

## 5.2 Exempel 2: Poängbaserad riskvärdering

### 5.2.1 Objekt

Vid en f.d. impregneringsplats är marken förorenad av metaller och PAH. I en åtgärdsutredning har fyra åtgärdsalternativ utretts:

1. Schaktning i kombination med tätning.
2. Schaktning i kombination med jordtvätt.
3. Schaktning i kombination med termisk destruktion.
4. Övertäckning.

En poängbaserad riskvärdering ska utföras enligt arbetsgången i Kapitel 3. Som stöd används Figur 1.2.

### 5.2.2 Steg 1 – Förberedelser

*Förutsättningar:* Syftet med riskvärderingen är att identifiera det lämpligaste och mest hållbara åtgärdsalternativet. Markanvändningen är densamma för samtliga åtgärdsalternativ och arbetet utförs därmed i "skede B – åtgärdsval" (Avsnitt 3.2.2).

En särskild omständighet är att det finns både skola och förskola i omgivningen, vilket måste beaktas vid åtgärdens genomförande.

*Åtgärds mål:* De övergripande åtgärds målen kontrolleras och bedöms vara lämpliga, förutom att hållbarhetsaspekter för genomförandet saknas. Målen kompletteras därför med sådana hållbarhetsaspekter, bland annat utsläpp av växthusgaser.

*Organisation:* Riskvärderingsgruppen utgörs av konsult och beställare. Det planeras att ta in särskild kompetens angående de sociala aspekterna under värderingsarbetet (Steg 4).

*Underlag:* Underlaget från undersökning, riskbedömning och åtgärdsutredningen kontrolleras och bedöms vara tillräckligt.

*Åtgärdsalternativ:* Åtgärdsalternativen från åtgärdsutredningen kontrolleras mot frågorna i Avsnitt 3.2.6. Alternativ 4 bedöms inte uppfylla miljöbalkens krav och sorteras därför bort. Det beslutas att riskvärderingen ska omfatta de tre åtgärdsalternativ som återstår samt ett nollalternativ.

*Dokumentation och rapportering:* Det beslutas att riskvärderingsarbetet ska dokumenteras och rapporteras i en fristående rapport.

### 5.2.3 Steg 2 – Metodval

*Avgränsning av riskvärderingen:* Det beslutas att två tidshorisonter ska användas vid värderingarna:

1. Effekter på kort sikt (under åtgärdens genomförande).
2. Effekter på längre sikt (efter genomförd åtgärd och senare).

Både effekter inom och utanför det förorenade området beaktas. Effekter som uppkommer vid tillverkning av fordon, utrusning, bränslen och liknande beaktas däremot inte.

*Val av angreppssätt:* Angreppssättet ska vara poängbaserad riskvärdering.

*Val av kriterier:* Riskvärderingsgruppen diskuterar frågan. Man utgår från kriterierna i Tabell 3.4 och väljer ut dem som bedöms vara lämpliga i det aktuella projektet. Det resulterar i tio kriterier:

Ekologisk dimension:	1. Utsläpp till luft
	2. Jord och mark
	3. Grundvatten
	4. Ekologi
	5. Naturresurser och avfall
Social dimension:	6. Hälsa och säkerhet
	7. Närmiljö
	8. Lokalsamhälle
Ekonomisk dimension:	9. Åtgärds kostnad
	10. Beständighet och flexibilitet

Kriteriernas innebörd förklaras i riskvärderingsrapporten. Poängskalan väljs som -5 till +5, det vill säga relativ värdering tillämpas. Som referens för den relativa värderingen används nollalternativet på kort sikt, vilket innebär att alla poäng sätts relativt dagens situation. Det bestäms även att kriterierna ska viktas. Ingen viktning görs mellan kort och lång sikt i detta exempel.

#### 5.2.4 Steg 3 – Komplettering av underlag

Det saknas i stort sett underlag för värdering av de sociala kriterierna nr 7 och 8. Information samlas in genom intervjuer med bland annat tjänstemän på kommunen.

#### 5.2.5 Steg 4 – Värdering

*Arbetsformer:* Värdering av kriterierna görs i en mindre workshop där förutom riskvärderingsgruppen även ingår kommunala tjänstemän med kunskap om omgivningen, skolverksamheten med mera. En ledare utses som förbereder workshoppen noggrant. Samtliga deltagare ges även möjlighet att lämna synpunkter skriftligen.

Workshopen hålls under en heldag med många pauser, för att deltagarna ska vara fokuserade.

*Värdering av kriterier:* Värdering av kriterierna görs med poäng under workshoppen, se Tabell 5.2. Minnesanteckningar skrivs under arbetet av särskilt utsedd person (inte ledaren). Efter workshoppen dokumenteras värderingarna i rapporten med hjälp av minnesanteckningarna. Tre exempel på motiveringar till värderingarna för kriterium nr 1, 6 och 7:

- *Utsläpp till luft:* Avser effekter på kort sikt jämfört med nollalternativet. Alternativ 1 medför omfattande schaktning och transport av förorenad jord till deponi, vilket ger stora utsläpp till luft (-5 poäng). Alternativ 2 medför mindre transporter och därmed lägre utsläpp. Alternativ 3 medför ett visst utsläpp av förångad förorening men betydligt mindre schaktning och transport än alternativ 1.
- *Hälsa och säkerhet:* På kort sikt medför samtliga alternativ vissa ökade hälsorisker på grund av damning med mera, jämfört med nollalternativet. För alternativ 1 tillkommer dessutom ökade olycksrisker vid transporter med mera, vilket gör att alternativ 1

framstår som sämst (-2 poäng). På lång sikt ger samtliga åtgärdsalternativ en god riskreduktion (+4 poäng).

- *Närmiljö*: Samtliga alternativ medför störningar i närmiljön på kort sikt. Störningarna är störst för alternativ 1 (mer omfattande schaktning och transporter, -4 poäng). Alternativ 2 och 3 ger också störningar men i något mindre omfattning. På lång sikt bedöms närmiljön att förbättras något för samtliga alternativ, relativt nollalternativet (+1 poäng).

Värderingarna av övriga kriterier motiveras på liknande sätt.

*Viktning av kriterier*: Under workshopen görs även viktning av kriterierna, se Tabell 5.2. Vikterna med motiveringar dokumenteras.

Tabell 5.2 Poängbaserad riskvärderingsmatris för Exempel 2 (utan nollalternativet). Viktad totalpoäng anges inom parentes eftersom kort och lång sikt inte nödvändigtvis kan adderas.

Kriterium	Vikt	Alt. 1		Alt. 2		Alt. 3	
		Kort sikt	Lång sikt	Kort sikt	Lång sikt	Kort sikt	Lång sikt
1. Utsläpp till luft	1	-5	0	-4	0	-2	0
2. Jord och mark	1	-1	+4	-2	+4	-3	+4
3. Grundvatten	2	0	+3	0	+2	0	+3
4. Ekologi	1	0	+1	0	+2	0	+1
5. Naturresurser och avfall	1	-3	0	-3	0	-2	0
6. Hälsa och säkerhet	3	-2	+4	-1	+4	-1	+4
7. Närmiljö	1	-4	+1	-3	+1	-3	+1
8. Lokalsamhälle	1	0	+3	0	+3	0	+3
9. Åtgärds kostnad	2	-5	0	-3	0	-3	0
10. Beständighet och flexibilitet	1	0	+5	0	+3	0	+4
<b>Viktad poäng:</b>		-29	+33	-21	+29	-19	+31
<b>Viktad totalpoäng:</b>		(+4)		(+8)		(+12)	



*Sammanställning, tolkning och kontroll:* Poäng och vikter sammanställs i en riskvärderingsmatris, se Tabell 5.2. Vikterna summeras och jämförs mellan:

- Hållbarhetsdimensionerna.
- Skyddsobjekt i miljön jämfört med människors hälsa.

Bedömningen är att det finns en rimlig balans mellan de tre hållbarhetsdimensionerna (vikt=6 för ekologisk dimension, vikt=5 för social dimension och vikt=3 för ekonomisk dimension). Miljöeffekterna får en något större tyngd än hälsoeffekterna, vilket bedöms vara rimligt i detta fall.

Poängen summeras separat för kort respektive lång sikt. När de viktade poängen jämförs mellan åtgärdsalternativen konstateras att på lång sikt är alla tre åtgärdsalternativen fördelaktiga men alternativ 1 framstår som något bättre än de övriga. Däremot är alternativ 1 betydligt sämre på kort sikt, alltså under åtgärdsfasen. En summering av kort och lång sikt redovisas men denna poängsumma visas inom parentes, som en markering att det inte är självklart att dessa två tidshorisonter kan adderas. I detta fall blir ändå den samlade bedömningen att alternativ 3 är det bästa och mest hållbara alternativet eftersom det är i stort sett likvärdigt med alternativ 1 på lång sikt men betydligt bättre på kort sikt.

En kontroll görs även av totalpoängen för respektive hållbarhetsdimension (visas ej i Tabell 5.2). Det framgår då att de tre åtgärdsalternativen presterar ungefär lika bra i den ekologiska dimensionen men att de skiljer sig åt i den sociala och den ekonomiska dimensionen.

En enkel känslighetsanalys görs genom att poängsättningarna justeras något för de mest osäkra kriterierna. Detta påverkar dock inte slutresultatet nämnvärt, vilket leder till slutsatsen att riskvärderingen ger ett beslutsunderlag som är tillräckligt för ett robust beslut.

Notera att kriterium nr 8 hade kunnat slopas eftersom värderingarna för detta kriterium inte skiljer sig åt mellan alternativen.

#### **5.2.6 Steg 5 – Beslutsunderlag**

Riskvärderingsrapporten färdigställs och granskas innan den överlämnas till beställaren. Rapporten utgör underlag för beslut om åtgärd.



## Referenser

Andersson-Sköld H., Helgesson H., Enell A. & Suer P. (2011). Matrisbaserat beslutsstödsverktyg för bedömning av miljö- och samhällsaspekter vid markanvändning. Statens geotekniska institut, Linköping.

Arm M., Göransson G., Helgesson H., Kiilgaard R., Lundqvist U. & Zetterlund M. (2019). Hållbar samhällsplanering med Backcasting-SAMLA. En metodbeskrivning. Statens geotekniska institut, Linköping.

Avfallsförordning (2020:614).

Back P.E., Norrman J., Rosén L., Volchko Y., Söderqvist T., Brinkhoff P. & Garcao R. (2019). Do we have sufficient information to assess the sustainability? 15th International Conference on Sustainable Use and Management of Soil, Sediment and Water Resources, 20–24 May 2019, Antwerp, 139-140.

Clayton W. (2017). Remediation decision-making and behavioral economics: Results of an industry survey. *Groundwater Monitoring & Remediation* 37, no. 4, 23–33.

DCLG (2009). Multi-criteria analysis: a manual. Department for Communities and Local Government, London.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar).

Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1143/2014 av den 22 oktober 2014 om förebyggande och hantering av introduktion och spridning av invasiva främmande arter.

Franceschini L. (2018). Sustainability assessment of in-situ remediation techniques using the SCORE method. The Kolkajen-Ropsten case study. Master's thesis, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.

Förordning (2001:512) om deponering av avfall.

ISO (2006a). ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Organization for Standardization, Geneva.

ISO (2006b). ISO 14044:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. Organization for Standardization, Geneva.

ISO (2017). ISO 18504:2017. Soil quality – Sustainable remediation. International Organization for Standardization, Geneva.

Kulturmiljölag (1988:950).

Kungörelse (1974:152) om beslutad ny regeringsform.

MA (2005). Millenium Ecosystem Services Assessment (2005): Ecosystem and human wellbeing: Synthesis. Island Press, Washington DC.

Miljöbalk (1998:808).

- Miljööverdomstolens dom den 8 juni 2010 i mål nr M 491-09 (MÖD 2010:31).
- Miljööverdomstolens dom den 22 december 2010 i mål nr M 8489-09.
- Naturvårdsverket (2009a). Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009b). Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009c). Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärdsåtgärder. Rapport 5978, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2018). Utvärdering av 2009 års vägledningsmaterial om efterbehandling av förorenade områden. En förstudie inför uppdatering av vägledningsmaterialet. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Norrman J., Nordzell H., Söderqvist T., Franceschini L. & Rosén L. (2019). Riskvärdering med SCORE-metoden för den f.d. kemtvätten på Blekingegatan i Helsingborg: Fallstudierapport. Institutionen för bygg- och miljöteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Plan- och bygglag (2009:100).
- Regeringens proposition 1997/98:45, Miljöbalk.
- Regeringens proposition 2001/02:72, Ändringar i regeringsformen – samarbetet i EU m.m.
- Rosén L., Back P.E., Söderqvist T., Soutukorva Å. & Grahn L. (2008). Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Rapport 5836, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Rosén L., Back P.E., Söderqvist T., Norrman J., Brinkhoff P., Norberg T., Volchko Y., Norrin M., Bergknut M. & Döberl G. (2015). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment* 511: 621–638.
- Rosén L., Franzén F., Norrman J., Söderqvist T. & Volchko J. (2016). Riskvärdering med SCORE-metoden för Järpens industriområde i Åre kommun: Fallstudierapport. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Räddningsverket (2003). Handbok för riskanalys. Räddningsverket, Karlstad.
- SGF (2015). Carbon footprint från efterbehandling och andra markarbeten. Svenska Geotekniska Föreningen. <http://www.sgfmark.se/>
- SGI (2016a). Riskbedömning av förorenade områden med hänsyn till sårbarhet för naturolyckor. Information och råd. SGI Publikation 20, Statens geotekniska institut, Linköping.
- SGI (2016b). SAMLA för förorenade områden. Statens geotekniska institut, Linköping. <https://www.sgi.se/sv/produkter--tjanster/verktyg/samla-foroerade-omraden/>

- SGI (2021). Inventering av effektivitetshinder och kunskapsbehov 2021. Statens geotekniska institut, Linköping.
- SIS (2018). SS-ISO 18504:2018. Markundersökningar – Hållbar efterbehandling (ISO 18504:2017, Sustainable Remediation). Swedish Standards Institute, Stockholm.
- SLU (2022). Vad är ekosystemtjänster? SLU Artdatabanken, Uppsala. <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/vad-ar-ekosystemtjanster/>
- SOU 1992:58. Miljöskulden. En rapport om hur miljöskulden utvecklas om vi ingenting gör. A. Jernelöv, Miljövårdsberedningen, Stockholm.
- SOU 2004:67. Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2004. Statens råd för kärnavfallsfrågor (KASAM), Stockholm.
- SuRF-UK (2020a). Supplementary report 1 of the SuRF-UK framework: A general approach to sustainability assessment for use in achieving sustainable remediation. CL:AIRE, Buckinghamshire.
- SuRF-UK (2020b). Supplementary report 2 of the SuRF-UK framework: Selection of indicators/criteria for use in sustainability assessment for achieving sustainable remediation. CL:AIRE, Buckinghamshire.
- Svenning, Miljöbalk (1998:808) 3 kap. 1 §, Lexino 2017-01-19 (JUNO).
- SYSAV (2021). Avfallshierarkin. <https://www.sysav.se/skola/Avfallstrappan/>
- Söderqvist T. (2019). Lärdomar hos aktörer och forskare under forskningsprojektet SA-FIRE om hållbar och effektiv efterbehandling av förorenade områden. Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, Chalmers Tekniska högskola, Göteborg
- Söderqvist T., Brinkhoff P., Norberg T., Rosén L., Back P.E. & Norrman J. (2015). Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land. *Journal of Environmental Management* 157 (2015): 267–278.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. Ed. Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Vestin J., Ladekrans T., Ohlsson Y., Stark M. (2021). Inventering av effektivitetshinder och kunskapsbehov 2021, Förorenade områden – Alternativa åtgärder till schaktsaneringar, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.



## Bilagor

## 1. Bilaga – Kriterier för hållbarhet

I denna bilaga beskrivs kriterier som är framtagna specifikt för att bedöma hållbarhet av efterbehandlingsåtgärder vid förorenade områden. Bilagan baseras på SuRF-UK (2020b). De justeringar som gjorts jämfört med SuRF-UK:s sammanställning är följande:

- Kriteriernas namn har översatts till svenska och justerats något.
- Grundvatten och ytvatten har separerats. Ytvatten har kompletterats med sediment.
- Arbetstillfällen har strukits som kriterium. Sådana aspekter kan vid behov vägas in i kriterium nr 13 eller 14 nedan.
- Beskrivningarna av kriterierna har formulerats fritt men med inspiration från SuRF-UK:s arbete.
- Vissa kriterier har kompletterats med effekter som inte diskuteras av SuRF-UK. Som exempel kan nämnas återfyllnadsmassornas lämplighet (kriteriet Jord och mark), effekter på grundvattenberoende ekosystem (kriteriet Grundvatten) samt effekter på ekosystem i ytvatten och sediment (kriteriet Ytvatten och sediment).

Det bör noteras att sammanställningen nedan inte är en komplett lista av alla tänkbara kriterier som kan användas vid riskvärdering. Syftet med genomgången är istället att ge stöd och inspiration vid valet av kriterier i enskilda projekt.

I huvudtextens Kapitel 4 diskuteras det svenska juridiska ramverket och hur det påverkar den ekonomiska hållbarhetsdimensionen. SuRF-UK:s arbete har inte samma utgångspunkt och därför kan de ekonomiska kriterierna nedan kräva en viss vaksamhet eftersom de inte är helt anpassade till svenska förhållanden.

### Ekologisk dimension

#### 1. Utsläpp till luft

Kriteriet omfattar åtgärdernas utsläpp till luft i form av växthusgaser, utsläpp som bidrar till försurning, utsläpp som skadar ozonskiktet samt utsläpp som påverkar luftkvaliteten vid markytan. Notera att utsläpp till luft även kan påverka den sociala dimensionen (kriterierna *Hälsa och säkerhet* samt *Närmiljö*).

#### 2. Jord och mark

Kriteriet avser positiva och negativa effekter på jorden, markens ekosystem samt markens stabilitet. Här ingår bland annat:

- Ekosystemtjänster som marken levererar.
- Påverkan på geotekniska förhållanden.
- Återfyllnadsmassornas lämplighet.
- Sekundära effekter som förändrade markförhållanden kan ge upphov till.
- Särskilt skyddsvärda områden.

#### 3. Grundvatten

Kriteriet omfattar åtgärdernas direkta och indirekta effekter på grundvatten, bland annat följande:

- Föroreningshalter.

- Vattenkemi.
- Hydrogeologiska förhållanden.
- Grundvattenberoende ekosystem.
- Övergripande effekter på grundvattnet, som skyddsobjekt och som resurs.

Hälsoeffekter orsakade av grundvatten beaktas genom kriteriet *Hälsa och säkerhet*. Grundvatten som ekonomisk resurs hör hemma under kriteriet *Indirekta kostnader och nyttor* eller möjligen *Direkta kostnader och nyttor*, beroende på projekt.

#### 4. Ytvatten och sediment

Kriteriet omfattar åtgärdernas direkta och indirekta effekter på ytvatten och sediment, bland annat följande:

- Föroreningshalter.
- Vattenkemi.
- Hydrologiska förhållanden.
- Ytvattenekosystemet.
- Övergripande effekter på ytvattnet, som skyddsobjekt och som resurs.

Hälsoeffekter orsakade av ytvatten beaktas med kriteriet *Hälsa och säkerhet*. Ytvatten som ekonomisk resurs kopplar till kriteriet *Indirekta kostnader och nyttor* eller möjligen *Direkta kostnader och nyttor*, beroende på projekt. Det kan även finnas en koppling till kriteriet *Lokalsamhälle* (utsikt mot vatten, badmöjligheter med mera).

#### 5. Ekologi

Kriteriet omfattar positiva och negativa ekologiska effekter som åtgärderna ger upphov till. Kriteriet kan vara viktigt för många förorenade områden och kan stödjas av exempelvis naturvärdesinventeringar, för att lyfta fram ekologiska mervärden i efterbehandlingsprojekt. Kriteriet fångar upp effekter på flora, fauna, habitat och biodiversitet. Det bör tillämpas för ekologiska effekter som inte täcks in av kriterierna *Jord och mark*, *Grundvatten* samt *Ytvatten och sediment*. Kriteriet omfattar exempelvis:

- Effekter på skyddade eller särskilt skyddsvärde områden.
- Effekter på näringsväven, såsom sekundärförgiftning.
- Effekter på ekosystemtjänster.
- Effekter av främmande eller invasiva arter.

Ekonomiska effekter av ekosystemtjänster kopplar till kriteriet *Indirekta kostnader och nyttor*. Det kan även finnas en koppling till kriteriet *Lokalsamhälle* (områdets attraktionskraft med mera).

#### 6. Naturresurser och avfall

I detta kriterium inryms efterbehandlingsåtgärdens förbrukning av energi och naturresurser samt produktion av avfall. Exempel på aspekter som kan vägas in är:

- Energiförbrukning och energieffektivitet.
- Förbrukning av ändliga resurser.
- Generering av avfall (kontaminerade massor, behandlingsvätskor med mera).
- Ianspråktagande av deponiutrymme.



- Återanvändning av massor (cirkulär ekonomi).

Efterbehandlingsåtgärdernas vattenförbrukning kan även vägas in. Däremot beaktas grundvatten och ytvatten som naturresurser under separata kriterier, se ovan.

Ekonomiska effekter med koppling till kriteriet kan hanteras under kriterierna *Direkta kostnader och nyttor* eller *Indirekta kostnader och nyttor*.

## Social dimension

### 8. Etik och jämlikhet

Kriteriet omfattar olika etiska frågor, rättviseaspekter och jämlikhetsfrågor. Dessa aspekter är viktigast i projekt där allmänheten påverkas av åtgärderna. Kriteriet beaktar exempelvis:

- Rättvisa inom nuvarande generation.
- Rättvisa gentemot kommande generationer.
- Hur potentiella eller upplevda störningar på lokalsamhället omhändertas av projektet.
- Hur olika gruppers känslighet eller misstänksamhet gentemot vissa typer av åtgärder hanteras.
- Förändringar på platsen som gynnar vissa medborgare men missgynnar andra.

### 7. Hälsa och säkerhet

Kriteriet omfattar de effekter på människors hälsa och säkerhet som åtgärderna ger upphov till, både positiva och negativa. Den mest uppenbara positiva effekten är minskade risker genom att föroreningen åtgärdas. Negativa effekter omfattar exempelvis:

- Exponering för föroreningar i samband med åtgärden (damm, ångor med mera).
- Olycksrisker på grund av tunga maskiner, transportfordon med mera.
- Olycksrisker från mindre maskiner och utrustning (värme, elektricitet, vibrationer med mera).
- Exponering för skadliga kemikalier som används i åtgärdsmetoden.
- Risker i samband med transport av farligt avfall.

Det finns ett avgränsningsproblem gentemot kriteriet *Närmiljö* där störningar som inte direkt påverkar hälsa och säkerhet beaktas, till exempel begränsade bullerstörningar.

Gränsdragningen mellan dessa kriterier måste bestämmas i projektet.

### 9. Närmiljö

Kriteriet omfattar effekter i den fysiska miljön vid och i omgivningen av det förorenade området (effekter på lokalsamhället och människors nyttjande av området ingår inte, se kriteriet *Lokalsamhälle* nedan). Effekterna inkluderar fysiska störningar under pågående åtgärd men även positiva och negativa effekter efter åtgärdens genomförande. Några exempel är:

- Störningar under pågående åtgärd i form av buller, vibrationer, ljus, damm och lukt.
- Påverkan på trafiken under åtgärden.
- Påverkan på kulturmiljön.

- Arkeologiska effekter.
- Påverkan på landskapsmiljön.
- Positiva effekter genom att invasiva ogräs eller skadedjur avlägsnas.
- Upprustning och vitalisering av områden i förfall.

Om störningarna från pågående åtgärd är så stora att de påverkar människors hälsa ingår de i kriteriet *Hälsa och säkerhet*.

#### 10. Lokalsamhälle

Kriteriet fokuserar på hur områdets funktionalitet och hur området används av befolkningen (jämför kriteriet *Närmiljö* som omfattar fysiska effekter). Exempel omfattar:

- Påverkan på lokala tjänster och samhällsfunktioner.
- Funktioner som stigar, gångvägar, öppna ytor för allmänheten med mera.
- Stigma gällande hur området uppfattas (oro för fastighetsvärden med mera).
- Områdets attraktionskraft.
- Påverkan på rekreation.
- Hinder och avspärrningar för människor under pågående åtgärd.

#### 11. Osäkerhet och evidens

Kriteriet avser osäkerheter kopplade till åtgärdsalternativen och hur väl dessa presterar. Här ingår även osäkerheter om hur alternativen accepteras av myndigheter, hur åtgärder-  
nas funktion kan verifieras samt teknikleverantörens expertkunskap. Exempel på aspekter som ryms inom kriteriet är:

- Kvaliteten på evidens för att åtgärden fungerar och presterar som avsett.
- Kvaliteten på studier och undersökningar som ligger till grund för aktuell åtgärdslösning.
- Kravnivåer på validering och verifiering av aktuell metod.
- Eventuell bias i tidigare genomförda undersökningar, orsakad av provtagning, tolkning eller annat.
- Kvaliteten på konceptuella modeller som ligger till grund för åtgärderna.

### Ekonomisk dimension

#### 12. Direkta kostnader och nyttor

Kriteriet omfattar direkta finansiella kostnader, intäkter eller minskade utgifter. Den mest typiska kostnaden är åtgärds-kostnaden. I vissa fall kan åtgärden bidra till att kostnader för pågående skyddsåtgärder upphör, till exempel pågående pumpning, vattenrening med mera. Sådana poster kan också tas upp här.

#### 13. Indirekta kostnader och nyttor

Kriteriet omfattar övriga indirekta kostnader och nyttor som en åtgärd ger upphov till. Notera dock att effekter som är hänförliga till den ansvarige för föreningen inte ska beaktas enligt det svenska regelverket, se Avsnitt 4.1.5. Kriteriet kan i vissa fall omfatta:

- Fastighetsvärdesförändringar.
- Förbättrat (eller försämrat) företagsklimat i området.

- Ekonomiska störningar i omgivningen på grund av saneringsåtgärderna eller permanent (minskade butiksintäkter med mera).

#### 14. Inducerade kostnader och nyttor

Kriteriet omfattar ekonomiska effekter som uppkommer genom investeringar utanför efterbehandlingsprojektet men som är ett resultat av detta. Exempel är:

- Ytterligare saneringar i närområdet, som en följeffekt av projektet och aktuell efterbehandlingsmetod.
- Etablering av nya företag eller andra ekonomiska verksamheter som resultat av åtgärden.
- Ekonomiska nyttor av ny åtgärdsteknik.
- Effekter på den lokala arbetsmarknaden.
- Kunskaphöjning och ökad anställningsbarhet för individer.

#### 15. Beständighet och flexibilitet

Kriteriet omfattar åtgärdernas funktion över tid samt hur flexibla och motståndskraftiga åtgärderna är vid förändringar. Exempel är:

- Hur lång tid åtgärdslösningen förmår ge en acceptabel riskreduktion.
- Under hur lång tid som kontrollåtgärder behöver pågå eller övervakning ske.
- Under hur lång tid som restriktioner av olika slag måste följas, exempelvis odlingsrekommendationer, begränsningar i grundvattenuttag eller konsumtion av dricksvatten eller fisk.
- Behov av att upprätta en institutionell kontrollmekanism för åtgärden och möjligheten att upprätthålla en sådan över tid.
- Åtgärdernas motståndskraft mot klimatförändringar.
- Möjligheter att justera åtgärden om kunskapen om föroreningsituationen förändras under pågående projekt (ytterligare förorening upptäcks).
- Åtgärdens ekonomiska känslighet för förändringar i projektbudget med mer, särskilt för åtgärder som pågår under lång tid.



## 2. Bilaga – Värderingsmetoder

Det finns många olika metoder som kan användas vid riskvärdering med syfte att identifiera hållbara efterbehandlingsmetoder. I huvudtextens Kapitel 3 diskuteras tre grundläggande angreppssätt: beskrivande, poängbaserad samt kvantitativ riskvärdering. För information om beskrivande och poängbaserade riskvärdering hänvisas därför till Kapitel 3.

I denna bilaga beskrivs ett urval metoder översiktligt (Tabell 0.1). Flera av dem har tillämpats vid riskvärdering vid förorenade områden medan andra har potential att användas för sådana tillämpningar. Några är utformade för att täcka in samtliga hållbarhetsdimensioner, andra har en mer begränsad inriktning. Vissa av metoderna bör enbart användas i kombination med andra metoder. För varje metod beskrivs fördelar och nackdelar.

Tabell 0.1 Exempel på metoder för hållbarhetsanalys av efterbehandlingsåtgärder vid förorenade områden. Metodernas indelning i grupper är schematisk.

<b>Övergripande metoder:</b>	<b>Multikriterieanalys (MKA)</b>
	Parvis jämförelse
	<i>Back-casting</i>
<b>Ekologisk dimension:</b>	Livscykelanalys (LCA)
	Koldioxidavtryck
<b>Ekonomisk dimension:</b>	Kostnads-nyttoanalys (CBA)
	Kostnadseffektivitetsanalys (CEA)

Det finns även metoder som helt ska undvikas vid riskvärdering på grund av sina nackdelar. Här kan nämnas metoder som enbart bygger på magkänsla (eng. *gut feeling* eller *gut intuition*), se Clayton (2017). Sådana angreppssätt leder lätt till kognitiv bias och de är dessutom svårgenomskådliga för granskaren.

### Multikriterieanalys

Multikriterieanalys (MKA) är en grupp av metoder för beslutsstöd som kan användas för vitt skilda tillämpningar. Principen är att ett antal kriterier definieras som beslutet ska baseras på. Dessa värderas därefter på ett systematiskt sätt för samtliga beslutsalternativ. Genom matematiska algoritmer kan därefter det totalt sett lämpligaste alternativet identifieras.

Linjär additiv multikriterieanalys (DCLG, 2009) är den metod som ligger till grund för poängbaserad riskvärdering i Kapitel 3. Det är även en av de enklaste och mest flexibla metoderna. Det finns dock betydligt fler metoder som rymms under benämningen MKA, även några av metoderna i denna bilaga.

En fördel med multikriterieanalys är att metoden är mycket flexibel. Den kan exempelvis användas för alla tre hållbarhetsdimensionerna. En nackdel med MKA är att metoden kan ge ett sken av vetenskaplighet även i de fall kriterierna är illa valda eller värderingarna tveksamma.

Multikriterieanalys har i olika former tillämpats vid riskvärdering vid ett stort antal förorenade områden i Sverige.

### Parvis jämförelse

Parvis jämförelse är en metod där olika alternativ jämförs parvis med varandra, med avseende på vissa egenskaper (kriterier). Resultaten kan sedan användas för att skapa en rangordning mellan alternativen. Datorprogram brukar användas när metoden används eftersom beräkningarna är relativt avancerade.

En fördel med metoden är dess enkelhet vid tillämpning. Att utföra parvisa jämförelser av alternativ lämpar sig relativt bra för efterbehandlingsåtgärder. Med hjälp av avancerad matematik klara metoden även att hantera situationer då användaren gör motstridiga värderingar. En nackdel med metoden kan vara att datorprogrammet fungerar som en "black box", det vill säga det kan vara svårt att förstå resultatet om man inte är expert.

Parvis jämförelse har tillämpats vid enstaka förorenade områden, främst i undervisnings- eller forskningssyfte.

### Back-casting

Back-casting är en metod som används för att planera strategiskt för en hållbar utveckling. Metoden innebär att man utgår från en målbild, relativt långt fram i tiden, och med utgångspunkt från denna formuleras en handlingsplan för att nå denna framtid. På sätt och vis kan man säga att Naturvårdsverkets redovisade process för efterbehandling (Naturvårdsverket, 2009c) är en form av back-casting, där målbilden först formuleras som övergripande åtgärds mål, vilka sedan efterföljande steg i processen strävar mot. En viktig skillnad är att vid back-casting definieras kriterier för hållbarhet redan från början i processen, medan detta ofta inte görs förrän senare i efterbehandlingsprocessen.

En fördel med att tillämpa back-casting vid förorenade områden är att målbilden lyfts fram och tydliggörs eftersom hela planeringen syftar mot mål och delmål som ska uppnås. Nackdelen i efterbehandlingssammanhang är att metoden kräver ett något annorlunda arbetssätt än vad som är inarbetat i branschen. I metoden används exempelvis inte olika åtgärdsalternativ som vägs mot varandra i en riskvärdering.

Back-casting, i kombination med multikriterieanalys, har föreslagits som metod vid markplanering där bland annat föroreningsfrågor hanteras (Arm et al., 2019).

### Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) definieras av ISO (2006a; 2006b) som sammanställning och utvärdering av inflöden, utflöden och den potentiella miljöpåverkan för ett produktsystem<sup>27</sup>

---

<sup>27</sup> Med produkter avses alla varor eller tjänster.



under dess livscykel. Av detta framgår att fokus ligger på processer och deras påverkan i den ekologiska hållbarhetsdimensionen.

Fördelen med LCA är att metoden kan åstadkomma en helhetsbild av den totala miljöpåverkan under en produkts livscykel, även kallat "från vaggan till graven". Vidare är metodiken för att utföra en LCA standardiserad. Det finns både programvaror (till exempel SimaPro och Gabi) och databaser (exempelvis ecoinvent) som kan användas. En nackdel är det krävs expertkunskap för att kunna utföra en LCA på rätt sätt. Ibland är utformning av en LCA tidskrävande, beroende på studiens mål och omfattning. Eftersom metoden fokuserar på miljöeffekter från processer måste vissa frågor vid efterbehandling, till exempel risker från själva föroreningen i marken, hanteras på annat sätt. Vidare måste LCA måste kombineras med andra metoder för att täcka in alla tre hållbarhetsdimensionerna.

Det finns även en metod, *Life Cycle Sustainability Analysis* (LCSA), som är mer inriktad på hållbarhet i alla tre hållbarhetsdimensionerna. Där används en kombination av LCA, livscykelkostnadsanalys (LCC) och social livscykelanalys (S-LCA). Även denna metod har fokus på processer, även om perspektivet är bredare än vid LCA och därför ligger närmare problemställningen vid förorenade områden.

LCA har tillämpats vid förorenade områden i Sverige, bland annat för att samla in information som därefter använts vid multikriterieanalys (Franceschini, 2018).

### **Koldioxidavtryck**

Koldioxidavtryck är en beräkning av utsläpp av växthusgaser som orsakas av en organisation, ett projekt eller en händelse. Det beräknade värdet anges ofta i form av koldioxidkvivalenter. Koldioxidavtrycket kan sägas utgöra en delmängd av det ekologiska fotavtrycket, det vill säga metoden ger svar som tillhör den ekologiska hållbarhetsdimensionen.

Koldioxidavtryck kan tillämpas i alla projekt som leder till utsläpp av växthusgaser, även efterbehandlingsprojekt. En fördel med metoden är att det finns verktyg anpassade för efterbehandling som är lätt tillgängliga, se SGF (2015). Nackdelen är att koldioxidavtryck endast omfattar en delmängd av den ekologiska dimensionen, det vill säga den är otillräcklig som enda metod för att analysera ekologisk hållbarhet. Koldioxidavtryck måste därför kombineras med andra metoder vid riskvärdering.

Koldioxidavtryck har tillämpats vid riskvärdering vid ett stort antal förorenade områden i Sverige.

### **Kostnads-nyttoanalys**

Kostnads-nyttoanalys, CBA (eng. *Cost-Benefit Analysis*), är en metod för att beräkna samhällsnyttan av projekt. Metoden tillämpas bland annat i stora infrastrukturprojekt. Vid CBA kvantifieras kostnader och nyttor i en monetär enhet, lämpligen kronor. Kvantifieringen görs ur ett individperspektiv, med utgångspunkten hur människors välbefinnande påverkas. I analysen summeras nyttor och kostnader för samhällets samtliga individer, idag och i framtiden. Nyttorna och kostnaderna jämförs med varandra för att se om



nyttorna är större än kostnaderna eller om det förhåller sig tvärtom. Om nyttorna överstiger kostnaderna indikerar det samhällsekonomisk lönsamhet.

En fördel med CBA är det strukturerade arbetssättet för att beakta både positiv och negativa effekter. Metoden är dessutom tydligt definierad. Det finns däremot några problem när metoden ska tillämpas vid riskvärdering i efterbehandlingsprojekt. Det största problemet är att CBA bygger på en helt annan filosofi än den som kommer till uttryck i lagstiftningen för förorenade områden, se de juridiska grunderna i Kapitel 4. CBA bygger på filosofin utilitarism som innebär att den totala nyttan ska maximeras. Miljöbalkens syn på förorenade områden innebär däremot att den som byggt upp en miljöskuld ansvarar för att betala denna genom efterbehandlingsåtgärder. CBA besvarar frågan om en efterbehandlingsåtgärd är samhällsekonomisk lönsam eller inte, men det är inte denna fråga som ska besvaras i riskvärderingen enligt lagstiftaren. Det leder till att det är mycket lätt att misstolka resultatet från en CBA i efterbehandlings-sammanhang. Det finns ytterligare några skillnader som bör nämnas. Enligt rättspraxis ska inte effekter som kan hänföras till den ansvarige för föroreningen tas upp i riskvärderingen (Avsnitt 4.1.5), men någon sådan begränsning finns inte i en CBA. Vidare bygger CBA på ett renodlat antropocentriskt synsätt men i en riskvärdering finns ofta behov av att väga in även icke-antropocentriska värden, som naturens värde i sig. Det innebär att en CBA behöver kombineras med någon annan metod.

En viktig del i en CBA är monetarisering av positiva och negativa effekter, även framtida sådana. I ekonomiska modeller hanteras framtida kostnader och nyttor genom diskontering, vilket innebär att den framtida kostnaden eller nyttan omräknas till nutid med hjälp av en diskonteringsränta. Beräkningen leder till att kostnader och nyttor som uppkommer i framtiden får ett lägre värde i kalkylen än motsvarande kostnader och nyttor i nutid. Detta kan ha en viss betydelse ur ett hållbarhetsperspektiv. Diskonteringen kan leda till att långsamma efterbehandlings-åtgärder, som vissa *in situ*-åtgärder, framstår som mindre hållbara än schaktsaneringar där riskreduktionen uppnås snabbt. Det finns därför en risk att alternativa åtgärdsmetoder (Avsnitt 4.2) missgynnas, vilket man bör vara uppmärksam på. På motsvarande sätt kan diskonteringen medföra att åtgärdslösningar som skjuter kostnader framåt i tiden, till kommande generationer, framstår som fördelaktiga, vilket stämmer illa med miljöbalkens intentioner.

Det finns även ett etiskt problem med monetarisering av vissa effekter vid förorenade områden, främst hälsoeffekter. Det är vanligt att sådan monetarisering görs genom att ansätta ett värde på människors liv, bland annat inom trafiksektorn. Vid förorenade områden kan situationen däremot var annorlunda – små områden med få exponerade individer som är identifierbara. De exponerade individerna kan dessutom vara intressenter vid riskvärderingen, se Avsnitt 2.4.1 och 3.2.4. Att åsätta ett värde på intressenternas liv är etiskt problematiskt och motverkar dessutom god kommunikation.

CBA har störst potential för tillämpning i större bidrags- eller statsstödsprojekt där det saknas en ansvarig för föroreningen. Problemen ovan gör att det krävs försiktighet då metoden tillämpas. CBA har använts vid riskvärdering vid flera förorenade områden i Sverige, se exempelvis Rosén et al. (2016). Mer detaljerade beskrivningar av CBA för efterbehandlingsprojekt presenteras av Rosén et al. (2008) och Söderqvist et al. (2015).

## Kostnadseffektivitetsanalys

Kostnadseffektivitetsanalys, CEA (eng. *Cost-Effectiveness Analysis*), är i likhet med CBA en analys i den ekonomiska hållbarhetsdimensionen. Det finns en avgörande skillnad mellan CBA och CEA och det är att en CBA fokuserar på åtgärdens lönsamhet medan åtgärdens prestanda i övrigt är underordnad. I en CEA är däremot målet med själva åtgärden givet och fokus ligger på att uppnå målet så effektivt som möjligt. I en kostnadseffektivitetsanalys ska alltså de olika åtgärdsalternativen uppnå samma mål, vilket i efterbehandlingsprojekt bör överensstämma med de övergripande åtgärdsmålen. De ekonomiska värderingarna i kostnadseffektivitetsanalysen görs på motsvarande sätt som vid kostnads-nyttoanalys, även diskonteringen av kostnader och nyttor.

En fördel med kostnadseffektivitetsanalys är att metoden utgår från en problemställning som stämmer relativt väl med hur lagstiftaren resonerat när det gäller efterbehandlingsåtgärder. Det kan dock uppstå problem om åtgärdsalternativ med olika ambitionsnivåer ska jämföras i en riskvärdering. Det gör att de beräknade kostnaderna för alternativen inte blir direkt jämförbara, vilket leder till att kalkylen måste kompletteras med subjektiva bedömningar (DCLG, 2009). CEA delar även några av de problem som kan uppkomma med CBA: Diskontering som kan missgynna eller gynna vissa åtgärder (se ovan), inkluderingen av effekter som är hänförliga till den ansvarige för föroreningen samt det antropocentriska synsättet. Eftersom CEA är en rent ekonomisk analys måste den kompletteras med någon annan metod för att täcka in alla tre hållbarhetsdimensioner vid riskvärdering.

Fullständiga kostnadseffektivitetsanalyser har hittills varit ovanliga vid riskvärdering vid förorenade områden. Möjligen kan de kostnadsjämförelser mellan åtgärdsalternativ som görs i många projekt betraktas som förenklade kostnadseffektivitetsanalyser. Det finns potential för mer systematiska tillämpningar.

### 3. Bilaga – Verktyg för hållbarhetsanalys

I projekt där poängbaserad eller kvantitativ riskvärdering används som angreppssätt kan särskilda beräkningsverktyg vara användbara. Valet av verktyg måste göras specifikt i varje projekt. Exempel på verktyg som använts vid riskvärdering ges i Tabell 0.2 men det finns åtskilliga fler utöver dessa.

Tabell 0.2 Exempel på verktyg som kan användas vid riskvärdering vid förorenade områden för att analysera en eller flera dimensioner av hållbarhet.

Verktyg	Metod	Organisation	Tillgänglighet
SAMLA för förorenade områden	Multikriterieanalys	Statens geotekniska institut	Fritt tillgänglig
SCORE	Multikriterieanalys och kostnads-nyttoanalys	Chalmers Tekniska Högskola	Forskning
GoldSET	Multikriterieanalys	Golder Associates	Kommersiell
SimaPro	Livscykelanalys	PRé Sustainability	Kommersiell
SGF Carbon footprint	Koldioxidavtryck	Svenska Geotekniska Föreningen	Fritt tillgänglig

Kortfattade beskrivningar av respektive verktyg ges nedan. Verktygen ska inte ses som rekommendationer utan som exempel.

#### SAMLA för förorenade områden

SAMLA för förorenade områden är ett Excel-baserat verktyg för riskvärdering särskilt utvecklat för förorenade områden i Sverige (SGI, 2016b). Verktyget är en anpassning av ett mer generellt beslutsstödsverktyg (Andersson-Sköld et al., 2011). Angreppssättet som används är poängbaserat.

I SAMLA beskrivs åtgärdsalternativen i text. Ett antal kriterier väljs som därefter används vid värderingarna. Kriterierna kan väljas fritt eller från fördefinierade listor. Varje kriterium kan tilldelas en vikt som speglar hur betydelsefullt kriteriet är. Hur betydelsefull respektive hållbarhetsdimension ska vara bestäms genom antalet kriterier i dimensionen samt de ingående kriteriernas vikter. Två tidshorisonter kan användas, kort respektive lång sikt. Värderingarna görs relativt nollalternativet på kort sikt.

Värderingarna i SAMLA görs med poäng, men med möjligheten att även använda kvantitativa kriterier. Resultaten presenteras i matriser och diagram. SAMLA har ingen funktion för att utföra känslighetsanalys utan en sådan måste göras manuellt.

SAMLA har använts i flera efterbehandlingsprojekt i Sverige. Verktyget är fritt tillgängligt och kan nås via SGI:s webb.



## SCORE

SCORE (*Sustainable Choice Of REmediation*) är ett Excel-baserat verktyg för hållbarhetsanalys som utvecklats för efterbehandlingsprojekt (Rosén et al., 2015). Verktöget har tagits fram i forskningsprojekt vid Chalmers. Angreppssättet är en kombination av poängbaserad och kvantitativ analys. I den ekologiska och sociala dimensionen utförs värderingarna poängbaserat (multikriterieanalys) medan kvantitativa ekonomiska värderingar görs i den ekonomiska dimensionen.

Kriterierna i SCORE är fördefinierade: åtta kriterier för den ekologiska dimensionen, sex för den sociala och ett för den ekonomiska. Varje kriterium består dessutom av ett antal delkriterier. Kriterierna kan tilldelas vikter, liksom de tre hållbarhetsdimensionerna. I den ekonomiska dimensionen är kriteriet samhällsekonomisk lönsamhet, vilket beräknas genom kostnads-nyttoanalys. SCORE kan hantera en tidshorisont och samtliga värderingar görs relativt nollalternativet.

I SCORE utförs en fullständig osäkerhetsanalys vid beräkningarna med hjälp av Monte-Carlo-simulering. Resultaten som presenteras avser den relativa hållbarheten hos åtgärdsalternativen men även osäkerheten för respektive alternativ.

SCORE har använts vid flera förorenade områden, se exempelvis Rosén et al. (2016). På grund av fokuset på samhällsekonomisk lönsamhet i den ekonomiska dimensionen har verktöget störst potential i bidrags- och statsstödsprojekt där det saknas annan ansvarig.

## GoldSET

GoldSET (*Golder Sustainability Evaluation Tool*) är ett beslutsstödsverktyg för att utvärdera hållbarheten i åtgärder och projekt. Det har utvecklats av företaget Golder för tillämpning inom bland annat olja- och gasindustrin, avfallshantering, transporter, gruvindustrin samt sanering av förorenade områden. Verktöget är webbaserat och bygger på multikriterieanalys men det har även andra funktioner kopplade till projekthantering. Både kvalitativa och kvantitativa data kan hanteras. Förutom de tre hållbarhetsdimensionerna kan GoldSET även hantera en fjärde teknikdimension.

Beräkningsresultaten presenteras bland annat grafiskt i ett slags fyrdimensionellt diagram (spindelnätsdiagram) där åtgärdsalternativens prestanda i respektive dimension illustreras. Där kan utläsas hur de olika alternativen presterar i var och en av de fyra dimensionerna (miljö, samhälle, ekonomi samt teknik).

GoldSET har använts vid förorenade områden i flera länder. Verktöget är kommersiellt tillgängligt.

## SimaPro

Programvaran SimaPro är ett av de mer avancerade verktygen för livscykelanalys (LCA). Verktöget är lämpat för att utföra fullständiga LCA-studier för att bedöma miljöpåverkan av produkter och tjänster under hela deras livscykel. Ett stort antal miljöeffekter (till exempel klimatpåverkan, försurning och toxicitet) kan utvärderas, med stöd av inbyggda bedömningsmetoder och databaser. Komplexa LCA-modeller kan byggas och även osäkerheterna kan hanteras. Utöver LCA kan SimaPro även användas för

livscykelkostnadsanalys (LCC) och social livscykelanalys (S-LCA), allt beroende på tillgång till relevanta databaser.

SimaPro har testats som verktyg vid livscykelanalys av efterbehandlingsåtgärder i Sverige, se Franceschini (2018). Verktöget är kommersiellt tillgängligt.

### **SGF Carbon Footprint**

Carbon Footprint från SGF (2015) är ett webbaserat verktyg för beräkning av utsläpp av växthusgaser (koldioxidavtryck) vid efterbehandling av förorenad mark eller vid andra mark- och grundläggningsarbeten. Verktöget är indelat i fem processteg och varje steg beskrivs på en separat webbsida. Nödvändiga uppgifter matas in via webbsidorna. Indata är av två typer: Projektspecifika data samt föreslagna emissionsfaktorer, varav vissa kan justeras av användaren. Resultatet av beräkningarna redovisas i en sammanfattning. Verktöget beräknar därefter utsläppet av växthusgaser uttryckt i koldioxidekvivalenter. Förutom beräkningsresultat ger verktöget även en dokumentation av beräkningarna.

SGF Carbon Footprint har använts i många efterbehandlingsprojekt i landet. Verktöget är tillgängligt via SGF:s webb utan kostnad.



**STATENS  
GEOTEKNISKA  
INSTITUT**

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

[www.sgi.se](http://www.sgi.se)

E post: [sgi@sgi.se](mailto:sgi@sgi.se)

Växel: 013-20 18 00