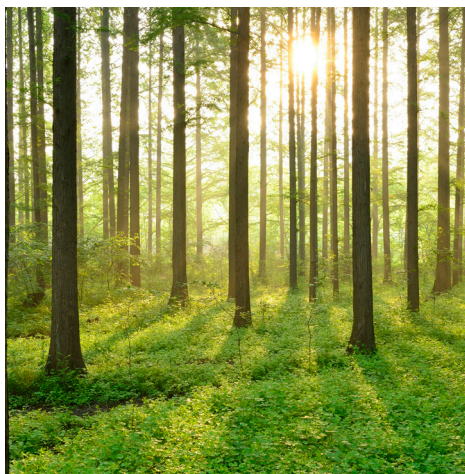


SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETSBEDÖMNING AV MILJÖÅTGÄRDER I VATTENDRAG

RAPPORT 2017:428



Samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag

Ett användarverktyg från FRAM-KLIV

TORE SÖDERQVIST, HENRIK NORDZELL, LINUS HASSELSTRÖM, ERIK WALLENTIN,
FRIDA FRANZÉN, MATS IVARSSON OCH ÅSA SOUTUKORVA

I projektet medverkade även
PER-OLOV JOHANSSON, BENGT KRISTRÖM, KJELL LEONARDSSON OCH JESPER STAGE

Förord

Motivet till projektet var ett behov av att förenkla utförandet av samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar i samband med miljöåtgärder inom vattenkraften. Ett Excelverktyg togs fram som förväntas svara mot behovet hos myndigheter och näringsliv inom detta område.

Projektet har genomförts inom programmet Kraft och liv i vatten (KLIV). Programmet bekostas av vattenkraftföretagen, Havs- och vattenmyndigheten samt Energimyndigheten. I KLIVs programgrupp, som följer verksamheten, finns även Vattenmyndigheterna representerade.

Tore Söderqvist vid Anthesis Enveco AB var projektledare och har tillsammans med sina kollegor Henrik Nordzell, Linus Hasselström, Erik Wallentin, Frida Franzén, Mats Ivarsson och Åsa Soutukorva genomfört projektet och skrivit denna slutrapport. Forskarna Per-Olov Johansson, Handelshögskolan i Stockholm, Bengt Kriström och Kjell Leonardsson, Sveriges Lantbruksuniversitet i Umeå, samt Jesper Stage, Luleå tekniska universitet har utgjort vetenskapligt bollplank i projektet.

Utvecklingen av Excelverktyget skedde i dialog med en användargrupp bestående av deltagare från Energiforsk AB, Energimyndigheten, Fortum AB, Havs- och vattenmyndigheten, Statkraft Sverige AB, Svenska Kraftnät, Uniper AB, Vattenfall vattenkraft AB, Vattenmyndigheterna, samt systerprojekten EKOLIV och PRIO-KLIV.

Forskningsprogrammet styrgrupp (programgrupp) bestod av Johan Tielman (ordförande), Uniper AB, Birgitta Adell, Fortum AB, Angela Odelberg, Statkraft Sverige AB, Richard Holmgren, Vattenfall vattenkraft AB, Niklas Egriell, Havs- och vattenmyndigheten, Ingemar Perä, Vattenmyndigheterna Bottenvikens vattendistrikt, Linn Sjöström (adjungerad) Energimyndigheten, Fredrik Brändström (adj.), Energimyndigheten, Sara Sandberg (adj.), Energiforsk, Fredrik Martinsson (adj.), Energiforsk. Suppleanter varmt Inger Poveda-Björklund, Havs- och vattenmyndigheten, Erik Sparrevik, Vattenfall vattenkraft AB, Åke Henriksson, Uniper, Åke Bengtsson, Vattenmyndigheten i Bottenhavets vattendistrikt, Marco Blixt, Fortum AB och Mikael Lindström, Statkraft Sverige AB.

Sammanfattning

Samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av olika miljöåtgärder i vattendrag bidrar till att ge underlag för beslut kring vilka miljöåtgärder som bör genomföras. För att förenkla utförandet av sådana lönsamhetsbedömningar och öka genomskinligheten i lönsamhetsbedömningar har projektet FRAM-KLIV (*Framtagande av relevant och användaranpassad samhällsekonomisk modell för miljöåtgärder för kraft och liv i vatten*) tagit fram ett analysverktyg. Detta var ett av tre forsknings- och utvecklingsprojekt inom programmet Kraft och liv i vatten, KLIV. Verktöget utgår från kostnads-nyttoanalys (*cost-benefit analysis, CBA*) som metod för att göra den samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningen.

Verktöget består av två separata huvuddelar, som båda kommer att göras fritt nedladdningsbara via Energiforsks hemsida:

1. Ett Excelprogram, vilket utför beräkningar utifrån de uppgifter som användaren stegvis matar in i ett gränssnitt. Excelprogrammet producerar även en resultatrapport som dels sammanfattar huvudresultaten och dels innehåller en översikt över vilka uppgifter som matats in av användaren.
2. Ett stöd för användaren av verktöget. Detta stöd består av en kortfattad manual till Excelprogrammet samt hjälptexter och hjälpprogram som på olika sätt hjälper användaren att ta fram uppgifter som ska matas in i Excelprogrammet och även att tolka resultaten av Excelprogrammets beräkningar.

Verktöget är utformat för att göra samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av många olika typer av projekt, från småskaliga tillämpningar som lönsamhetsbedömning av t.ex. en enskild miljöåtgärd vid ett visst kraftverk till storskaliga tillämpningar som lönsamhetsbedömning av t.ex. en serie olika miljöåtgärder i ett avrinningsområde. Begränsningen i användandet ligger närmast på tillgången till data, exempelvis data rörande påverkan på ekosystem och vilka konsekvenser en sådan påverkan i sin tur har för människors välbefinnande genom en förändrad tillgång på ekosystemtjänster.

Projektet startade 2015-04-01 och avslutades 2017-05-31. Det har genomförts av Anthesis Enveco AB med stöd av en forskargrupp. Projektets mål var att ta fram ett verktyg som är användarvänligt, förankrat hos KLIV-programmets intressenter, teoretiskt och empiriskt relevant samt hanterar osäkerhet. Det ska även vara tydligt vilka frågor som verktöget kan besvara och vilka frågor som kan besvaras inom ramen för kompletterande ansatser, särskilt multikriterieanalys.

Metoden för att utveckla verktöget bestod av följande huvudsakliga beståndsdelar:

1. Att utgå från gängse teoretiska utgångspunkter för CBA, särskilt som de kommer till uttryck i modern CBA-teori. Detta har varit metoden för att säkerställa verktögets teoretiska relevans. Utgångspunkterna förklaras i

text, och dessa utgör grunden för att förstå vilka frågor som verktyget kan besvara och vilka frågor som kan besvaras av kompletterande ansatser, särskilt multikriterieanalys.

2. Att i samråd med de medverkande forskarna utveckla verktyget för att bland annat komma fram till vilka förenklingar som är rimliga att göra för att verktyget ska bli användbart i praktiken. Detta har tillsammans med punkt 3 nedan varit metoden för att säkerställa verktygets empiriska relevans. Det har också varit metoden för att komma fram till hur osäkerhet bör hanteras i verktyget.
3. Att samråda med KLIVs intressenter. Under projektets inledning bildades en grupp med potentiella användare av verktyget. Denna verktygsanvändargrupp har varit samlad vid tre olika workshoppar (2015-09-09, 2016-05-26, 2016-12-05). Gruppens synpunkter har varit viktig för den gradvisa utvecklingen av verktyget. Detta har varit metoden för att göra ett användarvänligt verktyg och förankra verktyget hos KLIVs intressenter. Vidare har det tillsammans med punkt 2 ovan varit metoden för att säkerställa verktygets empiriska relevans.

Summary

Assessments of the economic profitability of environmental measures in watercourses contribute to a basis for decisions about what measures should be implemented. The FRAM-KLIV project has produced an analytical tool for simplifying such assessments and increase their transparency. FRAM-KLIV was one of three research and development projects in the KLIV program. The tool makes use of cost-benefit analysis (CBA) as a method for carrying out the assessment of economic profitability.

The tool consists of two separate main parts, which both will be downloadable from the website of Energiforsk AB:

1. An Excel application, which carries out calculations based on the data that the user inserts in a step-by-step procedure in the interface. The Excel application also produces an output report which summarizes the main results and also includes all input data.
2. A support to the user of the tool. This support consists of a concise manual to the Excel application and texts and supplementary Excel applications that in various ways help the user in his/her work with providing input to the Excel application and to interpret the output report.

The tool is designed for carrying out assessments of economic profitability of many different types of projects, ranging from small-scale projects such as a specific environmental measure at a particular hydropower station to large-scale projects such as a combination of different environmental measures in a whole catchment area. The use of the tool is primarily limited through the supply of data, for example, the supply of data about impacts on ecosystems and the associated consequences on people's well-being through a changed provision of ecosystem services.

The project was carried out between 1 April 2015 and 31 May 2017 by Anthesis Enveco AB, supported by a group of researchers. The aims of the project were to, in consultation with the stakeholders in the KLIV program, develop a user-friendly analytical tool which is theoretically and empirically relevant and able to handle uncertainty, and also to identify what questions the tool can answer and what questions might be answered through complementary approaches, particularly multi-criteria analysis.

The method for developing the tool was mainly the following:

1. To have modern CBA theory as a point of departure for ensuring the theoretical relevance of the tool. These points of departures are explained in text as a basis for understanding what questions the tool can answer and what questions other approaches such as multi-criteria analysis might answer.

2. To develop the tool in consultation with the researcher group for concluding about what simplifications are reasonable for making the tool useful in practice. This was together with item 3 below the method for ensuring the empirical relevance of the tool. This was also the method for developing a way of handling uncertainty in the tool.
3. To consult with the stakeholders of the KLIV program. A group of potential users of the tool was formed in an initial phase of the project. This group was gathered at three workshops during the course of the project (9 September 2015, 26 May 2016 and 5 December 2016). The comments of the group were instrumental for the gradual development of the tool. This was the method for designing a user-friendly tool. This was together with item 2 above also the method for ensuring the empirical relevance of the tool.

Innehåll

1	Inledning	9
2	Allmänt om CBA-verktyget	11
2.1	Vilken information ger CBA?	11
2.1.1	Vad är CBA?	11
2.1.2	Behöver CBA kompletteras med andra analyser?	13
2.2	Verktygets uppläggning	14
3	Excelprogrammet	17
3.1	Introduktion	17
3.2	Manual för användaren	22
4	Stödet	23
4.1	Inledning	23
4.2	Hjälptexter	27
	Referenser	98
	Bilaga A. Publikationslista	102
	Bilaga B. Manual för Excelprogrammet	104
	Bilaga C. Exemplifiering Mörrumsån	120

1 Inledning

Den här rapporten utgör ett stöddokument till ett Excel-baserat analysverktyg för samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder i vattendrag. Verktöget är ett resultat av projektet FRAM-KLIV (*Framtagande av relevant och användaranpassad samhällsekonomisk modell för miljöåtgärder för kraft och liv i vatten*), som var ett av tre forsknings- och utvecklingsprojekt inom programmet KLIV (*Kraft och liv i vatten*). FRAM-KLIVs mål var att ta fram ett sådant verktyg som är användarvänligt, förankrat hos KLIVs intressenter, teoretiskt och empiriskt relevant samt hanterar osäkerhet. Det ska även vara tydligt vilka frågor som CBA-verktyget kan besvara och vilka frågor som kan besvaras inom ramen för kompletterande ansatser, särskilt multikriterieanalys. Kostnads-nyttoanalys (*cost-benefit analysis*, CBA)¹ används för att göra den samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningen, varför verktyget kallas för "CBA-verktyget" i den här rapporten.

FRAM-KLIV startade 2015-04-01 och avslutades 2017-05-31. Förutom av medverkande vid Anthesis Enveco AB har projektet genomförts med stöd av forskarna Per-Olov Johansson (professor em., Handelshögskolan i Stockholm), Bengt Krström (professor, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå), Kjell Leonardsson (universitetslektor, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå) och Jesper Stage (professor, Luleå Tekniska Universitet). Deras medverkan har bland annat bestått i rådgivning och bidrag till hjälptexterna. De har även bidragit genom publiceringar som inte direkt är kopplade till framtagandet av CBA-verktyget, men som handlar om frågor som är relevanta för samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av miljöåtgärder i vattendrag, se publikationslista i bilaga A. Excelprogramvaran för CBA-verktyget har utvecklats i samarbete med ExcelSpecialisten XLS AB.

Metoden för att utveckla CBA-verktyget bestod av följande huvudsakliga beståndsdelar:

1. Att utgå från gängse teoretiska utgångspunkter för CBA, särskilt som de kommer till uttryck i modern CBA-teori (Johansson och Krström, 2016). Detta har varit metoden för att säkerställa verktygets teoretiska relevans. Utgångspunkterna förklaras i text i denna slutrapport, och dessa utgör grunden för att förstå vilka frågor som CBA-verktyget kan besvara och vilka frågor som kan besvaras av kompletterande ansatser, särskilt multikriterieanalys, se vidare kapitel 2.
2. Att i samråd med de medverkande forskarna utveckla CBA-verktyget för att bl.a. komma fram till vilka förenklingar som är rimliga att göra för att CBA-verktyget ska bli användbart i praktiken. Detta har tillsammans med punkt 3 nedan varit metoden för att säkerställa verktygets empiriska

¹ CBA står alltså för *cost-benefit analysis*, vilket på svenska vanligen kallas för samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning eller kostnads-nyttoanalys. Kostnads-nyttoanalys ska i det här sammanhanget inte förväxlas med *cost-utility analysis*, som inom hälsoekonomi är en slags kostnadseffektivitetsanalys, där effektivitetsmättet, t.ex. levnadsår, ersatts av ett mer nyttorelaterat mått, t.ex. kvalitetsjusterade ("nyttojusterade") levnadsår.

relevans. Det har också varit metoden för att komma fram till hur osäkerhet bör hanteras i verktyget.

3. Att samråda med KLIVs intressenter. Under projektets inledning bildades en grupp med potentiella användare av CBA-verktyget. Denna verktygsanvändargrupp har varit samlad vid tre olika workshoppar (2015-09-09, 2016-05-26, 2016-12-05). Gruppens synpunkter har varit viktig för den gradvisa utvecklingen av CBA-verktyget. Detta har varit metoden för att göra ett så användarvänligt verktyg och förankra verktyget hos KLIVs intressenter. Vidare har det tillsammans med punkt 2 ovan varit metoden för att säkerställa verktygets empiriska relevans.

Återstoden av den här rapporten består av tre kapitel. Kapitel 2 ger en introduktion till CBA-verktyget. Kapitel 3 presenterar själva Excelprogrammet och innehåller tillsammans med bilaga B en kortfattad manual till användaren av programmet. Kapitel 4 består av texter som ger fördjupad hjälp för användaren att genomföra en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning. Manualen i bilaga B och hjälptexterna i kapitel 4 kommer även att finnas som separata texter på ett lättillgängligt sätt för användaren av CBA-verktyget.

2 Allmänt om CBA-verktyget

2.1 VILKEN INFORMATION GER CBA?

Verktyget är till för att användaren ska kunna göra en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning av miljöåtgärder. För att kunna använda verktyget och tolka de resultat som verktyget tar fram är det därför nödvändigt att ha grundläggande kunskaper i CBA. I avsnitt 2.1.1 ges en ytterst kortfattad förklaring av vad CBA är, och i avsnitt 2.1.2 berörs frågan om en CBA behöver kompletteras med andra typer av analyser. En användare rekommenderas dock att sätta sig in i CBA genom ytterligare litteratur. Eftersom teoriutvecklingen för CBA inte står stilla rekommenderas användaren att läsa relativt nyutkommen litteratur. En grundläggande text som just utgår ifrån hur CBA kan tillämpas på miljöprojekt är Kriström och Bonta Bergman (2014). En mer avancerad lärobok är Johansson och Kriström (2016).

2.1.1 Vad är CBA?

CBA kan allmänt ses som ett hjälpmedel för beslutsfattande. Analysen går ut på att undersöka positiva konsekvenser (nyttor) och negativa konsekvenser (kostnader) för människors välbefinnande till följd av ett projekt, och jämföra nyttorna och kostnaderna för att komma fram till om nyttorna är större än kostnaderna eller om det förhåller sig tvärtom. Med ett "projekt" kan menas vilken aktivitet som helst i samhället som påverkar människors välbefinnande, och de projekt som företrädesvis är aktuella i den här rapporten är olika slags miljöåtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag.

En CBA kan ske *ex ante*, *ex post* eller *in medias res*, dvs. nyttorna och kostnaderna av ett projekt kan undersökas *innan* projektet (eventuellt) sjösätts, eller *efter* att projektet har genomförts, eller *medan* projektet genomförs. Rapporten utgår oftast från att användaren ska göra en CBA *ex ante*, men CBA-verktyget kan lika gärna användas för en CBA *ex post* eller *in medias res*.

Redan från början ska betonas att en CBA alltså syftar till att säga något om hur människors välbefinnande påverkas av ett projekt. I princip ska *all* påverkan på människors välbefinnande idag och i framtiden räknas med i CBA:n. Med andra ord görs analysen på samhällsnivå, och det är därför en CBA kallas för en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning.

Nationalekonomisk välfärdsteori har utvecklat ekonomiska mått på förändringar i människors välbefinnande (Freeman et al., 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*. Det är därför viktigt att inte förväxla CBA med olika typer av finansiella analyser. Finansiella analyser använder sig också av monetära enheter, men de undersöker hur *pengaflöden* påverkas av ett projekt. Exempel på finansiella analyser är analyser av hur ett hushålls, ett företags, en kommuns eller statens inkomster och utgifter

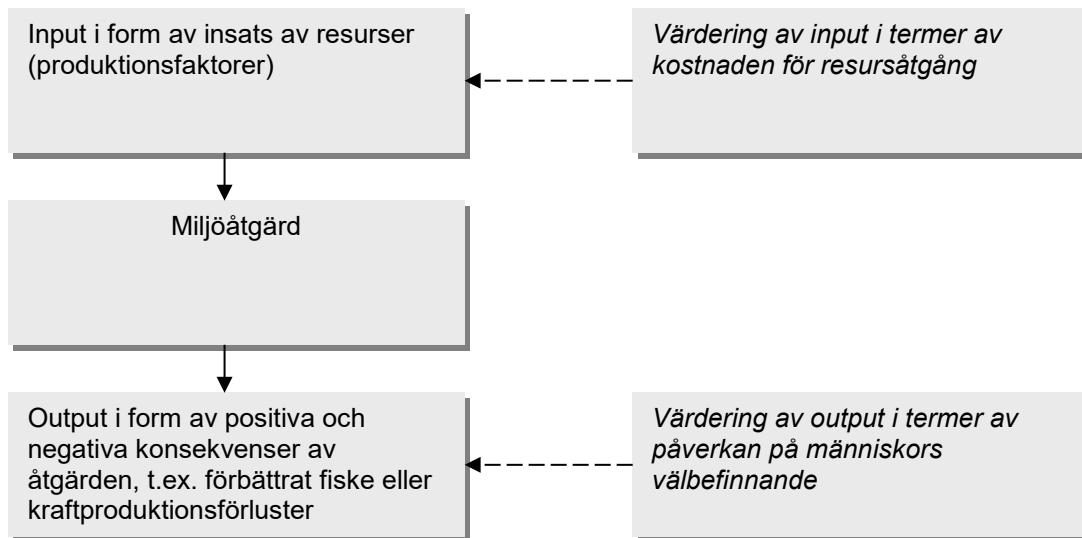
påverkas av ett projekt. Även om CBA och finansiella analyser alltså är olika typer av analyser kan dock finansiella analyser ge information som är användbar för en CBA, och därför innehåller CBA-verktyget även en modul som ger möjlighet att göra finansiella analyser.

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

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

förutsatt att nyttor och kostnader infaller i början av varje period. Andra antaganden är möjliga vilket innebär modifieringar av formeln ovan. Ekvationen visar att NNV till följd av ett projekt i är lika med nuvärdessumman av nyttor (N) minus kostnader (K) för alla människor som påverkas av projektet från projektets start (tidpunkten 1) under så lång tid som påverkan förekommer, dvs. ända tills tidpunkten T . Jämförelser av nyttor och kostnader vid olika tidpunkter sker med hjälp av r_t , som är den samhällsekonomiska diskonteringsräntan vid tidpunkten t . Vanligen räknas tiden i år, vilket också är fallet i CBA-verktyget. Nyttorna och kostnaderna beräknas i jämförelse med vilka nyttor och kostnader som uppstår i ett referensalternativ. Om $NNV_i > 0$ är projekt i samhällsekonomiskt lönsamt, och därför bör projekt i genomföras utifrån samhällsekonomisk synvinkel, dvs. ett positivt nettonuvärde är ett beslutskriterium, åtminstone så länge man har att göra med projekt som inte är ömsesidigt uteslutande.

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, dvs. 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, men arbetsinsatserna kan leda till att något skapas vars nyttor överstiger kostnaderna.



Figur 1. Kostnads-nyttoanalysens syn på ett projekt, t.ex. en miljöåtgärd.

I en CBA finns en strävan efter monetarisering. 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, ofta kallade ekosystemtjänster, faller inom denna kategori. Som framgår av kapitel 4 finns det särskilda värderingsmetoder för att värdera nyttor och kostnader till följd av en förändrad tillgång på sådana *icke-marknadsvaror*. Det finns dock fall då en monetarisering inte är praktiskt möjlig, t.ex. på grund av att det inte finns resurser för att tillämpa någon av dessa värderingsmetoder eller på grund av att tidigare tillämpningar inte bedöms vara giltiga för det projekt som ska utvärderas. I sådana fall är det viktigt att komma ihåg att beräkningen av NNV inte täcker in alla nyttor och kostnader, utan användaren måste på ett kvalitativt sätt ta hänsyn till de nyttor och kostnader som inte har monetariserats vid en helhetsbedömning om projektet är samhällsekonomiskt lönsamt eller inte. Även i en situation där inte alla effekter kan monetariserats kan det dock vara uppenbart att de icke monetariserade effekterna omöjligt kan vara tillräckligt stora för att ge en annan slutsats än den som det beräknade nettonuvärdet indikerar, men i andra situationer kan de icke monetariserade effekterna vara så betydelsefulla att det är mer oklart om det beräknade nettonuvärdet kan användas som besluts Kriterium.

2.1.2 Behöver CBA kompletteras med andra analyser?

CBA är en omdiskuterad metod, och vi ska avslutningsvis kortfattat ge några förklaringar till detta. För den intresserade av kritik mot CBA finns en rik flora av litteratur, se t.ex. Kriström och Bonta Bergman (2014). En vanlig invändning mot CBA är att beräkningen av NNV inte säger någonting om vilka grupper i samhället som vinner respektive förlorar till följd av ett projekt. Det kan ju t.ex. vara så att ett

projekt leder till ett negativt nettonuvärde för låginkomsttagare och ett positivt nettonuvärde för höginkomsttagare. Även om det senare nettonuvärdet är större än det tidigare så att NNV totalt är positivt kan det vara en kontroversiell fråga om ett sådant projekt bör genomföras. Det är därför vanligt att beräkningen av NNV totalt kombineras med en *fördelningsanalys*, som visar hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika berörda grupper i samhället. I CBA-verktyget ingår en möjlighet att göra en fördelningsanalys, se vidare kapitel 4.

En annan invändning mot CBA är dess fokusering på konsekvenser, och dessutom på konsekvenser för människor. Dess etiska utgångspunkt kan klassificeras som antropocentrisk konsekvensetik baserad på individers preferenstillfredsställelse (Perman et al., 2011). Konsekvensetik är kontroversiell så snart något betraktas som "heligt" utifrån alternativa moralfilosofiska utgångspunkter, t.ex. pliktetik, rättighetsetik eller miljöetik. Vidare är en antropocentrisk etik kontroversiell närhelst naturen eller något i naturen (djur, växter, osv.) inte enbart anses värdefullt på grund av den har ett instrumentellt värde för människan utan även för att den anses ha ett finalt värde, dvs. ett värde *i sig*. Här är inte platsen för närmare moralfilosofiska resonemang (se istället t.ex. Hausman och McPherson, 2001), men vi konstaterar att alternativa etiska utgångspunkter än den som används för CBA är möjliga. Det implicerar också att ett beslutsunderlag som ska beakta olika etiska utgångspunkter inte enbart bör innefatta en CBA.

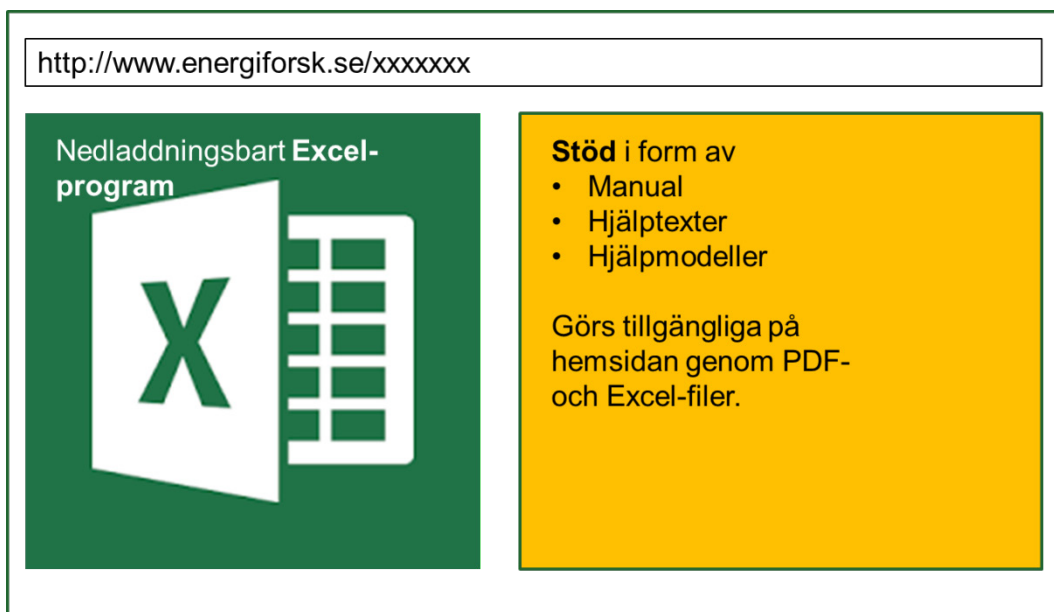
En möjlighet att hantera den här problematiken i praktiken kan vara att genomföra så kallade *multikriterieanalyser*. En multikriterieanalys påminner om CBA på så sätt att analysen är genomskinlig i bemärkelsen att kriterier som anses önskvärda att uppfylla anges explicit och att det finns en tydlig procedur för att undersöka i vilken mån kriterierna uppfylls eller inte. $NNV > 0$ skulle kunna vara ett av flera kriterier i en multikriterieanalys, där andra kriterier skulle kunna vara till exempel jobbskapande *i sig*, bevarande av rödlistade arter *i sig*, och så vidare. Detta indikerar att det är ett allt annat än trivialt arbete att utforma en multikriterieanalys, eftersom det bland annat innefattar att välja och definiera kriterier (som bör vara oberoende av varandra) och att mäta i vilken grad ett projekt uppfyller kriterierna. CBA-verktyget är *i sig* inte byggt för att göra en multikriterieanalys, utan det är byggt för att göra en CBA. CBA-resultaten kan dock utgöra en del av en multikriterieanalys, se vidare Söderqvist et al. (2015) för ett förslag på hur en multikriterieanalys inklusive en CBA-del kan utformas. Om multikriterieanalys finns en omfattande litteratur, se t.ex. Belton och Stewart (2002), Greco (2005), Hajkowic och Collins (2007) och Rosén et al. (2015).

2.2 VERKTYGETS UPPLÄGGNING

CBA-verktyget består av två separata huvuddelar, som båda kommer att vara fritt nedladdningsbara via Energiforsks hemsida (se även figur 2):

1. Ett Excelprogram, vilket utför beräkningar utifrån de uppgifter som användaren matar in i ett gränssnitt. Excelprogrammet producerar även en resultatrapport som dels sammanfattar huvudresultaten och dels innehåller en översikt över vilka uppgifter som matats in av användaren.

2. Ett stöd för användaren. Detta stöd består av en kortfattad manual till Excelprogrammet (se vidare kapitel 3 och bilaga B) samt hjälptexter och hjälpprogram (se vidare kapitel 4) som på olika sätt hjälper användaren att ta fram uppgifter som ska matas in i Excelprogrammet och även att tolka resultaten av Excelprogrammets beräkningar.



Figur 2. CBA-verktygets två huvuddelar, båda görs åtkomliga via Energiforsks hemsida.

Excelprogrammet består av en fil som öppnas i Microsoft Excel. Användaren behöver alltså inte ha någon annan programvara installerad på sin dator för att kunna köra Excelprogrammet (se vidare kapitel 3 beträffande versionskrav etc.). Excelprogrammet kan beskrivas som ett beräkningsskal som inte innehåller några förifyllda belopp. En anledning till detta är att det ofta är svårt att definiera allmängiltiga monetära värden för exempelvis miljöförändringar. En annan anledning är att även när som sådana allmängiltiga monetära värden finns tillgängliga kan de behöva uppdateras utifrån resultat från nya miljövärderingsstudier och allmänna förändringar i ekonomin (t.ex. inkomst- och prisförändringar). Tanken med Excelprogrammet som ett beräkningsskal är att själva programmet inte ska behöva uppdateras utifrån sådana nya resultat och förändringar i ekonomin.

Stödet innehåller däremot exempel och rekommendationer beträffande värden som ska matas in i Excelprogrammet, eller åtminstone hur dessa värden bör beräknas. Det kommer således att finnas ett behov av en rutin för uppdateringar av stödet efter projektets avslutande. Stödet utgörs av kapitel 3 och 4 i denna rapport, men på hemsidan kommer stödet att finnas nedladdningsbart inte endast som denna rapport utan även som separata PDF- och Excel-filer relaterade till analysens olika steg (se vidare kapitel 3 och 4).

Även om användaren själv väljer vilka belopp som ska matas in i Excelprogrammet är resultatrapporten från programmet i ett fast format och redovisar vad beräkningarna grundar sig på. Detta ger genomskinlighet med avseende på exempelvis definition av det projekt som är föremål för lönsamhetsbedömning, definition av referensalternativ, val av diskonteringsränta, inmatade belopp, etc. På så sätt underlättas jämförelser mellan olika användares användning av verktyget.

Verktyget är utformat för att göra CBA av många olika typer av projekt, från småskaliga tillämpningar som lönsamhetsbedömning av en enskild miljöåtgärd vid ett visst kraftverk till storskaliga tillämpningar som lönsamhetsbedömning av en serie olika miljöåtgärder i ett avrinningsområde. Begränsningen i användandet ligger närmast på tillgången till data, exempelvis data rörande påverkan på ekosystem och vilka konsekvenser en sådan påverkan i sin tur har för människors välbefinnande genom en förändrad tillgång på ekosystemtjänster.

3 Excelprogrammet

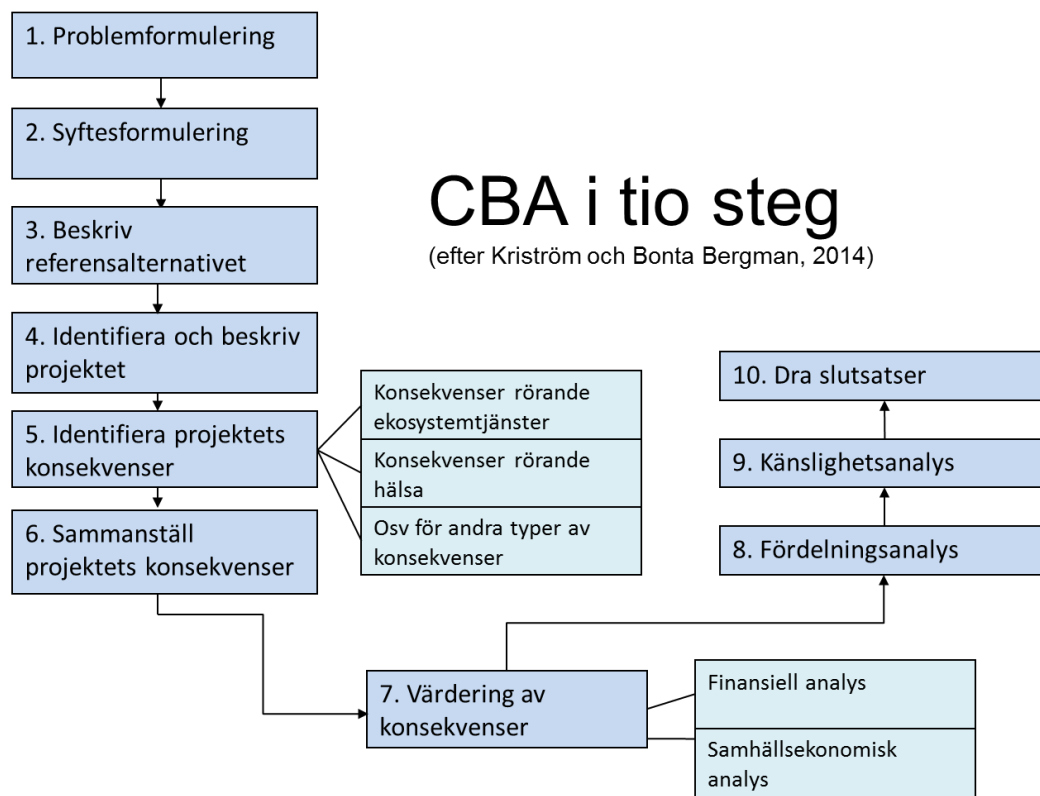
Excelprogrammet finns tillgängligt som en separat Excel-fil. Programmet genomgår i skrivande stund (2017-09-13) testning av inmatningsfunktioner, beräkningar och resultatrapport. Efter slutförd testning läggs programmet upp på verktygshemsidan, se även avsnitt 2.2.

3.1 INTRODUKTION

I detta avsnitt går vi kortfattat igenom huvudstrukturen för Excelprogrammets gränssnitt. Denna genomgång kompletteras i avsnitt 3.2 med en kortfattad manual som ger ifyllningshjälp för användaren, se även bilaga B.

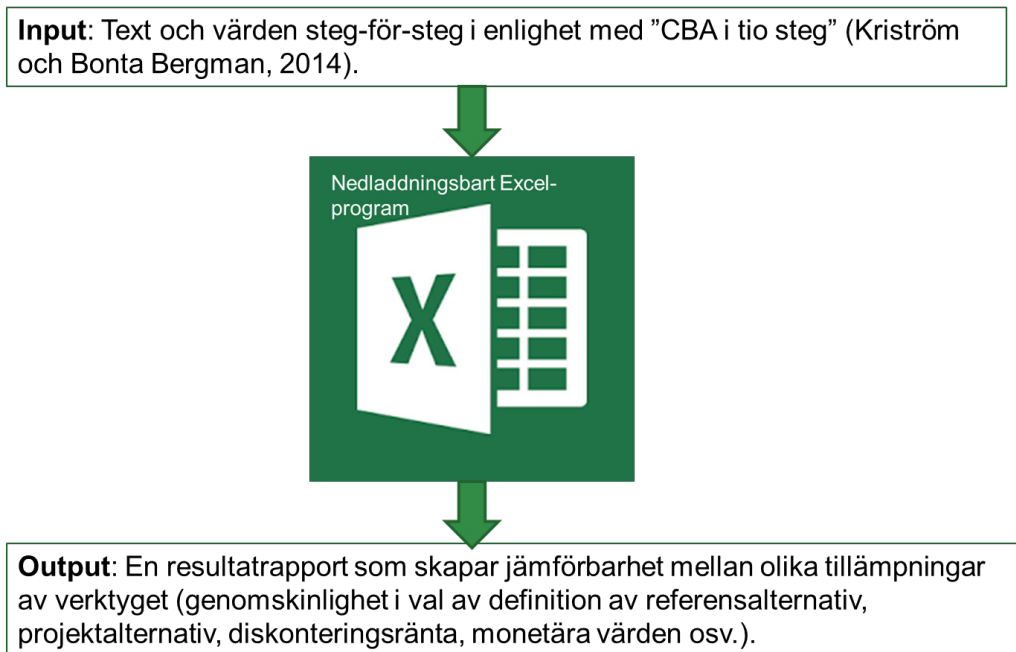
Excelprogrammet är gjort för Microsoft Excel i PC-miljö, helst senare versioner än Excel 2007. PC-miljö rekommenderas därför, men Excelprogrammet kan även användas i Mac-miljö om en virtuell PC installeras. Excelprogrammet innehåller makron. För att programmets funktioner ska kunna användas behöver därför användaren tillåta att makron aktiveras när filen med Excelprogrammet öppnas.

För Excelprogrammet har ett gränssnitt utvecklats i syfte att göra det enkelt för användaren att mata in uppgifter. Inmatningen följer en stegvis procedur. Proceduren finns skisserad i figur 3 och utgår från det sätt att genomföra en CBA som rekommenderas i Kriström och Bonta Bergman (2014).



Figur 3. Excelprogrammet utgår från en procedur i tio steg för att göra en CBA.

Den inmatning som sker i steg 1-7 utgör input till Excelprogrammet. Output består av en resultatrapport som genereras av programmet, se figur 4. Resultatrapporten ger användaren underlag för fördelningsanalysen och känslighetsanalysen i steg 8-9, och slutligen för att dra slutsatser i steg 10. Den fasta resultatrapporten bidrar till genomskinlighet och underlättar jämförelser mellan olika användares användning av CBA-verktyget.



Figur 4. Input till och output från Excelprogrammet.

De tio stegen innebär följande för användaren av Excelprogrammet. Vilken inmatning som ska göras förklaras i mer detalj i avsnitt 3.2.

1. Problemformulering
 - Användaren skriver en problemformulering i löptext som tydliggör vilket problem som projektet ska bidra till att lösa.
2. Syftesformulering
 - Användaren skriver syftesformuleringen i löptext, dvs. förklarar syftet med det projekt vars lönsamhet ska bedömas med CBA.
3. Beskriv referensalternativet
 - Användaren gör ett val av tidshorisont för analysen i antal år, dvs. under hur många år framåt som det är relevant att räkna in nyttor och kostnader. Det blir sannolikt inte ovanligt med en relativt lång tidshorisont (50 år eller längre), men den maximala längden på tidshorisonten är satt till 150 år. Den tidsmässiga upplösningen i Excelprogrammet är alltså år (inte t.ex. kvartal, månader eller dagar).

- Användaren beskriver och motiverar sedan referensalternativet i löptext. Denna beskrivning ska ta hänsyn till valet av tidshorisont.

4. Identifiera och beskriv projektet

- Användaren identifierar och beskriver projektet i löptext. Det är möjligt att bedöma fler än ett projektalternativ. Om så är fallet går detta steg ut på att identifiera och beskriva samtliga projektalternativ. Alternativerna kan exempelvis vara olika utformningar av en miljöåtgärd på en viss plats, eller miljöåtgärder på olika platser i samma vattendrag, eller miljöåtgärder i två eller flera olika vattendrag.
- Användaren anger projektalternativets livslängd i antal år.
- Användaren skapar en lista på de grupper i samhället (aktörer) som berörs av projektalternativet.

5. Identifiera projektets bruttokonsekvenser

- Användaren gör en bruttoidentifiering av projektets konsekvenser. I en bruttolista med konsekvensposter markeras om projektalternativet medför en liten nytta, stor nytta, liten kostnad, stor kostnad eller ingen påverkan. I bruttolistan som finns i verktyget ligger de konsekvensposter som troligen är de vanligaste till följd av miljöåtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag. Användaren kan även lägga till egna konsekvensposter.
- Användaren går sedan vidare med de konsekvensposter för vilka "liten nytta", "stor nytta", "liten kostnad" eller "stor kostnad" är markerad. För dessa beskrivs påverkan i form av nytta eller kostnad i löptext, och berörda aktörer anges för varje konsekvenspost.

6. Sammanställ projektets nettokonsekvenser

- I detta steg går användaren från bruttoidentifiering till nettoidentifiering av projektalternativets konsekvenser, dvs. tar hänsyn till att vissa av konsekvensposterna i bruttolistan handlar om en indirekt påverkan på människors välbefinnande, medan andra handlar om en direkt påverkan. Att skilja mellan indirekt och direkt påverkan är viktigt för att undvika dubbelräkning vid värderingen av konsekvenser i steg 7. Värderingen i steg 7 ska endast göras för de konsekvenser som har en direkt påverkan på människors välbefinnande.
- Användaren beskriver även projektalternativets relation till VISS-åtgärder (VISS står för Vatteninformationsystem Sverige), ekologisk status/potential i vattenförekomster och bevarandestatus i Natura 2000-områden. Denna information är fristående i

förhållande till CBA:n och ska alltså ses som en kompletterande information.

7. Värdering av konsekvenser

- I detta steg går användaren vidare med att värdera de konsekvenser som i steg 6 konstaterats vara direkta.
- Användaren har först möjlighet att göra en *finansiell analys* för en eller flera aktörer, dvs. hur konsekvenserna leder till förändrade pengaflöden (kassaflöden, dvs. inkomster och utgifter) (steg 7a). Därefter anges värden för *den samhällsekonomiska analysen* (dvs. CBA:n) (steg 7b). Några viktiga anledningar till denna tågordning är att (i) den finansiella analysen kan ge viktig information om hur olika aktörers finansiella situation förändras, exempelvis förändringar i inkomster och utgifter för hushåll, företag, kommuner och staten, (ii) det är ibland relativt enkelt att ta fram information om hur pengaflöden förändras, och (iii) i vissa fall kan värdena som anges för en finansiell analys återanvändas i den samhällsekonomiska analysen.
- För den *finansiella* analysen anger användaren den eller de kalkylräntor som ska användas under den angivna tidshorisonten. För varje konsekvenspost ska sedan belopp anges för varje år. Användaren ska också beskriva vilka indata och antaganden som har legat till grund för de värden som har angetts.
- För den *samhällsekonomiska* analysen anger användaren den eller de samhällsekonomiska diskonteringsräntor som ska användas under den angivna tidshorisonten. För varje konsekvenspost ställs användaren inför ett val mellan att göra (a) en monetär värdering eller (b) en icke-monetär värdering, t.ex. med hjälp av ord, poäng eller fysiska enheter. Skälet till detta val är att vissa konsekvenser kan vara svåra att värdera monetärt, men kan ändå vara samhällsekonomiskt relevanta. I de fall en icke-monetär värdering görs redovisas denna i resultatrapporten ihop med resultaten av de monetära värderingarna. För konsekvensposter som monetariseras ombeds användaren att ange hur det monetära värdet fördelar sig procentuellt mellan olika aktörer. Användaren ska också beskriva vilka indata och antaganden som har legat till grund för de värden som har angetts.
- För både den finansiella och den samhällsekonomiska analysen finns ett val mellan att ange monetära belopp deterministiskt (t.ex. som punktvärde eller intervall) och/eller probabilistiskt (med hjälp av en sannolikhetsfördelning). Om användaren väljer att ange belopp probabilistiskt för åtminstone en konsekvenspost kommer Excelprogrammet att aktivera beräkningar av nettonuvärdet genom simuleringar.

- Om användaren väljer att ange belopp *deterministiskt* finns ett val mellan att antingen ange punktskattningar eller intervall (minimibelopp och maximibelopp) tillsammans med en bästa gissning för varje år.
- Om användaren väljer att ange belopp *probabilistiskt* finns ett val mellan fyra olika statistiska sannolikhetsfördelningar för beloppen: (1) likformig fördelning, (2) symmetrisk triangulär fördelning, (3) asymmetrisk triangulär fördelning, och (4) lognormal fördelning. Efter val av sannolikhetsfördelning anger användaren för varje år de värden som krävs för att den valda fördelningen ska kunna definieras.

8-10. Fördelningsanalys, känslighetsanalys, dra slutsatser

- När steg 7a och 7b är avklarade har användaren angett alla data som behövs för den finansiella respektive samhällsekonomiska analysen. Programmet kan då producera en resultatrapport, som bl.a. redovisar all inmatad text om problemformulering, syftesformulering, referensalternativ, alla inmatade värden, diagram som på olika sätt visar det finansiella respektive samhällsekonomiska nettonuvärdet, osv. Om användaren har angett värden på ett probabilistiskt sätt simulerar Excelprogrammet en fördelning för nettonuvärdet med hjälp av en s.k. Monte Carlo-analys.
- Resultatrapporten ger en fördelningsanalys genom att för den samhällsekonomiska analysen presentera nettonu värden för olika aktörer. De icke-monetariserade konsekvenserna redovisas tillsammans med nettonuvärdet som kompletterande kvalitativ information.
- Resultatrapporten ger även en känslighetsanalys på så sätt att den, om intervall har angetts, visar hur olika konsekvensposter bidrar till det slutliga intervallet för nettonuvärdet. Om belopp har angetts probabilistiskt visas nettonuvärdet tillsammans med ett 95-procentigt konfidensintervall. Användaren kan även ta fram grafer som visar den empiriska sannolikhetsfördelningen för nettonuvärdet. Om användaren vill undersöka hur resultaten påverkas av förändrade förutsättningar (t.ex. ändrad diskonteringsränta eller minskade eller ökade värden) gör användaren motsvarande ändringar av inmatade data och studerar sedan hur resultaten ändras.
- Användaren drar slutsatser baserat på resultatrapporten och skriver till sist in dessa slutsatser i löptext. Slutsatserna ingår sedan i den slutliga resultatrapport som Excelprogrammet producerar.

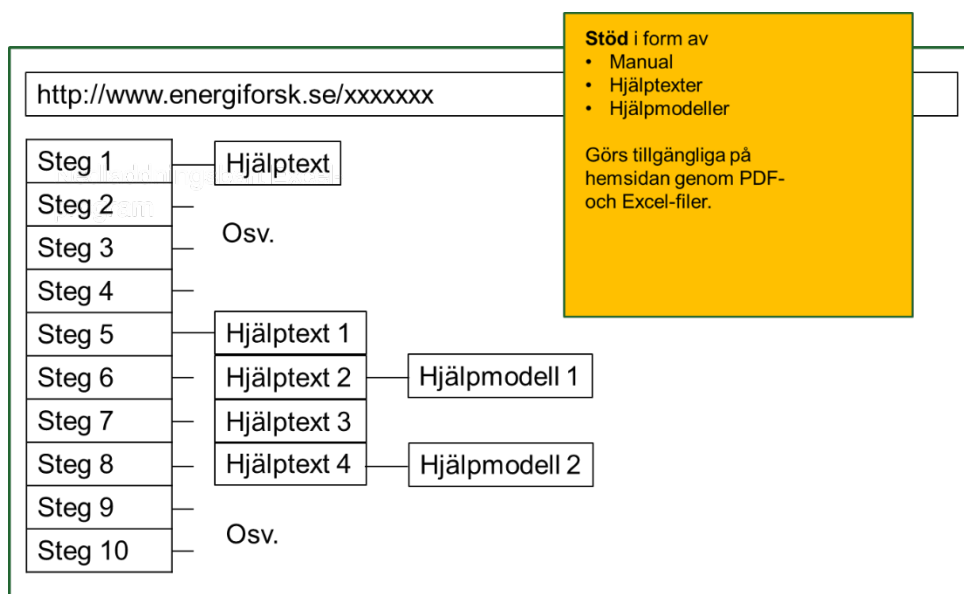
3.2 MANUAL FÖR ANVÄNDAREN

I bilaga B finns en manual för användaren av Excelprogrammet. Manualen kompletterar hjälptexterna i kapitel 4 genom att fokusera på att instruera användaren hur programmets gränssnitt ser ut och hur data ska matas in i programmet.

4 Stödet

4.1 INLEDNING

Stödet för användaren, dvs. manualen i avsnitt 3.2 och bilaga B, hjälptexterna i avsnitt 4.2 och tillhörande hjälpmodeller görs tillgängliga via CBA-verktygssidan på Energiforsks hemsida i form av ett antal PDF-filer och Excel-filer. Hjälptexterna sorteras så långt det är möjligt utifrån det stegvisa förfarande som en CBA genomförs och som en användare av Excelprogrammet därmed ska ta sig igenom. Detta illustreras av figur 5.



Figur 5. Principillustration av hur hjälptexter och hjälpmodeller är sorterade utifrån de tio CBA-stegen och finns tillgängliga som PDF- och Excel-filer via Energiforsks hemsida.

En allmän utmaning för skrivandet av hjälptexter är att lägga dem på rätt nivå beträffande t.ex. längd och svårighetsgrad. Vi har arbetat utifrån dessa utgångspunkter:

- Vi har inte skrivit en lärobok i CBA, eftersom sådana ändå finns tillgängliga. Följaktligen förutsätts att användaren har allmänna förkunskaper i CBA, se avsnitt 2.1 för litteraturtips.
- Även en användare med förkunskaper i CBA kommer dock att stöta på specifika svårigheter vid en utvärdering av miljöåtgärder. Det är främst dessa specifika svårigheter som hjälptexterna handlar om. Hjälptexterna ger också hjälp för att hantera egenskaper i verktyget som inte nödvändigtvis är standard i CBA-tillämpningar, t.ex. att skilja mellan ekosystemtjänster som har en indirekt påverkan på människan från ekosystemtjänster som har en direkt påverkan, att ange värden på ett probabilistiskt sätt och att göra icke-monetära värderingar.

- Hjälptexterna är skrivna på ett kortfattat och icke-tekniskt sätt (t.ex. med ett fåtal ekvationer), och ger litteraturtips för den användare som vill ha eller behöver en bakgrund, utförligare förklaringar eller fördjupningar.
- Hjälptexterna har kompletterats med exemplifieringar. Vi har genomgående använt två verkliga fall som exempel: En miljöåtgärd vid Dönje kraftverk vid Ljusnan (Johansson och Kriström, 2012) respektive miljöåtgärder längs Mörrumsån (Bergsten et al., 2014). I övrigt utgår exemplen från troliga effekter av olika åtgärder, se även nedan.

Tabell 1 innehåller de hjälptexter som ingår i stödet utifrån en turordning baserad på när i arbetet med verktyget respektive fråga blir aktuell. Tabellen visar också till vilka hjälptexter det finns en kompletterande modell för uträkning eller sammanställning.

I steg 1-4 beskrivs projektet utifrån problem, syfte och tillvägagångssätt. Steg 5-7 behandlar den indata som är nödvändig för att värdera konsekvenserna och de avslutande stegen, 8-10, förklarar resultat, analys och slutsats.

De enskilda hjälptexterna i steg 3 till 7 innehåller rekommendationer och exemplifieringar baserat på effekterna av de olika miljöåtgärder som är aktuella i fallet vattenkraftpåverkade vattendrag. Exemplifieringarna visar hur eventuella uträkningar av aktuell fråga ska göras. Hjälptexterna försöker sedan förklara tillvägagångssättet och motivera respektive rekommendation utifrån CBA-praxis och tillgänglig litteratur. I flera fall ingår även en diskussion om alternativa tillvägagångssätt eller tänkbara scenarier. Denna del kan användas för en fördjupad förståelse.

Avslutningsvis beskrivs i hjälptexterna hur frågan behandlades i fallet med Dönje kraftverk, som introduceras kortfattat nedan. Detta har många gånger legat till grund för rekommendationen.

Allt detta kompletteras också med ett fristående exempel för ett större avrinningsområde. Ackumulerade effekter av ett antal åtgärder i Mörrumsån har studerats med stöd av hjälptexterna och presenteras genom att följa varje steg i verktyget, se bilaga C. Anledningen till att just detta område valdes var för att det finns en tidigare ekonomisk studie av åtgärder genomförd där som gjorde det enkelt att uppdatera dessa resultat enligt rekommendationerna i hjälptexterna. Detta exempel kommer även framöver att matas in i Excelprogrammet för att illustrera inmatning av data samt resultatrapportens utseende. Denna tillämpning av Excelprogrammet kommer också att göras tillgänglig på Energiforsks hemsida.

Tabell 1. Förteckning över hjälptexterna inklusive hjälpmodeller.

Steg	Hjälptext	Hjälpmodell (separata Excel-filer)
1	Allmän text om steg 1 (problemformulering)	
2	Allmän text om steg 2 (syftesformulering)	
3	Allmän text om steg 3 (referensalternativ)	
4	Allmän text om steg 4 (identifiera och beskriv projektet)	
4.1	Att bedöma projektets livslängd: Återinvesteringar och restvärde	
5	Allmän text om steg 5 (identifiera projektets konsekvenser)	
5.1	Förklaring av bruttolistan på konsekvensposter	
5.2	Fördelningsanalys – och möjligheter till fördjupad aktörsanalys	
6	Allmän text om steg 6 (sammanställ projektets konsekvenser)	
6.1	Ekosystemtjänsters värde och värdeskapandekedjan – att skilja indirekt påverkan från direkt påverkan på människans välbefinnande	
6.2	Kvantifiering av ekologiska effekter	
6.3	Påverkan på ekologisk status/potential och bevarandestatus	
7	Allmän text om steg 7 (värdering av konsekvenser)	
7.1	Inflation, nuvärdesmetoden och prognoser	
7.2	Analys av osäkerhet	
7.3	Åtgärds kostnader för miljöåtgärder	
7.4	Hantering av utsläppsrätter	
7a(1)	Företagsekonomisk värdering av förändring i kraftproduktion	X
7b(1)	Val av samhällsekonomisk diskonteringsränta	
7b(2)	Metoder för monetär värdering av miljöförändringar	
7b(3)	Värdeöverföring som metod att värdera miljöförändringar	X
7b(4)	Monetär värdering av miljöförändringar: Databas med relevanta primärstudier	X
7b(5)	Icke-monetär värdering	
7b(6)	Hantering av skatter och subventioner	
7b(7)	Samhällsekonomisk värdering av förändring i kraftproduktion	X
7b(8)	Värdering av reglerkraftpåverkan	
7b(9)	Arbetskraftskostnader	
7b(10)	Värdering av miljö- och klimatpåverkande utsläpp	
8-10	Allmän text om steg 8 (fördelningsanalys), 9 (känslighetsanalys) och 10 (dra slutsatser)	
Fotnot: En kompletterande hjälptext om värdeöverföringsfunktion för fritidsfiske planeras till hösten 2017 och kommer då att läggas ut på verktygshemsidan.		

Introduktion till Dönjestudien

I fallet Dönje beräknades de samhällsekonomiska kostnader och nyttor som var effekterna av att öka minimitappningen till den reglerade, men i avseende på bottenstruktur, unikt orörda älvsträckan Klumpströmmen i Ljusnan. Dönje, som ligger i Bollnäs kommun, drygt 50 km uppströms från havet, har en installerad effekt på 67 MW med en maximal kapacitet på 250 m³/s.

Projektet gick ut på att studera ett scenario där kommuninvånarna i Bollnäs skulle köpa tillbaka äganderätten till vattnet, som då innehölls av kraftbolaget, genom att betala en viss summa varje år i totalt fem år. Betalningen skulle resultera i ökad minimitappning till en biflod, från 0,25 till 3 m³/s vintertid, för all framtid. Vid det rådande minimivinterflödet saknades lämpliga habitat för harr och öring. Med ett vinterflöde på 3 m³/s skulle ca 3 ha vara lämpliga för lek och yngel och ca 0,5 ha för vuxna fiskar. Den lagstadgade minimivattenföringen under sommaren är för närvarande 10 m³/s. Vid detta flöde uppgår ytan av lämpliga fiskhabitat till 3 ha för yngel och 4 ha för vuxen fisk.

Snorkling i Klumpströmmen indikerade en i jämförelse med referensdata låg täthet av harr, ett medel på 0,39 harrar per 100 m² skattades, medan ingen öring observerades. Genom elfiske skattades ett medelvärde av 0,14 öringar per 100 m², vilket i förhållande till referensvärden indikerade en mycket låg täthet. Den samlade informationen tyder på att både harr- och öringpopulationen i älvsträckan hämmas avsevärt av nuvarande flödesreglering av Klumpströmmen. Med tidigarelagd sommartappning och vintertappning, ca 1,5 månader, i kombination med en ökad vintertappning från 0,25 till 3 m³/s, beräknades antalet harr och öring i sträckan kunna bli 3-6 gånger fler jämfört med den uppmätta mängden.

Nyttorna var förutom ett ökat fiskebestånd ett gynnat ekosystem för fisk, insekter, snäckor mm, en vackrare landskapsbild genom att bottenfrysning undveks på vintern och att älven hade ett konstant vattenflöde med ljud av rinnande vatten.

Referenser

- Bergsten, P., Nicolin, S., Frisk, A., Rydgren, B., Björklund, I. P., Stage, J., 2014. Miljöförbättrande åtgärder i Mörrumsån och Ångermanälven, med fokus på havsvandrande arter. ÅF-Industry AB.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2012. The Economics of Evaluating Water Projects – Hydroelectricity Versus Other Uses. Springer, Heidelberg, Tyskland.
- Kriström, B., Bonta Bergman, M. (red.), 2014. Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

4.2 HJÄLPTEXTER

Steg 1: Allmän text om steg 1 (problemformulering)

Problemformuleringen ger en bakgrund till det projekt som ska bedömas. Här förklaras exempelvis det större sammanhanget vilket problem som projektet är tänkt att bidra till att lösa. Problemformuleringen kan genomföras med hjälp av följande delfrågor:

- a. Vilket problem ska lösas?
- b. I vilket sammanhang ingår problemet?
- c. På vilket sätt är det ett problem?
- d. Varför har problemet uppstått?
- e. Vad är omfattningen av problemet?

Bland de frågor som kan vara viktiga att beröra redan i problemformuleringen är vilken geografisk avgränsning som blir lämplig vid de senare stegens identifiering av nyttor och kostnader. Berörs t.ex. riksintressen eller andra resurser av betydande intresse, såsom hotade bestånd av olika arter, värdefulla kulturmiljöer eller naturmiljöer?

Exemplifiering. För att konkretisera hur en kortfattad problemformulering kan se ut följer här ett fiktivt exempel:

- a. Regleringen av Y-älven vid kraftverket Z medför en barriär för fiskbeståndet X och påverkar bottensubstrat samt strandvegetation på ett negativt sätt. Detta medför att:
 - i. Habitaterna uppströms och nedströms kraftverket Z fungerar inte som livsmiljöer för flera av de arter som tidigare fanns i vattendraget.
 - ii. Fiskbeståndet X bedöms vara sårbart enligt IUCN:s kriterier.
 - iii. Fritidsfisket påverkas negativt av dålig fiskförekomst.
 - iv. Friluftslivet i övrigt kan påverkas negativt om regleringen bedöms förfula miljön.
 - v. Ovanstående effekter påverkar även välbefinnandet hos människor som inte är fritidsfiskare, och även framtida generationer.
- b. En analys behöver genomföras för att bedöma om miljöåtgärder för att förbättra den ekologiska statusen i vattendraget innebär orimliga kostnader eller om miljöåtgärder är samhällsekonomiskt motiverade.
- c. Regleringen medför att vissa samhällsekonomiska värden försvinner eller åtminstone minskar, samtidigt som den också tillför andra samhällsekonomiska värden, t.ex. elförsörjning. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är det viktigt att analysera om de negativa

effekterna av regleringen överstiger de positiva effekter som regleringen medför.

- d. Problemet har uppstått på grund av att kraftverket Z byggdes vid en tid då miljöhänsynen vid anläggande av vattenkraftverk var mindre än idag. Detta har lett till att det inte finns något ansvar hos verksamhetsutövaren för den externa negativa effekt vattenkraftsproduktionen ger upphov till och som drabbar tredje part. Den externa effekten syns heller inte i prissättningen av den producerade elen.
- e. Eftersom det är ganska lång sträcka från Y-älven till mer opåverkade vattendrag och det finns ett stort intresse för friluftsliv inklusive fiske bland befolkningen i kommunerna runt Y-älven bedöms en ansevärd mängd individer vara påverkade av problemen i älven. Välbefinnandet hos ytterligare människor både inom och utanför kommunen bedöms också påverkas, liksom framtida generationer, genom försämrade användar- och icke-användarvärden.

Steg 2: Allmän text om steg 2 (syftesformulering)

I syftesformuleringen beskrivs vad som måste åstadkommas för att problemet ska anses vara löst, eller åtminstone hur det bidrar till lösningen av problemet. Detta ger bakgrunden till syftet med det projekt som identifieras och beskrivs i steg 4. Det är en fördel om syftet kan beskrivas kvantitativt, men i praktiken är det vanligt att endast en kvalitativ beskrivning är möjlig att göra. Steget att gå från en bredare problemformulering till en smalare syftesformulering ger också ytterligare möjlighet att uppmärksamma eventuella konflikter med lösandet av andra samhällsproblem, om dessa inte redan beskrivits i problemformuleringen. Det kan inte uteslutas att projekt som skulle kunna uppfylla syftet gör det svårare att lösa andra samhällsproblem, vilket kan spela roll för den slutliga bedömningen av om projektet bör genomföras eller inte.

Dönjestudien. Huvudsyftet var att utveckla generaliserbar teori och metodik för samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning (CBA) i reglerade vattendrag.

Exemplifiering. För att konkretisera hur en enkel syftesformulering kan se ut följer här ett fiktivt exempel: För fallet Y-älven skulle en förbättring av vattendragets miljö överensstämma med vattenförvaltningens mål, men det är osäkert hur stora kostnader som en förbättring skulle medföra i förhållande till nyttan. Därför är huvudsyftet att undersöka nyttor och kostnader av ett antal alternativa åtgärder för att förbättra miljön vid vattendraget och besvara frågan om något eller några av åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma.

Steg 3: Allmän text om steg 3 (referensalternativ)

I detta steg beskrivs referensalternativet, dvs. det alternativ mot vilket projektet eller de olika projektalternativen ska jämföras. I en CBA formuleras vanligen referensalternativet som det som händer om projektet under utredning inte genomförs, dvs. vad som ofta kallas för "nollalternativet" eller "business as usual" (BAU), vilket är rekommendationen även i detta fall.

Referensalternativet behöver inte innebära att "inget händer". Om det exempelvis redan är fastslaget att någon åtgärd måste genomföras (dvs. att BAU inte är något faktiskt alternativ), kan den på förhand mest troliga åtgärden användas som referensalternativ. Effekterna av de övriga projektalternativen uttrycks då som skillnader jämfört med detta referensalternativ.

Det är viktigt att beskriva hur referensalternativet ser ut över hela den tidshorisont som väljs för analysen. Referensalternativet bör vidare beskrivas noga och motiveras, eftersom valet av referensalternativ påverkar CBA-resultatet. Resultatet som utgörs av en samhällsekonomisk lönsamhet, mätt som nettonuvärdet, är lönsamheten *i jämförelse med* referensalternativet.

Den tidshorisont som i normalfallet är lämplig att välja för analysen är vanligen lika med livslängden för det projektalternativ som har den längsta livslängden. I specialfall bestäms tidshorisonten utifrån andra överväganden, t.ex. att utvärderingen ska göras till och med ett visst politiskt eller administrativt bestämt målår. Se vidare avsnittet om steg 4.1 (Att bedöma projektets livslängd: Återinvesteringar och restvärde) om vilka implikationer de här fallen kan få och hur komplikationer i form av t.ex. projektalternativ med olika långa livslängder kan hanteras. Den maximala tidshorisont som Excelprogrammet kan hantera är 150 år.

Det kan noteras att i vattenförvaltningssammanhang är "referensalternativet" när det gäller kraftigt modifierade vatten (KMV) lika med ett vattendrag som uppnår maximal ekologisk potential. Att definiera referensalternativ på detta sätt är dock inte brukligt för en CBA eftersom det blir komplicerat att kvantifiera effekterna av olika projektalternativ jämfört med ett sådant referensalternativ och för att resultatet (nettonuvärdet) av projektalternativen blir svårtolkat. Resultatet kan t.ex. visa på ett positivt nettonuvärde, men då endast i jämförelse med att uppnå maximal ekologisk potential, som vi i sig inte vet hur den samhällsekonomiska lönsamheten ser ut för. Vi konstaterar att ett positivt nettonuvärde kan bli svårtolkat om inte BAU används som referensalternativ. Ett mer lätthanterligt upplägg är därför att de åtgärder som krävs för att uppnå maximal ekologisk potential utgör ett eget projektalternativ.

Dönjestudien. Som referensalternativ användes här ett nollalternativ, alltså att verksamheten fortsätter som vanligt vad gäller vattenflöde. Det skapas då inga nya miljövärden. Däremot ändras till exempel elpriset över tid på samma sätt som i projektet.

Steg 4: Allmän text om steg 4 (identifiera och beskriv projektet)

I detta steg identifieras och beskrivs projektet i tid och rum. Ibland är det två eller flera projekialternativ som identifieras och beskrivs. Det är viktigt att i identifieringen vara så vidsynt som möjligt, så att potentiella sätt att lösa problemet inte förbises. Med ett välutvecklat samarbete med olika typer av expertis och tillräcklig tid för samverkan med beslutsfattare och berörda grupper ökar chansen för att hitta projekt som i praktiken faktiskt kan uppnå syftet.

Det är viktigt att projekialternativen beskrivs som skillnader jämfört med vad som kommer att hända i referensalternativet, exempelvis värderas endast den fisk som tillkommer efter en åtgärd och inte den totala mängden fisk. I detta ingår att resonemang om framtida skeenden inom energiförsörjning, framtida miljöpolitik och liknande ska tillämpas lika i alla scenarier, givet att det inte finns något i ett projekialternativ som innebär att även dessa antaganden påverkas.

Dönjestudien. I fallet Dönje beräknades de samhällsekonomiska kostnader och nyttor som var effekterna av att öka minimitappningen till ett biflöde kallat Klumpströmmen. Projektet gick ut på att kommuninvånarna i Bollnäs skulle köpa tillbaka äganderätten till vattnet, som då tillhörde kraftbolaget, genom att betala en viss summa varje år i totalt fem år. Betalningen skulle resultera i ökad minimitappning till en biflod, från 0,25 till 3 m³/s vintertid, för all framtid. Nyttorna var i längden ett ökat fiskebestånd, fler bottenlevande djur och en vackrare landskapsbild. Nyttorna värderades genom en scenariovärderingsstudie. En webbaserad enkät besvarades av invånarna i Bollnäs och kringliggande kommuner. Begränsningen av population innebär att nyttorna kan vara något undervärderade i studien. Det är rimligt att anta att även svenska medborgare i andra delar av landet har en betalningsvilja för att stärka ekosystemen och fiskbestånden i vattendrag med svaga fiskbestånd.

Alternativa åtgärder för att nå samma resultat diskuterades inte i Dönjefallet, eftersom detta inte var huvudsyftet med studien.

Steg 4.1: Att bedöma projektets livslängd: Återinvesteringar och restvärde

Rekommendationen är att utgå från ekonomisk livslängd på de komponenter som ingår i projektet. Om en fisktrappa byggs kommer den vara funktionsduglig endast en begränsad tid, säg 40 år. Efter den tiden kan trappan endera ersättas eller tas bort. Projektet är med andra ord reversibelt och beslutet att ersätta trappan eller inte bör utredas separat vid den tidpunkten. Tidshorisonten för projektet är alltså i detta fall 40 år. Tänk dock på att det kan finnas återstående nyttor även om trappan tas bort, t.ex. ifall en fiskpopulation har etablerat sig uppströms. Gäller det istället en dammutrivning bör man i kostnadsberäkningen utgå från vattenkraftverkets återstående ekonomiska livslängd. Hade verket kunnat vara lönsamt i ytterligare 10 år ska kostnaden av produktionsbortfall räknas över den tiden. Nyttorna som uppstår vid en dammutrivning kommer att finnas kvar så länge älvens egenskaper till följd av åtgärden är desamma. Skulle det ändå ha skett en dammutrivning efter den återstående ekonomiska livslängden blir de extra

nyttorna endast de som uppstår på grund av att utrivningen sker tidigare, i detta fall 10 år. Det är viktigt att tänka på hur referensalternativet är definierat, eftersom detta också bestämmer vilka effekter åtgärden får.

En bedömning av hur länge projektet ger nyttor, som kan kopplas direkt till åtgärden, bör göras i varje separat fall. Kostnader är oftast enklare att tidsbestämma. Hjälpsteg till att bestämma ekologiska effekter ges i steg 5 och 6.

För att kunna mäta den effekt som uppstår av ett projekt måste först projektets livslängd fastställas, d.v.s. en tidshorisont skall definieras. Denna kan givetvis variera beroende på projektets art, utgångspunkten brukar som nämndes ovan vara projektets ekonomiska livslängd. Man bör emellertid tänka på att alla effekter inte behöver ha samma "livslängd". Ta exempelvis en CBA för gruvdrift. Om man tänker hålla på med brytningen i 25 år betyder det inte att andra effekter än produktionen, t ex områdets minskade rekreativvärde och förstörelsen av grundvattnet, försvinner då brytningen upphör. Utgångspunkten vid val av tidshorisont är alltså att varje effekt får en tidshorisont motsvarande den tid effekten existerar. Resultatet blir således att den effekt som har längst påverkan definierar hela projektets livslängd.

För att förlänga ett projekts livslängd görs ofta återinvesteringar. I fallet med fisktrappan skulle detta innebära att trappan renoveras eller till stora delar ersätts med en ny så att effekterna av åtgärden förlängs. Det kan också handla om löpande kostnader för att uppehålla effekterna av en miljöåtgärd som biotopvård. Dessa kostnader värderas utifrån vilket år i framtiden de är planerade att infalla, dvs. de diskonteras utifrån det antalet år. Det är också vanligt att det finns ett skrotvärde av använt material under projekttiden eller vid ett projekts slut. Detta är t ex väldigt vanligt för vindkraftverk, som har en längre ekonomisk livslängd än den tid för vilken de har tillstånd för att användas. Hela vindkraftverk eller materialet kan säljas eller återvinnas vilket ger ett skrotvärde. Skrotvärden värderas på samma sätt som återinvesteringar.

Det är inte ovanligt att olika projekter har olika livslängd, vilket kan komplicera analysen eftersom alternativen ändå måste göras jämförbara i analysen. Vi illustrerar detta med ett enkelt fall med två olika projekter (A och B), där livslängden för A är 25 år och livslängden för B är 50 år. Som nämndes i hjälpstegen om Steg 3 (Referensalternativ) innebär det här i ett *normalfall* att tidshorisonten för analysen blir lika med 50 år, dvs. lika lång som det mest långlivade projektalternativet. För att resultaten av analysen för A och B ska bli jämförbara måste livslängden för A på något sätt förlängas, och det rimliga är att anta att en återinvestering i A sker, så att livslängden blir $25+25=50$ år. I Excelprogrammet åstadkommer användaren detta genom att själv fylla i återinvesteringens värden för åren 26–50. Många mer komplicerade fall är tänkbara. Om livslängden för A istället är 40 år är en möjlighet att göra återinvesteringar i både A och B för en livslängd som gör att den totala livslängden för A respektive B sammanfaller. För detta exempel blir denna livslängd 200 år, dvs. att återinvesteringar sker för A så att $5 \times 40 = 200$ år och för B så att $4 \times 50 = 200$ år. Denna livslängd måste dock i så fall hanteras utanför Excelprogrammet, eftersom den maximala livslängd som kan hanteras av programmet är 150 år. En positiv diskonteringsränta som inte är väldigt nära noll betyder dock i praktiken att

inflytandet av värden som infaller över 100 år framåt i tiden blir liten. Detta innebär att felet i jämförelsen mellan A och B troligen blir mycket litet om A:s livslängd istället antas vara $3 \times 40 = 120$ år och B:s livslängd antas vara $3 \times 50 = 150$ år. Ett annat alternativ är att anta en oändlig tidshorisont och tillämpa ekvation 4.2 i Johansson och Kriström (2016), vilken dock förutsätter en konstant diskonteringsränta. Ytterligare ett alternativ för att skapa jämförbarhet kan vara, om användaren anser detta vara rimligt och inte leda till felaktiga slutsatser, att avrunda både A:s och B:s livslängd till 45 år.

Som nämndes i hjälptexten om Steg 3 finns dock även ett *specialfall* med en exogen given tidshorisont som kan skilja sig från projektalternativens livslängd, till exempel om åtgärden är tänkt att nå ett visst resultat eller mål till ett bestämt årtal enligt EU:s vattendirektiv eller liknande. Antag igen exemplet att A har livslängden 25 år och B har 50 år, men av något skäl sätts tidshorisonten exogen till 40 år. För jämförbarhetens skull blir det återigen aktuellt med en återinvestering för alternativ A, så att båda får livslängden 50 år. En utvärdering som begränsar sig till 40 år kan dock leda till felaktiga resultat, om det till exempel är så att stora nyttor för alternativ B infaller under åren 41-50. Det kan även visa sig att ett alternativ med lägre nettonuvärde totalt sett ger högre nytta på kort tid, vilket kan vara relevant information i en situation med ett visst målar. I det här specialfallet räknar därför Excelprogrammet ut ett nettonuvärde för åren 1-50, och specificerar vidare i resultatrapporten hur stor del av nettonuvärdet som är ett skrotvärde för åren 41-50. På så sätt ger resultaten både information om vad som händer under den exogen givna tidshorisonten och under projektalternativens totala livslängd. Observera att även om tidshorisonten exogen har satts till 40 år finns ett behov av att ha ett referensalternativ att relatera nyttor och kostnader till även för åren 41-50. Detta illustrerar en potentiell inkonsekvens med detta specialfall.

Dönjestudien. I detta fall gjordes en betalningsviljestudie där scenariot var definierat så att kommuninvånarna skulle köpa tillbaka nyttjanderätten till vattnet av kraftbolaget genom årsvisa inbetalningar under fem år. Detta leder till att kraftbolaget kommer ha ett produktionsbortfall så länge verket finns kvar, vilket det antogs göra i minst 150 år framöver med hjälp av underhåll och renovering. Betalningsviljan för nyttorna inkluderar även det framtida värdet av vattnets ekosystemtjänster. Skadan som följde av miljöpåverkan från ersättande elproduktion med kolkraft värderades under 20 år. Efter denna tid antogs hårdare utsläppskrav gälla. Projektets livslängd var alltså satt till 150 år och olika effekter värderades under den tid de existerade.

Referenser

Se Kriström och Bonta Bergman (2014) för olika typfall och hur de bestämt tidshorisont.

Kriström, B., Bonta Bergman, M., red., 2014. Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.

Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Steg 5: Allmän text om steg 5 (identifiera projektets konsekvenser)

Detta steg handlar om att identifiera projektets konsekvenser för människor, exempelvis i form av projektets påverkan på tillgången till ekosystemtjänster. Identifieringen av konsekvenser görs i förhållande till referensalternativets konsekvenser. Det är viktigt att ställa sig frågan vilka människors välbefinnande som påverkas av projektet och sedan göra en avgränsning av analysen utifrån svaret på den frågan. Om de enda människor som påverkas av projektet av någon anledning är begränsade till invånarna i ett visst område, t.ex. en kommun, kan CBA:n avgränsas till att gälla hur projektet påverkar invånarnas välbefinnande i just denna kommun. I praktiken är det vanligt att en CBA avgränsas till att gälla påverkan på människor i Sverige. Det bör dock påpekas i analysen om denna avgränsning kan förväntas vara snäv på så sätt att betydande konsekvenser kan uppstå på andra håll.

Identifieringen av konsekvenser utförs av den expertis som krävs för att analysera olika typer av konsekvenser. Exempelvis krävs ekologisk expertis för att identifiera konsekvenser som gäller tillgången på ekosystemtjänster, kulturmiljöexpertis behövs för att identifiera påverkan på kulturmiljö osv.

Steg 5.1: Förklaring av bruttolistan med konsekvensposter

Användaren gör i Excelprogrammet en inledande bruttoidentifiering av projektets konsekvenser. I den bruttolista med möjliga konsekvensposter som finns i Excelprogrammet markeras om projektalternativet medför en liten nytta, stor nytta, liten kostnad, stor kostnad eller ingen påverkan. Om en konsekvenspost kan anses vara stor eller liten skiljer från fall till fall beroende på åtgärd och platsspecifika förutsättningar, men även på storleken på övriga konsekvenser av åtgärden. En dammutrivning har t.ex. större påverkan på kraftproduktionen än en fiskväg (givet två liknande kraftverk), men kostnaden av kraftproduktionsförlusten är antagligen en stor kostnad av åtgärden jämfört med andra kostnader även i fallet med fisktrappan. En åtgärd som förändrar vattenföringen i en älv innebär större konsekvenser om många bor vid och nyttjar älven än om få nyttjar den (allt annat lika) osv. Detta är endast till för att hjälpa användaren att fundera över vilka effekter som uppstår och hur dessa förhåller sig till varandra. För de konsekvensposter som inte kan monetariserats redovisas denna angivna storlek sedan i resultatrapporten. För de monetariserade anges ett nettonuvärde, som sedan kan jämföras storleksmässigt med andra konsekvenser. Storleksangivelsen kan för övrigt användas som ett redskap för att prioritera mellan vilka konsekvenser som är viktigast att värdera om något skulle förhindra användaren att göra en fullständig analys.

Denna bruttolista visar de typer av konsekvenser som troligen är de vanligaste till följd av miljöåtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag, såsom påverkan på ekosystemtjänster, förändrad resursåtgång och kostnader samt förändring i övriga externa effekter t.ex. utsläpp av luftföroreningar. Detta steg är till för att fånga in den fulla bredden av projektets konsekvenser, och användaren behöver i detta skede inte tänka på om vissa konsekvenser egentligen uppstår endast som en följd

av andra konsekvenser, därav benämningen "bruttoidentifiering". Dessa eventuella samband mellan olika konsekvenser hanterar användaren i steg 6.

Ekosystemtjänsterna är indelade enligt Naturvårdsverkets klassificeringssystem (2012) i försörjande, kulturella, reglerande och stödjande ekosystemtjänster. Indelningen är i grunden baserad på Millennium Ecosystem Assessment (MEA) och är vidare en anpassning av Europeiska miljöbyråns ansats om att skapa ett gemensamt klassificeringssystem för ekosystemtjänster, CICES (Common International Classification of Ecosystem Services). De olika kategorierna beskrivs på följande sätt:

- Försörjande (producerande) ekosystemtjänster är de varor som produceras, t.ex. mat, vatten, trä och fiber.
- Kulturella ekosystemtjänster innefattar skönhet, inspiration, rekreation och andliga värden som bidrar till vårt välbefinnande.
- Reglerande ekosystemtjänster är nyttan människor har av ekosystemfunktioner som påverkar miljöfaktorer som t.ex. klimat, översvämningar, avfallsnedbrytning och kontroll av sjukdomar samt pollinering av grödor.
- Stödjande ekosystemtjänster är grundläggande funktioner i ekosystemen som är en förutsättning för alla de andra ekosystemtjänsterna, bl.a. jordmånsbildning, fotosyntes och biokemiska kretslopp.

De stödjande ekosystemtjänsterna har i vissa klassificeringssystem (bl.a. CICES) uteslutits med motiveringen att de ekosystemtjänster som tagits med endast avser de varor eller tjänster som är till direkt nytta för människor. De stödjande tjänsterna behandlas istället som underliggande strukturer, processer och funktioner som karaktäriserar ekosystem. I de flesta kategoriseringar benämns inte heller biologisk mångfald som en ekosystemtjänst. Anledningen till det är att biologisk mångfald i sig ses som en förutsättning för andra ekosystemtjänster. Väljer användaren att ändå inkludera biologisk mångfald i listan med konsekvensposter bör det motiveras.

I tabellen är det även möjligt för användaren att lägga till egna övriga konsekvensposter.

Dönjestudien. De effekter i form av nyttor som beskrevs i betalningsviljestudien var ett gynnat ekosystem för fisk, insekter, snäckor mm, mer fångstbar fisk samt en vackrare landskapsbild och ljudet av rinnande vatten. På kostnadssidan är effekterna minskad intäkt från elproduktion och skador på miljö och hälsa från utsläpp av den elproduktion som skulle ersätta vattenkraftproducerad el.

Referenser

Naturvårdsverket, 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12.

Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.

Steg 5.2: Fördelningsanalys – och möjligheter till fördjupad aktörsanalys

I en CBA rekommenderar vi att det ingår en identifiering av de (grupper av) individer och organisationer som berörs ("aktörer") av projektet, och en analys av hur de berörs. Olika projekter alternativ kan påverka olika aktörer positivt och/eller negativt; vem får egentligen bära projektets kostnader (även miljökostnader), och vem får ta del av nyttorna av projektet? Detta ger grunden till en *fördelningsanalys*, dvs. en analys som visar hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika aktörer. I Excelprogrammet finns nedanstående fasta lista på olika aktörer att välja mellan, men det är också möjligt att definiera egna grupper:

- Kraftbolag
- Lokalt näringsliv
- Övrigt näringsliv
- Markägare
- Närboende
- Fritidsfiskare
- Turister
- Allmänheten
- Fiskevårdsområdet
- Ideella organisationer
- Kommunen
- Staten

En högre ambitionsnivå är att göra en bredare *aktörsanalys*, se t.ex. Crosby (1992), Reed et al. (2009). Den ingår dock inte som en del av Excelprogrammet, utan måste i så fall göras separat. I en aktörsanalys undersöks även hur olika aktörer påverkar miljötillståndet och projektet, samt vilket intresse och inflytande de har i frågan. Denna information kan leda till att större hänsyn tas till exempelvis utsatta grupper med litet inflytande, eller att projekter alternativ som har stor acceptans prioriteras och därför kan implementeras mer effektivt. Det är nämligen inte omöjligt att projekter alternativ som i princip ser attraktiva ut att genomföra på grund av samhällsekonomisk lönsamhet i praktiken kan vara svår genomförbara till följd av omfattande motstånd från olika aktörer. Aktörsanalysen kan därför ge kompletterande viktig information. Det finns därför goda skäl att göra en ordentlig analys och genomgång av potentiella berörda aktörer. Eftersom aktörsanalysen även handlar om intresse och inflytande kan den relevanta listan på aktörer i aktörsanalysen skilja sig från den lista som används för fördelningsanalysen i Excelprogrammet.

Aktörsanalysen kan genomföras stegvis enligt följande:

- a. Kartlägga vilka aktörer som påverkar/påverkas av projektet.
- b. Kartlägga de olika aktörernas påverkan på/av miljötillståndet och potentiell kostnad/nytta till följd av projektet.
- c. Undersöka aktörernas intresse i ämnet och inflytande i frågan. Empiriskt kan detta exempelvis göras genom gruppintervjuer (fokusgrupper) eller enkäter.

- d. Utifrån steg a-c dra slutsatser om hur olika förslag påverkar olika grupper i samhället.

En fullständig aktörsanalys består av samtliga steg a-d, men i vissa fall kan det vara tillräckligt att som ett minimum göra kartläggningen i steg a, dvs. kartlägga vilka aktörer som kan tänkas påverka eller påverkas av projektet. Analysen kan utgå från ett antal förvalda kategorier såsom i kolumnerna längst till vänster i tabell 2 nedan. Ovanstående lista på aktörer ger också kategorier som är potentiellt relevanta att ingå i aktörsanalysen.

Tabell 2. Exempel på aktörer att beakta i en aktörsanalys.

Typ av aktör	Påverkan (på/av miljö- tillståndet i nuläget)	Potentiell Nytta/kostn (+/-) av projektet	Intresse (i frågor berörande miljö/kraft)	Inflytande (i frågor berörande miljö/kraft)
Myndigheter	Nationella Regionala Kommunala			
Näringsliv	Kraftbolag Besöksnäring			
Utbildning	Universitet			
Ideella organisationer	Nationella Lokala			
Markägare				
Allmänhet				

Vid behov kan analysen även ge en kort indikation om huruvida en specifik aktör påverkar eller påverkas av ekosystemet i fråga. Det kan också vara en indikation på vilken potentiell kostnad eller nytta som det föreslagna projektet innebär för den specifika aktören. Här kan det räcka med att man indikerar med + för "projektet kommer potentiellt innebära en nytta för aktören" eller – för "projektet kommer potentiellt innebära en kostnad för aktören". För att få lite mer information kan en skala i fem steg användas (t.ex. --, -, 0, +, ++), tillsammans med en indikation om hur varje steg i skalan bör tolkas.

Så här långt har analysen indikerat vilka aktörer som potentiellt berörs, hur de påverkar eller påverkas av miljötillståndet, samt hur de potentiellt skulle påverkas av det föreslagna projektet. Om en fullständig aktörsanalys ska genomföras bör analysen även belysa intresse och inflytande. Genom dessa parametrar kan analysen visa på aspekter som fördelningsanalysen inte visar. En viktig fråga att ställa sig är om det finns aktörer som är över-/underrepresenterade i projektet. Givet att det anses önskvärt med en strävan efter jämlikhet med avseende på etnicitet, genus, tillgänglighet, generationer etc., kan det till exempel vara av intresse att studera om det är grupper med litet inflytande som skulle påverkas mycket av projektet.

Dönjestudien. I studien finns information som gav grunden för en fördelningsanalys. Kommuninvånarna står för kostnaden att köpa tillbaka

nyttjanderättigheterna till vattnet och kommer till största delen vara de som har användarvärden. Kraftbolaget har kostnader i form av produktionsbortfall men blir kompenserade genom betalningen från kommuninvånarna. Den svenska befolkningen som helhet påverkas av t.ex. utsläpp från ersättande energiproduktion i form av skadekostnader. Ett viktigt antagande var att elkonsumtionen var oförändrad och att statens skatteintäkter därmed inte påverkas. Inte heller priset på elmarknaden, kraftbolagets reglerkraftförmåga eller arbetsmarknaden antas förändras till följd av åtgärden. Saker som också diskuterades i studien men som inte värderades monetärt var närboendes och besökares värde av ett jämnare vattenflöde nedströms eller övriga befolkningens icke-användarvärden.

Referenser

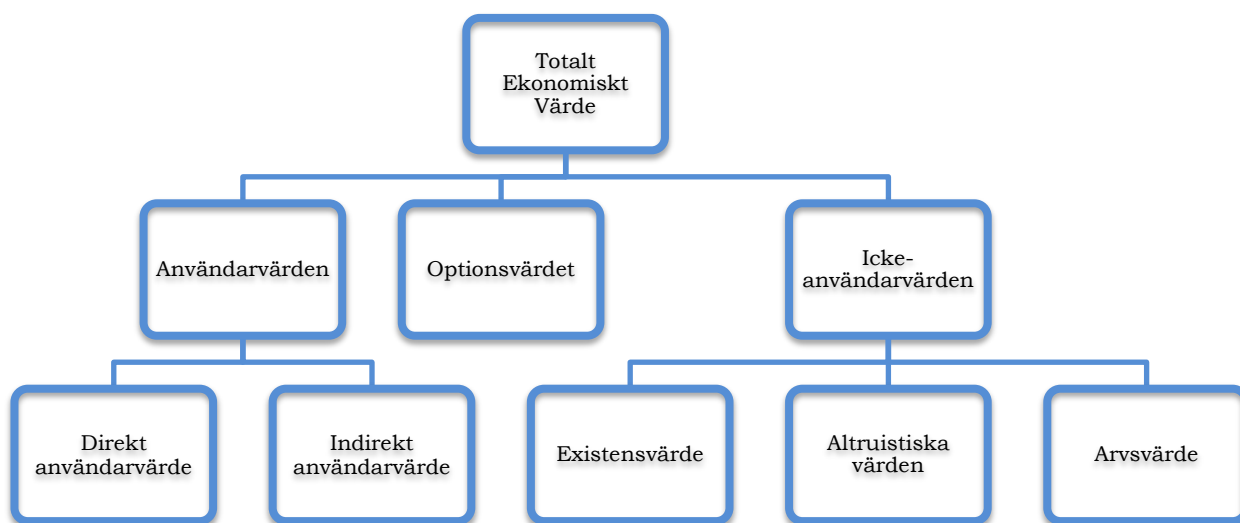
- Crosby, B., 1992. Stakeholder analysis: a vital tool for strategic managers. USAID's Implementing Policy Change Project.
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., ..., Stringer, L. C., 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1933-1949.

Steg 6. Allmän text om steg 6 (sammanställ projektets konsekvenser)

Med hjälp av värdeskapandekedjan, se nästa avsnitt för detaljer, identifierar användaren vilka av konsekvenserna från bruttolistan som kan anses ha en direkt påverkan på människors välbefinnande. Endast dessa går sedan vidare för en värdering i steg 7. Det inkluderar också att identifiera vilka aktörer som berörs av konsekvenserna (observera att det kan vara fler än en aktör som berörs av samma konsekvens).

Steg 6.1: Ekosystemtjänsters värde och värdeskapandekedjan – att skilja indirekt påverkan från direkt påverkan på människans välbefinnande

Ekosystemtjänsters totala ekonomiska värde (TEV) består av dels användarvärden och dels icke-användarvärden. Med icke-användarvärden menas att människan även har nytta av ekosystemtjänster som de inte själva utnyttjar genom att de sätter ett värde på vetskapen om att de är bevarade eller att andra har tillgång till dem. Både användarvärden och icke-användarvärden delas in i ett antal undergrupper, se figur 6 nedan.



Figur 6. Totalt ekonomiskt värde av ekosystemtjänster indelat i typer av värden

Inom beskrivningen av TEV delas ekosystemtjänster in baserat på vilket sätt människan använder varorna som ekosystemen bidrar till att generera.

Underkategorierna till TEV beskrivs av Naturvårdsverket (2012) som följer;

Direkta användarvärden är den direkta användningen av ekosystemtjänsten och innefattar såväl försörjande tjänster som kulturella tjänster t.ex. virke och rekreation. *Indirekta användarvärden* är värden som främst kommer från reglerande ekosystemtjänster som indirekt ger stöd och skyddar. Det kan t.ex. vara vattenreglering och borttagande av näringsämnen. *Optionsvärden* är det värde individerna tillskriver möjligheten till framtida konsumtion av

en ekosystemtjänst, utöver (diskonterade) framtida användarvärden, t.ex. värdet av möjligheten att kunna utöva rekreation i en viss park senare.

Icke-användarvärdena kan indelas i *altruistiska värden* (vetskapen om att andra kan nyttja tjänsten), *existensvärden* (vad man är villig att betala för att något ska finnas utöver vad det är värt för ens egen konsumtion, t.ex. ett avläggset korallrev som man aldrig kommer att besöka) och *arvsvärden* (värdet av vetskapen om att framtida generationer kan nyttja ekosystemtjänsten).

En given ekosystemtjänst har alltså både ett användar- och ett icke-användarvärde. Det är oftast enklast att uppskatta direkta användarvärden. Att helt negligera indirekta användarvärden eller icke-användarvärden kan dock innebära att man kraftigt underskattar det samhällsekonomiska värdet av ekosystemtjänster. Risken är särskilt stor att man underskattar värdet av s.k. "kollektiva varor", dvs. varor eller tjänster som många kan använda samtidigt utan att de minskar i värde. Kollektiva varor omfattar alla icke-användarvärden, men även vissa användarvärden, såsom ekosystemens luftrening.

Ekosystemtjänster ska värderas utifrån deras "slutnytta" för människan (Naturvårdsverket, 2015). Det innebär att eventuella samspel mellan olika ekosystemtjänster behöver konkretiseras till en indelning i ekosystemtjänster med direkt och indirekt påverkan på människans välbefinnande i en given situation, där de med indirekt påverkan inte värderas utom genom deras bidrag till de med direkt påverkan. Det finns annars risk för dubbelräkning, ungefär som den dubbelräkning som sker om värdet av en limpa skulle beräknas som värdet av limpan plus värdet av insatsvarorna, alltså värdet av mjölet plus värdet av vetet och så vidare. Värdet av insatsvarorna är inkluderat i limpans värde.

Ett verktyg som kan användas för att reda ut samspelet är en värdeskapandekedja från ekosystemtjänster med indirekt påverkan till tjänster med direkt påverkan, vilka leder till nytta och som sedan kan värderas. Längs kedjan kan det också förekomma direkt påverkan genom ett antal icke-användarvärden som innebär nytta för människor, oavsett i vilket steg de uppstår, och som ska värderas. Ibland kan det dock vara svårt att placera in olika komponenter under dess rätta etikett. Ekosystemtjänster kan ge direkt påverkan på människors välbefinnande ur vissa synpunkter och indirekt ur andra. God vattenkvalitet kan ge direkt påverkan genom möjliggörandet av dricksvattenuttag, men också ha indirekt påverkan genom dess tillhandahållande av fisk, vilket i sin tur möjliggör fiske som genererar värde. Det viktigaste är att ställa sig frågan: Vad är det som leder till vad som sedan genererar nytta för oss, och som slutligen kan värderas? Ibland kan det vara användbart att utgå från slutet av kedjan, alltså vad slutnyttan är, och arbeta sig bakåt. Till exempel ställa sig frågan: vilka ekosystemtjänster är förutsättningar för fisk som livsmedel och därmed för yrkesfisket? I andra fall är det mer naturligt att utgå från början av kedjan, t.ex. ställa sig frågan hur ett projekt påverkar olika ekosystemtjänster och hur det i sin tur påverkar oss människor.

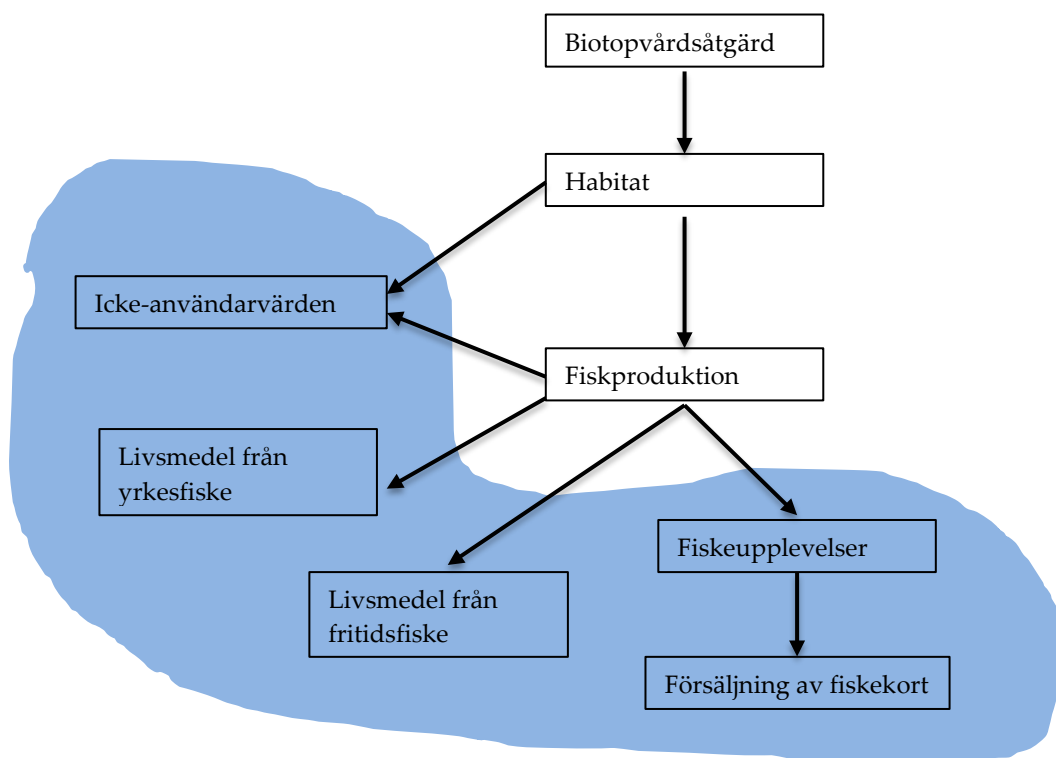
Figur 7 visar ett skissartat sätt att skilja ekosystemtjänster med indirekt påverkan från tjänster med direkt påverkan på människans välbefinnande utifrån vad ett

projekt kan få för konsekvenser, i det här fallet en biotopvårdsåtgärd i eller vid ett vattendrag. Figuren indikerar följande:

- Åtgärden förbättrar fiskhabitat i vattendraget.
- Detta har dock ingen direkt påverkan på människors välbefinnande annat än genom eventuella icke-användarvärden, dvs. existensvärde, altruistiskt värde och/eller arvsvärde, kopplade till habitatet.
- Förbättringen av habitatet leder i sin tur till effekten att habitatets produktion av en eller flera fiskarter ökar. Människor kan ha ett icke-användarvärde kopplat till förekomsten av dessa fiskarter. Detta utgör i så fall en direkt påverkan på människors välbefinnande.
- Den ökade produktionen av fisk ger vidare ytterligare effekter med direkt påverkan på människors välbefinnande. Den gynnar fiskkonsumtion genom yrkesfiskares och fritidsfiskares uttag och medför fiskeupplevelser. Att fiskeupplevelserna gynnas ökar i sin tur efterfrågan på fiskekort, vilket kan gynna besöksnäringen i trakten.

På det här sättet har vi identifierat en rad slutnyttor som är relevanta för värdering. Dessa slutnyttor finns inom det blåa fältet. Habitat och fiskproduktion är däremot ekosystemtjänster som i detta fall ger indirekt påverkan, och som behövs som input för att slutnyttorna ska bli verklighet.

För att värderingen ska kunna göras krävs ekologisk kunskap som kan säga något om hur biotopvårdsåtgärden faktiskt påverkar habitatet och hur detta resulterar i en förändrad fiskproduktion och andra miljöförändringar, jfr avsnitt 6.2 om *Kvantifiering av ekologiska effekter*. En avancerad tillämpning bör även ta hänsyn till att vad som händer med yrkesfisket, husbehovsfisket, fiskeupplevelserna och besöksnäringen i sin tur kan få återverkningar på habitatet och fiskproduktionen.



Figur 7. Exemplifiering av slutnyttor av en biotopvårdsåtgärd inom det blåa fältet.

Besöksnäring

Om turistnäringen gynnas av att ett område får bättre miljö uppstår både direkta effekter och så kallade spridningseffekter. Vinster av en ökad försäljning av fiskekort kan normalt anses vara en direkt effekt av en åtgärd som ökar fiskmängden. Andra eventuella vinstökningar från t.ex. försäljning av fiskeutrustning och hotellnätter räknas därmed normalt som spridningseffekter. Detta förklaras av att turistnäringen i ett annat område normalt missgynnas i motsvarande grad jämfört med referensalternativet, så att nettoeffekten blir noll. De turister som dras till området med förbättrad miljö skulle annars sannolikt ha besökt något annat område (eller gjort av med motsvarande mängd pengar på något annat). Vinsteffekter av förändrad turism kommer därför i regel att uppstå på flera ställen, dels det område som direkt berörs av åtgärden och där vinster ökar som följd av miljöförbättringen, dels de områden som nu får färre turister än i referensalternativet och där vinsterna inom turistnäringen därför kommer att minska. Motsvarande kan gälla beträffande sysselsättningseffekter. För svenska turister kan dessa effekter normalt förväntas att vara ungefär lika stora, så att det ekonomiska nettoutfallet som helhet blir noll eller försumbart liten. Positiva eller negativa nettoeffekter av förändrad turism för en CBA som avgränsas till Sverige kommer normalt bara att uppstå om utländska invånares turism i Sverige, eller svenskar som annars skulle ha semesterat utomlands, påverkas. Liknande resonemang gäller för de flesta andra typer av spridningseffekter, och det är därför i normalfallet som sagt tillräckligt att studera de direkta effekterna.

Rekreation

Rekreation kring uppdämda vatten är speciellt på det sättet att vissa typer av rekreation gynnas av fritt strömmande vatten medan andra gynnas av ett mer sjöliknande vatten. Vid åtgärder som påverkar vattenflödet, och framför allt vid dammutrivning, är det därför viktigt att studera den aktuella platsen i detalj, eftersom det inte går att göra några generella antaganden om vilka nyttor eller kostnader som uppstår på grund av ändrade rekreativsmöjligheter. Om det uppstår övervägande nyttor eller kostnader beror helt enkelt på vad vattenförekomsten används till i nuläget. Om det är många som bor längs med vattenmagasinet och har badbryggor och båtar uppstår det större kostnader vid en dammutrivning än om det inte bor någon vid magasinet eller om ingen använder vattnet för båtupplevelser och liknande. En annan fördel med uppdämt vatten som brukar lyftas fram är att vattnet ger en uppskattad spegelbild. Rekreativnyttor som kan uppstå vid en dammutrivning, förutom fiske, är normalt forspaddling, vackrare landskapsbild av fyllda torrfårar och naturupplevelser som fågelskådning tack vare ett gynnat ekosystem. Studier har visat att folk i allmänhet också hellre bedriver rekreation såsom vandring och cykling längs med fritt strömmande vatten än vid uppdämt vatten (Loomis, 2002; Getzner, 2014).

Om dammar har övervägande positiv inverkan på rekreation eller inte har länge debatterats och utgångspunkten är olika mellan studier, en mer genomgående diskussion finns i Getzner (2014). Rekommendationen är att detta bör studeras för varje åtgärdsalternativ specifikt och inte hanteras generellt, åtminstone i de fall påverkan på rekreation bedöms viktigt i sammanhanget. För att visa på denna problematik föreslås vidare att rekreation tas upp både som en nytta och som en kostnad vid bruttoidentifieringen i steg 5.

Referenser

- Getzner, M., 2014. Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 141, no. 2.
- Loomis, J., 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research*, vol. 38, no. 6.
- Naturvårdsverket, 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.

Steg 6.2: Kvantifiering av ekologiska effekter

Detta avsnitt beskriver vilka möjligheter som finns att kvantifiera de ekologiska effekterna av åtgärder. En sådan kvantifiering ger ett viktigt underlag för att identifiera vilka konsekvenser de ekologiska effekterna får för människor/samhället. Kvantifieringen görs med de modeller som beskrivs under nästa rubrik. Modellerna förutsätter ekologisk kunskap om de organismgrupper som berörs av åtgärderna. I de flesta fall behövs omfattande mätningar av förhållandena i fält för att kunna parametrisera modellerna, dvs. tilldela konstanterna numeriska värden i modellerna. Även de allra enklaste modellerna behöver parametriseras för det område och de arter som berörs av åtgärden. Det saknas i dagsläget tillämpning av modellerna i många olika områden för att kunna dra några slutsatser om huruvida generaliseringar av parametervärden är möjliga för likartade objekt. För de enklare modellerna går det dock att inkludera osäkerhet i parametervärdena vilket minskar behovet av en noggrann parameterisering. De förenklade modeller som beskrivs i detta avsnitt har nyligen börjat användas inom vattenförvaltningen. På sikt kan det därför bli möjligt att extrapolera resultat av modellberäknade effekter av åtgärder för specifika arter i likartade miljöer. De modeller som åsyftas är modellen för beräkning av passageförluster för fisk som passerar kraftverk och den förenklade populationsmodellen. Populationsmodellen är ett enkelt verktyg för att utvärdera effekterna av nya eller modifierade fiskvägar på vandrande fiskbestånd. Övriga modeller som beskrivs är detaljrika och därmed områdesspecifika med liten möjlighet till generalisering till andra områden. De detaljrika modellerna är tids- och kostnadskrävande att parametrisera, utöver att det behövs vetenskaplig kompetens för att använda dem. Ett exempel på en detaljrik kartering för att beräkna effekten av olika flödesförhållanden på strömlevande harr är den undersökning som gjordes i Klumpströmmen i Dönje, se fallstudien nedan.

Generellt kan man säga att valet av ekologisk modell för att ha som underlag i en CBA borde vara direkt korrelerat till omfattningen av projektet. En CBA som handlar om en omfattande och mycket kostsam åtgärd motiverar vanligen också en grundlig förundersökning med hjälp av mer detaljrika ekologiska modeller. Även för en mer omfattande CBA kan det dock vara relevant att börja med en enklare ekologisk modell för att få ett snabbt svar på vilken miljöeffekt man kan förvänta sig. Om de enkla modellerna inte resulterar i några betydande miljöförbättringar kommer sannolikt inte de mer detaljerade modellerna heller att visa några större positiva effekter.

Kvantifiering av ekologiska effekter av miljöåtgärder i reglerade vattendrag

Utbyggnad av vattenkraft har i huvudsak påverkat strömvattenekosystemen på tre olika sätt; morfologiskt tillstånd (förlust av strömhabitat), försämrad konnektivitet och förändrad hydrologi (vattenföring). För att nyttja fallhöjden för kraftproduktion har strömsträckor dämts över. Tillkomst av dammar i anslutning till kraftverken har försämrat eller helt omintetgjort konnektiviteten för fauna, flora och botten substrat. Vattenföringen har ändrats i de vattendrag där det finns lagringskapacitet i magasinet för att i större utsträckning kunna nyttja vattnet när energibehovet är som störst, dvs. dagtid under vardagar samt under den kalla årstiden. Ytterligare en aspekt som påverkar vattenföringen är prisbilden på

elkraft, vilken de senaste 20 åren lett till ökad variation i flödena med betydligt kortare periodicitet än mellan dag och natt.

Åtgärder för att minska de negativa effekterna på miljön går i de flesta fall att göra med justeringar i befintliga anläggningar. En del av de negativa effekterna är dock irreversibla. En sådan effekt är utarmningen av vissa storleksfraktioner av bottensubstrat. En annan är när fiskbestånd med lokala anpassningar slagits ut. I de fall tilltänkta åtgärder förväntas ge positiv effekt på miljön vore det önskvärt med en kvantifiering av miljöeffekten innan åtgärden genomförs för att kunna jämföra olika alternativa åtgärder. Ett sätt att kvantifiera effekterna är att använda modeller. Dessvärre råder det brist på enkla och generella modeller för att kunna kvantifiera alla tänkbara åtgärder. I de flesta fall när man försökt kvantifiera effekterna av tilltänkta åtgärder har man anpassat modellerna för den specifika frågeställningen, vilket inkluderar de förhållanden som råder på just den plats där åtgärderna var tänkta att utföras. För att kunna tillämpa sådana specifika, ofta detaljrika, modeller på ett annat vattendrag eller vid ett annat vattenkraftverk behövs vanligen omfattande mätningar för att få tillräckligt med underlagsdata. Dessa modeller lämpar sig därför bäst för utvärdering av åtgärder på platser som prioriterats högt med hjälp av enklare prioriteringsmetoder.

Ingen av modellerna eller metoderna hanterar osäkerhet i resultaten på något enkelt sätt. Även om det går att introducera osäkerhet i simuleringsmodeller är det enklare att göra känslighetsanalyser genom att variera modellparametrarna inom rimliga gränser.

En översikt av de vanligaste modellerna och metoderna ges i tabell 3 där det även framgår vilka kvalitetsfaktorer som berörs av respektive modell/metod. De kan användas för att i förväg kunna beräkna de förväntade effekterna av tilltänkta åtgärder som rör morfologiskt tillstånd, konnektivitet och hydrologisk regim. För att förstå vad som behöver åtgärdas behöver fokus ligga på de organismgrupper, dvs. kvalitetsfaktorerna fisk, bottenfauna och växter, som inte uppnår god status. De övriga kvalitetsfaktorerna finns med i vattendirektivet för att de bedömts hålla information om de akvatiska habitatens egenskaper som behövs för att de biologiska kvalitetsfaktorerna, och övriga organismgrupper som inte utgör en egen kvalitetsfaktor, skall kunna uppnå god status. Om åtgärder i ett område handlar om att förbättra möjligheterna för strömlevande fisk är det framförallt morfologiskt tillstånd och konnektivitet som kan behöva åtgärdas, förutsatt att vattenflödet är tillräckligt. Vilket modellverktyg som lämpar sig bäst för ett specifikt objekt beror på hur noga man vill kunna förutsäga åtgärdseffekten, där mer detaljrika modeller förväntas ge ett tillförlitligare svar. För bottenfauna är konnektiviteten av mindre betydelse eftersom de flesta arter har terrestra vuxenstadier, medan hydrologin torde vara av större betydelse. För växter har hydrologi och morfologiskt tillstånd stor betydelse och även konnektivitet, men då i form av avstannad nedströmsdrift av t.ex. frön i stora dammar där det tidigare varit snabbare genomströmning.

Tabell 3. Modeller och metoder som beskrivs kortfattat i detta avsnitt och vilka kvalitetsfaktorer respektive modell hanterar direkt, X, eller indirekt (X). Pilarna visar vilka modeller eller metoder som kan användas för att parametrarisera populationsmodellen.

Modell/metod	Mål	Berörd kvalitetsfaktor (statusklassning)					
		Konnektivitet	Hydrologi	Morfologiskt tillstånd	Fisk	Bottenfauna	Växter
HEC-RAS, MIKE11	Fastställa möjligt e-flow		X	X	(X)	(X)	(X)
IHA	Fastställa avvikelse från naturligt flöde		X	X	(X)	(X)	(X)
MesoHABSIM, PHABSIM	Fastställa förekomst av lämpliga habitat			X	(X)	(X)	(X)
Biotopkartering, elfiske	Fastställa förekomst av lämpliga habitat, fisk	X	X	X	X	(X)	(X)
Populationsmodell (Kiström et al. 2010)	Beräkna effekt av fiskväg på fiskbestånd	X			X		
Nätverksmodell	Prioritera konnektivitetsåtgärder	X		X	(X)		
Metod för prioritering av objekt med tilltänkta fiskpassager	Prioritera konnektivitetsåtgärder	X		X	(X)		

Hydrologisk regim

e-Flows är den term som brukar användas för "ekologiska flöden", vilket innebär att flöden anpassas för att ge tillräcklig kvalitet, kvantitet och synkronisering med viktiga händelser i organismernas livscyklar för att upprätthålla fungerande rinnandevatten-ekosystem. Genom att efterlikna de grova dragen i det naturliga flödet, om än en förenkling, förväntas de basala komponenterna och funktionerna i ekosystemet kunna vidmakthållas. Möjligheten är dock liten att kunna kvantifiera de ekologiska effekterna i förväg för olika e-Flow scenarier. Förutsägelserna blir snarare kvalitativa, utom vad gäller effekten på bottensubstrat i vattendraget såväl som i vattendragets närhet (strandzon och översvämningsområden). Det finns ett antal modeller för att göra sådana förutsägelser (t ex HEC-ResSim, HEC-RAS, och HEC-EFM). MIKE HYDRO och MesoHABSIM samt delvis även PHABSIM hör till denna grupp av modeller.

IHA (Indicators of Hydrological Alterations) är en programvara för att utvärdera den hydrologiska regimens avvikelse från det normala och tillhandahålls av Conservation Gateway². Programmet beräknar 67 ekologiskt relevanta egenskaper

² <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-Download.aspx>

från en tidsserie med dagliga flödesdata. För att resultaten från ett enskilt reglerat vattendrag skall kunna tolkas på ett rättvisande sätt behövs referensdata för att jämföra resultaten mot. Ett referensdataset med resultat från reglerade respektive oreglerade vattendrag i norra respektive södra Sverige finns presenterat som Appendix i Krström et al. (2010). För varje parameter finns osäkerhetsmått presenterade, motsvarande 95 % av variationen. Med hjälp av dessa referensdata går det att räkna fram i hur hög grad och för vilka parametrar flödesregimen i ett reglerat vattendrag skiljer sig från oreglerade vattendrag i samma region.

Morfologiskt tillstånd (inkl. habitat)

Det finns ett flertal simuleringsmodeller som kan användas till att kvantifiera den spatiotemporala förekomsten av habitat av olika slag. Dessa modeller kan inte användas till att kvantifiera de ekologiska effekterna i termer av mängden organismer (arter eller individer), utan snarare förutsättningen för att olika arter skall kunna finnas. Däremot kan dessa modeller ge värdefulla indata till populationsmodeller, t.ex. i form av arealer med lämpliga habitat.

PHABSIM - De två grundläggande komponenterna i PHABSIM är den hydrauliska miljön och livsmiljön för den art som utvärderas. Vid simuleringar behövs vattendragets topografi och hydrauliska förhållanden, samt miljökrav för arten ifråga. Resultatet från modellen ger ett mått på den "tillgängliga" arean för arten i det vattendragsavsnitt som utvärderas. För mer information om programvaran, se <http://www.millereco.com/index.php/phabsim>.

MesoHABSIM, är en uppskalning av PHABSIM för att simulera olika flöden för att få kvantitativa mått på förväntade strömnings- och substrategenskaper på mesoskalan, den skala inom vilket de fysikaliska egenskaperna är likvärdiga – inom habitat men även på en större skala. Modellen kan användas vid planering av restaurering på avrinningsområdesnivå (Parasiewicz, 2007). För mer utförlig beskrivning av programvaran se <http://www.mesohabsim.org/>.

MIKE 11 och MIKE HYDRO – är en programvara som utvecklats av DHI (Danmarks Hydrologiska Institut) för att simulera flöden, vattennivåer, vattenkvalitet och sedimenttransport i rinnande vattendrag. MIKE 11 är visserligen en 1-dimensionell modell, men med tillhörande insticksprogram går det att ta fram 2D kartor i GIS, för mer information, se <https://www.mikepoweredbydhi.com/mike-2016>. Den senaste versionen av programmet kallas Mike HYDRO.

Fältmetoder - Biotopkarteringsmetoder finns för att klassa kvaliteten av olika habitat, vanligen för specifika fiskarter. Länsstyrelsen i Jönköpings län har tagit fram en metod för karakterisering av habitatens fysikaliska och hydrologiska egenskaper (Länsstyrelsen Jönköpings län, Meddelande 2002:55). Metoden omfattar även klassning av habitatens lämplighet för olika livsstadier av öring. Metoden är i grunden endimensionell men går att tillämpa i 2D under förutsättning att man har flygfoton med i fält för att rita in gränserna för de olika habitattyperna. En förenklad variant går att genomföra direkt i datorn genom att rita in de olika habitat som syns i flygfoton direkt i GIS-miljö. Empiriska metoder är begränsade i sin användning till de rådande förhållandena, med små möjligheter till extrapolering till andra flödesscenarier. I samband med elfiske görs

även en beskrivning av habitaterna och denna beskrivning finns tillgänglig i elfiskregistret. Beskrivningarna gäller endast de områden som elfiskas, inte omkringliggande områden. Även fiskdata säger en del om habitatets lämplighet för de arter som fångats, se "Habitat Suitability Index" nedan. Resultat från elfisket kan användas för att skatta den maximala produktionspotentialen (indata till populationsmodellen som beskrivs i avsnittet om konnektivitet) givet att det finns data från många år. Endast data från åren med de högsta tätheterna är användbart som ett mått på den maximala produktionspotentialen.

Habitat suitability index (HSI) – detta är ingen modell i egentlig bemärkelse utan snarare en kvantifiering av de miljöegenskaper som är optimala för respektive art. Med hjälp av dessa index kan de kvantitativa fysikaliska resultaten för enskilda habitat, från t.ex. MesoHABSIM eller fältkartering, översättas till lämplighet för enskilda arter. Vanligen räknas indexet ut som ett geometriskt medelvärde av olika kvalitetsfaktorer som var och en ges ett värde mellan noll och ett, där värdet ett motsvarar optimal miljö och noll olämplig miljö. Ett förslag till förenkling av indexet och dess användning presenteras i Wakeley (1988).

Konnektivitet

För naturlig spridning och passager för djur, växter, sediment och organiskt material mellan olika delar av ett vattendrag behövs konnektivitet. Ett sätt att kvantifiera konnektiviteten är att kartlägga förekomst av definitiva och grad av partiella hinder. Graden av partiella hinder, t.ex. i form av passageeffektivitet, är dock inte liktydigt med effekten på fauna och flora som är beroende av konnektivitet mellan olika delar av vattendraget för att upprätthålla livskraftiga populationer. Anledningen till detta är att partiella vandringshinder påverkar populationerna som en täthetsberoende faktor, medan populationerna regleras av täthetsberoende faktorer. Ett partiellt vandringshinder, exempelvis för fisk, påverkar individens sannolikhet att nå lekområdet. Denna sannolikhet påverkas inte av hur många individer (täthetsberoende) som ska passera hindret utan snarare hur svårt hindret är att passera. I det exemplet påverkas populationens tillväxthastighet negativt snarare än dess bärförmåga som avgör hur stor populationen kan bli. För att kvantifiera de ekologiska effekterna av konnektiviteten behövs därför populationsmodeller som hanterar täthetsberoendet, som i exemplet påverkas av bärkapaciteten.

Populationsmodell (se tabell 8 i Krström et al., 2010). Denna populationsmodell kan användas till att beräkna förväntad mängd honor vid lek för en fiskpopulation med tydligt vandringsbeteende som befinner sig i jämvikt, dvs när populationen nått den maximala storleken utifrån de förutsättningar som finns. Modellen kan användas till att utvärdera effekten av åtgärder som förbättrar konnektivitet och uppväxtområden för det livsstadium som är utsatt för täthetsberoende dödlighet. För vandringsöring och lax är täthetsberoendet vanligen kopplat till yngelstadiet, de första veckorna eller månaderna efter kläckning. För att använda modellen behövs bland annat uppgifter om maximal yngelproduktionspotential i området samt passageförluster vid passage via kraftverksturbiner, andel som passerar via spillvägar, eller via fiskvägar (Leonardsson 2012). Metoden tenderar därför att bli arbetskrävande om många olika objekt skall jämföras och rangordnas. För lax och havsöring behövs ingen bedömning av uppväxtområden för postsmolt och vuxen

fisk eftersom dessa populationer regleras av tillgången till yngeluppväxtområden om de inte utsätts för någon typ av fiske. Om modellen används för fiskbestånd som lever hela sitt liv i sötvatten behöver man däremot undersöka om det finns tillräckligt med utrymme och föda för de uppväxande fiskarna för att täthetsberoendet garanterat inträffar under det tidiga yngelstadiet. Ett tecken på att populationsregleringen förekommer vid hög ålder är när lekfiskarna inte når de storlekar som behövs för hög fekunditet (antal ägg). För öring behöver lekfisken komma upp i ett par kilo för att få tillräcklig fekunditet för att modellen skall fungera utan att behöva ändra i modellformuleringen.

Nätverksmodell (Brancho et al., 2014; King och O'Hanley 2016; King et al., 2016) – Nätverksmodell för att identifiera flaskhalsar i konnektiviteten i ett avrinningsområde med många sidovattendrag. Dessa modeller tar endast hänsyn till hur stor andel av habitatet som kan nås och partiella hinder hanteras utifrån den passageförlust som uppstår. Modellerna hanterar inte täthetsberoende, vilket innebär att habitatet uppströms partiella vandringshinder trots allt kan fyllas upp med yngel nära bärkapaciteten om fekunditeten är hög hos de fiskar som passerar de partiella vandringshindren.

Modell för prioritering av objekt med tilltänkta fiskpassager – För samma typ av vandringsfiskbestånd som hanteras av den förenklade populationsmodellen finns en enkel metod för att göra en första rangordning mellan tilltänkta fiskvägar i många olika vattendrag. Prioriteringsmetoden bygger på förekomst av strömsträckor uppströms de tilltänkta fiskvägarna. För tillförlitlig rangordning mellan olika objekt behöver man göra skilda utvärderingar av uppströmslekande respektive nedströmslekande fiskbestånd. För uppströmslekande bestånd ökar värdet ju större ytan är av strömhabitatet uppströms den tilltänkta fiskvägen. Ytans storlek bestäms av vattendragets bredd och lutning där lutningen i kombination med flödet och bredden avgör förekomsten av strömhabitat. Den genomsnittliga lutningen från den tilltänkta fiskvägen till närmaste vandringshinder uppströms beräknas genom att dividera höjdskillnaden med avståndet längs vattendragets mittlinje, $S = \text{lutning} = \Delta \text{höjd} / \text{sträckans längd} = \Delta H / D$. I de fall höjdskillnaderna inte utgörs av ett eller ett fåtal stora vattenfall kommer strömsträckorna att vara utspridda längs den aktuella sträckan, vilket är en förutsättning för att medellutningen skall vara ett meningsfullt mått på lämpliga habitat. Att utgå från medellutningen innebär att man får ett max-värde för arealen habitat av en viss typ. Det blir därför sannolikt en viss överskattning av lämpliga habitat (arealer) med denna grova beräkningsmetod, men om topografin som sagt är någorlunda lika mellan olika objekt kan de relativa felen ändå bli ungefär desamma. Det innebär att även om beräkningssättet ger ett visst systematiskt fel så påverkar det de olika objekten på ett likartat sätt. Metoden borde därför vara användbar eftersom huvudsyftet är att prioritera mellan olika objekt och inte att göra en så säker skattning av de faktiska arealerna som möjligt. För att jämföra olika objekt behöver man vikta lutningarna både med hjälp av respektive sträckornas längd och medelflöden (Q), vilket får till följd att sträckornas längd kan förkortas bort i formeln för värdet. Notera att flödet korrelerar med vattendragets bredd, vilket innebär att bredden inte behöver ingå i beräkningarna. Med viktningen erhålls ett mått på värdet (V) med uttrycket:

$$V = Q * D * S = \frac{Q * D * \Delta H}{D} = Q * \Delta H$$

Om objektet som utvärderas utgörs av en huvudfåra mellan två kraftverk med ett eller flera biflöden inkluderas de biflöden som har lämpliga områden för lek och yngeluppväxt för arten ifråga. Resultatet för huvudfåran och biflödena summeras därefter för att få ett slutgiltigt värde som kan jämföras med värden för andra objekt:

$$V = \sum_{i=1}^n Q_i * \Delta H_i,$$

där i anger numreringen av de olika vattendragen, huvudfåra respektive biflöden, uppströms den tilltänkta fiskvägen till nästa definitiva vandringshinder i respektive vattendrag. Värdet V har enheten m⁴/s och är direkt proportionellt mot vattenmassans lägesenergi. I de fall huvudfåran har ett stort genomsnittligt flöde blir värdet lågt om området mellan kraftverken endast utgörs av selområden samtidigt som ett outbyggt biflöde kan höja värdet avsevärt om flödet är mer än någon enstaka m³/s givet att höjdskillnaden är stor. Ett exempel från Skellefteälven visar hur biflöden kan höja värdet av ett område mellan två kraftverk. Exemplet gäller sträckan mellan Vargfors och Rengård. Inom den sträckningen mynnar Malån som i sin tur har ett relativt stort biflöde i form av Skäppträskån. Det finns inga fiskvägar vid kraftverken i Skellefteälven men den aktuella sträckan hyser ett uppströmslekande bestånd av relativt storvuxen öring. Det är okänt om beståndet skulle kunna vara större om de uppväxande öringarna i Skellefteälven skulle ges mera utrymme. I nuläget har de uppväxande öringarna tillgång till ett ca 19 km långt damm/selområde i Skellefteälven. Det finns även sel och sjösystem i Malåns avrinningsområde vilka torde nyttjas av uppväxande öring. Det genomsnittliga flödet i huvudfåran är ca 155 m³/s och höjdskillnaden mellan kraftverken är ca 0.2 m vilket ger värdet 31 m⁴/s för huvudfåran. Malån har ett genomsnittligt flöde på ca 17,5 m³/s och en höjdskillnad på 93 m i den del som togs med i beräkningen, vilket ger värdet 1627 m⁴/s. Sträckningen av Skäppträskån som inkluderades i beräkningen hade höjdskillnaden 78 m och ett genomsnittligt flöde på 4,5 m³/s vilket ger värdet 354 m⁴/s. Det sammanlagda värdet för huvudfåran och biflödena blir 2012 m⁴/s. Denna typ av beräkning går relativt snabbt att göra eftersom det endast behövs höjddata och flödesdata. För att värdet skall vara användbart för prioritering av nya fiskvägar behöver man som nämnts ovan först undersöka om det finns lämpliga områden av tillräcklig storlek för äldre och större fisk nedströms den tilltänkta fiskvägen, efter att de lämnat yngeluppväxtområdena uppströms. Om det saknas lämpliga uppväxtområden nedströms blir värdet noll för en ny fiskväg eftersom fiskbeståndet inte kommer att påverkas positivt av fiskvägen även om värdet uppströms kraftverket/dammen är högt. Metoden fungerar även i de fall man vill utvärdera effekten av utrivning av kraftverk eftersom det är höjdskillnaderna i kombination med medelflödena som används i modellen.

Dönjestudien. I Klumpströmmen vid Dönje i Ljusnan genomfördes fältstudier med biotopkartering, elfiske och snorkling. Vattenkraftverket ökade tappningen till olika nivåer under tillräckligt lång tid för att stabilisera flödet. Storleken på lämpliga habitat vid varje flöde kunde sedan bestämmas genom flygfoton och fysiska mätningar. Data som samlades in var bland annat areal, habitattyp (t.ex. pool eller forsmiljö), djup, temperatur, bottensubstrat och vegetation. Utifrån den insamlade informationen rankades alla delsträckors lämplighet för olika fiskarter

och livsstadier. Områden rankade till minst två, på en fyrgradig skala, inkluderades i den totala arean av lämpliga habitat.

Snorkling genomfördes vid två olika tillfällen och ett flöde på 10 m³/s för att bestämma mängden fisk i vattnet. Baserat på antalet dykare, siktdjup och vattendragets bredd uppskattades total mängd fisk och antal per hektar. Elfiske med fokus på yngre individer och bottenlevande fiskarter gav en kompletterande uppskattning av fisktätheten. Mängden fisk jämfördes sedan mellan den studerade platsen och liknande vattendrag. Klumpströmmen ansågs ha hög potential då den inte rensats för timmerflottning. Slutsatsen var att med ett konstant vinterflöde på ca 2-3 m³/s och ett flöde på 10 m³/s under sommarhalvåret skulle mängden fisk (harr och öring) kunna bli 3-6 gånger högre än den mängd fisk som fanns när undersökningen genomfördes. Med hjälp av en populationsmodell fastslogs att dessa nivåer skulle kunna nås inom fem till nio år efter en eventuell åtgärd, men antalet fisk antas öka redan efter ett år. Slutsatsen från undersökningen förmedlades i scenariovärderingsstudien, se vidare steg 7 om metoder för monetär värdering av miljöförändringar.

Det bör noteras att denna typ av fältstudier är tidskrävande och kostsamma, där kostnaden för förlorad elproduktion utgör en del av kostnaden. Kostnaden för förlorad elproduktion i samband med undersökningen beror på hur stora mängder som behöver spillas, samt på hur stor fallhöjden är i kombination med varaktigheten på spillet. Det kan ta någon timme för strömningen att uppnå jämvikt när man ändrar flödet och därutöver behöver man tid att genomföra mätningarna.

Referenser

- Branco, P., Segurado, P., Santos, J. M., Ferreira, M. T., Strecker, A., 2014. Prioritizing barrier removal to improve functional connectivity of rivers. *Journal of Applied Ecology*, 51(5): 1197–1206. DOI: 10.1111/1365-2664.12317.
- King, S., O'Hanley, J. R., 2016. Optimal Fish Passage Barrier Removal-Revisited. *River Research and Applications*, 32(3): 418-428. DOI: 10.1002/rra.2859
- King, S., O'Hanley, J. R., Newbold, L. R., Kemp, P. S., Diebel, M. W., 2016. A toolkit for optimizing fish passage barrier mitigation actions. *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/1365-2664.12706.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B., Sandberg, S., 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. ELFORSK Rapport 10:90. http://www.elforsk.se/Rapporter/?rid=10_90_.
- Leonardsson, K., 2012. Modellverktyg för beräkning av ålförluster vid vattenkraftverk. Elforsk rapport, 12-36.
- Länsstyrelsen Jönköpings län, 2002. Biotopkartering – Vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i anslutning till vattendrag. En rapport från regional miljöövervakning i Jönköpings län. Programområde: Sötvatten. Meddelande 2002:55.

Parasiewicz, P., 2007. The MESOHABSIM Model Revisited. River Research and Applications, www.interscience.wiley.com, DOI: 10.1002/rra.1045.

Wakeley, J. S., 1988. A method to create simplified versions of existing habitat suitability index (HSI) models. Environmental Management, 12: 79. DOI: 10.1007/BF01867379.

Steg 6.3 Påverkan på ekologisk status/potential och bevarandestatus

I Excelprogrammet finns det möjlighet att för varje projektalternativ ange:

- Projektalternativets relation till åtgärder enligt VISS (Vatteninformationssystem Sverige), närmare bestämt om projektalternativet kan anses vara en rekommenderad VISS-åtgärd. Detta kan preciseras genom att ange ID-nummer för en eller flera VISS-åtgärder.
- Projektalternativets påverkan på ekologisk status/potential i vattenförekomster. Här ska de vattenförekomster som påverkas av projektalternativet anges med namn och ID-nummer. Eftersom det potentiellt kan vara många vattenförekomster som påverkas ombeds användaren att i första hand ange de tio vattenförekomster som främst påverkas. För varje vattenförekomst anges nuvarande ekologisk status/potential och gällande miljökvalitetsnorm (MKN) samt om projektalternativet kan anses vara en förutsättning för att uppnå gällande MKN.
- Projektalternativets påverkan på bevarandestatus i Natura 2000-områden. Här ska de Natura 2000-områden som påverkas av projektalternativet anges med namn och ID-nummer. Eftersom det potentiellt kan vara många Natura 2000-områden som påverkas ombeds användaren att i första hand ange de tio Natura 2000-områden som främst påverkas. För varje Natura 2000-område kan anges ID-koder för de habitat respektive arter för vilka bevarandestatus är relevanta. Sedan anger användaren om projektalternativet kan anses vara en förutsättning för att uppnå eller behålla gynnsam bevarandestatus.

Informationen som anges enligt ovan har ingen direkt påverkan på vare sig en finansiell eller en CBA och utgör därmed en separat sidoinformation i förhållande till den finansiella analysen respektive CBA:n. Denna sidoinformation är dock viktig närhelst projektalternativen behöver bedömas utifrån de krav som vattenförvaltningsförordningen och artskyddsförordningen ställer. Den främsta anledningen till att informationen ligger med i Excelprogrammet är dock att den kan ge användaren tankehjälp för att bedöma om den finansiella analysen och CBA:n är komplett beträffande konsekvenser. Om projektalternativet exempelvis bedöms vara en förutsättning för att vissa arter ska få en gynnsam bevarandestatus kan det vara viktigt att beakta t.ex. eventuella icke-användarvärden förknippade med dessa arter som en konsekvens av projektalternativet.

Steg 7. Allmän text om steg 7 (värdering av konsekvenser)

I detta steg ska projektets nyttor och kostnader beräknas, dvs. de sammanställda konsekvenserna ska i mesta möjliga mån uttryckas i monetära termer. Den tidigare bedömningen av vilka konsekvenser som sannolikt är stora respektive små kan användas som hjälp för prioriteringen i arbetet med att monetarisera. För de nyttor och kostnader som inte är möjliga att monetarisera ombeds användaren att göra en icke-monetär värdering, se vidare avsnitt 7b(5) om *Icke-monetär värdering*.

Verktygets huvudsyfte är att göra en samhällsekonomisk analys, men det ger även användaren möjlighet att göra en **finansiell analys** som ett inledande delsteg (7a), och därefter den **samhällsekonomiska analysen** som delsteg 7b.

I en finansiell analys utreds vilka pengaflödeseffekter som projektet får för olika aktörer. Användaren väljer vilken aktör eller vilken grupp av aktörer hen vill göra en finansiell analys för. Analysen kan exempelvis göras för att visa hur hushållens privatekonomiska situation påverkas, hur företag och/eller branscher påverkas företagsekonomiskt och vilka finansiella effekter som uppstår för den offentliga sektorn, t.ex. för kommuner, landsting, regioner och staten. Förekomsten eller införandet av styrmedel kan ha stor betydelse för hur olika aktörer påverkas finansiellt. De finansiella effekterna för olika aktörer kan betyda mycket för deras inställning till projektet, varför en sådan sortering lämpligen ingår i fördelningsanalysen.

De finansiella effekterna ger i vissa fall underlag för den samhällsekonomiska analysen, vilket gör att det kan vara praktiskt att börja med att göra en finansiell analys. Men eftersom de finansiella effekterna handlar om hur pengaflöden påverkas av projektet finns även viktiga skillnader. Exempelvis påverkas finansiella effekter av vilken ränta som olika aktörer måste betala eller erhåller, och denna räntesats kan skilja sig från den diskonteringsränta som är relevant att använda i den samhällsekonomiska analysen; se t.ex. Just et al. (2004).

Referenser

Just, R. E., Hueth, D. L., Schmitz, A., 2004. The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

Steg 7.1: Inflation, nuvärdesmetoden och prognoser

Förekomsten av inflation gör att det finns en skillnad mellan nominella monetära belopp (rörliga priser) och reala monetära belopp (fasta priser). För de senare har effekten av inflation rensats bort, t.ex. med hjälp av konsumentprisindex. Det är vanligt att kostnader och nyttor uttrycks i fasta priser i en CBA. Det är inte fel att istället uttrycka dem i rörliga priser, så länge det görs konsekvent, men det rekommenderas i detta fall att reala priser och räntor används.

Konsumentprisindex (KPI) mäter den genomsnittliga prisutvecklingen för hela den privata inhemska konsumtionen, de priser konsumenten faktiskt betalar. För att omvandla nominella till reala priser används denna enkla formel:

$$\text{Reellt värde basår} = \text{Nominellt värde år } x * \text{KPI basår} / \text{KPI år } x$$

där basåret anger det års prisnivå man valt att uttrycka analysens resultat i, vanligtvis innestående år. Konsumentprisindex kan hittas på SCB:s hemsida³.

Köpkraftsparitet (PPP, från engelskans *purchasing power parity*) är ett mått som används för att kunna jämföra prisnivån på varor och tjänster mellan olika länder. Köpkraftsparitet används för att räkna ut vilken växelkurs som krävs för att länder med olika valutor ska ha samma köpkraft. Genom att köpkraftsjustera tar man alltså hänsyn till prisskillnader mellan länder, vilket bl.a. är viktigt vid värdeöverföring (se vidare avsnitt 7(b)3 om *Värdeöverföring som metod att värdera miljöpåverkan*). Anses en utländsk studies resultat vara den bästa approximationen av betalningsviljan för en nytta av projektet måste alltså beloppet först omsättas till SEK med en växelkurs korrigerad för PPP och sedan räknas om till basårspris med hjälp av KPI. Köpkraftsparitet för olika länder och årtal finns i OECD:s statistikdatabas⁴.

När alla kostnader och nyttor så småningom är kvantifierade och monetariserade ges resultatet av projektet av nettonuvärdet. I Excelprogrammet antas att kostnader och nyttor infaller i början av varje år. Nettonuvärdet (NNV) för ett projekt kan då skrivas som:

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

där NNV till följd av ett projekt i är lika med nuvärdessumman av nyttor (N) minus kostnader (K) för alla människor som påverkas av projektet från projektets start (tidpunkten 1) under så lång tid som påverkan förekommer, dvs. ända tills tidpunkten T . Jämförelser av nyttor och kostnader vid olika tidpunkter sker med hjälp av r_t , som är den samhällsekonomiska diskonteringsräntan vid tidpunkten t . Om $NNV > 0$ är projektet samhällsekonomiskt lönsamt, och ju högre positivt värde, desto bättre är projektet ur samhällsekonomisk synvinkel.

En svår del i alla kostnadsnyttoanalyser är att göra antaganden om vad som händer under projektiden. I vissa fall går det att förlita sig på redan gjorda prisprognoser, som finns för t.ex. elpriset på Nord Pool. Ett enkelt sätt att göra prisprognoser är annars att kolla på historiska data. Har det reala värdet stadigt ökat eller minskat under en längre tid går det att grovt uppskatta framtida reala priser genom att förlänga kurvan i samma riktning.

Saknas prognoser helt kan värdet för kostnader och nyttor räknas upp med den generella reella prisökningen över tid, genom att använda tillväxten av real BNP per capita. Tillväxten av real BNP per capita speglar förändringen av real inkomst och därmed även förändringen i betalningsvilja, om betalningsviljan antas öka i samma takt som individernas reala inkomster, dvs. betalningsviljans inkomstelasticitet antas vara lika med 1. I senaste versionen av ASEK gavs

³ <http://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/priser-och-konsumtion/konsumentprisindex/konsumentprisindex-kpi/pong/tabell-och-diagram/konsumentprisindex-kpi/kpi-faststallda-tal-1980100/>
⁴ http://stats.oecd.org/Index.aspx?datasetcode=SNA_TABLE4#

rekommendationer för uppräknings på t.ex. 1,5 % för de flesta betalningsviljor och 0,7–0,8 % på bränslepris exkl. drivmedelsskatter (Trafikverket, 2016). Om det inte finns anledning att tro att det reala värdet förändras i framtiden finns det heller inget behov av en prognos. Ett konstant reellt pris kan i många fall fungera som en bra approximation av ett genomsnittspris i grundanalysen. Prisprognostisering kan istället sedan göras som en del av känslighetsanalysen.

Dönjestudien. I denna studie angavs två prisprognoser av elpriset, en övre gräns och en undre gräns. Den lägre priskurvan baserades på de senaste årens genomsnittliga marknadspris på Nord Pool och antogs vara konstant över tid. För den övre priskurvan antogs att en marknadsutveckling skulle ske i framtiden där Nord Pool slås ihop med tyska EEX-marknaden fr.o.m. år 2030. Priskurvan ökar i detta fall linjärt från utgångspriset (samma som undre gräns) tills den når priset på EEX-marknaden och är sedan konstant. Dessa två prisprognoser gavs sedan samma sannolikhet att inträffa vilket innebär att det elpris som användes i kostnadsnyttoanalysen var genomsnittet av dem vid en given tidpunkt.

Referenser

Trafikverket, 2016. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0. www.trafikverket.se/ASEK.

Steg 7.2: Analys av osäkerhet

Osäkerhet kan analyseras i Excelprogrammet på flera olika sätt. Användaren kan ange värden med hjälp av intervall och användaren kan göra en känslighetsanalys genom att studera hur resultaten ändras om indata ändras på något sätt. En mer avancerad möjlighet är att ange en statistisk sannolikhetsfördelning för de monetära värdena för en eller flera konsekvensposter. Om användaren väljer denna möjlighet kommer Excelprogrammet att använda sig av en simuleringsanalys. De här olika ansatserna till att analysera osäkerhet introduceras nedan.

Om projektet exempelvis gäller en investering är det naturligt att tänka sig att flera parametrar, inte minst framtida kostnader och elpriser, inte är kända med säkerhet vid beslutstillfället. Den enklaste varianten av en känslighetsanalys syftar till att försöka utröna om någon parameter/variabel är särskilt central för utfallet av kalkylen. För projekt med lång tidshorisont är exempelvis den valda diskonteringsräntan ofta viktig för utfallet.

Antag att en investering I_0 görs i tidpunkten 0 och att ett projekt genererar en enhet av en vara/tjänst i varje tidpunkt fram till projektets slut vid tidpunkten T . Intäkterna av projektet i varje tidpunkt $t=1,2,3,\dots,T$ är p_t . Antag på samma sätt att kostnaderna för att producera en enhet är w_t i tidpunkterna $t=1,2,3,\dots,T$. Diskonteringsräntan antas konstant över projektets livslängd och betecknas r . Alla ekonomiska storheter är angivna i reala termer. Nettonuvärdet av investeringen är:

$$NNV = -I_0 + \sum (p_t - w_t) * (1 + r)^{-t}$$

En känslighetsanalys innebär i det enklaste fallet att vi beräknar projektets nettonuvärde för ett basfall $NNV_0 = NNV(I_0, p_t, r, w_t)$, där de ingående parametrarna ansätts baskalkylens värden, I_0 , p_t , r , w_t (där det är underförstått att intäkter och kostnader kan variera över projektperioden, de skall alltså betraktas som vektorer). Detta kan enkelt göras i ett Excelark. För att studera hur känslig kalkylen är för valet av ränta görs samma beräkning för t.ex. ett "lågränteval" och ett "högränteval"; $NNV_{låg} = NNV(I_0, p_t, r_{låg}, w_t)$ samt $NNV_{hög} = NNV(I_0, p_t, r_{hög}, w_t)$. Denna analys görs ofta för en parameter i taget, så att p_t varieras givet värdena på de övriga parametrarna osv.

Låt oss illustrera med några påhittade siffror.

Tabell 4. Exempel på en investeringskalkyl med indikerade värden för en känslighetsanalys

Investerings ekonomiska parametrar	Baskalkyl	Känslighetsanalys
$-I_0$, grundinvestering	10	
T , projektlängd	10	
P_t intäkt i tidpunkt $t=1,2,3...9,10$	2	$P("låg")=1$, $p("hög")=3$
w_t kostnad i tidpunkt $t=1,2,3...9,10$	1	$w("låg")=0,5$, $w("hög")=1,5$
r konstant diskonteringsränta	3%	$R("låg")=1\%$, $r("hög")=5\%$

I detta ytterst förenklade fall, låter vi en parameter variera i taget. Följande resultattabell tolkas så att vi först beräknar projektets nettonuvärde med baskalkylens parametervärden, kallad "bas" i tabellen. Vi låter sedan en parameter variera i taget och studerar hur projektutfallet ändras. Exempelvis betyder " $r=0,01$ " i tabellen att nuvärden beräknas med baskalkylens parametervärden, utom räntan som sänks till 0,01.

Tabell 5. Utfallet av en känslighetsanalys tillämpad på data i tabell 4.

	nettonuvärde
bas	-1,469
$r=0,01$	-0,528
$r=0,05$	-2,278
$p=1$	-10,0000000
$p=3$	7,060
$w=0,5$	2,795
$w=1,5$	-5,734

I baskalkylen ger investeringen ett negativt nettonuvärde (-1,469). Investeringen kan dock rekommenderas om intäkterna blir högre eller kostnaderna lägre (7,060 resp. 2,795), allt annat lika.

Det finns möjlighet att bedöma hur sannolika de olika utfallen är. Om utfallen som ger positivt nettonuvärde är osannolika talar det inte för att projektet är samhällsekonomiskt lönsamt. En ytterligare begränsning är att denna känslighetsanalys inte ger en fullständig bild av projektets potential om fler än en parameter är osäker, vilket för övrigt torde vara normalfallet för de flesta investeringsprojekt. En s.k. simuleringsanalys, eller mer allmänt en Monte-Carlo

analys, är ett populärt sätt att ge en mer fullständig beskrivning av projektets möjligheter när flera parametrar är osäkra. Det mest naturliga sättet att införa osäkerhet i detta sammanhang är att, i termer av ovan exempel, ersätta de enskilda parametervärdena med sannolikhetsfördelningar. Detta kan göras på många olika sätt och med mer kraftfulla metoder än vad som presenteras här. Den grundläggande idén är att vi låter parametrarna variera simultant och få en bild av projektet när alla parameter tänks variera inom givna intervall. Inledningsvis förklaras några statistiska begrepp via ett stiliserat exempel.

Inledning till simuleringsanalysen

För att förklara några viktiga statistiska begrepp som används i simuleringarna, utgår vi ifrån ett exempel. Betrakta ett projekt där såväl intäkter som kostnader är osäkra. Vi bortser inledningsvis från diskontering. Låt oss anta att intäkterna från projektet är 1,2 eller 3 (motsvarande säg, ett "dåligt"/"medel"/"bra" år), och att sannolikheten för varje utfall är lika stort, dvs $1/3$. Låt oss vidare anta att kostnaderna har samma struktur, dvs de antas vara 1,2 eller 3 och att vi inte heller där vet mer än att de har samma sannolikhet $1/3$. Kostnaderna och intäkterna är två **stokastiska variabler**. Vi antar vidare att intäkter och kostnader är **oberoende**, så att kunskap om vad intäkten verkligen blir, inte ger anledning till att revidera sannolikheten för att kostnaderna antar ett visst värde. Det är analogt med att kasta två tärningar i följd. Om den första tärningen som kastas ger utfallet "6", påverkar det utfallet inte sannolikheterna för att få ett visst utfall på den andra tärningen. Det är precis samma chans att kastet med tärning nummer 2 ger värdet "6", som att värdet råkar bli "1".

Vad vi precis har beskrivit är två **sannolikhetsfördelningar**, som beskriver sannolikheten för att de olika värdena skall realiseras. Vi kan kombinera intäkter och kostnader till vinst = intäkt – kostnad. Det ger en annan **stokastisk variabel**, med ett annat **utfallsrum**. Om intäkterna fixeras till 1 kan vinsten bli 0, -1, eller -2, om intäkterna sätts till 2 blir vinsten 1,0,-1 och om intäkterna alltid skulle vara 3 blir vinsten 2,1,0. Ett motsvarande resonemang kring en given kostnad och en osäker intäkt, ger oss att den stokastiska variabeln vinst kan anta värdena -2,-1,0,1,2, vilket är dess utfallsrum. Notera att dessa värden på vinst inte har identiska sannolikheter, därför att vinsten bara kan bli -2 på ett sätt, medan vinsten kan bli -1/+1 på fler än ett sätt. Det är endast ett sätt som vinsten kan bli 2, nämligen att intäkten blev 3 och kostnaden 1. Om man går igenom de olika utfallsmöjligheterna finner man att sannolikheterna för de olika utfallen, från lägsta till högsta, är $(1/9, 2/9, 3/9, 2/9, 1/9)$ eftersom det finns 9 olika utfall (3×3) för de oberoende variablerna intäkt och kostnad (för varje värde på intäkten kan kostnaden anta 3 värden osv).

Vi kan nu räkna ut **medelvärdena** för de tre stokastiska variablerna. För intäkterna har vi $1/3 \cdot (1+2+3) = 2$ och samma medelvärde får vi för kostnaderna. För vinsten har vi att summera $(1/9, 2/9, 3/9, 2/9, 1/9) \cdot (-2, -1, 0, 1, 2)$ vilket blir = 0, vilket vi redan visste då intäkterna är i genomsnitt 2 och kostnaderna i genomsnitt 2.

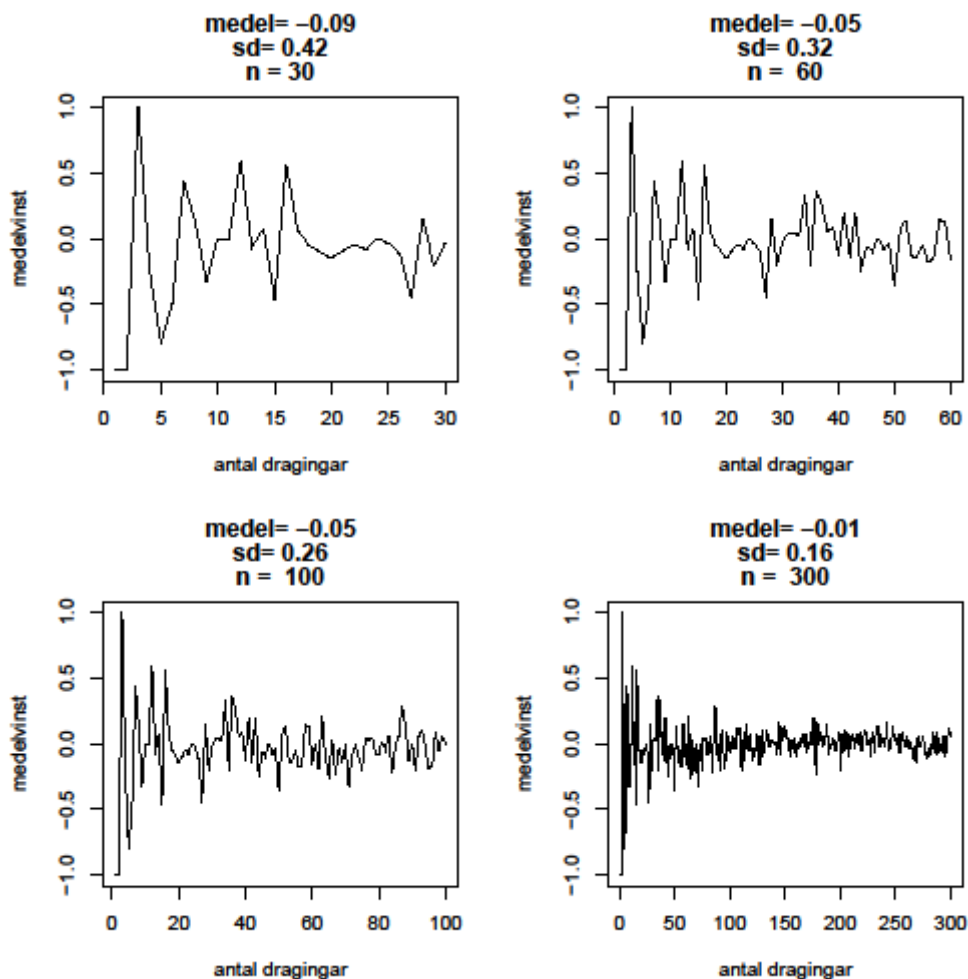
En **Monte Carlo simulering** innebär i vårt fall att vi drar slumpstal ur en given fördelning och räknar ut vinsten för varje dragning. Exempelvis kan vi dra 10 olika utfall för intäkterna ur fördelningen $(\{1,2,3\}, \{1/3, 1/3, 1/3\})$. Vi måste då "lägga tillbaka" efter varje dragning, eftersom vi bara har tre olika värden. Om vi drar 10

tal ur denna fördelning, kan de representera en simulerad utveckling för, säg, intäkterna 10 år framåt. Det är möjligt, men osannolikt, att vi drar intäkten = 3 för de 10 dragningarna. Den exakta sannolikheten för det utfallet kan enkelt beräknas (för det första året är sannolikheten $1/3$, att vi skall få två stycken 3 i rad har sannolikheten $1/9$, osv, så att sannolikheten blir $(1/3)^{10}$ eller 1 på 59 049).

Denna process kan tänkas representera utvecklingen av intäkterna 10 år framåt i tiden, där vi varje år slumpmässigt får en intäkt på 1, 2 eller 3 med samma sannolikhet. Om vi drar 100 slumpstal kan det representera en utveckling 100 år framöver, eller i detta enkla fall, en utveckling över 10 år som upprepas 10 gånger. Vi kan göra denna tolkning eftersom slumpstalen är oberoende av varandra. Ett "bra" år följs inte nödvändigtvis av ett "bra" år, tex. Givetvis kan vi modifiera vår modell så att vi bygger in beroenden och så vidare, men vi gör inte detta explicit här. Vi kan upprepa dragningen för kostnaderna och få, säg, 10 olika utfall. Skillnaden mellan intäkt och kostnad är vinsten och vi får då 10 olika utfall för vinsten. Alternativt kan vi direkt dra slumpstal ur den konstruerade sannolikhetsfördelningen för vinst.

Om vi upprepar dragningarna tillräckligt många gånger kommer medelvinsten att konvergera mot det teoretiska medelvärdet 0. Det är en av huvudsatserna i statistiken och den används ju rutinmässigt av t.ex. försäkringsbolag.

I figuren nedan illustreras utfallen för $n=30, 60, 100$ och 300 dragningar för slumpvariabeln vinst. För 30 dragningar blir medelvärdet av vinst, sett över just dessa dragningar, $-0,09$, med en **standardavvikelse** (sd) på $0,42$; vi återkommer strax till begreppet standardavvikelse. För 60 dragningar blir det i just denna simulering ett medelvärde på $-0,5$ med en lägre standardavvikelse på $0,32$. Vid 300 dragningar har medelvärdet nästan konvergerat mot det teoretiska medelvärdet på noll.



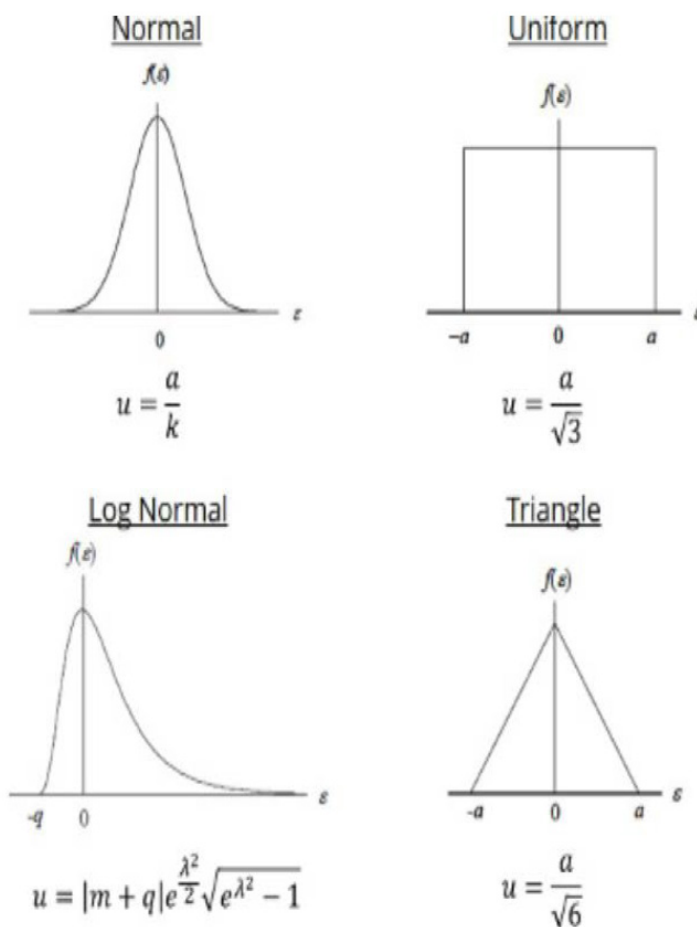
Figur 8. Illustration av hur upprepning av antalet dragningar gör att slumpvariabeln vinst konvergerar mot sitt medelvärde 0.

Ett annat sätt att se på hur upprepningar påverkar processen är att mäta standardavvikelsen, ett mått på spridningen runt medelvärdet. Ju fler observationer vi får, desto säkrare blir skattningen av medelvinsten; standardavvikelsen minskar. Vi ser detta tydligt i figuren ovan då standardavvikelsen sjunker från 0,42 till 0,16. Det är den beräknade standardavvikelsen, vars värde beror på de data som vi har genererat. I detta fall kommer standardavvikelsen att gå emot noll, dvs. medelvinsten kommer att konvergera mot noll om vi gör tillräckligt många upprepningar. Resonemanget är analogt med varför ett försäkringsbolag kan vara relativt säkra på utfallet för hela kollektivet försäkringstagare, däremot kan bolaget inte veta med säkerhet vilken individ som drabbas av en viss försäkringsbar händelse.

Val av fördelning

Låt oss nu tillämpa en simulering för vårt enkla exempel ovan. Vi skall då försöka ansätta olika sannolikhetsfördelningar för de osäkra parametrarna. Det finns en stor mängd fördelningar att välja mellan, t.ex. normalfördelning eller triangulär, se figur 9. På svenska brukar den triangulära fördelningen ibland kallas

”tältfördelningen” på grund av sitt utseende. Varje fördelning beskrivs av ett antal parametrar. För normalfördelningen (och den nära besläktade log-normalfördelningen) är det medelvärde och varians, för den uniforma (likformiga) behövs endast ett intervall $[a,b]$. Slutligen behöver man för den triangulära fördelningen ange ett intervall $[a,b]$ samt ett värde där täthetsfunktionen har sitt maximum (”toppen på tältet”), eller det s.k. typvärdet.



Figur 9. Olika sannolikhetsfördelningar.

Vilken fördelning som skall väljas i varje enskilt fall går inte att svara på rent allmänt. En möjlighet är att inleda analysen med den enklaste fördelningen av alla, uniform fördelning, där varje utfall har samma sannolikhet inom ett givet intervall. Analysen förutsätter då att ett intervall kan ansättas för varje enskild parameter, samtidigt är det inte möjligt att göra någon bättre skattning än att varje utfall är lika sannolikt. I praktiken är det ofta möjligt att ha en uppfattning om hur sannolikt det är att en parameter, låt oss säga elpriset, ligger inom ett visst intervall samt sannolikheten för olika utfall. För elprisets del är det möjligt att använda observerade elpriser för att skatta fördelningen. Tältfördelningen är mycket användbar i detta sammanhang, inte minst därför att den liknar normalfördelningen (som utan tvekan är den mest använda för att beskriva data).

Känslighetsanalys och simulering: ett exempel

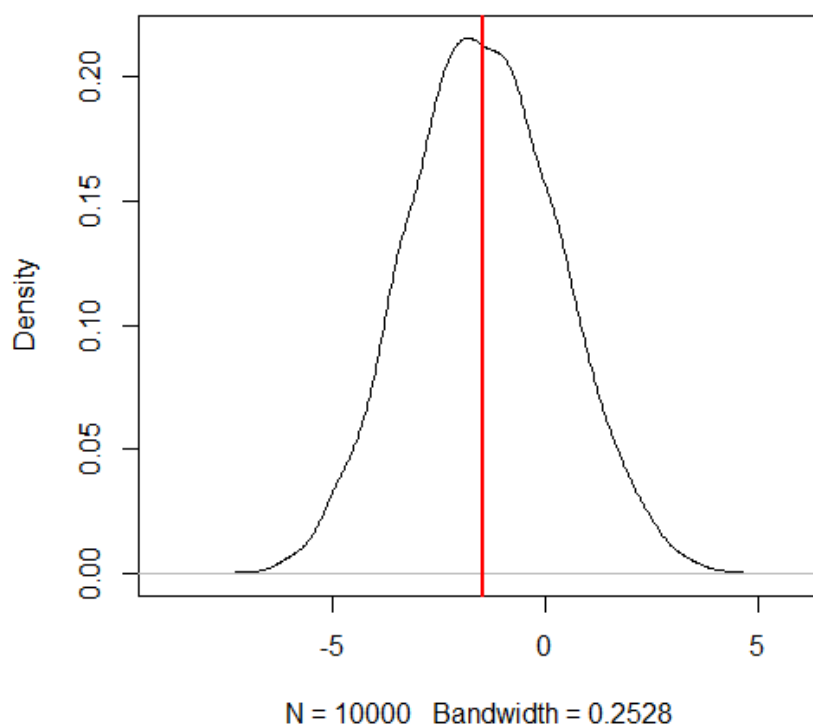
Låt oss återvända till vårt ursprungliga exempel, men nu utnyttja simulering för att beskriva projektet på ett mer intressant sätt. Vi skall använda den uniforma (likformiga) fördelningen, vilken kan sägas beskriva ett fall med mycket sparsam information; vi vet endast att variabeln ligger inom ett givet intervall, men har ingen annan uppfattning än att varje utfall inom det givna intervallet är lika sannolikt. Betrakta följande tabell:

Tabell 6. Data för simuleringarna.

Parameter	Basvärde	Antaget intervall	Antagen fördelning
$-I_0$, grundinvestering	10	(10,10) (ingen osäkerhet)	-
T , projektlängd	10	(10,10) (ingen osäkerhet)	--
P_t intäkt i tidpunkt $t=1,2,3,...9,10$	2	[1,3]	Uniform (likformig)
w_t kostnad i tidpunkt $t=1,2,3,...9,10$	1	[0.5, 1.5]	Uniform (likformig)
r konstant diskonteringsränta	3%	[1%, 5%]	Uniform (likformig)

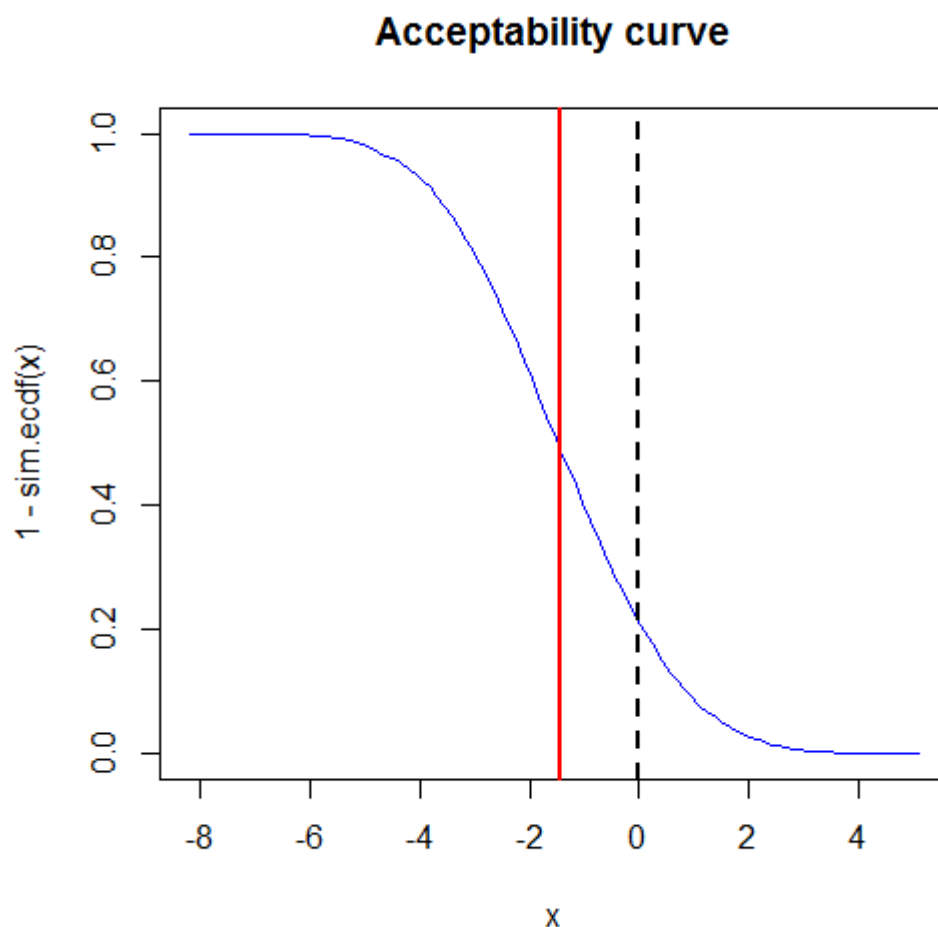
Notera att parametrarna i genomsnitt kommer att anta värdena från baskalkylen; om fördelningen är uniform och vi antar intervallet [1,3], kommer den variabeln att i genomsnitt vara 2, eftersom varje utfall i intervallet är lika sannolikt. Som vi redan sett, kan vi förvänta oss att vi med många upprepningar kommer att få ett utfall som liknar baskalkylen. Notera dock skillnaden att vi i simuleringen får olika värde varje period, emedan vi i känslighetsanalysen ansatte ett värde som fick vara konstant över hela perioden. En alternativ simulering vore att dra ett värde som antas vara konstant över hela perioden. Det kan vara ett rimligt tillvägagångssätt för t.ex. räntan som måhända inte varierar särskilt mycket på årsbasis i dessa sammanhang.

En tillämpning av ovanstående resonemang på data i tabellen gav medelvärde -1,449, sålunda ganska nära baskalkylens resultat, precis som förväntat. Simuleringarna ger data som kan användas för att beskriva projektet med fler karakteristika än genomsnittligt utfall. Vi kan exempelvis uppskatta täthetsfördelningen:

Exempel simulering

Figur 10. Uppskattad frekvensfördelning från simulerade data, N=10 000. Medelvärde indikerat med röd linje.

Som förväntat är fördelningen symmetrisk runt medelvärdet, det behöver den inte vara i mer komplicerade och realistiska fall. Ett alternativt sätt att beskriva samma data är att räkna ut den empiriska fördelningsfunktionen (hur stor andel av data har ett mindre värde än x , där x varierar över ett intervall). Med hjälp av den kan man direkt avläsa hur stor sannolikheten är att projektet går med vinst. Det är en smaksak om man vill beskriva data med den empiriska fördelningsfunktionen eller den s.k. överlevnadsfunktionen, som helt enkelt är 1 minus fördelningsfunktionen. Johansson och Kriström (2012, 2016) använder den senare varianten.



Figur 11. Empirisk överlevnadsfunktion för simulerade data. Medelvärde och nollvinst indikerad med röd resp. streckad linje. Sannolikheten att projektet skall gå med vinst är ungefär 20%.

Vi ser ur figuren att sannolikheten att projektet skall vara lönsamt är ungefär 20 %. Denna typ av information kan vara värdefull för att förstå projektets potential. En lämplig alternativfördelning kan vara log-normal, den är endast definierad över de icke-negativa talen. Den triangulära fördelningen ger många möjligheter, då användaren själv anger maximum och minimum, samt skevhet.

I Excelprogrammet har en användare som vill använda sig av simuleringar möjlighet att välja mellan följande fyra olika sannolikhetsfördelningar: Uniform (likformig) fördelning, symmetrisk triangulär fördelning, asymmetrisk triangulär fördelning och lognormal fördelning.

Referenser

- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2012. The Economics of Evaluating Water Projects – Hydroelectricity Versus Other Uses. Springer, Heidelberg, Tyskland.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Appendix 7.1 A. Programkod för simuleringarna

Vi använder det fritt tillgängliga programmet R (www.r-project.org) för simuleringsexemplet.

```
T=10 # projektlängd
p=vector()
w=vector()

f=function(T=10, I0=10,r=0.03,p=rep(2,10),w=rep(1,10)) {
  r=runif(10,0.01,0.05) #uniform
  p=runif(10,1,3)      #uniform
  w=runif(10,0.5,1.5)  #uniform
  beta=(1+r)^(1:T)
  print(-I0+ sum((p-w)/beta))
}

# simulering
seed=1 # frö för sannolikhetsfunktion
sim=vector()
for (i in 1:10000) sim[i]=f()
summary(sim)

# figur 3
plot(density(sim),main="Exempel simulering ")
abline(v=-1.45,col="red",lwd=2)

# figur 4
sim.ecdf=ecdf(sim)
r <- range(min(sim),max(sim))
curve(1-sim.ecdf(x), from=r[1], to=r[2], col="blue",
xlim=r,lwd=1.5,main="Acceptability curve")
abline(v=-1.45,col="red",lwd=2)
abline(v=0,col="black",lwd=2,lty=2)
```

Steg 7.3: Åtgärdskostnader för miljöåtgärder

Den nationella åtgärdsdatabasen för vatten, länsstyrelsernas och Vattenmyndigheternas vatteninformationssystem (VISS) samt olika studier och rapporter, kan ge vägledning för vad åtgärder i vatten kostar. I VISS finns åtgärdsförslag för vattenförekomster och deras bedömda kostnader baserat på olika framtagna schabloner. Kostnaden för produktionsförluster, framtida underhåll, tillståndsansökan och liknande är dock inte inkluderade. Schablonkostnaden för ett omlöp anges till 0,5 miljoner SEK per fallhöjdsmeter (0,2–1,3 miljoner SEK per fallhöjdsmeter beroende på storlek och andra förutsättningar). Det övre värdet i spannet är baserat på kostnaden för det nyligen anlagda omlöpet vid Hedefors kraftverk i Sävå och kan användas som riktvärde när det gäller omlöp vid liknande fördämningar och kraftverk. På samma sätt anger man en schablonkostnad för tekniska fiskvägar till 0,4 miljoner SEK per fallhöjdsmeter (0,2–0,4 MSEK/fallhöjdsmeter). Kostnaden för avledare för säker nedströmspassage anges i VISS till 1 miljon SEK/st. (0,25–15 MSEK/st. beroende på storlek och andra individuella förutsättningar). Samma typ av schablon för utrivning av vandringshinder eller en hel damm anges till 2,5 miljoner SEK/st. (0,25–10 miljoner SEK/st.). När det gäller relativt små dammar och vandringshinder som kan åtgärdas utan maskiner kan det handla om lägre kostnader. Vanligtvis stannar åtgärdskostnaden då på några tiotusentals kronor. För större dammar kanske 10 miljoner inte räcker.

Osäkerheten tycks generellt sett vara stor när det gäller kostnader för åtgärderna baserat på dessa schabloner. Vid en jämförelse mellan bedömda kostnader i VISS för åtgärder på specifika platser med aktuella projekt eller bedömda kostnader i genomförda studier gällande samma platser, så är det tydligt att det ofta finns stora skillnader. Som visas i bilaga C om exemplifieringen av åtgärder i Mörrumsån uppskattades kostnaden för utrivningen av Mariebergs kraftverk till ca 10 miljoner SEK i en studie och till 4,1 miljoner i en annan. I VISS uppges kostnaden bara till strax under 3 miljoner SEK. Sannolikt skiljer det på grund av att olika kostnadsposter har inkluderats i beräkningarna. Ett annat typiskt exempel är Storhus kraftverk i Nyköpingsån. I VISS anges kostnaden för en ny fiskväg där till 3,8 MSEK. I en studie genomförd av Fiskevårdsteknik AB från 2014 specificeras kostnaden för ett omlöp till ca 12,5 miljoner SEK och en ny teknisk fiskväg till drygt 10 MSEK. Båda kraftverken är småskaliga med en effekt under 1 MW och med fallhöjder på bara runt 5 meter, och ska med schablonen i VISS alltså inte kosta mer än 5 MSEK. Samma storleksordning på kostnader (drygt 12 MSEK) har beräknats av Sweco för fiskvägar vid Fridaforskraftverken. Det finns ytterligare exempel.

I Sveriges nationella databas "Åtgärder i Vatten" finns data från olika genomförda restaureringar och miljöanpassande projekt. Hittills är de registrerade projekten främst från södra Sverige och de som rör åtgärder i exploaterade vattendrag gäller med några få undantag framförallt mindre fördämningar och kraftverk (Jonsson, 2015). Även värdena i denna databas bör behandlas med försiktighet då underlaget inte är representativt för större anläggningar.

Kostnadsuppskattningarna ligger så gott som alltid högre när det gäller att skapa vandringsvägar vid dammar och kraftverk upp till 1,5 MW effekt i specifika

projekt och studier än motsvarande bedömningar i VISS (Jonsson, 2015). Vid en jämförelse med bedömda kostnader för åtgärder inom projekt i Ångermanälven och Umeälven, där storskalig vattenkraft finns, med kostnader som utgår från schablonerna i VISS finns skillnader åt andra hållet där VISS genererar högre kostnader än bedömningarna i dessa två projekt. Åtgärder i storskaliga kraftverk är dock svårare att bedöma då underlag för sådana kostnader sällan studerats mer noggrant, varför osäkerheten blir än större.

Det finns alltså tydliga indikationer på att bedömda kostnader i VISS inte stämmer så väl överens med verkligheten. Därför rekommenderas det istället att titta på genomförda studier på specifika projekt som liknar den åtgärd som ska utvärderas om det inte redan finns kostnadsbedömningar för den planerade åtgärden, vilket ofta är fallet.

Referenser

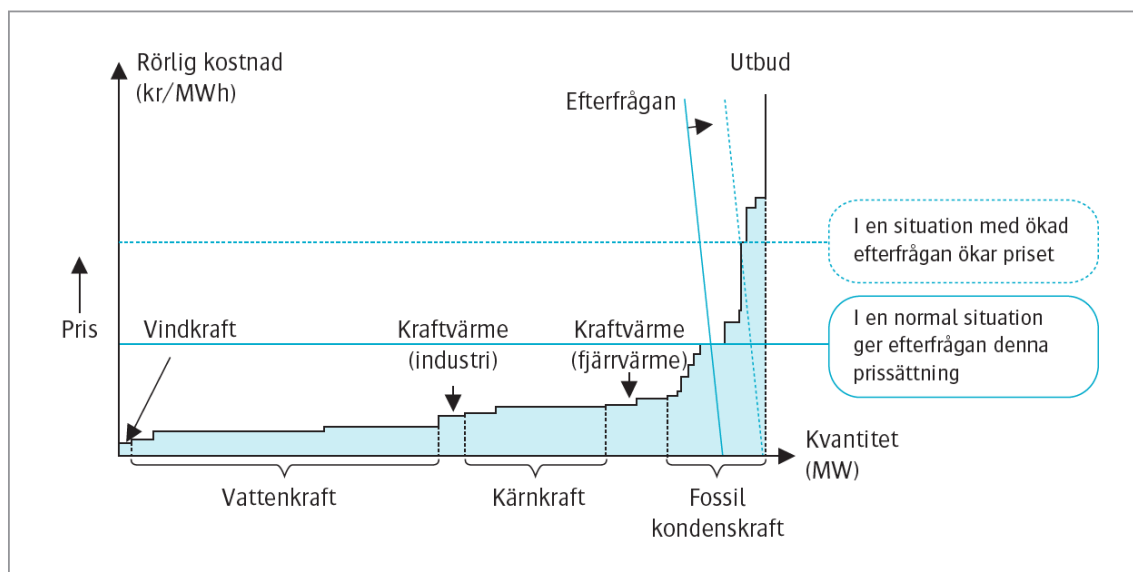
Jonsson, M., 2015. Rikedomar runt rinnande vatten. De ekonomiska värdena av en miljöanpassad vattenkraft. Åtta45, Stockholm.

Steg 7.4: Hantering av utsläppsrätter

Elproduktion från vattenkraft omfattas inte av handeln med utsläppsrätter, eftersom produktionen inte ger upphov till några växthusgasutsläpp. Däremot ger en del insatsvaror som behövs vid åtgärder upphov till utsläpp vid dess tillverkning. Om tillverkaren av dessa insatsvaror tillhör en sektor som ingår i systemet för utsläppsrätter påverkas inte utsläppen av växthusgaser eftersom det finns ett tak för den totala mängden utsläpp inom systemet. Kostnaden för utsläppsrätter reflekteras sedan i priset på insatsvarorna. Rekommendationen är därför att det inte behöver tas någon hänsyn till skadestånden av koldioxidutsläpp som omfattas av handelssystemet, när det gäller små projekt som inte påverkar prisbildningen på utsläppsrätter. Anta att projektet är en fisktrappa förbi ett kraftverk. Vid byggnationen av fisktrappan krävs antagligen en del cement. I priset för cementen ingår att tillverkaren betalat för utsläppsrätten. För varje ton koldioxid som cementtillverkaren släpper ut måste en annan anläggning släppa ut ett ton mindre, vilket betyder att klimatpåverkan blir oförändrad.

Frågan är också aktuell om åtgärden leder till en minskad elproduktion som sedan behöver ersättas med el producerad inom handeln med utsläppsrätter, t.ex. vid förbränningsanläggningar. För att bestämma typen av ersättnings-el behöver den nordiska elmarknaden Nord Pool studeras. Den producent som ligger på marginalen blir den som ökar sin produktion med motsvarande mängd. För tillfället är det normalt dansk kolkraft. Detta kan komma att ändras i framtiden om expansionen av förnybar el går som planerat, men rekommendationen är att utgå från kolkraft. Eftersom anläggningar som producerar el med kolkraft ingår i handelssystemet kommer inte heller denna effekt leda till en ökad mängd koldioxidutsläpp. Däremot genererar det andra skadliga utsläpp, se vidare 7b(10) *Värdering av klimat- och miljöpåverkande utsläpp*.

Prissättning på den nordiska elmarknaden



Figur 12. Aktörer på den nordiska elspot-marknaden (Ei, 2014).

Principen för handelssystemet EU ETS inom EU (plus Island, Norge och Lichtenstein) är att begränsa utsläppen. Detta görs genom att EU sätter en övre gräns för hur stora de totala utsläppen från företagen i systemet får vara, ett utsläppstak. Utsläppsrätterna fördelas genom att ge ut en del av dem gratis och sälja resterande på auktion. För varje nytt år minskar antalet gratis utsläppsrätter, med målet att alla utsläppsrätter ska auktioneras ut år 2027. För elproduktion ges ingen gratis tilldelning 2013–2020. Den som avser att släppa ut ett ton koldioxid utöver sin tilldelade kvot måste köpa en utsläppsrätt av någon annan i systemet. Det innebär att om ett företag måste öka sina utsläpp med ett ton så måste en annan verksamhet minska sina utsläpp med ett ton. Omvänt kan en innehavare av utsläppsrätter minska sina utsläpp och sälja utsläppsrätter på marknaden. Tanken är att utsläppen ska minska när priset på utsläppsrätter överstiger kostnaden för att minska utsläppen genom förändringar i produktion eller teknik hos företagen.

I Sverige finns närmare 800 kvotpliktiga anläggningar. Förutom förbränningsanläggningar ingår en lång rad andra anläggningar i handelssystemet. Som exempel kan nämnas mineraloljeraffinerier, koksverk, järn- och stålindustri, mineralindustri (cement, kalk, glas, keramik), pappers- och massaindustri och viss kemisk industri. I de flesta fall gäller att en kapacitetströskel som relaterar till produktionsvolym ska överskridas för att anläggningen ska komma med i systemet. Inom energibranschen omfattas alla anläggningar med en effekt större än 20 MW. Även utsläpp från avskiljning och geologisk lagring av koldioxid omfattas från och med 2013 av handelssystemet. Dessutom innefattas flygresor inom EU.

För en **finansiell analys** gäller att om den utvärderade verksamheten omfattas av systemet och medför utsläpp av CO₂ bör utsläppen värderas till handelspriset, dvs. kostnaden blir antal ton gånger priset på en utsläppsrätt. Medför verksamheten minskade utsläpp av CO₂ värderas minskningen till utsläppspriset,

dvs. intäkten blir antalet ton gånger priset på en utsläppsrätt. I båda fallen blir de totala utsläppen av CO₂ inom EU ETS oförändrade.

Energimyndigheten och Naturvårdsverket har (2016) en gemensam portalsida om utsläppshandel (<http://www.utslappshandel.se/ustart>). Energimyndigheten administrerar den svenska delen av Unionsregistret. Naturvårdsverket fattar beslut om tilldelning av utsläppsrätter, är tillsynsmyndighet och ansvarar för uppföljning av företagens årliga rapportering av utsläpp av växthusgaser.

Svensk Energi (<http://www.svenskenergi.se/>) ger ut sammanställningar med elmarknadsstatistik där priset på utsläppsrätter finns med. Svensk Energi och Svensk Fjärrvärme går nu under det gemensamma namnet Energiföretagen Sverige. Informationen på hemsidan kommer succesivt flyttas över till <http://www.energiforetagen.se/>

Nasdaq Commodities (<http://www.nasdaqomx.com/transactions/markets/commodities>) har en handelsplats för utsläppsrätter och även prisdata. Notera att utsläppsrätterna prissätts i euro.

Dönjestudien. I huvudscenariot ersattes bortfallet av elproduktion i Dönje med dansk kolkraft. Genom att Danmark omfattas av handeln med utsläppsrätter (EU ETS) blev det ingen ökad klimatpåverkan av koldioxidutsläpp. Ökade danska utsläpp balanserades av minskade utsläpp någon annanstans inom systemet.

Referenser

Det finns inte mycket skrivet om hur man behandlar utsläppsrätter i en samhällsekonomisk analys. Ett kort avsnitt finns i

Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press.

En mer detaljerad analys (i huvudsak "ekvationsfri" utom i appendixen) finns i

Johansson, P.-O., 2016. Tradable Permits in Cost-Benefit Analysis. CERE Working Paper 2015, 11, and SSE Working Paper in Economics No 2015:3.

Energimarknadsinspektionen, 2014. Så sätts ditt elpris. Tillgänglig vid <http://www.energimarknadsinspektionen.se/Documents/Publikationer/fakta_och_informationsmaterial/Sa_satts_ditt_elpris.pdf>

Steg 7a(1): Företagsekonomisk värdering av årlig kraftproduktionsförändring

Om ett projekt innebär förlust av kraftproduktion i ett vattenkraftverk är den företagsekonomiska kalkylen relativt enkel. Med "värdering av förlust" avses här förändringen av det företagsekonomiska nettot. Nedanstående exempel är baserat på förhållanden i Dönje Kraftverk, där projektet innebär att en större mängd vatten skulle släppas förbi kraftverket, jämfört med den Vattendom som gällde 2011. Följande indata har använts för att räkna på kraftförluster med hjälpmodellen⁵, som finns i en separat Excel-fil;

$$R = ef \cdot P \cdot H \cdot G \cdot t \cdot \Delta;$$

R = intäktsförändring

ef = teknisk effektivitet i anläggningen

H = fallhöjd (m)

P = producentpris

T = driftstid under projektets längd (timmar per år)

Δ = förändring av vattenflöde till följd av projektet (m³/s)

G = tyngdaccelerationen (i Sverige ungefär 9,82 m/s²)

Räkneexempel 1: Vattenkraftverk utan certifikat. Intäktsbortfall

Ef	0.85
P	35 öre/kwh
H	33 m
Δ	-2.75 m ³ /s
T	4920 tim
G	9.82 m/s ²
Kraftförlust = $-0.85 \cdot 33 \cdot 2.75 \cdot 4920 \cdot 9.82$	-3726852 KWh
Intäktsförlust = $-0.85 \cdot 0.35 \cdot 33 \cdot 2.75 \cdot 4920 \cdot 9.82$	-1304398 SEK

Den årliga bruttoförlusten i kronor skall räknas om till nuvärde. Det är de odiskonterade intäktsförändringarna för varje år från den högra rutan i hjälpmodellen som sedan ska föras in i verktyget. Även i hjälpmodellen räknas dock det summerade diskonterade nuvärdet ut och presenteras som *Nettonuvärde kraftförändring* på första sidan under tabellen för inmatning av värden. Den formel som används för nuvärdet av intäktsförändringen är:

⁵ Ekvationen i hjälpmodellen är hämtad från Energisystemforskningsenheten (ESRU) på Strathclyde universitet, http://www.esru.strath.ac.uk/EandE/Web_sites/01-02/RE_info/Hydro%20Power.htm

$$NV = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^{t-1}} R_t$$

Om vi antar att siffrorna alla är i reala termer och projektet betraktas som "evigt", blir nuvärdet med 3 % ränta $-1\,304\,398/0,03 = -43,5$ MSEK. En krona som utfaller varje år från idag till "oändligheten" har nuvärdet $1/r$, vilket ibland är en godtagbar approximation även för kortare projekt.

Nuvärdet med projektlängd $T=20, 30, 50$ och 100 blir respektive 45 %, 59 %, 77 % och 95 % av 43,5, så att den approximativa formeln är godtagbar för "långa" projekt. För en ränta på 7 % approximerar den enkla formeln nuvärdessumman till ca 97 % redan vid $T=50$.

Drift- och underhållskostnader

I det aktuella exemplet är det svårt att se att scenariot påverkar de produktionskostnader ägaren skulle ha haft i alternativfallet, då regleringsförändringen är liten i förhållande till totalproduktionen. Det kan ju tänkas att projektet innebär att arbetskraft, underhåll och andra kostnader blir lägre i andra tillämpningar. Om kostnadsbesparingen antas proportionell mot produktionsvolymen, innebär det helt enkelt att priset (i exemplet 35 öre) justeras ned med besparingen. Om värdet av kraftförlusten är 35 öre och projektet innebär en konstant besparing om 1 öre per enhet, är intäktsbortfallet netto 34 öre.

Prisprognoser

I räkneexemplet har så här långt priset antagits vara konstant och 35 öre. Låt oss istället anta att vi har tillgång till en prisprognos $p(t)$, för $t=1$ ("nästa år"), 2, osv.

Tabell 7. Beräkning av nuvärde med prisprognos för exempelprojektet med tidslängd 10 år.

År	Konstant pris	Nuvärde	Prisprognos	Nuvärde
1	0,35	1304398	0,35	1304398
2	0,35	1266406	0,37	1329726
3	0,35	1229520	0,39	1352472
4	0,35	1193709	0,40	1372766
5	0,35	1158941	0,42	1390729
6	0,35	1125185	0,44	1406482
7	0,35	1092413	0,46	1420137
8	0,35	1060595	0,47	1431803
9	0,35	1029704	0,49	1441586
10	0,35	999713	0,51	1449583
Totalt		11460585		13899682

Om denna prognos är i reala termer kan vi använda nuvärdesformeln direkt. Denna beräkning görs enklast i hjälpmodellen. För enkelhets skull görs i detta exempel en beräkning över endast 10 år där prisprognosen innebär att priset växer enligt prognosen i Dönjestudien med 1,75 öre per kWh och år.

Behandling av elcertifikatsberättigade kraftverk

Elcertifikatsystemet berör främst producenter av förnybar el, elleverantörer, elintensiv industri och vissa elanvändare. De energikällor som har rätt att tilldelas elcertifikat är vindkraft, viss vattenkraft, vissa biobränslen, solenergi, geotermisk energi, vågenergi och torv i kraftvärmeverk.

För varje producerad megawattimme (MWh) förnybar el kan producenterna få ett elcertifikat av staten. Elproducenterna kan sedan sälja elcertifikaten på en öppen marknad där priset bestäms mellan säljare och köpare. Elcertifikaten ger på så sätt en extra intäkt till den förnybara elproduktionen, utöver den vanliga elförsäljningen. Köpare är aktörer med så kallad kvotplikt, främst elleverantörer. Under 2016 skall 23,1 % av elen komma från certifikatberättigad produktion.

För en certifikatsberättigad anläggning måste även förlusten av minskade intäkter från elcertifikat beräknas. Förslag till beräkning av värdet av elcertifikat:

1. Värdet av ett elcertifikat är 0 efter år 2035.
2. Schablonvärde om 16 öre/kWh (alternativt marknadspriset för elcertifikat), adderas under max 15 år. I praktiken är anläggningens ålder i certifikatsystemet känd och man kan därför lägga på schablonvärdet under återstående tid.

Med utgångspunkt från föregående exempel tappar företaget en intäkt från försålda elcertifikat om $3\,726\,852 \text{ kWh} * 0,16 \text{ SEK} = 0,6 \text{ MSEK}$ varje år i maximalt 15 år. En övre gräns för detta nuvärde är med 3 % ränta ca 7,2 MSEK (den odiskonterade summan är $0,6 * 15 = 9 \text{ MSEK}$).

Investeringskostnader

Detta avsnitt kan ses som något av en överkurs. Det är omfattande beräkningar för ett resultat som kan visa sig vara försumbart i sammanhanget. Huruvida dessa beräkningar ger meningsfullt stora skillnader beror på hur det ser ut i det enskilda fallet i termer av återstående livslängd, bedömd livslängd och storleken på produktionsbortfallet. Kortare livslängd och högre produktionsbortfall ger större skillnad i resultatet. Nedan följer en exempel-beräkning.

Det kan tänkas att ägarens investeringsprogram ändras av regleringsförändringen. Låt oss anta att den återstående ekonomiska livslängden för kraftverket utan åtgärder är 40 år. Projektet antas påverka när återinvesteringen görs, då förslitningen av turbiner etc. kan bli mindre. Antag att projektet gör att investeringskostnaden förskjuts ett år från $t+40$ till $t+41$ och, som en första approximation, att den kostnadsbesparing som görs under tiden är försumbar. Vi förutsätter alltså att kraftverket fortsätter användas i överskådlig tid. Om planen är att kraftverket rivs ut efter år 40 och inte används, blir kalkylen en annan (det kan t.ex. hända att utrivningskostnaderna kommer att tas något senare, om projektet i sig själv innebär mindre förslitning och därigenom längre drifttid).

Antag vidare att investeringskostnaden X är lika stor oavsett om investeringen genomförs år $t+40$ eller $t+41$. Utan projekt skulle kraftverket ha investeringskostnader, sett från tidpunkt t ("idag") motsvarande $X/(1+r)^{40}$. Med

projektet blir nuvärdet av kostnaden istället $X/(1+r)^{41}$. Det innebär en besparing om $rX/(1+r)^{41}$, som alltså får läggas till som ett positivt bidrag (i princip nuvärdet av räntan på pengarna man fick genom att skjuta upp investeringen ett år). Om vi antar att förhållandena upprepas var 40:e år blir besparingen $r \cdot \text{summa}(r+1)^{-(40 \cdot k-1)}$, där summan går från $k=1$. Det är en förenklande approximation, eftersom regleringsförändringen antas förlänga livslängden i varje "generation" med 1 år. Med en diskonteringsränta om 3 % eller mer, är den approximationen god.

Om vi antar att investeringskostnaden är 1, blir kostnadsbesparingen om investeringen endast görs en gång 0,0089 vid $r=3\%$ och om den upprepas fyra gånger med samma tidsfönster (vilket i stort sett är samma som om investeringen upprepas vart 40:e år i evig tid) blir nuvärdet av besparingen 0,0127. Med andra ord ger projektet en besparing via senareläggandet av investeringen i storleksordningen 1 % av investeringskostnaden, vilket sålunda skall räknas in i projektkalkylen. Det är det approximativa värdet av att anläggningen kan köras ett år till i all framtid.

Om vi istället nu explicit inkluderar den besparing som görs varje period i vår kalkyl, måste vi i nuvärdeskalkylen justera ned kostnaderna för att driva kraftverket i varje tidsperiod. Antag att kraftverket utan projektet i varje period genererar en vinst om $p \cdot x_0 - a \cdot x_0$ vid produktionsvolymen x_0 , där vi för enkelhetsskull antar att kostnaderna för drift är proportionella mot produktionsvolymen (konstanten a (som är mindre än priset p) är såväl genomsnitts- som marginalkostnad).

Regleringen innebär att kraftverket istället producerar $x_1 < x_0$. Vinsten för företaget är nu $p \cdot x_1 - a \cdot x_1$, som måste vara en lägre vinst (eftersom företaget annars inte maximerade sin vinst). Regleringen innebär en förlust $p \cdot (x_0 - x_1) - a \cdot (x_0 - x_1)$. Den första termen är förändringen av intäkterna, för vilka nuvärdet beräknas enligt ovan. Termen $a \cdot (x_0 - x_1) > 0$, eftersom företaget nu har lägre kostnader vid den lägre produktionsvolymen. Nuvärdet av denna term skall alltså inkluderas i kalkylen.

Om kostnadsbesparingen gör att företaget ändrar sin investeringscykel och använder produktionsapparaten ett år till måste värdet av denna förlängning inkluderas, på det sätt som beskrevs ovan. Om vi sammanfattar kalkylen beräknar vi alltså:

1. Nuvärde ($p \cdot x_0 - a \cdot x_0$, återstående livslängd = 40, $r=3\%$): vinsten utan regleringen med produktion x_0
2. Nuvärde ($p \cdot x_1 - a \cdot x_1$, återstående livslängd = 41, $r=3\%$) vinsten med regleringen med produktion x_1
3. Nuvärdet av en investering år 40 (fallet utan regleringsförändring)
4. Nuvärdet av en investering år 41 (fallet med regleringsförändring)
5. År 40–80 nuvärde ($p \cdot x_0 - a \cdot x_0$, återstående livslängd = 40, $r=3\%$): vinsten utan regleringen med produktion x_0 för "generation 2".

6. År 41–81: nuvärde ($p \cdot x_1 - a \cdot x_1$, återstående livslängd = 41, $r=3\%$): vinsten utan regleringen med produktion x_1 under "generation 2"

Observera att nuvärdena i punkt 5 och 6 beräknas med utgångspunkt från "idag", helt enkelt nuvärdet av den summa som utfaller i tidpunkterna 40...81. Bidraget från de framtida generationerna kommer, i normalfallet, inte att bli så stort (dock beroende på vilken diskonteringsränta som används). Intäktsbortfallet netto inklusive investeringar beräknas och skillnaden är resultatet från den finansiella kalkylen.

Avskrivningar

Avskrivningar är relevanta för dessa typer av kalkyler i den mån de avspeglar real resursförbrukning som t.ex. förslitning. Huruvida resursen som undersöks är avskriven eller ej har strängt taget ingen betydelse i dessa kalkyler, eftersom den grundläggande frågeställningen gäller resursens möjligheter att bidra till företagets vinst med eller utan projekt i ett framåtblickande perspektiv.

Fastighetsskatt

Vårt förslag är att fastighetsskattens förändring kan approximeras till noll, eftersom effekten även fortsättningsvis kommer att vara marginell och dessutom uppdateras endast var 6:e år. Den är dessutom endast relevant i ett företagsekonomiskt perspektiv.

Steg 7b(1): Val av samhällsekonomisk diskonteringsränta

Nedanstående handlar om valet av ränta i ett samhällsekonomiskt perspektiv. Det finns flera skäl till att den räntan inte behöver vara samma som kalkylräntan i en finansiell analys, se Johansson och Krström (2016, avsnitt 4.4). I praktiken är det ofta stora skillnader mellan företags avkastningskrav och den samhällsekonomiska diskonteringsränta som används i en CBA. Utgångspunkten för diskussionen är att nuvärdeskriteriet används, dvs. den ström av nyttor och kostnader som projektet genererar i framtiden diskonteras till vad den är värd "idag". Det finns även andra ofta använda investeringskriterier där diskonteringsränta måste anges, men nuvärdeskriteriet är det teoretiskt mest tillfredställande och skall användas i CBA.

Real vs nominell ränta

Räntan som här föreslås avser en realränta, dvs. effekter av inflation/deflation måste rensas bort (i Sverige är detta inte något större problem i dagsläget pga. den låga inflationen). Man kan också göra kalkylen i nominella termer, vilket betyder att både täljare och nämnare i nuvärdesformeln ges i nominella termer.

Olika diskonteringsfunktioner

- A. Konstant ränta. Traditionellt har räntan i CBA varit i storleksordningen 4-10 % och konstant. Idag ligger rekommendationerna snarast i intervallet 3-8 %, med ett intervall för europeiska rekommendationer på 3-5 %. Burgess och Zerbe (2011) finner i sin genomgång 6-8 %.

- B. Räntesteg (Hyperbolisk diskontering). Detta bör användas vid långsiktiga projekt (50+ år) för att ta hänsyn till framtida generationer, där nettokostnaderna främst faller på en generation och nettointäkterna på en annan. I bland annat England rekommenderas en räntesteg, så att räntan faller över tiden.

Val av diskonteringsränta

Som utgångspunkt föreslås en konstant real diskonteringsränta om 3 procent, baserat på en översikt i Johansson och Kriström (2016) och Trafikverkets (2016) rekommendation (3,5 %). Se tabell 8 nedan för exempel på diskonteringsräntor hämtat från olika länders CBA-manualer. Se tabell 9 för förslag på olika räntestegar.

Tabell 8. Exempel på samhällsekonomiska diskonteringsräntor i olika länders CBA-manualer. Källa: Johansson och Kriström (2016, avsnitt 10.1).

Land	Ränta	Horisont
Frankrike	4 %	30 år max
Tyskland	3 %	
Norge	4 %	40 år max
UK	3.5 %	30 år max

Tabell 9. Exempel på räntetrappor. Källa: Johansson och Kriström (2016, avsnitt 10.1).

År	UK	År	Weitzman	År	Norge	År	Frankrike
-30	3.5 %	-5	4 %	-40	4 %	-30	4 %
31-75	3 %	6-25	3 %	40-75	3 %	30-	2 %
76-125	2.5 %	26-75	2 %	75-	2 %		
126-200	2 %	76-300	1 %				
201-300	1.5 %	301-	0 %				
300-	1 %						

Vi rekommenderar vidare att en känslighetsanalys görs i vilken även resultaten som uppkommer med en mycket låg diskonteringsränta redovisas (i den s.k. Stern-rapporten om klimatet användes 1,4 %, vilket brukar anses vara mycket lågt) och en högre på ca 6–7 %. För utförlig motivering, se genomgången av litteraturen i Johansson och Kriström (2016, s. 191–192).

Diskontering och risk

Det finns förslag till att hantera risk och diskonteringsränta på ett integrerat sätt, dvs. en riskfaktor kommer med som en faktor i själva diskonteringen. Rekommendationen är att inte blanda risk och ränta på detta sätt, utan att hantera risk separat.

Dönjestudien. I fallet Dönje valdes en diskonteringsränta på 3 % baserat på Europeiska kommissionens rekommenderade modell samt värden på konsumtionsökning i Sverige. Att använda en räntestege ansågs inte relevant i detta fall, eftersom projektet är reversibelt och användningen av vattnet kan ändras när som helst i tiden.

Referenser

- Burgess, D. F., Zerbe, R. O., 2011. Appropriate discounting for benefit-cost analysis. *Journal of Benefit-Cost Analysis* 2, no. 2, 169-189.
- Johansson, P.O., B. Kriström, 2016. *Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Trafikverket, 2016. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0. www.trafikverket.se/ASEK.

Steg 7b(2): Metoder för monetär värdering av natur- och kulturmiljöförändringar

Det finns två huvudsakliga tillvägagångssätt för att monetärt värdera åtgärders effekter på naturmiljö, kulturmiljö, hälsa mm. Förstahandsvalet är att göra en platsspecifik värderingsstudie (primärstudie) med passande metod, se nedan. Detta kan dock vara kostsamt och tidskrävande och då kan ett enklare sätt vara att göra en värdeöverföring baserat på tidigare studier från liknande åtgärder, se vidare i nästa avsnitt 7b(3) om *Värdeöverföring som metod att värdera miljöförändringar*.

Det finns en rad olika metoder tillgängliga för att samhällsekonomiskt värdera miljöförbättringar monetärt. Tabellen nedan ger en indelning av metoder som utgår från TEEB (2010, kapitel 5). Nedan presenteras var och en av metoderna kortfattat utifrån åtgärder i påverkade vattendrag. För allmänna presentationer av olika ekonomiska miljövärderingsmetoder, se t.ex. Brännlund och Kriström (2012), Freeman et al. (2014), Hanley och Barbier (2009), Kinell och Söderqvist (2011) och Söderqvist et al. (2004).

Tabell 10. Sammanställning av olika monetära värderingsmetoder som finns tillgängliga för ekonomisk värdering av miljöförbättringar. Källa: Egen bearbetning av TEEB (2010, kapitel 5).

Värderingsansats	Värderingsmetod	Bokstavskod
Värdering baserad på faktiska marknader	Marknadspris	A
Värdering baserad på skadekostnader	Skadekostnader	B
Produktionsbaserad värdering	Produktionsfunktionsmetoden	C
Värdering baserad på individers faktiska beteende på relaterade marknader (<i>revealed preference methods</i>)	Resekostnadsmetoden	D
	Fastighetsvärdeometoden	E
Värdering baserad på scenariometoder (<i>stated preference methods</i>)	Individbaserade och gruppbasade scenariometoder	F
Värdering baserad på åtgärds-kostnader	Åtgärds-kostnader	G

Mångfalden av möjliga metoder att använda är tämligen stor. Vid bedömningen av vilken eller vilka metoder som är lämpligast att använda spelar bl.a. följande roll:

Det kan vara möjligt att kombinera olika metoder och sedan summera resultat. Men sådana kombinationer och summeringar måste alltid göras med omsorg, eftersom dubbelräkningsriskerna kan vara stora. Inte minst gäller detta vid tillämpning av de olika kostnadsbaserade värderingsmetoderna (B och G), eftersom gränserna mellan dessa metoder kan vara vaga. Det kan exempelvis också vara vanskligt att summera resultat från olika studier som har använt sig av scenariometoder.

En generell nackdel med värdering baserad på åtgärds-kostnader (G) är att kostnaden för att t.ex. restaurera en strandzon inte nödvändigtvis ger information om nyttan av att få strandzonen restaurerad. Detta är ett problem eftersom det är nyttan som avgör det ekonomiska värdet av restaureringen. Det kan därför ofta vara svårt att tolka resultaten av en värdering baserad på åtgärds-kostnader.

A. Marknadspriser

I vissa fall kan tjänster från strömmande vatten vara prissatta. Detta gäller främst el och fisk men kan också vara producerande tjänster i form av direkt utvinning, t.ex. som dricksvatten. En marginell ökning eller minskning av utvinningen kan i princip värderas som den marginella förändringen i utvunnen kvantitet multiplicerat med marknadspriset. I praktiken är användbarheten av denna metod för att värdera dricksvatten dock begränsad på grund av att priset på vatten vanligen inte sätts på någon välfungerande marknad, utan ofta är administrativt satt eller prissatt av ett monopol.

B. Skadekostnader

Skadekostnader (*damage costs*) är kostnader till följd av de negativa effekter som skulle uppstå eller uppstår om en åtgärd genomförs. Eftersom dessa kostnader skulle kunna undvikas om åtgärden inte realiserats, kallas de ibland för undvikandekostnader (*avoided costs*). Om minskad elproduktion behöver ersättas med t.ex. kolkraft leder detta till luftförorenande utsläpp som bäst värderas utifrån den skada de ger upphov till. Det kan också bli aktuellt att använda skadekostnadsmetoden vid byggande av fisktrappor som kräver cement, då det bildas miljö- och hälsofarliga utsläpp vid produktionen av cement. Även transporter innebär utsläpp.

För att värdera delar av den totala skadekostnaden används ofta någon av de övriga värderingsmetoderna. Ett exempel är om borttagandet av en damm leder till ökad översvämning. Vid en eventuell översvämning är det troligt att en rad olika konsekvenser uppstår. Om vattenmassorna t.ex. skadar en väg så att den behöver stängas av uppstår olägenheter för trafikanter i form av tidskostnader, som kan värderas med marknadspriset för en arbetad timma, uttryckt i lön, se avsnitt A. Blir dessutom dricksvattnets kvalitet försämrat av översvämningen medför det ökade hälsorisker. Dessa ökade hälsorisker skulle kunna värderas som de ökade kostnaderna för samhället till följd av vårdkostnader och produktionsbortfall, vilket egentligen är en slags tillämpning av produktionsfunktionsmetoden, se C nedan. Påverkas också närliggande hus kan fastighetsvärderingsmetoden användas se avsnitt E, osv.

Också schablonvärden för ett antal skadliga ämnen finns sammanställda i olika system, som t.ex. Ecovalue, Ecosense och ECOTAX. I Sverige finns ett system speciellt framtaget för transportsektorn, kallat ASEK. Se vidare avsnitt 7b(10) om *Värdering av miljö- och klimatpåverkande utsläpp* för mer information.

Åtminstone för analyser som är avgränsade för det svenska samhället är en annan typ av skadekostnad det bötesbelopp som Sverige eventuellt skulle vara tvungna att erlägga till EU om Sverige inte uppfyller sina förpliktelser beträffande vattnets status. Detta skulle innebära en förlust för det svenska samhället, såvida inte bötesbeloppet återtransfereras till Sverige på något sätt. Bötesbelopp som betalas till den svenska staten av aktörer inom Sverige är dock bara en transferering inom landet som inte innebär någon samhällsekonomisk kostnad.

C. Produktionsfunktionsmetoden

Att ekosystemtjänster är en produktionsfaktor betyder att de används för produktionen av en marknadsvara. Detta är fallet i vattenkraftverk där vattnet används för att framställa el. Industrin använder även vatten exempelvis för kylning. Färskvatten är en central insatsvara i produktionen inom olika industriella näringar, t.ex. produktion av livsmedel, pappersmassa och kemikalier. För jordbruket är färskvatten helt avgörande för produktionen.

Produktionsfunktionsmetoden går ut på att ta reda på vilken roll vattnet spelar för produktionen och därigenom kunna bestämma hur producenternas vinster skulle påverkas av ett förändrat flöde; mer detaljer finns i delsteg värdering av förändringar i kraftproduktion. Om t.ex. ett jordbruksföretag skulle drabbas av en minskad tillförsel av färskvatten kan detta få som effekt att skörden försämrats,

vilket ger en minskad vinst för företaget, allt annat lika. Om jordbruksföretaget vidtar motåtgärder för att undvika skördeförsämringen uppstår å andra sidan extrakostnader som också påverkar vinsten negativt, se vidare åtgärds-kostnader (G) nedan.

D. Resekostnadsmetoden

Med resekostnadsmetoden går det att värdera de rekreationsmöjligheter som naturen erbjuder. Betalningsviljan för att besöka ett rekreationsområde kan skattas om det finns tillräckligt mycket data över hur mycket pengar och tid folk lägger på att ta sig till området. Att studera rekreationsvärdet av ett visst område, exempelvis en nationalpark, var den ursprungliga användningen av resekostnadsmetoden. Mer moderna tillämpningar av metoden går ut på att undersöka hur olika egenskaper hos ett rekreationsområde påverkar efterfrågan på rekreation. Det kan exempelvis röra sig om att vattenkvaliteten i ett strandområde spelar roll för hur många som besöker området. Om det finns kunskap om hur denna påverkan ser ut, och om just vattenkvalitetens påverkan på efterfrågan kan sorteras ut från alla andra faktorer som påverkar efterfrågan (reskostnad, inkomst, serviceutbud, och så vidare), kan det gå att beräkna en betalningsvilja för en förbättring av egenskaperna.

Utökat sportfiske till följd av mer fisk eller möjlighet till att paddla kajak mm kan värderas med resekostnadsmetoden. Metoden kräver ofta att värderingen föregås av en enkätundersökning på plats. I vissa fall är det dock möjligt att använda t.ex. databaser för statistik över resande.

E. Fastighetsvärdemetoden

Miljö- och hälsofaktorer kan påverka priset på fastigheter. Ett fritidshus beläget vid en älv med ett kontinuerligt flöde av vatten kan ha ett annat marknadspris än ett fritidshus vid en torrfåra, även om husen och omgivningarna i alla andra avseenden är identiska. Om data om husens pris, egenskaper och omgivning, inklusive flödet av vatten, finns tillgängliga, kan ett indirekt marknadspris på ett kontinuerligt vattenflöde skattas med hjälp av fastighetsvärdemetoden. Den här metoden kan i princip användas för att värdera många olika tjänster, men i allmänhet krävs ett stort datamaterial som i detalj beskriver fastigheternas olika egenskaper. De här egenskaperna måste därtill vara kända för säljare och köpare för att de ska kunna ge utslag på fastighetsmarknaden.

F. Scenariometoder

Scenariovärderingsmetoden (*contingent valuation method*) är den allra vanligaste scenariometoden. Den är en individbaserad scenariometod som med hjälp av intervjuer eller enkäter går ut på att beskriva ett scenario i form av en miljöförändring för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i stället om sina kompensationskrav. Man kan säga att metoden går ut på att skapa en hypotetisk marknadssituation. Vanligtvis erhålls ett samlat värde för alla ekosystemtjänster på en plats, vilket kan vara en nackdel om det är av intresse att särskilja tjänsternas värden, men detta beror på hur studien är utformad.

Choice experiments är en närbesläktad scenariometod som baserar sig på hur de utvalda personerna väljer mellan olika situationer som skiljer sig åt med avseende på bland annat betalningskrav och egenskaperna hos en miljöförändring. Valen ger möjlighet att härleda en betalningsvilja för var och en av egenskaperna. Det finns också gruppbaseade scenariometoder där grupper av individer gemensamt får diskutera sig fram till en rimlig värdering av miljöförändringen.

En viktig poäng med scenariometoder är att de gör det möjligt att få information om värderingar hos människor som åtminstone inte för tillfället använder sig av det som ska värderas. Om förekomsten av en ovanlig art skulle värderas med hjälp av resekostnadsmetoden baseras värderingen enbart på besökarna till området, men det kan mycket väl tänkas att även icke-besökare bryr sig om arten. Människor kan värdesätta blotta existensen av en god miljö (så kallade existensvärden) även om de aldrig själva har tänkt sig att komma i närkontakt med den. Sådana icke-användares värderingar kan fångas upp med hjälp av scenariometoder. Finns det anledning att tro att dessa icke-användarvärden är relativt stora är därför scenariometoder väl lämpade att använda för värdering.

Scenariometoder är flexibla och vältestade och kan i princip användas för att värdera alla ekosystemtjänster. Användningen begränsas dock av i vilken mån det anses rimligt att förlita sig på svar som baserar sig på en hypotetisk situation. Om detta finns en omfattande diskussion, se vidare t.ex. Brännlund och Krström (2012), Kinell och Söderqvist (2011) och Johnston et al. (2017).

G. Åtgärds kostnader

Ibland förekommer det att ekosystemtjänster värderas genom olika typer av kostnader för åtgärder som kan påverka förekomsten av tjänsterna eller som behöver vidtas om förekomsten minskar. Som nämndes ovan kan resultatet av sådan värdering vara svårtolkad och bör användas med försiktighet. Ett grundläggande problem vid värdering med hjälp av åtgärds kostnader är att kostnaderna för att genomföra en åtgärd inte behöver ge någon information om nyttan av att få åtgärden genomförd. Det kan med andra ord vara okänt om individer i samhället faktiskt har en betalningsvilja som motiverar åtgärds kostnaderna. Ibland kan dock åtgärds kostnader tolkas som en minimiskattning av det egentliga värdet av ekosystemtjänsterna, men i vissa fall kan åtgärds kostnader förväntas vara en överskattning av det egentliga värdet, se vidare nedan.

En typ av åtgärds kostnad är biotopvård för att återställa naturliga lekplatser som bekostas av frivilliga insatser genom någon lokal förening. I så fall är det rimligt att tänka sig att betalningsviljan hos de personer som gjort de frivilliga insatserna är minst lika hög som åtgärds kostnaden, och åtgärds kostnaderna blir i så fall en minimiskattning av personers nytta av fiske.

Andra åtgärds kostnader kan handla om faktiska eller potentiella kostnader för att ersätta naturliga tjänster med mänskligt skapade system, t.ex. byggandet av fisktrappor för att återställa konnektivitet mellan vattendrag. Det kan också handla om odling och utsättning av fisk uppströms från vattenkraftverk. I ekosystemtjänstsammanhang brukar sådana kostnader för att ersätta naturliga tjänster med mänskligt skapade system kallas för ersättningskostnader (*replacement*

costs). Andra typer av åtgärds kostnader är kostnader för att avhjälpa negativa miljöeffekter och kostnader för att restaurera vattendrag och habitat. Om de här typerna av åtgärds kostnader underskattar eller överskattar nyttan av miljöförbättringarna är ofta svårt att avgöra. Exempelvis kanske ett mänskligt skapat system är ett ofullkomligt substitut till den naturliga ekosystemtjänsten, och då blir ersättningskostnaderna en underskattning av det egentliga värdet. Å andra sidan kanske inte ett kostnadseffektivt sätt att ersätta den naturliga ekosystemtjänsten har identifierats; om då onödigt höga kostnader används som ett sätt att värdera den naturliga vattentjänsten kan detta leda till en överskattning av det egentliga värdet.

Dönjestudien. För att värdera effekten av ändrat vattenflöde nedströms genom högre minimitappning genomfördes en scenariovärderingsstudie, vilket innebär att både användar- och icke-användarvärden inkluderas. En webbaserad enkät besvarades av invånarna i Bollnäs och kringliggande kommuner. I enkäten informerades om vilka effekter ett ökat vinterflöde skulle ha på ekosystem, mängden fisk och landskapsbild. Även bilder användes för att illustrera förändringarna. De tre positiva effekterna beskrevs som följer:

1. Ökad vintervattenföring förväntas gynna ekosystemet i termer av insekter, snäckor, fisk mm.
2. Ett förbättrat ekosystem ger mer harr och öring. Det förväntas ta 5 till 9 år innan fiskpopulationen blir fyra gånger större, men totalmängden kommer att börja öka redan efter ett år.
3. Landskapsbilden kommer att förändras, färre stenar kommer att synas under vinterns isfria period. Dessutom skulle man kunna höra forsen under vintern.

Utifrån de beskrivna förbättringarna uppmanades respondenterna att ange sin betalningsvilja för att genomföra scenariot. De kunde endera uppge ett intervall eller ett punktestimat. De som inte ville delta i det föreslagna scenariot ansågs ha en betalningsvilja på noll kronor. Även intervallet kunde innehålla summan noll. Ett viktat genomsnitt togs sedan fram för att uppskatta betalningsviljan per hushåll i Bollnäs kommun. Det går att diskutera ifall den övriga befolkningens värde av åtgärden bör inkluderas, åtminstone icke-användarvärden. Författarna argumenterade dock för att effekterna av åtgärden vid Dönje var så små att det var mycket osannolikt att de skulle innebära några användar- eller icke-användarvärden utanför det lokala samhället.

För att värdera effekterna av ökad dansk kolkraft för att ersätta minskad elproduktion användes skadekostnader. Den danska kolkraften ger upphov till externa effekter som hade kunnat undvikas om åtgärden inte hade genomförts. Uppskattade skadekostnader från andra utsläpp än växthusgaser hämtades från EcoSense. Värdet uttrycktes i form av svenskars kompensationskrav för att acceptera förändringen baserat på att de bryr sig om den fysiska skadan som utsläppen ger upphov till, oavsett utsläppskälla.

Referenser

- Brännlund, R., Kriström, B., 2012. Miljöekonomi. Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund.
- Freeman, A.M., III, Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. 3rd edition. RFF Press, New York.
- Hanley, N., Barbier, E. B., 2009. Pricing Nature: Cost–Benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. Journal of the Association of Environmental and Resource Economists 4, 319–405.
- Kinell, G., Söderqvist, T., 2011. Ekonomisk värdering med scenariometoder: En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Rapport 6469, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.

Steg 7b(3): Värdeöverföring som metod att värdera miljöförändringar

I många fall kommer det att bli nödvändigt att återanvända natur- och kulturmiljövärderingar som gjorts för andra vattendrag därför att resurser saknas för att genomföra nya värderingsstudier, och denna hjälptext avser att hjälpa användare med så kallad värdeöverföring i sådana situationer. I steg 6 diskuterades att en och samma miljöförbättring i regel kommer att påverka flera olika ekosystemtjänster samtidigt. Många miljövärderingsstudier värderar därför i praktiken ett paket av förbättringar i flera olika ekosystemtjänster samtidigt, och när man använder sådana tidigare studier för att uppskatta värdet av en miljöförbättring kan man därför nöja sig med att jämföra det nya paketet med det paket som ursprungligen värderades och behöver inte kvantifiera varje ekosystemtjänstförändring separat.

Kriström och Bonta Bergman (2014) diskuterar i sin vägledning ett antal olika metoder för värdeöverföring, och nedan redovisas dessa genom att exemplifiera utifrån värderingstudien i Dönje. I Dönjestudien uppskattades betalningsviljan för ett mer naturligt vattenflöde i Ljusnan till cirka 300 kr per hushåll och år under en

femårsperiod för de 13 000 hushållen i Bollnäs, den grupp som närmast skulle beröras av förändringen i vattenflöde.⁶

Dönjestudien genomfördes 2008, så en bedömning där ett senare basår än 2008 används för de övriga beräkningarna bör åtminstone ta hänsyn till förändringen i prisnivå från 2008 till det basår som används. Den enklaste modellen för värdeöverföring, **punktvärdeestimat**, innebär att man helt enkelt (på samma sätt som förklaras i punkt 7.2) räknar upp det värde per person eller per hushåll som används med konsumentprisindex (KPI) från den tidpunkt då den ursprungliga studien (primärstudien) genomfördes och därefter multiplicerar med antalet personer eller hushåll på den nya plats där resultatet ska tillämpas. KPI steg exempelvis med 4,5 % från 2008 till 2013, så om man använder värden från 2013 i övrigt skulle det nya värdet per hushåll bli 313 kronor och för en plats med 25 000 hushåll skulle det "nya" värdet då bli 313 kr per hushåll gånger 25 000 hushåll.

En uppenbar nackdel med detta tillvägagångssätt är att inte bara prisnivån utan även inkomstnivån normalt stiger över tid, och vår betalningsvilja för olika nyttigheter, inklusive miljövärden, stiger normalt när de reala inkomsterna stiger. Ett fortfarande relativt enkelt men principiellt mer tillfredsställande tillvägagångssätt är därför **inkomstkorrigerade punktvärdeestimat**, där man justerar inte bara för prisnivåförändringar utan även för inkomstförändringar; det normala tillvägagångssättet är att anta att betalningsviljan stiger i samma takt som den reala inkomsten, alltså att inkomstelasticiteten är ett. Om man använder reala medelinkomstnivåer bör man räkna med både förändringen i inkomstnivå och förändringen i prisnivå (KPI). Om man använder de nominella medelinkomstnivåerna i Sverige både från det år då den ursprungliga studien genomfördes och från det år som man använder som basår vägs både prisnivå- och realinkomstförändringar automatiskt in (vilket är fallet i den hjälpmodell som finns till detta avsnitt, se vidare nedan). Nominell BNP per capita steg med 6,9 % procent från 2008 till 2013, så om man utgår från nominell BNP (och antar att antalet personer per hushåll inte förändrats nämnvärt under tiden) skulle värdet per hushåll räknas upp från 300 kronor till 321 kronor. Om man tar hänsyn till förändringarna i både prisnivå och inkomstnivå när man uppdaterar resultaten från Dönjestudien skulle detta med andra ord ge ett värde på ca 321 kr per hushåll i dagens penningvärde för ett mer naturligt vattenflöde. **Detta är det tillvägagångssätt som Kriström och Bonta Bergman (2014) rekommenderar i normalfallet.**

Resonemanget om inkomstkorrigerande gäller egentligen även för inkomstskillnader inom ett land, så om man studerar en plats där medelinkomsten är påtagligt högre eller lägre än i Bollnäs borde man i princip justera även för detta; höginkomsttagare har i regel högre betalningsvilja än låginkomsttagare för en

⁶ Noteras bör dock att Dönjestudien innehöll två olika nivåer på det förändrade vattenflödet jämfört med referensalternativet, och att det bara var förändringen från referensalternativet till ett något mer naturligt vattenflöde som hade ett statistiskt säkerställt värde för de berörda hushållen; en ytterligare förbättring i riktning mot ett vattenflöde som skulle påminna ännu mer om ett naturligt flöde hade inget statistiskt säkerställt ytterligare värde.

likvärdig miljöförbättring helt enkelt därför att betalningsförmågan skiljer sig åt. Detta innebär dock att man värderar miljöförbättringar högre för höginkomsttagare än för låginkomsttagare, vilket kan uppfattas som stötande. Det är därför en bedömningsfråga om man vill göra denna typ av justering i praktiken. För att inkomstkorrigera inom Sverige används i detta fall medelinkomstnivån i Bollnäs året för primärstudien (2008) och medelinkomstnivån för den plats som ska utvärderas under analysens basår (2013).

Publicerade värderingsstudier redovisar normalt ett uppskattat värde för betalningsviljan, men redovisar ofta även denna betalningsvilja som en **betalningsvilje- eller efterfrågefunktion** av olika underliggande faktorer, exempelvis inkomst, utbildningsnivå, och ålder. Om man har genomsnittsvärden för dessa faktorer även för den "nya" plats där studiens resultat ska tillämpas kan man i princip uppdatera värdet från den tidigare studien så att det nya värdet bättre motsvarar demografien på den nya platsen. På samma sätt som med inkomstnivån som diskuterades ovan gäller dock att det kan uppfattas som stötande att på detta sätt värdera miljöförbättringar olika för högutbildade och lågutbildade medborgare. Till detta kommer problemet att detta tillvägagångssätt, även om det naturligtvis teoretiskt sett är mer tillfredsställande att väga in fler viktiga faktorer i bedömningen, i praktiken ofta leder till ökad osäkerhet i uppskattningarna. Varken Krister och Bonta Bergman (2014) eller nationella vägledningar i de flesta andra länder rekommenderar därför detta tillvägagångssätt i praktiken. All värdeöverföring innebär ett stort mått av osäkerhet i de nya estimerarna, och den ökade precision som i teorin kan uppnås med mer sofistikerade metoder som denna kommer i de flesta fall i praktiken att gå förlorad genom att dessa mer sofistikerade metoder också tillför ökad osäkerhet. I praktiken rekommenderas därför att pris- och inkomstkorrigerade punktvärdeestimat används i de flesta fall.

I princip kan man, när det finns flera tidigare studier att tillgå för samma typ av miljöförbättring, utveckla s.k. **metaanalysfunktioner** där betalningsviljan tillåts bero på miljöförbättringens storlek, på inkomst- och utbildningsnivåerna i de olika enskilda studierna, och kanske även på andra faktorer, men även här gäller att den förbättrade teoretiska precisionen i praktiken ofta kommer att gå förlorad i ökad osäkerhet i uppskattningarna. När det finns flera tidigare värderingsstudier som studerat olika nivåer på ungefär samma typ av miljöförbättringar är det därför i regel bäst att använda genomsnitt av dessa värderingar, korrigerade för pris- och inkomst.

För existensvärden, som principiellt omfattar hela den svenska befolkningen, finns komplikationen att den åtgärd som studeras skulle kunna ha så stor effekt att den påverkar det samhällsekonomiska värdet av att åstadkomma liknande effekter i samband med andra åtgärder. Ett uppenbart exempel är existensvärdet av att säkerställa att en utrotningshotad art överlever; ett åtgärds paket i ett avrinningsområde skulle åtminstone i teorin kunna ha så stor effekt på artens möjlighet att överleva att man inte längre behöver ta särskild hänsyn till den arten, eller åtminstone kan ta mindre hänsyn till den, i andra avrinningsområden. På samma sätt finns problematiken att ett stort antal åtgärder som var för sig förbättrar en viss arts överlevnadsmöjligheter kan leda till att värdet av ytterligare

förbättringar sjunker. På kort sikt, innan den samlade effekten av alla åtgärdsprogram kan bedömas, hanteras detta förslagsvis genom att ange stora osäkerhetsintervall för existensvärden.

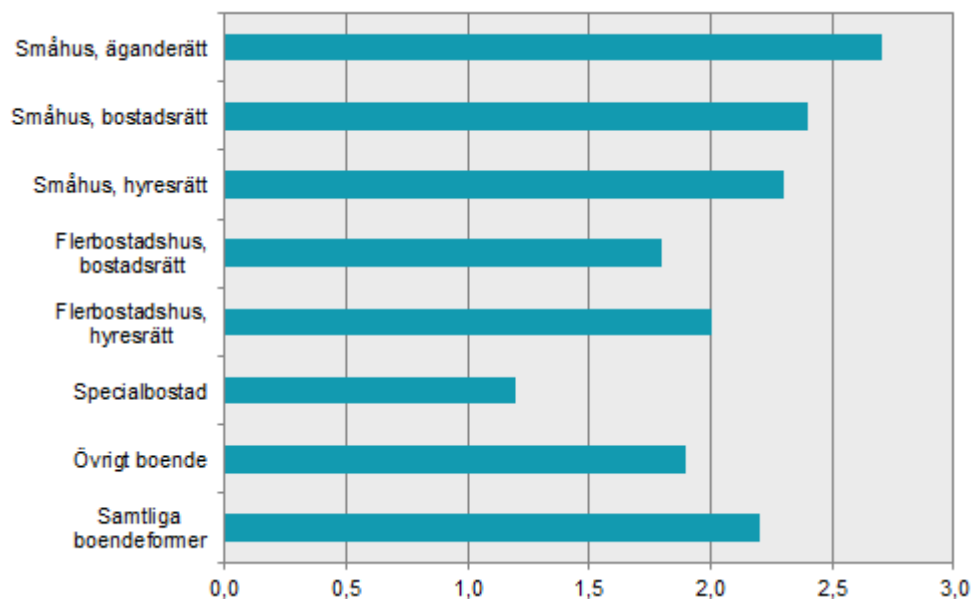
Till detta avsnitt finns en hjälpmodell i form av en Excel-fil som endast kräver inmatning av data. I hjälpmodellen fås automatiska svar för pris- respektive inkomstkorrigerade punktvärdesestimater. Inkomstkorrigeringen sker genom att ange medelinkomsten för Sverige som helhet, vilket är att rekommendera, men inkomstkorrigering inom Sverige kan också göras om medelinkomstnivån anges för de olika platserna respektive år. Användaren bestämmer sedan vilket värde som används och stöd till detta finns i denna hjälptext. Användaren bör också vara uppmärksam på om primärstudiens betalningsvilja har angetts per person, hushåll eller hela den studerade befolkningen och om det är per år, per månad (och i så fall under hur lång tid) eller en engångsbetalning. Hjälpmodellen kan sedan konvertera betalningsvilja från t.ex. per hushåll till per person efter behov, markera med ett x i cell C24-26.

Gäller det värdeöverföring från en utländsk primärstudie finns det en speciell flik för detta. Då ska det förutom ovanstående information även fyllas i *purchasing power parity* (PPP) för landet och Sverige. Medelinkomstnivån året för primärstudien fylls i för det aktuella landet och för Sverige (eller policyområdet) under basåret för att inkomstkorrigera mellan länderna.

Förslag till statistik över inkomst, KPI och befolkningsstorlek mm. finns inlagda som länkar i hjälpmodellen. Oftast finns denna information om studieområdet att hitta i rapporten om primärstudien och eftersom användaren vet vilket som är policyområdet bör det vara enkelt att hitta även denna information. För utländska primärstudier kan det vara extra viktigt att titta i rapporten. Det som det finns minst statistik om i SCB av ovan nämnda är antal och storlek på hushåll, där information innan 2011 är svårt att få fram. Detta finns dock i regel på respektive kommuns hemsida. Det är i hjälpmodellen angett en schablon på 2,2 personer per hushåll vilket är genomsnitt i riket och har varit relativt oförändrat de senaste åren, se tabell 11. Det är dock stora skillnader mellan olika boendeformer, hushåll som bor i småhus är ofta större än hushåll som bor i flerfamiljshus, se figur 13. Detta kan vara viktigt att beakta beroende på hur boendesituationen ser ut längs med det vatten som utvärderas.

Tabell 11. Hushållsstorlek i genomsnitt i Sverige 2011–2016 (Källa: SCB)

Antal personer per hushåll	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Riket	2,18	2,19	2,19	2,19	2,19	2,2



Figur 13. Antal personer per hushåll efter boendeform år 2015 (Källa: SCB)

Referenser

Krström, B., Bonta Bergman, M. (red.), 2014. Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket.

Steg 7b(4): Monetär värdering av miljöförändringar: Databas med relevanta primärstudier

För att kunna ge tips på monetära värden som kan användas för olika typer av miljöförändringar som är vanliga när det gäller åtgärder i vattenkraftpåverkade vattendrag har vi börjat bygga en Excel-databas som sammanfattar resultat från värderingsstudier, se separat Excel-fil. Dessa tar framför allt upp naturmiljöförändringar i kraftpåverkade vatten, då det ofta saknas tidigare studier på andra områden.

Databasen består i dagsläget av tio primärstudier publicerade mellan 2009 och 2014, varav sex är utförda för svenska förhållanden. Samtliga är relevanta men naturligtvis bör hänsyn tas till skilda förhållanden om värdeöverföring sker. Anledningen att ta med även studier som inte berör svenska förhållanden är bristen på svenska primärstudier producerade efter 2009. Studier från innan detta år finns att hitta i den befintliga värderingsdatabasen ValueBaseSWE, men som inte har uppdaterats efter 2009.

De åtgärder som undersöks skiljer sig väsentligt, från borttagande av vandringshinder, till ökat vattenflöde eller en hypotetisk ökning av fiskbestånd. Även värderingarna skiljer sig åt där vissa uttrycks som marginell betalningsvilja och andra som total betalningsvilja eller nettonytta. Ett försök har därför gjorts att

hitta likartade monetära värderingar eller i förekommande fall räkna om och anpassa för att göra dem jämförbara.

Kolumnerna i Excel-filen är inspirerade av upplägget i ValueBaseSWE, som finns tillgänglig via <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhället/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Samhallsekonomska-analyser/Miljoekonomi/Miljovardering/Varderingsdatabas/>

Steg 7b(5): Icke-monetär värdering

I de fall där en konsekvens av något skäl inte bedöms rimlig att värdera monetärt uppmuntras användaren av Excelprogrammet att i den samhällsekonomiska analysen göra en icke-monetär värdering. Sådana icke-monetära värderingar kommer att synas i Excelprogrammets resultatrapport tillsammans med resultaten av de monetära värderingarna. En vanlig anledning till att en monetär värdering inte kan göras är att det inte finns några relevanta värderingsstudier som har skattat monetära värden för just den konsekvens som ska värderas, och att det heller inte bedöms vara rimligt att göra någon ny värderingsstudie.

I princip kan den icke-monetära värderingen göras på (åtminstone) tre olika sätt, se vidare Naturvårdsverket (2015):

1. Kvalitativ värdering: Värdet uttrycks i ord.
2. Semi-kvantitativ värdering: Värdet uttrycks genom någon slags poängskala.
3. Kvantitativ värdering: Värdet uttrycks genom någon fysisk enhet, t.ex. mängden råvaror som produceras under en viss period eller antalet besök till ett rekreationsområde under en viss period.

Syftet med den icke-monetära värderingen är exakt samma som den monetära värderingen, nämligen att säga något om hur konsekvensen påverkar människors välbefinnande. Det är viktigt att ha detta syfte i åtanke när den icke-monetära värderingen görs.

Här följer ett enkelt fiktivt exempel på hur den icke-monetära värderingen kan se ut. Vi antar att vi har att göra med ett miljöprojekt som gynnar ett visst habitat, som i sin tur kommer att leda till ökade fångstmöjligheter av en viss fiskart. Andra effekter kan såklart också uppstå, men för enkelhetens skull håller vi oss till ökad fångst.

1. Kvalitativ värdering: De större fångsterna av fiskarten gynnar invånarna i Fiskestad, eftersom fiskarten är en viktig matfisk för befolkningen.
2. Semi-kvantitativ värdering: Fångstökningens storlek för invånarna i Fiskestad motsvarar 5 poäng på en 10-gradig skala.
3. Kvantitativ värdering: Fångstökningen per år blir totalt 200 ton för invånarna i Fiskestad, dvs. 20 kg per invånare och år.

Om det finns ett marknadspris på fiskarten, och om de ökade fångstmöjligheterna är en marginell förändring, skulle informationen i den kvantitativa värderingen i det här fallet enkelt kunna användas för en monetär värdering:

4. Monetär värdering: Fångstökningen per år, totalt 200 ton för de 10 000 invånarna i Fiskestad, multiplicerat med marknadspriset 0,1 Mkr/ton för fiskarten = 20 Mkr per år, eller 2 000 kr per invånare och år.

Referenser

Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.

Steg 7b(6): Hantering av skatter och subventioner

Kostnadssidan

Att betala skatt innebär en omfördelning av pengar från privat till offentlig sektor. Det handlar alltså inte om en förbrukning av resurser utan endast om en transferering. Transfereringar innebär en utgift för en part och en lika stor inkomst för en annan part, vilket blir ett nollsummespel och påverkar då inte nettoresultatet i en kalkyl. Är skatten dock tänkt att motsvara en extern effekt bör denna värderas separat. Det finns därför anledning att separera skatter i olika grupper enligt följande:

- Fiskala skatter
- Punktskatter
- Internaliserande skatter

Syftet med fiskala skatter är att ge inkomster för att betala de kollektiva nyttigheterna som staten eller kommunen erbjuder. Beskattningen drar in resurser från den privata sektorn för att skapa utrymme för den offentliga sektorns verksamhet och investeringar. Här ingår till exempel moms på varor och tjänster, arbetsgivaravgift och inkomstskatt.

En punktskatt riktas mot konsumtionen av en enskild vara eller tjänst. Ofta har den införts för att påverka beteendet hos konsumenter och/eller företag. Det gäller t.ex. skatter riktade mot alkohol, tobak och energi.

Internaliserande skatter är en typ av punktskatt som införs i syfte att spegla skadekostnaden för en extern effekt. Här inkluderas bl.a. skatt på koldioxid och andra utsläpp.

För projektets kostnader av insatsvaror m.m. rekommenderas att dra av alla eventuella skatter. Men för de internaliserade skatterna ska alltså den externa effekten värderas separat. Vägledning i hur detta görs finns i avsnitt 7b(10) om *Värdering av miljö- och klimatpåverkande utsläpp*. Ett räkneexempel för skatter finns i samma avsnitt.

Undantag gäller dock om insatsvaran finns i en bestämd (given) mängd. Normalt kan ett litet miljöprojekt inte antas leda till bristsituationer på insatsvaran i andra

delar av ekonomin, men det kan finnas undantag. Ett exempel på detta är om redan sysselsatt arbetskraft med specifik kompetens behövs för projektet. De personer med den kompetens som efterfrågas kan då anses finnas i ett bestämt (givet) antal om alla redan har arbete och ingen ledig arbetskraft finns som kan fylla platserna. Anlitas en sådan person till projektet går samhället miste om den produktion som personen skulle ha utfört på annat håll i ekonomin. Den undanträngda produktionens värde för samhället är i så fall marknadspriset, alltså producentpris plus punktskatter och moms, se även avsnitt 7b(9) om *Arbetskraftskostnader*.

Subventioner kan uppfattas som negativa punktskatter. Om en insatsvara som projektet använder är subventionerad bör subventionen läggas till kostnaden (om kostnaden reducerats med subventionen). Ibland subventioneras investeringskostnaden. Det är fallet för investeringsstödet till solceller. Den reella investeringskostnaden bör beräknas med tillägg av subventionen/stödet. På motsvarande sätt bör en subvention av projektets produktion räknas av från intäkterna (om dessa inkluderar subventionen).

Effektskatter, som tas ut på kapacitet snarare än faktisk produktion, bör inte inkluderas i de samhällsekonomiska kostnaderna.

Nyttosidan

Det rekommenderas att de nyttor som projektet medför värderas inklusive skatter. Detta grundar sig i principen om att nyttor mäts efter betalningsvilja. För marknadsvaror ger marknadspriset information om en köparens minsta betalningsvilja, eftersom en köpare är villig att betala minst det rådande marknadspriset för en vara eller tjänst, alltså inkluderat moms och ev. punktskatter. För icke-marknadsvaror och -tjänster krävs särskilda värderingsmetoder för att uppskatta betalningsviljan, se avsnitt 7b(2) om *Metoder för monetär värdering av miljöförändringar*.

Dödviktsförluster

Det sätt att behandla skatter som föreslås i detta avsnitt är inte det enda tänkbara. Vissa samhällsekonomiska manualer använder ett begrepp som kallas marginalkostnaden för allmänna medel (*marginal cost of public funds*), som Trafikverket (2016) kallar "skattefaktor". Skattefaktorn används för uppräkningskostnader och övriga infrastrukturkostnader som finansieras genom skatter från statlig eller kommunal budget för att ta hänsyn till de dödviktsförluster som uppstår till följd av skattekillen. Teoretiskt ger angreppssätten samma resultat. Det finns ytterligare ansatser men läsaren hänvisas till Johansson och Kriström (2016, s. 34-44) för en översikt av ett antal olika angreppssätt.

Dönjestudien. I huvudscenariot ersattes bortfallen elproduktion i Dönje med annan elproduktion. Således påverkades vare sig slutanvändningen av el eller skatter. Däremot kan kostnaden för att producera mer el i Dönje (3 öre per kWh) uppfattas som att den innefattar ett momspåslag (25 procent); detsamma gäller inbesparade kostnader om produktionen minskas.

I ett bescenario diskuteras hur kalkylens utfall påverkas om elanvändningen minskar när Dönje producerar mindre (något som kan orsakas av små anpassningar av elpriset). Då blir det ett bortfall av energiskatt samt moms på spotpriset, energiskatten och den rörliga elnätsavgiften.

Referenser

Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Tekniskt krävande bok men den innehåller en diskussion om olika sätt på vilka skatter och subventioner kan hanteras (grupperas) i en samhällsekonomisk analys.

Många mer grundläggande böcker i välfärdsekonomi och offentlig ekonomi diskuterar hanteringen av skatter i en samhällsekonomisk bedömning. Två exempel är:

Johansson, P.-O., 1991. An Introduction to Modern Welfare Economics. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Brent, R. J., 2006. Applied Benefit-Cost Analysis. Second Edition. Edward Elgar, Cheltenham.

Trafikverket, 2016. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0. www.trafikverket.se/ASEK.

Sök på punktskatter. Skatteverket har god information. Här finns skattesatser för bränslen och el:
<https://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/skattesatser.4.77dbcb041438070e0395e96.html>

Subventioner kan vara svårare att hitta.

Steg 7b(7): Samhällsekonomisk värdering av förändringar i kraftproduktion

Hjälptexten för steg 7a(1) handlade om företagsekonomisk värdering av förändringar i kraftproduktion. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv innebär åtgärderna att elproduktion minskar från en producent. Om elkonsumtionen är konstant och inte påverkas av projektet innebär detta således att förlusten ersätts via ökning av produktion i ett annat kraftverk. Kostnaden för detta är gällande spotmarknadspris, som kan fungera som en approximation av marginalkostnaden.

Även för elcertifikatberättigade kraftverk blir kalkylen i exemplet identisk med det företagsekonomiska utfallet. Ett sätt att motivera detta förfarande är att samhället värderar produktionen från certifikatberättigade källor till ett högre pris än marknadspriset.

Steg 7b(8): Värdering av reglerkraftpåverkan

Energimyndigheten, Svenska kraftnät och Havs- och vattenmyndigheten har i en gemensam rapport (ER 2016:11) delat in kraftverken i tre klasser där klass 1 är viktigast för att bibehålla vattenkraftens reglerförmåga. Denna klassindelning påverkar väsentligt vilka typer av åtgärder som alls är meningsfulla att överväga för ett visst kraftverk och även hur den samhällsekonomiska bedömningen av dessa åtgärder bör hanteras.

Förutsatt att den gemensamma rapportens intentioner följs, så att alla eller de flesta kraftverk i klass 1 undantas från åtgärder som påverkar reglerförmågan, kan åtgärder i de klass 1- och klass 2-kraftverk där åtgärder blir aktuella värderas samhällsekonomiskt utan att man behöver ta hänsyn till systemeffekter. I elmarknader liknande den nordiska pekar nationalekonomisk forskning (se exempelvis Førsund och Hjalmarsson, 2011; Bertsch et al., 2012, 2013, 2016; Bergman, 2016) på att effekter på intäkter från elproduktionen i ett kraftverk kan användas för att värdera även effekter på reglerförmågan i detta kraftverk, så länge den samlade reglerförmågan i elsystemet som helhet inte påverkas påtagligt. En åtgärd som påverkar reglerförmågan i ett klass 1- eller klass 2-kraftverk därför att produktion flyttas över dygnet eller över året, jämfört med hur produktionen skulle sett ut om åtgärden inte genomförts (exempelvis för att upprätthålla kontinuerligt vattenflöde i en tidigare torrfåra), kommer samtidigt att innebära att produktion sker vid mindre lönsamma tidpunkter än vad som annars varit fallet. Den samhällsekonomiska förlusten av detta (inklusive kostnaden för försämrade reglerförmåga) kommer då att motsvaras av kostnaden för den mindre lönsamma elproduktionen.

Det bör dock betonas att detta förutsätter att alla, eller de flesta, klass 1-kraftverk faktiskt undantas från åtgärder, så att man kan bortse från systemeffekter när man värderar åtgärder i de klass 1- och 2-kraftverk där åtgärder blir aktuella. Det bör också betonas att en åtgärd i klass 1- och klass 2-kraftverk bara kan bedömas samhällsekonomiskt om man faktiskt gjort en utförlig genomgång av hur reglerförmågan och produktionen i kraftverket skulle påverkas av åtgärden.

Klass 1

Klass 1 omfattar drygt 250 kraftverk vilka bedöms som absolut värdefullast för reglerbidraget i elsystemet. Dessa bedöms vara särskilt viktiga för sitt relativa reglerbidrag, vilket innebär att de bör klassas som kraftigt modifierade och få en miljökvalitetsnorm med undantag för att undvika att göra åtgärder som kan påverka deras reglerförmåga. Energimyndigheten, Svenska kraftnät och Havs- och vattenmyndigheten bedömer därför att åtgärder som medför en försämring av reglerbidraget vid dessa anläggningar utgör en betydande påverkan på den samhällsviktiga verksamheten reglerkraft enligt Vattenförvaltningsförordningen (VFF).

Det kan finnas undantag för dessa anläggningar; det är när tvingande gemenskapslagstiftning exempelvis genom art- och habitatdirektivet innebär att åtgärder med påverkan på reglerbidraget ändå måste göras, om det t.ex. krävs för att uppnå gynnsam bevarandestatus. I sådana situationer kommer det möjligtvis

inte att behövas en samhällsekonomisk värdering av förändrad reglerförmåga som sådan, eftersom eventuella åtgärder kommer att bero på tvingande lagkrav. För att utreda olika alternativ för att uppnå dessa krav finns det dock fortfarande behov av en samhällsekonomisk bedömning. Förutsatt att en utförlig genomgång gjorts av hur de olika alternativ som övervägs skulle påverka produktionen och lönsamheten i kraftverket kan denna genomgång användas för en samhällsekonomisk värdering även av effekterna på reglerförmågan, i enlighet med vad som sades ovan för både klass 1- och klass 2-kraftverk.

Åtgärder som inte medför någon inverkan på reglerkraften kan genomföras även vid klass 1-anläggningar, om det inte bedöms medföra orimliga kostnader enligt VFF.

Det kan bli fler kraftverk än de som utpekats i klass 1 som bör bedömas som särskilt viktiga. Ett exempel på det kan vara ett kraftverk som ligger mellan två klass 1-kraftverk eftersom möjligheten att uppnå en miljö kvalitetsnorm för det kraftverket då påverkas av upp- och nedströmsförhållanden knutna till klass 1-kraftverken.

Klass 2

I den andra klassen finns kraftverk som under vissa tidsavsnitt på ett betydelsefullt sätt bidragit till reglering. För kraftverken i klass 2 bör en samhällsekonomisk avvägning mellan påverkan av reglerförmåga och miljönytta göras. Även här kan det finnas tvingande gemenskapslagstiftning, exempelvis att gynnsam bevarandestatus ska uppnås.

För de ca 80 kraftverken i denna klass kommer det att vara aktuellt att göra en mer utförlig genomgång av vad en specifik åtgärd skulle kunna ge för positiva miljöeffekter och hur stor påverkan på reglerförmåga den aktuella åtgärden kan bedömas komma att få. När en sådan genomgång väl gjorts kan den samhällsekonomiska kostnaden för försämringar i kraftverkets reglerförmåga bedömas relativt enkelt, i enlighet med vad som sades ovan för både klass 1- och klass 2-kraftverk.

Klass 3

För de kraftverk som ingår i klass 3 är reglerbidraget så litet att det ändå inte är aktuellt med en särskild samhällsekonomisk värdering av förändringar i den framtida reglerförmågan. Enklare bedömningar av effekter på produktionen kan här räcka för att värdera de samhällsekonomiska konsekvenserna.

Referenser

- Bergman, L., 2016. Mot en integrerad europeisk marknad för el? En studie om kapacitetsmekanismer. Rapport 2016: 263. Energiforsk AB, Stockholm.
- Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2012. Flexibility options in European electricity markets in high RES-E scenarios. Study on behalf of the International Energy Agency (IEA). Institute of Energy Economics, Universität zu Köln.

Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2013. Flexibility in Europe's power sector – an additional requirement or an automatic complement? EWI Working Paper 13/10, Institute of Energy Economics, Universität zu Köln.

Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2016. Flexibility in Europe's power sector – An additional requirement or an automatic complement? Energy Economics 53, 118 – 131.

Energimyndigheten, Svenska kraftnät och Havs- och vattenmyndigheten, 2016. *Vattenkraftens reglerbidrag och värde för elsystemet*. ER 2016:11. Tillgänglig vid: <<https://www.energimyndigheten.se/contentassets/0470e9ec1c58479093f161e614adb474/vattenkraftens-reglerbidrag-och-varde-for-elsystemet.pdf>>

Førsund, F. R., Hjalmarsson, L., 2011. Renewable energy expansion and the value of balance regulation power. I Johansson, P.- O., Kriström, B. (red.), *Modern Cost-Benefit Analysis of Hydropower Conflicts*, s. 97 – 126. Edward Elgar, Cheltenham, UK.

Steg 7b(9): Arbetskraftskostnader

För den typ av åtgärder som är aktuella i detta sammanhang kan det krävas anställning av arbetskraft med specifik kompetens. Sådana kvalificerade medarbetare har normalt redan anställning varför det rekommenderas att i projektet i så fall räkna på kostnaden av att ta arbetskraft från en annan del av ekonomin.

För arbetskraft som bedöms ha sysselsättning också i alternativfallet bör den företagsekonomiska arbetskraftskostnaden (lön plus sociala avgifter) accepteras. I det fallet bör man samhällsekonomiskt också räkna upp arbetskraftskostnaden med moms. Det ger en god skattning av värdet av den produktion som de för projektet rekryterade skulle ha producerat på annat håll i ekonomin. Köparna hade varit villiga att betala producentpris plus moms för de produkter som trängts undan, vilket i detta fall är den samhälleliga kostnaden av att anlita redan sysselsatt arbetskraft. Vi utgår här från att det inte finns ledig kvalificerad arbetskraft redo att fylla den tidigare platsen.

Om årslönen är 300 000, de sociala avgifterna uppgår till 37 % (för anställda med en månadslön som understiger 37 000 kronor, för anställda med högre månadslön uppgår den i genomsnitt till 69 % år 2016) och momsen 25 % blir arbetskraftskostnaden 513 750 (dvs. $1,37 \cdot 300\,000 \cdot 1,25$).

För arbetskraft som utan projektet skulle ha varit arbetslösa har man idealt en skattning av reservationslönen. Det är den lägsta ersättning efter skatt som får en arbetslös att ta en anställning. Enklarest är att använda lönen efter skatt som en grov skattning av reservationslönen. Sociala avgifter kan uppfattas som "framtida lön", t.ex. i form av sjukersättning och pension. Här räknas alltså inte momsen in då ingen produktion blivit undanträngd, utan endast fritid.

Om årslönen är 300 000, inkomstskatten är 32 % (genomsnittlig kommunalskatt för Sverige 2016) och de sociala avgifterna uppgår till 37 %, blir reservationslönen 315 000 (dvs. $1,37 \cdot 300\,000 - 0,32 \cdot 300\,000$).

Används både redan sysselsatt och tidigare arbetslös arbetskraft kan det vara bättre att använda en kombination av de båda tillvägagångssätten, där en del av arbetskraftskostnaden inkluderar sociala avgifter och moms och den andra delen räknas som reservationslönen.

Dönjestudien. Ingen direkt beräkning ingick av hur efterfrågan på arbetskraft påverkas. Däremot fanns en diskussion där det framgår att kostnaden inkluderar sociala avgifter (och moms). Kostnaden för att producera ytterligare el antogs vara 3 öre per kWh. Om produktionen minskar inbesparas 3 öre per kWh. För nybyggda större vattenkraftverk sätts kostnaden för att öka produktionen ofta till noll.

Referenser

Notera att det finns såväl lagstadgade som avtalade sociala avgifter.

Sök på sociala avgifter. Ett tips är att gå in på Ekonomifakta, t.ex. finns den här länken i mars 2016: <http://www.ekonomifakta.se/Fakta/Skatter/Skatt-pa-arbete/Sociala-avgifter/>

Det går även att söka på SCB (Statistiska centralbyrån), men det är ofta snåriga vägar fram till önskad statistik. Skatteverkets uppgifter avser lagstadgade avgifter.

Genomsnittlig kommunalskatt finns också på Ekonomifakta och SCB. I mars 2016 fanns de här länkarna:

<http://www.ekonomifakta.se/Fakta/Skatter/Skatt-pa-arbete/Kommunalskatter/?gclid=CN6F6tmD18sCFQso0wodxg0CHA>

http://www.scb.se/sv/_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Offentlig-ekonomi/Finanser-for-den-kommunala-sektorn/Kommunalskatterna/11849/11856/Behallare-for-Press/396886/

Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Tekniskt krävande bok men den innehåller en kort översikt över empiriska resultat vad avser kostnaden för olika typer av arbetskraft.

Många mer grundläggande böcker i välfärdsekonomi och offentlig ekonomi diskuterar kostnaden för att anställa arbetslösa. Två exempel är:

Johansson, P.-O., 1991. An Introduction to Modern Welfare Economics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Brent, R. J., 2006. Applied Benefit-Cost Analysis. Second Edition. Edward Elgar, Cheltenham.

Steg 7b(10): Värdering av miljö- och klimatpåverkande utsläpp

Som nämnts ovan i avsnitt 7.4 om *Hantering av utsläppsrätter* så påverkar inte sektorer som omfattas av EU:s handelssystem med utsläppsrätter utsläppen av koldioxid. Däremot ökar mängden koldioxidutsläpp från källor inom resterande sektorer när dess produkter används till åtgärder, förutsatt att de inte skulle användas även i alternativfallet. Dessutom finns det andra utsläpp skadliga för människan och naturen som kan uppkomma. Vissa utsläpp är belagda med en punktskatt för att internalisera kostnaden av den externa effekten, men det rekommenderas att skatten dras bort från kostnaden och att dessa externa effekter istället värderas separat till deras marginella skadekostnader. Anledningen till att skatter generellt dras bort i samhällsekonomisk analys diskuteras närmare i avsnittet om skatter. I detta fall handlar det om att punktskatter ibland används som styrmedel för att ändra konsumtionsbeteende och då brister som värderingsunderlag. I en företagsekonomisk kalkyl tas skatten upp som en kostnad och det görs ingen värdering av externa effekter.

Åtgärder som innebär att mindre vatten leds via turbinerna i vattenkraftverk (exempelvis ökad minimitappning eller byggande av fiskväg) kommer att leda till en minskad elproduktion. Om total elkonsumtion är konstant måste mer el produceras någon annanstans. Rekommendationen är att denna minskning i teorin ersätts med el producerad via dansk kolkraft, vilket normalt är det som ligger på marginalen på den nordiska elmarknaden. El producerad med kolkraft ger i jämförelse med vattenkraft upphov till utsläpp av ett antal skadliga ämnen, i form av t.ex. förbränningspartiklar såsom kväve- och svaveloxider.

Det kompensationskrav som individer har för att acceptera denna försämring (WTA, *willingness to accept compensation*) kan uppskattas med den marginella skadekostnaden vid den initiala utsläppsnivån gånger den ökade mängden utsläpp, förutsatt att det relativt handlar om små mängder. Det finns flera olika verktyg som ger skattningar på skadekostnaden av olika utsläpp, däremot finns det inga nationella direktiv för vilka värden som ska användas. För transportsektorn har Trafikverket tagit fram Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden (ASEK, Trafikverket, 2016) vars värden även används i andra sammanhang. Andra exempel är Ecovalue (Noring, 2014), Ecosense (<http://ecoweb.ier.uni-stuttgart.de/EcoSenseLE>; uppdateras under 2017) och ECOTAX (Finnveden et al., 2006).

Ecovalue och Ecosense har fördelen att deras värden är baserade på skadekostnad, vilket är det vi är ute efter, medan värdena i ASEK och ECOTAX delvis är baserade på skuggpriser, dvs. skattesatser för att nå politiska mål. Ecosense designades för el- och värmeproduktion och har värden på de flesta utsläpp som uppkommer vid kolkraftverk samt enskilda värden för andra växthusgaser än koldioxid (de andra använder koldioxidekvivalenter). Är man ute efter ett intervall av värden för varje utsläpp kan det bli nödvändigt att ta värden från olika verktyg.

För koldioxidutsläpp från sektorer som inte ingår i handelssystemet, den s.k. icke-handlande sektorn, rekommenderas att den svenska koldioxidskatten används som en grov approximation av skadekostnaden. Det finns ett stort underlag i litteraturen för värdering av skadekostnaden från koldioxidutsläpp (se t.ex. arbete

av Nordhaus, Stern och Tol) men tyvärr spretar existerande skattningar och spännvidden är mycket stor. Största anledningen till skillnader ligger i hur framtida generationer, inkomstskillnader och katastrofer har behandlats. Tills det kommer tydliga riktlinjer på nationell nivå för värdet på skadekostnaden blir koldioxidskatten en godtagbar kompromiss.

Den icke-handlade sektorn omfattar nästan alla sektorer utanför systemet för handel med utsläppsrätter, t.ex. vägtransporter. Utsläpp från markanvändning (*land use* och *land use change*), skogsbruk (*forestry*) och internationell sjöfart är undantagna. Även för den icke-handlade sektorn finns bindande målsättningar om utsläppsminskningar (Ansvarsfördelningsbeslutet, *Effort Sharing Decision*). För Sverige är målsättningen att utsläppen skall minska med 17 procent från 2005 till 2020. Men Sverige har valt, i likhet med en del andra länder, att gå före och överuppfylla målsättningen. Det är upp till det enskilda landet att välja hur målen uppnås, dvs. att välja styrmedel. I Sverige använder man sig av en generell koldioxidskatt som år 2015 var 1,12 kr/kg koldioxid. Vissa sektorer, som tillverkningsindustrin, har av konkurrensskäl fått nedsatt koldioxidskatt.

För att exemplifiera innebär detta alltså att för det drivmedel som går åt i grävmaskiner vid byggandet av en fisktrappa dras skatterna av från drivmedelskostnaden. Mängden koldioxidutsläpp som förbrukningen ger upphov till multipliceras sedan med koldioxidskatten för att uppskatta den externa skadeeffekten. Anta att dieselpriiset är 12 kr/liter, varav 7 kr/liter består av energiskatt, moms och drivmedelsskatt (koldioxidskatt). Producentpriset är alltså 5 kr/liter. Exakta siffror för 2015 finns på (<http://www.ekonomifakta.se/Fakta/Energi/Styrmedel/Konsumtionsskatter-pa-diesel/>).

För varje liter förbrukad diesel bildas knappt 3 kg CO₂ (2,94 kg CO₂ ekv/liter; miljöfordon.se). Säg att det går åt 1000 liter diesel vid genomförandet av åtgärden, den totala samhällsekonomiska kostnaden är då 8 360 kr uppdelat på inköpskostnad av diesel 5 000 kr och skadekostnad från förbrukning 3 360 kr. Se även tabell 11. Den företagsekonomiska kostnaden är 12 000 kr exklusive moms 2 400 kr vilket blir 9 600 kr⁷.

Tabell 12. Exempelberäkning av samhällsekonomisk kostnad av drivmedel.

	Total mängd	Pris per enhet	Total kostnad
Dieselskostnad	1000 liter diesel	5 kr/l diesel	5000 kr
Skadekostnad	3*1000 kg CO ₂	1,12 kr/kg CO ₂	3360 kr
Samhällsekonomisk kostnad			8360 kr

⁷ Räkneexemplet är baserat på full energi- och drivmedelsskatt (koldioxidskatt). Tänk på att flera yrkesverksamheter har nedsatt skatt, bl. a. tillverkningsindustrin och jord-, skog- och vattenbruksverksamheter, och alltså då har en lägre företagsekonomisk kostnad.

En annan rekommendation är att inte dra detta resonemang för långt utan att hålla sig till att endast värdera de utsläpp som direkt kan kopplas till åtgärden. Att till exempel räkna på de utsläpp som bildas vid tillverkningen av material som köps in blir får i praktiken betraktas som alltför avancerat. Kostnaden för materialet får helt enkelt antas spegla skadekostnaden av miljöpåverkan, genom att tillverkaren har betalat koldioxidskatt. Jämför skillnaden mellan de utsläpp som bildas vid förbränningen av diesel som används i projektet och de utsläpp som bildas vid tillverkningen av samma diesel från råolja i raffinaderiet.

Dönjestudien. De skadliga utsläppen från den danska kolkraften värderades genom att uppskatta svenskarnas kompensationskrav för att acceptera (WTA, *willingness to accept compensation*) försämringen med skadekostnader i verktyget EcoSenseLE. Den årliga kostnaden av NO_x, SO₂, partiklar, NMVOC, CH₄ och N₂O uppskattades till EUR 3 039 per GWh.

Referenser

Finnveden, G., Eldh, P., Johansson, J., 2006. Weighting in LCA Based on Ecotaxes - Development of a Mid-point Method and Experiences from Case Studies. The International Journal of Life Cycle Assessment, 11 (1), 81-88.

Johansson, P.-O., 2016. On the Treatment of Emissions Trading and Green and White Certificates in Cost-Benefit Analysis. SSE Working Paper Series in Economics No. 2016:2.

Noring, M., 2014. Valuing ecosystem services-linking ecology and policy. Akademisk avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm. ISBN 978-91-7595-364-9

Ansvarsfördelningsbeslutet presenteras översiktligt här:

http://ec.europa.eu/clima/policies/effort/index_en.htm

EU:s klimat- och energipaket presenteras översiktligt här:

<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/EU-och-internationellt/EUs-miljoarbete/Klimatpolitik/Klimat--och-energi-paket/>

Steg 8-10: Fördelningsanalys, känslighetsanalys, slutsatser

När steg 7a och 7b är avklarade har användaren angett alla data som behövs för den finansiella respektive samhällsekonomiska analysen. Programmet kan då producera en resultatrapport, som bl.a. redovisar all inmatad text om problemformulering, syftesformulering, referensalternativ, alla inmatade värden, diagram som på olika sätt visar det finansiella respektive samhällsekonomiska nettonuvärdet, osv. Om användaren har angett värden på ett probabilistiskt sätt simulerar Excelprogrammet en fördelning för nettonuvärdet med hjälp av en s.k. Monte Carlo-analys.

Resultatrapporten ger en *fördelningsanalys* genom att för den samhällsekonomiska analysen presentera nettonuvärden för olika aktörer. De icke-monetariserade konsekvenserna redovisas tillsammans med nettonuvärdet som kompletterande kvalitativ information. För en fullständig fördelningsanalys ska de monetariserade och kvalitativa konsekvenserna bedömas som en helhet.

Resultatrapporten ger även en *känslighetsanalys* på så sätt att den, om intervall har angetts, visar hur olika konsekvensposter bidrar till det slutliga intervallet för nettonuvärdet. Om belopp har angetts probabilistiskt visas nettonuvärdet tillsammans med ett 95-procentigt konfidensintervall. Användaren kan även ta fram grafer som visar den empiriska sannolikhetsfördelningen för nettonuvärdet. Om användaren vill undersöka hur resultaten påverkas av förändrade förutsättningar (t.ex. ändrad diskonteringsränta eller minskade eller ökade värden) gör användaren motsvarande ändringar av inmatade data och studerar sedan hur resultaten ändras.

Användaren drar *slutsatser* baserat på resultatrapporten och skriver till sist in dessa slutsatser i löptext. Slutsatserna ingår sedan i den slutliga resultatrapport som Excelprogrammet producerar.

Referenser

- Belton, V., Stewart, T. J., 2002. Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach. Kluwer Academic Publishers.
- Bergman, L., 2016. Mot en integrerad europeisk marknad för el? En studie om kapacitetsmekanismer. Rapport 2016: 263. Energiforsk AB, Stockholm.
- Bergsten, P., Nicolin, S., Frisk, A., Rydgren, B., Björklund, I. P., Stage, J., 2014. Miljöförbättrande åtgärder i Mörrumsån och Ångermanälven, med fokus på havsvandrande arter. ÅF-Industry AB.
- Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2012. Flexibility options in European electricity markets in high RES-E scenarios. Study on behalf of the International Energy Agency (IEA). Institute of Energy Economics, Universität zu Köln.
- Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2013. Flexibility in Europe's power sector – an additional requirement or an automatic complement? EWI Working Paper 13/10, Institute of Energy Economics, Universität zu Köln.
- Bertsch, J. Growitsch, C., Lorenczik, S., Nagl, S., 2016. Flexibility in Europe's power sector – An additional requirement or an automatic complement? Energy Economics 53, 118 – 131.
- Branco, P., Segurado, P., Santos, J. M., Ferreira, M. T., Strecker, A., 2014. Prioritizing barrier removal to improve functional connectivity of rivers. Journal of Applied Ecology, 51(5): 1197–1206. DOI: 10.1111/1365-2664.12317.
- Brent, R.J., 2006. Applied Benefit–Cost Analysis. Second Edition. Edward Elgar, Cheltenham.
- Brännlund, R., Kriström, B., 2012. Miljöekonomi. Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund.
- Burgess, D. F., Zerbe, R. O., 2011. Appropriate discounting for benefit-cost analysis. Journal of Benefit-Cost Analysis 2, no. 2, 169-189.
- Crosby, B., 1992. Stakeholder analysis: a vital tool for strategic managers. USAID's Implementing Policy Change Project.
- Energimarknadsinspektionen, 2014. Så sätts ditt elpris. Tillgänglig vid <http://www.energimarknadsinspektionen.se/Documents/Publikationer/fakta_och_informationsmaterial/Sa_satts_ditt_elpris.pdf>
- Energimyndigheten, Svenska kraftnät och Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Vattenkraftens reglerbidrag och värde för elsystemet. ER 2016:11.
- Finnveden, G., Eldh, P., Johansson, J., 2006. Weighting in LCA based on ecotaxes - development of a mid-point method and experiences from case studies. The International Journal of Life Cycle Assessment, 11 (1), 81-88.

- Freeman III, A.M., Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. 3rd edition. RFF Press, New York.
- Førsund, F. R., Hjalmarsson, L., 2011. Renewable energy expansion and the value of balance regulation power. I Johansson, P – O., Kriström, B. (red.), Modern cost-benefit analysis of hydropower conflicts, s. 97 – 126. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Getzner, M., 2014. Importance of free-flowing rivers for recreation: Case study of the River Mur in Styria, Austria. Journal of Water Resources Planning and Management, vol. 141, no. 2.
- Greco, S. (red.), 2005. Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. Springer-Verlag, New York.
- Hajkowicz, S., Collins, K., 2007. A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. Water Resources Management 21 (9), 1553–1566.
- Hanley, N., Barbier, E. B., 2009. Pricing Nature: Cost–Benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Hausman, D. M., McPherson, M. S., 2001. Ekonomisk teori och moralfilosofi. Studentlitteratur, Lund.
- Johansson, P.-O., 1991. An Introduction to Modern Welfare Economics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P.-O., 2015. Tradable Permits in Cost–Benefit Analysis. CERE Working Paper 2015, 11, and SSE Working Paper in Economics No 2015:3.
- Johansson, P.-O., 2016. On the Treatment of Emissions Trading and Green and White Certificates in Cost–Benefit Analysis. SSE Working Paper Series in Economics No. 2016:2.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2012. The Economics of Evaluating Water Projects – Hydroelectricity Versus Other Uses. Springer, Heidelberg, Tyskland.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2016. Cost–Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. Journal of the Association of Environmental and Resource Economists 4, 319–405.
- Jonsson, M., 2015. Rikedomar runt rinnande vatten. De ekonomiska värdena av en miljöanpassad vattenkraft. Åtta45, Stockholm.
- Just, R. E., Hueth, D. L., Schmitz, A., 2004. The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

- King, S., O'Hanley, J. R., 2016. Optimal fish passage barrier removal-revisited. *River Research and Applications* 32(3): 418-428. DOI: 10.1002/rra.2859
- Kinell, G., Söderqvist, T., 2011. Ekonomisk värdering med scenariometoder: En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Rapport 6469, Naturvårdsverket, Stockholm.
- King, S., O'Hanley, J. R., Newbold, L. R., Kemp, P. S., Diebel, M. W., 2016. A toolkit for optimizing fish passage barrier mitigation actions. *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/1365-2664.12706.
- Kriström, B., Bonta Bergman, M. (red.), 2014. Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt: En vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L., Leonardsson, K., Paulrud, A., Ranney, B., Sandberg, S., 2010. Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten. ELFORSK Rapport 10:90.
http://www.elforsk.se/Rapporter/?rid=10_90_.
- Leonardsson, K., 2012. Modellverktyg för beräkning av ålförluster vid vattenkraftverk. Elforsk rapport, 12-36. Rapporten och modellverktyget finns att ladda ned från
<http://www.elforsk.se/Programomraden/Vattenkraft/Krafttag-al/FoU/Modellverktyg-for-berakning-av-mortalitet-for-nedstromsvandrande-al-vid-vattenkraftverkLitteraturgenomgang-och-utvardering-av-befintliga-modeller-och-modellutvarderingar/>.
- Lindvall, J., 2011. Samhällsekonomisk lönsamhet – en introduktion i cost-benefit-analys. Linköpings universitet, upplaga 4. Tillgänglig vid
<<http://www.iei.liu.se/nek/730g79/filarkiv/1.298788/CBA-kompendium1.pdf>>
- Loomis, J., 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research*, vol. 38, no. 6.
- Länsstyrelsen Jönköpings län, 2002. Biotopkartering – Vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i anslutning till vattendrag. En rapport från regional miljöövervakning i Jönköpings län. Programområde: Sötvatten. Meddelande 2002:55.
- Naturvårdsverket, 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Noring, M., 2014. Valuing ecosystem services-linking ecology and policy. Akademisk avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm. ISBN 978-91-7595-364-9
- Parasiewicz, P., 2007. The MESOHABSIM model revisited. *River Research and Applications*, www.interscience.wiley.com, DOI: 10.1002/rra.1045.

- Perman, R., Ma, Y., Common, M., Maddison, D., McGilvray, J., 2011. *Natural Resource and Environmental Economics*. Fourth Edition. Pearson Education Limited, Harlow, Essex, UK.
- Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., ..., Stringer, L. C., 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90(5), 1933-1949.
- Rosén, L., Back, P-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl, G., 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assess the sustainability of contaminated land remediation. *Science of the Total Environment* 511, 621-638.
- 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., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. *Samverkan för människa och natur: En introduktion till ekologisk ekonomi*. Studentlitteratur, Lund.
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Trafikverket, 2016. *Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0*. www.trafikverket.se/ASEK.
- Wakeley, J.S., 1988. A method to create simplified versions of existing habitat suitability index (HSI) models. *Environmental Management* 12, 79. doi:10.1007/BF01867379.

Bilaga A. Publikationslista

Som nämndes i kapitel 1 har den forskargrupp som medverkat i projektet även bidragit genom publiceringar som inte direkt är kopplade till framtagandet av CBA-verktyget, men som handlar om frågor som är relevanta för samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av miljöåtgärder i vattendrag. Listor på dessa publikationer följer nedan.

Per-Olov Johansson

- Konferensdeltagande: Svenska Energiekonomiska Föreningens konferens (23-24 augusti 2016, Luleå tekniska universitet).
- Johansson, P.-O., 2015. Tradable permits in cost-benefit analysis. CERE Working Paper 2015:11.
- Johansson, P.-O., 2016. On the treatment of emissions trading and green and white certificates in cost-benefit analysis. CERE Working Paper 2016-13.
- Johansson, P.-O., 2016. Tradable permits in cost-benefit analysis: A numerical illustration. CERE Working Paper 2016:14.
- Johansson, P.-O., G. de Rus, 2016. On the treatment of foreigners and foreign-owned firms in cost-benefit analysis. Fedea Working Paper.
- Kriström, B., Johansson, P.-O., 2015. Economic valuation methods for non-market goods or services. Oxford Bibliographies, Oxford University Press.
- Johansson, P.-O., B. Kriström, 2017. General equilibrium welfare evaluation in the small and in the large: Application to green certificate schemes. Mimeo.
- Johansson, P.-O., B. Kriström, 2017. Rule of a half as the outcome of utility maximization. Mimeo.
- Johansson, P.-O., B. Kriström, C. Böhringer, 2017. General equilibrium welfare evaluation of green certificate schemes in the small. Mimeo.

Bengt Kriström

- Konferensdeltagande: Keynote speaker "CBA: New, Old and wild ideas" vid Ulvön Conference on Environmental economics, 15-17 juni 2016).
- Kriström, B., Johansson, P.-O., 2015. Economic valuation methods for non-market goods or services. Oxford Bibliographies, Oxford University Press.
- Johansson, P.-O., B. Kriström, 2017. General equilibrium welfare evaluation in the small and in the large: Application to green certificate schemes. Mimeo.

- Johansson, P.-O., B. Kriström, 2017. Rule of a half as the outcome of utility maximization. Mimeo.
- Johansson, P.-O., B. Kriström, C. Böhringer, 2017. General equilibrium welfare evaluation of green certificate schemes in the small. Mimeo.

Jesper Stage

- Konferensdeltagande: Tvådagarsseminarium om Umeälvsprojektet (maj 2015), European Water Resources Association 9th World Congress (10-13 juni 2015; presentation, "Habitat banking in Swedish rivers and water bodies: A concept paper on implementing the EU water directive"), Ulvön Conference on Environmental Economics (16-18 juni 2015; presentation, "Connectivity at a cost: Economic dynamics of restoring habitat connectivity"), 2015 World Conference on Natural Resource Modeling (29 juni – 1 juli 2015; presentation, "Connectivity at a cost: Economic dynamics of restoring habitat connectivity"), 10th Annual International Symposium on economic Theory, Policy and Applications (20-23 juli 2015, presentation "Striking the right balance: Balancing power and environmental improvements in Swedish hydropower"), Energimyndighetens workshop om forskningsbehov inom vattenkraften (september 2015), Naturvårdsverkets seminarium om tillämpad samhällsekonomisk analys (november 2015), Ulvön Conference on Environmental Economics, 15-17 juni 2016, Svenska Energiekonomiska Föreningens konferens (23-24 augusti 2016, Luleå tekniska universitet), Energiföretagens vattenkraftdag (22 september 2016; presentation, "Värdering av samhällsnyttor").
- Stage, J., 2013. Habitat banking in Swedish rivers and water bodies: A concept paper on implementing the EU water directive. European Water 42, 65-74. [Artikeln kom ut 2016, men pga. tidskriftens försenade utgivning daterades artikeln till 2013.]
- Nilsson, H., Stage, J., 2017. The economics of European eel management. Resubmitted manuscript.
- Thangavelu, T., Paulrud, A. and Stage, J., 2017. Understanding heterogeneous preferences for angling site attributes: Application of a choice experiment. Förpublicerad elektroniskt i Journal of Environmental Economics and Policy.
- Akpalu, W., Stage, J., 2017. Connectivity at a cost: Economic dynamics of restoring habitat connectivity. Submitted.
- Ek, K., Goytia, S., Lundmark, C., Nysten-Haarala, S., Sandström, A., Söderasp, J. and Stage, J., 2017. Challenges in Swedish hydropower. Submitted.
- Stage, J. 2017. Living in a bubble: Potential benefits of flexible water policies. Submitted.

Bilaga B. Manual för Excelprogrammet

Inledning

Denna manual beskriver hur Excelprogrammet används, med fokus på hur man rent praktiskt lägger in sina data och navigerar sig runt. Manualen är upplagd enligt en stegvis process och guidar användaren genom respektive steg. I vissa avsnitt finns skärmbilder med noteringar om särskilda detaljer från programmet. Vi rekommenderar att användaren använder denna manual som ett stöd i att komma igång med arbetet, tillsammans med övrig stöddokumentation.

Varje sida i Excelprogrammet är numrerat utifrån det CBA-steg som sidan gäller (1, 2, osv.). Vissa steg innefattar fler än en sida i Excelprogrammet och är då i sin tur löpnumrerade (t.ex. 4.1 och 4.2). Observera att denna löpnumrering inte ska förväxlas med löpnumreringen av hjälptexterna i tabell 1.

Manualen kommer att uppdateras utifrån den version av programmet som efter slutförda tester läggs upp på verktygshemsidan.

Kom igång

1. Öppna Excelfilen.
2. Klicka på Enable Macros / Aktivera makron längst upp på skärmen.
3. Klicka på Hemknappen så får du upp en ruta med en navigeringsmeny ("Menyfönstret"). Låt den vara öppen under hela användningen av verktyget (om du stänger Menyfönstret kan du få fram det igen genom att klicka på Hemknappen).
4. Fyll i Projektnamn, ditt eget namn, tillhörighet, funktion, datum och ev. revision.
5. Klicka på "Nästa" i Menyfönstret (obs att du måste stå i en ruta som inte är aktiv för redigering när du klickar på Nästa)

File Home Insert Page Layout Formulas Data Review View Acrobat

Clipboard Font Alignment Number Styles Cells

Security Warning Macros have been disabled. **Enable Content** ← **aktivera makron!**

C23 Slutsatser/Rapport

Kostnads-nyttoanalys (CBA)

Projekt: Datum:
 Namn: Revision:
 Tillhörighet:
 Funktion:

MENY

1. Problemformulering
2. Syftesformulering
3. Referensalternativ
4. Identifiera och beskriv projektet
5. Identifiera projektets konsekvenser
6. Sammanställ projektets konsekvenser
7. Värdering av konsekvenser
 - a. Finansiell analys (frivillig)
 - b. Samhällsekonomisk analys
8. Fördelningsanalys
9. Känslighetsanalys
10. Slutsatser/Rapport

← **Här fyller du i namn, datum etc.**

← **Klickbar meny**

← **Hemknapp**

1. Problemformulering

1. Fyll i din problemformulering. Ta hjälp av frågorna som listas. Max 3500 tecken. Det kan underlätta att upprätta ett separat word-dokument vid sidan av och klistra in text därifrån.
2. Klicka på Nästa.

1. Problemformulering


CBA-projektet

Problemformuleringen ger en bakgrund till det projekt som ska analyseras. Förklara utifrån ett större sammanhang vilket problem som projektet är tänkt att lösa. Här följer några hjälpfrågor för problemformuleringen:

- Vilket problem ska lösas?
- I vilket sammanhang ingår problemet?
- På vilket sätt är det ett problem?
- Varför har problemet uppstått?
- Vad är omfattningen av problemet?

Skriv problemformuleringen nedan (max 3500 tecken inkl. mellanslag).

1

Visar i vilket steg i CBA:n du befinner dig

Här skriver du din problemformulering.

Meny



Hem


Föregående

Projektalternativ

Aktör

Konsekvens


Finansiell


Samhälle


Nästa

2. Syftesformulering

1. Fyll i din syftesformulering.
2. Klicka på Nästa.

3. Referensalternativ

1. Ange tidshorisonten enligt de instruktioner som ges i verktyget.
2. Formulera referensalternativet i textrutan.
3. Klicka på Nästa.

4. Identifiering och beskrivning av projektet

4.1

1. Namnge dina projektalternativ.
2. Beskriv dem kortfattat.
3. Klicka på Nästa.

4. Identifiering och beskrivning av projektet
🏠 4.1

I detta steg identifieras och beskrivs projektet i tid och rum. "Projektet" kan ibland bestå av två eller flera projektalternativ, och då måste varje projektalternativ identifieras och beskrivas. Ange nedan en titel för varje projektalternativ och en kort beskrivning. En längre beskrivning ges i nästa delsteg.

Projektalternativ	Titel (max 20 tecken inkl. mellanslag)	Beskrivning (max 100 tecken inkl. mellanslag)
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		
10		
11		
12		



↑
Släng eller byt plats på projektalternativ

Meny

Projektalternativ

Aktor

Konsekvens

Finansiell

Samhälle

Nästa

4.2

1. Välj i Menyfönstret vilket projektalternativ du vill beskriva.
2. Ange projektalternativets livslängd.
3. Beskriv projektalternativet i text.
4. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
5. Klicka på Nästa.

4. Identifiering och beskrivning



4.2

Första alternativet

Projektalternativets livslängd

Verktøget antar att du befinner dig vid tidpunkten noll och att år 1 är de närmaste 12 månaderna, år 2 de följande 12 månaderna, och så vidare. Hur lång är livslängden för projektalternativet i hela år?

Projektalternativets livslängd: Maximalt 150 år

Beskrivning av projektalternativet

Beskriv projektalternativet i ord (max 3500 tecken inkl. mellanslag).

Välj projektalternativ här

5. Identifiering av konsekvenser

5.1

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret.
2. Ange för respektive konsekvenspost om det är "ingen påverkan", "liten nytta", "stor nytta", "liten kostnad", eller "stor kostnad". Detta gör du genom att sätta ett kryss under respektive kolumn (du kan dubbelklicka där du vill sätta kryss). På tomma rader finns plats att lägga till ytterligare konsekvensposter.
3. I tabellen längst ned på sidan anger du vilka aktörer som berörs och beskriver kortfattat (20 tecken) hur de berörs.
4. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
5. Klicka på Nästa.

5. Identifiering av konsekvenser
5.1

Första alternativet

I den första tabellen nedan görs en bruttoidentifiering av projektalternativets konsekvenser. Ange med ett X för varje konsekvenspost om projektalternativet, i förhållande till referensalternativet, medför ingen påverkan, liten nytta, stor nytta, liten kostnad eller stor kostnad. Konsekvensposter som troligen är de vanligaste till följd av miljöåtgärder i vattendrag är förifyllda. Egna konsekvensposter kan läggas till.

Därefter finns i den nedersta tabellen möjlighet att fylla i vilka olika aktörer som berörs av projektalternativet. Denna aktörsindelning bildar en grund för fördelningsanalysen i den samhällsekonomiska analysen och även för vilka aktörer en finansiell analys kan göras.

OBS! Ange "Samtliga aktörer" om analysen skall göras för alla aktörer tillsammans.

Konsekvensposter	Post		Ingen påverkan	Liten nytta	Stor nytta	Liten kostnad	Stor kostnad
	+	-					
Stödjande och reglerande ekosystemtjänster							
Vattenflöde			X				
Klimatreglering			X				
Habitat			X				
Översvämningsskydd			X				
Erosionsskydd			X				
			X				
			X				
			X				
			X				
			X				
			X				
			X				

Lägg till eller ta bort poster

Här kan du namnge egna poster

Meny

Projektalternativ: Första alternativet

Aktör:

Konsekvens:

Hem
Föregående
Finansiell
Samhäll
Nästa

Aktör	Beskrivning
Kraftbolag	

Här öppnar du en lista på aktörer som du väljer ifrån. Beskriv sedan kortfattat hur respektive aktör påverkas av projektalternativet i kolumnen till höger.

5.2

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret.
2. Beskriv påverkan på respektive konsekvenspost kortfattat.
3. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
4. Klicka på Nästa.

6. Sammanställ konsekvenser

6.1

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret.
2. Ange för respektive konsekvenspost vilken eller vilka aktörer som berörs genom att först ställa dig i rutan för den konsekvenspost du hanterar och sedan klicka på Plustecknet. Bara de aktörer som du tidigare listat under steg 5.1 finns med på listan.
3. Ange om konsekvensposten är en direkt eller indirekt nytta/kostnad genom att sätta X i en av dessa kolumner och motivera varför i kolumnen längst till höger.
4. I tabellen längst ned på sidan anger du vilka aktörer som berörs och beskriver kortfattat hur de berörs.
5. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
6. Klicka på Nästa.

6. Sammanställ konsekvenser 6.1

Första alternativet

Identifiera först vilka aktörer som berörs av respektive konsekvenspost. Detta kan i sin tur vara till hjälp för nästa steg, nämligen att med X ange för vilka konsekvensposter som projektalternativet enbart medför en *indirekt* påverkan på människor/samhället, och för vilka det medför en *direkt* påverkan. Exempelvis stödjande och reglerande ekosystemtjänster har ofta en indirekt påverkan genom att vara en förutsättning för att andra ekosystemtjänster ska kunna levereras till människor/samhället. För att undvika dubbelräkning är enbart konsekvensposter med direkt påverkan på människor/samhället relevanta för den finansiella och samhällsekonomiska analysen. Ge även en motivering till bedömningen beträffande indirekt eller direkt påverkan.

Konsekvensposter	Påverkan	Vilka aktörer berörs? Använd <i>plus</i> till höger +	Direkt nytta / kostnad	Indirekt nytta / kostnad	Motivering
Stödjande och reglerande ekosystemtjänster					
Vattenflöde	Liten nytta				
Habitat	Liten nytta				
Producerande ekosystemtjänster					
Livsmedel genom fritidsfiske	Liten nytta				
Kulturella ekosystemtjänster - Rekreation och friluftsliv					
Fiskeupplevelser	Liten nytta				
Kulturella ekosystemtjänster - Övriga, t.ex. icke-användarvärden					
Naturmiljöer, existensvärde	Liten nytta				
Övriga externa effekter					
Kostnader och annan resursåtgång					
Investeringskostnad	Liten kostnad				
Kraftproduktion	Liten kostnad				
Övriga nyttor/kostnader					

← Ställ dig i rutan, klicka sen på ”+”

Meny

Projektalternativ: Första alternativet

Aktör:

Konsekvens:

Hem Föregående Finansiell Samhall Nästa

Anser användaren av någon anledning att en aktör påverkas indirekt och en annan aktör direkt av samma konsekvens lämnas i detta fall aktören med indirekt påverkan utanför listan, eftersom det inte finns någon plats att ange detta. Ange istället de aktörer som påverkas indirekt i kolumnen *Motivering*. Icke-användarvärden, såsom existensvärden, anges som direkt påverkan för att kunna värderas i nästkommande steg.

6.2. Påverkan på ekologisk status/potential och bevarandestatus

Detta steg ligger vid sidan av CBA:n och går att hoppa över, men kan dels vara viktigt i sig och dels ge information till CBA:n.

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret.
2. Ange om projektalternativet är en rekommenderad VISS-åtgärd samt relevanta ID för VISS-åtgärder, samt ge en förklaring/kommentar i text.
3. Fyll i tabellen för projektalternativets påverkan på ekologisk status/potential.
4. Fyll i tabellen för projektalternativets påverkan på bevarandestatus i Natura 2000-områden.
5. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
6. Klicka på Nästa.

7. Värdering av konsekvenser

7.1

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret
2. Ange om du först vill göra en finansiell analys eller gå direkt till den samhällsekonomiska analysen.
3. Ange i vilket års prisnivå du vill uttrycka kostnader och nyttor.
4. Ange enhet för de monetära värdena i analysen (MKR = miljoner SEK, KKR = tusen SEK, KR = SEK).
5. Upprepa för samtliga projektalternativ genom att välja ett nytt projektalternativ i Menyfönstret.
6. Klicka på Finansiell i Menyfönstret om du vill gå till den finansiella analysen och Samhäll i Menyfönstret om du vill gå direkt till den samhällsekonomiska analysen.

När du är färdig med detta steg, klicka på "Finansiell" eller "Samhäll"

7a. Finansiell analys

7a.1. Översikt finansiell analys

Här ges en översikt över vad som fyllts i och vad som återstår att fylla i. Översiktstabellen längst till vänster med rubrikerna Projektalternativ, Aktör, Konsekvenspost, Stor/liten, samt Ifylld visar vilka konsekvensposter som är ifyllda. När du först kommer till denna översikt står det alltså "nej" på samtliga poster i kolumnen "Ifylld". Till höger om denna tabell finns filter-rutor som styr innehållet i översiktstabellen. Notera att du kan välja vilken information som ska visas i översiktstabellen genom att lägga på eller ta bort filter (den lilla tratten ovanför listningarna av projektalternativ, aktör och konsekvenspost). Om du till exempel bara vill göra den finansiella analysen för en enskild aktör finns ju ingen anledning att visa de andra aktörerna i listan.

1. Välj projektalternativ och aktör i Menyfönstret.
2. Klicka på Nästa.

7a. Värdering av konsekvenser - Finansiell analys 7a.1

alternativ2: Kraftbolag

Välj från menyfönstret vilken aktör du vill göra den finansiella analysen. Genom tabellen nedan kan du alltid få en total överblick över vad du har fyllt i och vad som återstår att fylla i för respektive projektalternativ.

Projektalternativ	Aktör	Konsekvenspost	Stor/liten	Ifylld
alternativ2	Kraftbolag	Investeringskostnad	Stor	Nej
		Kraftproduktion	Liten	Nej

Här visas vilket projektalternativ och vilken aktör du har aktivt.

Här ligger ett filter på, det kan tas bort genom att klicka på "tratten".

Projektalternativ: alternativ1, alternativ2

Aktör: Allmänheten, Kraftbolag, Fritidsfiskare

Konsekvenspost: Investeringskostnad, Kraftproduktion, Olycksrisker, Fiskeupplevelser, Habitat, icke använ...

7a.2 Kalkylränta

1. Kontrollera valt projektalternativ och vald aktör (visas i Menyfönstret samt längst upp på sidan).
2. Välj om du vill ange en konstant kalkylränta eller en ränta som varierar över tiden.

3. Om du valt en konstant ränta fyller du i vilken ränta som ska användas (skriv dit procenttecknet också).
4. Om du valt en varierande ränta fyller du i vilken ränta som ska användas för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår", som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
5. Klicka på Nästa.

7a.3

1. Kontrollera valt projekteringsalternativ och vald aktör (visas i Menyfönstret samt längst upp på sidan).
2. Välj Konsekvens i Menyfönstret.
3. Ange om den valda konsekvensposten innebär inkomster eller utgifter för den valda aktören. Om "nej", gå vidare med att välja nästa konsekvenspost. Om "ja" fortsätt med denna konsekvenspost enligt nedan.
4. Välj om du vill ange värden i form av intervall/punktskattning eller med hjälp av en sannolikhetsfördelning.
5. Klicka på Nästa.

7a.4 (om du valt att ange värden med hjälp av intervall eller punktskattning)

1. Välj om du vill använda ett intervall eller en punktskattning för att ange värden.
2. Fyll i dina estimat för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår" som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
3. Klicka på Nästa.

alternativ1: Kraftbolag: Investeringskostnad

Om du väljer punktskattning nedan ska du ange ett enda värde för varje år. Om du väljer intervall nedan får du möjlighet att på ett enkelt sätt beskriva osäkerhet genom att ange ett minimivärde och ett maximivärde för varje år, men du ska även ange ett värde inom detta intervall som du ser som en bästa gissning på det sanna värdet.

Intervall eller punktskattning

☐ Jag vill ange värden i form av ett intervall (dvs. minimivärde, maximivärde och även en bästa gissning)

☒ Jag vill ange värden i form av en punktskattning (dvs. ett enda värde)

Meny

Projekteralternativ:

Aktör:

Konsekvens:

Hem Föregående

Fyll till slutår

Intervall

Fyll till slutår ➡

Punktskattning

Klicka på "+" för att öppna rader där du kan fylla i värden.

7a.5 (om du valt att ange värden med hjälp av en sannolikhetsfördelning)

1. Välj från listan vilken sannolikhetsfördelning som ska användas.
2. Fyll i dina estimat för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår" som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
3. Klicka på Nästa.

7a.6

1. Beskriv i text vilka indata och antaganden som ligger till grund för de värden du fyllt i för den aktuella konsekvensposten.
2. Klicka på Nästa.

Du kommer nu tillbaka till översikten för finansiell analys. Kontrollera vad som nu är ifyllt.

- a) Klicka på Nästa för att fortsätta med samma projekteralternativ och aktör men med en annan konsekvenspost (du väljer då konsekvenspost när du kommer till nästa sida); ELLER
- b) ...om du är klar med alla konsekvenser för valt projekteralternativ och vald aktör, välj ett annat projekteralternativ eller en annan aktör; ELLER
- c) ...om du är klar med den finansiella analysen, klicka på Samhäll i Menyfönstret så kommer du vidare till den samhällsekonomiska analysen.

7b. Samhällsekonomisk analys

7b.1. Översikt samhällsekonomisk analys

Här ges en översikt över vad som fyllts i och vad som återstår att fylla i. Översiktstabellen längst till vänster med rubrikerna Projektalternativ, Aktör, Konsekvenspost, Stor/liten, samt Ifylld visar vilka konsekvensposter som är ifyllda. När du först kommer till denna översikt står det alltså "nej" på samtliga poster i kolumnen "Ifylld". Till höger om denna tabell finns filter-rutor som styr innehållet i översiktstabellen. Notera att du kan välja vilken information som ska visas i översiktstabellen genom att lägga på eller ta bort filter (den lilla tratten ovanför listningarna av projektalternativ, aktör och konsekvenspost). Att lägga på ett filter kan vara praktiskt t.ex. om du har väldigt många projektalternativ eller konsekvensposter, annars kan du stänga av alla filter så får du direkt en totalöverblick.

1. Välj projektalternativ i Menyfönstret.
2. Klicka på Nästa.

7b. Samhällsekonomisk analys
7b.1
🏠

alternativ1

Genom tabellerna nedan kan du alltid få en total överblick över vad du har fyllt i och vad som återstår att fylla i för respektive projektalternativ.

Här visas vilket projektalternativ du har aktivt.

Projektalternativ	Konsekvenspost	Ifylld	Aktör	Aktör andel (%)
alternativ2	Olycksrisker	Nej	Allmänheten	
	Investeringskostnad	Nej	Kraftbolag	
	Kraftproduktion	Nej	Kraftbolag	
alternativ1	Investeringskostnad	Nej	Kraftbolag	
	Kraftproduktion	Nej	Kraftbolag	
	Fiskeupplevelser	Nej	Fritidsfiskare	
	Habitat, icke användarvärden	Nej	Allmänheten	
	Underhåll och andra löpande kostnader	Nej	Kraftbolag	

Filter kan läggas på genom att klicka på "tratten".

Ifylld ⌵

Nej

Projektalternativ ⌵

alternativ1

alternativ2

Aktör ⌵

Allmänheten

Fritidsfiskare

Kraftbolag

Konsekvenspost ⌵

Fiskeupplevelser

Habitat, icke använ...

Investeringskostnad

Kraftproduktion

Olycksrisker

7b.2 Kalkylränta

1. Kontrollera valt projekteralternativ (visas i Menyfönstret samt längst upp på sidan).
2. Välj om du vill ange en konstant kalkylränta eller en ränta som varierar över tiden.
3. Om du valt en konstant ränta fyller du i vilken ränta som ska användas (skriv dit procenttecknet också).
4. Om du valt en varierande ränta fyller du i vilken ränta som ska användas för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår", som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
5. Klicka på Nästa.

7b.3

1. Kontrollera valt projekteralternativ (visas i Menyfönstret samt längst upp på sidan).
2. Välj Konsekvens i Menyfönstret.
3. Ange om du vill värdera kostnaden/nyttan i kronor eller icke-monetärt.
4. a) (om du valt att värdera i kronor) Välj om du vill ange värden i form av intervall/punktskattning eller med hjälp av en sannolikhetsfördelning.
b) (om du valt icke-monetär värdering) Beskriv storleken på nyttan/kostnaden kvalitativt i textfältet.
5. Klicka på Nästa.

7b.4 (om du valt att ange värden med hjälp av intervall eller punktskattning)

1. Välj om du vill använda ett intervall eller en punktskattning för att ange värden.
2. Fyll i dina estimat för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår" som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
3. Klicka på Nästa.

7b.5 (om du valt att ange värden med hjälp av en sannolikhetsfördelning)

1. Välj från listan vilken sannolikhetsfördelning som ska användas.
2. Fyll i dina estimat för respektive år. Notera funktionen "fyll i till slutår" som kopierar den ruta du står i till alla följande år.
3. Klicka på Nästa.

7b.6

1. Välj en aktör från rullistan under kolumnen "aktör" (bara de som du tidigare angivit berörs av konsekvensen finns med på listan).
2. Ange hur stor andel av nyttan/kostnaden som bärs av denna aktör.
3. Om flera aktörer berörs, fortsätt med ytterligare aktörer så att summan blir 100%.
4. Klicka på Nästa.

7b.7

1. Beskriv i text vilka indata och antaganden som ligger till grund för de värden du fyllt i för den aktuella konsekvensposten.
2. Klicka på Nästa.

Du kommer nu tillbaka till översikten för finansiell analys. Kontrollera vad som nu är ifyllt.

- a) Klicka på Nästa för att fortsätta med samma projekialternativ men med en annan konsekvenspost (du väljer då konsekvenspost när du kommer till nästa sida); ELLER
- b) ...om du är klar med alla konsekvenser för valt projekialternativ, välj ett annat projekialternativ i Menyfönstret; ELLER
- c) ...om du är klar med den samhällsekonomiska analysen, klicka på Hem i Menyfönstret.

Du är nu färdig med inmatningen. Du kan välja att göra en simulering (8) eller att gå vidare till att lägga in slutsatser (9).

8. Simulering

1. Fyll i det antal iterationer du vill göra.
2. Klicka på "Starta simulering".

9. Slutsatser

1. Formulera dina slutsatser här. (du kan ta fram en preliminär rapportversion först om du vill, som stöd till dina slutsatser. För att göra det, klicka på "Skapa rapport" i huvudmenyn.)
2. Klicka på Nästa.

10. Appendix

Här visas all inmatad data i råformat för att ge spårbarhet.

11. Skapa rapport

När du är färdig med steg 1-10, klicka på "Skapa rapport" i huvudmenyn så tas din rapport fram.

Bilaga C. Exemplifiering Mörrumsån

Denna exemplifiering bör ses som en metodbeskrivning och inte som en faktisk kostnadsnyttoanalys av åtgärder i Mörrumsån. Författarna till denna rapport har inte tillräckligt med information om platsspecifika förhållanden och egenskaper som behövs för att utvidga befintlig information från den ursprungliga studien av Mörrumsån (Bergsten et al., 2014) till en fullständig kostnadsnyttoanalys. För flera av effekterna skulle det vidare behövas nya värderingsstudier. De primärstudier som ändå använts för värdeöverföring har heller inte granskats tillräckligt noga för att avgöra om de verkligen passar för värdeöverföring till Mörrumsån. Det är alltså metoden i beräkningarna som vi försöker belysa och inte värdena eller resultatet. Denna exemplifiering får därmed inte användas i syfte att diskutera de åtgärder som sker i Mörrumsån framöver eller för att avgöra om de är samhällsekonomiskt lönsamma.

Information från den ursprungliga rapporten om Mörrumsån har använts i så stor utsträckning som möjligt. Där vi gjort ändringar eller tillägg har det markerats med frasen ”vi antar”.

Steg 3: Referensalternativ

Mörrumsån mynnar i Pukavikbukten vid Mörrum, och har en medelvattenföring på knappt 30 m³/s. Inom hela systemet Mörrumsån finns 24 vattenkraftverk med en total produktion om 97,2 GWh, varav de sju som omfattas av denna utredning ligger belägna i den nedre delen av ån, nedströms sjön Åsnen. Genom denna avgränsning omfattar studien samtliga Sydkrafts vattenkraftsanläggningar i Mörrumsån. Watten i Sverige äger de två kraftverken i Fridafors. Av de aktuella kraftverken finns gamla åfåror i anslutning till Granö, Hemsjö övre, Hemsjö nedre samt Fridafors nedre.

Tabell C 1. Vattenkraftverk i nedre Mörrumsån, mellan Granö och Marieberg.

Kraftverk	Fallhöjd [m]	Effekt [MW]	Årsproduktion [GWh]	Ägare	Drifttagning
Granö	18,5	8,8	31,5	Sydkraft	1959
Fridafors övre	7,3	1,2	7,5	Watten i Sverige AB	1916
Fridafors nedre	6	1,8	8,5	Watten i Sverige AB	1893
Ebbamåla	2	0,06	0,2	Privat-person	1920
Hemsjö Övre	15	3,6	15,5	Sydkraft	1906
Hemsjö Nedre	11,5	1,8	10,4	Sydkraft	1917
Marieberg	5	0,9	3,2	Sydkraft	1918

Vattnet i Mörrumsån är påverkat av förorenade utsläpp och kalkas sedan början av 1980-talet. Bland annat skogsbruket utgör ett hot mot den biologiska mångfalden med en ökande utlakning av humus till vattnet. Sedan 1960-talet har vattnets färgvärde ökat med ca 50 procent i Mörrumsån (Länsstyrelsen Kronobergs Län, 2013). Sjön Åsnen, norr om Granö kraftverk, fungerar dock som en reningsbassäng och hjälper på så vis till att hålla den förhållandevis goda vattenkvaliteten som, trots

utsläpp, karaktäriserar vattendraget. Biflödena till huvudfåran är dock betydligt surare och har "naturligt" låg eller mycket låg alkanitet (Nydén och Johansson, 2010).

Mörrumsåns dalgång utgör riksintresse för både naturvården, friluftslivet och yrkesfisket. Detta beror på en mycket artrik fauna samt på ett stort fiskeribiologiskt värde, avseende reproduktion av lax och havsöring. Hela Mörrumsån, från gränsen mellan Kronobergs och Blekinges län till mynningen, utgör Natura 2000 område enligt EUs habitatdirektiv. Ett flertal naturreservat återfinns längs vattendraget, bland annat Käringshejans naturreservat, som sträcker sig på båda sidor av huvudfåran mellan Hemsjö och Ebbemåla, samt Åmma naturreservat vid Fridafors. Det sistnämnda utgör även det Natura 2000-område. Mörrumsån anses ha högst naturvärde av vattendragen i Blekinge, och klassificeras med "Mycket högt naturvärde" baserat på en bedömning med System Aqua (Nöbelin, 2008). I Ebbemåla, ca 3,5 km nedströms Fridafors nedre, ligger ett litet lågtryckskraftverk av första generationen. Kraftverket Ebbamåla ingår som industriminne i arbetslivsmuseet och byggnadsminnesförklarades år 1996.

Mörrumsån anses utgöra södra Sveriges viktigaste laxälv och idag når havsvandrande fisk upp till Fridafors nedre, ca 3 mil från mynningen. Utsättningar av smolt och yngel från havsöring sker årligen i de nedre delarna av ån, smolt i Kungsforsen vid Mörrum, och yngel i flera av de tillrinnande bäckarna. Fiskvägar finns installerade vid de tre nedströms kraftstationerna, Marieberg och Hemsjö nedre och övre. Vid Marieberg finns en fiskväg i form av en slittrappa, vilken är öppen under uppvandringssäsongen. Funktionen på fisktrappan är dock nedsatt, vilket är särskilt tydligt vid lägre vattenflöden. Vattenföringen i fisktrappan är 1 m³/s från april till november. I samband med utvandringen av smolt under våren spiller man hela vattenföringen i den ursprungliga åfåran under en femveckorsperiod.

En mil uppströms Marieberg ligger det första av Hemsjöns två kraftverk som ägs av Sydkraft, Hemsjö Nedre. Anläggningen är i gott skick och har en fallhöjd på ca 11 m. År 2004 installerades en fiskväg av typen inlöp och det finns ett krav på minimitappning. I anslutning till kraftstationen finns en gammal fåra, i vilken man spiller minst halva den tillgängliga turbinvattenföringen under fem veckor i samband med smoltutvandringen.

Strax uppströms ligger Hemsjöns andra vattenkraftanläggning, Hemsjö Övre. Kraftverket har en fallhöjd på 15 m, en fiskväg av omlöpstyp från 2004 samt krav på minimitappning. Även här spiller man likt vid Hemsjö nedre, under perioden då man noterat den intensivaste utvandringen av smolt. Denna typ av åtgärd bedöms ge en smoltöverlevnad vid nedströmspassage på 95% per kraftstation.

Ytterligare uppströms, vid Ebbamåla bruk, återfinns det lilla minikraftverket Ebbamåla. Ca 20 procent av medelvattenföringen går genom de två turbinerna som är i drift sedan 1920, då kraftverket fick sitt nuvarande utseende. Allt i kraftverket utom elutrustningen är av Ebbamålas eget fabrikat. Ebbamåla utgör inte ett vandringshinder för fisk, men vägbron utgör ett partiellt hinder. Därför har ett omlöp anlagts på åns östra sida.

Ytterligare 3,5 km uppströms Ebbamåla, ca 30 km från mynningen, ligger det första definitiva vandringshindret för fisk, Fridafors Nedre. Kraftstationen ägs av Watten i Sverige AB och har en fallhöjd på 6 m. Här finns en ålyngelavledare med vilken man samlar upp uppströms vandrande ålyngel, för att sedan släppa dem uppströms Granö kraftstation. Frivillig tappning sker vid stationen, av 1,4 m³/s.

Fridafors andra kraftverk, Fridafors Övre, ligger ca 1 km uppströms Fridafors Nedre med en fallhöjd på ca 7 m. Stationen togs i drift 1893 och har samma ägare som Fridafors nedre. Fridafors Övre är inte passerbart för fisk.

Slutligen återfinns Granö kraftverk, ca 2 km uppströms Fridafors Övre. Vid kraftverket finns en gammal åfåra på ca 2,5 km. Både damm och kraftverk utgör definitiva vandringshinder och anläggningen saknar fiskpassager. Däremot sker uppsamling av nedströms vandrande blankål och uppsamlad ål transporteras sedan förbi nedströms hinder ut i havet. Anläggningen har krav på minimitappning (50 l/s).

Enligt en tidigare utredning, där man samlat uppgifter om fiskbestånd från Hönshyltefjordens fiskevårdsområdesförening, finns inga bestånd av lax och havsöring uppströms kraftverket Fridafors nedre, eftersom verket sedan många år utgjort ett definitivt vandringshinder. I Mörrumsån sätter man årligen ut både smolt och yngel av havsöring. Tillståndet för utsättningar gäller endast nedre Mörrumsån, och det innefattar endast öring. De senaste årens utsättningar av öringsmolt (1-årig) har varierat mellan ca 5000–17 000 smolt. Dessa sätts ut i de södra delarna av ån, b.l.a. vid Kungsforsen vid Mörrum. Även så kallade "överskottsyngel" sätts ut i några av de tillrinnande bäckarna, lite längre uppströms. De senaste åren har man satt ut strax över 20 000 yngel, fördelade mellan b.l.a. Gängelbäcken, Hejarebäcken (Blekinge län) och Bjällerbäcken (Kronobergs län).

Tabell C 2. Resultat från fiskräknare, uppvandrande laxfisk (honor och hanar) vid Marieberg och Hemsjö fiskvägar.

År	Marieberg	Hemsjö
2008	1718	954
2009	1107	558 ¹
2010	459	293
2011	1051	372
2012	2403	364 ²

¹ Räkningen startade 27:e augusti, uppskattat antal för perioden innan.

² Hemsjö kraftverk har varit avstängt p.g.a. reparationsarbeten, passage har därför varit möjlig utan att fiskarna registrerats.

De arter som återfinns uppströms Fridafors är b.l.a. gös, abborre, gädda, lake och ål. Ål förekommer p.g.a. de utsättningar som görs främst uppströms Granö kraftstation. Dessa består delvis av naturligt invandrande ål från havet som samlats upp vid Fridafors nedre, men i synnerhet av importerad och karantänerad ål som köpts in av fiskevårdsområdena uppströms Granö.

Biotopkarteringar har visat på vilka areal för reproduktion som finns på de olika sträckorna. Biotoperna är indelade i klass 0 – 3 enligt nedan:

Klass 0: Inga reproduktionsområden

Klass 1: Möjliga reproduktionsområden

Klass 2: Tämligen bra reproduktionsområden

Klass 3: Bra reproduktionsområden

Tabell C 3. Reproduktionsområden i Mörrumsån (ha).

Sträcka	Biotopklass					Tidigare skattningar
	0	1	2	3	Klass 2+3	
Havet – Marieberg	27,1	7,6	12,9	9,6	22,5	28
Marieberg – Hemsjö Nedre	21,7	4,0	6,7	0,4	7,1	18
Hemsjö Nedre – Hemsjö Övre	4,5	0	2,2	0,2	2,4	0
Hemsjö Övre – Fridafors	37,6	9,0	9,0	16,6	25,6	18
Fridafors Nedre – Fridafors Övre	Ej karterat					0,2 (Bjällerbäcken)
Granö gamla fåra	Ej karterat					

I Mörrumsån pågår kontinuerligt utsättningar av fisk. Om utsättningarna minskar (som ett led i de åtgärder som genomförs) skulle även detta ha samhällsekonomiska effekter i och med att det dels skulle innebära minskade utsättningskostnader, dels försämrat fiske. I denna analys bortses från möjligheten att de minskar och i referensalternativet sker alltså fortsatta utsättningar i samma omfattning som tidigare.

I syfte att skilja detta exempel från Dönjestudien **antar vi** att Mariebergs kraftverk i referensfallet ska rivas om 40 år från nu efter att mindre renoveringar genomförts idag (detta skapar nya förutsättningar för beräkningarna som vi vill redogöra för).

Steg 4. Identifiera och beskriv projektet

Genom att använda verktyg för att simulera ekologiska effekter av olika åtgärder i Mörrumsån, ger denna studie underlag för att jämföra olika åtgärder för framtida förvaltning. För att analysera potentiella effekter av olika åtgärder för att främja laxfisk, appliceras en populationsmodell. Som indata till modellen utförs dels flödessimuleringar av olika minimitappningar i Granö gamla åfåra, samt en simulering av dödlighet vid nedströmspassage för varje kraftstation.

Projektalternativ 1:

I huvudscenariot skapas fiskvägar vid Fridafors nedre och övre med en tappning motsvarande 628 MWh respektive 412 MWh per år i produktionsbortfall. Det görs också en minimitappning i Granö gamla fåra på 2,3 m³/s motsvarande 3 540 MWh/år, 5 % av produktionsvärdet. Det utförs också biotopvårdsåtgärder i Granö gamla fåra. Precis som i referensfallet **antar vi** att det görs en dammutrivning av Marieberg om 40 år.

Projektalternativ 2:

Samma som alternativ 1 men utrivningen av Mariebergs kraftverk sker idag, vilket innebär en ytterligare produktionsförlust på 3,2 GWh per år under 40 år.

Projektets livslängd, basår och ränta

Effekterna av alternativen skiljer sig under 40 år, sedan sker en utrivning av Marieberg även i referensalternativet och fisktrappornas ekonomiska livslängd antas ha gått ut. Projektets livslängd är därför i detta fall 40 år. För att ytterligare förlänga analysen tidshorisont kan det läggas till återinvesteringar i fisktrapporna. Alla värden i analysen uttrycks i 2016 års prisnivå.

Vi antar en samhällsekonomisk diskonteringsränta på 3% enligt rekommendationen i hjälptext 7b(1). För den finansiella analysen kan det vara motiverat att använda en ränta som avviker från den samhällsekonomiska. EU-kommissionen rekommenderar en finansiell real diskonteringsränta på 4% som indikerar kapitalets alternativkostnad på lång sikt⁸. I Elforsk-rapporten *El från nya och framtida anläggningar 2011* används en real kalkylränta på 6% som skall motsvara en s.k. "Weighted Average Cost of Capital" (WACC), vilken avspeglar en kombination av reala avkastningskrav på anläggningsägarens egna kapital och räntor på lån. **Vi antar** en finansiell kalkylränta på 6%.

⁸ http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/studies/pdf/cba_guide.pdf, sidan 42

Steg 5. Identifiera projektets konsekvenser

Åtgärderna innebär produktionsförluster genom utrivning av Marieberg och att vatten spills i fiskvägar. Reglerförmågan vid Granö, som är det enda kraftverket i klass I eller II, påverkas inte av de studerade åtgärderna. Fiskvägarna i sin tur skapar en förutsättning för fiskar att vandra uppströms. Genom att säkra ett visst flöde och en ständigt vattenförande fåra vid Granö bedöms sannolikheten hög för att fisk åter igen ska söka sig upp i fåran, samt utnyttja området för lek och reproduktion.

I Granö gamla åfåra genomförs biotopvård och återställning, åtgärder som delvis är en förutsättning för att sträckan ska fungera som reproduktionsområde i så stor utsträckning som möjligt. Längs med gamla fåran i Granö finns 6 st grunddammar, som anlades utifrån Vattendomstolens föreskrifter för att trygga ålens nedgång i åfåran. Därför är de tidigare strömsträckorna, med några få undantag, överdämda. För att fåran skall återgå till naturliga förhållanden med en minimitappning och fungera som reproduktionsområde bör dammarna rivas ut. Dammarna bedöms ej ha kulturhistoriska värden. Spår av kvarndrift finns i de nedre delarna, men denna är ej knuten till de aktuella dammarna utan till äldre dammkonstruktioner som det enbart finns spår kvar av. Industriminnet Ebbemåla kraftverk påverkas inte heller i något alternativ.

De studerade åtgärderna i Granö/Fridafors skulle i sig inte påverka ålbeståndet i Mörrumsån märkbart. Om fiskvägar installeras i Fridafors kan uppströmsvandrande ålyngel ta sig hela vägen upp till dammen vid Granö, jämfört med dagens situation då uppsamling för transport vidare uppströms sker vid Fridafors Nedre. Ytterligare uppväxtlokaler tillgängliggörs dock inte, och utvandringsmöjligheter påverkas inte.

Scenariot utrivning av Marieberg skulle sannolikt inte påverka ålbeståndet nämnvärt. Ål kan passera Marieberg genom ålyngelledaren och som art har den inte lika bråttom vid uppvandringen som laxfisk. En utrivning skulle möjliggöra uppvandring, uppväxt och utvandring utan artificiella hinder upp till Hemsjö, men på den sträckan finns i princip inga sjöar som kan utgöra uppväxtlokal. Ålen söker sig längre upp i systemet, och effekten av riva ut dammen vid Marieberg blir därför marginell.

Flodpärlmusslan gynnas av ett starkare och mer utbrett öringbestånd, eftersom öring agerar värdfisk till musslan i larvstadiet. Om ett öringbestånd etableras i Granö gamla åfåra finns det goda möjligheter att det leder till utökad spridning av larver, och därmed förbättrad reproduktion. Men baserat på denna studies resultat är det osannolikt att ett öringsbestånd kommer att kunna etableras i fåran. Mer detaljerad bedömning av betydelsen för flodpärlmusslan kräver ytterligare kunskap om beståndets utbredning och status idag.

Även tjockskalig målarmussla och äkta målarmussla gynnas generellt av ökad konnektivitet. Värdfisk i detta fall är dock i huvudsak andra arter, främst elritsa och färna. Även öring kan fungera som värdfisk, dock med betydligt lägre överlevnad (Naturvårdsverket, 2006). Studerade åtgärders effekter på dessa arter är sannolikt ingen, eller mycket liten, eftersom värdarter inte kommer att påverkas nämnvärt.

Utöver akvatiska arter finns mindre populationer av den rödlistade fågeln kungsfiskare, och sannolikt flera fladdermusarter utmed ån. Dessa påverkas inte av åtgärder diskuterade i denna studie.

Den ökade mängden fisk ger en möjlighet för ett ökat fritidsfiske. **Vi antar** att detta också leder till en ökad försäljning av fiskekort i området.

Vi antar att det förändrade vattenflödet dels i torrfåran vid Granö ger en vackrare landskapsbild och dels att det i alternativ 2 påverkar växt- och djurliv uppströms och nedströms Marieberg samt ger effekter på översvämningsrisk och erosionsskydd.

Övrig rekreation i området på och kring Mörrumsån kommer att påverkas av utrivningen av Marieberg. **Vi antar** att de som bor längs med ån uppströms dammen kommer att påverkas negativt på grund av lägre vattenstånd som försämrar båt- och badmöjligheter, men att det mer naturliga vattenflödet kommer locka fler andra friluftssintresserade än i referensfallet, t.ex. forspaddlare.

Vi antar att minskad elproduktion ersätts med kolkraft från Danmark vilket leder till ökade utsläpp av föroreningar till luften samt mark och vatten lokalt. Däremot sker ingen ökning i utsläpp av koldioxidutsläpp på grund av att kolkraften är en del av utsläppshandelssystemet EU ETS.

Aktörsanalys

Nedanstående aktörsanalys är ett hypotetiskt illustrerande exempel på hur en sådan kan se ut. Resultaten kan sedan användas för att uppmärksamma potentiella orättvisor. Viktigt att hålla koll på är i vilken utsträckning de aktörer med potentiell nytta/kostnad har möjlighet att påverka åtgärdens utformning genom inflytande. Hur påverkas projektet beroende på vem som förväntas betala?

Typ av aktör	Påverkan (på/av miljötillståndet i nuläget)	Potentiell Nytta/kostn (+/-) av projektet	Intresse (i frågor berörande miljö/kraft)	Inflytande (i frågor berörande miljö/kraft)
Myndigheter	Statliga		Stort	Stort
	Länsstyrelsen	-	Stort	Stort
	Kommunen	-	Stort	Stort
Näringsliv	Fiskeföretagen/ Besöksnäring	+	Stort	Litet
	Kraftbolagen	--	Stort	Stort
Ideella organisationer	Lokala föreningar		Stort	Mellan
	Nationella föreningar		Stort	Stort
Markägare		+/-	Stort	Litet
Allmänheten	Fritidsfiskare	++	Stort	Mellan
	Kommuninvånare	+	Stort	Litet
	Hela befolkningen	+/-	Litet	Inget

Steg 6. Nettoidentifiering av projektets direkta påverkan

Alternativ 1 och 2;

Anläggningskostnader och underhåll

Kraftförluster

Ökade utsläpp från kolkraft

Ökat fiskbestånd (icke-användarvärden)

Ökat fritidsfiske

Ökad fiskekortsförsäljning

Rinnande vatten i torrfåror ger vackrare landskapsbild

Alternativ 2 med utrivning Marieberg innebär dessutom;

Ytterligare kraftförluster

Ökning av antalet akvatiska djurarter och strandvegetation, flodpärlmusslan bl.a. (icke-användarvärden)

Förändrat vattenflöde ger bättre erosionsskydd men sämre översvämningsskydd vilket påverkar markägarna

Påverkan på övrig vattenrelaterad rekreation

Kvantifiering av ekologiska effekter

Flödessimuleringar

För att analysera potentiella effekter av olika åtgärder för att främja laxfisk, appliceras en populationsmodell på vattendraget. Som indata till modellen utförs dels flödessimuleringar av olika minimitappningar i den gamla åfåran vid Granö, samt en simulering av dödlighet vid nedströmspassage för varje kraftstation.

Inom ramen för denna studie har inga fältarbeten utförts, information om de olika vattendragen är hämtad från tillgängligt material. Källorna består dels av befintliga rapporter och studier, samt i den mån det finns tillgängligt data från utförda biotopkarteringar. Eftersom data är hämtad från flera typer av källor, ibland med olika arbetsmetodik, förekommer i vissa fall diskrepans mellan tillvägagångssätt och definitioner.

Syftet med flödessimuleringarna har varit att skapa en uppfattning om vilka vattenströmningsförhållanden som kan åstadkommas genom tappning av olika mängder vatten i de gamla åfåran. Beräkningarna har utförts i programmet TeleMac2D, och utgår från en terrängmodell som upprättats för varje sträcka. Terrängmodellen är baserad på lantmäteriets höjd-databas, med spatial upplösning 2 m samt höjdnoggrannhet 0,5 m. Övriga ingående parametrar för respektive fåra, t.ex. bottenfriktion, anpassades utifrån fårans egenskaper, bedömd från beskrivningar i rapporter, fotografier samt satellitbilder.

Simuleringen har gjorts i två dimensioner, vilket bland annat betyder att vattenhastigheten i en punkt är ett medel av hastigheten längs med djupprofiler i denna punkt. Resultatredovisningen har anpassats efter fårans egenskaper. Exempel på parametrar som visualiserats är:

- Vattenhastigheter i områden med djup större än 0,4 m
- Fördelning av områden med hastigheter större/mindre än 1 m/s

Modellen har verifierats mot provtappningar genomförda i gamla åfåran vid Karlslunds kraftverk i Svartån.

Hydrologin i ett vattendrag hänger samman med hydromorfologi och ekologi, och utöver hög- och låg-vattenföringar bör naturliga förändringar över tid studeras för att förstå detta samband. Vid utredningar om minimitappningar används normalt MLQ och LLQ som utgångspunkt, och ofta sägs MLQ vara ett värde som ej bör underskridas under längre perioder (t.ex. krav för el märkt Bra Miljöval). Enligt miljöbalken gäller förenklat att upp till 5 % av produktionsvärdet kan tas i anspråk för miljöförbättrande åtgärder, vid en omprövning av tillstånd. Detta är ett juridiskt begrepp, och har ingen ekologisk koppling.

I denna studie används flöden motsvarande flera parametrar inklusive MLQ och 5 % av produktionsvärdet.

Modell nedströmspassage

Förlustberäkningar för fisk vid turbinpassage är utförda enligt Kjell Leonardssons modell för beräkning av passageförluster (Leonardsson, 2012). Modellen är

framtagen för beräkningar av ål men är även applicerbar på andra arter som lax- och öringssmolt. Beräkningarna av den förväntade passageförlusten har utförts för hela vandringsbestånd av fisksmolt, utifrån ett medelvärde på storleksangivelse (medellängd och standardavvikelse) för beståndet. Dessa uppgifter har baserats på mätningar från fiskräknare i Mörrumsån. Övriga indata består av stationsspecifika uppgifter så som turbintyp, spaltbredd på intagsgaller och Q_{max} (maximal slukförmåga) per turbin. Underlaget utgörs till största del av uppgifter från uppdragsgivaren, vilka har kompletterats vid behov. Vid de kraftstationer där turbinernas kapacitet skiljer sig åt, som vid stationer i Mörrumsån, har hänsyn tagits till detta.

Tabell C 4. Maximal ackumulerad passagedödlighet vid nedströms passage genom turbin.

Kraftverk	Beräknad passagedödlighet [%]	Beräknad ackumulerad passagedödlighet [%]
Granö	10	10
Fridafors övre	21	30
Fridafors nedre	9	36
Ebbemåla	5	39
Hemsjö övre	25	54
Hemsjö nedre	18	63
Marieberg	25	72

Resultaten ovan visar beräknad dödlighet i ett scenario där samtliga smolt passerar genom turbinerna (förutom i Ebbemåla). Baserat på mätningar från smoltfällan nedströms Marieberg passerar för närvarande 75 – 95% av smolten under den period då spill i naturfårorna sker, och det är därmed bara en liten andel som går genom turbinerna.

Med hjälp av resultat från smoltfällan i Marieberg kan tid och intensitet observeras för smoltens nedströmsvandring. Av all smolt som under 2012 passerande Marieberg observerades ca 93 % under spillperioden, under 2010–2012 har man observerat i medeltal ca 88 % av den totala andelen passerande fiskar under spillperioden. Det ger att i medeltal gör ca 82 % av smolten sin utvandring under spillperioden, med en total sammanlagd överlevnad motsvarande 85 %.

Populationsmodell laxfisk

En förenklad populationsmodell för vandringsfisk har använts för att utvärdera vilka resultat som kan förväntas av åtgärder för upp- och nedströmspassage vid kraftverken. Modellen utvecklades inom ramen för Elforsk program Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten, etapp 3 och är beskriven ibland annat i forskningsprogrammets slutrapport, se Krström et al. (2010).

Modellen utgår från en täthetsberoende rekryteringsfunktion som ger ett tak för områdets bärförmåga. Maximala yngeltätheter per elfiskelokal från elfiskeregistret har använts, i kombination med uppgifter om existerande och potentiella reproduktionsområden. Flera parametrar kan plockas ut som resultat, men i huvudsak presenteras antalet återvändande honor. Eftersom en större andel hanar återvänder som leklax efter första året i havet, ger det ett bättre jämförelsevärde än

om hanar räknas in. I modellen anges även honornas fekunditet (antalet ägg, d.v.s. potentiell fortplantningskapacitet) samt varje sträckas bärförmåga, som är baserat på areal reproduktionsområden samt yngeltätheter. För yngeltätheter används data från elfiskeregistret, i form av medianen av de högst uppmätta värdena på de elfiskelokaler där lax respektive öringyngel registrerats.

Vid utrivning av Marieberg skulle ett vandringshinder försvinna, och idag överdämda områden uppströms dammen ombildas till strömmande sektioner, d.v.s. potentiella reproduktionsområden. Vid biotopkarteringen identifierades en ca 3 km lång sträcka lugnflytande vatten uppströms dammen. Uppströms denna sträcka finns strömmande vatten med lekområden i biotopklass 2. Bredden på sträckan är som minst 30 m, och det bedöms att reproduktionsområden motsvarande 5–7 ha skulle kunna återskapas.

De biotopförbättrande åtgärderna i Granö gamla fåra har genom flödessimuleringar med modifierad topografi visats kunna öka den våta arealen med knappt 0,3 ha varav ca 0,13 ha skulle ha goda förutsättningar som reproduktionsområde vid en minimitappning på 2,3 – 7 m³/s. Det innebär en ökning av goda områden i gamla fåran med ca 3 %.

Tabell C 5. Indata populationsmodell för Mörrumsån.

Variabel						
Konstanter (gemensamma för hela vattensystemet)						
Överlevnad 0+	0,7					
Fekunditet	9940					
	P(lek-mognad)	Smolt-passage	Lekfisk-passage	Max yngel-täthet lax /m ²	Max yngel-täthet öring /m ²	Repr.omr. uppströms (ha)
Marieberg	0,0080	0,95	0,6 – 0,9	1,26	0,22	7,1
Hemsjö Nedre	0,0079	0,95	0,6 – 0,9	1,26	0,22	2,4
Hemsjö Övre	0,0079	0,95	0,6 – 0,9	1,26	0,22	25,6
Fridafors Nedre	0,0078	0,91	0,6 – 0,9	1,26	0,22	0,2*
Fridafors Övre	0,0078	0,79	0,6 – 0,9	1,26	0,22	5,5 – 7**

*) Avser Bjällerbäcken, som mynnar mellan kraftverken.

**) Inkluderar habitatklass 2 och 3 enligt flödessimulering. Maxvärde, som inte tar hänsyn till bottensubstrat.

För alternativ 1 sker ingen ökning nedströms Fridafors Nedre men en liten ökning av 20 st öringhonor nedströms Granö (med en uppvandringseffektivitet på 90%) och en ökning av laxhonor på 4 mellan Fridaforsverken och 67 nedströms Granö. För alternativ 2 ökar antalet fisk på hela sträckan nedström Granö, se tabell nedan.

Resultat från populationsmodellen, nuvarande situation, kan jämföras med data från existerande fiskräknare vid Marieberg och Hemsjö. Variationen mellan år är förhållandevis stor, men generellt stämmer modellens resultat väl överens med fiskräknarna. I Marieberg registreras t.ex. normalt ett antal individer, honor och hanar, i spannet 1 000 - 2 000 per år (se Tabell C2).

Tabell C 6. Resultat populationsmodell för alternativ 1 och 2 separerat för öringhonor (till vänster) och laxhonor (till höger) med spann för genomsnittlig fiskvägpassage för uppvandring från 0,6 till 0,9 per station. För alternativ 1 sker ingen förändring nedströms Fridaforsverken.

	Referensalternativ		Alternativ 1 Fiskvägar i Fridafors & mintappning Granö 2,3 m³/s		Alternativ 2 Fiskvägar i Fridafors & mintappning Granö 2,3 m³/s samt utrivning Marieberg	
	Öringhonor	Laxhonor	Öringhonor	Laxhonor	Öringhonor	Laxhonor
Delsträcka						
Marieberg – Hemsjö N	33 – 51	191 – 293	33 – 51	191 – 293	129 – 150	740 – 862
Hemsjö N – Hemsjö Ö	6 – 14	34 – 83	6 – 14	34 – 83	11 – 17	64 – 98
Hemsjö Ö – Fridafors N	33 – 131	190 – 750	33 – 131	190 – 750	64 – 154	368 – 885
Fridafors N – Fridafors Ö	--	--	0	0 – 4	0 – 1	0 – 5
Fridafors Ö – Granö	--	--	1 – 20	3 – 67	2 – 21	10 – 79
Totalt	72 - 196	415 - 1126	73 - 216	418 - 1197	206 - 343	1182 - 1929

Utifrån flödessimuleringen är dock det (ur strikt ekologisk synpunkt, bortsett från produktionsekonomi) optimala flödet ca 7 m³/s, eftersom flödesförhållandena börjar bli för turbulenta vid flöden över 7 m³/s. Antalet återvändande honor till Granö i alternativ 1 med 7 m³/s skulle vara upp till 82 för lax och 23 för öring, med antagande om genomsnittlig uppströmspassage 0,9. Med lägre passageeffektivitet blir skillnaden mellan de olika tappningarna mindre. Modellen tar inte hänsyn till att lekfisk som inte lyckas ta sig förbi ett vandringshinder vid uppvandring blir kvar i nedströmsliggande områden och, förutsatt att lekområden finns tillgängliga där, kan bidra till beståndet nedströms aktuellt vandringshinder. Det gör att resultaten för sträckorna upp till sista vandringshinder kan bli något underskattade.

I alternativ 2 skapas fria vandringsvägar förbi Marieberg, dessutom skulle sannolikt predationsförlusterna bli lägre då lugnflytande partier försvinner. I detta fall skulle det bli ca 800 lax- och 150 fler öringhonor i denna del av Mörrumsån med en uppvandringseffektivitet på 90%. Andelarna honor respektive hanar i den återvandrande populationen ges av 0,55 respektive 0,45.

I referensscenariot med 0,9 uppvandringseffektivitet finns det totalt $196+1126=1322$ honor samt $1322*0,45/0,55=1081$ hanar vilket sammanlagt blir 2404 fiskar. I dagsläget säljs ca 10 000 fiskedagar av Kronolax fiske som ägs av Sveaskog⁹.

Antalet nya fiskar i projektalternativ 1 blir;

4 till 91 honor och 4 till 91 * 0,45/0,55= 3,3 till 74,5 hanar. Totalt ca 7 till 165 extra fiskar med respektive 60 och 90 % passageeffektivitet vid uppvandring.

⁹ <http://www.sveaskog.se/jakt-fiske-och-friluftsliv/fiske/morrums-kronolaxfiske/>

Alternativ 2;

901 till 950 honor och 737 till 777 hanar blir totalt 1638 till 1727 extra fiskar med respektive 60 och 90 % passageeffektivitet vid uppvandring.

Flodpärlmusslan gynnas av ett starkare och mer utbrett öringbestånd, eftersom öring agerar värdfisk till musslan i larvstadiet. Om ett öringbestånd etableras i Granö gamla åfåra finns det goda möjligheter att det leder till utökat spridning av larver, och därmed förbättrad reproduktion, men baserat på denna studies resultat är det osannolikt att ett öringsbestånd kommer att kunna etableras i fåran. Mer detaljerad bedömning av betydelsen för flodpärlmusslan kräver ytterligare kunskap om beståndets utbredning och status idag.

Kvantifiering av övriga effekter

Vi antar att de förändrade flödena i alternativ 2 har en påverkan på strandvegetation, erosion och översvämningsskydd samt vattenkvalitet och hur landskapsbilden upplevs. Dessa aspekter skulle framför allt kunna ha ett betydande värde vid en utrivning av Marieberg, då det skulle leda till ett ökat vattenflöde uppströms. Enligt en utredning av Fiskevårdsteknik AB (2014) medför en återställning av åfåran vid Marieberg stora förändringar avseende vattennivån inom området från Marieberg upp till Møllegården. Sträckan mellan Marieberg och Nyebro ca 1 km uppströms är den sträcka som påverkas mest då det indämda vattenområdet sänks med upp till ca 4 m vid lågvattenflöden och vattendraget kommer skifta karaktär från en sjöliknande miljö med mer eller mindre stillastående vattenspeglar till ett vattendrag med strömmande karaktär. Från Nyebro till Møllegården ca 3 km uppströms kommer vattennivån sänkas med upp till ca 1,0 m vid medellågvattenföring jämfört med dagens nivå. Även vid högvattenföring kommer vattennivån vara lägre jämfört med tidigare nivå, skillnaden vid höga flöden blir dock mindre. Vattennivån kommer att variera mer än den gjort tidigare då en mer naturlig nivåvariation återskapas. Den lägre vattennivån medför att vissa av de bryggor som ligger i anslutning till ån inom denna sträcka kan komma att torrläggas.



Figur C 1. Vattennivån i området från Marieberg kraftverk till Møllegården förväntas påverkas och bryggor nedströms Nyebro bedöms torrläggas i samband med en återställning av Mariebergs kraftverk (Fiskevårdsteknik AB, 2014).

I Svängsta bor 2500 personer uppdelat på ca 1190 hushåll och är de som främst påverkas av det förändrade vattenflödet och rekreation i form av badmöjligheter i alternativ 2. Exakt hur många av dessa som är markägare intill floden vet vi inte så därför **antar vi** att det rör sig om 20 hushåll. Personer som är intresserade av möjligheter till rekreation vid strömmande vatten i denna del av Mörrumsån **antar vi** är begränsat till Karlshamns kommun, där det bor 32 000 invånare i 15 200 hushåll.

Då Mörrumsån utgör ett unikt fiskevatten med några av världens största laxfiskar **antar vi** att det kan locka fritidsfiskare från hela Sverige samt att hela befolkningen dessutom har icke-användarvärden av fisken.

Vid den gamla åfåran i Granö kommer minimitappningen innebära en förändrad landskapsbild som främst befolkningen på 1500 personer i Ryd kan komma att uppskatta.

Utöver detta kan allmänheten, dvs. hela befolkningen, uppleva icke-användarvärden av en ökning av akvatiska djurarter och strandvegetation.



Figur C 2. Förändrad landskapsbild uppströms Marieberg kraftverk några år efter utrivning.

Steg 7a. Värdering av konsekvenser, finansiell analys

Den finansiella analysen utgår från påverkan på vattenkraftsföretagen, däremot redovisas konsekvenser för samtliga aktörer nedan med syftet att exemplifieringen ska kunna användas som stöd till att göra en analys även för andra aktörer. I den finansiella analysen används en real kalkylränta på 6 % och ett konstant elpris på 45 öre/kWh.

Anläggningskostnader och underhåll

Biotopvård i Granö gamla fåra med utrivning av dammar för att få strömmande vatten i åfåran, återställning av mynning och återställning av Ullspinneriet uppskattas att kosta sammanlagt ca 2,65 MSEK.

Anläggningskostnader för fiskvägarna i de två Fridaforsverken baseras på en studie av Sweco inför rättsmålen om Fridaforsverken där de beräknats till en investeringskostnad på 12,6 MSEK för det övre och 12,4 MSEK för det nedre kraftverket samt driftkostnader på 0,24 resp. 0,23 MSEK. Investeringskostnaden omfattar kostnaden för omlöp, fiskgaller, fallränna samt produktionsförlust under byggtiden. **Vi antar** att kostnaderna inkluderar arbetskostnader och att de anges exklusive moms.

Utrivningen av Marieberg är i den tidigare studien grovt uppskattat till ca 10 MSEK. Fiskevårdsteknik AB (2014) har gjort en mer detaljerad uppskattning på 4,1 Mkr. **Vi antar** att den senare är mest korrekt. Jämfört med referensalternativet uppstår ingen kostnad av en utrivning efter 40 år, vilket innebär en utebliven kostnad motsvarande nuvärdet av 4,1 Mkr.

Kraftförluster

I denna studie antas ett elpris på 0,45 SEK/kWh i de företagsekonomiska beräkningarna. Beräkningarna av kraftförluster har gjorts på ett något mer avancerat sätt än det som hjälpmodellen till detta verktyg föreslår, där i fallet Granö till exempel hänsyn tagits till spill som ett resultat av att vattenföringen är för liten för att starta turbin i kraftstationen. I Fiskevårdstekniks beräkningar till Fridafors har hänsyn tagits till vattenföringen i förhållande till kraftstationernas olika slukförmåga (Q_{max}). Kraftverkens effekt har också påverkat resultaten. Det saknas dock en redovisning av exakt hur dessa beräkningar genomförs.

Hjälpmodellen får därför ses som en typ av förenkling men som ändå ger ett tillräckligt tillförlitligt svar i de fall resurser eller behov saknas för mer avancerade och specifika beräkningar av kraftförluster. Ekvationen i hjälpmodellen är inte framtagen inom KLIV-projektgruppen utan är en beprövad modell hämtad från Energisystemforskningsenheten (ESRU) på Strathclyde University och användes även i Dönje-studien. **Vi antar** därför att de siffror på kraftförluster som anges i den tidigare Mörrumsånstudien är mer korrekta än om hjälpmodellen skulle användas.

Granö: Kraftbortfallet med en minimivattenföring på 2,3 m³/s har beräknats till 3 540 MWh/år (med hjälpmodellen blir resultatet 3 100 MWh/år) vilket motsvarar en kostnad på ca 1,6 MSEK/år. **Vi antar** att minimitappningen vid Granö slutar efter 40 år när fisktrapporna vid Fridaforsverken har tappat sin funktion. Skulle

däremot minimitappningen fortsätta bör analysens tidshorisont förlängas med samma antal år.

Fridafors Övre: Kraftbortfallet är hämtat från beräkningar i Swecos studie där de uppskattats till 412 MWh/år, vilket innebär en kostnad på 185 400 SEK/år under 40 år.

För att visa på skillnaden mellan uträkningarna av kraftförluster i den tidigare studien och med hjälpmodellen följer nedan en mer detaljerad beskrivning av respektive uträkning. I vattendomen för Fridaforsverken står det att en tappningsplan har föreslagits med ett basflöde om ca 0,5 m³/s och ett kraftigare lek-, uppväxt- och vandringsflöde om ca 1,5 m³/s till fiskvägen samt spill i tappningsrännan med ett flöde på 0,3 m³/s under perioden 1 april till 30 november. Detta fås med hjälpmodellen till en årlig kraftförlust av;

$$0,85 \cdot 7,3 \cdot 1,5 \cdot 5856 \cdot 9,82 + 0,85 \cdot 7,3 \cdot 0,5 \cdot 2904 \cdot 9,82 = 642\,314 \text{ kWh} = 642 \text{ MWh}$$

vilket är betydligt högre än Fiskevårdstekniks (355 MWh) och Swecos (412 MWh) siffror. Beräkningar genomförda av Sweco som användes i den tidigare Mörrumsån studien har vi inte tillgång till men kan nedan redovisa beräkningarna av Fiskevårdsteknik AB (fortsätter på nästa sida). Detta illustrerar att om det är möjligt bör en mer detaljerad beräkning av kraftförlusterna genomföras och att hjälpmodellen är just till för hjälp;

Tabell 3. Vattenkraft vid Fridafors övre kraftverk

	Sluk ¹⁾ (m ³ /s)	Utb flöde (m ³ /s)	Öskott (m ³ /s)	Fallhöjd ²⁾ (m)	Effekt ³⁾ (kW)	Energi ⁴⁾ (MWh)	Värde ⁵⁾ (kkr)
Jan	25	25	7,3	7,2	1200	811	365
Feb	25	25	8,3	7,2	1200	811	365
Mar	25	25	7,3	7,2	1200	811	365
Apr	25	25	12,1	7,2	1200	811	365
Maj	25	25	6,4	7,2	1200	811	365
Jun	25	19,0	0,00	7,3	926	626	282
Jul	25	13,2	0,00	7,3	643	435	196
Aug	25	12,3	0,00	7,3	597	404	182
Sep	25	13,6	0,00	7,3	662	448	201
Okt	25	16,5	0,00	7,3	805	545	245
Nov	25	22	0,00	7,3	1064	720	324
Dec	25	25	1,6	7,2	1200	811	365
Summa						8044	3620

¹⁾ Slukförmåga enl uppgift från Öresundskraft AB (Palat & Hättestrand 2005)

²⁾ Beräknad fallhöjd vid rådande månadsmedelvattenföring

³⁾ Beräknad effekt vid en bedömd verkningsgrad på 68 %

⁴⁾ Beräknad möjlig energiproduktion baserat på uppgifter om flödets varaktighet från SMHI stn 86-186 under perioden 1910-1990 (Andersson 1993)

⁵⁾ Värdet av producerad energi vid en medelintäkt på 45 öre/kWh

Tabell 4. Föreslagen tappning för fiskvandring vid Fridafors övre kraftverk vid alternativ 1: Omlöp och snedställt fiskgaller med fallränna

	Qfiskv ¹⁾ (m ³ /s)	Qåfåra ²⁾ (m ³ /s)	Qkstn ³⁾ (m ³ /s)	Förlust ⁴⁾ (m ³ /s)	Förlust ⁵⁾ (MWh)	Förlust ⁶⁾ (kkr)	Förlust ⁷⁾ (%)
Jan	0,50	6,8	25	0,00	0	0	0
Feb	0,50	7,8	25	0,00	0	0	0
Mar	0,50	6,8	25	0,00	0	0	0
Apr	1,8	10,3	25	0,00	0	0	0
Maj	1,8	4,6	25	0,00	0	0	0
Jun	1,8	0,00	17,2	1,8	59	27	9
Jul	1,8	0,00	11,4	1,8	59	27	14
Aug	1,8	0,00	10,5	1,8	59	27	15
Sep	1,8	0,00	11,8	1,8	59	27	13
Okt	1,8	0,00	14,7	1,8	59	27	11
Nov	1,8	0,00	20	1,8	59	27	8
Dec	0,50	1,1	25	0,00	0	0	0
Summa					355	160	4,4

¹⁾ Månadsmedelvärde av bas- och vandringsflöde i omlöp och fallränna

²⁾ Månadsmedelvärde av minitappning och spillflöde i åfåra

³⁾ Månadsmedelvärde av drivvattenflöde i kraftstationen

⁴⁾ Förlust av drivvattenflöde

⁵⁾ Beräknad förlust av möjlig energiproduktion vid oförändrad verkningsrad och varaktighet

⁶⁾ Värdet av förlorad energi vid en medelförtjänst på 45 öre/kWh

⁷⁾ Procentuell förlust i förhållande till möjlig energiproduktion vid nuvarande förhållanden.

Fridafors Nedre: Kraftbortfallet är hämtat från beräkningar i Swecos studie där de uppskattats till 628 MWh/år, vilket innebär en kostnad på 282 600 SEK/år.

Marieberg: Vid en utrivning skulle det innebära ett produktionsbortfall motsvarande hela kraftstationens kapacitet på 3,2 GWh eller ca 1,4 MSEK per år.

Från dessa intäktsförluster ska produktionskostnaden dras av. Nya större vattenkraftverk anses ibland ha nära noll rörliga kostnader men för dessa verk **antar vi** en produktionskostnad, som inkluderar drift- och underhållskostnader, på 30 SEK/MWh, samma som i Dönjestudien.

Produktionen vid de två kraftverken vid Hemsjö påverkas inte av något åtgärdsalternativ.

Försämrade reglerförmåga

Granö tas upp som ett klass II kraftverk (med relativt reglerbidrag på 0,01 procent eller högre men lägre än 0,03 procent) i Energimyndighetens rapport om *Vattenkraftens reglerbidrag och värde för elsystemet* (ER 2016:11). De åtgärder som diskuteras påverkar dock inte när under året eller dygnet som el produceras, vilket hade kunnat värderas genom skillnad i pris mellan dag/natt eller årstider, utan innebär en utebliven produktion genom att vattnet spills vid sidan av. Det antas dessutom ett konstant elpris i analysen oavsett årstid. **Vi antar** därför att det inte uppstår någon kostnad av försämrade reglerförmåga i denna analys.

Ökad besöksnäringens verksamhet

Ett ökat bestånd av lax och havsöring i Mörrumsån leder till ökad försäljning av fiskekort. Dessutom skapas nya intressanta fiskeplatser inom det aktuella området. Samma område kommer även att ha bra förutsättningar för forspaddling (Fiskevårdsteknik, 2014 sid 31). I och med det ökade fisket och antal sålda fiskekort sker en del direkta effekter på besöksnäringen i området. Ett fiskekort i Mörrumsån kostar 500 SEK och uppåt. Paulrud och Laitila (2013) fann att en ökning av antalet fångade fiskar med 77 % i Emån innebar 1,1 % fler fiskedagar. Med en ökning av antalet fisk på 72 % i alternativ 2 skulle det innebära ca 100 extra fiskekort per år till dagens 10 000 vilket motsvarar en ökad inkomst på 50 000 SEK per år. Ökningen i alternativ 1 anses för liten för att innebära en ökad försäljning av fiskekort. Vi antar att den ökade försäljningen inte innebär några ökade kostnader för försäljaren.

Tabell C 7. Sammanställning finansiella kostnader och intäkter

	Alternativ 1	Alternativ 2
<i>Anläggningskostnader och underhåll (MSEK)</i>		
- Engångskostnad	$2,65+12,6+12,4=27,7$	$2,65+12,6+12,4+4,1=31,8$
- Nuvärde uteblivna framtida kostnader	--	$4,1/1,06^{40}=0,4$
- Nuvärde löpande kostnader	$(0,20+0,23+0,24)+0,67^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=10,7$	$(0,20+0,23+0,24)+0,29^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=10,7$
<i>Kraftförluster (MWh/år)</i>	$(3540+412+628)=4580$	$(3540+412+628+3200)=7780$
- Intäkter (MSEK)	$(4580*450)+(4580*450)^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=32,9$	$(7780*450)+(7780*450)^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=55,8$
- Produktionskostnader (MSEK)	$(4580*30)+(4580*30)^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=2,2$	$(7780*30)+(7780*30)^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=3,7$
<i>Fiskekort (antal)</i>	0	100
- Nuvärde (MSEK)	0	$(100*0,0005)+(0,05)^*$ $(1-1,06^{-39})/0,06=0,8$
Totalt kraftbolagen (MSEK)	$-(27,7+10,7+32,9)+2,2= -68,6$	$-(31,8+10,7+55,8)+0,4+3,7= -94,2$
Totalt besöksnäringen (MSEK)	0	0,8

Steg 7b. Värdering av konsekvenser, samhällsekonomisk analys

Kraftförluster

I de samhällsekonomiska beräkningarna används också ett annat el-pris. Förlorad elproduktion i existerande anläggningar värderas, i enlighet med Johansson och Kriström (2011, 2012), enligt två scenarion för den framtida prisbanan; ett där dagens nordiska elmarknad fortsätter att vara det relevanta marknadsområdet med ett elpris på 45 öre/kWh och ett där den nordiska elmarknaden integreras med den kontinentaleuropeiska och elpriset följaktligen stiger. I det högre prisscenariot antas att elpriset gradvis kommer att närma sig det tyska över en period (från 45 till 70 öre/kWh) och sedan vara konstant.

Ökade utsläpp från kolkraft

Minskad elproduktion ersätts med kolkraft från Danmark. Den främsta miljöeffekten av detta, ökade utsläpp av klimatstörande gaser, prissätts redan genom ETS-systemet och värderas därför inte särskilt. Däremot finns ytterligare miljöeffekter från ökade utsläpp av NO_x och SO₂ som innebär en samhällsekonomisk kostnad.

Skadekostnad från utsläpp av NO_x, SO₂, partiklar, NMVOC, CH₄ och N₂O är uppskattad till ca 3 öre/kWh med hjälp av verktyget EcoSenseLE. Med de kraftförluster som beräknats i avsnittet ovan blir denna kostnad 30 SEK/MWh * (3540+412+628) MWh = 137 000 SEK. Vid en utrivning av Marieberg tillkommer ytterligare 96 000 SEK (30*3200) till en totalsumma på 233 000 SEK/år.

Ökat fiske

Det finns flera anledningar till att ett ökat fiske inte skulle kunna ske uppströms Fridafors med åtgärdsalternativ 1. Ett bestånd vars storlek är på gränsen till livskraftigt tål heller inget fisketryck, och det är därför osannolikt att åtgärderna skulle kunna resultera i fritidsfiske-upptag på sträckan uppströms Fridafors. Fiske med återutsättning skulle hypotetiskt vara möjlig, med flera begränsningar. Enligt nuvarande regler sker inget fiske efter 30:e september för att freda fisk under lekperioden. Passage av 5 vandringshinder fördröjer uppvandrande fisk, och fiskeperioden skulle därför bli mycket kort uppströms Fridafors. På sträckan Fridafors upp till Granö gamla fåras mynning finns inte passande lokaler för fiske och säkerhetsskäl begränsar fisket längs gamla fåran, eftersom dammluckorna kan behöva öppnas med snabbt ökat flöde som följd. Men för exemplifieringens skull **antar vi** att ett hypotetiskt fiske innebär ett värde för fritidsfiskare.

Vid en utrivning av Marieberg skulle hela Mörrumsåns bestånd av lax och havsöring gynnas då tillgången på lek- och uppväxtområden ökar samt att källan till försening och en ökad källa till dödligt försvinner. Nya förutsättningar för ett sportfiske efter laxfisk skapas både upp- och nedströms Marieberg samt inne i tätorten (Fiskevårdsteknik, 2014 sid 32).

Värdet av förbättrat fiske värderades för Mörrumsån i Paulrud och Laitila (2013) som fann ett värde på cirka 800 kronor (500 kronor vid obligatorisk återsättning) för varje extra fångad lax eller öring i de största storleksklasserna (> 10 kg för lax, >5 kg för öring) och lägre värden för extra fångster i de mindre storleksklasserna.

Här antas, i brist på bättre information om storleksfördelningen, att andelen fångad fisk kommer att vara ungefär densamma som i dag (dvs. cirka 10% av populationen) och att varje extra fångad fisk kommer att tillhöra den största storleksklassen och därmed betinga ett värde om 800 kronor styck. Vidare antas att de nya högre jämviktspopulationer som beräknas uppkomma tack vare åtgärderna nås genast och att de nya högre samhällsekonomiska värdena från förbättrat fiske därmed också uppnås genast; vilket torde innebära en överskattning. Studien är genomförd 2008 och värdet i 2016 års prisnivå korrigerade för pris- och inkomstförändringar motsvarar 949 kronor. Vi antar här att antalet fiskare är lika många idag som då och att fiskarnas medelinkomst ökar i samma takt som övriga befolkningens. Medelinkomst för år 2015 används då det ännu inte finns sammanställt för 2016. I alternativ 2 med 90 procent uppvandringseffektivitet innebär detta t.ex. 173 extra fångade fiskar till ett värde av 164 000 SEK per år. Se Tabell C8 nedan för samtliga resultat.

Tabell C 8. Antal extra fångade fiskar och värde per år.

Värde\Effektivitet	Alt 1 0,6	Alt 1 0,9	Alt 2 0,6	Alt 2 0,9
Antal extra fångster	0,7	16,5	164	173
Värde (SEK)	664	15 700	155 000	164 000

Ökat fiskbestånd (icke-användarvärden)

Enligt tidigare studier spelar dessa värden främst roll för utrotningshotade arter och för välkända men sällsynta arter (se exempelvis Christie m fl, 2004, 2006). Effekter på icke hotade arter antas därför inte ha något samhällsekonomiskt värde. Effekter på det samlade vildlaxbeståndet skulle dock kunna betinga samhällsekonomiska options- och existensvärden, även om laxen som sådan inte är rödlistad. En studie som gjordes för Naturvårdsverkets räkning för Vindelälven för några år sedan (Håkansson, 2009) värderade en ökad återvandring med cirka 1000 ytterligare vilda laxar per år till ett engångsbelopp om mellan 140 miljoner och 309 miljoner kronor, beroende på om betalningsviljan kan anses vara på hushålls- eller individnivå. Studien genomfördes år 2004 och värdena i 2016 års prisnivå korrigerade för pris- och inkomstförändringar motsvarar 202,6 och 469,3 MSEK. Se resultat från hjälpmodellen nedan.

Indata			
Vilket år är den ursprungliga studien genomförd?	2004		
Konsumentprisindex (KPI) årsmedel samma år		KPI 1980=100 SCB	
Vad var medelinkomsten i detta års penningvärde? (antingen i Sverige eller i den undersökta gruppen)	187 700	Inkomster invidider och hushåll SCB	
Fyll i C12 och C13 (schablon 2,2 personer/hushåll kan användas vid avsaknad av statistik);			
Hur stor var den undersökta befolkningen?	7072239	Befolkning 1968-2016 SCB	
Hur många hushåll bestod befolkningen av?	3214654,09	Hushåll 2011-2016 SCB	
Är betalningsviljan uppskattad per person, per hushåll eller för hela den undersökta befolkningen? (välj en)			
- Om per person, ange betalningsviljan här		43,69196233	
- Om per hushåll, ange betalningsviljan här		96,12231713	
- Om för hela den undersökta befolkningen, ange betalningsviljan här	309000000	309000000	
Vilket år används som basår för de prisnivåer som används i analysen i rapporten?	2016		
Konsumentprisindex (KPI) årsmedel samma år			
Vad var medelinkomsten i detta års penningvärde? (antingen i Sverige eller i den relevanta gruppen)	257 600		
Hur stor är den relevanta befolkningen?	7825940		
Hur många hushåll består befolkningen av?	3557245,45		
Behövs en uppskattad betalningsvilja per person, per hushåll eller för hela den relevanta befolkningen? (sätt x)	x	per person	
	x	per hushåll	
	x	för hela befolkningen	
Resultat			
Betalningsvilja per person uppräknat för prisnivåförändringar i basårspris	#####		
Betalningsvilja per hushåll uppräknat för prisnivåförändringar i basårspris	#####		
Betalningsvilja för befolkningen uppräknat för prisnivåförändringar i basårspris	#####		
Betalningsvilja per person uppräknat för prisnivå- och inkomstförändringar i basårspris	59,9629701494652 kr per person i 2016 års penningvärde.		
Betalningsvilja per hushåll uppräknat för prisnivå- och inkomstförändringar i basårspris	131,918534328823 kr per hushåll i 2016 års penningvärde.		
Betalningsvilja för den relevanta befolkningen uppräknat för prisnivå- och inkomstförändringar i basårspris	469266606,611505 kr i 2016 års penningvärde.		

Figur C 3. Resultat av värdeöverföring genomförd med hjälpmodellen.

I brist på andra studier antar vi att en lika stor återvandring till Mörrumsån skulle värderas lika högt och att större eller mindre återvandringar skulle värderas proportionerligt högre eller lägre; om återvandringen permanent ökar med en extra vildlax per år antas detta därmed ha ett samhällsekonomiskt värde som ges av ett engångsbelopp på 202 600 till 469 300 kronor. Vi antar också att samma värdering kan användas för ökad återvandring av havsöring, eftersom det inte finns några motsvarande värderingsstudier för denna art. Det bör dock betonas att detta är en mycket ungefärlig uppskattning och att lokala värderingsstudier vore önskvärda.

Tabell C 9. Samhällsekonomiskt existensvärde av förbättrad återvandring i MSEK med olika schablonvärden och passageeffektivitet för alternativ 1 och 2.

Värde\Effektivitet	Alt 1 0,6	Alt 1 0,9	Alt 2 0,6	Alt 2 0,9
Lägre	1,4	33,4	332	350
Högre	3,3	77,4	769	811

Rinnande vatten i Granö gamla fåra

Vi antar att detta ger en vackrare landskapsbild i området. För att värdera detta skulle det behövas en ny värderingsstudie. För exemplifieringens skull gör vi dock en värdeöverföring från Dönjestudien där en förändrad landskapsbild pga. spill i en torrfåra var en av flera effekter i en betalningsviljestudie vars resultat var 300 SEK per hushåll och år i fem år, dvs. ca 1500 SEK per hushåll. Vi kan inte säga hur stor del som gäller just landskapsbildens utan en djupare analys men för sakens skull antar vi en tiondel, alltså 150 SEK. Studien är genomförd 2008 och i 2016 års prisnivå motsvarar det 178 SEK. I Ryd som ligger närmast Granö kraftverk bor det

ca 1500 i 7000 hushåll. Den totala betalningsviljan som ett engångsbelopp blir då ca 1,2 MSEK.

Alternativ 2 utrivning Marieberg innebär dessutom;

Ökning i antalet akvatiska djurarter och strandvegetation (icke-användarvärden)

En utrivning av Marieberg skulle också kunna ha en positiv inverkan på stranderosion och växtlighet nedströms Hemsjö samt akvatiska djurarter (andra än fisk).

En bred strand med hög mångfald av växtarter samt måttlig mångfald av vattenlevande djur i vattenkraftspåverkade vatten är värderat till ca 550 SEK per hushåll och år i Kataria (2009). Det finns dock inga uppgifter i analysen om hur stort område effekterna skulle uppnås i och vilken den berörda populationen antogs vara, men får antas gälla samtliga vattenkraftspåverkade vatten eller åtminstone den vattenkraft som förser just det hushållet med el. Oavsett är det berörda området av åtgärden litet i förhållande till både Mörrumsån i sig och den totala vattenkraftspåverkade vattenmiljön.

Som beskrivet ovan och i Figur C1 och A2 skulle det lägre vattenståndet efter en utrivning innebära en smalare mer snabbflytande å, istället för det mer sjöliknande vatten som finns idag. För att värdera detta skulle det alltså behövas en ny värderingsstudie som behandlade effekterna just i Mörrumsån. För exemplifieringens skull **antar vi** en betalningsvilja hos de 15 200 hushållen i Karlshamns kommun, som antas vara de som främst har ett intresse av dessa effekter i denna del av Mörrumsån, på 20 SEK per hushåll och år i 2016 års prisnivå. Detta pga. att elproduktionen i Marieberg endast utgör en liten del av den totala produktionen i Mörrumsån. Från detta exkluderar vi de 100 hushåll som antas vara markägare längs med ån då de behandlas separat för att undvika dubbelräkning, se nedan. Detta ger ett totalt hypotetiskt årligt värde på $15\,200 \cdot 20$ SEK/hushåll = 302 000 SEK.

Påverkan på övrig vattenrelaterad rekreation

Åsikterna kring hur rekreativsmöjligheter påverkas av vattenkraft går vida isär, se t.ex. Getzner (2014) och hjälptext 6.1 för en längre diskussion. Hur det påverkas av en specifik åtgärd beror mycket på platsen och närliggande substitut. Ger åtgärden en för området unik möjlighet till t.ex. forspaddling kan det skapa ett värde. **Vi antar** dock i detta fall att skillnaden mellan positiva och negativa effekter är försumbar då vi inte har tillräcklig information för att analysera detta. Även här skulle det behövas en ny värderingsstudie.

Påverkan på markägare

Markägare med strandtomt intill den del av ån som ändras vid en utrivning i alternativ 2 kan tänkas påverkas av flera av effekterna som diskuteras ovan. Det ger bättre erosionsskydd men sämre översvämningsskydd, sämre badmöjligheter men bättre fiske, ett rikare växt- och djurliv samt en förändrad landskapsbild. Då markägarnas preferenser kan skilja sig från den övriga befolkningen finns det dock anledning att värdera detta separat för denna grupp. Enklast värderas samtliga effekter, både nyttor och kostnader, som en klumpsumma genom att studera t.ex.

hur åtgärden påverkar markägarnas fastighetspriser. För att värdera detta skulle det behövas information om fastighetspriser vid mer naturligt flödande älvar jämfört med reglerade älvar. Detta är dock ett otroligt svårt område att tillämpa värdeöverföring på, då varje bostadsmarknad är unik och styrs av ett stort antal parametrar. Det skulle i princip behövas ett primärstudie som genomförts upp- eller nedströms i samma å/älv inom samma kommun före och efter en liknande åtgärd. Flera studier har försökt men misslyckats med att påvisa vattenkraftens påverkan på fastighetspriser, se t.ex. Bohlen och Lewis (2008), Provencher m.fl. (2008) eller Lewis m.fl. (2008). Loomis och Feldman (2003) fann dock ett positiv inverkan på fastighetspriser vid mer stabila vattennivåer i en sjö. En sammantagen bedömning är att den förändrade karaktären på vattnet i detta fall antagligen skulle innebära att markägarna som har bryggor och båt upplever en försämring. Hur det påverkar just fastighetspriserna är dock mer oklart. Skulle det vid en eventuell försäljning vara så att det är fiskeintresserade som är potentiella köpare kan det kanske till och med driva upp priserna. **Vi antar** för exemplifierings skull att samtliga fastigheter sjunker till ett värde av i genomsnitt 200 000 SEK som visar på den försämring som markägarna upplever, detta oavsett om en försäljning sker eller inte. Den totala kostnaden av detta uppgår till ett engångsbelopp på 4 MSEK.

Effekter av framtida utrivning i referensalternativet

I referensalternativet genomförs en utrivning av Marieberg om 40 år. Det innebär att det i alternativ 2 (jämfört med referensalternativet) inte uppstår någon kostnad vid den tidpunkten och detta ska tas upp som en minuskostnad i beräkningarna, motsvarande nuvärdet av 4,1 MSEK. I alternativ 1 är kostnaden den samma som i referensalternativet och ska alltså inte ingå i analysen. Efter utrivningen antas samma inträffa som i alternativ 2, dvs. att de nya högre jämviktspopulationer som beräknas uppkomma tack vare åtgärderna nås genast och är då samma som i alternativ 2. På samma sätt sker ingen minskning av fastighetspriserna vid den tidpunkten i alternativ 2. Ett existensvärde motsvarande nuvärdet av värdena i Tabell C9 ovan kommer att visas i alternativ 2 som en minusintäkt.

Efter detta år är samtliga alternativ identiska, förutsatt att inga reinvesteringar görs i fisktrapporna och minimitappning upphör, och ingen vidare analys är nödvändig.

Detta exemplifierar hur valet av referensalternativ påverkar analysen. Hade vi istället som i Dönjestudien förutsatt BAU hade dessa poster inte varit inkluderade, men vi hade å andra sidan fått en helt annan tidshorisont.

Tabell C 10. Sammanställning samhällsekonomiska kostnader och nyttor.

Kostnader	Alternativ 1		Alternativ 2	
Anläggningskostnader och underhåll (MSEK)				
- Engångskostnad	2,65+12,6+12,4=27,7		2,65+12,6+12,4+4,1=31,8	
- Nuvärde uteblivna framtida kostnader	--		4,1/1,03^40=1,3	
- Nuvärde löpande kostnader	(0,20+0,23+0,24)+0,67* (1-1,03^-39)/0,03=16,0		(0,20+0,23+0,24)+0,29* (1-1,04^-39)/0,03=16,0	
Kraftförluster (MWh/år)	(3540+412+628)=4580		(3540+412+628+3200)=7780	
- Nuvärde (MSEK)	(4580*450)+ (4580*450)* (1-1,03^-39) /0,03=49,1	Stigande pris (hjälpmodell) 68,6	(7780*450)+ (7780*450)* (1-1,03^-39) /0,03=83,4	Stigande pris (hjälpmodell) 116,5
- Produktionskostnader (MSEK)	(4580*30)+(4580*30)* (1-1,03^-39)/0,03=3,3		(7780*30)+(7780*30)* (1-1,03^-39)/0,03=5,6	
Ökade utsläpp från kolkraft (MSEK)	0,137+0,137* (1-1,03^-39)/0,03=3,3		0,233+0,233* (1-1,03^-39)/0,03=5,5	
Fastighetsvärde (MSEK)	--		4,0-4,0/1,03^40=2,8	
Nyttor	Alternativ 1		Alternativ 2	
Ökat fiske: högre passage-effektivitet (MSEK)	0,4		3,9	
Ökat fiskbestånd (icke-användarvärden): högre passage-effektivitet (MSEK)	Lägre värde 33,4	Högre värde 77,4	Lägre värde 349,9	Högre värde 810,5
Nuvärde framtida uteblivna icke-användarvärden	Lägre värde 33,4/1,03^40 =10,2	Högre värde 23,7	Lägre värde 107,3	Högre värde 248,5
Fiskekort (MSEK)	0		(100*0,0005)+(0,05)* (1-1,03^-39)/0,03=1,2	
Vackrare landskapsbild Granö	1,2		1,2	
Akvatiska arter och strandvegetation (icke-användarvärden)	--		0,302+0,302* (1-1,03^-39)/0,03=7,19	
Vattenrelaterad rekreation	--		0	
Totala kostnader (MSEK)	27,7+11,4+[27,3 – 41,0] +4,2+2,0=72,7 – 86,3		31,8-1,3+16,0+[83,4 – 116,5] -5,6+5,5+2,8=132,6 – 165,7	
Totala nyttor (MSEK)	24,8 – 55,2		256,2 – 575,6	
Nettonuvärde (MSEK)	-21,5 till -63,0		124,4 till 439,4	

Referenser (för bilaga C)

- Calles, O., Gustafsson, S., Österling, M., 2012. Naturlika fiskvägar idag och imorgon. Karlstad Universitet, Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper.
- Bohlen, C., Lewis, L. Y., 2008. Examining the economic impacts of hydropower dams on property values using GIS. *Journal of Environmental Management*. 1–12.
- Brown, J., Limburk, K., Waldman, J., 2013. Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conservation Letters* 0 (2013), 1-7.
- Christie, M., Warren, J., Hanley, N., Murphy, K., Wright, R., Hyde, T. och Lyons, N., 2004. Developing measures for valuing changes in biodiversity: Final report. London: DEFRA.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R. och Hyde, T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* 58, 304 – 317.
- Dath, J., 2009. Fridafors Övre och Nedre kraftverk – kostnadsbedömning av förslag till fiskvägar och skydd för vandrande fisk. Sweco, 2013-09-15.
- Degerman, E., Nyberg, P., Sers, B., 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverket. Rapportnr. 2001:10.
- Fiskevårdsteknik AB, 2008. Förslag till fiskvägar.
- Fiskevårdsteknik AB, 2014. Förslag till förbättrad faunapassage. Uppdrag 14052601. Lund.
- Getzner, M., 2014. Importance of free-flowing rivers for recreation: Case study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 141, no. 2.
- Henriksson, Å., 2013. Sammanställning över naturliga vattenförhållanden m.m. i några kraftstationer i Faxälven/Ångermanälven samt Granö kraftverk.
- Holm, C.F., Armstrong, J.D., Gilwear, D.J., 2001. Investigation a major assumption of predictive instream habitat models: is water velocity preference of juvenile Atlantic Salmon independent of discharge? *Journal of Fish Biology* 59.
- Håkansson, C., 2009. Costs and benefits of improving wild salmon passage in a regulated river. *Journal of Environmental Planning and Management* 53, 345 – 363.
- ICES, 2012. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group. (WGBAST), 15–23 March 2012, Uppsala, Sweden. ICES CM 2012/ACOM:08.
- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2011. A blueprint for a cost-benefit analysis of a water use conflict – hydroelectricity versus other uses. I Johansson, P.-O. och Kriström, B. (red.), *Modern Cost-Benefit Analysis of Hydropower Conflicts* s. 35 – 64. Edward Elgar, Cheltenham, UK.

- Johansson, P.-O., Kriström, B., 2012. The Economics of Evaluating Water Projects. Springer, Heidelberg.
- Kataria, M., 2009. Willingness to pay for environmental improvements in hydropower regulated rivers. *Energy Economics*, vol. 31, no. 1, s. 69-76.
- Kronobergs län, 2013. Åsnen - limnologiskt kunskapsunderlag för nationalparksbildande. ISSN 1103-8209.
- Larsson, M., Sparrevik, E., 2009. Återskapande av vandringsmöjligheter för havsvandrande fisk – ekologiska effekter och verksamhetspåverkan.
- Larsson, M., 2009. Kompletterande uppgifter angående inrättande av fiskvägar vid Fridafors Övre och Fridafors Nedre kraftverk.
- Lahti, M., 2009. Two-dimensional aquatic habitat quality modelling. Doctoral Dissertation, Helsinki University of Technology, Faculty of Engineering and Architecture.
- Leonardsson, K., 2012. Modellverktyg för beräkningar av ålförluster vid vattenkraftverk. *Elforsk. Rapportnr. 12:36*.
- Lewis, L. Y., Bohlen, C., Wilson, S., 2008. Dams, dam removal, and river restoration: A hedonic property value analysis. *Contemporary Economic Policy*. Vol. 26, No. 2, April 2008, 175–186.
- Loomis, J., Feldman, M., 2003. Estimating the benefits of maintaining adequate lake levels to homeowners using the hedonic property method. *Water Resources Research*. Vol. 39, no. 9, 1259.
- Länsstyrelsen i Kronobergs län, 2009. Naturvärdesinventering av Mörrumsån.
- Nilsson E., Jansson T., 2012. Mätning av vattenföring i Svartån, nedströms intagsdamm till Karlslunds kraftverk, Örebro län. Hushållningssällskapet Värmland.
- Monten E., 1988. Fiskodling och Vattenkraft. Vattenfall, ISBN 91-7186-275-7.
- Monten E., 1985. Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Statens Vattenfallsverk, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av tjockskalig målarmussla. Rapport 5658.
- Nydén, T., Johansson, P., 2010. Förslag på biotopvårdsåtgärder inom sträckan Ebbamåla – Fridafors.
- Nöbelin, F., 2004. Mörrumsån- En undersökning av vandringshinder och reproduktionsområden för lax och öring mellan Fridafors och Helgasjön samt en historisk återblick på laxens vandringsmöjligheter i vattendraget. AkvaTerr Konsult.
- Nöbelin, F., Johlander, A., 2011. Kartering av reproduktionsområden för lax och havsöring i Mörrumsån. Fiskeriverkets utredningskontor, Göteborg.

- Nöbelin, F., 2008. Naturvärdesbedömning av vattendrag i Blekinge. Länsstyrelsen Blekinge. ISSN: 1651-8527
- Olofsson, H., 2009. Tillstånd och förändringar i Mörrumsån 1978-2005. Mörrumsåns vattenvårdsförbund.
- Palm S., Dannewitz J., Prestegaard, T., och Östergren, 2013. Laxing och felvandrad lax i Mörrumsån. En genetisk analys. SLU, Aqua reports 2013:20.
- Paulrud, A., Laitila, T., 2013. A cost-benefit analysis of restoring the Em River in Sweden: valuation of angling site characteristics and visitation frequency. *Applied Economics* 45, 2255 – 2266.
- Provencher, B., Sarakinos, H., Meyer, T., 2008. Does small dam removal affect local property values? An empirical analysis. *Contemporary Economic Policy*. Vol. 26, No. 2, 187-197
- Rivinoja, P., Lindberg D-E., Lundqvist, H., Leonardsson, L., 2010. Positive Developments in Fishpassage Efficiency for Salmon (*Salmo salar*, *Oncorhynchus* spp.) and Brown trout (*Salmo trutta*) Still Requires a Holistic Approach. Working report, Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Umeå, Sweden.
- Snygg, U., Tielman, J., 2004. Översikt kraftverk och bestämmelser i Mörrumsån.
- Sjölander E., Strömberg M., Degerman E., Göthe L., Jougda L., Näslund I., 2011. Nedre Ångermanälven och Faxälven – förslag till miljöförbättrande åtgärder. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 2011. ISSN 1100-0295.
- Sjöstrand, P., 2009. Provtappning i Mörrumsåns ursprungliga fåra vid Granö kraftverk. Jönköpings Fiskeribiologi, på uppdrag av länsstyrelsen i Kronobergs län.
- Torebrink, P., 2010. Kulturhistorisk dokumentation av vattendrag i Blekinge 2005-2008 - Mörrumsån, Mieån, Bräkneån och Lyckebyån. Länsstyrelsen Blekinge län. ISSN: 1651-8527
- Trafikverket, 2012. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn. ASEK 5. Trafikverket, Borlänge.
- Östergren J., Palm S., Dannewitz J., Persson J., 2013. Biologiskt underlag och rådgivning inför beslut om kustfiskeregler för lax 2013. SLU Aqua, Institutionen för akvatiska resurser, DNR 2013.5.5-56.
- fr

SAMHÄLLSEKONOMISK LÖNSAMHETS- BEDÖMNING AV MILJÖ- ÅTGÄRDER I VATTENDRAG

Samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar av olika miljöåtgärder ger ett bra underlag för beslut kring vilka åtgärder som bör genomföras i vattenkraften. För att förenkla utförandet av sådana lönsamhetsbedömningar och för att öka genomskinligheten i bedömningarna har ett analysverktyg här tagits fram med hjälp av en så kallad kostnads-nyttoanalys.

Verktyget består av två separata delar som kommer att finnas att ladda ner på energiforsk.se. Det är dels ett Excelprogram där beräkningarna görs och som också skapar en resultatrapport. Dels ett stöd för användaren av verktyget som består av en kortfattad manual, hjälptexter och hjälpprogram. Detta underlättar för användaren att ta fram uppgifter och att tolka resultaten av beräkningarna.

Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. www.energiforsk.se