

# Bedömningsmetoder för orimliga kostnader



En översikt





# Bedömningsmetoder för orimliga kostnader

## En översikt

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten. Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten. Myndigheten ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2022-07-04, uppdaterad 2024-02-27

ISBN: 978-91-89329-43-0 Omslagsfoto: Pernilla Johansson/Havs- och vattenmyndigheten

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | [www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)



## Förord

Enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660) så ska god status eller potential uppnås i alla vattenförekomster senast 2027. Vattenmyndigheten ska dock besluta om undantag från detta för de vattenförekomster när det bedöms omöjligt, medför orimliga kostnader eller om målen inte kan nås på grund av att det tar tid innan åtgärderna får effekt i miljön. De kriterier som finns uppställda för detta i vattenförvaltningsförordningen ska då vara uppfyllda. Som en del i bedömningen av orimliga kostnader ska vattenmyndigheterna väga de kostnader och nyttor som åtgärder medför mot varandra. För att underlätta vattenmyndigheternas tillämpning av HVMFS 2019:25 och medföljande vägledning i detta arbete har Havs- och vattenmyndigheten låtit ta fram denna rapport. Studien beskriver metoder som kan användas för att uppskatta och väga de kostnader och nyttor som uppstår av att vidta åtgärder som medför en förbättrad vattenkvalitet. Rapporten har skrivits av Tore Söderqvist, Anthesis AB, och granskats av utredare och verksjurister på Havs- och vattenmyndigheten.

Göteborg, 7 juli 2022, Signild Nerheim

## Sammanfattning

Att bedöma orimliga kostnader för miljöåtgärder handlar om att väga samman delar som beskriver motstående intressen i beslutsfattande. För att göra sådana sammanvägningar finns en rad olika bedömningsmetoder tillgängliga. I den här rapporten ges en introduktion till de två metoder som är vanligast i litteraturen för att avväga kostnader och nyttor förknippade med miljöåtgärder respektive samhällsnyttiga verksamheter såsom vattenkraft: Kostnads-nyttanalys (*cost-benefit analysis*, CBA) och multikriterieanalys (*multi-criteria analysis*, MCA). I rapporten finns även en beskrivning av den så kallade Leipzig-modellen.

Eftersom EU-gemensamma vägledningar anger att det är samhällsekonomiska kostnader och samhällsekonomiska nyttor som ska ligga till grund för bedömningen av huruvida kostnaderna är orimliga eller inte kan CBA anses vara ett förstahandsval för att bedöma orimliga kostnader. Detta eftersom själva syftet med en CBA är att identifiera samtliga positiva samhällsekonomiska konsekvenser (nyttor) och samtliga negativa samhällsekonomiska konsekvenser (kostnader) av ett projekt och jämföra dem med varandra. För att kostnaderna ska bedömas vara orimliga krävs att kostnaderna "påtagligt" överstiger nyttorna.

Nyttor och kostnader är lätt jämförbara om de är uttryckta i samma enhet, och i CBA finns en strävan efter att så långt möjligt uttrycka dem i monetära enheter. Ett praktiskt problem är att vissa nyttor och kostnader är svåra att monetarisera, bland annat på grund av bristande kunskap om deras samhällsekonomiska betydelse. Detta kan exempelvis handla om miljöeffekter som på goda grunder kan antas påverka människors välbefinnande genom ett förändrat tillhandahållande av olika ekosystemtjänster, men där det kan saknas tillräckligt god information om såväl sambandet mellan miljöeffekter och ekosystemtjänster som individers preferenser för olika ekosystemtjänster. Detta praktiska problem kan hanteras på flera olika sätt, bland annat genom att använda MCA som en kompletterande eller alternativ metod.

Rapporten presenterar och diskuterar kortfattat CBA och MCA, samt även några olika sätt att värdera ekosystemtjänster och andra svårvärderade nyttor och kostnader i monetära enheter: Marknadsdatametoder, scenariometoder, deliberativ värdering och värdeöverföring. När det gäller MCA finns en rad olika typer av MCA-metoder tillgängliga. Därför ges exemplifieringar av ett antal MCA-huvudmetoder: Linjära additiva metoder, multiattributmetoder, analytisk hierarkisk process, utsorteringsmetoder och icke-kompensationsmetoder.

Leipzig-modellen är ett tillvägagångssätt att bedöma orimliga kostnader som följer ett annat metodspår än CBA och MCA i och med att den har som utgångspunkt är att utnyttja information om tidigare satsningar på miljöåtgärder och utifrån sådan information beräkna en referenskostnad som ger ett tröskelvärde för vad som är orimliga kostnader. Tröskelvärdet tar vidare hänsyn till nyttan av miljöåtgärder genom icke-monetära expertbedömningar.

# Innehåll

1	Inledning.....	8
2	Kostnads-nyttoanalys (CBA).....	10
	2.1 Allmänt om CBA .....	10
	2.2 Fördelar och nackdelar med CBA .....	12
	2.3 Exempel på CBA av en miljöåtgärd.....	13
3	Samhällsekonomisk värdering av icke-marknadsprissatta varor och tjänster .....	17
	3.1 Marknadsdatametoder ( <i>Revealed preferences</i> -metoder) .....	17
	3.2 Scenariometoder ( <i>Stated preferences</i> -metoder).....	18
	3.3 Deliberativ värdering.....	19
	3.4 Värdeöverföring .....	20
4	Multikriterieanalys (MCA).....	22
	4.1 Allmänt om MCA.....	22
	4.2 Fördelar och nackdelar med MCA.....	22
	4.3 Olika MCA-metoder .....	23
	4.3.1 Allmän metodöversikt.....	23
	4.3.2 Exempel på en MCA som använder en linjär additiv metod: SCORE .....	25
	4.3.3 Exempel på en MCA som använder en multiattributmetod: Barton m.fl.....	30
	4.3.4 Exempel på en MCA som använder AHP-metoden: Rosso m.fl. ....	34
	4.3.5 Exempel på en MCA som använder en utsorteringsmetod .....	38
5	Leipzig-modellen: Att utgå från referenskostnader.....	41
6	Referenser.....	43

# 1 Inledning

Att bedöma orimliga kostnader för miljöåtgärder<sup>1</sup> handlar om att väga samman delar som beskriver motstående intressen i beslutsfattande. För att göra sådana sammanvägningar finns en rad olika bedömningsmetoder tillgängliga. En del av dem kan vara komplexa och svåra att kommunicera, såsom oprecis logik, genetiska algoritmer eller andra metoder som brukar kategoriseras som AI-metoder. I denna översikt över bedömningsmetoder bortses från sådana metoder och istället ges en introduktion till de två metoder som är vanligast i litteraturen för att avväga kostnader och nyttor förknippade med miljöåtgärder respektive samhällsnyttiga verksamheter såsom vattenkraft: Kostnads-nyttoanalys (*cost-benefit analysis*, CBA) och multikriterieanalys (*multi-criteria analysis*, MCA). Utöver dessa två huvudmetoder kommer även en metod som utvecklats i Tyskland, den så kallade Leipzig-modellen, att presenteras. Både MCA och CBA kan ses som en grupp av olika metoder där det finns olika undermetoder.

Eftersom de EU-gemensamma vägledningarna<sup>2</sup> anger att det är samhällsekonomiska kostnader och samhällsekonomiska nyttor som ska ligga till grund för bedömningen av huruvida kostnaderna är orimliga eller inte kan CBA anses vara ett förstahandsval för att bedöma orimliga kostnader. Detta eftersom själva syftet med en CBA är att identifiera samtliga positiva samhällsekonomiska konsekvenser (nyttor) och samtliga negativa samhällsekonomiska konsekvenser (kostnader) av ett projekt och jämföra dem med varandra. För att kostnaderna ska bedömas vara orimliga krävs att kostnaderna "påtagligt" överstiger nyttorna.

Nyttor och kostnader är lätt jämförbara om de är uttryckta i samma enhet, och i CBA finns en strävan efter att så långt möjligt uttrycka dem i monetära enheter. Ett praktiskt problem är att vissa nyttor och kostnader är svåra att monetarisera, bland annat på grund av bristande kunskap om deras samhällsekonomiska betydelse. Detta kan exempelvis handla om miljöeffekter som på goda grunder kan antas påverka människors välbefinnande genom ett förändrat tillhandahållande av olika ekosystemtjänster, men där det kan saknas tillräckligt god information om såväl sambandet mellan miljöeffekter och ekosystemtjänster som individers preferenser för olika ekosystemtjänster.

---

<sup>1</sup> 4 kap. 10 § 1 vattenförvaltningsförordningen (2004:660).

<sup>2</sup> De mest centrala vägledningarna i detta sammanhang är Guidance Document No. 1 (European Communities, 2003), No. 20 (European Communities, 2009) och No. 36 (European Communities, 2018).



Detta praktiska problem kan hanteras på flera olika sätt, exempelvis följande:

1. Den bästa tillgängliga monetära skattningen tas med i CBA:n, men med en uppskattning av osäkerheten i denna skattning. Osäkerheten kan dock vara så stor att det ändå blir vanskligt att bedöma om en kostnad är orimlig eller inte.
2. Givet den information som finns tillgänglig för tillfället görs en deliberativ monetär värdering, där relevanta aktörer enas om vilken monetär värdering som kan vara rimlig. Denna deliberativa värdering kan ske iterativt, så att den uppdateras efterhand som mer information blir tillgänglig. Mer om deliberativ värdering i avsnitt 3.3.
3. Storleken på nyttor och kostnader som inte bedöms möjliga att monetarisera bedöms istället på annat sätt, som en komplettering till den information som ges av de monetariserade nyttor och kostnader som ingår i en CBA. En sådan kompletterande bedömning kan göras med hjälp av MCA. Därefter skulle det vara nödvändigt att finna ett villkor för hur relationen mellan monetariserade nyttor och kostnader och icke-monetariserade nyttor och kostnader ska se ut för att bedöma om kostnaderna som helhet är orimliga eller inte.
4. *Samtliga* nyttor och kostnader bedöms med hjälp av en MCA. Detta kan innebära att såväl monetariserade nyttor och kostnader som icke-monetariserade nyttor och kostnader översätts till en annan enhet för att möjliggöra en jämförelse. Sedan behövs ett villkor för hur höga kostnader (uttryckta i denna enhet) behöver vara för att de ska bedömas vara orimliga i förhållande till nyttorna (uttryckta i samma enhet). Kostnader kan till exempel uppskattas på en negativ skala (exempel  $-1$  till  $-10$ ), medan nyttor kan uppskattas på en positiv skala (exempel  $1$  till  $10$ ). Varje post viktas därefter utifrån hur stor tyngd respektive post ges. Om kostnaderna efter att de viktats och summerats överväger de viktade och summerade nyttorna, så kan det föreligga orimliga kostnader. För att orimliga kostnader ska föreligga så ska kostnaderna påtagligt överstiga nyttorna.

En annan typ av komplikation är också tänkbar, nämligen att konsekvenser som inte är strikt samhällsekonomiska, och därför inte relevanta att inkludera som nyttor eller kostnader i en CBA, ändå anses vara relevanta för bedömningen av orimliga kostnader. Ett exempel är lokala sysselsättningseffekter. Storleken på sådana konsekvenser måste därför per definition hanteras utanför en CBA, till exempel med hjälp av en MCA.

Att CBA och MCA kan ha en central roll som metoder för bedömningen av orimliga kostnader ger ett behov av en allmän förståelse för dessa metoder. Därför ger denna rapport en översiktlig beskrivning av metoderna, CBA i kapitel 2 och MCA i kapitel 4. Kapitel 3 handlar om monetära värderingsmetoder, med vars hjälp nyttor och kostnader kan monetariseras och därefter inkluderas i en CBA. Översikten avslutas i kapitel 5 med en beskrivning av den så kallade Leipzig-modellen, som är ett tillvägagångssätt att bedöma orimliga kostnader som följer ett annat metodspår än CBA och MCA.

## 2 Kostnads-nyttoanalys (CBA)

### 2.1 Allmänt om CBA

En CBA går ut på att undersöka positiva samhällsekonomiska konsekvenser (nyttor) och negativa samhällsekonomiska konsekvenser (kostnader) till följd av ett projekt. Generellt är "konsekvenser" lika med påverkan på människors välbefinnande, och i princip ska *all* påverkan på människors välbefinnande idag och i framtiden räknas med i en CBA. Analysen görs alltså på samhällsnivå, och det är därför en CBA kallas för en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning. För detaljerade beskrivningar av CBA, se exempelvis Kriström och Bonta Bergman (2014), Johansson och Kriström (2016, 2018) och Boardman m.fl. (2018).

Nationalekonomisk välfärdsteori har utvecklat ekonomiska mått på förändringar i människors välbefinnande; de är baserade på individers preferenser för sådant som spelar roll för välbefinnandet, till exempel olika varor och tjänster, och syftar till att mäta individers betalningsvilja (*willingness to pay*, WTP) eller kompensationskrav (*willingness to accept compensation*, WTA) (Freeman m.fl., 2014; Johansson och Kriström, 2016). Dessa ekonomiska mått mäts vanligen i monetära enheter (pengar). Genom att konsekvenser på detta sätt uttrycks i pengar ("monetarisering") går det att jämföra konsekvenserna med varandra. Även om pengar alltså används som en måttenhet syftar CBA således till att undersöka påverkan på människors välbefinnande, inte påverkan på pengaflöden. Det är därför viktigt att inte förväxla CBA med olika typer av finansiella analyser. Finansiella analyser använder sig också av monetära enheter och kan ge information som är användbar för en CBA, men finansiella analyser har ett annat syfte i och med att de undersöker hur pengaflöden påverkas av ett projekt, vilket inte behöver vara lika med hur människors välbefinnande påverkas. Exempel på finansiella analyser är analyser av hur ett hushålls, ett företags, en kommuns eller statens inkomster och utgifter påverkas av ett projekt.

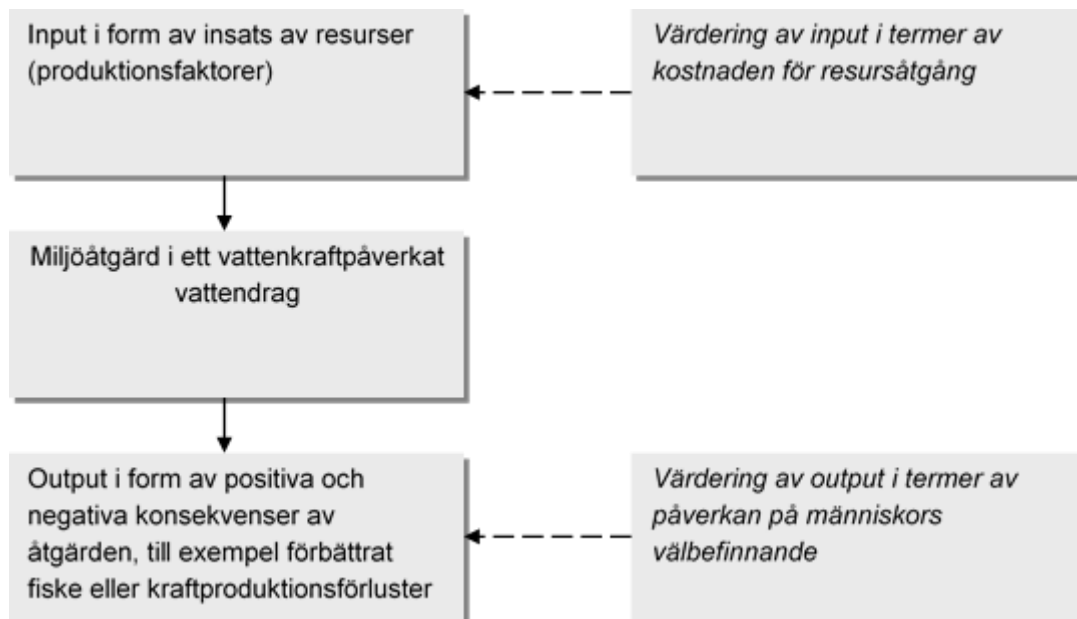
Genom monetariseringen i en CBA går den samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningen att göra genom att beräkna nettonuvärdet (NNV), som i princip beräknas enligt denna ekvation:

$$NNV = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^{t-1}} (N_t - K_t)$$

Ekvationen förutsätter att nyttor och kostnader infaller i början av varje tidsperiod. Andra förutsättningar är möjliga vilket innebär modifieringar av formeln ovan. Ekvationen visar att NNV till följd av ett projekt är lika med nuvärdessumman av nyttor (N) minus kostnader (K) för alla människor som påverkas av projektet från projektets start i början av period 1 ( $t=1$ ) under så lång tid som påverkan förekommer, dvs. ända tills tidsperioden  $T$ . Jämförelser av nyttor och kostnader som inträffar vid olika tidpunkter sker med hjälp av den samhällsekonomiska diskonteringsräntan  $r$ . Vanligen räknas tiden i år. Nyttorna och kostnaderna av ett projekt beräknas i jämförelse med vilka nyttor och kostnader som uppstår i ett referensalternativ. Om  $NNV > 0$  är projektet samhällsekonomiskt lönsamt.

Nyttor och kostnader till följd av ett projekt kan även förenklat beskrivas med hjälp av figur 1. Kostnader uppstår i huvudsak på grund av att resurser av olika slag (produktionsfaktorer som arbetskraft, maskiner, osv.) måste användas för att projektet ska förverkligas. Den samhällsekonomiska kostnaden för denna resursåtgång är lika med resursernas alternativkostnad, det vill säga vad samhället förlorar genom att resurserna inte kan användas i sin bästa alternativa användning. På plussidan finns däremot projektets resultat, som förhoppningsvis påverkar människors välbefinnande positivt och som därmed medför nyttor. Figuren illustrerar bland annat att arbete (jobbskapande) inte är en nytta i sig i en CBA. Att ett projekt tar produktiv arbetskraft i anspråk är tvärtom en kostnad (som dock blir lägre om projektet

anställer arbetslösa än om projektet anställer personer som redan har arbete), men arbetsinsatserna kan leda till att något skapas vars nyttor överstiger kostnaderna.



**Figur 1** Kostnads-nyttoanalysens syn på ett projekt, till exempel en åtgärd för förbättrad vattenkvalitet i ett vattenkraftpåverkat vattendrag. Efter Söderqvist m.fl. (2017, figur 1).

Om alla konsekvenser av ett projekt kan uttryckas i form av nyttor och kostnader i kronor räknat kommer nettonuvärdet att ge en totalbild av projektets konsekvenser. I praktiken är det dock vanligt att vissa nyttor och kostnader är svåra att monetarisera. Detta gäller ofta när ett projekt påverkar varor och tjänster som utan att vara föremål för handel på någon marknad ändå är av betydelse för människors välbefinnande. Många av de varor och tjänster som naturen tillhandahåller, till exempel ekosystemtjänster, faller inom denna kategori. I nästa kapitel redogör vi för de särskilda värderingsmetoder som finns tillgängliga för att värdera nyttor och kostnader till följd av en förändrad tillgång på sådana icke-marknadsvaror.

En CBA genomförs vanligen genom en stegvis procedur. Dessa steg kan beskrivas enligt följande (Kriström och Bonta Bergman, 2014):

1. Problemformulering, som ger en bakgrund till det projekt som utvärderas med CBA. Här förklaras exempelvis det större sammanhanget för projektet och vilket problem som projektet är tänkt att bidra till att lösa.
2. Syftesformulering, som preciserar syftet med projektet. En sådan precisering kan bidra till att hitta eventuella konflikter med andra samhällsproblem.
3. Beskrivning och motivering av referensalternativet, det vill säga det alternativ mot vilket projektet ska jämföras.
4. Identifiering och beskrivning av projektet i tid och rum.
5. Identifiering av projektets konsekvenser i förhållande till referensalternativets konsekvenser. Detta sker bland annat med hjälp av olika former av expertis, till exempel ekologisk expertis för att identifiera konsekvenser som gäller tillgången på ekosystemtjänster, medicinsk expertis för att identifiera hälsokonsekvenser, och så vidare.
6. Sammanställning av projektets konsekvenser.

7. Kontrollstation. Efter sammanställningen i steg 6 kan en bedömning göras om konsekvenserna tyder på om projektet är rimligt definierat med tanke på problem- och syftesformuleringarna, eller om projektet behöver justeras.
8. Beräkning av projektets nyttor och kostnader, det vill säga uttryck i mesta möjliga mån de sammanställda konsekvenserna monetärt.
9. Fördelingsanalys, det vill säga studera hur konsekvenser fördelar sig mellan olika grupper i samhället.
10. Känslighetsanalys, det vill säga studera hur CBA-resultaten påverkas av ändrade förutsättningar för beräkningarna och att beskriva graden av osäkerhet i resultaten.
11. Slutsatser. Sammanfatta resultaten från steg 8–10 och återkoppla till sammanställningen från steg 6 för att bedöma om de konsekvenser som inte har kunnat monetariserats påverkar slutsatserna. Bedöm slutligen projektets samhällsekonomiska lönsamhet.
12. Om projektet bedöms vara samhällsekonomiskt olönsamt kan ett avslutande steg bestå i att utvärdera vilka förändringar i projektet som eventuellt skulle kunna vända förlusten till en vinst.

## 2.2 Fördelar och nackdelar med CBA

CBA är en omdiskuterad metod som måste förstås utifrån de utgångspunkter den är baserad på, vilket inkluderar att värderingar baseras på individers preferenser (Perman m.fl., 2011).

Följande nämns ofta som fördelar med CBA som beslutsstöd:

- Metoden ger ett strukturerat och konsistent underlag om de fördelar och nackdelar en förändring innebär för olika grupper i samhället.
- De monetära värdena som används för att väga den relativa betydelsen av olika konsekvenser baseras på medborgarnas preferenser. På detta sätt kan CBA sägas vara demokratisk. Det är möjligt att vikta olika grupperns betalningsvilja för att justera resultaten utifrån inkomstskillnader.
- Metoden inkluderar välfärdsförändringar<sup>3</sup> för alla medborgare inom den geografiska ram som studien genomförs.
- CBA tvingar beslutsfattare att identifiera vilka som vinner respektive förlorar på en förändring, och inte bara lyfta vissa grupper eller typer av konsekvenser. Ett exempel är att ett beslut inte fattas enbart utifrån ett perspektiv, till exempel inte enbart de hälsokonsekvenser som skulle kunna uppstå.
- Alla beslut medför konsekvenser som gynnar respektive missgynnar olika individer/grupper. CBA gör värderingen av konsekvenserna explicit, genom att de konsekvenser som inkluderas i analysen ges ett monetärt värde, istället för att de finns med implicit i beslutsfattandet. Om en beslutsfattare till exempel fattar beslut utifrån kvalitativ information om fem betydande konsekvenser av en åtgärd, så framgår det inte explicit hur beslutsfattaren vägt de olika konsekvenserna för att komma fram till sitt beslut.
- Metoden värderar konsekvenser i en gemensam enhet: pengar. Därför går det i idealfallet, när alla betydande kostnader och nyttor är möjliga att värdera monetärt, att visa om kostnaderna för samhället överstiger nyttorna av att genomföra en förändring jämfört med ett referensalternativ (till exempel business as usual).
- CBA tillämpar diskontering för att göra det möjligt att jämföra nyttor och kostnader som inträffar vid olika tidpunkter. Många länder använder en diskonteringsränta som är avtagande över tid, för att framtida generationers välfärd ska vägas in i kalkylen på ett rimligt sätt (se till exempel Johansson och Kriström, 2016, Dasgupta, 2021).

<sup>3</sup> I denna rapport används "välbefinnande" och "välfärd" som synonyma begrepp.

Ett antal nackdelar med CBA är följande:

- Många nyttor vi får från naturen är svåra att värdera monetärt och därmed svåra att jämföra med monetariserade nyttor och kostnader i en CBA. Särskilda värderingsmetoder har dock utvecklats (se vidare nästa kapitel) och studier som har använt sig av sådana metoder finns sammanställda i fritt tillgängliga databaser (till exempel [www.esvd.info](http://www.esvd.info)).
- Metoden utgår från ett antropocentriskt perspektiv, det vill säga det är bara i den mån något i naturen ger en nytta för människan som detta har ett värde. Det är med andra ord enbart naturens instrumentella värden för människan som är relevanta för en CBA. Sådana värden inkluderar dock till exempel altruistiska värden och existensvärden.
- I situationer när inte alla konsekvenser är monetariserade kan effekten bli att beslutsfattaren implicit väger samman monetariserade konsekvenser med icke-monetariserade konsekvenser för att bedöma den sammanlagda samhällsekonomiska lönsamheten. Om detta enbart görs implicit framgår det inte explicit hur beslutsfattaren har vägt olika konsekvenser mot varandra.
- Valet av diskonteringsränta kan vara kontroversiellt. Exempelvis kan även en relativt låg diskonteringsränta medföra att konsekvenser som inträffar relativt långt fram i tiden får ett försumbart nuvärde.

Statens offentliga utredning 2013:68 (2013), som bland annat hade i uppdrag att analysera åtgärder och föreslå metoder och insatser för att bättre värdera ekosystemtjänster, menade, med referens till TEEB (2010), att monetär värdering är mindre pålitlig eller direkt olämplig i mer komplexa situationer som omfattar en mångfald av ekosystemtjänster eller olika etiska övertygelser om vilka värden som är möjliga eller lämpliga att uttrycka monetärt. "Försäkringsvärdet", som syftar på ekosystemens och den biologiska mångfaldens förmåga att kunna leverera ekosystemtjänster i tider av förändring, kan vara mycket stort för de ekosystemtjänster som är svåra att ersätta och det kräver många antaganden för att göra en monetär värdering. De menade att det är därför viktigt att notera att identifiering och kartläggning av viktiga ekosystemtjänster kan ge den mest tillförlitliga, relevanta och kostnadseffektiva grunden för en konsekvensanalys av olika alternativa beslut, och att det inte alltid är motiverat att dessutom utföra en kvantitativ uppskattning av nyttan eller monetär värdering. Detta gäller särskilt i de fall det råder stor osäkerhet om hur nyttan kan uppskattas. De bedömde att uppskattningar av värden i monetära termer är särskilt relevanta när externa effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster riskerar att negligeras i avsaknad av en monetär värdering, samtidigt som konflikterna är relativt små avseende etiska grundantaganden om vilka värden som är möjliga eller lämpliga att uttrycka monetärt. I andra fall än dessa menade de att det finns skäl att i stället uttrycka och synliggöra värdet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i kvalitativa eller icke-monetära kvantitativa termer.

## 2.3 Exempel på CBA av en miljöåtgärd

Det så kallade FRAM-KLIV-projektet tog fram ett Excel-baserat verktyg för CBA av miljöåtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag (Söderqvist m.fl., 2017).<sup>4</sup> Verktyget utgår från i stort sett samma stegvisa CBA-procedur som beskrevs ovan (Kriström och Bonta Bergman, 2014). I verktyget ingår konsekvenslistor som inkluderar olika ekosystemtjänster. Hur verktyget kan tillämpas illustrerades med hjälp av en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i Mörrumsån. Syftet med denna bedömning var att exemplifiera CBA som en metod och inte att ta fram ett beslutsunderlag, men exemplet åskådliggjorde vilken ytterligare information som skulle behövas för att ta fram ett bra beslutsunderlag.

<sup>4</sup> Verktyget finns tillgängligt för nedladdning på <https://energiforsk.se/program/kraft-och-liv-i-vatten/verktyg-for-lonsamhetsbedomning-cba/>.

De sju av Mörrumsåns totalt 24 vattenkraftverk som ligger nedströms sjön Åsnen ingick i studien: Granö längst uppströms, därefter Fridafors övre, Fridafors nedre, Ebbamåla, Hemsjö övre, Hemsjö nedre och Marieberg längst nedströms. Mörrumsån har mycket höga naturvärden, bland annat på grund av en artrik fauna, inklusive förekomst av lax och havsöring. Vandringshinder vid Fridafors nedre, ca 30 km uppströms från åns utlopp till havet, innebär att inga bestånd av lax och havsöring finns uppströms Fridafors nedre.

Referensalternativet definierades som den rådande situationen avseende kraftproduktion och befintliga miljöåtgärder såsom fisktrappor, omlöp, minimitappningar och utsättningar av fisk. Tidshorisonten sattes till 40 år.

Två projektalternativ studerades:

1. Fiskvägar skapas vid Fridafors nedre och Fridafors övre. En minimitappning sker i Granö gamla fåra och i denna fåra utförs även biotopvårdsåtgärder. Dessutom antas att det görs en dammutrivning vid Marieberg, men först om 40 år – detta innebär att just på denna punkt är alternativ 1 identiskt med referensalternativet.
2. Samma åtgärder som i alternativ 1, men dessutom antas dammutrivningen vid Marieberg ske idag istället för om 40 år.

Kom ihåg att en CBA gäller konsekvenser (i form av kostnader eller nyttor) till följd av ett projekt *i förhållande till* de konsekvenser som uppstår i referensalternativet. Hur referensalternativet är formulerat har alltså en avgörande betydelse för resultatet av CBA:n.

Tabell 1 redovisar vilka konsekvenser som identifierades för projektalternativen, och det rör sig nu alltså om konsekvenser av alternativen som *skiljer sig från* konsekvenserna av referensalternativet.

Det antogs att miljöåtgärderna i det här fallet leder till en försumbar försämrad reglerförmåga. Anledningen var att åtgärderna innebär en utebliven produktion genom att vatten spills vid sidan av, men de påverkar inte när under året eller dygnet som el produceras, vilket hade kunnat värderas genom skillnad i pris mellan dag/natt eller årstider.

Efter identifieringen av konsekvenser vidtog kvantifiering och monetarisering i mesta möjliga mån. Denna process bidrog till att kunna belysa viktiga kunskapsluckor som behöver täppas till för att det ska kunna gå att säga någonting om de samhällsekonomiska effekterna. I denna metodillustration användes antaganden för att komma runt kunskapsluckorna för att uttryckligen kunna visa vilken typ av information som bör tas fram för att kunna göra en tillfredsställande CBA. Sådana antaganden markerades särskilt i rapporten.

Tabell 1 sammanfattar vad som monetariserades och hur detta gjordes. I tabellens tredje kolumn har vi även lagt in vår grova bedömning av graden av osäkerhet i monetariseringen. I studien användes intervall för att i någon mån ta hänsyn till osäkerhet, men FRAM-KLIV-verktyget ger även möjlighet till att specificera en sannolikhetsfördelning (till exempel en triangulär eller lognormal fördelning) för varje nytta och kostnad. De valda sannolikhetsfördelningarna används sedan i simuleringar med vars hjälp ett förväntat nettonuvärde beräknas, inklusive en simulerad sannolikhetsfördelning för nettonuvärdet.

**Tabell 1** Identifierade konsekvenser och monetarisering av dessa, samt en grov bedömning av graden av osäkerhet i monetariseringen.

Identifierade konsekvenser (g-I uppstår endast i projekialternativ 2)	Monetarisering	Grov bedömning av osäkerhet i monetariseringen
a. Kostnad: Anläggningskostnader och underhåll för miljöåtgärderna	Ja, baserat på tidigare utredningar	Låg
b. Kostnad: Förluster i kraftproduktion	Ja, baserat på scenarier för framtida elprisbanor	Låg
c. Kostnad: Ökade utsläpp från kolkraft, baserat på ett antagande att minskad elproduktion ersätts med kolkraft från Danmark. På grund av EU:s utsläppshandelssystem för växthusgaser bedömdes ingen ökning av koldioxidutsläpp ske, men däremot ökar utsläpp av föroreningar som till exempel NOx.	Ja, baserat på skattningar i det separata verktyget EcoSenseLE	Hög
d. Nyttja: Ökade fiskbestånd som leder till ökade rekreationsvärden för de som faktiskt besöker Mörrumsån och upplever eller nyttjar fiskresursen (fritidsfiskare)	Ja, baserat på kvantifiering av effekter på fiskbestånd och värderingsstudie från Mörrumsån	Medium
e. Nyttja: Ökade fiskbestånd som leder till ökade icke-användarvärden för de som värdesätter att fiskbestånd gynnas, men som inte upplever eller nyttjar dem på plats	Ja, baserat på effekter på fiskbestånd och värderingsstudie från Vindelälven	Mycket hög
f. Nyttja: Ökade estetiska värden på grund av att rinnande vatten i torrfåror bedöms ge en landskapsbild som upplevs som vackrare	Ja, baserat på antaganden om antalet påverkade hushåll längs Mörrumsån och värderingsstudie från Ljusnan	Hög
g. Nyttja: Ökad fiskekortsförsäljning, vilket gynnar sportfiskeintressen i bygden	Ja, baserat på kostnaden för fiskekort i Mörrumsån och en skattning från Emån av sambandet mellan ökning av fiskbestånd och ökning av antalet fiskedagar	Hög
h. Kostnad: Sämre översvämningsskydd på grund av förändrat vattenflöde	Ja, baserat på ett antagande om sjunkande värden på strandfastigheter längs den del av Mörrumsån som påverkas av dammutrivning vid Marieberg. Detta antogs vara en nettoeffekt av (h) och (k)	Mycket hög
i. Kostnad: Försämrade förutsättningar för hittillsvarande bad- och båtlivsmöjligheter uppströms Marieberg.	Nej, på grund av brist på underlag. Det antogs att denna kostnad går ungefär jämnt upp med nyttan (j).	–
j. Nyttja: Förbättrade förutsättningar för andra typer av vattenrelaterad rekreation än (i), till exempel forspaddling.	Nej, på grund av brist på underlag. Se även (i).	–
k. Nyttja: Bättre erosionskydd på grund av förändrat vattenflöde	Ja, se (h).	Mycket hög
l. Nyttja: Ökning av flodpärlmussla och andra akvatiska djurarter samt strandvegetation, vilket kan medföra ökning av icke-användarvärden	Ja, baserat på ett hypotetiskt belopp och ett antagande om att icke-användarvärdena begränsar sig till hushåll i Karlshamns kommun	Mycket hög

Sammanräkningen av monetariserade kostnader och nyttor till nettonuvärden resulterade i ett negativt nettonuvärde för alternativ 1, men ett positivt nettonuvärde för alternativ 2. Storleken på nettonuvärdena ska inte tas bokstavligt, eftersom detta var en metodstudie. De värden som var störst på nyttosidan var dock de som var kopplade till icke-användarvärden (konsekvens (e) och (l) i Tabell 1) och därmed till monetariseringar som kan bedömas ha en mycket hög grad av osäkerhet. Utan dessa nyttor hade alternativ 2 haft ett negativt nettonuvärde.

Till sist några sammanfattande observationer:

- Den strukturerade proceduren i en CBA syftar till att komma så långt som möjligt avseende storleken på samhällsekonomiska effekter, det vill säga hur människor påverkas. Denna procedur stimulerar identifieringen av centrala kunskapsluckor i såväl naturvetenskapliga som ekonomiska underlag.
- Ett CBA-verktyg av den typ som FRAM-KLIV tog fram är enbart ett beräkningshjälpmedel för att räkna fram nettonuvärden. Alla resultat är därför avhängiga vad användaren matar in. I verktyget finns inga förinställningar som har beräkningsmässiga konsekvenser, och på så sätt är beräkningarna transparenta. Alla beräkningar skulle lika gärna kunna ske "för hand", såvida inte simuleringsmöjligheten utnyttjas. Med simulering blir beräkningarna mer komplicerade, men de görs baserade på användarens val av sannolikhetsfördelningar för nyttor och kostnader.
- Hög osäkerhet i monetariseringar beror delvis på att det saknas platsspecifika värderingsstudier. Ett sätt att minska osäkerheten är därför att genomföra fler sådana studier.
- Skattningar av icke-användarvärden kan förväntas vara fortsatt kontroversiella, samtidigt som de troligen har en stor betydelse för utfallet av en komplett CBA.
- Tidshorizonten i studien var 40 år och en samhällsekonomisk real diskonteringsränta på 3 % användes. Särskilt vid längre tidshorisonter och en ojämn fördelning av nyttor och kostnader över tiden kan valet av diskonteringsräntans storlek bli av stor betydelse för nettonuvärdets storlek och därmed för utfallet av CBA:n. Som påpekades ovan har många länder valt att arbeta med en fallande diskonteringsränta över tiden för att i någon mån ta hänsyn till denna komplikation, men detta har ännu inte slagit igenom i Sverige. Det ska också betonas att komplikationen med diskontering blir explicit i en CBA, men frågan hur konsekvenser som inträffar vid olika tidpunkter ska bedömas är generell, och är därför även aktuell i andra bedömningsansatser, till exempel MCA.



### 3 Samhällsekonomisk värdering av icke-marknadsprissatta varor och tjänster

Metoder för att värdera varor och tjänster som inte har ett marknadspris inkluderar marknadsdatametoder (*revealed preferences*-metoder) respektive scenariometoder (*stated preferences*-metoder). Det är enbart scenariometoder som förmår fånga in icke-användarvärden. Nedan beskrivs dessa två typer av värderingsmetoder översiktligt, se t.ex. Freeman m.fl. (2014) för en detaljerad genomgång. Ett gemensamt drag hos dem är att de syftar till att fånga in så representativ information som möjligt om berörda individers preferenser, exempelvis genom att samla in data genom enkäter till representativa stickprov av individer eller till webbpaneler som är representativt sammansatta. Deliberativ värdering är en annan slags värderingsmetod som däremot bygger på deltagande av ett mindre antal personer och där värderingen sker genom en interaktiv, rådslagsartad process. Även deliberativ värdering beskrivs översiktligt nedan. Till sist går vi även översiktligt igenom värdeöverföring (*benefits transfer*), som inte är en egen värderingsmetod, men som används för att generalisera resultat från tidigare värderingsstudier.

#### 3.1 Marknadsdatametoder (*Revealed preferences*-metoder)

Med marknadsdatametoder använder man sig av information från relaterade marknader där det finns marknadspriser för att uppskatta priset på en nytting som inte har ett marknadspris. Metoderna baserar sig därmed på information om faktiska marknadstransaktioner, det vill säga hur individer faktiskt betar sig på någon existerande marknad. Marknadsdatametoder är begränsade till att värdera användarvärden. Icke-användarvärden (altruistiska värden, arvsvärden och existensvärden) kan värderas med hjälp av scenariometoder, se avsnitt 3.2. Några huvudmetoder inom marknadsdatametoder är följande:

- Fastighetsvärdeometoden (hedonisk prissättning): Metoden använder sig av den implicita information om hur miljöfaktorer värderas som kan ges av individers agerande på fastighetsmarknaden. Exempelvis kan frånvaro av buller värderas genom att jämföra priset på fastigheter i ett område med mycket buller med priset på fastigheter i ett annat område som i alla avseenden är mycket likt det första området förutom att det inte förekommer buller där. Skillnaden i pris kan användas för att uppskatta kostnaden för buller. Vanligen tillämpas metoden genom att samla in data om egenskaper som beskriver fastigheterna och med hjälp av statistisk analys isolera varje egenskaps inflytande över fastighetspriset.
- Resekostnadsmetoden: Med denna metod värderas rekreationsvärdet av ett område, eller förändringar i enskilda egenskaper hos området, utifrån information om individers agerande på marknader för resor, det vill säga utifrån individers resekostnader inklusive tidsåtgång.
- Produktionsfunktionsmetoden: Metoden bygger på att formulera en produktionsfunktion, som beskriver vad som kan produceras av en marknadsprissatt vara eller tjänst givet insatser av olika produktionsfaktorer, inklusive insatser av miljön i form av till exempel olika ekosystemtjänster. Produktionsfunktionen kan sedan användas för att undersöka hur mycket en förändrad tillgång på en ekosystemtjänst påverkar produktionen av den marknadsprissatta varan eller tjänsten. Ekosystemtjänstens påverkan på produktionen kan sedan värderas med hjälp av marknadspriset.
- Skadekostnadsmetoden/undvikandekostnadsmetoden/skyddsutgiftsmetoden – med metoden värderas en resurs utifrån den förlust man undviker genom att bevara/skydda en resurs eller skydda sig från försämringar i en resurs. Värdet av klimatanpassningsåtgärder kan värderas utifrån de kostnader som beräknas uppstå om

klimateanpassningsåtgärder inte vidtas, till exempel på grund av ökad risk för översvämningar. Denna värdering kan ibland ske med hjälp av andra marknadsdatametoder, till exempel genom vad fastighetsvärdeometoden kan säga om minskade fastighetsvärden till följd av ökade risker för översvämningar.

Ersättningskostnadsmetoden är en annan metod som kan påminna om marknadsdatametoder, men som ger en annan slags information: Metoden värderar en resurs utifrån vad det kostar att uppnå samma nytta med en annan lösning. Värdet av rent dricksvatten kan till exempel uppskattas till reningskostnaden förknippat med dricksvattenproduktion, investering i avsaltningsanläggningar för att göra havsvatten till dricksvatten, och så vidare. Ersättningskostnadsmetoden ger generellt inte ett korrekt värde på den nytta individer förknippar med en vara/tjänst utan anger bara kostnaden för ett motsvarande alternativ. Om alternativet faktiskt har anskaffats som en ersättning kan kostnaden för denna ses som en undre gräns för det värde som individer hänför till en vara/tjänst, men metoden används ofta för ej anskaffade alternativ och ger då inte information om det finns en betalningsvilja för alternativet.

### 3.2 Scenariometoder (*Stated preferences*-metoder)

För att kunna värdera förändringar som inkluderar icke-användarvärden monetärt används scenariometoder. Två huvudmetoder är följande:

- Contingent valuation (CV) innebär att ett vanligen representativt urval av individer tillfrågas om sin betalningsvilja (eller ibland om kompensationskrav) för en hypotetisk förändring. Metoden har utsatts för mycket kritik (varav några nackdelar nämns ovan under "nackdelar med CBA") vilket också lett till omfattande metodutveckling för att hantera olika metodproblem (OECD, 2018, sidan 87).
- Choice experiment (CE) innebär att ett vanligen representativt urval av individer tillfrågas om vilken kombination av attribut de föredrar där olika attribut kombineras på olika sätt och olika nivåer (till exempel X antal fiskbestånd stärks, varav Y antal är hotade arter, till en kostnad av Z kr via skattesedel). På så sätt kan man få fram betalningsviljan för de olika attributen. Utifrån resultaten kan man även ta fram icke-monetära avvägningar mellan olika attribut. Metoden passar särskilt bra när valsituationen inkluderar flera dimensioner och det finns en trade-off mellan olika attribut. Precis som CV-metoden så är metoden kritiserad. En nackdel med metoden är att den kan vara alltför kognitivt krävande för respondenterna om de ska ta ställning till många olika kombinationer av attribut och nivåer. Ett problem är också att de värden som respondenterna väljer beror på hur valsituationen ramats in. Till exempel kan valen av attribut och hur de beskrivs samt nivåer och till exempel foton som visas påverka vilka val respondenten gör.

Deliberativ värdering är en annan metod som påminner om scenariometoder, men vars teoretiska utgångspunkter är något annorlunda. Se mer i nästa avsnitt.

En stor styrka med scenariometoder är deras förmåga att värdera icke-användarvärden, som ofta kan förväntas vara betydelsefulla just när det gäller nyttor av miljöåtgärder i vattendrag. Metoderna är dock omdiskuterade på grund av deras hypotetiska karaktär. Detta kan leda till hypotetisk bias, det vill säga att individer tenderar att överdriva sin betalningsvilja för goda ändamål när de tillfrågas om sin betalningsvilja utan att faktiskt behöva betala det belopp de anger. Hur en sådan bias kan minskas har varit föremål för omfattande forskning, och metoder har utformats för att minska problemet, till exempel att respondenten svarar under ed, där de lovar att svara ärligt (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). Ett annat problem är så kallad embedding, som syftar på att individer tenderar att värdera en mindre förändring, till exempel förbättrad vattenkvalitet i ett enskilt vattendrag, lika högt som vid en fråga om vad individen är villig att betala för en större förändring, till exempel att förbättra vattenkvaliteten i fem vattendrag

där det första vattendraget inkluderas bland de fem. Ytterligare ett problem är att betalningsviljan kan påverkas av hur beslutssituationen beskrivs, om det till exempel visas foton, så kallad framing. (Dasgupta, 2021)

Scenariometoderna samlar in data om individers betalningsvilja eller kompensationskrav genom enkäter eller intervjuer. I en sådan situation finns ett begränsat utrymme för att beskriva själva scenariot som respondenterna ska värdera och sättet att ställa frågor kan påverka respondenternas svar. Detta kan till exempel innebära att värderingen riskerar att bli felaktig på grund av att respondenten inte förstår eller inte tar till sig information om vad scenariot faktiskt innebär i form av nyttor eller kostnader. Därför krävs stor omsorg i utformningen av scenariostudier, till exempel testning av information och frågor med hjälp av fokusgrupper och pilotstudier. Se till exempel Johnston m.fl. (2017) för rekommendationer att följa vid utformning och genomförande av scenariostudier. Dasgupta (2021) menar att scenariostudier bör genomföras med försiktighet. Om respondenterna inte har kunskap om de funktionella egenskaperna hos de resurser som är föremål för värderingen, så kan undersökningen ifrågasättas. Han påpekar att i demokratier så överlämnar vi många beslut till folkvalda representanter, och att begränsningarna i vad scenariostudier kan täcka bör vägledas av det faktumet.

### 3.3 Deliberativ värdering

Deliberation kan beskrivas som en process i vilken människor överlägger, funderar, utbyter åsikter, värderar bevis, reflekterar över frågor av gemensamt intresse, förhandlar och försöker övertyga varandra. Deliberation inkluderar både konsensuella kommunikationsprocesser och motstående sådana. (Fish m.fl., 2011)

Deliberativ värdering har likheter med scenariometoder på så sätt att ett scenario beträffande till exempel en miljöförändring utgör en utgångspunkt. Men istället för att sända ut scenariot till ett representativt urval av individer och ställa frågor om deras preferenser använder sig deliberativ värdering av en process där en mindre grupp deltar i värderingen på ett rådslagsliknande sätt. Metoden används bland annat i ökande omfattning för att omfatta värden som kan vara svåra att inkludera i individuellt baserade enkäter, såsom värdepluralism, icke-antropocentriska värden eller social rättvisa (TEEB, 2010). Kenter (2016a) beskriver en fallstudie där resultaten mellan deliberativ värdering och en mer traditionell scenariometod jämfördes.

Kenter m.fl. (2016b) beskriver en process i sex steg som kan användas vid deliberativ värdering:

1) den institutionella kontexten

Det första steget handlar om att förklara sammanhanget, inom vilken kontext beslutsfattandet sker och hur den deliberativa värderingen kan bidra – syfte, struktur, vilka som deltar och vilka som inte deltar, hur resultaten kan användas och inte kan användas samt viktiga avgränsningar, så att deltagarna inte får felaktiga förväntningar på processen eller att viktiga frågor faller mellan stolarna.

2) transcendentala värden (övergripande livsmål och vägledande principer)

I det andra steget identifierar gruppen deliberativt vilka transcendentala (överskridande) värden deltagarna har, vilka grupper de tillhör, och deras gemensamma sociala och kulturella värderingar.

3) kontextuella uppfattningar (*contextual beliefs*), bredare policyeffekter och systemiska relationer

I ett tredje steg lyfts deltagarnas egna åsikter om den specifika frågan som den deliberativa värderingen avser, inklusive konsekvenser av olika handlingsalternativ, vem som är ansvarig, olika institutioners roller, i vilken mån olika aktörer har möjlighet att påverka situationen. I detta steg kan olika metoder för att tydliggöra konsekvenserna av olika handlingsalternativ

användas som till exempel MCA eller valalternativ/konsekvens-matriser. Experter kan bjudas in för att förklara konsekvenserna av olika alternativ.

4) implikationer för transcendentala värden

När deltagarna har förståelse för konsekvenserna av olika handlingsalternativ, så jämför man hur väl olika handlingsalternativ stämmer överens med de transcendentala värden som bedömdes vara viktigast. Till exempel om social rättvisa och trygghet bedömdes vara viktigast, i vilken mån olika alternativ ökar eller minskar de värdena. Detta kan göras i anslutning till steg 3 i gruppdiskussion och/eller med olika beslutsstödsmetoder.

5) normer och kontextuella värden

I det femte steget integreras underlagen från de tidigare stegen för att diskutera och dra slutsatser om normer och kontextuella värden. I en traditionell samhällsekonomisk värdering utgår man då från individuella uppskattningar av nyttan med olika valalternativ, jämför värderingsmetoderna i avsnitt 3.1 och 3.2. Man kan också inrama beslutssituationen i termer av kollektiva nyttor och fråga vad som bör göras utifrån den kunskap vi har om olika handlingsalternativs konsekvenser på det vi värderar. Kontextuella värden reflekterar i vilken grad olika värdeobjekt (till exempel olika ekosystemtjänster) bidrar till bästa utfall och alltså den relativa värderingen eller vikten som dessa objekt och alternativ har.

6) värdeindikatorer

Värdeindikatorer ska reflektera de kontextuella värdena. Detta kan göras genom att individer anger sin betalningsvilja, eller rankar valalternativ. Det kan även tas fram som en kollektiv process med diskussioner och förhandlingar för att komma överens om ett slutresultat, en ranking, omröstning om vilket alternativ som är bäst, eller vad samhället eller individer bör betala för olika alternativ.

Vid deliberativ värdering är det viktigt med bra facilitering, det vill säga att de som leder diskussionerna gör det på ett bra sätt.

En nackdel med deliberativ värdering jämfört med scenariometoderna i avsnitt 3.2 är att den begränsar antalet personer som kan delta i värderingen, vilket gör att resultaten inte säkert blir representativt för de medborgare som berörs av förändringarna.

### 3.4 Värdeöverföring

Värdeöverföring handlar om att på olika sätt generalisera resultat från tillämpningar av värderingsmetoder. Antag att en värderingsstudie har genomförts med hjälp av insamling av primärdata rörande betalningsviljan för en miljöförändring i ett vattendrag i Norrbotten. Värdeöverföring kan då handla om att använda resultaten från denna primärstudie för att värdera en liknande miljöförändring i något annat vattendrag i en annan del av Sverige. I värdeöverföringssammanhang brukar man tala om att överföra resultat från ett studieområde (S, det område som primärstudien gällde) till ett policyområde (P, det område eller sammanhang som man vill överföra resultaten till).

Värdeöverföringsmetoder brukar delas in i två olika huvudtyper: (1) Överföring av punktskattningar och (2) Funktionsöverföring (Rosenberger och Loomis, 2003). Den förra huvudtypen kan i sin tur delas in i (1a) Överföring av en enskild punktskattning och (1b) Överföring av genomsnitt av punktskattningar. För funktionsöverföring finns (minst) tre olika möjligheter: (2a) Funktionsöverföring baserad på enskild värderingsstudie, (2b) Funktionsöverföring baserad på metaanalys och (2c) Strukturell funktionsöverföring. Vart och ett av dessa sätt att göra en värdeöverföring förklaras kortfattat nedan. För mer detaljer, se till exempel Rosenberger och Loomis (2003), Johnston m.fl. (2015, 2021) och Kriström och Bonta Bergman (2014).

**Överföring av punktskattningar.** För överföring av punktskattningar antas i princip att medelbetalningsviljan som skattades för studieområdet ( $WTP_S$ ) är lika med medelbetalningsviljan för policyområdet ( $WTP_P$ ), men att enstaka justeringar av  $WTP_S$  kan vara nödvändiga för att generaliseringen till  $WTP_P$  ska vara giltig. En vanlig typ av justering är att justera för eventuella skillnader i inkomst, så att

$$WTP_P = WTP_S(y_P/y_S)^\varepsilon,$$

där  $y_P$  och  $y_S$  är medelinkomstnivån i policyområdet respektive studieområdet och  $\varepsilon$  är betalningsviljans inkomstelastitet. Detta återspeglar ett fall där  $WTP_P$  räknas fram baserat på en enskild värderingsstudie, som tillhandahåller skattningen av  $WTP_S$  (värdeöverföringsmetod 1a). Men  $WTP_S$  skulle också kunna vara ett genomsnitt av skattningar av medelbetalningsviljan från fler än en värderingsstudie som har tillämpats på en likartad miljöförändring (dvs. värdeöverföringsmetod 1b). I detta fall kan  $y_S$  likaledes vara ett genomsnitt av medelinkomstnivån för de olika värderingsstudierna. Det kan också vara rimligt att ta hänsyn till den troliga variationen mellan värderingsstudiernas resultat genom att presentera ett intervall för  $WTP_P$ .

Att göra värdeöverföring med punktskattningar inklusive enstaka justeringar, till exempel för inkomst, har dock uppenbara svagheter. Det kan ju tänkas att den värderade miljöförändringen inte är likartad mellan S och P, och preferenserna kan också skilja sig mellan S och P, och så vidare. Det går visserligen att tänka sig en rad olika enstaka justeringar för sådana skillnader, men funktionsöverföringar är troligen ett mer kraftfullt sätt att hantera många skillnader.

**Funktionsöverföring** utgår ifrån att det är möjligt att från en enstaka värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2a) eller från fler än en värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2b) skatta en funktion för  $WTP_S$ , som förklarar hur  $WTP_S$  varierar med avseende på egenskaper hos miljöförändringen ( $G$ ) och egenskaper hos individerna/hushållen ( $H$ ), och, i fall 2b, även egenskaper hos de värderingsmetoder som har använts i studierna ( $M$ ):

$$WTP_S = \alpha_S + \beta_S G_S + \gamma_S H_S + \delta_S M_S + e,$$

där fetstil markerar vektorer,  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ , och  $\delta$  är koefficienter som skattas exempelvis genom regressionsanalys och  $e$  är en slumpterm. Den skattade funktionen används sedan för att beräkna  $WTP_P$  genom att ersätta  $G_S$ ,  $H_S$  och  $M_S$  med värden som är giltiga för policyområdet, dvs.  $G_P$ ,  $H_P$  och  $M_P$ .

För att funktionsöverföring ska fungera är det uppenbart att det måste finnas data för policyområdet för de egenskaper som inkluderades i skattningen av funktionen för  $WTP_S$  för studieområdet.

Värdeöverföringsmetoderna 2a och 2b kan kritiseras för godtycke beträffande vilka egenskaper som ska inkluderas i funktionen. Strukturell funktionsöverföring (2c) försöker komma till rätta med denna svaghet genom att utgå ifrån en specifikation av en nyttofunktion, vilket således ger ett fundament för värdeöverföringen utifrån nationalekonomisk teori. Detta är en (ännu) mer avancerad metod, som i sig medför behov av antaganden om till exempel nyttofunktionens form.

## 4 Multikriterieanalys (MCA)

### 4.1 Allmänt om MCA

Multikriterieanalys (MCA) är ett samlat begrepp för metoder som används för att bedöma hur olika handlingsalternativ presterar med avseende på ett eller flera önskvärda mål, där målen beskrivs genom ett antal kriterier. Ett standardinnehåll hos en MCA är därför en prestandamatrix, i vilken raderna beskriver handlingsalternativ och kolumnerna kriterier och där varje cell beskriver hur respektive handlingsalternativ presterar i förhållande till varje kriterium. Prestandan kan exempelvis beskrivas i form av poäng i skalor från till exempel 0 till 100 eller från -10 till +10. Ofta innefattar MCA:n även en vägning av kriterierna, där vikten definierar hur viktigt varje kriterium anses vara relativt de övriga. Hur MCA:n utformas kan dock se mycket olika ut beroende på vilken MCA-metod som används, se vidare avsnitt 4.3.

Ett grundläggande drag hos MCA är vidare de medverkandes formulering av mål och kriterier samt även uppskattning av den relativa vikten av olika kriterier. De medverkande kan även ha en central roll i bedömningen av handlingsalternativens prestanda, även om dessa även kan baseras på eller beskrivas av "objektiva" data. (Department for communities and local government (DCLG), 2009)

När det gäller MCA i förhållande till CBA påpekar DCLG (2009) att de flesta CBA-studier innehåller effekter som identifieras som relevanta konsekvenser, men som inte värderas monetärt. I vissa fall ses de som mindre viktiga, och rapporteras vid sidan av monetariserade kostnader och nyttor. I vissa fall kan det dock finnas variabler för vilka det är svårt att uppskatta monetära värden, men som ändå bedöms vara av stor betydelse. I dessa situationer kan MCA-tekniker vara användbara. Det är till exempel möjligt att mäta prestanda för vissa kriterier monetärt och andra kriterier icke-monetärt genom exempelvis poängsättning.

OECD menar att MCA kan utgöra ett bra komplement till CBA, och i vissa fall användas som ett alternativ till CBA. MCA kan utgöra ett alternativ när monetarisering utgör en utmaning och man har många icke-monetariserade effekter som behöver inkluderas. OECD påpekar att samtidigt som behovet av att väga in kvantitativa och kvalitativa underlag i analyserna betonas i många länders vägledning, så saknas metoder för hur det ska göras, med undantag för MCA. OECD ser dock en risk att MCA används som ursäkt för att inte lägga resurser på att kvantifiera och monetarisera effekter i den mån det är möjligt (vilket skulle kunna bidra till bättre CBA-analyser) och att MCA kan missförstås som en enklare analys än en CBA. De anger att om MCA ska bli en av de huvudsakliga metoderna inom konsekvensanalys vid regelgivning så behöver myndigheter bygga upp kompetens om metoden. De anger att en stor fördel med MCA, jämfört med alternativet att enbart kvalitativt beskriva vissa fördelar och nackdelar, är att den är transparent i den meningen att det framgår utifrån vilka kriterier olika alternativ bedömts och hur kriterierna viktats. (OECD 2009)

### 4.2 Fördelar och nackdelar med MCA

En allmän styrka med MCA är att den kan bringa struktur, analys och öppenhet inför de typer av beslut som helt eller delvis inte lämpar sig för praktisk tillämpning av CBA. DCLG (2009) listar några fördelar:

- Metoden är i princip öppen och explicit.
- Valet av mål och kriterier som beslutsfattarna gör är öppna för analys och för förändring om de bedöms olämpliga.

- Poäng och vikter, när de används, är explicita och utvecklade enligt etablerade metoder. De kan också korsrefereras till andra informationskällor om relativa värden och ändras om det behövs.
- Mätningar av prestanda kan utföras av experter, och behöver inte nödvändigtvis läggas i händerna på beslutsfattarna.
- Metoden kan bidra med viktig kommunikation inom den beslutsfattande gruppen och ibland, senare, mellan beslutsfattarna och samhället i stort.
- När poäng och vikter används så bidrar metoden med en verifieringskedja.

Som exempel på nackdelar lyfter DCLG (2009) att:

- I likhet med kostnadseffektivitetsanalyser anger en MCA inte med nödvändighet ett "bästa" alternativ som är konsistent med att förbättra individers samlade välbefinnande. (Detta hindrar dock inte att en MCA undersöker om ett handlingsalternativ innebär att individers samlade välbefinnande ökar i jämförelse med referensalternativet.)
- Bedömningarna i en MCA är inte självklart konsistenta med det som har en avgörande betydelse för en CBA, det vill säga bästa möjliga evidens om individers preferenser. I MCA kan bedömningarna istället vila på expertbedömningar eller olika aktörers eller beslutsfattares preferenser. På så sätt bygger resultaten av en MCA i mindre eller större utsträckning på aktörers eller beslutsfattares subjektiva värderingar. Det är därför avgörande att kunna förhålla sig till subjektiva bedömningar för att bidra med ett försvarbart beslutsstöd. Problemet kan hanteras med hjälp av känslighetsanalyser och åtgärder för att öka analysens robusthet. Det blir också centralt att MCA:n kännetecknas av transparens och förmåga att hantera olika preferenser bland olika aktörer, inklusive experter, allmänhet och intressenter.

Rosen m.fl. (2009) påpekar i sin genomgång av MCA vidare att:

- MCA-metoder kan ge ett sken av vetenskaplighet även om de kriterier som formulerats är illa valda.
- En viss godtycklighet kan finnas i metoderna, till exempel vid vilken nivå som ett alternativ ska betraktas som acceptabelt eller ej.

Ett särskilt problem är att MCA kan upplevas som oöverskådligt på grund av att det finns många olika MCA-metoder och dessutom många olika varianter av varje metod. Detta kan vara ett problem eftersom metoderna kan ge olika svar och det inte är självklart vilken metod som är bäst för en viss tillämpning. Därför presenteras i nästa avsnitt ett antal huvudsakliga MCA-metoder. De olika metoderna har olika styrkor och svagheter, men det är också viktigt att vara medveten om att de alla kräver arbete med att strukturera själva beslutsproblemet. I detta sammanhang kan nämnas att Hajkowicz och Higgins (2008) jämförde resultaten av fem olika MCA-metoder på sex beslutsproblem kopplat till vattenförvaltning. Deras slutsats är att det ofta är mycket viktigare att fokusera MCA-arbetet på att få till stånd en god struktur på beslutsproblemet, inklusive identifiering av handlingsalternativ och formulering av mål och kriterier, än på vilken MCA-metod som passar bäst, även om val av MCA-metod också är viktigt.

## 4.3 Olika MCA-metoder

### 4.3.1 Allmän metodöversikt

Det har utvecklats många olika MCA-metoder, se till exempel Vassoney m.fl. (2017) för en översikt över vilka typer av MCA-metoder som har använts vid planering och förvaltning av vattenkraft. Nedan beskrivs några olika huvudmetoder översiktligt utifrån DCLG (2009) och

Rosén m.fl. (2009), men det är inte enkelt att förstå metoderna utifrån översikter över tillämpningar eller kortfattade beskrivningar. Därför följer nedan även exempel på tillämpningar av ett antal huvudmetoder.

Att välja MCA-metod för en viss tillämpning kan också sägas vara en slags multikriterieanalys. DCLG (2009) rekommenderar att följande kriterier används i en bedömning av vilken MCA-metod som passar bäst att tillämpa:

- intern konsistens och logiskt grundad (*logical soundness*).
- transparens.
- lätthet att använda.
- databehov som inte är inkonsistent med storleken på problemet som analyseras.
- realistisk tidsmässigt och tillgång till kompetens som krävs för analysprocessen.
- i vilken mån metoden kan bidra med en verifieringskedja (*audit trail*).
- tillgång till mjukvara, i de fall sådant behövs.

Ett ytterligare kriterium när det gäller bedömningen av om det föreligger orimliga kostnader för åtgärder är att metoden behöver kunna utformas för att visa på om kostnaden påtagligt överstiger nyttan. Det räcker inte med en metod som enbart rangordnar olika alternativ.

**Linjära additiva metoder.** Dessa metoder är troligen de vanligaste MCA-metoderna. Den brukar innebära att handlingsalternativens prestanda för olika kriterier uttrycks med poäng. Sedan vägs poängen samman till ett slutbetyg för varje handlingsalternativ i form av en viktad summa, där varje kriterium har åsatts en vikt. Därefter kan handlingsalternativen rangordnas utifrån slutbetygen. Metoden förutsätter att kriterierna är oberoende av varandra.

**Multi-attributmetoder** är en familj av metoder inom vilken linjära additiva metoder kan sägas vara ett specialfall. Multi-attributmetoder kan sägas bestå av tre byggstenar: (1) En prestandamateris, (2) procedurer för att avgöra om de kriterier som används är oberoende av varandra eller ej, och (3) metoder för att skatta parametrarna i en matematisk funktion som kan användas för att beskriva hur fördelaktigt ett åtgärdsalternativ är, baserat på hur väl de olika kriterierna uppfylls. Metodiken är accepterad men relativt krävande och har därför störst användning i projekt där kraven är höga och tillräckliga resurser finns för att anlita nödvändiga specialister.

**Analytisk hierarkisk process** (*analytical hierarchy process*, AHP). AHP är en linjär additiv metod, men här görs en parvis jämförelse av varje kriterium med vart och ett av övriga kriterier för att på så vis ge underlag för en viktning av de olika kriterierna. Jämförelsen görs genom att beslutsfattarna får en serie frågor att besvara, där ett kriterium ställs mot ett annat. I metodiken antas att människor har lättare för att göra relativa bedömningar, snarare än absoluta. Vid fullständig tillämpning av AHP görs även parvisa jämförelser av alternativ med avseende på de olika kriterierna. Jämförelserna av kriterium mot kriterium och alternativ mot alternativ resulterar i matriser och för att hitta lösningar på problemen krävs komplicerade matrisberäkningar. Som hjälp vid tillämpning av metoden används därför särskilda programvaror. AHP upplevs ofta som förhållandevis enkel och lättanvänd av beslutsfattare men den teoretiska grunden för metoden har ifrågasatts. En orsak är att rangordningen mellan olika alternativ kan förändras genom att ytterligare ett kriterium läggs till, trots att det nya kriteriet logiskt sett inte borde påverka ordningsföljden.

**Utsorteringsmetoder** (*outranking*). Utsorteringsmetoder syftar till att identifiera de alternativ som framstår som bättre än övriga, men inte ett specifikt bästa alternativ. Vid utsorteringen används en form av parvisa jämförelser, där ett alternativ klassas som mer fördelaktigt än ett annat om tillräckligt många kriterier indikerar att det är bättre (hänsyn tas till kriteriernas vikt), förutsatt att alternativet inte är påtagligt sämre med avseende på något av de övriga kriterierna. En intressant egenskap hos utsorteringsmetoder är att två alternativ kan klassas som "svårjämförbara" om



exempelvis viktig information saknas. Analysen kan i sådana fall ändå genomföras, trots att det inte framgår vilket av de två alternativen som är bäst, vilket kan vara en fördel i många beslutssituationer där information saknas. En annan fördel med utsorteringsmetoder är att metodiken stämmer ganska väl med politiska aspekter av beslutsfattande, där alternativ som är dåliga i ett visst men viktigt avseende sorteras bort. En svaghet hos utsorteringsmetoder är att det är ganska godtyckligt hur man definierar ett alternativ som bättre eller sämre än ett annat. Två vanligt förekommande utsorteringsmetoder är ELECTRE (Elimination et choix traduisant la réalité (Elimination and choice expressing the reality)) och PROMETHEE (Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluation).

**Icke-kompensationsmetoder** kan användas för problem där man har tagit fram en prestandamatrix men där beslutsfattaren inte är villig att acceptera kompensation mellan kriterierna. Ett väl uppfyllt kriterium tillåts med andra ord inte kompensera för ett annat otillräckligt uppfyllt kriterium. Sådana metoder är effektiva för att sortera fram alternativ som måste uppfylla absoluta krav. Metoderna skulle därför kunna betecknas som en typ av utsorteringsmetoder. För att mera ingående särskilja olika alternativ behöver icke-kompensationsmetoder i regel kompletteras med mer rankbaserade metoder, såsom någon linjär additiv metod eller AHP. Icke-kompensationsmetoder bygger ofta på att tröskelvärden definieras för ett eller flera av kriterierna. Man skiljer då på konjunktiva och disjunktiva modeller. I en konjunktiv modell utesluts de alternativ som inte når upp till tröskelvärdena för samtliga kriterier. Disjunktiva modeller låter alternativ passera som klarar tröskelnivån för åtminstone ett kriterium. De konjunktiva och disjunktiva modellerna fungerar alltså som filter. Det är fullt möjligt att använda en kombination av båda dessa typer.

I nedanstående avsnitt exemplifieras linjära additiva metoder, multi-attributmetoder, AHP och utsorteringsmetoder. Icke-kompensationsmetoder exemplifieras inte specifikt, men i illustrationen av linjära additiva metoder påpekas hur ett icke-kompensationsförfarande kan ske inom ramen för en linjär additiv metod.

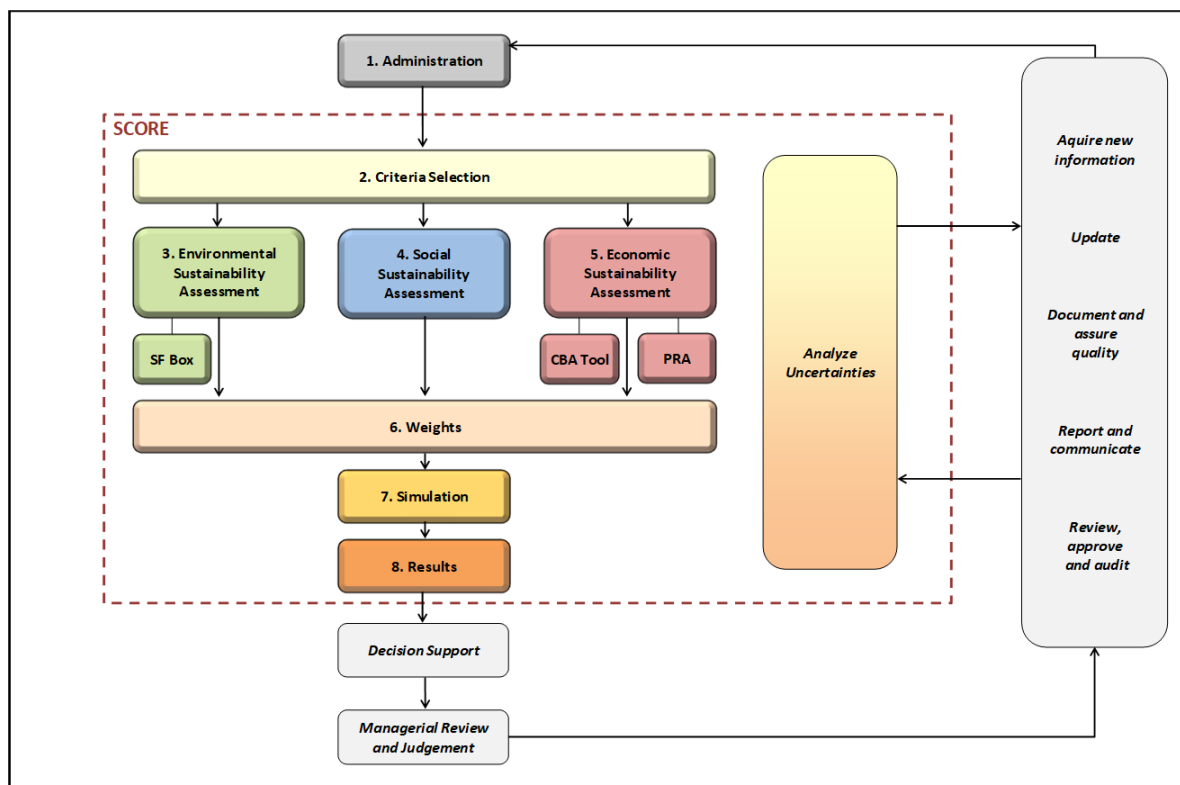
#### 4.3.2 Exempel på en MCA som använder en linjär additiv metod: SCORE

Vi använder det Excel-baserade MCA-verktyget SCORE (Sustainable Choice Of REmediation) som en illustration på en linjär additiv MCA-metod. SCORE är visserligen ett beslutsstödsverktyg för att välja det mest hållbara handlingsalternativet för att sanera förorenad mark, men metoden är generell och kan genom ett annat urval av kriterier anpassas till att bedöma miljöåtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag. Metoden är välpublicerad (Anderson m.fl., 2018; Rosén m.fl., 2015; Norrman m.fl., 2020; Söderqvist m.fl., 2015) och bör vara av särskilt intresse på grund av att den har följande egenskaper:

- Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning genom CBA är integrerad som en del i verktyget.
- Verktyget kombinerar monetära mått (från CBA) med poängmått.
- Osäkerhetsanalys ingår.
- Möjlighet till icke-kompensatorisk MCA-metod ingår.

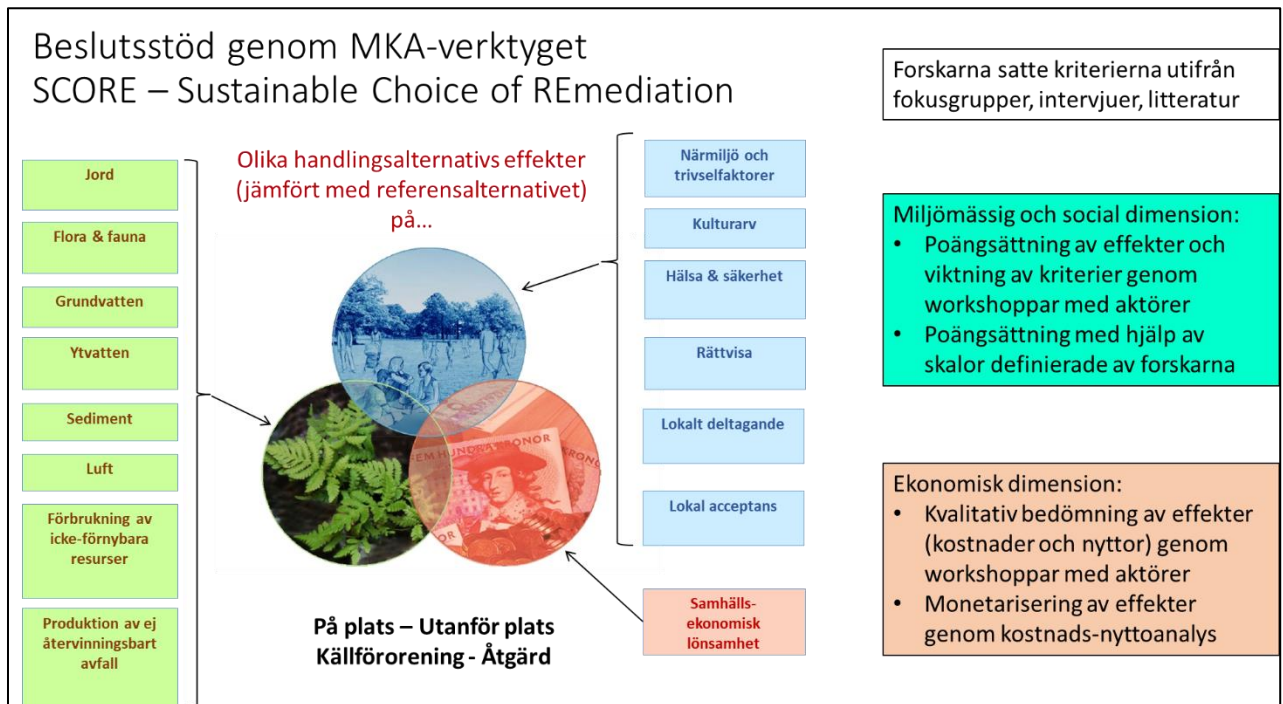
SCORE är ett verktyg för hållbarhetsbedömning av saneringsalternativ för en viss förorenad område, och utgår från idén att hållbarhet kan ses utifrån (minst) tre olika dimensioner: Miljömässig, social respektive ekonomisk hållbarhet. Figur 2 visar vad som principiellt ingår i SCORE. Verktyget utgår ifrån att ett antal handlingsalternativ har identifierats (1) och man önskar få hjälp med bedömningen av i vilken grad olika alternativ bidrar till en ökad hållbarhet, i förhållande till ett referensalternativ. Utifrån en fördefinierad bruttolista på kriterier sorteras de kriterier som eventuellt inte är relevanta för en specifik plats bort (2), varefter alternativen bedöms

utifrån miljömässig, social respektive ekonomisk hållbarhet (3-5). Kriterierna inom den miljömässiga och sociala dimensionen viktas, och dessutom sker en viktning på dimensionsnivå (6). Därefter sker en Monte Carlo-simulering som tar hänsyn till den osäkerhet som användaren har angivit för bedömningarna av miljömässiga, sociala och ekonomiska konsekvenser (7), varefter resultat presenteras (8). Loopen tillbaka till (1) illustrerar att resultaten kan föranleda justeringar av handlingsalternativen.



Figur 2 Den principiella arbetsgången i SCORE-verktyget.

Ekonomisk hållbarhet bedöms i SCORE utifrån alternativens samhällsekonomiska lönsamhet, vilket betyder att CBA används för denna bedömning. Detta implicerar också att den ekonomiska hållbarheten bedöms givet de etiska utgångspunkterna för CBA, vilka brukar beskrivas som antropocentrisk konsekvensetik baserad på individers preferenstillfredsställelse (Perman m.fl., 2011). En sådan etik innebär ett fokus på handlingars konsekvenser för människor, och att det anses rimligt att väga olika konsekvenser mot varandra och även att aggregera konsekvenser för olika människor. Det finns dock många kontraster till en sådan etik, och SCORE utgår ifrån att sådana kontraster ger kompletterande perspektiv som tillsammans kan ge en helhetsbedömning förenlig med hållbarhet. En sådan kontrast är ett fokus på människors rättigheter, där rättighetsetik kan motivera att varje människa ska ha rätt till god hälsa, god utbildning, arbete, och så vidare. I SCORE används den sociala dimensionen för att fånga upp sådana aspekter. En annan kontrast är ett fokus på naturens rättigheter, där miljöetik kan motivera att naturen har ett värde i sig själv, inte enbart ett instrumentellt värde för människan (vilket för övrigt är i linje med den svenska miljöbalkens förarbeten (Strömberg, 2016; Nordzell m.fl., 2017)). Den miljömässiga dimensionen används i SCORE för att fånga upp sådana aspekter.



Figur 3 Kriterierna i SCORE.

De kriterier som används i SCORE visas i figur 3. Inom den ekonomiska dimensionen finns endast ett kriterium: Samhällsekonomisk lönsamhet. Inom den sociala dimensionen finns sex kriterier och inom den miljömässiga åtta kriterier. Forskarna definierade kriterierna utifrån litteratur och diskussioner i fokusgrupper och intervjuer. Inom varje dimension är det viktigt att undvika beroenden och överlappningar mellan kriterier, eftersom det skulle kunna leda till att vissa effekter får en större betydelse för analysens resultat än vad som är avsett. Det är därför med avsikt som användaren *inte* kan lägga till kriterier i SCORE. Däremot kan användaren välja att utesluta kriterier som inte bedöms vara relevanta i ett specifikt fall. Exempelvis kan kriteriet "kulturarv" uteslutas om kulturarv saknas på ett visst förorenat område.

Det ekonomiska kriteriet samhällsekonomisk lönsamhet mäts monetärt genom nyttor och kostnader i en CBA, medan kriterierna i de miljömässiga och sociala dimensionerna mäts semi-kvantitativt genom poäng. För varje kriterium ska användaren ange en poäng ur en skala från -10 till +10 beroende på användarens bedömning av huruvida handlingsalternativet skulle leda till en mycket positiv effekt på kriteriet jämfört med referensalternativet (+6 till +10), positiv effekt (+1 till +5), ingen effekt (0), negativ effekt (-1 till -5) eller mycket negativ effekt (-6 till -10).<sup>5</sup> Som framgår av figur 3 har poängsättningen skett i workshopformat, där diskussioner mellan aktörer lett fram till en samlad bedömning om vilken poäng som är den mest troliga.<sup>6</sup>

För varje kriterium vägleds poängsättningen av en tabell som beskriver vad som menas med "mycket positiv effekt", "positiv effekt", och så vidare, inklusive exempel och nyckelfrågor att ställa sig vid poängbedömningen. Dessa vägledningstabeller är viktiga för att definiera skalan från -10 till +10 och för att skillnaden mellan olika poäng ska bli förståelig och transparent. Tabellerna i

<sup>5</sup> Det som poängbedöms i SCORE är mer precist ett antal sub-kriterier inom varje kriterium, men för enkelhets skull bortser vi från denna ytterligare nivå här.

<sup>6</sup> Dessutom ska användaren bedöma osäkerheten i poängbedömningen respektive i kostnader och nyttor. Genom tillämpningar av sannolikhetsfördelningar och simuleringar beräknar SCORE även osäkerheten i alla resultat, men vi går inte in på dessa detaljer i denna kortfattade beskrivning.

SCORE är utformade för effekter av saneringsalternativ, men deras allmänna uppläggning visas nedan.

**Tabell 2** Den allmänna uppläggnings av de vägledningstabeller som finns för varje miljömässigt och socialt kriterium i SCORE-verktyget.

<b>1. Guide för poängsättning</b> (effekten bedöms i jämförelse med referensalternativet)				
<i>Mycket negativ effekt: -6 till -10</i>	<i>Negativ effekt: -1 till -5</i>	<i>Ingen effekt: 0</i>	<i>Positiv effekt: +1 till +5</i>	<i>Mycket positiv effekt: +6 till +10</i>
Verbal och allmän beskrivning av vad en "mycket negativ effekt" är.	Verbal och allmän beskrivning av vad en "negativ effekt" är.	Verbal och allmän beskrivning av vad "ingen effekt" är.	Verbal och allmän beskrivning av vad en "positiv effekt" är.	Verbal och allmän beskrivning av vad en "mycket positiv effekt" är.
Konkreta exempel på förändringar som skulle innebära en "mycket negativ effekt".  Exempel på indikatorer som kan användas, om möjligt även angivelser av vilka indikatorvärden som kan tolkas som en "mycket negativ effekt".	Konkreta exempel på förändringar som skulle innebära en "negativ effekt".  Exempel på indikatorer som kan användas, om möjligt även angivelser av vilka indikatorvärden som kan tolkas som en "negativ effekt".	Konkreta exempel på förändringar som skulle innebära "ingen effekt".  Exempel på indikatorer som kan användas, om möjligt även angivelser av vilka indikatorvärden som kan tolkas som "ingen effekt".	Konkreta exempel på förändringar som skulle innebära en "positiv effekt".  Exempel på indikatorer som kan användas, om möjligt även angivelser av vilka indikatorvärden som kan tolkas som en "positiv effekt".	Konkreta exempel på förändringar som skulle innebära en "mycket positiv effekt".  Exempel på indikatorer som kan användas, om möjligt även angivelser av vilka indikatorvärden som kan tolkas som en "mycket positiv effekt".
<b>2. Nyckelfrågor och informationskällor.</b> Ett antal nyckelfrågor som användaren bör besvara listas, och här ges även förslag på källor till information som kan behövas för att utföra bedömningen.				
<b>3. Förklaring av hur handlingsalternativ kan påverka kriteriet.</b> Här anges exempel på hur kriteriet kan påverkas av olika handlingsalternativ, så att användaren får en god förståelse för hur kriteriet kan påverkas.				
<b>4. Poängsättningsexempel.</b> Här ges ett exempel på poängsättning, inklusive en motivering för den valda poängen.				

Efter poängbedömning viktas varje miljömässigt och socialt kriterium utifrån användarens bedömning av kriteriets betydelse relativt de andra kriterierna i respektive dimension. Som mått på kriteriets betydelse används ett numeriskt värde (*I*) mellan 0 och 25, varefter vikten räknas ut

som  $I$  för kriteriet dividerat med summan av  $I$  för alla kriterier i dimensionen.<sup>7</sup> Därefter kan ett sammanvägt index för varje handlingsalternativ ( $i$ ) räknas ut för den miljömässiga ( $H_E$ ) respektive sociala ( $H_S$ ) dimensionen:

$$H_{E,i} = \sum_j w_{E,j} K_{E,j} \text{ and } H_{S,i} = \sum_j w_{S,j} K_{S,j},$$

där  $w_j$  är vikten för det  $j$ :te kriteriet och  $K_j$  är poängen för det  $j$ :te kriteriet.<sup>8</sup> Motsvarigheten till  $H$  för den ekonomiska dimensionen är nettonuvärdet för varje handlingsalternativ ( $NPV_i$ ).

Ovan nämndes att det i SCORE ingår en möjlighet till en icke-kompensatorisk metod. Denna består i att betrakta resultaten för varje hållbarhetsdimension för sig och kräva att ett handlingsalternativ måste resultera i  $H_E > 0$ ,  $H_S > 0$  och  $NPV > 0$ , dvs. leda till ett positivt resultat för samtliga hållbarhetsdimensioner.

I det fall det anses rimligt med kompromisser mellan hållbarhetsdimensionerna ger SCORE information i form av ett normaliserat sammanvägt index för varje handlingsalternativ ( $H_i$ ). Detta index beräknas i enlighet med nedanstående ekvation, i vilken en viktning på dimensionsnivå ingår ( $W_E$ ,  $W_{SC}$  respektive  $W_{NPV}$ ), det vill säga dimensionerna kan åsättas olika vikt i sammanvägningen. Indexet har ett värde mellan  $-100$  och  $+100$ , där ett positivt värde indikerar att handlingsalternativet som helhet kan förväntas bidra till hållbar utveckling. Det ska observeras att indexet bygger på en relativ rankning av handlingsalternativen. Observera också att för beräkningen av detta index är det inget problem att handlingsalternativets konsekvenser har mätts på olika sätt i de tre dimensionerna: Semi-kvantitativt med poäng i den miljömässiga respektive sociala dimensionen och monetärt i den ekonomiska dimensionen.

$$H_i = 100 \left[ \begin{array}{l} W_E \frac{H_{E,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{E,1..N}); |\text{Min}(H_{E,1..N})|]} + W_{SC} \frac{H_{S,i}}{\text{Max}[\text{Max}(H_{S,1..N}); |\text{Min}(H_{S,1..N})|]} \\ + W_{NPV} \frac{NPV_i}{\text{Max}[\text{Max}(NPV_{1..N}); |\text{Min}(NPV_{1..N})|]} \end{array} \right]$$

SCORE illustrerar de olika steg i en MCA som kännetecknar användningen av en linjär additiv metod, och även hur ett moment av icke-kompensatorisk MCA-metod kan komma in i bilden. Det är särskilt viktigt att lägga märke till följande:

- Poängsättning används ofta i MCA. För att poängsättningen inte ska bli godtycklig och ogenomskinlig är det viktigt att det finns en definition av poängskalan, så att det går att förstå varför ett visst handlingsalternativ ges en viss poäng. För SCORE utarbetades vägledningstabeller för detta ändamål, se ovan.
- SCORE som helhet syftar till en samlad hållbarhetsbedömning i vilken hänsyn tas till mer än samhällsekonomiska överväganden. Verktøget är utformat så att den samhällsekonomiska lönsamheten bedöms i verktygets CBA-del. Det ska dock observeras att det är fullt tänkbart med en alternativ utformning där MCA:n som helhet syftar till att enbart bedöma samhällsekonomiska överväganden, men där de kostnader

<sup>7</sup> Exempel: Om det bara skulle finnas två kriterier i en viss dimension och kriterium 1 får värdet 5 och kriterium 2 får värdet 15, blir vikten för kriterium 1 lika med  $5/(5+15)=0,25$  och vikten för kriterium 2 blir lika med  $15/(5+15)=0,75$ .

<sup>8</sup> Ett vanligt problem vid användandet av poängskalor är att det kan ifrågasättas om ekvidistans i poängskalan gäller, dvs. om avståndet mellan t.ex. poängen 1 och 2 är lika stort som avståndet mellan poängen 6 och 7. Det finns dock metoder som kan angripa detta problem, se t.ex. Hobart m.fl. (2007).

och nyttor som i dagsläget inte bedöms möjliga att monetarisera lyfts ut ur CBA:n och bildar separata kriterier. Dessa kriterier skulle kunna poängbedömas och sedan ingå i en helhetsbedömning med hjälp av samma typ av normaliserat sammanvägt index som ovan. En annan möjlig väg att gå är att översätta monetariserade konsekvenser till poäng och på så sätt få jämförbarhet med icke-monetariserade konsekvenser. Denna väg användes av Barton m.fl. (2020), som vi nedan använder som exempel på tillämpning av multiattribut-metoder.

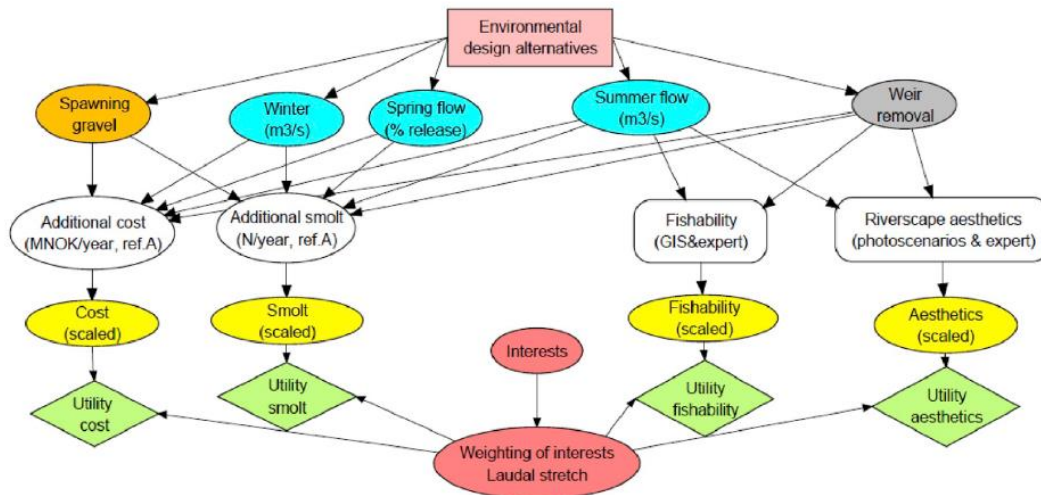
#### 4.3.3 Exempel på en MCA som använder en multiattributmetod: Barton m.fl.

Ett exempel på en MCA som använder sig av en typ av multiattributmetod är en studie av Barton m.fl. (2020), vars tillämpning är bedömning av olika handlingsalternativ beträffande miljöåtgärder i Mandalselva i Väst-Agder i sydligaste Norge, en välkänd laxälv. I förhållande till SCORE finns såväl metodmässiga likheter som skillnader. En likhet är att bedömningar av osäkerhet ingår i analysen; Barton m.fl. använder sig av ett så kallat Bayesianskt nätverk. Detta bygger på angivelser av betingade sannolikheter, det vill säga sannolikheten för en händelse givet att en annan händelse har inträffat. Nätverkets uppbyggnad gör det exempelvis möjligt att givet de preferenser som en viss aktör har angivit för olika handlingsalternativ räkna fram nyttan för handlingsalternativen för en viss aktör, se vidare nedan. Programvaran Hugin användes för att genomföra analysen ([www.hugin.com](http://www.hugin.com)).

I studien användes nedanstående fyra kriterier. Liksom för SCORE var alltså antalet kriterier givet från början.

1. Kostnader, som inkluderade kostnader för miljöåtgärder och intäktsförluster till följd av produktionsförluster i vattenkraften.
2. Smoltproduktion.
3. Fiskemöjligheter, som handlar om förekomsten av lämpliga platser för sportfiske.
4. Estetik, som handlar om hur älvens vattenföring upplevs skönhetsmässigt.

Ett antal olika handlingsalternativ med olika konsekvenser för de här kriterierna identifierades (symboliseras av rektangeln högst upp i figur 4). Handlingsalternativen varierade med avseende på vattenföring, utrivning av fördämningar och utläggning av lekgrus. Ett antal modeller användes för att få fram prognoser på hur handlingsalternativen påverkar kraftproduktionen och smoltproduktionen. Påverkan på fiskemöjligheterna beskrevs utifrån en klassificering av meso-habitat i älven och expertbedömning, och påverkan på estetik beskrevs med hjälp av fotomontage och expertbedömning. Samtidig påverkan bedömdes i förhållande till ett referensalternativ.



**Figur 4** En schematisk bild över de huvudsakliga beståndsdelarna i det Bayesianska nätverk som användes i MCA-studien av Barton m.fl. Ur Barton m.fl. (2020, figur 3).

För varje handlingsalternativ skalades påverkan om till en skala från  $-1$  till  $+1$ . Detta symboliseras i figur 4 av övergången mellan den tredje och fjärde nivån. Att påverkan på alla kriterier uttrycks i en enhetlig normaliserad skala är en typisk egenskap hos multiattributmetoder. Denna omskalning är ett betydelsefullt steg i analysen, och vi ser därför närmare på den för vart och ett av kriterierna:

1. Kostnader: Modellsimuleringar gav betingade sannolikheter för olika kostnadsutfall givet handlingsalternativen. Kostnadsutfallen uttrycktes i kronor och skalades om i stort sett linjärt till tiondelsintervall mellan  $-1$  och  $0$ . Se figur 5, som visar till exempel att den högsta kostnaden för något av handlingsalternativen var mellan 6 och 6,5 miljoner norska kronor per år. Denna högsta kostnad skalades om till tiondelsintervallet mellan  $-1$  och  $-0,9$ , och simuleringarna indikerade uppenbarligen att den betingade sannolikheten är lika med 1 att den högsta kostnaden hamnar i detta tiondelsintervall. För kostnader som hamnar mellan 5 och 6 miljoner kronor är den betingade sannolikheten lika med 0,16 att kostnaden hamnar i tiondelsintervallet mellan  $-1$  och  $-0,9$ , lika med 0,64 att den hamnar mellan  $-0,9$  och  $-0,8$ , och lika med 0,20 att den hamnar mellan  $-0,8$  och  $-0,7$ , och så vidare.

Cost (scaled)									
Expression	pC / 6.5								
Additional c...	-6.5 - -6	-6 - -5	-5 - -4	-4 - -3	-3 - -2	-2 - -0	0 - 0		
-1 - -1	0				0	0	0	0	0
-1 - -0.9	1	0.16	0	0	0	0	0	0	0
-0.9 - -0.8	0	0.64	0	0	0	0	0	0	0
-0.8 - -0.7	0	0.2	0.44	0	0	0	0	0	0
-0.7 - -0.6	0	0	0.56	0.08	0	0	0	0	0
-0.6 - -0.5	0	0	0	0.68	0	0	0	0	0
-0.5 - -0.4	0	0	0	0.24	0.4	0	0	0	0
-0.4 - -0.3	0	0	0	0	0.6	0.04	0	0	0
-0.3 - -0.2	0	0	0	0	0	0.32	0	0	0
-0.2 - -0.1	0	0	0	0	0	0.32	0	0	0
-0.1 - 0	0	0	0	0	0	0.32	0	0	0
0 - 0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

**Figur 5** Omskalning av kostnader i miljoner norska kronor per år till en skala i tiondelsintervall från  $-1$  till  $0$ . Ur Barton m.fl. (2020, Supplementary Material).



- Smoltproduktion: Även här användes modellsimuleringar som gav betingade sannolikheter för olika produktionsutfall givet handlingsalternativet. Utfallen uttrycktes i antal smolt per år och skalades om i stort sett linjärt till tiondelsintervall mellan 0 och 1 på i princip liknande sätt som för kostnader.

För påverkan på kriterierna kostnader och smoltproduktion är det uppenbarligen centralt att vedertagna modeller används för att beräkna påverkan.

- Fiskemöjligheter: Utifrån information om påverkan på meso-habitat i älven bedömdes fiskemöjligheterna av tre olika fiskare i en tregradig skala, där varje fiskares bedömning gavs lika tung vikt i uppbyggnaden av en empirisk sannolikhetsfördelning för bedömningarna i en skala i tiondelsintervall från -1 till +1.
- Estetik: Utifrån fotomontage bedömdes påverkan på estetik av kraftbolagets miljöchef och en expertpanel bestående av fem forskare i en tregradig skala, där miljöchefen och expertpanelen gavs lika tung vikt i uppbyggnaden av en empirisk sannolikhetsfördelning för bedömningarna i en skala i tiondelsintervall från -1 till +1.

För påverkan på kriterierna fiskemöjligheter och estetik är det uppenbart att bedömningen beror på vilka personer som fungerade som bedömare och vilken vikt som åsätts varje persons bedömning. Barton m.fl. understryker att studien gjordes i forskningssyfte och därför användes ett bekvämlighetsurval av bedömare. Om syftet skulle ha varit att komma fram till ett skarpt beslutsunderlag hade urvalet av personer som gjorde bedömningar ha behövts göras med stor omsorg. Det kan även observeras att eftersom varje individuell bedömning av fiskemöjligheter respektive estetik utgjorde input i analysen blir skalningen inte nödvändigtvis linjär. Icke-linjär skalning kan mycket väl uppstå till följd av olikheter i preferenserna hos de som bedömer påverkan. Här finns procedurmässigt en skillnad jämfört med SCORE, vars tillämpning innefattar workshoppar med aktörer i syfte att försöka nå konsensus i poängbedömning. I princip är det dock inte något som hindrar att poängbedömningen i SCORE görs som en sammanvägning av individuell input istället, men en potentiell nackdel är att man då går miste om den interaktion som sker på en workshop och som kan vara konsensusbyggande (se Söderqvist, 2019, för en analys av aktörernas erfarenheter av SCORE).

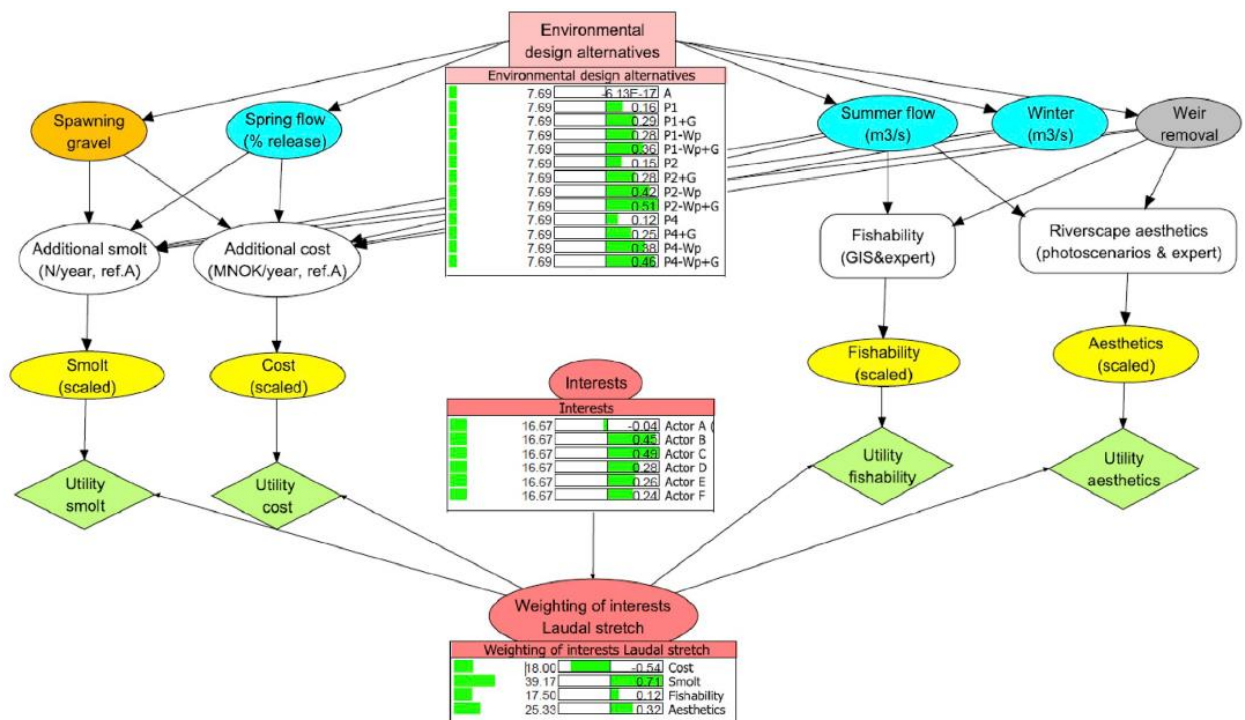
Nästa typ av input till analysen är vikter för kriterierna. De sattes av olika aktörer utifrån hur viktigt som respektive aktör ansåg att varje kriterium är. I studien tillfrågades sex olika aktörer som representerade olika intressen, varav kraftbolaget var en. Varje aktör ombads individuellt att fördela 100 poäng mellan de olika kriterierna utifrån deras betydelse. Poängen skalades om till betingade sannolikheter genom att dividera med 100. Inte oväntat fanns det stora skillnader mellan aktörerna beträffande hur viktiga de olika kriterierna är, se figur 6.

Interests	Actor A ...	Actor B	Actor C	Actor D	Actor E	Actor F
Cost	0.53	0	0.1	0.05	0.2	0.2
Smolt	0.3	0.5	0.7	0.05	0.4	0.4
Fishability	0.1	0.3	0.1	0.05	0.2	0.3
Aesthetics	0.07	0.2	0.1	0.85	0.2	0.1

**Figur 6** De sex aktörernas viktning av respektive kriterium utifrån hur viktigt de ansåg att kriteriet är i förhållande till varandra. Viktningen summerar till 1 för varje aktör. Kraftbolaget är aktör A, de övriga aktörerna är anonyma. Ur Barton m.fl. (2020, figur 4).



I och med all ovanstående input kan analysen genomföras med hjälp av simuleringar. Figur 7 visar ett exempel på resultat från en körning där var och en av de sex aktörerna väger lika tungt i analysen (varje aktör har sannolikheten 0,1667 i rutan Interests). Att de sex aktörerna väger lika tungt betyder i sin tur att den slutliga vikten för varje kriterium blir lika med ett medelvärde av varje aktörs viktning i figur 6. Exempelvis är vikten för kostnad i form av sannolikheten 0,18 i rutan Weighting of interests framräknad ur raden Cost i figur 6 som  $(0,53+0+0,1+0,05+0,2+0,2)/6$ . Den resulterande förväntade nyttan för varje handlingsalternativ framgår av rutan Environmental design alternatives i figur 7. Sannolikheterna 0,769 för varje handlingsalternativ står för att varje handlingsalternativ a priori har lika stor sannolikhet att hända. De förväntade nyttorna i förhållande till referensalternativet står till höger i rutan och indikerar att handlingsalternativet P2-Wp+G är det bästa (ger nyttan 0,51), där P2 syftar på ett visst vattenföringsalternativ, Wp på utrivning av fördämningar och G på utläggning av lekgrus. Dessa förväntade nyttor ska då tolkas givet MCA-modellens uppläggning som helhet och input i modellen i form av (a) bedömningen av handlingsalternativens påverkan på kriterierna, (b) de sex aktörernas viktning av kriterierna och (c) viktningen av de sex aktörerna. Styrkan med det Bayesianska nätverket är att det går att göra körningar med ändrade förutsättningar, och Barton m.fl. exemplifierar hur utfallen i form av förväntad nytta för handlingsalternativen förändras om en viss aktör ges vikten 1 eller om ett visst kriterium ges 1 som slutlig vikt.



Figur 7 Exempel på resultat från MCA-analysen av Barton m.fl. Ur Barton m.fl. (2020, figur 6).

Avslutningsvis kan följande observationer göras:

- I förhållande till SCORE bygger studien på en mer avancerad modellering, vilket ger rika analysmöjligheter, men det kan vara svårt för en lekman att sätta sig in i modellens mekanik.

- Både studien av Barton m.fl. och SCORE illustrerar hur beroende en MCA är av bedömningar av handlingsalternativs påverkan på kriterier, sättet att vikta kriterier, urvalet av aktörer att involvera i bedömningar och viktningar, och hur denna involvering utformas. Som SCORE har tillämpats hittills bygger poängbedömningar och viktningar mycket på konsensusbyggande på workshoppar, inklusive hjälpmedel för sådant konsensusbyggande och dokumentation av workshopdiskussioner, medan Barton m.fl. bygger på att lägga in individuella bedömningar och viktningar i modellen.
- I studien räknas den monetära delen (kostnader) om till en slags poängskala. I SCORE sker inte en sådan omräkning. I båda fallen kvarstår en stor fråga: Vilkas preferenser ska användas för att väga monetariserade konsekvenser mot icke-monetariserade konsekvenser? Här finns många möjliga svar. Utifrån CBA-teori är svaret att det är de berörda individernas preferenser som ska användas, vilket förklarar varför försök att monetarisera miljökonsekvenser genom miljövärderingsstudier använder sig av enkäter och intervjuer som riktar sig till allmänheten (scenariometoder) eller av data om individers marknadsbeteende (marknadsdatametoder), jämför avsnitt 3.1 och 3.2.

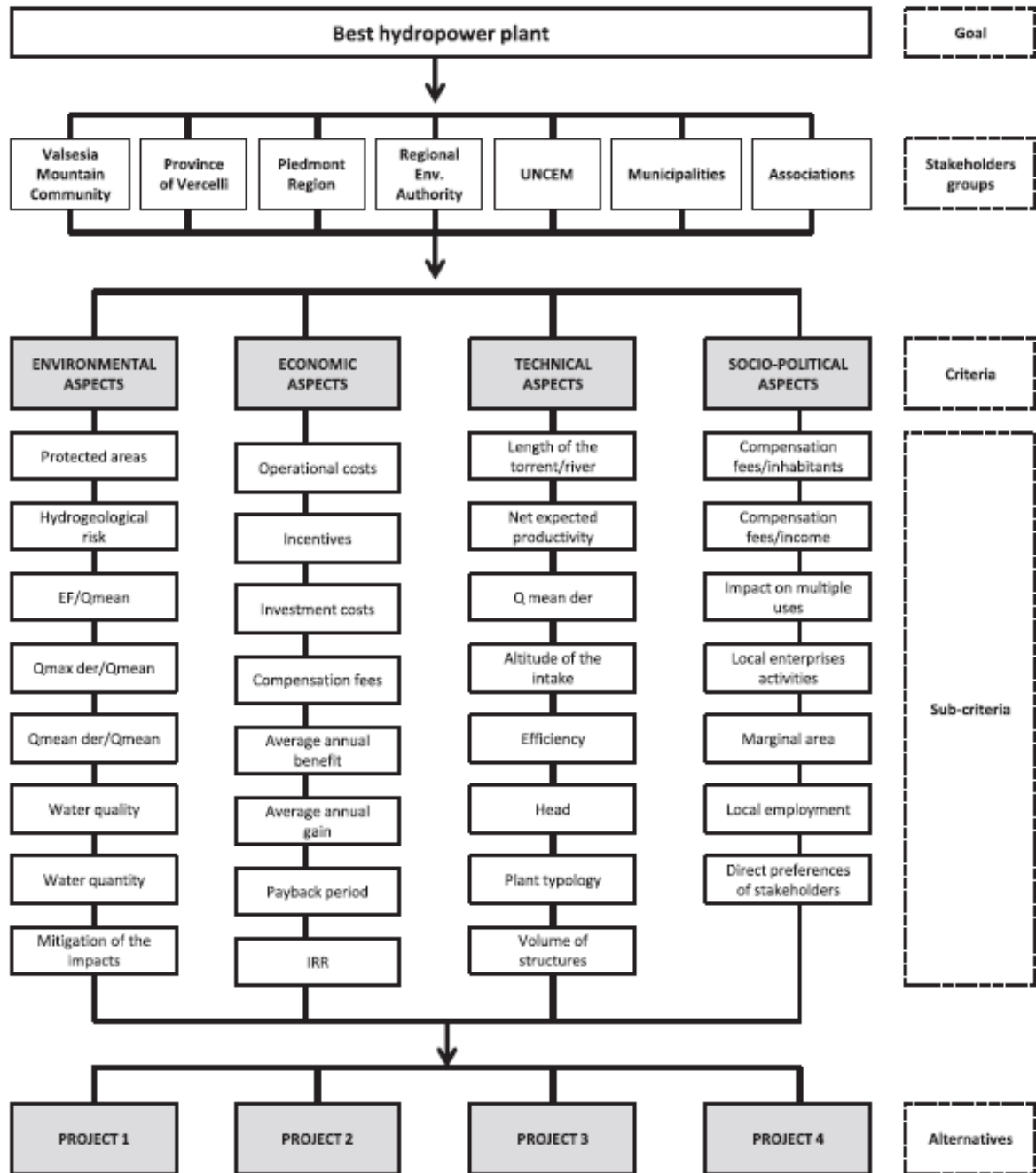
#### 4.3.4 Exempel på en MCA som använder AHP-metoden: Rosso m.fl.

AHP (Analytical Hierarchy Process) och dess släkting ANP (Analytical Network Process) är en mycket omdiskuterad MCA-metod på grund av oenigheter om dess egenskaper (se till exempel Smith och von Winterfeldt, 2004). Som nämndes ovan handlar en av kontroverserna om att omkastning av handlingsalternativens rangordning (*rank reversal*) kan ske även när det logiskt sett inte bör inträffa, till exempel att införandet av ett nytt handlingsalternativ som inte har något samband med tidigare analyserade handlingsalternativ kan förändra rangordningen mellan de tidigare analyserade handlingsalternativen. Icke desto mindre har AHP blivit en vanlig MCA-metod (jämför Cegan m.fl., 2017), troligen på grund av den bygger på parvisa och relativa jämförelser. Sådana jämförelser kan upplevas som lätta att förstå.

Rosso m.fl. (2014) beskriver hur AHP kan användas för att välja det bästa vattenkraftsprojektet givet ett stort antal miljömässiga, ekonomiska, tekniska och socio-politiska aspekter. Bakgrunden är att det finns en potential till vattenkraftsutbyggnad i vissa delar av Sesiadalen i norra Italien. AHP bygger på att strukturera beslutsproblemet utifrån följande hierarki:

1. Målet som ska uppfyllas: Att göra det i någon mening bästa valet av handlingsalternativ.
2. Huvudkriterier för bedömningen.
3. Underkriterier till respektive huvudkriterium.
4. Eventuella under-underkriterier till respektive underkriterium, och så vidare.
5. Handlingsalternativ som ska bedömas med hjälp av kriterierna.

Figur 8 visar hur Rosso m.fl. definierade denna hierarki i sin tillämpning. Huvudkriterierna ansluter till hållbarhetsdimensioner, men jämfört med SCORE inkluderar Rosso m.fl. även en teknisk dimension. Den mer precisa definitionen av varje underkriterium framgår av artikeln, men vi går inte in på dessa detaljer här. Som framgår av figuren lade de till ytterligare en hierarkisk nivå jämfört med ovanstående lista, nämligen ett urval av aktörer som gjorde bedömningar av kriterierna och vars bedömningar viktades i slutbedömningen av handlingsalternativen. Vi återkommer i slutet av exemplet till hur denna viktning skedde.



Figur 8 Beslutsproblemets hierarkiska struktur i Rosso m.fl. Ur Rosso m.fl. (2014, figur 1).

Det bör finnas ett likartat antal underkriterier under varje huvudkriterium och av metodmässiga skäl ska antalet underkriterier inte överstiga nio. Varje huvudkriterium respektive alla underkriterier inom varje huvudkriterium bedöms parvis utifrån en niogradig skala. Figur 9 visar den bedömning som en viss aktör gjorde av betydelsen av vart och ett av de fyra huvudkriterierna relativt vart och ett av de övriga huvudkriterierna. Dessa parvisa bedömningar sammanställdes i en 4x4-matris med huvudkriterierna som rader och kolumner och genom matematiska beräkningar, som vi här inte går in på, kan den relativa prioriteringen mellan huvudkriterierna bestämmas som vikter för varje huvudkriterium mellan 0 och 1 som summerar till 1. Proceduren innefattar även ett sätt att kontrollera den logiska konsistensen i bedömningarna.

Questionnaire for the evaluation of the criteria ("Stakeholder").

"With reference to the choice of the best performing project, which of the two aspects is more important? And to what extent?"

Environmental aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Economic aspects
Environmental aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Technical aspects
Environmental aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Socio-political aspects
Economic aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Technical aspects
Economic aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Socio-political aspects
Technical aspects	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Socio-political aspects

**Figur 9** Parvisa jämförelser mellan huvudkriteriernas betydelse. Värdet 9 till vänster i första raden står för att miljömässiga aspekter är extremt mycket viktigare än ekonomiska aspekter, och värdet 9 till höger står för att ekonomiska aspekter är extremt mycket viktigare än miljömässiga aspekter. En viss aktörs bedömning visas av de skuggade fälten, och det valda värdet 2 i första raden betyder att aktören bedömde att miljömässiga aspekter är svagt viktigare än ekonomiska aspekter. Ur Rosso m.fl. (2014, tabell 5).

Samma typ av parvisa bedömningar gjordes för varje uppsättning underkriterier inom varje huvudkriterium. Exempelvis fanns åtta underkriterier inom huvudkriteriet *Environmental aspects*, se figur 8. Följaktligen behövdes  $[8(8-1)]/2 = 28$  parvisa bedömningar som sedan sammanställdes i en 8x8-matris, utifrån vilken vikterna för varje underkriterium sedan kunde beräknas.<sup>9</sup>

Slutligen gjordes bedömningar av hur varje handlingsalternativ presterar i förhållande till underkriterierna. I studien gjordes dessa bedömningar inte av aktörer, utan av experter. I detta steg är det handlingsalternativen som jämförs parvis med varandra för vart och ett av underkriterierna, se figur 10 för ett exempel där jämförelsen av handlingsalternativen sker för underkriteriet *Landscape quality and protected areas*. För varje underkriterium resulterar detta i vikter för vart och ett av handlingsalternativen.

Questionnaire for the evaluation of the alternative projects with reference to the landscape quality and protected area sub-criterion.

"With reference to the landscape quality and protected areas sub-criterion, which of the two alternatives is preferred? And to what extent?"

Alternative 1	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 2
Alternative 1	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 3
Alternative 1	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 4
Alternative 2	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 3
Alternative 2	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 4
Alternative 3	9	8	7	6	5	4	3	2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Alternative 4

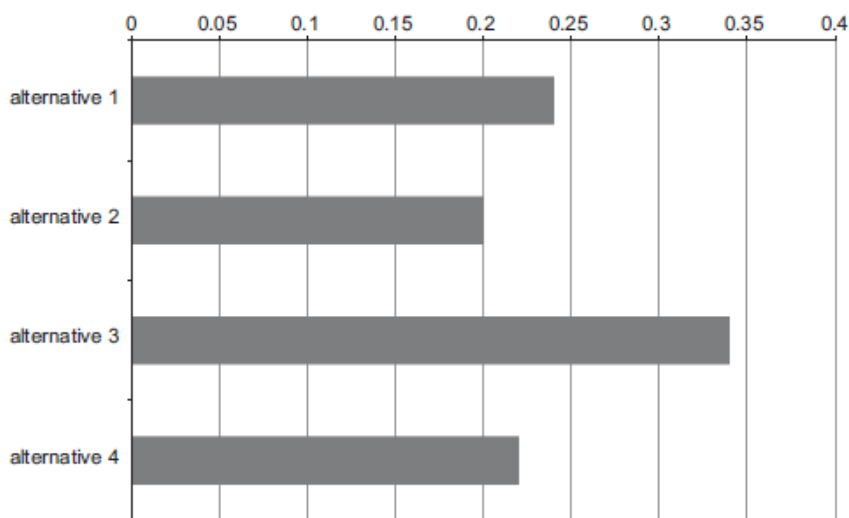
**Figur 10** Parvisa jämförelser mellan de fyra handlingsalternativen utifrån hur de presterar i förhållande till underkriteriet Landscape quality and protected areas. Ur Rosso m.fl. (2014, tabell 10).

Med hjälp av de framräknade vikterna för handlingsalternativen, underkriterierna och huvudkriterierna kan en slutbedömning av handlingsalternativen räknas fram för *varje* aktör, se figur 11. Rosso m.fl. beräknade även en slutbedömning av handlingsalternativen *över alla aktörer* genom att åsätta varje aktör en vikt mellan 0 och 1, där vikterna summerar till 1. Dessa vikter sattes genom den typ av aktörsanalys som beskrivs i FRAM-KLIV-rapporten (Söderqvist m.fl., 2017, s. 36ff):

1. En identifiering av alla relevanta aktörer; Rosso m.fl. identifierade 42 stycken.

<sup>9</sup> Antalet parvisa jämförelser ges av  $[n(n-1)]/2$ , där n står för antalet objekt som ska jämföras.

2. En bedömning av vilken grad av intresse och inflytande som varje aktör har; Rosso m.fl. använde en poängskala från 0 till 10, där 0 stod för mycket lågt intresse respektive inflytande och 10 för mycket stort intresse respektive inflytande.
3. För varje aktör beräknade Rosso m.fl. varje aktörs betydelse som produkten av de två poängerna, varefter en vikt för varje aktör räknades fram genom att normalisera varje aktörs produkt utifrån summan av produkten för alla aktörer. Dessa aktörsvikter användes sedan för att komma fram till en slutbedömning av handlingsalternativen över alla aktörer.



**Figur 11** Rangordningen för de fyra handlingsalternativen för en viss aktör. Utifrån denna aktörs bedömning av betydelsen av huvudkriterier och underkriterier samt experternas bedömning av hur handlingsalternativen presterar i förhållande till underkriterierna rankas handlingsalternativ 3 som det bästa. Ur Rosso m.fl. (2014, figur 4).

Precis som för SCORE kan naturligtvis andra huvudkriterier än hållbarhetsdimensioner användas. Saaty (1994) exemplifierar en AHP-tillämpning där nytta respektive kostnader är två huvudkriterier med ett antal underkriterier. Nyttosidan och kostnadssidan undersöks sedan var för sig med AHP på så sätt att handlingsalternativen rangordnas dels utifrån nyttosidan och dels utifrån kostnadssidan. Till sist beräknas en nytto-kostnadskvot för att bedöma vilket handlingsalternativ som är bäst relativt varandra. Det ska understrykas att detta handlar just om en relativ bedömning som inte ger information à la CBA om huruvida netto nyttan är positiv eller negativ i absolut bemärkelse.

De parvisa jämförelserna och användningen av specifika matematiska beräkningar är två egenskaper som gör att AHP-metoden skiljer sig från en linjär additiv metod à la SCORE eller en multiattributmetod à la Barton m.fl. (2020). Men vissa grundläggande utmaningar är gemensamma, exempelvis:

- Vilka kriterier ska användas?
- Vilka ska göra bedömningarna, dels av hur handlingsalternativen presterar gentemot kriterierna och dels av hur viktiga kriterierna är?
- Hur ska nivåerna i semi-kvantitativa skalor tolkas? Vilket underlag ska användas för att bedöma vilken poäng eller betyg som ska sättas?

#### 4.3.5 Exempel på en MCA som använder en utsorteringsmetod

För att illustrera hur utsorteringsmetoder fungerar utgår vi från den illustration på utsorteringsmetoden ELECTRE som återfinns i DCLG (2009). Illustrationen är visserligen generisk, men fångar in essensen i metoden på ett mer grundläggande sätt än i tillämpningar såsom Maslov m.fl. (2014) och Saracoglu (2015). ELECTRE står för *Elimination et choix traduisant la réalité (Elimination and choice expressing the reality)* och föreslogs på 1960-talet som en metod för multikriterieanalys, se Roy (1968). Metoden har utvecklats över tiden till en familj av ELECTRE-metoder (Figueira m.fl., 2013). Nedan beskrivs metoden utifrån den grundläggande ELECTRE I för att ge en förståelse för den parvisa jämförelse mellan handlingsalternativ som utsorteringen bygger på.

Antag att tio handlingsalternativ har identifierats för att lösa ett problem, och att det bästa handlingsalternativet ska väljas utifrån hur de presterar gentemot sex olika kriterier. Prestandamatrixen framgår av tabell 3. Ju högre värde, desto bättre presterar handlingsalternativet. Detta gäller för varje givet kriterium, det vill säga värdena kan inte jämföras kolumnvis, endast radvis. En intressant egenskap är alltså att handlingsalternativens prestanda kan mätas på olika sätt för olika kriterier. Kriterierna ges vikter utifrån vilken betydelse de har, och dessa vikter summerar till 1. I exemplet antogs de vikter som framgår av första kolumnen i tabell 3.

**Tabell 3** Matris över hur handlingsalternativen A-J presterar med avseende på kriterierna 1-6. Första kolumnen är vikter för respektive kriterium utifrån vilken betydelse de har. Från DCLG (2009), tabell A6.1.

	Vikt	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	0,25	6	2	16	10	11	5	16	17	10	5
2	0,10	300	450	350	500	380	250	390	400	410	250
3	0,15	27	21	27	20	23	31	24	22	16	18
4	0,25	18	19	12	12	20	10	18	26	23	21
5	0,05	570	400	420	450	400	430	510	380	410	400
6	0,20	12	23	18	20	16	18	21	23	20	22

För att få information om vilka alternativ som dominerar över andra alternativ beräknas två olika index för varje par av handlingsalternativ utifrån informationen i tabell 3: Ett index för konkordans och ett för diskordans. Konkordansindexet för handlingsalternativsparet  $(i,j)$  är lika med summan av kriterievikterna för de kriterier där handlingsalternativ  $i$  är minst lika bra som handlingsalternativ  $j$ . Exempelvis är konkordansindexet för paret (C,D) lika med  $0,25+0,15=0,40$ , eftersom handlingsalternativ C presterar bättre än D för kriterierna 1 och 3, men inte för några andra. Konkordansindexet för paret (D,C) är på motsvarande sätt lika med  $0,10+0,05+0,20=0,35$ .

Diskordansindexet för paret  $(i,j)$  är lika med noll om handlingsalternativ  $i$  är bättre än  $j$  för alla kriterier. Men om handlingsalternativ  $j$  är bättre än  $i$  för åtminstone något kriterium räknas diskordansen ut för varje kriterium där  $j$  är bättre än  $i$  som en kvot där:

- Täljaren är lika med skillnaden i prestanda mellan  $j$  och  $i$ .
- Nämnaren är lika med den maximala skillnaden i prestanda för alla par av handlingsalternativ.

Diskordansindexet för  $(i,j)$  är lika med det högsta värdet på denna kvot och ligger mellan 0 och 1. För paret (C,D) gäller att D presterar bättre än C för kriterierna 2, 5 och 6. Kvoten för dessa kriterier blir som följer:

- Kriterium 2:  $(500-350)/(500-250) = 150/250 = 0,6$
- Kriterium 5:  $(450-420)/(570-380) = 30/190 = 0,158$
- Kriterium 6:  $(20-18)/(23-12) = 2/11 = 0,182$

Diskordansindexet för (C,D) är därmed lika med 0,6. Huvudpoängen med diskordansindexet är att kunna få en signal på om något handlingsalternativ presterar riktigt dåligt, även om denna dåliga prestanda endast skulle gälla ett av kriterierna.

Vilka handlingsalternativ som dominerar över andra alternativ undersöks sedan genom att utgå från tröskelvärden på respektive index. Ett alternativ  $i$  kännetecknas av dominans gentemot ett annat alternativ  $j$  om konkordansindexet för  $(i,j)$  överstiger konkordanströskeln samtidigt som diskordansindexet för  $(i,j)$  understiger diskordanströskeln. Genom att göra sådana jämförelser för alla handlingsalternativ går det att sortera ut de handlingsalternativ som dominerar över minst ett annat handlingsalternativ samtidigt som de inte själv är dominerade. Denna utsortering resulterar i ett antal handlingsalternativ som kan anses vara lovande lösningar på problemet och som därför bör undersökas närmare, exempelvis genom att skärpa tröskelvärdena. Om det visar sig att inget handlingsalternativ dominerar är det tvärtom aktuellt att mildra tröskelvärdena. Till metodens styrkor brukar anses att den här gradvisa utsorteringen stimulerar diskussioner mellan beslutsfattare och andra aktörer om olika handlingsalternativs styrkor och svagheter, men en svaghet är den godtycklighet som kan finnas i valet av tröskelvärden och finjusteringen av dessa.

För att göra en utsortering av exemplets tio handlingsalternativ sammanställs konkordansindex och diskordansindex för alla par av handlingsalternativ i matriserna i tabell 4 och tabell 5. För att vara utslagsgivande bör konkordanströskeln vara relativt hög och diskordanströskeln relativt låg, men för att göra en första utsortering av alternativ kan trösklarna initialt sättas till medelvärdet för respektive index. Dessa medelvärden är lika med 0,48 för konkordansindexet och 0,61 för diskordansindexet.

**Tabell 4** Konkordansmatris för handlingsalternativen A-J. Från DCLG (2009), tabell A6.2.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
A	-	0,45	0,30	0,45	0,20	0,65	0,20	0,20	0,20	0,55
B	0,55	-	0,55	0,60	0,30	0,55	0,55	0,15	0,45	0,45
C	0,55	0,45	-	0,40	0,65	0,60	0,15	0,20	0,45	0,55
D	0,55	0,40	0,35	-	0,35	0,85	0,10	0,15	0,30	0,55
E	0,80	0,65	0,35	0,65	-	0,60	0,25	0,20	0,40	0,50
F	0,35	0,45	0,20	0,15	0,40	-	0,15	0,20	0,20	0,20
G	0,55	0,45	0,60	0,90	0,75	0,85	-	0,20	0,65	0,55
H	0,80	0,65	0,80	0,85	0,80	0,80	0,80	-	0,85	0,95
I	0,80	0,55	0,55	0,25	0,60	0,80	0,35	0,15	-	0,65
J	0,45	0,50	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45	0,05	0,35	-

Tabell 5 Diskordansmatris för handlingsalternativen A-J. Från DCLG (2009), tabell A6.3.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
A	-	1,00	0,67	0,80	0,36	0,55	0,82	1,00	0,73	0,91
B	0,89	-	0,93	0,53	0,60	0,67	0,93	1,00	0,53	0,20
C	0,79	0,45	-	0,60	0,50	0,27	0,47	0,88	0,69	0,56
D	0,63	0,44	0,47	-	0,50	0,73	0,40	0,88	0,69	0,56
E	0,89	0,64	0,33	0,48	-	0,53	0,58	0,64	0,36	0,55
F	0,74	0,80	0,73	1,00	0,63	-	0,95	1,00	0,81	0,69
G	0,32	0,24	0,20	0,44	0,13	0,47	-	0,50	0,31	0,19
H	1,00	0,20	0,33	0,40	0,10	0,60	0,68	-	0,16	0,11
I	0,84	0,33	0,73	0,76	0,47	1,00	0,53	0,47	-	0,18
J	0,89	0,80	0,73	1,00	0,52	0,87	0,73	0,80	0,64	-

Vi kan nu börja med att undersöka hur handlingsalternativ A förhåller sig till alla övriga handlingsalternativ. Det visar sig att A har ett konkordansindex som överstiger 0,48 gentemot F och J samt ett diskordansindex som understiger 0,61 gentemot E och F. Således uppfylls både konkordansvillkoret och diskordansvillkoret endast gentemot F, det vill säga A dominerar över F. Genom motsvarande undersökning för alla handlingsalternativ framkommer följande bild:

- A dominerar över F
- B dominerar över D
- C dominerar över E, F och J
- D dominerar över J
- E dominerar över D, F och J
- G dominerar över A, C, D, E, F, I och J
- H dominerar över B, C, D, E, F, I och J
- I dominerar över B, E och J

Som helhet är det G och H som ser mest lovande ut, eftersom de dominerar över en rad olika handlingsalternativ samtidigt som inget handlingsalternativ dominerar över dem. För att få en klarare bild kan konkordansströskeln och diskordansströskeln successivt ökas respektive minskas för att bli mer utslagsgivande. Olika tekniker finns tillgängliga för att hitta det enskilt bästa alternativet och att få en rangordning mellan handlingsalternativen.

Sammanfattningsvis bygger metoden på att sortera ut handlingsalternativ genom att jämföra alternativen med varandra *för varje kriterium*. Därmed behöver inte prestandan gentemot kriterierna mätas på samma sätt; exempelvis kan mätningen för ett kriterium vara i kronor medan mätningen för ett annat kriterium kan vara kvadratmeter av ett visst habitat, osv. Detta är en intressant egenskap, och metodens process för att sortera ut dominerande handlingsalternativ kan vara såväl en styrka (stimulerar diskussioner mellan aktörer?) som en svaghet (godtycklighet i hur tröskelvärden väljs?), men metoden löser i sig inte vissa grundläggande utmaningar för multikriterieanalys:

- Vilka kriterier ska användas?
- Vilka ska göra bedömningarna, dels av hur handlingsalternativen presterar gentemot kriterierna och dels av hur viktiga kriterierna är?



## 5 Leipzig-modellen: Att utgå från referenskostnader

I Tyskland, där det är delstaterna som ansvarar för vattenförvaltningen, har det utvecklats ett tillvägagångssätt att bedöma orimliga kostnader som representerar ett metodspår som delvis är annorlunda än CBA och MCA. En förklaring till detta tillvägagångssätt är att de tyska vattenmyndigheterna generellt inte stödjer en rutinmässig användning av CBA för att bedöma orimliga kostnader (Klauer m.fl., 2017). En orsak till detta är att det i tysk offentlig förvaltning finns en allmän skepsis emot att använda sig av monetär miljövärdering (Martin-Ortega m.fl., 2014). Istället har den modell som ofta kallas Leipzig-modellen kommit till användning. Benämningen förklaras av att forskare vid Leipzigs universitet var pionjärer i att föreslå modellen (Ammermüller m.fl., 2011). Utgångspunkten för modellen är att utnyttja information om tidigare satsningar på miljöåtgärder och utifrån sådan information beräkna en referenskostnad som ger ett tröskelvärde för vad som är orimliga kostnader. Tröskelvärdet tar vidare hänsyn till nyttan av miljöåtgärder genom icke-monetära expertbedömningar.

Tillämpningen av modellen sker i fyra steg (Klauer m.fl., 2017):

1. Bedömning av åtgärds-kostnader för miljöåtgärder som behövs för att nå god status/GEP i en vattenförekomst.
2. Bedömning av nyttan som uppstår om god status/GEP uppnås i vattenförekomsten utifrån en bedömning av hur långt från god status/GEP vattenförekomsten är, så kallad distansfaktor, vilket bedöms på en skala 0-3. Värdet sätts till 0 om vattenförekomsten redan har god status avseende alla bedömda kvalitetsfaktorer och till 3 om vattenförekomsten har dålig status avseende alla kvalitetsfaktorer. Distansfaktorn bedöms utifrån tillgänglig miljöövervakningsdata och befintlig statusklassning. Utöver detta värderas förbättringen av fem tillkommande nyttor på en skala 0-3, där 0 innebär att åtgärder inte medför någon förbättring avseende den aktuella nyttan.
3. Bestämning av en referenskostnad som normaliseras till avrinningsområdet, och beräkning av ett tröskelvärde för orimlig kostnad för vattenförekomsten.
4. Bedömning av orimlig kostnad genom att undersöka om åtgärds-kostnaderna för att nå god status/GEP överstiger tröskelvärdet.

Beräkningen av tröskelvärdet inkluderar justeringar av referenskostnaden som tar hänsyn till att ett högre tröskelvärde är rimligare om nuvarande status är relativt långt från god status/GEP och även att ett högre tröskelvärde är rimligare om uppnåendet av god status/GEP medför relativt stora positiva effekter på de fem nyttorna som bedöms i steg 2.

Klauer m.fl. (2017) beskriver två varianter av modellen, vilka skiljer sig åt beträffande hur referenskostnaden beräknas i steg 3: Benchmark-ansatsen respektive genomsnittskostnadsansatsen. För att komma fram till en referenskostnad i steg 3 utgår den senare ansatsen från tidigare faktiska åtgärds-kostnader för att åstadkomma god status/GEP i vattenförekomster, där den genomsnittliga kostnaden för att nå god status/GEP antas utgöra en "rimlig ansträngning". Benchmark-ansatsen utgår istället från den faktiska nationella samlade offentliga utgiften för vattenskydd. På så sätt är benchmark-ansatsen mindre datakrävande, vilket har varit ett önskemål från praktiker.

De fem tillkommande nyttorna som inkluderas i bedömningen är:

- Förbättrade habitat eller förbättrad konnektivitet.
- Översvämningsskydd.
- Förbättrad dricksvattenkvalitet eller -kvantitet.
- Minskad erosion, minskad förlust av markbördighet.
- Ökad attraktivitet för turism och rekreation, kulturarv.

Den uträknade medelkostnaden för åtgärder per kvadratkilometer vatten vid "rimlig ansträngning" multipliceras med det summerade medelvärdet (det vill säga ett värde mellan 0 och 3) för de tillkommande nyttorna och med den distansfaktor som räknats fram. Resultatet visar gränsen för hur mycket ytterligare åtgärder kan kosta för den specifika vattenförekomsten utan att bedömas som orimligt kostsamma. (Klauer m.fl., 2017). Macháč m.fl. (2016) tillämpade metoden på Stanovice reservoar i Tjeckien. Forskarna använde genomsnittlig årlig satsning av offentliga medel 1994-2009 för att ta fram genomsnittskostnaden för åtgärder per kvadratkilometer vatten som utgångspunkt. Forskarna upplevde problem med att inte ha data över olika kvalitetsfaktorer för att bedöma hur långt från god status vattenförekomsten var. De påpekade att om problemet är generellt för flera vattenförekomster kan man behöva se över vilka indikatorer som bör användas. De upplevde också att värderingen av de tillkommande nyttorna blev väldigt subjektiv och att det kan påverka utfallet av analysen. I en spansk tillämpning av metoden uteslöts de fem tillkommande nyttorna som används i Klauer m.fl. (2017) på grund av att de upplevdes som svåra att bedöma objektivt (Bolinches m.fl., 2020).

I Sverige har en variant av genomsnittskostnadsansatsen till Leipzig-modellen utvecklats, den så kallade BOKS-modellen (Ivarsson m.fl., 2015a, 2015b). BOKS-modellen utvecklades som ett gallringsverktyg för att identifiera områden där den eventuella orimligheten i åtgärds kostnader bör studeras närmare, men det är i och för sig inget som hindrar att BOKS-modellen utvecklas till ett skarpare verktyg som även bestämmer tröskelvärden enligt ovan.

Som framgår av Klauer m.fl. (2017) innefattar Leipzig-modellen flera olika bedömningsmoment i form av poängsättningar och vägningar, och modellens resultat kan vara känsliga för förändringar i dessa moment.

## 6 Referenser

Ammermüller, B., Klauer, B., Bräuer, I., Fälsch, M., Kochmann, L., Holländer, R., Sigel, K., Mewes, M., Grünig, M., 2011. Cost-Benefit Assessment within the Context of the EC Water Framework Directive: Method for Justifying Exemptions Based on Disproportionate Costs. Logos-Verlag, Berlin.

Anderson, R., Norrman, J., Back, P.-E., Söderqvist, T., Rosén, L., 2018. What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. *Science of the Total Environment* 630, 103-116.

Barton D., m.fl., 2020. Multi-criteria decision analysis in Bayesian networks – Diagnosing ecosystem service trade-offs in a hydropower regulated river, *Environmental Modelling and Software* 124, 104604.

Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2018. *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*, 5<sup>th</sup> Edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Bolinches, A., m.fl., 2020. Too expensive to be worth it? A methodology to identify disproportionate costs of environmental measures as applied to the Middle Tagus River, Spain. *Journal of Environmental Planning and Management* 63(13):1-23.

Cegan, J. C., Fillion, A. M., Keisler, J. M., Linkov, I., 2017. Trends and applications of multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Literature review. *Environ Syst Decis* 37, 123-133.

Dasgupta, P., 2021. *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. HM Treasury, London.

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

European Communities, 2003. COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC) Guidance document No. 1 Economics and the environment: The implementation challenge of the Water Framework Directive.

European Communities, 2009. COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC) Technical Report - 2009 – 027 Guidance Document No. 20 Guidance document on exemptions to the environmental objectives.

European Communities, 2018. COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE AND THE FLOODS DIRECTIVE Guidance Document No. 36 Exemptions to the environmental objectives according to Article 4(7).

Figueira, J. R., Greco, S., Roy, B., Slovinski, R., 2013. An overview of ELECTRE methods and their recent extensions. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 20, 61-85.

Fish, R., Burgess, J., Chilvers, J. Footitt, A., Haines-Young, R. Russel, D., Winter, D.M., 2011. *Participatory and Deliberative Techniques to embed an Ecosystems Approach into Decision Making: an introductory Guide*. (Defra Project Code: NR0124).

Freeman III, A. M., Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Third Edition. RFF Press, New York.

Hajkowicz, S., Higgins, A., 2008. A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research* 184, 255–265.

- Havs- och vattenmyndigheten, 2019. Det ekonomiska värdet av vattenkvalitetsförbättringar: Vad tycker svenska hushåll? Rapport 2019:23.
- Hobart, J. C., Cano, S. J., Zajicek, J. P., Thompson, A. J., 2007. Rating scales as outcome measures for clinical trials in neurology: Problems, solutions, and recommendations. *Lancet Neural* 6, 1094-1105.
- Ivarsson, M., Hasselström, L., Soutukorva Å., 2015a. BOKS-modellen – Bedömning av orimliga kostnader i Sveriges åtgärdsprogram: Modell för identifiering av kandidatområden. Rapport 2015:2, Envenco Miljöekonomi AB, Stockholm.
- Ivarsson, M., Hasselström, L., Soutukorva Å., 2015b. BOKS-modellen – praktisk vägledning. Bedömning av orimliga kostnader i Sveriges åtgärdsprogram: Modell för identifiering av kandidatområden. Rapport 2015:3, Envenco Miljöekonomi AB, Stockholm.
- Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. *Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P-O., Kriström, B., 2018. *Cost-Benefit Analysis*. Cambridge Elements, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnston, R. J., Rolfe, J., Rosenberger, R. S., Brouwer, R. Eds., 2015. *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, Nederländerna.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., & Tourangeau, R., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4(2), 319-405.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Loureiro, M. L., Navrud, S., Rolfe, J., 2021. Guidance to enhance the validity and credibility of environmental benefit transfers. *Environmental and Resource Economics* 79, 575–624.
- Kenter, J. O., 2016a. Integrating deliberative monetary valuation, systems modelling and participatory mapping to assess shared values of ecosystem services. *Ecosystem Services* 21, Part B, 291-307.
- Kenter, J. O., m.fl., 2016b. The Deliberative Value Formation model. *Ecosystem Services* 21, Part B, 194-207.
- Klauer, B., Schiller, J., Sigel, K., 2017. Is the achievement of "Good Status" for German surface waters disproportionately expensive? Comparing two approaches to assess disproportionately high costs in the context of the European Water Framework Directive. *Water* 9, 554.
- Kriström, B., Bonta Bergman (red.), 2014. *Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning*. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Macháč, J.; Brabec, J. and Vojáček, O., 2020. Development and implementation of the concept of disproportionate costs in water management in central Europe in the light of the EU WFD. *Water Alternatives* 13(3): 618-633.
- Martin-Ortega, J., Skuras, D., Perni, A., Holen, S., Psaltopoulos, D., 2014. The disproportionality principle in the WFD: How to actually apply it? Kap. 10 i: Bournaris, T., Berbel, J., Manos, B., Viaggi, D. (red.), *Economics of Water Management in Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Maslov, N., Brosset, D., Claramunt, C., Charpentier, J-F., 2014. A geographical-based multi-criteria approach for marine energy farming. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 3, 781-799.

- Nordzell, H., Scharin, H., Söderqvist, T., 2017. Att göra rimlighetsavvägning enligt 2 kap. 7 § miljöbalken. Rapport 2017:6, Anthesis Envenco, Stockholm.
- Norrman, J., Söderqvist, T., Volchko, Y., Back, P-E., Bohgard, D., Ringshagen, E., Svensson, H., Englöv, P., Rosén, L., 2020. Enriching social and economic aspects in sustainability assessments of remediation strategies - methods and implementation. *Science of the Total Environment* 707, 136021.
- OECD, 2009. *Regulatory Impact Analysis: A Tool for Policy Coherence*. OECD, Paris.
- OECD, 2018, *Cost Benefit Analysis and the Environment: Further Development and Policy Use*. OECD, Paris.
- Perman, R., m.fl., 2011. *Natural Resource and Environmental Economics*, tredje upplagan. Pearson Education Limited, Harlow, UK.
- Rosén L., Back P-E., Söderqvist T., Soutukorva Å., Brodd P., Grahn L., 2009. Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling – Metodutveckling och exempel på tillämpning, Naturvårdsverket rapport 5891, Stockholm.
- Rosén, L., m.fl., 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.
- Rosenberger, R. S., Loomis, J. B., 2003. Benefit transfer. Kap. 12 i Champ, P. A., Boyle, K. J., Brown, T. C. (red.), *A Primer on Nonmarket Valuation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederländerna.
- Rosso, M., Bottero, M., Pomarico, S., La Ferlita, S., Comino, E., 2014, Integrating multicriteria evaluation and stakeholder analysis for assessing hydropower projects. *Energy Policy* 67, 870-881.
- Roy, B., 1968. Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *Revue Française d'Automatique, d'Informatique et de Recherche Opérationnelle* 2(8), 57-75.
- Saaty, T. L., 1994. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. *Interfaces* 24, 19-43.
- Saracoglu, B. O., 2015. An experimental research study on the solution of a private small hydropower plant investments selection problem by ELECTRE III/IV, Shannon's entropy, and Saaty's subjective criteria weighting. *Advances in Decision Sciences* 2015, 548460.
- Smith, J. E., von Winterfeldt, D., 2004. Decision analysis in "Management Science". *Management Science* 50, 561-574.
- Statens offentliga utredningar, 2013. Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster, SOU 2013:68, Stockholm.
- Strömberg, C., 2016. Om naturens skyddsvärde i miljöbalkens portalparagraf. *Nordic Environmental Law Journal*, 2016:1, 123-132.
- Söderqvist, T., 2019. Lärdomar hos aktörer och forskare under forskningsprojektet SAFIRE om hållbar och effektiv efterbehandling av förorenade områden. Rapport, 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, 267-278.

Söderqvist, T., Nordzell, H., Hasselström, L., Wallentin, E., Franzén, F., Ivarsson, M., Soutukorva, Å., 2017. Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag. Rapport 2017:428, Energiforsk AB, Stockholm. <https://energiforsk.se/program/kraft-och-liv-i-vatten/verktyg-for-lonsamhetsbedomning-cba/>

TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.

Vassoney, E., m.fl., 2017. Use of multicriteria analysis (MCA) for sustainable hydropower planning and management. *Journal of Environmental Management* 196, 48-55.

# Bedömningsmetoder för orimliga kostnader

## En översikt

Att bedöma orimliga kostnader för miljöåtgärder handlar om att väga samman delar som beskriver motstående intressen i beslutsfattande. För att göra sådana sammanvägningar finns en rad olika bedömningsmetoder tillgängliga. I den här rapporten ges en introduktion till de två metoder som är vanligast i litteraturen för att avväga kostnader och nyttor förknippade med miljöåtgärder respektive samhällsnyttiga verksamheter såsom vattenkraft: Kostnads-nyttoanalys (*cost-benefit analysis*, CBA) och multikriterieanalys (*multi-criteria analysis*, MCA). I rapporten finns även en beskrivning av den så kallade Leipzig-modellen.

Leipzig-modellen är ett tillvägagångssätt att bedöma orimliga kostnader som följer ett annat metodspår än CBA och MCA i och med att den har som utgångspunkt är att utnyttja information om tidigare satsningar på miljöåtgärder och utifrån sådan information beräkna en referenskostnad som ger ett tröskelvärde för vad som är orimliga kostnader. Tröskelvärdet tar vidare hänsyn till nyttan av miljöåtgärder genom icke-monetära expertbedömningar.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna