna sprider sig utanför barriären.	Poäng: (+4) – Se alt.2. Dessutom innebär alternativet fortsatt spridning av förorenat grundvatten från det inneslutna området vilket utgör en risk för marklevande organismer.
	Markfunktioner SÅ on-site	Poäng: (+7) – Se avsnitt 6.1.	Poäng: (+7) – Se avsnitt 6.1.	Poäng: (+7) – Se avsnitt 6.1.
E2: Fysisk påverkan på flora och fauna	Flora och fauna SA on-site	Finns inga skyddsvärda arter på det södra området som kan störas av åtgärdsalternativet.	Se alt. 1	Se alt. 1
E3: Grundvatten	Grundvatten SÅ on-site	Poäng: (+2) – Då grundvattnet kommer pumpas och behandlas under saneringen förväntas föroreningsnivån minska något under saneringsåtgärden.	Poäng: (+2) – Se alt. 1	Poäng: (0) – Ingen pumpning, eller behandling, av grundvattnet kommer genomföras för alternativet. Åtgärden innebär ingen skillnad mot nollalternativet.
	Grundvatten SÅ off-site	Poäng: (+1) – Pumpning och behandling av grundvatten on-site under saneringsarbetet bedöms ge viss positiv effekt även på grundvattnet off-site.	Poäng: (+1) – Se alt. 1	Poäng: (0) – Ingen pumpning, eller behandling, av grundvattnet kommer genomföras för alternativet. Åtgärden innebär ingen skillnad mot nollalternativet.
	Grundvatten KF on-site	Poäng: (+8) – Åtgärden kommer leda till markant mycket lägre föroreningar i grundvattnet (<100µg/l).	Poäng: (+4) – Åtgärden kommer endast reducera föroreningshalten i det utläckande vattnet som pumpas upp och behandlas. Inom barriären kommer föroreningshalten vara lika hög, eller högre, jämfört med nollalternativet. Dock innebär alternativet en generell förbättring för södra området.	Poäng: (+2) – Åtgärden kommer inte reducera föroreningshalten i grundvattnet. Det mest förorenade vattnet kommer dock vara inneslutet och inte spridas i större omfattning utanför barriären.
	Grundvatten KF off-site	Poäng: (+4) – Åtgärden bedöms minska föroreningsnivån i grundvattnet off-site. Nollalternativets halter var dock inte särskilt höga så förbättringen kan inte räknas som kraftig.	Poäng: (+4) – Föroreningsspridningen till grundvatten off-site bedöms reduceras, p.g.a. inneslutning och behandling av läckande vatten. Dock är inte halterna av föroreningar i gv off-site höga idag så förbättringen kan inte räknas som kraftig.	Poäng: (+2) – Reducering av föroreningsspridning jämfört med nollalternativet men utläckande vatten från barriären behandlas ej.
E4: Ytvatten	Ytvatten SÅ on-site	Finns inget ytvatten on-site	Finns inget ytvatten on-site	Finns inget ytvatten on-site
	Ytvatten SÅ off-site	Poäng: (-2) – Vatten som riskerar att spridas till Braån	Poäng: (-1) – Inte lika omfattande grävarbete som alt. 1.	Poäng: (-1) – Se alt. 2.

		avses att samlas in och behandlas. Riskerna kommer dock öka att misstag begås under saneringsarbetet vilket kan öka utsläppen till Braån.		
	Ytvatten KF on-site	Finns inget ytvatten on-site	Finns inget ytvatten on-site	Finns inget ytvatten on-site
	Ytvatten KF off-site	Poäng: (+4) – Åtgärdsalternativet kommer innebära minskade utsläpp till Braån. Redan idag är dock uppmätta halter låga i förhållande till bakgrundshalterna av bekämpningsmedel.	Poäng: (+4) – Se alt. 1	Poäng: (+2) – Alternativet kommer innebära minskade utsläpp till Braån men då omkring 250 m ³ förorenat vatten/år kommer spridas kommer föroreningsnivån till Braån att fortsätta.
E5: Sediment	Sediment SÅ on-site	Finns inget sediment on-site	Finns inget sediment on-site	Finns inget sediment on-site
	Sediment SÅ off-site	Poäng: (0) – Åtgärden bedöms inte höja halterna av föroreningar i Braåns sediment.	Poäng: (0) Se alt. 1	Poäng: (0) Se alt..
	Sediment KF on-site	Finns inget sediment on-site	Finns inget sediment on-site	Finns inget sediment on-site
	Sediment KF off-site	Poäng: (+1) – Föroreningar från BT Kemi har endast påträffats i ett prov. Braåns sediment är i stort sett opåverkat men åtgärden kan leda till ringa förbättringar.	Poäng: (+1) – Se alt. 1	Poäng: (0) – Med åtanke på den fortsatta spridningen av föroreningar förväntas ingen skillnad i sedimentens föroreningsnivå jämfört med dagens uppmätta halter.
E6: Luft	Luft SÅ off-site	Poäng: (-6) – Ökade utsläpp av växthusgaser p.g.a. transport av de förorenade massor till Bremen samt transport av rena återfyllnadsmassor till området. Merparten av transporten till Bremen sker dock med båt vilket medför förhållandevis låga utsläpp.	Poäng: (-4) – Ökade utsläpp av växthusgaser p.g.a. transporter med rena massor till området.	Poäng: (-4) – Se alt. 2
E7: Icke-förnybara naturresurser	Naturresurser SÅ off-site	Poäng: (-8) – Mängd rena massor som krävs för återfyllnad 48 500 m ³ . Dessutom innebär den termiska desorptionen en omfattande energiförbrukning.	Poäng: (-4) – Okänt vilken mängd rena massor som behövs för återfyllnad. Dock betydligt lägre än mängden som alternativ 1 kräver. Dessutom krävs ingen energiförbrukning vid behandlingen av de förorenade massorna.	Poäng: (-4) – Se alt. 2
E8: Icke återvinningsbart avfall	Avfall SÅ off-site	Poäng: (-2) – De uppgrävda massorna kommer sorteras och tillräckligt rena massor användas till återfyllnad. Dock medför alternativet en betydande mängd avfall som skickas till Bremen. Det kan dock återanvändas efter behandling.	Poäng: (0) – Då förorenade massor innesluts i en barriär på området ger alternativet inte upphov till något avfall.	Poäng: (0) – Se alt. 2

Tabell 1c. Matris över poängsättningen i den sociala dimensionen av saneringsalternativen för f.d. BT Kemis södra område. Betydelse = Vikten ett nyckel- och/eller underkriterie har på den samlade bedömningen; 1 = Något betydelsefull; 2 = Betydelsefull; 3 = Mycket betydelsefull. Intervall = Inom vilket intervall underkriteriet kan poängsättas; IR = Inte relevant; IP = Inga positiva poäng möjliga; IN = Inga negativa poäng möjliga; AP = Alla poäng möjliga; Läge = Mest sannolika poäng; Osäk = Nivå av osäkerhet; L = Låg osäkerhet; M = Medium osäkerhet; H = Hög osäkerhet.

Nyckelkriterier	Betydelse	Underkriterier	Betydelse	Alternativ 1			Alternativ 2			Alternativ 3		
				Intervall	Läge	Osäk	Intervall	Läge	Osäk	Intervall	Läge	Osäk
S1. Närmiljö och trivsselfaktorer	3	Närmiljö och trivsselfaktorer SÅ on-site	X	IR			IR			IR		
		Närmiljö och trivsselfaktorer SÅ off-site	1	IP	-6	L	IP	-4	L	IP	-4	L
		Närmiljö och trivsselfaktorer KF on-site	3	IN	+8	L	IN	+5	M	IN	+5	M
		Närmiljö och trivsselfaktorer KF off-site	3	IN	+6	M	IN	+5	M	IN	+4	M
S2. Kulturarv	X	Kulturarv SÅ on-site	X	IR			IR			IR		
		Kulturarv SÅ off-site	X	IR			IR			IR		
S3. Hälsa och säkerhet	2	Hälsa och säkerhet SÅ on-site	2	IP	-4	M	IP	-3	M	IP	-3	M
		Hälsa och säkerhet SÅ off-site	2	IP	-4	M	IP	-2	M	IP	-2	M
		Hälsa och säkerhet KF on-site	1	IN	+2	H	IN	+2	H	AP	+1	H
		Hälsa och säkerhet KF off-site	2	IN	+2	L	IN	+2	L	AP	+1	L
S4. Rättvisa	2	Rättvisa SÅ on-site	X	IR			IR			IR		
		Rättvisa SÅ off-site	1	AP	0	M	AP	0	M	AP	0	M
		Rättvisa KF on-site	3	IN	+10	L	AP	+4	M	AP	+2	H
		Rättvisa KF off-site	2	IN	+9	L	AP	+4	M	AP	+2	H
S5. Lokalt deltagande	2	Lokalt deltagande SÅ on-site	1	AP	0	L	AP	0	L	AP	0	L
		Lokalt deltagande SÅ off-site	2	AP	+2	M	AP	+2	M	AP	+2	M
		Lokalt deltagande KF on-site	1	IN	+4	L	IN	+4	L	IN	+4	L
		Lokalt deltagande KF off-site	2	IN	+6	M	IN	+4	M	IN	+2	M
S6. Lokal acceptans	3	Lokal acceptans SÅ on-site	3	IR			IR			IR		
		Lokal acceptans SÅ off-site	3	IN	+8	L	AP	-2	M	AP	-6	L
		Lokal acceptans KF on-site	3	IR			IR			IR		
		Lokal acceptans KF off-site	3	IN	+10	L	AP	-2	H	AP	-6	L

Tabell 1d. Matris över poängsättningen i den sociala dimensionen med tillhörande motiveringar.

Nyckelkriterier	Underkriterier	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
		Motiveringar	Motiveringar	Motiveringar
S1. Närmiljö och trivselsefaktorer	Närmiljö och trivselsefaktorer SÅ on-site	Finns inga boende på området.	Se alt. 1	Se alt. 1
	Närmiljö och trivselsefaktorer SÅ off-site	Poäng: (-6) – Åtgärden innebär kraftigt ökade transporter vars buller kan verka störande för grannar. Åtgärden kan även medföra störande lukt.	Poäng: (-4) – Åtgärden medför ökade transporter och ev. lukt som kan verka störande för närboende. Dock inte i samma omfattning som alternativ 1.	Poäng: (-4) – Se alt. 2.
	Närmiljö och trivselsefaktorer KF on-site	Poäng: (+8) – Efter sanering kommer södra området övergå från industriområde till att bli ett rekreationsområde vilket kraftigt kommer bidra positivt till närmiljön och trivselsefaktorer på området. Området kommer även bli tillgängligt för allmänheten. Dock kan mer göras för själva rekreationsområdet för att motivera högre poäng, t.ex. erbjuda utegym eller andra aktiviteter.	Poäng: (+5) – Efter åtgärden blir området ett rekreationsområde. Föreningarna kommer dock finnas kvar i marken och vetskapen om detta påverkar trivselsefaktorer negativt.	Poäng: (+5) – Se alt. 2.
	Närmiljö och trivselsefaktorer KF off-site	Poäng: (+6) – Föreningarnivåerna utanför södra området kommer minska och den generella trivselsefaktorn i omgivningarna omkring södra området kommer öka efter att det blivit ett rekreationsområde. Allmän ökad trivsel i Teckomatorp p.g.a. socio-ekonomisk förbättring efter sanering.	Poäng: (+5) – Inte lika positiva effekter som för alt. 1 då föreningarna fortfarande finns kvar i Teckomatorp.	Poäng: (+4) – Mindre stark positiv effekt p.g.a. fortsatt föreningsspridning.
S2. Kulturarv 1	Kulturarv SÅ on-site	Finns inget kulturarv på området.	Se Alt 1.	Se Alt 1.
	Kulturarv SÅ off-site	Finns inget kulturarv utanför området som påverkas av saneringsåtgärden.	Se Alt 1.	Se Alt 1.
S3. Hälsa och säkerhet	Hälsa och säkerhet SÅ on-site	Poäng: (-4) Arbetarna kommer exponeras för förorenade massor. Samt att schaktarbetet utgör en risk.	Poäng: (-3) Arbetarna kommer exponeras för förorenade massor men i lägre omfattning än alt 1. Även lägre risk för schaktningsolyckor.	Poäng: (-3) Se alt 2.
	Hälsa och säkerhet SÅ off-site	Poäng: (-4) – Transporter kommer utgöra en risk för lokalbefolkningen. Även dammning kan eventuellt förekomma.	Poäng: (-2) – Se alt 1.	Poäng: (-2) – Se alt 1.
	Hälsa och säkerhet KF on-site	Poäng: (+2) - Nollalternativet är ett inhägnat, nerlagt industriområde. Dock vistas människor på området, om än i ringa omfattning. Efter sanering bedöms exponeringsrisken minska något.	Poäng: (+2) – Se alt 1.	Poäng: (+1) – Efter genomförd sanering kommer människor att vistas på området. Trots att viss föreningsspridning kommer fortgå bedöms exponeringsrisken som mycket låg.
	Hälsa och säkerhet KF off-site	Poäng: (+2) – Ingen dokumenterad negativ hälsopåverkan utanför området. Risen att förtära förorenad fisk från Braån kommer dock tex minska efter genomförd sanering.	Poäng: (+2) – Se alt 1.	Poäng: (+1) – Föreningsspridningen kommer minska men inte helt avta. Finns en lite högre risk än övriga alternativ för att människor kommer exponeras för föroreningarna.
S4. Rättvisa	Rättvisa SÅ on-site	IR	IR	IR
	Rättvisa SÅ off-site	Poäng: (0) – Ingen påverkan på utsatta grupper.	Poäng: (0) – Se alt 1.	Poäng: (0) – Se alt 1.
	Rättvisa KF on-site	Poäng: (+10) – Inga föreningar finns kvar som framtida generationer	Poäng: (+4) – Riskerna minskas men	Poäng: (+2) – Riskerna minskas men föreningarna

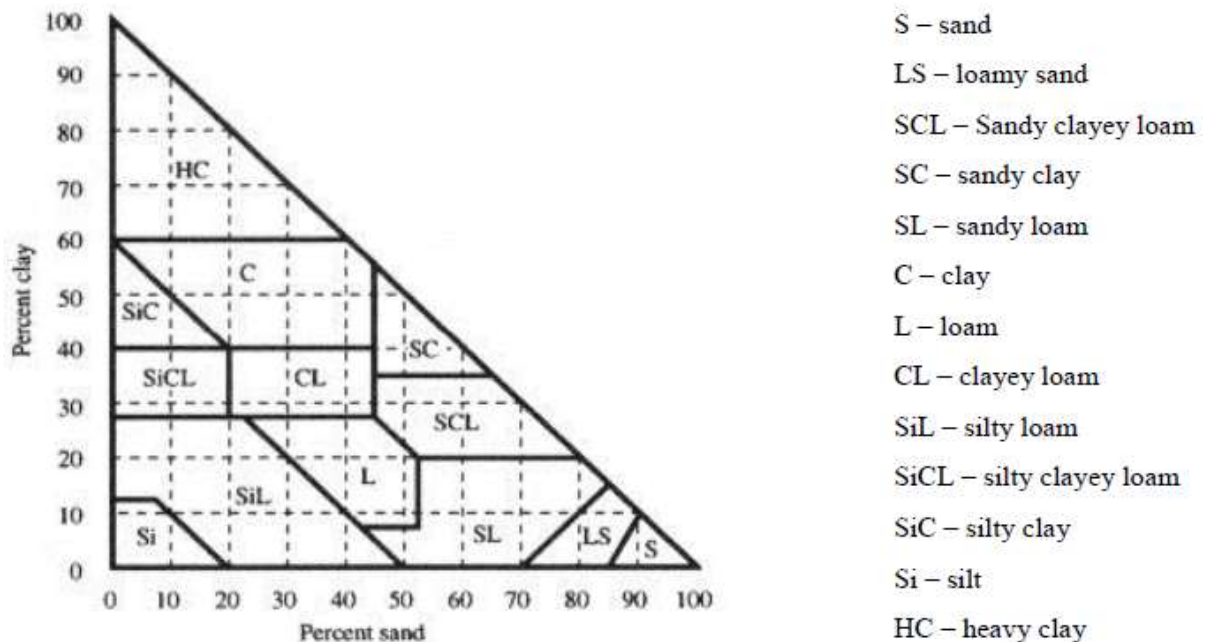
		riskerar att exponeras för.	föroreningarna finns kvar i marken och kan potentiellt frigöras i framtiden.	finns kvar i marken och läcker ut.
	Rättvisa KF off-site	Poäng: (+9) – Inga föroreningar finns kvar som framtida generationer riskerar att exponeras för.	Poäng: (+4) – Riskerna minskas men föroreningarna finns kvar i marken och kan potentiellt frigöras i framtiden.	Poäng: (+2) – Riskerna minskas men föroreningarna finns kvar i marken och läcker ut.
S5. Lokalt deltagande	Lokalt deltagande SÅ on-site	Poäng: (0) – Saneringsåtgärden medför inte ökade möjligheter till arbete på området för lokalbefolkningen.	Poäng: (0) – Se alt. 1	Poäng: (0) – Se alt. 1
	Lokalt deltagande SÅ off-site	Poäng: (+2) – Saneringsarbetet kommer sannolikt leda till ökad användning av tjänster, t.ex. restauranger, off-site.	Poäng: (+2) – Se alt. 1	Poäng: (+2) – Se alt. 1
	Lokalt deltagande KF on-site	Poäng: (+4) – Efter genomförd sanering kommer jobbmöjligheter öka på området, främst i form av parkförvaltning.	Poäng: (+4) – Se alt. 1.	Poäng: (+4) – Se alt. 1.
	Lokalt deltagande KF off-site	Poäng: (+6) – Efter genomförd sanering kan närområdet sannolikt utvecklas, t.ex. genom byggnation av nya bostäder. Om Teckomatorp växer efter genomförd sanering kommer även arbetsmöjligheterna att öka.	Poäng: (+4) – Se alt. 1. Dock troligen inte lika positiv påverkan om föroreningarna finns kvar i Teckomatorp.	Poäng: (+2) – Se alt. 1. Dock troligen inte lika positiv påverkan om föroreningarna finns kvar i Teckomatorp och föroreningsspridningen fortsätter.
S6. Lokal acceptans	Lokal acceptans SÅ on-site	Poäng: (IR) – Ingen befolkning on-site	Poäng: (IR) -	Poäng: (IR) -
	Lokal acceptans SÅ off-site	Poäng: (+8) – Stor acceptans för att sanera södra området och kunna deklarerat hela f.d. BT Kemi området som giftfritt. Medborgarna har inget emot en ökning av tunga transporter under saneringsarbetet.	Poäng: (-2) – Acceptans för saneringsarbetet men tveksamheter mot att lämna kvar föroreningarna i marken kan förekomma.	Poäng: (-6) – Saneringsåtgärden medför att föroreningarna finns kvar i marken och årligen lakas ut. Finns sannolikt ingen acceptans för alternativet.
	Lokal acceptans KF on-site	Poäng: (IR) -	Poäng: (IR) -	Poäng: (IR) -
	Lokal acceptans KF off-site	Poäng: (+10) – Stor acceptans för att sanera södra området och kunna deklarerat hela f.d. BT Kemi området som giftfritt.	Poäng: (-2) – Stor acceptans för saneringsarbetet men tveksamheter mot att lämna kvar föroreningarna i marken kan förekomma.	Poäng: (-6) – Saneringsåtgärden medför att föroreningarna finns kvar i marken och årligen lakas ut. Finns sannolikt ingen acceptans för alternativet.

Tabell 1e. Matris över ingående värden för saneringsalternativen av f.d. BT Kemis södra område i den ekonomiska dimensionen. Alla monetära värden är i miljoner svenska kronor (Mkr). F = Förmånstagare; B = Betalare; UTV = Utvecklare; ANS = Anställda; ALM = Allmänheten, grannar inkluderade; IR = Icke-relevant; (X) = Punkt som inte går att monetarisera som bedöms vara något betydelsefull; X = Punkt som inte går att monetarisera som bedöms vara mycket betydelsefull; Osäk = Nivå av osäkerhet; L = Låg osäkerhet; M = Medium osäkerhet; H = Hög osäkerhet.

Huvudnyttor och kostnader	Sekundärnyttor och kostnader	Alternativ 1			Alternativ 2			Alternativ 3		
		F/B	Läge	Osäk	F/B	Läge	Osäk	F/B	Läge	Osäk
N1. Ökat fastighetspris	N1a. Ökade fastighetspriser på området	IR			IR			IR		
	N1b. Ökade fastighetspriser i anslutning till området	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M
N2. Förbättrad hälsa	N2a. Minskade akuta hälsorisker	ANS	(X)	M	ANS	(X)	M	ANS	(X)	M
	N2b. Minskade icke-akuta hälsorisker	ANS	0,0002	M	ANS	0,0002	M	ANS	0,0002	M
	N2c. Andra former av förbättrad hälsa, t.ex. minskad oro	ALM	X	L	ALM	X	L	ALM	X	L
N3. Ökad tillgång på ekosystemtjänster	N3a. Ökade möjligheter till rekreation på området	ALM	X	L	ALM	X	L	ALM	X	L
	N3b. Ökade möjligheter till rekreation i omgivningen	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M
	N3c. Ökad tillgång av andra ekosystemtjänster	Ingen F/B	(X)	L	Ingen F/B	(X)	L	Ingen F/B	(X)	M
N4. Andra externa positiva effekter	N4. Andra externa positiva effekter	IR			IR			IR		
K1. Saneringskostnader	K1a. Investeringskostnad för åtgärdsalternativen	UTV	187,3	M	UTV	64,3	M	UTV	60,7	M
	K1b. Övervakning och uppföljning	UTV	1,44	L	UTV	26,331	L	UTV	24,783	L
K2. Försämrad hälsa p.g.a. saneringsarbetet	K2a. Ökade hälsorisker på området till följd av saneringsarbetet	UTV								
	K2b. Ökade hälsorisker beroende på transporter till följd av saneringsarbetet	UTV	0,117	M	UTV	X	M	UTV	X	M
	K2c. Ökade hälsorisker vid deponin	IR			IR			IR		
	K2d. Andra former av försämrad hälsa, t.ex. ökad oro	Ingen F/B	(X)	M	Ingen F/B	(X)	M	Ingen F/B	(X)	M
K3. Minskad tillgång av ekosystemtjänster på området	K3a. Minskad tillgång av ekosystemtjänster på platsen till följd av saneringsarbetet	IR			IR			IR		
	K3b. Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet	ALM	14,997	H	ALM	0,0445	H	ALM	0,0438	H
	K3c. Minskad tillgång av ekosystemtjänster till följd av miljöpåverkan vid deponin	IR			IR			IR		
K4. Andra externa negativa effekter	Andra externa negativa effekter	IR			IR			IR		

Bilaga 2 - Uppskattning av markkvalitetsindikatorer för bedömning av markfunktion

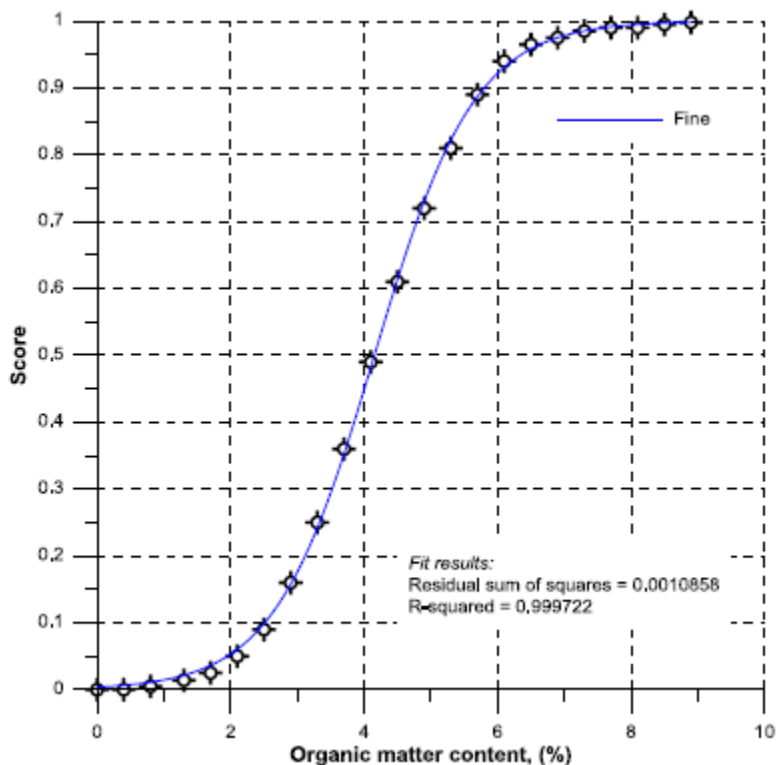
MKI:n jordtextur bestäms utifrån triangeln i Figur 2a. Marken på södra området bedöms vara lera (C) och bestå av ca >40 % lera, 20 % sand samt 30 % grovt material.



Figur 2a: Triangel för att uppskatta jordtexturen (Volchko, 2013).

Vilken jordtextur jorden har används sedan för att - tillsammans med jordens innehåll av organisk substans - avgöra markens tillgängliga vattenkapacitet. Leras tillgängliga vattenkapacitet i förhållande till dess innehåll av organiskt material redovisas i Tabell 2a.

Proverna från södra området innehåll 3,6 respektive 3,1 % organisk substans (OS). Figur 2b redovisar den viktningspoäng det motsvarar.



Figur 2b: Poängsättning för innehållet av organisk substans i finkorniga jordar (Volchko, 2013).

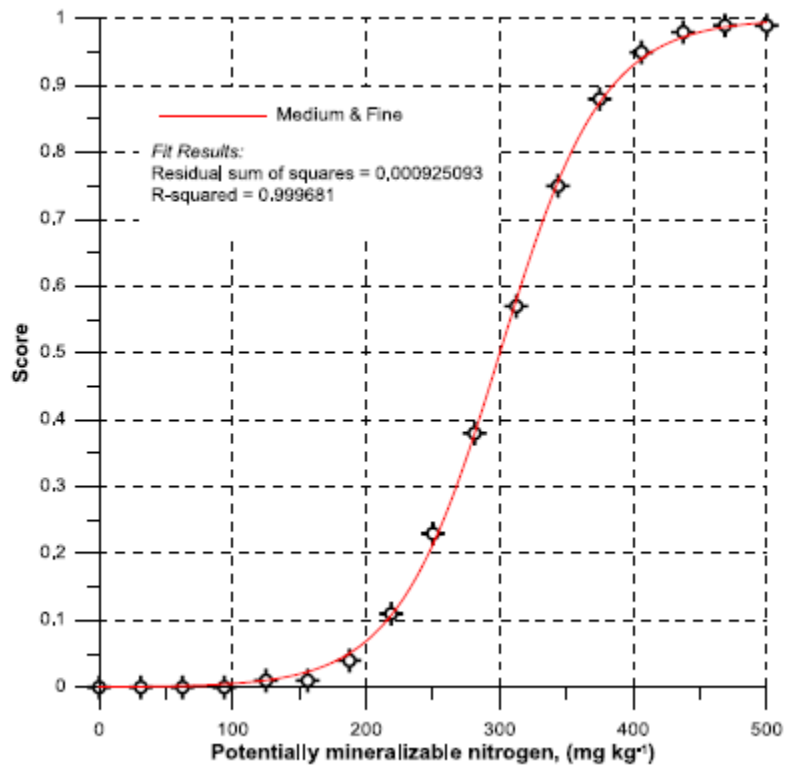
Provet som innehöll 3,6 % OS poängsattes till 0,3 medan provet innehållandes 3,1 % OS tilldelades poängen 0,2.

Tabell 2a: Uppskattning av leras tillgängliga vattenkapacitet (Volchko, 2013).

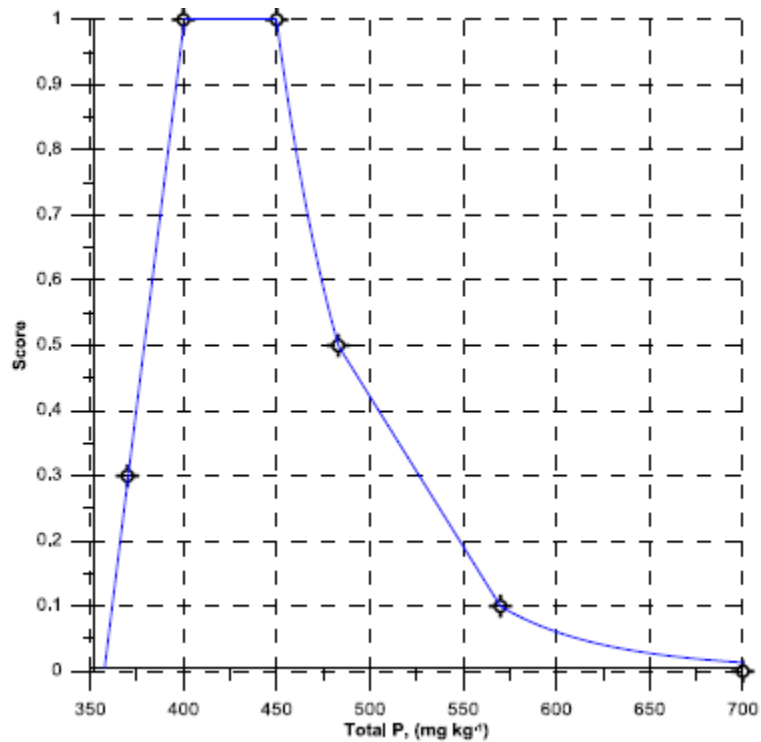
Lera och innehåll av organisk substans (OS)	Tillgänglig vattenkapacitet, TV %				
	Med volymvikten (g/cm ³)				
	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8
Lera 0 % OS	14	11	8	14	10
med 1-2 % OS	16	13	10	16	12
med 2-4 % OS	19	16	13	19	15
med 6-8 % OS	25	22	19	25	21
med 8-15 % OS	30	27	24	30	26

Jag bestämde den tillgängliga vattenkapaciteten utifrån volymvikten 1,8 g/cm³. Marken på det södra området har en volymvikt på 1,92 g/cm³ (Gustafsson, 2011) och en högre volymvikt ger lägre tillgänglig vattenkapacitet. Jag anser dock att en tillgänglig vattenkapacitet på 15 % ändå är rimlig då innehållet av organiskt material var ca 3 % för båda proven vilket tar ut den högre volymvikten.

Poängsättning av markkvalitetsindikatorerna *innehåll av potentiellt mineraliserbart kväve* och *tillgängligt fosfor* utgick från graferna som redovisas i Figurerna 2c och 2d.



Figur 2c: Graf för att bestämma poängen för mängden mineraliserbart kväve i mellan- och finkornig jord (Volchko, 2013).



Figur 2d: Graf för att bestämma poängen för optimala mängden tillgängligt fosfor i jord (Volchko, 2013).

Enligt analysresultatet innehöll båda proven >100 mg/kg mineraliserbart kväve vilket gav en poäng på 0,01. Gällande tillgängligt fosfor innehöll prov ett 430 mg/kg och prov två 400 mg/kg. Båda halterna motsvarar poängen 1,0.

Referenser

- Gustafsson, J. (2011) *Bilaga 5 BT Kemi Efterbehandling Södra området – Åtgärdsalternativ*. Stockholm: SWECO Environment AB.
- Volchko, Y. (2013). *SF Box – A tool for evaluating effects on ecological soil functions in remediation projects*. Göteborg: CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY.

Bilaga 3 – Respondentsvar

Intervjuer genomfördes med Lars Bevmo och Hans-Inge Svensson som underlag för poängsättningen av de ekologiska och sociala dimensionerna. Lars Bevmo var tidigare anställd hos Sweco och var ansvarig för huvudstudien för det norra området. Hösten 2005 valde Bevmo att arbeta kvar som projektledare för saneringen av det norra området istället för pensionering – med skillnaden att han nu var anställd av kommunen. Idag är han pensionerad men arbetar timmar som rådgivare till Eva Sköld - den nya projektledaren för saneringen av det södra området (Bevmo L. , 2015). Hans-Inge Svensson är ordförande för styrelsen för BT Kemi efterbehandling, är bosatt i Teckomatorp och har god kännedom om lokalbefolkningens attityder och åsikter om den stundande saneringen.

I tabellerna 3a och 3b redovisas hur jag valde att poängsätta matriserna, i dialog med Elisabet Hammarlund, innan jag genomförde intervjuerna. Efter jag tagit del av respondenternas åsikter ändrade jag poängsättningen, för att få ett så representativt resultat som möjligt, till mina slutgiltiga matriser. Osäkerhetsbedömningen påverkades även i de fall där respondenternas poängsättningen av kriterierna kraftigt skilde sig åt.

Tabell 3a. Respondenternas svar redovisade jämte varandra i den ekologiska dimensionen. Hans-Inge Svensson valde att avstå från att poängsätta då vissa av de miljötekniska aspekter som ingår i dimensionen är svåra att resonera kring om kunskap saknas. A = Lars Bevmo; C = Per Mårtensson + Elisabet Hammarlund.

Nyckelkriterier	Underkriterier	Alternativ 1		Alternativ 2		Alternativ 3	
		Poäng		Poäng		Poäng	
		A	C	A	C	A	C
E1: Mark	Ekotoxikologiska risker SÅ On-site	-5	-4	-3	-2	-3	-2
	Ekotoxikologiska risker KF On-site	+8	+8	+3	+6	+1	+4
	Markfunktioner SÅ On-site	IR		IR		IR	
E2: Fysisk påverkan på flora och fauna	Flora och fauna SA On-site	IR		IR		IR	
E3: Grundvatten	Grundvatten SÅ On-site	+5	+2	+5	+2	0	0
	Grundvatten SÅ Off-site	+2	+1	+2	+1	0	0
	Grundvatten KF On-site	+7	+8	+4	+4	+2	+2
	Grundvatten KF Off-site	+4	+4	+4	+4	+2	+2
E4: Ytvatten	Ytvatten SÅ On-site	IR		IR		IR	
	Ytvatten SÅ Off-site	-2	-2	-1	-1	0	-1
	Ytvatten KF On-site	IR		IR		IR	
	Ytvatten KF Off-site	+8	+4	+7	+4	+3	+2
E5: Sediment	Sediment SÅ On-site	IR		IR		IR	
	Sediment SÅ Off-site	0	0	0	0	0	0
	Sediment KF On-site	IR		IR		IR	
	Sediment KF Off-site	+2	+1	+2	+1	+1	0
E6: Luft	Luft SÅ Off-site	-7	-8	-4	-4	-4	-4
E7: Icke-förnybara naturresurser	Naturresurser SÅ Off-site	-6	-10	-4	-4	-4	-4
E8: Icke återvinningsbart avfall	Avfall SÅ Off-site	-1	-2	0	0	0	0

Tabell 3b. Respondenternas svar redovisade jämte varandra i den social-kulturella dimensionen. A = Hans-Inge Svensson; B = Lars Bevmo; C = Per Mårtensson + Elisabet Hammarlund.

Nyckelkriterier	Underkriterier	Alternativ 1			Alternativ 2			Alternativ 3		
		Poäng			Poäng			Poäng		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
S1. Närmiljö och trivsselfaktorer	Närmiljö och trivsselfaktorer SÅ On-site	IR			IR			IR		
	Närmiljö och trivsselfaktorer SÅ Off-site	-6	-5	-6	-4	-3	-4	-4	-3	-4
	Närmiljö och trivsselfaktorer KF On-site	+8	+10	+7	-2	+3	+7	-4	+5	+5
	Närmiljö och trivsselfaktorer KF Off-site	+8	+5	+6	-2	+4	+6	-4	+5	+4
S2. Kulturarv	Kulturarv SÅ On-site	IR			IR			IR		
	Kulturarv SÅ Off-site	IR			IR			IR		
S3. Hälsa och säkerhet	Hälsa och säkerhet SÅ On-site	-4	-5	-4	-2	-3	-3	-2	-2	-3
	Hälsa och säkerhet SÅ Off-site	-4	-3	-4	-2	-1	-2	-2	-1	-2
	Hälsa och säkerhet KF On-site	0	+2	0	0	+2	0	0	+1	0
	Hälsa och säkerhet KF Off-site	0	+2	+2	0	+1	+2	0	+1	+1
S4. Rättvisa	Rättvisa SÅ On-site	IR			IR			IR		
	Rättvisa SÅ Off-site	-2	0	0	-1	0	0	-1	0	0
	Rättvisa KF On-site	+10	+10	+9	-4	+5	+4	-4	+3	+2
	Rättvisa KF Off-site	+10	+8	+9	-6	+4	+4	-6	+4	+2
S5. Lokalt deltagande	Lokalt deltagande SÅ On-site	0	+1	0	0	+1	0	0	+1	0
	Lokalt deltagande SÅ Off-site	+2	+1	+4	+2	+1	+4	+2	+1	+4
	Lokalt deltagande KF On-site	+8	+5	0	+8	+5	0	+8	+5	0
	Lokalt deltagande KF Off-site	+8	+2	+6	+4	+2	+6	+3	+2	0
S6. Lokal acceptans	Lokal acceptans SÅ On-site	IR			IR			IR		
	Lokal acceptans SÅ Off-site	+6	+10	+6	-6	+5	+4	-8	+2	-2
	Lokal acceptans KF On-site	IR			IR			IR		
	Lokal acceptans KF Off-site	+10	+10	+6	-6	+5	+6	-8	+2	+2

Den tydligaste skillnaden mellan respondenternas svar var att Svensson i mycket större omfattning tilldelade alternativ 2 och 3 negativa poäng. Förklaringen är att Teckomatorpsborna önskar se föreningarna avlägsnas i största möjliga mån så att orten en gång för alla kan lämna BT Kemi-skandalen bakom sig. Svensson menar således att åtgärdsalternativ där föreningarna finns kvar på området, oavsett om de är inneslutna i en barriär, skulle möta starkt motstånd från lokalbefolkningen (Svensson H.-I. , 2015).

För underkriteriet *S1. Närmiljö och trivsselfaktorer KF on-site* tilldelade jag alla åtgärdsalternativen positiva poäng då samtliga utgår från att det södra området efter genomförd sanering kommer omvandlas till ett rekreativområde. Svensson menade dock att vetskapen om att föreningarna fortfarande finns kvar i marken motiverar negativa poäng. Svensson menar att Teckomatorps medborgare skulle uppröras av att tid och pengar

avsätts på en saneringsåtgärd där föroreningarna ändå i slutändan finns kvar i marken (Svensson H.-I. , 2015). Ovanstående exempel illustrerar en osäkerheten med metoden - att människor resonerar och analyserar problem ur olika synvinklar – vilket leder till att poängsättningen av underkriterierna kan variera kraftigt mellan olika respondenter.

Under åren 2005, 2007 och 2009 genomförde Svalövs kommun attitydundersökningar för att undersöka hur saneringsarbetet med BT Kemi påverkade såväl lokalbefolkningens som övriga boende i Skånes attityder till Teckomatorp. Resultaten från 2009 års attitydundersökning visade att 82 % av Teckomatorps invånare anser att BT Kemi-skandalen påverkat orten något, ganska eller mycket negativt. Vidare ansåg 75 % av invånarna att de var välinformerade om det då pågående saneringsarbetet och 65 % ansåg att saneringsarbetet påverkade deras bild av Teckomatorp positivt (Norborg, 2009).

Referenser

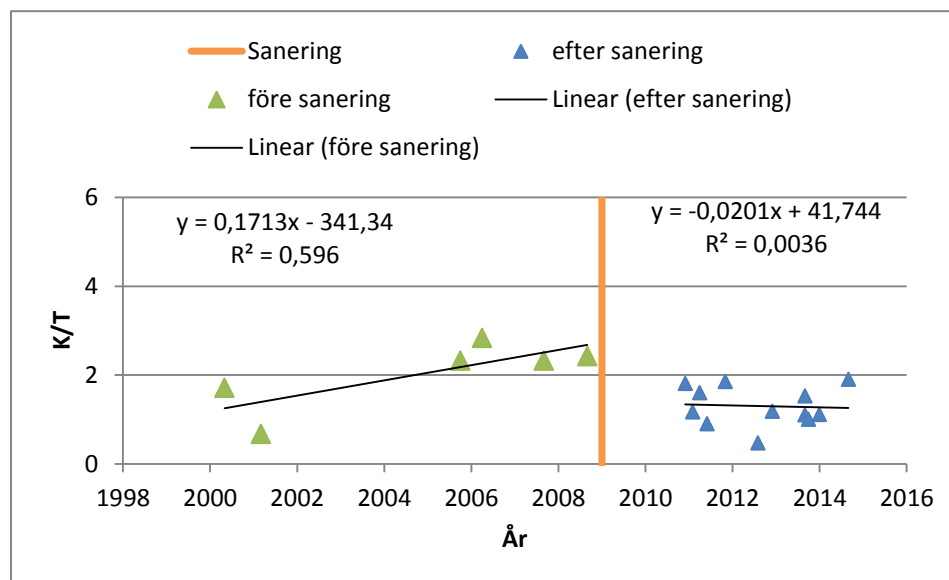
Bevmo, L. (2015-03.24). (P. Mårtensson, Intervjuare).

Norborg, K (2009). *Attitydundersökning- Teckomatorp, Del 3*.Svalöv: Svalövs kommun.

Svensson, H.-I. (2015-03-19). (P. Mårtensson, Intervjuare).

Bilaga 4 – Ökade fastighetspriser

För att undersöka om saneringen av det södra området kan komma att påverka fastighetspriserna i Teckomatorp utgick jag från hur saneringen av det norra området inverkar på priset. Fredrik Warnquist, universitetsadjunkt i Fastighetsvetenskap på Lunds Tekniska Högskola, gav mig tillgång till data över försäljningen av fastigheter i Teckomatorp mellan åren 2000-2015. För att undersöka hur saneringen av det norra området påverkat fastighetspriserna gjorde jag först en geografisk avgränsning där jag valde ut objekt som sålts i närheten av det norra området. Följden blev att fastigheter på endast Skolgatan, Bangatan och Garvaregatan valdes ut. För att inte riskera att faktorer som ålder på fastigheten, läge eller renoveringsgrad inverkar på resultatet valde jag att dividera fastighetens kostnad med dess taxeringsvärde (K/T). Därefter plottade jag fastighetens K/T med året för försäljning (figur 4a).



Figur 4a. Diagram över prisutvecklingen på fastigheter i Teckomatorps norra områden uppdelat före och efter sanering. Den vertikala orange linjen markerar året 2009 då saneringen av det norra området slutfördes. Uppgifter från Warnquist (2015).

Resultatet visar tydligt saneringen av det norra området inte medfört någon prisökning på fastigheterna i närområdet. Tvärtom förefaller priserna ha minskat efter saneringen. Det är dock svårt att dra några generella slutsatser om en sanerings påverkan på fastighetspriserna utifrån datan jag arbetat med. Priset på en fastighet avgörs av en rad andra faktorer utöver en eventuell sanering - exempelvis reporänta, bostadsbrist och den generella utvecklingen för en ort (infrastruktursatsningar m.m.). Taxeringsvärdet baseras även alltid på prisnivån två år innan taxeringsvärdet fastställs (Skatteverket, 2015). Merparten av fastigheterna köpta efter saneringen införskaffades dock två år efter saneringen vilket innebär att taxeringsvärdets fördröjda prisnivå inte haft någon påverkan på mitt resultat.

Båda mina respondenter, Bevmo och Svensson, ansåg dock att saneringen av det södra området kommer ha en positiv inverkan på fastighetspriserna i Teckomatorp. Det är fullt möjligt men på förhand svårt att kvantifiera. Min slutsats är att sekundärnyttan ökade fastighetspriser i nuläget inte går att värdera.

Referenser

Skatteverket. (2015). *Så tas taxeringsvärdet fram*. Hämtad från Skatteverket: <https://www.skatteverket.se/privat/fastigheterbostad/fastighetstaxering/deklarerasmahus/satastaxeringsvardetfram.4.76a43be412206334b89800042837.html>. Den 14 04 2015.

Bilaga 5 – Minskade icke-akuta hälsorisker

För att kvantifiera hur mycket åtgärdsalternativen eventuellt minskar de icke-akuta hälsoriskerna beräknas hur mycket de eventuellt minskar risken för exponerade att insjukna i cancer. Jag kommer endast utgå från dioxin då ämnet är vetenskapligt bevisat karcinogent samt att det återfinns i högst halter av de karcinogena ämnena på det södra området. Gällande exponeringsvägar kommer inte intag av grundvatten, grönsaker och svamp samt bär att beaktas då de inte utgör reella exponeringsvägar i nollalternativet (Elert, 2011).

Den icke-akuta hälsoriskerna beräknades på medianvärdet av de uppmätta dioxinhalterna vid de tre områdena som utgör södra området (röda, gula och blå). Delområdena är indelade utifrån föroreningsnivå och hänsyn måste tas till deras respektive storlek när risken ska beräknas. Det röda och gula området uppskattas vardera utgöra 15 % av området medan det blå området uppskattas utgöra 70 %.

Risken beräknas genom att addera riskerna som de olika områdena utgör med hänsyn till deras storlek.

$$Risk_{total} = Risk_{Röd} + Risk_{Gul} + Risk_{Blå}$$

Uppskattad exponering utgår från Naturvårdsverkets rekommenderade parametrar som redovisas i tabell 5a.

Tabell 5a. Parametrar för att beräkna uppskattad exponering. Södra området är MKM i nollalternativet och då området är inhägnat finns inga barn på området (Naturvårdsverket, 2009).

Vuxna	MKM
Dagligt jordintag, SI_{adult} (mg/d)	20
Antal dygn/tillfällen exponering sker, $t_{is-adult}$ (d/år)	200
Kroppsvikt, m_{adult} (kg)	70
Viktbaserad daglig exponering, R_{is} (mg jord/kg, d)	0,16 (11.2 mg)
Antal år som exponering sker, T_{adult}	59

Det tolerabla dagliga intaget (TDI) av dioxiner är 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (KI, 2014). En vuxen kan således inta 140 pg dioxiner/ dag (0,14 ng/dag).

Uppmätta medianhalter för dioxin i de olika områdena är (Englöv & Vanek, 2011):

Röda området = 490 ng TEQ per kg TS = $4,9 \cdot 10^{-4}$ ng per mg TS

Gula området = 4,3 ng TEQ per kg TS = $4,3 \cdot 10^{-6}$ ng per mg TS

Blå området = 3,7 ng TEQ per kg TS = $3,7 \cdot 10^{-6}$ ng per mg TS

Riskerna som nollalternativets halter av dioxiner utgör, R_o , jämförs med halterna som finns efter genomförd sanering (alternativ 1, 2 och 3). De uppmätta halterna efter sanering har jag baserat på Naturvårdsverkets acceptabla risknivå. Naturvårdsverket anser att en acceptabel risknivå (R_i) för ett förorenat område är 1 extra cancerfall/ 100 000 exponerade under en livstid (Naturvårdsverket, 2009).

$$R_i = 10^{-5}$$

För uträkning av R_o se tabell 5b.

Tabell 5b. Uträkning av risknivån gällande dioxin för vardera område samt den summerade totala risknivån för hela det södra området.

	Riskenivå, röda	Riskenivå, gula	Riskenivå, blå	Total riskenivå, R ₀
Dioxin	0,15*(0,16*70)* 4,9 * 10 ⁻⁴ = 8,2*10 ⁻⁴	0,15*(0,16*70)* 4,3 * 10 ⁻⁶ = 7,2*10 ⁻⁶	0,7*(0,16*70)* 3,7 * 10 ⁻⁶ = 2,9*10 ⁻⁵	8,6*10 ⁻⁴

Kostnaden för den icke-akuta hälsorisen utgör beräknas enligt följande ekvation:

$$N_{\text{icke-akut hälsorisk}} = \left(\frac{R_0 \times n}{t} - \frac{R_1 \times n}{t} \right) \times VSL \times 2 \times P_{\text{dödlighet}}$$

t = tiden en vuxen exponeras för föroreningen i nollalternativet

n = antalet personer som exponeras för föroreningen i nollalternativet

VSL = värdet av ett statistiskt liv

P_{dödlighet} = sannolikheten att avlida till följd av cancerformen

Ingående parametrar

Tiden som exponeringen pågår är taget från Naturvårdsverkets (2009) rekommenderade värde (tabell 5a.). Antalet personer som exponeras uppskattas till 1 då området i nollalternativet är ett inhägnat område utan några verksamheter. Rosén *et al.* (2008) rekommenderar att VSL dubblas vid miljörelaterade dödsfall. Dioxiner kan orsaka lungcancer (Toxtown) som är en cancerform där endast 15% av insjuknade överlever i fem år (Cancercentrum).

$$N_{\text{icke-akut hälsorisk}} = (0,00086/59 - 0,00001/59) \times 21\,000\,000 \times 2 \times 0,85 = 0,000014576 - 0,0000001695 \times 35\,700\,000 = 514,3 \text{ SEK}$$

Nytan antas uppkomma först efter 59 år. Nuvärdet av 514 SEK, med en kalkylränta på 1,5%, 59 år fram i tiden är:

$$PV = 514 \times (1/1+0,015)^{59} = 213 \text{ SEK}$$

Referenser

- Cancercentrum. *Process och organisation*. Hämtad från Cancercentrum: <http://www.cancercentrum.se/vast/Patientprocesser/lungcancer/Process-och-organisation/>. Den 13 04 2015.
- Elert, M. (2011). *BT KEMI EFTERBEHANDLING Södra området – Bilaga 4 Riskbedömning*. Kemakta Konsult AB: Svalövs kommun.
- Englöv, P., & Vanek, V. (2011a). *BT KEMI EFTERBEHANDLING - Beskrivning av geologiska och hydrogeologiska förhållanden samt föroreningsförhållanden*. Malmö: SWECO.
- KI. (2014). *Dioxiner*. Hämtad från KI: <http://ki.se/imm/dioxiner>. Den 02 04 2015.
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976: Bromma.
- Rosén, L., Back, P.-E., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., Brodd, P., & Grahn, L. (2008). *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser - Metodutveckling och exempel på tillämpning*. Bromma: Naturvårdsverket.
- Toxtown. *Dioxins*. Hämtad från Toxtown: http://toxtown.nlm.nih.gov/text_version/chemicals.php?id=12. Den 13 04 2015.

Bilaga 6 – Åtgärdsalternativens investerings- och driftkostnader

Bedömda kostnader (investerings-, drift- och underhållskostnader) för åtgärdsalternativen är hämtade från Gustafsson (2011). Åtgärdsalternativens investeringskostnaderna redovisas i tabell 6a och drift- och underhållskostnader redovisas i tabell 6b.

Samtliga sekundärkostnader, utom en, i huvudkostnaden *Saneringskostnader* från Rosén *et al.* (2014) rapport har jag slagit samman till den gemensamma sekundärkostnaden *Investeringskostnad för åtgärdsalternativen*. Sekundärkostnaden *Kostnad för övervakning och uppföljning* redovisas fortfarande enskilt då dess kostnader sträcker sig över tid och måste diskonteras för att få fram en nuvärdeskostnad.

Tabell 6a. Investeringskostnader(Mkr/år) för åtgärdsalternativen.

Alternativ	1	2	3
Efterbehandling	118,1 ³	22,3	22,1
Återställning	7,5	3,6	3,6
Projektledning	9,3	11,7	11,7
Miljökontroll	6,2	3,6	0
Inlösen	12,0	12,0	12,0
Oförutsett 20%	34,2	11,1	11,1
Summa	187,3	64,3	64,1

Tabell 6b. Drift- och underhållskostnader (Kkr/år) för åtgärdsalternativen.

Alternativ	1	2	3	Nollalternativ
Kalkylränta(%); period(år)	1,5; 5	1,5; 100	1,5;100	1,5;100
Pumpning/behandling	0,0	30,0	0	30,0
Underhåll	0,0	145,2	145,2	0,0
Efterkontroll	250,0	250,0	250	250,0
Oförutsett 20 %	50,0	85,0	85,0	50,0
Summa	300,0	510,2	480,2	330,0
Nuvärdeskostnad	1 444	26 331	24 783	17 147

Nollalternativet förutsätts medföra såväl pumpning och behandling av grundvattnet samt efterkontroller i 100 år framåt(Gustafsson, 2011). Kostnaden det innebär ska dras av från övriga åtgärdsalternativs NNV. Nuvärdet av nollalternativets kostnader kommer, med en kalkylränta på 1,5 % vara:

$$330\ 000 * ((0,015+1)^{100} - 1)/0,015(1+0,015)^{100} = 17\ 147\ 000\ \text{SEK.}$$

³ 3 huvudstudien beräknades efterbehandlingskostnaden uppgå till 133,6 Mkr. Beräkningen utgick dock från valutakursen 10,5 kr/€. Omräknat till dagens valutakurs på 9,28 kr/€ blir kostnaden 118,1 Mkr.

Referenser

Gustafsson, J. (2011). *BT Kemi Efterbehandling Södra området - Åtgärdsalternativ*. Stockholm: Sweco Environment AB.

Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., o.a. (2014). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment*, 621–638.

Bilaga 7 – Ökade hälsorisker beroende på transporter

Sannolikheten för att en olycka ska inträffa med tungt fordon beräknas enligt ekvationen (Vägverket & Räddningsverket, 1998):

$$P_o = N * Q * L * 365 * F * 10^{-6}$$

N = antal tunga transporter i medeltal/dygn

Q = antal olyckor/miljoner transportkilometer.

L = Vägsträckan (i km)

F = Antalet fordon/olycka (1,8 i tätort och 1,5 på landsbygd)

Lastbilstransporterna kommer gå från Teckomatorp till Landskrona hamn. Sträckan kan delas upp i tre delsträckor beroende på förändringar i vägsträckan. Sträcka (1) är en 50 km/h-väg i tätort och utgör totalt 3 km. Sträcka (2) är en vanlig väg med hastighetsbegränsning 70 km/h och sträckan uppgår till 5 km. Sträcka (3) är en vanlig väg med hastighetsbegränsning 90 km/h och sträckan uppgår till 9 km (Trafikverket 2014b).

Uppgifter om antalet transporter/dag grundar sig på saneringen av det norra området. Norra området borttransporterade 78 600 ton förorenade massor vilket krävde 2 400 lastbilstransporter. Transporter/dag varierade mellan 100 och 150 (Englöv & Wickström, 2011). Alternativ 1 för södra området förutsätter borttransportering av ca 78 300 ton förorenade massor vilket nästan är i samma storleksordning som massorna som borttransporterades vid saneringen av det norra området. Under ett år skulle medelantalet transporter/dygn uppgå till 6,575 för att borttransportera alla förorenade massor.

Ingående värden

N = 6,6/dygn

Q = Varierar beroende på vägsträcka. Se tabell 7a.

L = Varierar beroende på vägsträcka. Se tabell 7a.

F = Varierar beroende på vägsträcka. Se tabell 7a.

Tabell 7a. Skillnader i vägsträckan mellan Teckomatorp och Landskrona hamn. P_o räknas ut från de enskilda vägsträckorna.

Vägsträcka	L (km)	Q	F
1	3	1,2	1,8
2	5	0,8	1,5
3	9	0,42	1,5

Tabell 7b. P_0 -värdet för vägsträckorna med redovisade beräkningar.

	Vägsträcka 1	Vägsträcka 2	Vägsträcka 3
Uträkning	$6,6 * 1,2 * 3 * 365 * 1,8 * 10^{-6}$	$6,6 * 0,8 * 5 * 365 * 1,5 * 10^{-6}$	$6,6 * 0,42 * 9 * 365 * 1,5 * 10^{-6}$
P_0	0,016	0,014	0,014

Beräkning av årlig riskkostnad

Att värdera kostnaden för ett dödsfall eller svår olycka är förenat med stora svårigheter. Förlusten av ett mänskligt liv är självklart en tragedi för personens familj och vänner och att sätta ett ekonomiskt värde på det kan upplevas som stötande. I ekonomiska riskanalyser monetariseras därför *värdet av rädda ett statistiskt liv* (VSL). Ett statistiskt liv är värdet av en okänd persons liv och anses gälla för alla. VSL beräknas utifrån vad individer är villiga att betala för att reducera dödsrisken. Detta kan röra sig om allt ifrån att investera i en säkrare bil, köpa en cykelhjälm till att investera i en brandvarnare. VSL erhålls sedan genom att dividera medelbetalningsviljan för dödsriskminskningen med hur mycket risken för att avlida minskar. VSL är således inget statistiskt värde. Det ändrar sig från fall till fall (Rosén, 2008). Jag har utgått från Trafikverkets rekommenderade VSL-värde för människor som förolyckas i trafiken.

Kostnad dödsfall (VSL): 21 000 000 SEK (Trafikverket, 2014a)

Kostnad svår skada: 16,6 % av VSL dvs. 3 486 000 SEK (Trafikverket, 2014a)

Jag antar att personer som råkar ut för en olycka under lastbilstransporterna blir svårt skadad och således kommer kosta 3 486 000 SEK/person.

Antalet personer i varje lastbil vid en olycka uppskattas till 1,5 (Vägverket & Räddningstjänsten, 1998)

Årlig riskkostnaden vid olycka på landsbygd:

$$P_0 (0,014) * 3\,486\,000 * 1,5 * 1,5 = 109\,900 \text{ SEK}$$

Årlig riskkostnad vid olycka i tätort:

$$P_0 (0,016) * 3\,486\,000 * 1,5 * 1,8 = 150\,600 \text{ SEK}$$

Totala sträckan: 17 km

Riskkostnad tätort:

$$3/17 * 150\,600 = 26\,470 \text{ SEK}$$

Riskkostnad landsbygd:

$$14/17 * 109\,900 = 90\,505 \text{ SEK}$$

Total riskkostnad alternativ 1

$$26\,470 + 90\,505 = 117\,000 \text{ SEK}$$

Referenser

Englöv, P., & Wickström, J. (2011). *Redovisning av utförda efterbehandlingsåtgärder inom norra BT Kemi-området, Teckomatorp, Svalövs kommun*. Malmö: SWECO.

Rosén, L., Back, P.-E., Soutukorva, Å., Söderqvist, T., Brodd, P., & Grahn, L. (2008). *Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser - Metodutveckling och exempel på tillämpning*. Bromma: Naturvårdsverket.

Trafikverket (2014a). *Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 5.1*. Hämtad från Trafikverket:
http://www.trafikverket.se/contentassets/13c6f625c3324bc4b34a59c9f4594703/09_trafiksakerhet_a51.pdf
den 30 03 2015.

Trafikverket (2014b). *Sveriges vägar på karta*. Hämtad från Trafikverket:
<http://www.trafikverket.se/Foretag/Trafikera-och-transportera/Trafikera-vag/Verktyg-e-tjanster-och-vagdata/Sveriges-vagar-pa-karta/> den 30 03 2015.

Vägverket & Räddningstjänsten (1998). *Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka – hantering av risker vid petroleumutsläpp*.

Bilaga 8 – Minskad tillgång på ekosystemtjänster

Under punkten K3, *minskad tillgång på ekosystemtjänster p.g.a. saneringsarbetet*, uppskattas K3b *minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen* genom att beräkna åtgärdalternativens CO₂-utsläpp. Uträkningarna har genomförts med SGFs verktyg *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten* (SGF, 2012) . Verktyget hittas på <http://www.sgfmark.se/>.

För att monetarisera utsläppen föreslår Statens institution för kommunikationsanalys (SIKA) ett pris på 3,50 kr/kg utsläpp CO₂ för projekt med betydande miljöpåverkan (SIKA, 2009).

Avgränsning

Jag har endast utvärderat bortschaktning av förorenade massor, transporten av dem samt miljöuppföljningen som åtgärdsalternativen kräver över tid. Övriga poster som ingår i verktyget har varit svåra att kvantifiera.

Uträkningar av koldioxidutsläpp

Tabell 8a. Antaganden för schablonberäkningar (SGF, 2012).

Källa	CO ₂ _{ekv} utsläpp
Schaktning av massor	600 g/ton
Lastbil - tung med släp kapacitet 30 ton/last	1200 g/km
Båttransport	12 g/km
Bentonitmatta	0,13 g/m ²
Uppföljning/miljökontroll	120 g/h

Alternativ 1

Arean som ska utgrävas uppskattas till 9 500 m²

Volymen jord som kommer grävas bort är 33 700 m³

Jordens skrymdensitet uppgår till 1,75 g/cm³

Total mängd förorenade massor att omhänderta 73 466 ton

Uppföljningsarbetet uppskattas till 100 h (20 h/år i 5 år).

Tabell 8b. Indata för beräkning av CO₂-emissioner för alternativ 1. Samtliga faktauppgifter om åtgärdalternativet kommer från Gustafsson (2011) samt SGF (2012).

Schaktarbete	Totala utsläpp: 73 466 ton * emissionsfaktorn 600g/ton = 44,079 ton CO ₂
Lastbilstransport	Avstånd Bangatan 24 till Fartygsgatan Landskrona hamn (tur och retur) = 38 km (Google Maps, 2015) Varje lastbil fraktar ca 30 ton Total antal transporter 73 466/30 = 2 448,87 Totalt körsträcka 2 448,87*(38) = 93 057,06 km Totala utsläpp: 93 057,06 km * emissionsfaktorn 1 200 g/km = 111, 67 ton CO ₂
Fartygstransport	Landskrona hamn – Bremen Terminal = 537,36 km (SeaRates.com , 2015). Tur och retur = (537,36*2 = 1 074,72 km Varje fartyg fraktar 6 000 – 7 000 ton Total antal transporter 73 466/6 000 = 12,24 Totalt körsträcka 12,24 *1 074,72 km = 13 154,57 km Utsläpp: 13 154,57 km *emissionsfaktorn 12g/km = 0,15785 ton CO ₂
Behandling av massor (termisk desorption)	73 300 ton * emissionsfaktorn 56 328,96 g / ton = 4 128,91 ton CO ₂
Uppföljning/miljökontroll	(Uppskattas till) 100 h *emissionsfaktorn 120 g/h = 0,012 ton CO ₂
Totalutsläpp CO ₂	4 284,73 ton CO ₂
Utsläppskostnad	4 284 730 * 3,50 kr = 14 996 550 kr

Alternativ 2

Arean som ska utgrävas uppskattas till: 9 500 m²

Volymen jord som kommer grävas bort är: 33 700 m³

Jordens skrymdensitet uppgår till: 1,75 g/cm³

Mängd massor som schaktas upp 20 830 ton

Total mängd förorenade massor att omhänderta: 73 466 ton

Uppföljningsarbetet uppskattas till 2 000 h (20 h/år i 100 år).

Tabell 8c. Indata för beräkning av CO₂-emissioner för alternativ 2. Samtliga faktauppgifter om åtgärdalternativet kommer från Gustafsson (2011) samt SGF (2012).

Schaktarbete	20 830 ton * emissionsfaktorn 600g/ton = 12, 498 ton CO ₂
Anläggningsarbete (bentonitmatta)	15 100 m ² * emissionsfaktorn 0,13 g/m ² = 0,001963 ton CO ₂
Uppföljningsarbete/miljökontroll	2 000 h * emissionsfaktorn 120 g/h = 0,24 ton CO ₂
Totalutsläpp CO ₂	12,74 ton CO ₂
Utsläppskostnad	12 740 * 3,5 kr = 44 590 kr

Alternativ 3

Arean som ska utgrävas uppskattas till: 9 500 m²

Volymen jord som kommer grävas bort är: 33 700 m³

Jordens skrymdensitet uppgår till: 1,75 g/cm³

Mängd massor som schaktas upp 20 830 ton

Total mängd förorenade massor att omhänderta: 73 466 ton

Tabell 8d. Indata för beräkning av CO₂-emissioner för alternativ 3. Samtliga faktauppgifter om åtgärdalternativet kommer från Gustafsson (2011) samt SGF (2012). Enda skillnaden mot alternativ 2 är att utsläpp från uppföljningsarbete/miljökontroll saknas.

Schaktarbete	20 830 ton * emissionsfaktorn 600g/ton = 12, 498 ton CO ₂
Anläggningsarbete (bentonitmatta)	15 100 m ² * emissionsfaktorn 0,13 g/m ² = 0,001963 ton CO ₂
Totalutsläpp CO ₂	12,5 ton CO ₂
Utsläppskostnad	12 500 * 3,5 kr = 43 750 kr

Referenser

Gustafsson, J. (2011). *Bilaga 5 BT Kemi Efterbehandling Södra området - Åtgärdsalternativ*. Stockholm: SWECO Environment AB.

SeaRates.com . (2015). Hämtat från Distances and Time: <http://www.searates.com/reference/portdistance/> den 20 03 2015

SGF. (2012). *Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten - Användarhandledning*. SGF.

SIKA. (2009). *Värden och metoder för transportsektorns samhällsekonomiska analyser – ASEK 4*. Statens institut för kommunikationsanalys.

Bilaga 9 – Viktning av nyckel- och underkriterier

Nyckelkriterier

Viktningen av nyckelkriterierna i den ekologiska och social-kulturella dimensionen räknas ut genom följande ekvation:

$$W_{k,D} = \frac{l_{k,D}}{\sum_{k=1}^K l_{k,D}}$$

W = vikten

k = nyckelkriterie

D = dimensionen

l = betydelsen

Nyckelkriteriet *El. Mark* tilldelades betydelsen 3. Värdet 3 divideras sedan med summan av alla andra nyckelkriterier i den ekologiska dimensionens betydelse (=14) och erhåller således vikten 0,22 (22%). Nyckelkriterier som tilldelats betydelsen 2 erhåller vikten 14% ($\frac{2}{15}$) och betydelsen 1 ger vikten 7 %.

Underkriterier

Viktningen av underkriterierna sker enligt följande ekvation:

$$W_{j,k} = \frac{l_{j,k}}{\sum_{j=1}^J l_{j,k}}$$

W = vikten

k = nyckelkriterie

j = underkriterie

l = betydelsen

Underkriteriet *Ekotoxikologiska risker SÅ On-Site* tilldelades betydelsen 2. Värdet divideras sedan med summan av samtliga underkriteriers betydelse som ingår i *El. Mark* (=8). *Ekotoxikologiska risker SÅ On-Site* får vikten 0,25 medan de två övriga underkriterierna, som tilldelats betydelsen 3, får vikten 0,375. Summan av underkriteriernas , som hör till ett nyckelkriterie, vikt ska vara 1.

Bilaga 10 – Beräkning av hållbarhetsindex

Åtgärdsalternativens hållbarhetsindex beräknas för vardera dimension. Indexet beräknas enligt ekvation:

$$H_{D,i} = \sum_{k=1}^K W_{k,D} \sum_{j=1}^J W_{j,k,D} Z_{j,k,D}$$

W = vikten

k = nyckelkriterie

D = dimensionen

j = underkriterie

Z = underkriterie j:s poäng

Nyckelkriteriets vikt multipliceras med summan av dess underkriteriers vikter multiplicerade med deras tilldelade poäng. För E1. Mark gäller $0,22 * ((0,25 * -4) + (0,375 * 8) + (0,375 * 7))$. Proceduren upprepas för samtliga nyckelkriterier med tillhörande underkriterier och erhållna värden adderas samman.

Tabell 10a. Matris över åtgärdsalternativens hållbarhetsindex i den ekologiska dimensionen med ingående värden.

Nyckelkriterier	Vikt	Underkriterier	Vikt	Poäng			Nyckelkriteriernas hållbarhetsindex (H _E)		
				Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
E1. Mark	0,22	Ekotoxikologiska risker SÅ on-site	0,25	-4	-2	-2	1,018	0,963	0,796
		Ekotoxikologiska risker KF on-site	0,375	8	6	4			
		Markfunktioner SÅ on-site	0,375	7	7	7			
E3. Grundvatten	0,22	Grundvatten SÅ on-site	0,125	2	2	0	1,073	0,743	0,33
		Grundvatten SÅ off-site	0,125	1	1	0			
		Grundvatten KF on-site	0,375	8	4	2			
		Grundvatten KF off-site	0,375	4	4	2			
E4: Ytvatten	0,14	Ytvatten SÅ off-site	0,5	-2	-1	-1	0,14	0,21	0,07
		Ytvatten KF off-site	0,5	4	4	2			
E5: Sediment	0,07	Sediment SÅ off-site	0,5	0	0	0	0,035	0,035	0
		Sediment KF off-site	0,5	1	1	0			
E6: Luft	0,07	Luft SÅ off-site	1	-6	-4	-4	-0,42	-0,28	-0,28
E7: Icke-förnybara naturresurser	0,14	Naturresurser SÅ off-site	1	-8	-4	-4	-1,12	-0,56	-0,56

E8: Icke återvinningsbart avfall	0,14	Avfall SÅ off-site	1	-2	0	0	-0,28	0	0
Alternativens hållbarhetsindex (H _E)							0,446	1,111	0,356

Tabell 10b. Matris över åtgärdalternativens hållbarhetsindex i den social-kulturella dimensionen med ingående värden.

Nyckelkriterier	Vikt	Underkriterier	Vikt	Poäng			Nyckelkriteriernas hållbarhetsindex (H _S)		
				Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3
S1. Närmiljö och trivsselfaktorer	0,25	Närmiljö och trivsselfaktorer SÅ off-site	0,143	-6	-4	-4	1,287	0,93	0,82
		Närmiljö och trivsselfaktorer KF on-site	0,429	8	5	5			
		Närmiljö och trivsselfaktorer KF off-site	0,429	6	5	4			
S3. Hälsa och säkerhet	0,16	Hälsa och säkerhet SÅ On-site	0,286	-4	-3	-3	-0,229	-0,092	-0,16
		Hälsa och säkerhet SÅ Off-site	0,286	-4	-2	-2			
		Hälsa och säkerhet KF On-site	0,143	2	2	1			
		Hälsa och säkerhet KF Off-site	0,286	2	2	1			
S4. Rättvisa	0,17	Rättvisa SÅ Off-site	0,17	0	0	0	1,359	0,566	0,283
		Rättvisa KF On-site	0,5	10	4	2			
		Rättvisa KF Off-site	0,33	9	4	2			
S5. Lokalt deltagande	0,17	Lokalt deltagande SÅ On-site	0,17	0	0	0	0,566	0,453	0,34
		Lokalt deltagande SÅ Off-site	0,33	2	2	2			
		Lokalt deltagande KF On-site	0,17	4	4	4			
		Lokalt deltagande KF Off-site	0,33	6	4	2			
S6. Lokal acceptans	0,25	Lokal acceptans SÅ Off-site	0,5	8	-2	-6	2,25	-0,5	-1,5
		Lokal acceptans KF Off-site	0,5	10	-2	-6			
Alternativens hållbarhetsindex (H _S)							5,235	1,358	-0,214

Tabell 10c. Matris över åtgärdalternativens NNV.

Huvudnyttor och kostnader	Sekundärnyttor och kostnader	Alternativ 1			Alternativ 2			Alternativ 3		
		F/B	Läge	Osäk	F/B	Läge	Osäk	F/B	Läge	Osäk
N1. Ökat fastighetspris	N1a. Ökad fastighetspris på området	IR			IR			IR		
	N1b. Ökade fastighetspriser i anslutning till området	ALM	X	M	ALM	X	M	ALM	X	M
N2. Förbättrad hälsa	N2a. Minskade akuta hälsorisker	ANS	(X)	M	ANS	(X)	M	ANS	(X)	M
	N2b. Minskade icke-akuta hälsorisker	ANS	0,0002	M	ANS	0,0002	M	ANS	0,0002	M

	N2c. Andra former av förbättrad hälsa, t.ex. minskad oro	ALM	X	L	ALM	X	L	ALM	X	L
N3. Ökad tillgång på ekosystemtjänster	N3a. Ökade möjligheter till rekreation på området	ALM	X	L	ALM	X	L	ALM	X	L
	N3b. Ökade möjligheter till rekreation i omgivningen	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M	ALM	(X)	M
	N3c. Ökad tillgång av andra ekosystemtjänster	Ingen F/B	(X)	L	Ingen F/B	(X)	L	Ingen F/B	(X)	M
N4. Andra externa positiva effekter	N4. Andra externa positiva effekter	IR			IR			IR		
K1. Saneringskostnader	K1a. Investeringskostnad för åtgärdsalternativen	UTV	187,3	M	UTV	64,3	M	UTV	60,7	M
	K1b. Övervakning och uppföljning	UTV	1,44 -17,15 ⁴	L	UTV	26,331-17,15	L	UTV	24.783-17,15	L
K2. Försämrad hälsa p.g.a. saneringsarbetet	K2a. Ökade hälsorisker på området till följd av saneringsarbetet	UTV								
	K2b. Ökade hälsorisker beroende på transporter till följd av saneringsarbetet	UTV	0,117	M	UTV	X	M	UTV	X	M
	K2c. Ökade hälsorisker vid deponin	IR			IR			IR		
	K2d. Andra former av försämrad hälsa, t.ex. ökad oro	Ingen F/B	(X)	M	Ingen F/B	(X)	M	Ingen F/B	(X)	M
K3. Minskad tillgång av ekosystemtjänster på området	K3a. Minskad tillgång av ekosystemtjänster på platsen till följd av saneringsarbetet	IR			IR			IR		
	K3b. Minskad tillgång av ekosystemtjänster i omgivningen till följd av saneringsarbetet	ALM	14,997	H	ALM	0,0445	H	ALM	0,0438	H
	K3c. Minskad tillgång av ekosystemtjänster till följd av miljöpåverkan vid deponin	IR			IR			IR		
K4. Andra externa negativa effekter	Andra externa negativa effekter	IR			IR			IR		
NNV (Mkr)		-186,7			-73,5			-68,3		

4 Kostnaden för nollalternativets uppföljning och övervakning

Totalt normaliserat hållbarhetspoäng

$$H_i = 100 \left[W_E \frac{H_{E,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{E,1..N});|\text{Min}(H_{E,1..N})|]} + W_S \frac{H_{S,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{S,1..N});|\text{Min}(H_{S,1..N})|]} + W_{NNV} \frac{NNV_i}{\text{Max}[\text{Max}(NNV_{1..N});|\text{Min}(NNV_{1..N})|]} \right]$$

Alternativ 1

$$H_1 = 100 * (0,33 * (0,446/1,111) + 0,33 * (5,23/5,23) + 0,33 * (-186,7/186,7)) = 100 * (0,132 + 0,33 - 0,33) = 100 * 0,134 = 13,4$$

Alternativ 2

$$H_2 = 100 * (0,33 * (1,111/1,111) + 0,33 * (1,36/5,23) + 0,33 * (-73,5/186,7)) = 100 * 0,33 * (1 + 0,26 - 0,39) = 0,287 * 100 = 28,7$$

Alternativ 3

$$H_3 = 100 * (0,33 * (0,36/1,111) + 0,33 * (-0,21/5,23) + 0,33 * (-68,3/186,7)) = 100 * 0,33 * (0,32 - 0,04 - 0,366) = -0,027 * 100 = -2,7$$