

6-II. 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 parametrera modellerna, dvs. tilldela konstanterna numeriska värden i modellerna. Även de allra enklaste modellerna behöver parametreras 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 parametrera, 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 dämats över. Tillkomst av dammar i anslutning till kraftverken har försämrat eller helt omintetgjort konnektiviteten för fauna, flora och bottenstrukturer. Vattenföringen har ändrats i de vattendrag där det finns lagringskapacitet i magasin 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 prisbildningen 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 bottenstrukturer. 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 1 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 1. 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 parametrисera 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 (Kriström 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. Förutsägelseerna blir snarare kvalitativa, utom vad gäller effekten på bottenstrukturer i vattendraget såväl som i vattendragets närhet (strandzon och översvämningsområden). Det finns ett antal modeller för att göra sådana förutsägelse (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 Gateway¹. Programmet beräknar 67 ekologiskt relevanta egenskaper 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 Kriström et al. (2010). För varje parameter finns osäkerhetsmått presenterade, motsvarande 95 % av variationen.

¹ <https://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/IndicatorsofHydrologicAlteration/Pages/IHA-Software-Download.aspx>

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 spatiotemporal 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 habitatet 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 bärformåga 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 m^4/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 utbyggt biflöde kan höja värdet avsevärt om flödet är mer än någon enstaka m^3/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 $155 m^3/s$ och höjdskillnaden mellan kraftverken är ca 0.2 m vilket ger värdet $31 m^4/s$ för huvudfåran. Malån har ett genomsnittligt flöde på ca $17,5 m^3/s$ och en höjdskillnad på 93 m i den del som togs med i beräkningen, vilket ger värdet $1627 m^4/s$. Sträckningen av Skäppträskån som inkluderades i beräkningen hade höjdskillnaden 78 m och ett genomsnittligt flöde på $4,5 m^3/s$ vilket ger värdet $354 m^4/s$. Det sammanlagda värdet för huvudfåran och biflödena blir $2012 m^4/s$. 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.