

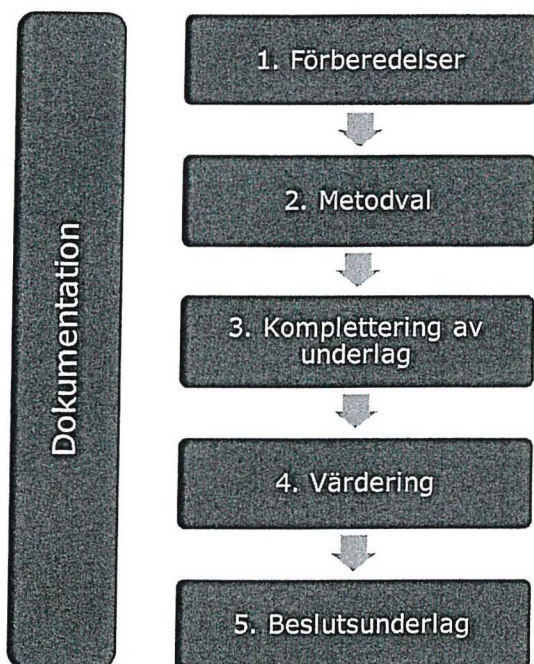
3 Arbetsgång vid riskvärdering

Planeringen av riskvärderingsarbetet bör komma in tidigt i efterbehandlingsprocessen, allt för att främja hållbara åtgärdslösningar. I denna vägledning presenteras en stegvis arbetsgång för riskvärdering, men det bör påpekas att riskvärderingen är en iterativ process, se Figur 2.1.

Det är många gånger lämpligt att backa till tidigare steg i efterbehandlingsprocessen, för att komplettera riskbedömning eller åtgärdsutredning, innan riskvärderingen återupptas. För att riskvärderingen ska bli bra ställs höga krav på föregående steg i processen, i första hand övergripande åtgärds mål, riskbedömning och åtgärdsutredning.

3.1 Övergripande metodik

Vägledningen riktar sig till alla som beställer, utför eller granskar en riskvärdering. Syftet är att dessa grupper ska använda den i sitt arbete och målet är ett bra underlag för beslut om åtgärd. För detta presenterar vi en övergripande metodik i fem steg, kallad arbetsgång. Arbetsgången beskriver för utföraren hur en riskvärdering bör göras; se Figur 3.1. I varje steg beskrivs även aspekter som är viktiga för beställare och granskare.



Figur 3.1 Arbetsgång för riskvärdering vid förorenade områden. De uppåtriktade pilarna indikerar möjligheten att backa till tidigare steg, både i riskvärderingen och i efterbehandlingsprocessen som helhet, det vill säga arbetsgången är iterativ.

Stegen i arbetsgången är ordnade i den tidsföljd som de lämpligen genomförs, men vissa steg kan utföras parallellt.

För att ett steg ska kunna genomföras krävs att tillräcklig information finns från

föregående steg. I varje steg finns möjlighet att backa tillbaka till något av de föregående stegen på grund av brister i underlaget eller om frågor uppkommer som kräver ett omtag. Figur 3.1 ska därför inte betraktas som en arbetsgång som måste följas slaviskt i alla projekt.

Arbetsgången i Figur 3.1 är utformad för att kunna användas i både enkla och mer komplicerade riskvärderingar, se även Figur 1.2. Ramarna för riskvärderingen sätts i Steg 1 och 2 medan själva värderingarna görs i Steg 4. De olika stegen omfattar i sig flera arbetsmoment som måste utföras. Nedan beskrivs de olika stegen kortfattat. Fördjupade beskrivningar finns i efterföljande avsnitt.

Steg 1 – Förberedelser

Efter det att riskvärderingen initieras påbörjas förberedelserna. Här ingår en beskrivning av problemställningen, målen som ska uppnås tydliggörs, den grupp som ska utföra riskvärderingen sätts samman, befintlig information sammanställs och en kontroll görs av underlaget från föregående steg i efterbehandlingsprocessen. En viktig del är att bestämma vilka åtgärdsalternativ som ska utvärderas i riskvärderingen.

Steg 2 – Metodval

I nästa steg bestäms hur riskvärderingen ska genomföras, det vill säga vilken metod som ska användas. Metoderna kan vara allt från beskrivande värdering i text till kvantitativa metoder som livscykelanalys med mera. De metoder som väljs måste utformas och anpassas till det aktuella projektet. En viktig del är att bestämma vilka hållbarhetskriterier som ska användas, hur värderingen av åtgärdsalternativ ska göras och så vidare.

Steg 3 – Komplettering av underlag

Detta steg innebär att luckor i underlagsmaterialet identifieras och att kompletterande information samlas in. Det kan röra sig om detaljerad information om de olika åtgärdsalternativens hållbarhet ur ekologisk, social eller ekonomisk synvinkel och som saknas i underlaget från riskbedömning och åtgärdsutredning. Hur omfattande detta steg blir beror på hur hållbarhetsaspekter har hanterats i föregående steg i efterbehandlingsprocessen och hur komplexa frågeställningarna är i den aktuella riskvärderingen.

Steg 4 – Värdering

I detta steg utförs själva värderingen av åtgärdsalternativen, framför allt ur hållbarhets-synpunkt men ibland även ur andra synvinklar som är viktiga i ett efterbehandlingsprojekt (projektfrågor, juridiska frågor etcetera.). Vid värderingen tillämpas den metodik som utformats i Steg 2. Värderingssteget ska alltid avslutas med någon form av känslighets- eller osäkerhetsanalys.

Steg 5 – Beslutsunderlag

I riskvärderingens avslutande steg analyseras riskvärderingens resultat och det totalt sett lämpligaste åtgärdsalternativet identifieras. Arbetet sammanställs till ett skriftligt beslutsunderlag, för beslutsfattaren och berörda intressenter.

Dokumentation

Parallellt med att ovanstående fem steg genomförs ska arbetet dokumenteras. En tydlig dokumentation krävs för att resultatet ska kunna kommuniceras på ett bra sätt, för att möjliggöra granskning samt för att riskvärderingen inte ska bli beroende av enskilda individers minnesbilder.

3.2 Steg 1 – Förberedelser

3.2.1 Planering

Då riskvärderingen initierats startar förberedelser och planering. Arbetet omfattar följande moment:

- Förutsättningar
- Åtgärds mål
- Organisation
- Underlag
- Åtgärdsalternativ
- Dokumentation och rapportering

Momenten behöver inte nödvändigtvis utföras i denna ordningsföljd. Omfattningen på respektive moment måste anpassas till projektets storlek och komplexitet.

Det är viktigt att planeringen av riskvärderingen kommer in tidigt i efterbehandlingsprocessen så att hållbarhetsfrågor blir en integrerad del av arbetet. Det gör det möjligt att redan i början av processen förbereda för att ta fram den information som behövs. Planeringen berör flera moment i efterbehandlingsprocessen, främst övergripande åtgärds mål, undersökningar, riskbedömning och åtgärdsutredning:

- Övergripande åtgärds mål måste vara så välformulerade att olämpliga åtgärdsalternativ kan sorteras bort och så tydliga att de kan omsättas i kriterier som kan värderas i riskvärderingen.
- Undersökningarna måste omfatta de parametrar som behövs för att utvärdera åtgärdsalternativen ur hållbarhetssynpunkt, inte enbart föroreningshalter. Det kan gälla fysikaliska eller kemiska parametrar som är betydelsefulla för en viss åtgärds teknik, exempelvis kornstorleksfördelning eller pH-värde.
- Riskbedömningen måste beskriva behovet av riskreduktion för att oacceptabla effekter ska undvikas och de övergripande åtgärds målen uppnås.
- Åtgärdsutredning måste ge tillräcklig information om åtgärdsalternativens positiva och negativa effekter. Förväntad riskreduktion ska redovisas för de åtgärdsalternativ som ska utvärderas i riskvärderingen.

3.2.2 Förutsättningar

De förutsättningar som gäller för riskvärderingen måste tydliggöras. Som hjälp kan bland annat följande frågor ställas:

- a. Vilken problemställning ska riskvärderingen lösa?
- b. Hur ser efterbehandlingsprojektets ramar ut?
- c. Finns det olika scenarier över framtiden som bör beaktas?

d. Finns det särskilda möjligheter eller begränsningar, på platsen eller i projektet?

Dessa frågor diskuteras nedan.

a. Vilken problemställning ska riskvärderingen lösa?

Själva problemet som riskvärderingen ska behandla behöver beskrivas. Riskvärderingen kan komma in i två olika beslutsskeden:

A. Skede markplanering

B. Skede åtgärdsval

Markplaneringsskedet kan vara aktuellt i bland annat tidiga faser av exploateringsprojekt där efterbehandlingen utgör en del i ett större sammanhang. I skede A har markanvändningen ännu inte lagts fast, vilket gör det möjligt att anpassa markanvändningen efter föroreningsituationen på platsen. Det kan göras genom exempelvis placering av industrier, områden för handel, bostäder, parker och annat. I skede A kan alltså åtgärdsalternativen omfatta alternativa markanvändningar. De övergripande åtgärdsmålen måste dock passa för alla markanvändningar som utvärderas i riskvärderingen.

I skede B (åtgärdsval) finns inte motsvarande möjligheter eftersom markanvändningen redan är given. Beslutet handlar i stället om vilken åtgärd som är lämpligast, givet den bestämda markanvändningen.

Ur hållbarhetssynpunkt finns mest att vinna om riskvärderingen kommer in redan i markplaneringsskedet. Då finns möjlighet att ta hänsyn till föroreningsituationen i markplaneringen och på så sätt optimera efterbehandlingsinsatserna. Det är dock viktigt att beakta följande: Då åtgärdsalternativen omfattar olika markanvändningar kommer riskvärderingen att avse två skilda problemställningar: (1) efterbehandlingsåtgärdens effekter samt (2) effekter av själva markanvändningen. En hållbarhetsanalys där båda dessa effekter värderas kan ge ett resultat som skiljer sig kraftigt från en analys av enbart åtgärden. Det kan visa sig att det är själva markanvändningen som styr riskvärderingens resultat, inte efterbehandlingsåtgärden. Om det är åtgärden i sig som ska värderas rekommenderas därför att inte använda åtgärdsalternativ med skilda markanvändningar, se Avsnitt 3.2.6. En lösning kan vara att utföra separata riskvärderingar för respektive markanvändning.

b. Hur ser efterbehandlingsprojektets ramar ut?

Projektets ramar måste beskrivas, bland annat vilka åtgärder som ska betraktas som efterbehandlingsåtgärder. Ingår exempelvis vattenreningen i det kommunala vattenverket som en del av efterbehandlingsåtgärden? Är höjning av markytan som görs av byggnadstekniska skäl en del av efterbehandlingsåtgärden? Är dräneringen som görs för att tillgängliggöra området en del av efterbehandlingsåtgärden? Liknande platsspecifika frågor kan behöva ställas för att identifiera projektets ramar. **Grundprincipen bör vara att alla åtgärder som vidtas och som påverkar risken för människa eller miljö (ur föroreningsynpunkt) ska betraktas som en del av efterbehandlingsåtgärden, även om syftet är ett annat.** Det innebär att även åtgärder som inte direkt syftar till att påverka föroreningen ska betraktas som en del av efterbehandlingen, om åtgärden leder till en förändrad riskbild.

Orsaken till detta är att otydligheter annars uppkommer, exempelvis oklarheter vad som är nollalternativ, riskreduktion med mera.

På motsvarande sätt måste projektets geografiska avgränsning beskrivas. Föroreningar sprids över fastighetsgränser, både under och ovan mark, och det måste tydligt framgå vilken förorening som riskvärderingen ska hantera samt vad som eventuellt inte omfattas. Detta gäller även på djupet.

c. Finns det olika scenarier över framtiden?

Det är inte ovanligt att det finns oklarheter om vad som kommer att hända på platsen i framtiden. Ett exempel är osäkerheter om den framtida markanvändningen, särskilt i de fall inga beslut ännu har fattats om hur marken kommer att nyttjas efter saneringsåtgärden. Åtgärdsalternativen kommer att leda till effekter som kan skilja sig åt beroende på hur framtiden utvecklar sig och därför kan osäkerheter om framtiden få stor inverkan på riskvärderingen. Ett sätt att hantera sådana osäkerheter är att formulera scenarier² som beskriver alternativa händelseförlopp på platsen (se *scenario* i ordlistan). Alternativa scenarier kan även användas för andra osäkerheter, till exempel eventuella infrastrukturprojekt i närområdet som kan påverka efterbehandlingsåtgärdens effekter på lång sikt.

Ett exempel på en situation där det kan vara lämpligt att använda alternativa scenarier är då en efterbehandling genomförs men det är oklart om marken i framtiden kommer att användas som grönområde eller för bostäder. Två alternativa scenarier kan då formuleras och de kommer att leda till vissa skillnader mellan åtgärdsalternativens effekter. Skillnaderna kan förväntas bli störst i den sociala hållbarhetsdimensionen (se kriterierna i Bilaga 1) men vissa skillnader kan även bli aktuella i de övriga dimensionerna.

I praktiken medför alternativa scenarier att riskvärderingen behöver utföras flera gånger, en gång för varje scenario. Om samma åtgärdsalternativ framstår som lämpligast i båda scenarierna borgar det för ett robust beslut, i annat fall finns en osäkerhet som måste hanteras. Det kan innebära att det krävs en bättre prognos över framtiden eller att de olika alternativen behöver revideras.

d. Finns det särskilda möjligheter eller begränsningar?

Särskilda möjligheter eller begränsningar bör även beskrivas. Sådana möjligheter kan vara plats- eller projektspecifika förhållanden som gör att åtgärdernas miljöpåverkan kan begränsas, till exempel särskilt lämpliga förhållanden för *in situ*-åtgärder. Andra exempel är då jordarten på platsen är särskilt lämplig för en viss åtgärdsteknik eller då läget är särskilt gynnsamt ur transportsynpunkt.

På motsvarande sätt kan det finnas begränsningar som påverkar riskvärderingen, exempelvis särskilda förhållanden i omgivningen (skolor, lekplatser, känsliga vattendrag med mera), juridiska begränsningar etcetera. Vidare bör beskrivas vilka grupper i samhället som förväntas påverkas av efterbehandlingsåtgärderna, inte minst om det finns särskilt känsliga grupper i omgivningen (barn, vårdinrättningar med mera).

² Se *scenario* i ordlistan.

3.2.3 Åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen ska ligga till grund för riskvärderingen. Dessa mål har ofta formulerats i ett tidigt skede av projektet och därför bör de kontrolleras då projektet går in i riskvärderingsfasen. Både beställaren av riskvärderingen och utföraren, eventuellt tillsammans med tillsynsmyndigheten, kan behöva kontrollera åtgärds målen: Är målen fortfarande relevanta eller har förhållandena ändrats sedan de formulerades? Omfattar målen alla relevanta skyddsobjekt? Har hållbarhetsaspekter inkluderats? Är målen tillräckligt precist formulerade?

Det förekommer exempelvis att de övergripande åtgärds målen är så pass lågt satta att de uppfylls även om ingen eller en bristfällig åtgärd genomförs. Om de övergripande åtgärds målen bedöms vara otillräckliga måste de revideras innan riskvärderingsarbetet fortskrider. Notera att om riskvärderingen utförs i skede åtgärdsval (Avsnitt 3.2.2) kan de övergripande åtgärds målen formuleras mer specifikt än i skede markplanering. I skede markplanering måste de övergripande åtgärds målen vara mer övergripande, för att täcka in de olika markanvändningarna.

Det är även viktigt att de övergripande åtgärds målen är oberoende av åtgärdsalternativen – samma mål måste gälla för samtliga alternativ (se även Avsnitt 3.2.6). I annat fall kan det bli svårt, eller omöjligt, att jämföra åtgärdsalternativen ur hållbarhetssynpunkt.

I vissa projekt kan det vara befogat att sätta upp mål för riskvärderingen som är mer specifika än de övergripande åtgärds målen. Det kan göras i form av en målbild som beskriver vad projektet ska uppnå, bland annat ur hållbarhetssynpunkt (förbrukning av naturresurser, utsläpp av växthusgaser, återvinning med mera). Syftet är att styra inriktningen på riskvärderingsarbetet. En tydlig målbild utgör även en grund för kommunikation med olika intressenter, inte minst allmänheten. På så sätt blir det enklare att förstå varför vissa åtgärder är lämpligare än andra.

3.2.4 Organisation

För att lyckas med en riskvärdering krävs att personerna bakom den har rätt kompetens, är insatta i efterbehandlingsprojektet och engagerade. I vissa projekt är det lämpligt att en aktiv projektgrupp tar huvudansvaret för riskvärderingen, i andra projekt är det bättre att formera en särskild riskvärderingsgrupp. Oavsett är det viktigt att riskvärderingen inte utförs av en enskild individ, eftersom det kan leda till obalans i värderingarna. Dessutom behärskar en enskild individ sällan eller aldrig hela det spektrum av frågor som berörs i en riskvärdering.

Riskvärderingsgruppen bör sättas samman med utgångspunkt från behovet av olika kompetenser, vilket varierar mellan olika projekt. Det är viktigt att gruppen inte får en alltför homogen sammansättning, både med avseende på kompetensinriktning, ålder och kön. Detta är särskilt viktigt för den sociala hållbarhetsdimensionen som kan kräva olika infallsvinklar. Flera frågor kan även kräva expertkompetens, som kan behöva handlas upp. Gruppens sammansättning kan variera över tid beroende på vilken fråga som behandlas.

Det är beställaren som bestämmer riskvärderingsgruppens sammansättning, lämpligen i dialog med utföraren. En väl sammansatt riskvärderingsgrupp ger goda möjligheter till en

riskvärdering av bra kvalitet. Om arbetet läggs upp i form av bland annat gruppdiskussioner, där olika kompetenser kommer till tals, borgar det för en viss kvalitet. I de fall riskvärderingsgruppen är liten ökar kravet på granskning och kvalitetssäkring. Det kan vara lämpligt att utse en granskare som inte deltar i värderingsarbetet.

Det är viktigt att de intressenter som påverkas av efterbehandlingsåtgärderna identifieras. I komplexa projekt bör en plan läggas upp som beskriver hur och när de olika intressenterna ska involveras samt hur dialog och kommunikation ska ske med dessa.

Exempel på aktörer och intressenter som kan delta i riskvärderingsarbetet är:

- beställaren av riskvärderingen (inklusive kommunal eller statlig huvudman),
- exploatör,
- konsulter,
- politiker och tjänstemän,
- experter,
- intresseorganisationer,
- fastighetsägare,
- boende,
- berörda företag.

Entreprenörer ingår normalt inte i själva riskvärderingsgruppen, men kan anlitas som experter i vissa frågor. Allmänheten ingår inte heller i riskvärderingsgruppen, men bör ges möjlighet att följa projektet. Det är en fördel om allmänheten får möjlighet att lämna synpunkter i tidiga skeden. I sådana fall krävs tydlighet om vilken roll allmänheten har och att möjligheterna att påverka är begränsade. Allmänhetens möjlighet att vara delaktig är viktig ur ett demokratiperspektiv men även för förankring av vissa arbetsmoment som kan vara störande. I större exploateringsprojekt kan allmänhetens delaktighet även ses som en informationskanal.

3.2.5 Underlag

Insamling av underlag

Material från tidigare steg i efterbehandlingsprocessen ska sammanställas och göras tillgängligt för riskvärderingsgruppen. Det är beställaren som ansvarar för att befintligt material görs tillgängligt, medan utföraren måste säkerställa att tillräckligt underlag finns. Underlaget bör som minst omfatta dokumentation av:

- Åtgärdsutredning
- Riskbedömning
- Utförda undersökningar

Det insamlade underlagsmaterialet ska kontrolleras för att säkerställa att uppgifterna är korrekta och relevanta. Många projekt löper under lång tid och förändringar kan ske i både planer, förutsättningar, kunskapsläge och synsätt.

Kontroll av åtgärdsutredning

I åtgärdsutredningen ligger tyngdpunkten ofta på teknik medan uppgifter om åtgärdernas prestanda ur riskreduktions- och hållbarhetssynpunkt ofta brister. Här krävs en

bedömning av om underlaget från åtgärdsutredningen är tillräckligt och om de luckor som finns kan fyllas under riskvärderingsarbetet (Steg 3). Om så inte är fallet kan åtgärdsutredningen behöva kompletteras. En annan viktig aspekt att kontrollera är om klimatförändringens effekter (Avsnitt 4.3) har beaktats i åtgärdsutredningen.

Kontroll av riskbedömning

Riskbedömningen ska innehålla en beskrivning av behovet av riskreduktion på kort och lång sikt. Däremot ger riskbedömningen sällan svar på vilka risker som kvarstår efter att ett specifikt åtgärdsalternativ genomförts, detta eftersom åtgärdsalternativen normalt inte har formulerats när riskbedömningen görs. En kontroll bör även göras om klimatförändringens effekter (Avsnitt 4.3) vägts in i behovet av riskreduktion. Finns det oklarheter måste en bedömning göras om informationen från riskbedömningen är tillräcklig eller om riskbedömningen behöver kompletteras.

Kontroll av genomförda undersökningar

Det kan krävas specifik information för att vissa åtgärdsalternativ ska kunna utvärderas, till exempel uppgifter om jordmaterialets kornstorleksfördelning, pH, DOC, redox med mera. Det är inte säkert att sådana uppgifter finns i resultatrapporter från genomförda undersökningar. En kontroll bör därför göras för att se om underlaget är tillräckligt eller om det krävs kompletterande undersökningar.

Sammanfattningar

I projekt där underlagsmaterialet är omfattande kan det vara svårt att överblicka för riskvärderingsgruppen. Tidigare utredningar kan då behöva sammanfattas för att resultaten ska kunna tolkas korrekt av riskvärderingsgruppen.

3.2.6 Åtgärdsalternativ

Vilka åtgärdsalternativ som tas med i riskvärderingen har stor betydelse. Relevanta åtgärdsalternativ bör redan ha formulerats i en åtgärdsutredning, men en kontroll av dem bör alltid göras. Följande frågor ska besvaras:

Finns det ett tydligt nollalternativ?

En riskvärdering ska alltid omfatta ett nollalternativ, alltså dagens situation utan riskreducerande åtgärder. Nollalternativet är ett referensalternativ, inte ett realistiskt åtgärdsalternativ. Syftet med nollalternativet är att det ska vara en referenspunkt som speglar den risk som ska reduceras (enligt genomförd riskbedömning).

Nollalternativet ska inte omfatta några åtgärder, varken administrativa (exempelvis odlingsrekommendationer) eller fysiska (till exempel instängsling). I de fall sådana åtgärder är relevanta kan ett minimalalternativ formuleras. Ett sådant minimalalternativ ersätter dock inte nollalternativet. Orsaken till att nollalternativet inte bör omfatta några åtgärder alls är att referenspunkten då flyttas jämfört med riskbedömningen, vilket kan skapa problem vid värderingarna.

En svårighet med nollalternativet är att bedöma hur förhållandena kommer att vara på platsen på lång sikt (framtiden är alltid osäker). Ett sätt att undvika detta problem i riskvärderingen är att göra alla värderingar relativt dagens situation, det vill säga

nollalternativet på kort sikt. Vad som händer på lång sikt om inga åtgärder vidtas kommer då inte att påverka de värderingar som görs i riskvärderingen.

Finns det ytterligare referensalternativ?

Ett referensalternativ definieras som ett alternativ som enbart är med i riskvärderingen för jämförelse, inte nödvändigtvis som ett realistiskt åtgärdsalternativ. Det bör tydligt anges vilka alternativ som är referensalternativ. Nollalternativet är alltid ett referensalternativ men i vissa projekt finns behov av ytterligare referensalternativ. Maxalternativet kan också vara ett sådant referensalternativ. Med maxalternativ avses en åtgärd som leder till en så fullständig riskreduktion som möjligt, att restförorening och belastning inte överskrider bakgrunds nivåer samt att inga inskränkningar finns i den framtida markanvändningen efter åtgärd.

Är åtgärdsalternativen tekniskt genomförbara?

De åtgärdsalternativ som utvärderas i riskvärderingen måste vara tekniskt genomförbara. Om det råder osäkerheter om detta bör åtgärdsutredningen kompletteras. Därefter kan riskvärderingsarbetet fortsätta. Vissa osäkerheter bör dock accepteras, för att inte i onödan diskvalificera ny teknik.

Är åtgärdsalternativen juridiskt godtagbara?

Det kan i vissa situationer formuleras åtgärdsalternativ som inte är juridiskt godtagbara. Ett exempel är alternativ som innebär deponering av organiskt avfall, eftersom det inte är tillåtet att deponera sådant avfall³. Om sådana alternativ förekommer måste de sorteras bort, alternativt justeras (exempelvis kompletteras med behandling av avfallet).

Är åtgärdsalternativen tillräckligt många?

För att riskvärderingen ska vara meningsfull måste det finnas minst två åtgärdsalternativ utöver referensalternativen. Det innebär att en riskvärdering åtminstone ska omfatta tre alternativ: Ett nollalternativ samt två realistiska åtgärdsalternativ.

Uppfyller åtgärdsalternativen de övergripande åtgärds målen?

Samtliga åtgärdsalternativ måste uppfylla de övergripande åtgärds målen (förutom referensalternativen). Alternativ som inte uppfyller åtgärds målen ska sorteras bort; se även nedan. I de fall åtgärds målen är otydliga kan de behöva uppdateras, se Avsnitt 3.2.3.

Är åtgärdsalternativen potentiellt acceptabla ur miljö- och hälsosynpunkt?

Uppenbart oacceptabla åtgärdsalternativ ska inte utvärderas i en riskvärdering, förutom rena referensalternativ. Internationella erfarenheter har visat att det är olämpligt att blanda oacceptabla och acceptabla åtgärdsalternativ när hållbarheten ska bedömas; se ISO (2017). Orsaken är att de förhållandevis enkla riskvärderingsmetoder⁴ som normalt används kan leda till att oacceptabla alternativ framstår som mest hållbara. Det beror på att negativa egenskaper kan kompenseras av positiva, trots att de negativa egenskaperna inte är acceptabla ur hållbarhetssynpunkt. Åtgärder med en ambitionsnivå som uppenbart är för låg ska därför sorteras bort. Det är slutligt tillsynsmyndigheten som avgör var

³ 8 § förordning (2001:512) om deponering av avfall.

⁴ Vanligen linjär additiv multikriterieanalys (DCLG, 2009).

denna nivå ligger (i sista hand domstolarna vid en överprövning av tillsynsmyndighetens beslut). I statligt finansierade projekt är det dock staten, genom Naturvårdsverket, som slutligen bestämmer ambitionsnivån.

Leder åtgärdsalternativen till samma markanvändning efter genomförd åtgärd?

Om svaret på denna fråga är nej innebär det att riskvärderingen även omfattar en viss grad av markplanering, se Avsnitt 3.2.2. Det innebär att riskvärderingen även omfattar hållbarheten hos olika markanvändningar, inte enbart själva efterbehandlingsåtgärden. Av denna anledning bör åtgärdsalternativ som leder till olika markanvändning helst undvikas, om det är möjligt. Om sådana alternativ ändå utvärderas måste resultaten tolkas med försiktighet. En annan lösning kan vara att utföra flera riskvärderingar, en för varje markanvändning.

Ger åtgärdsalternativen tillräcklig spännvidd över möjliga åtgärder?

Om spännvidden är liten, det vill säga om åtgärdsalternativen liknar varandra, kan åtgärdsutredningen behöva kompletteras med ytterligare alternativ. Alltför likartade åtgärdsalternativ kan vara ett tecken på att alla tekniska lösningar inte har utretts tillräckligt i åtgärdsutredningen.

Är åtgärdsalternativen valbara eller villkorade?

Det förekommer att åtgärdsalternativ formuleras så att de är beroende av yttre omständigheter. Ett exempel är alternativ med villkoret att TOC-halten i jorden måste ligga inom ett visst intervall eller att tredje part utför en viss handling. Sådana åtgärdsalternativ är olämpliga eftersom det är oklart om alternativen verkligen kan genomföras.

Det är dock viktigt att åtgärdsalternativ inte sorteras bort alltför lättvindigt. Det är i riskvärderingen som åtgärdsalternativens totala prestanda synliggörs och därför är det olämpligt att före riskvärderingen sortera bort potentiellt lämpliga alternativ.

Notera att samtliga åtgärdsalternativ måste rymmas under samma övergripande åtgärds-mål. Det är inte möjligt att jämföra åtgärdsalternativ som strävar mot olika övergripande åtgärds-mål (ISO, 2017). Om det finns två alternativa övergripande åtgärds-mål måste därför två riskvärderingar utföras (två olika scenarier).

3.2.7 Dokumentation och rapportering

Redan vid planering av riskvärderingen bör bestämmas hur riskvärderingsarbetet ska rapporteras samt dokumenteras. Detta beskrivs närmare i Avsnitt 3.6 (Beslutsunderlag) samt Avsnitt 3.7 (Dokumentation). En plan för granskning av riskvärderingen måste också finnas, oavsett projektets storlek.

Steg 1 Förberedelser – Hjälp för beställare

- Beställaren ansvarar för att en lämplig organisation sätts samman och att det finns nödvändig kompetens i de frågor som riskvärderingen ska omfatta.
- Beställaren ansvarar för att befintligt underlagsmaterial görs tillgängligt.
- Beställaren måste tydligt ange om det finns särskilda begränsningar för vilka åtgärder som ska utföras, med tillhörande motiveringar. Sådana begränsningar kan exempelvis avse åtgärder som kräver omfattande tillståndsprövning eller åtgärder som kräver omfattande övervakning under lång tid.
- Om tillsynsmyndigheten har initierat riskvärderingen behöver beställaren säkerställa att riskvärderingen kommer att uppfylla tillsynsmyndighetens krav. Det kan göras genom jämförelse mot föreläggandet där en riskvärdering krävts.

Steg 1 Förberedelser – Hjälp för granskare

- Är problemställningen tydligt beskriven, inklusive möjligheter och begränsningar?
- Är de övergripande åtgärdsmålen tillräckliga som grund för riskvärderingen?
- Är åtgärdsalternativen lämpliga? Se frågorna i Avsnitt 3.2.6. Det är särskilt viktigt att kontrollera om det finns åtgärdsalternativ som uppenbart inte uppfyller miljöbalkens krav eller inte är juridiskt godtagbara.
- Finns det åtgärdsalternativ som har sorterats bort alltför lättvindigt, exempelvis på grund av höga kostnader eller andra nackdelar?
- Om åtgärdsalternativen är bristfälliga kan tillsynsmyndigheten ställa krav på att åtgärdsutredningen kompletteras innan riskvärderingen påbörjas.
- Om det finns behov kan tillsynsmyndigheten begära in en plan över hur riskvärderingen är tänkt att utföras.

Steg 1 Förberedelser – Minimikrav

- De övergripande åtgärdsmålen måste vara relevanta, aktuella och tillräckliga, så att lagkraven och önskemålen i projektet uppfylls.
- Samtliga åtgärdsalternativ ska vara potentiellt acceptabla enligt lagstiftningen, förutom rena referensalternativ.
- Minst tre åtgärdsalternativ ska finnas: Nollalternativet samt ytterligare två alternativ som ställs mot varandra.
- Det måste finnas en plan för hur riskvärderingen ska dokumenteras, rapporteras och granskas.

3.3 Steg 2 – Metodval

I Steg 2 utformas en metod för hur riskvärderingen ska genomföras. Följande moment ingår:

- Avgränsning av riskvärderingen
- Val av angreppssätt
- Val av kriterier och andra anpassningar

Hur riskvärderingen avgränsas påverkar riskvärderingens upplägg. Även valet av angreppssätt är grundläggande och styr hur riskvärderingen ska utföras. Det valda angreppssättet måste därefter anpassas till de platsspecifika förutsättningarna.

I vissa projekt kan ett fjärde moment behöva läggas till:

- Kompletterande analys

Det avser projekt där andra värderingar än åtgärdernas hållbarhet behöver göras, exempelvis tekniska eller juridiska överväganden.

3.3.1 Avgränsning av riskvärderingen

Riskvärderingen kan behöva avgränsas på flera sätt. Det kan gälla själva problemställningen, tidsmässiga avgränsningar, geografiska gränser eller så kallade livscykelgränser. Problemställningens avgränsning diskuteras i Avsnitt 3.2.2. Nedan beskrivs övriga avgränsningar.

Tidshorisont

Åtgärdsalternativ leder till olika effekter över tid, både under åtgärdens genomförande, på kort sikt efter genomförd åtgärd samt på lång sikt. Hur tidsaspekten ska hanteras måste därför bestämmas. Lämpliga tidshorisonter vid riskvärdering är:

- Åtgärdsfasen; från nuläget fram till att åtgärden är genomförd.
- Kort sikt; från åtgärdens slutförande till några år eller decennier framåt i tiden.
- Lång sikt; flera decennier till flera sekel framåt i tiden.

Rent praktiskt kan dessa tidshorisonter beaktas på olika sätt. En möjlighet är att göra en samlad värdering för alla tidshorisonter. Det innebär dock en otydlighet. En annan möjlighet är att göra separata värderingar för varje tidshorisont, vilket ger en tydlighet. Nackdelen är att riskvärderingen då blir omfattande. Det gäller därför att hitta en balans mellan principen om tydlighet och principen om enkelhet. En tredje möjlighet är att slå ihop två av tidshorisonterna, vilket kan vara en rimlig kompromiss.

En annan fråga gäller hur effekterna under åtgärdsfasen ska avgränsas. Ska exempelvis både temporära (reversibla) och permanenta (irreversibla) effekter beaktas? Vissa kortvariga och reversibla effekter kan behöva beaktas, till exempel bullerstörningar, medan andra antagligen kan bortses ifrån, exempelvis negativ påverkan på gräsytor under saneringsarbetena.

Åtgärdernas effekter på lång sikt måste alltid beaktas vid riskvärdering. Grunden för detta är miljöbalkens generationsperspektiv. En exakt tidsgräns för långtidshorisonten är omöjlig att ange, men i de fall det finns en detaljplan kan denna ge en viss ledning. De verksamheter och den markanvändning som tillåts genom detaljplanen ska kunna förekomma utan risk även för kommande generationer. I de fall det saknas en detaljplan, men markanvändningen har varit densamma under lång tid kan man normalt anta att marken även i fortsättningen kommer att användas på samma sätt. Här måste en bedömning

göras av hur beständig markanvändningen är över tid. På orter eller i områden där det sker stora förändringar i samhället kan valet av tidshorisont vara extra betydelsefullt.

En av de utförligaste analyserna av långtidsperspektivet inom miljöområdet presenteras i SOU 2004:67. Där beskrivs idén om "avtagande ansvar" över tid och rättvisa mellan generationerna. I utredningen konstateras att våra skyldigheter är stora mot de generationer som kommer närmast, men mer begränsade mot senare generationer. Författaren finner en brytpunkt cirka 150 år framåt i tiden som innebär att vi har ett starkt moraliskt ansvar för att de 5-6 kommande generationerna kan uppnå en likvärdig livskvalitet som oss – den starka rättvisepincipen. Ytterligare en brytpunkt placeras 300 år framåt i tiden, bortom vilken vårt ansvar är betydligt mindre. Mellan dessa båda brytpunkter gäller den svaga rättvisepincipen som innebär att kommande människors grundläggande behov ska tillgodoses. Dessa brytpunkter kan ge ledning om lämpliga tidshorisonter vid riskvärdering.

Tidshorisonter som bygger på olika konstruktioners livslängd, planeringshorisonter och liknande bör undvikas eftersom de har andra utgångspunkter än miljöbalkens syn på hållbarhet.

Geografiska gränser och livscykelgränser

Effekterna av en åtgärd kan vara både positiva och negativa och de kan uppkomma lokalt, regionalt och globalt. De kan vara av olika typer, allt från miljöeffekter till sociala och ekonomiska effekter. En del effekter är ett direkt resultat av åtgärden (lägre föroreningshalter, utsläpp av växthusgaser vid grävarbeten) medan andra effekter är mer indirekta (ökad biologisk mångfald, positiva effekter på lokalsamhället). Vissa effekter kommer att vara tydliga, andra mer diffusa. Det blir ohanterligt att beakta samtliga effekter i riskvärderingen och därför måste avgränsningar göras.

Geografiska avgränsningar kan vara befogade i vissa projekt. Det kan å ena sidan vara svårt att överblicka effekter som uppkommer på stort avstånd, exempelvis vid en deponi eller vid återvinning av material på annan plats. Å andra sidan kan vissa effekter långt från det förorenade området vara viktiga, till exempel sekundärförgiftning på grund av föroreningar som sprids via biota. Rekommendationen är därför att effekter bör beaktas oavsett om de uppträder lokalt, regional eller globalt, förutsatt att de har betydelse ur hållbarhetssynpunkt. Principen om enkelhet måste dock tillämpas, annars kan riskvärderingen bli onödigt omfattande.

I efterbehandlingsåtgärder används material, produkter, bränslen med mera. Deras livscykel omfattar allt från utvinning av råvaror till dess användningen upphört. Riskvärderingen behöver avgränsas till de processer i livscykeln som har betydelse. Ska exempelvis negativa ekologiska och sociala effekter av tillverkning av material, maskiner och bränslen beaktas? Riskvärderingen kan då bli mycket omfattande.

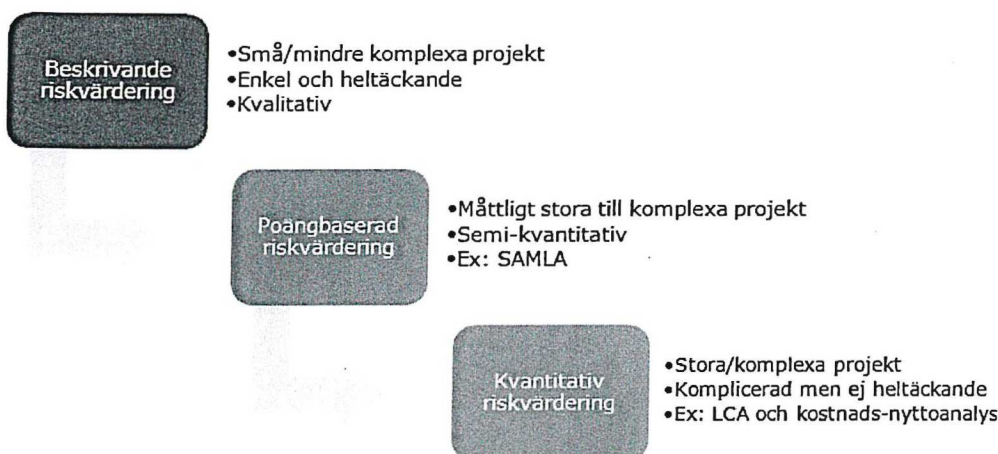
Rekommendationen är att livscykelgränserna sätt relativt snävt för att begränsa komplexiteten, se principen om enkelhet. I mer komplexa projekt kan det vara befogat att utföra livscykelanalyser, se kvantitativ riskvärdering i Avsnitt 3.3.2 samt Bilaga 2.

3.3.2 Val av angreppssätt

Det finns tre huvudsakliga angreppssätt för riskvärdering, se Figur 3.2:

- Beskrivande riskvärdering (kvalitativ).
- Poängbaserad riskvärdering (semi-kvantitativ).
- Kvantitativ riskvärdering.

Det enklaste angreppssättet är beskrivande riskvärdering. Värderingarna görs då genom beskrivande text, värdeord, symboler eller färger. Vid poängbaserad riskvärdering används poäng och vikter för att värdera de effekter som åtgärdsalternativen ger upphov till. Poängen och vikterna kan sedan användas för att beräkna en totalpoäng för varje åtgärdsalternativ. Det angreppssätt som har högst komplexitet är kvantitativ riskvärdering, där strävan är att beräkna åtgärdsalternativens olika effekter med hjälp av kriterier som är kalkylerbara. Gränserna mellan de tre angreppssätten är flytande och det är möjligt att blanda dem. Det är ofta lämpligt att kalkylerbara kriterier, som kostnader eller utsläppt mängd koldioxid, uttrycks kvantitativt. Andra kriterier är lämpligare att beskriva i text, exempelvis vissa effekter i den sociala hållbarhetsdimensionen. För många kriterier är värdering med hjälp av poäng en rimlig mellanväg.



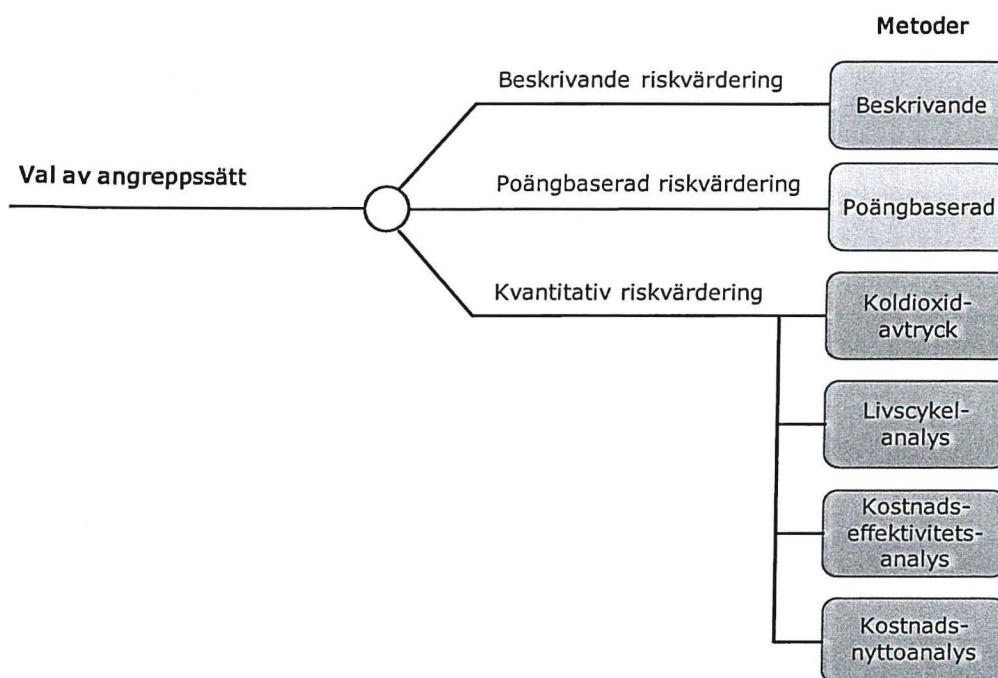
Figur 3.2 Tre angreppssätt för riskvärdering. Det är ofta en fördel att börja med ett enkelt angreppssätt och gå vidare med ett mer komplicerat om det visar sig nödvändigt.

Valet av angreppssätt och metod för riskvärderingen illustreras i Figur 3.3. Vid valet ska principen om enkelhet tillämpas (ISO, 2017):

Principen om enkelhet

Det enklaste angreppssättet som gör det möjligt att fatta ett robust beslut bör väljas.

I stora och komplicerade projekt är det lämpligt att arbeta stegvis. Använd inledningsvis ett enkelt angreppssätt följt av mer avancerade metoder om det visar sig nödvändigt för att skapa ett robust beslutsunderlag. Kvantitativ värdering kan begränsas till de kriterier där det är nödvändigt.



Figur 3.3 Val av angreppssätt och metod för riskvärdering vid förorenade områden. Figuren visar ett urval metoder. De kvantitativa metoderna är exempel och de måste kombineras med någon annan metod för att åtgärdernas hållbarhet ska kunna bedömas.

I Tabell 3.1 ges förslag på lämpliga angreppssätt beroende på objektets storlek och komplexitet. Exempel på små objekt är mindre bensinstationer samt utfyllnadsområden av mindre storlek. Medelstora objekt avser exempelvis impregneringsplatser eller glasbruksområden av måttlig storlek. Större objekt kan vara PFAS-förorenade brandövningsplatser eller före detta kemtvättar med omfattande TCE-förorening. Objektets storlek kan avse både areal och kostnader. Tabell 3.1 ska ses som en hjälp vid val av angreppssätt, inte som krav.

I Tabell 3.2 ges exempel på faktorer som påverkar komplexiteten. Komplexa förhållanden kan, men behöver inte, motivera en mer komplicerad riskvärdering. Kostnaden för en sådan riskvärdering blir å ena sidan högre, men det kan motiveras av att den å andra sidan leder till robustare beslut och mer hållbara åtgärder.

Tabell 3.1 Förslag på angreppssätt för objekt av olika storlek och komplexitet. Angreppssätten är antingen beskrivande, poängbaserad eller kvantitativ riskvärdering. Tabellen ska inte ses som krav utan som en hjälp vid valet av angreppssätt.

Projekt	Låg komplexitet	Måttlig komplexitet	Hög komplexitet
Litet objekt	Beskrivande	Beskrivande eller poängbaserad	Poängbaserad
Medelstort objekt	Beskrivande	Poängbaserad	Poängbaserad eller kvantitativ
Stort objekt	Beskrivande	Poängbaserad eller kvantitativ	Kvantitativ

Tabell 3.2 Exempel på faktorer som påverkar frågeställningens komplexitet och därmed valet av angreppssätt vid riskvärdering.

Grad av komplexitet	Exempel på påverkande faktorer
Låg	<ul style="list-style-type: none"> Förorening med låg mobilitet En eller ett fåtal föroreningar Homogena markförhållanden Få skyddsobjekt Ingen eller begränsad föroreningsspridning Likartad markanvändning Inga socio-kulturella frågeställningar Låg åtgärds kostnad
Måttlig	<ul style="list-style-type: none"> Måttligt mobil förorening Flera olika föroreningar Heterogena markförhållanden Flertal skyddsobjekt Måttlig föroreningsspridning Flera olika markanvändningar Enkla socio-kulturella frågeställningar Måttlig åtgärds kostnad
Hög	<ul style="list-style-type: none"> Mycket mobil förorening Komplex mix av föroreningar Mycket heterogena markförhållanden Många skyddsobjekt Kraftig föroreningsspridning Komplex markanvändning Komplexa socio-kulturella frågeställningar Hög åtgärds kostnad

Notera att även poängbaserad och kvantitativ riskvärdering måste omfatta beskrivande text. Dessa angreppssätt ställer höga krav på redovisningen så att utförda värderingar och resultat kan tolkas på rätt sätt, se principen om tydlighet i Avsnitt 1.3.

De tre angreppssätten beskrivs mer utförligt nedan. I Bilaga 2 presenteras ett antal andra metoder samt deras för- och nackdelar.

Beskrivande riskvärdering

I en beskrivande riskvärdering uttrycks effekterna av de olika åtgärdsalternativen i form av text, värdeord, symboler eller färger. Värderingarna kan göras i löpande text, tabeller eller matriser. Innan värderingarna görs ska en uppsättning kriterier bestämmas (Avsnitt 0). Dessa kriterier måste vara desamma för samtliga åtgärdsalternativ. De beskrivande värderingarna utförs därefter för samtliga kriterier och för respektive åtgärdsalternativ.

Även om den beskrivande riskvärderingen görs i löpande text ska värderingarna sammanfattas i en riskvärderingsmatris, se exempel i Tabell 5.1. Det finns två skäl till detta: Dels säkerställs att alla kriterier värderas för samtliga åtgärdsalternativ (vilket kan missas i löpande text), dels skapas en överskådlighet som gör det enklare att granska riskvärderingen. Ett exempel på beskrivande riskvärdering redovisas i Avsnitt 5.1.

En stor fördel med beskrivande riskvärdering är att den är enkel att anpassa till förhållandena på den aktuella platsen, vilket gör att riskvärderingen kan utformas så att den täcker in hela problemställningen. Alla typer av effekter kan hanteras, oavsett om de kan kvantifieras eller inte, eftersom beskrivningarna kan göras i text. Det är särskilt fördelaktigt i den sociala hållbarhetsdimensionen där bland annat så kallade mjuka frågor behandlas. En annan fördel är att beskrivande text automatiskt leder till att värderingarna dokumenteras.

Den största nackdelen är att det kan vara svårt att väga samman alla effekter till ett slutresultat. Det finns också en risk för att subjektivitet påverkar resultatet på ett sätt som inte är önskvärt. Därför kräver beskrivande riskvärdering extra tydliga motiveringar till varför ett visst åtgärdsalternativ är det mest lämpliga.

Poängbaserad riskvärdering

Poängbaserad riskvärdering bygger på så kallad multikriterieanalys, som är en flexibel metod för att jämföra alternativa beslut. Liksom vid beskrivande riskvärdering ska först en uppsättning kriterier bestämmas (Avsnitt 0). Kriterierna värderas genom att de tilldelas poäng som anger hur väl respektive åtgärdsalternativ presterar. Målet är att poängen ska spegla storleksordningen på de effekter som åtgärderna leder till. Eftersom kriterierna kan vara olika betydelsefulla kan de tilldelas vikter som speglar deras betydelse; stor betydelse ger hög vikt. Hur bra respektive åtgärdsalternativ är kan därefter beräknas med hjälp av poängen och vikterna. Det finns olika metoder för sådana beräkningar, men ofta är det lämpligt att använda en linjär additiv metod, se DCLG (2009). Beräkningen är enkel, se exemplet i Tabell 3.3:

1. Poäng och vikt multipliceras för varje kriterium.
2. För varje åtgärdsalternativ summeras den viktade poängen för samtliga kriterier.
3. Det åtgärdsalternativ med högst viktad poäng är det lämpligaste.

Värderingarna ska sammanfattas och motiveras i text eller matriser. Notera att en multikriterieanalys även ska omfatta en beskrivande del där motiveringar ges till både viktning och poängsättning. Ett exempel på poängbaserad riskvärdering redovisas i Avsnitt 5.2.

Tabell 3.3 Exempel på en enkel poängbaserad analys för den ekologiska dimensionen med tre kriterier (markmiljö, grundvatten och luft). Notera att alternativ 1 leder till en försämring för kriteriet luft (negativa poäng) relativt nuläget (nollalternativet). Av de viktade poängen framstår alternativ 3 som det lämpligaste.

Åtgärds-alternativ	Kriterium markmiljö vikt = 1	Kriterium grundvatten vikt = 3	Kriterium luft vikt = 2	Viktad poäng
Alternativ 1	+2	+3	-2	$2 \cdot 1 + 3 \cdot 3 - 2 \cdot 2 = 7$
Alternativ 2	+2	+2	0	$2 \cdot 1 + 2 \cdot 3 + 0 \cdot 2 = 8$
Alternativ 3	+1	+4	0	$1 \cdot 1 + 4 \cdot 3 + 0 \cdot 2 = 13$

En fördel med poängbaserad riskvärdering är att det blir tydligt varför ett visst åtgärdsalternativ framstår som lämpligast. Riskvärderingen kan dessutom göras relativt heltäckande, om en relevant uppsättning kriterier väljs. En heltäckande riskvärdering riskerar dock att bli omfattande och därför finns möjligheten att begränsa analysen till de kriterier som bedöms vara mest relevanta.

En nackdel med poängbaserad riskvärdering är att den kan ge ett sken av vetenskaplighet även i de fall poäng och vikter har valts subjektivt. Det är därför viktigt att poängbaserad riskvärdering utförs av en grupp med bred sammansättning av kompetenser och erfarenheter, för att undvika kognitiv bias.

Kvantitativ riskvärdering

Det finns flera olika kvantitativa metoder som kan användas vid riskvärdering. Det som alla har gemensamt är att kriterierna är kalkylerbara. Exempel på sådana kriterier är föroreningsbelastning på en recipient (kg/år), producerad mängd avfall (ton), mängd återfyllnadsmassor (ton), utsläppt mängd koldioxid (ton), prognosticerat antal sjukdomsfall, åtgärds kostnad (kronor) och så vidare. Exempel på kvantitativa metoder är livscykelanalys, koldioxidavtryck, kostnads-nyttoanalys samt kostnadseffektivitetsanalys.

Det är inte möjligt att kvantifiera samtliga relevanta aspekter i en riskvärdering, vilket gör att en kvantitativ analys aldrig kan bli heltäckande. Därför måste ett kvantitativt angreppssätt alltid kombineras med något annat angreppssätt. Komplexa, kvantitativa metoder bör endast användas i de fall det är nödvändigt för att nå ett stabilt och robust beslut (SIS, 2018).

En fördel med kvantitativa metoder är att resultaten blir detaljerade; även små skillnader mellan åtgärdsalternativ kan tydliggöras. Dessutom blir resultaten objektiva, förutsatt att de scenarier eller prognoser som beräkningarna bygger på är korrekta. Det är dock inte alltid säkert att så är fallet i ett långtidsperspektiv. Därför finns det en risk att kvantitativa resultat övertolkas om inte osäkerheterna tydliggörs. Ett exempel är då kvantitativa

beräkningar utgår från en viss befolkningensmängd på den aktuella platsen om 100 år. Sådana kvantitativa beräkningar är givetvis mycket osäkra.

Kombinerade angreppssätt

I praktiken kan det många gånger vara lämpligt att kombinera olika angreppssätt. Vilken kombination av metoder som i sådana fall är lämplig måste bedömas i varje enskilt projekt, se exemplen nedan.

Ex. 1 – Beskrivande och kvantitativ riskvärdering

Beskrivande riskvärdering används för huvuddelen av kriterierna. Några kriterier behandlas däremot kvantitativt, exempelvis utsläpp av koldioxid samt åtgärdskostnader. Någon kvantitativ sammanvägning av kriterierna görs inte utan riskvärderingen är i grunden beskrivande, men med kvantitativa inslag för kriterier som enkelt kan beräknas.

Ex. 2 – Poängbaserad riskvärdering och LCA

Livscykelanalys (LCA) används för att bedöma åtgärdernas effekter för vissa kriterier där livscykelperspektivet är viktigt, exempelvis utsläpp till luft samt förbrukning av icke-förnybara naturresurser. Poängbaserad riskvärdering användas för att väga samman samtliga kriterier (Franceschini, 2018; Norrman et al., 2019).

Ex. 3 – Poängbaserad riskvärdering och CBA

Poängbaserad riskvärdering används för att bedöma effekterna i den ekologiska och den sociala hållbarhetsdimensionen medan kostnads-nyttoanalys (CBA) används som metod för ekonomiska effekter (Rosén et al., 2015).

Givetvis finns det andra möjliga kombinationer än ovanstående
Val av kriterier och andra anpassningar

I detta moment ska det valda angreppssättet göras praktiskt tillämpbart för det aktuella förorenade området. Texten nedan avser beskrivande respektive poängbaserad riskvärdering. För andra angreppssätt hänvisas till speciallitteratur.

Vid både beskrivande och poängbaserad riskvärdering är de inledande frågorna följande:

- a. Vilka kriterier ska användas vid värderingarna?
- b. Hur ska åtgärdernas effekter beskrivas?

För poängbaserad riskvärdering måste även följande frågor besvaras:

- c. Ska relativ eller absolut värdering användas?
- d. Hur ska kriteriernas poängskala se ut?
- e. Ska kriterierna viktas?

Frågorna diskuteras nedan i tur och ordning.

a. Vilka kriterier ska användas vid värderingarna?

Ett kriterium är en parameter som representerar en effekt, positiv eller negativ, som kan jämföras mellan olika åtgärdsalternativ för att utvärdera hur väl alternativen presterar ur hållbarhetssynpunkt (SIS, 2018). Ett exempel på ett kriterium i den ekologiska hållbarhetsdimensionen är *Effekter på grundvatten*.

Valet av den uppsättning kriterier som ska användas i riskvärderingen är mycket viktigt och utgör i sig en värdering. Kriterierna ska väljas projektspecifikt, så att de effekter som är relevanta i det aktuella projektet täcks in. Som en hjälp i arbetet är det lämpligt att utgå från fördefinierade uppsättningar, dels för att påskynda arbetet, dels för att minska risken att viktiga aspekter missas. Det är dock viktigt att sådana kriterieuppsättningar inte följs slaviskt, utan att enbart de kriterier som är relevanta och av betydelse i projektet väljs. I annat fall riskerar riskvärderingen att bli onödigt omfattande och komplicerad, se principen om enkelhet i Avsnitt 1.3.

SuRF-UK (2020b) har tagit fram en uppsättning kriterier som kan användas för att bedöma hållbarhet i efterbehandlingsprojekt. Denna uppsättning är utgångspunkten för hållbarhetskriterierna i Tabell 3.4, med tillhörande beskrivningar i Bilaga 1. Vissa justeringar och anpassningar till svenska förhållanden har gjorts.

Tabell 3.4 Exempel på kriterier för bedömning av hållbarhet hos åtgärdsalternativ vid förorenade områden, baserat på SuRF-UK (2020b) med vissa justeringar. Kriterierna beskrivs i Bilaga 1. Notera att kriterierna alltid bör väljas projektspecifikt.

Ekologisk dimension	Social dimension	Ekonomisk dimension
1. Utsläpp till luft	7. Hälsa och säkerhet	12. Direkta kostnader och nyttor
2. Jord och mark	8. Etik och jämlikhet	13. Indirekta kostnader och nyttor
3. Grundvatten	9. Närmiljö	14. Inducerade kostnader och nyttor
4. Ytvatten och sediment	10. Lokalsamhälle	15. Beständighet och flexibilitet
5. Ekologi	11. Osäkerhet och evidens	
6. Naturresurser och avfall		

Tabell 3.4 och Bilaga 1 kan användas som utgångspunkt för att välja kriterier i projekt, men kom ihåg att anpassningar alltid måste göras. Det är få projekt där samtliga kriterier i Tabell 3.4 är relevanta och det kan även finnas behov av att komplettera med andra kriterier. Själva valet av kriterier bör göras gemensamt av riskvärderingsgruppen. Det är viktigt att samtliga aktörer är överens om den valda uppsättningen kriterier.

Följande principer bör följas då kriterierna bestäms:

- Valet av kriterier ska anpassas till projektet och dess åtgärds mål.
- Den minsta och enklaste uppsättningen kriterier som täcker in alla relevanta effekter bör väljas.
- Det lämpligt att utgå från skyddsobjekten när kriterierna bestäms i den ekologiska hållbarhetsdimensionen. Samtliga relevanta skyddsobjekt ska beaktas.
- Det är vedertaget att effekter på människor (hälsa, olägenhet) placeras i den sociala hållbarhetsdimensionen.
- Ekonomiska effekter för den ansvarige för föroreningen saknar enligt rättspraxis (MÖD 2010:31) i princip betydelse och ska därför inte tas upp i riskvärderingen. Exempel på sådana effekter kan vara risk för konkurs, förändrade fastighetsvärden med mera.
- Dubbelräkning av effekter ska undvikas. Det innebär att det är olämpligt att välja kriterier som skär rakt över hållbarhetsdimensioner. Exempelvis överlappar kriteriet *Måluppfyllelse* ofta flera kriterier, inom eller mellan hållbarhetsdimensioner. Ett liknande exempel är kriteriet *Klimat effekter* (Avsnitt 4.3.4) som också skär rakt över hållbarhetsdimensionerna. Sådana kriterier bör därför undvikas.
- Vissa kriterier är svåra att placera i en specifik hållbarhetsdimension. Exempel är kriterier för juridiska och tekniska frågor. Om sådana kriterier används finns det två lösningar: Antingen placeras kriterierna i den hållbarhetsdimension som bedöms vara lämpligast eller också placeras de i en kategori "övriga kriterier", se Avsnitt 3.3.3.
- Ekosystemtjänster (Avsnitt 4.4) kan vara till hjälp för att identifiera effekter som bör beaktas. Däremot är ekosystemtjänster mindre lämpliga att använda som kriterier.

Viktiga aspekter som bör tas med i riskvärderingen, men som är lätta att missa, är bland annat återanvändning av massor (cirkulär ekonomi), återställning av området efter åtgärd, återfyllnadsmassornas lämplighet för markekosystemet, åtgärdernas påverkan på befintliga ekosystem och ekosystemtjänster, sociala aspekter av åtgärden med mera. Flera av dessa aspekter tas upp i Bilaga 1.

I vissa fall kan även delkriterier användas. Som exempel kan kriteriet *Effekter på grundvatten* delas upp i delkriterierna *Föroreningshalt i grundvatten* samt *Grundvattennivå*. Kriteriet *Effekter på grundvatten* speglar då den sammanvägda effekten av föroreningspåverkan och förändrade grundvattennivåer.⁵ På motsvarande sätt kan även andra kriterier hanteras, om det finns behov.

⁵ Även andra delkriterier är naturligtvis möjliga för grundvatten, se Bilaga 1.

b. Hur ska åtgärdernas effekter beskrivas?

Vid beskrivande riskvärdering beskrivs normalt efterbehandlingsåtgärdernas effekter i löpande text, med värdeord och liknande. Sättet som beskrivningarna görs på är relativt fritt men det finns några saker att bestämma:

- Om värdeord används för att beskriva effekternas storlek, hur ska dessa formuleras? Exempelvis kan värdeorden anges enligt en skala, se avsnittet om poängskala nedan.
- En beskrivande riskvärdering bör sammanfattas i form av en enkel riskvärderingsmatris, med kriterier på en axel och åtgärdsalternativ på den andra axeln. Hur denna matris ska se ut måste bestämmas i projektet, se exempel i Tabell 3.5.

Motsvarande beskrivning av åtgärdernas effekter ska redovisas även vid poängbaserad riskvärdering så att motiven till poängsättningen framgår.

c. Ska relativ eller absolut värdering användas?

Värderingen av de olika åtgärdsalternativen kan antingen göras relativt ett referensalternativ eller mer absolut. Vanligtvis används nollalternativet som referensalternativ vid relativ värdering. Fördelen med relativ värdering är att det blir tydligt vad värderingen relaterar till – det blir uppenbart vad som är en försämring respektive förbättring relativt nollalternativet. Vid absolut värdering krävs definitioner av vad som är absolut ”bra” respektive absolut ”dåligt” ur hållbarhetssynpunkt, vilket inte alltid är enkelt att fastställa. Absolut värdering är enklare att utföra för kriterier som är mätbara och där det är uppenbart vad som är bra respektive dåligt. Valet mellan relativ eller absolut värdering är alltså inte självklart, men relativ värdering rekommenderas. Vilket angreppssätt som väljs måste anges.

Det är olämpligt att blanda absolut och relativ värdering i samma riskvärdering eftersom det leder till tolkningssvårigheter, inte minst för granskaren.

d. Hur ska kriteriernas poängskala se ut?

Vid poängbaserad riskvärdering ska kriterierna tilldelas poäng enligt en skala, för att ange hur åtgärdsalternativen presterar. Denna poängskala måste definieras. Notera att vid relativ värdering är både negativa och positiva poäng möjliga (försämring eller förbättring jämfört med nollalternativet) medan en positiv poängskala är tillräcklig om värderingen görs absolut. En poängskala bör inte vara för snäv, men inte heller för vid. En lämplig poängskala vid relativ värdering är -5 till +5 poäng. Vid absolut värdering kan skalan 0 - 5 poäng eller 0 - 10 poäng vara lämplig. Naturligtvis behöver dessa förslag anpassas till vad som är lämpligt i det enskilda projektet.

Då skalan bestämts måste även max- respektive minvärdena definieras. Hur stor ska effekten vara för att ge max- eller min-poäng? Rekommendationen är att lyfta blicken, från den aktuella platsen, och ställa sig följande fråga:

Hjälpfråga för poängskala

Hur stor är den största men rimliga effekten som kan uppkomma vid ett förorenat område av denna typ och storlek i landet som helhet vid en efterbehandling?

Ett exempel kan tydliggöra detta. I exemplet antas att mängden koldioxid som släpps ut vid en grävsanering vid ett liknande objekt, där hela föroreningsmängden avlägsnas, uppgår till i storleksordningen 500 ton. Denna utsläppsmängd motsvarar då minvärdet på poängskalan, alltså -5 poäng (relativ värdering med skalan -5 till +5 poäng). Om åtgärdsalternativet som ska utvärderas leder till ett utsläpp på 200 ton motsvarar det två femtedelar av maximalt utsläpp, det vill säga -2 poäng på den aktuella skalan. Detta förutsätter att skalan är linjär. Alternativet kan vara någon form av logaritmisk skala där varje poäng motsvarar en storleksordning. Det senare alternativet är lämpligare om de olika åtgärdsalternativen leder till effekter som skiljer sig åt flera tiopotenser i storlek.

Ovanstående sätt att bestämma poängskalor är att föredra framför andra. Det är exempelvis olämpligt att välja skalans maxvärde utifrån storleken på andra effekter i samhället, till exempel på utsläppsmängderna av koldioxid i en viss stadsdel, från biltrafiken, från transportfordon eller liknande. Orsaken är att poängsättningen då blir beroende av faktorer utan bäring till det förorenade området. Ur hållbarhetssynpunkt ska negativa effekter från det förorenade området minimeras, även om motsvarande effekter är större i andra sektorer av samhället. Därför är jämförelser av effekter med andra sektorer problematiska ur ett hållbarhetsperspektiv. Även vid beskrivande riskvärdering kan ett slags skalor användas, genom att värdeord, symboler eller färger används för att uttrycka värderingarna. Värdeord kan exempelvis graderas från ”mycket svag effekt” till ”mycket kraftig effekt”, färger kan användas där röda nyanser markera försämring och gröna förbättring, se ett exempel i Tabell 3.5. Det viktiga är att värderingarna framgår på ett tydligt sätt.

Tabell 3.5 Exempel på kortfattad sammanställning av värderingar med hjälp av värdeord och färger, för tre kriterier i den ekologiska dimensionen (markmiljö, grundvatten och luft). Positiva effekter markeras med gröna nyanser, försumbara effekter med gul färg och negativa effekter med röd nyans.

Åtgärdsalternativ	Markmiljö	Grundvatten	Luft
Alternativ 1	Viss positiv effekt pga något lägre föroreningshalter	Tydligt positiv effekt pga minskade föroreningsmängder	Viss negativ effekt pga utsläpp av växthusgaser
Alternativ 2	Viss positiv effekt pga något lägre föroreningshalter	Viss positiv effekt pga minskade föroreningsmängder	Försumbar effekt
Alternativ 3	Svag positiv effekt pga något lägre föroreningshalter på små ytor.	Kraftig positiv effekt pga minskade föroreningsmängder samt gv-rening	Försumbar effekt