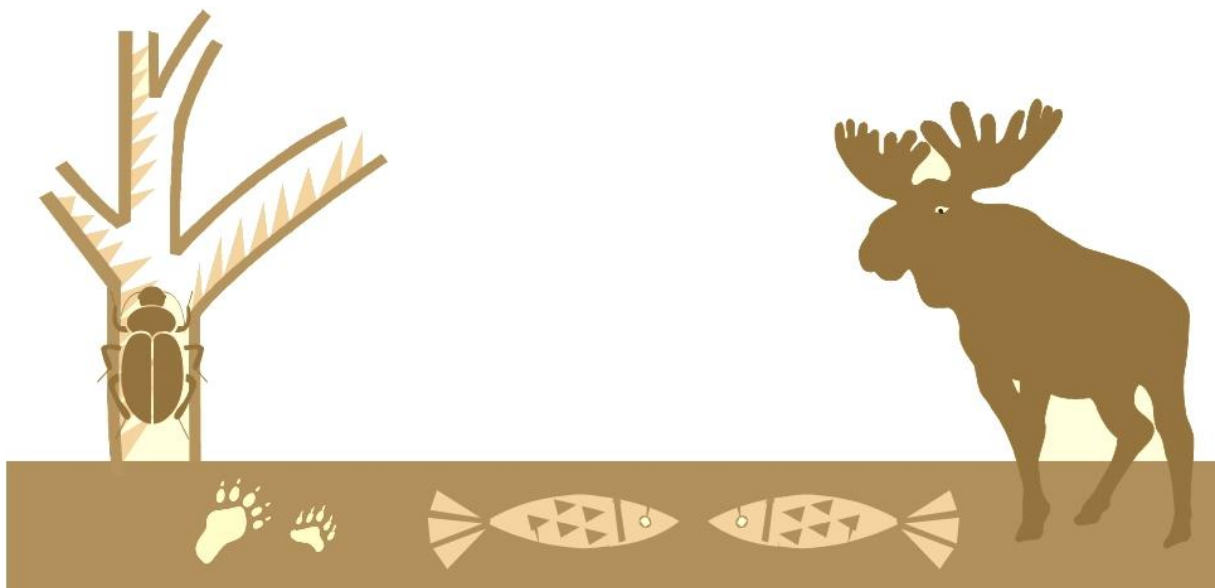




Uppföljning av miljöförbättrande åtgärder i vattendrag

En sammanställning av dagens erfarenheter

Robert Karlsson och Kjell Leonardsson



Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö

Rapport 10

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies

Umeå 2014

Denna serie rapporter utges av Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå med början 2011. Serien publiceras endast elektroniskt på institutionens hemsida www.slu.se/sv/institutioner/vilt-fisk-miljo/.

This series of Reports is published by the Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, starting in 2011. The reports are only published electronically at the department home page www.slu.se/viltfiskmiljo.

E-post till ansvarig författare
E-mail to responsible author Kjell.Leonardsson@slu.se

Nyckelord
Key words Effektuppföljning, fisk, fiskvandring, konnektivitet, lekområden, monitoring, restaurering, sidovattendrag, uppväxtområden, öring

Ansvarig utgivare
Legally responsible Hans Lundqvist

Institutionen för Vilt, Fisk och Miljö
Sveriges lantbruksuniversitet
901 83 Umeå

Adress
Address Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies
Swedish University of Agricultural Sciences
SE-901 83 Umeå
Sweden

Förord

Denna rapport har sammanställts på uppdrag av Vattenfall AB för att ge en samlad bild av dagens kunskapsläge vad gäller metoder för uppföljning och utvärdering av åtgärder i vattendrag, med fokus på sidovattendrag.



Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
1. Introduktion.....	6
1.1 Bakgrund	6
1.2 Varför ska vi dokumentera och följa upp?	6
2. Restaureringar i mindre vattendrag.....	7
2.1 Vad görs idag?	7
2.2 Att välja restaureringsobjekt och restaureringsåtgärd	10
3. Uppföljning av genomförda restaureringar i mindre vattendrag	13
3.1 Vad görs idag?	13
3.2 Hur gör man?.....	14
3.2.1 Att sätta upp mål	16
3.2.2 Att välja risknivå, skala, tidsplan, antal prov och parametrar	18
3.2.3 Att välja uppföljningsmetod	29
3.2.4 Befintliga metoder.....	31
3.3 Befintliga manualer för uppföljning	41
4. Avslutande reflektioner	44
Referenser	46

Sammanfattning

Många av världens vattendrag har under mycket lång tid varit under negativ påverkan av mänskliga aktiviteter. Till följd av detta så har det under de senaste 30 åren lagts ner många arbetstimmar och stora summor pengar för att återställa dessa akvatiska ekosystem till mer naturlika förhållanden. I Sverige har vi t ex en historia av intensivt skogsbruk när landets vattendrag användes för timmertransport. Idag består en stor del av restaureringsarbetet i att flytta tillbaka stenar och bottensubstrat som tidigare sprängdes eller schaktades bort för att få en mer homogen vattenföring. Även åtgärder för att öka vandringsmöjligheterna för fiskarter har fått stor uppmärksamhet. Oavsett åtgärdstyp så är effektuppföljning en förutsättning för att få veta om restaureringen eller åtgärden fått önskad effekt. Tyvärr så har vi dock under en lång tid både på ett nationellt och internationellt plan lidit av en naivitet gällande restaureringsåtgärdernas verkan och okunskap av effektuppföljningens betydelse. Problemet uppmärksammades under 2000-talet och efter påtryckningar från myndigheter och andra aktörer har mängden av efterföljande provtagningar ökat något. Bristen på bra och entydiga uppföljningsmetoder har gjort att man än idag har stora brister i kunskapen om hur effektiva åtgärderna varit.

Det finns idag ett fåtal manualer och rapporter som behandlar ämnet effektuppföljning efter restaureringsarbete i strömmande vatten. De flesta härrör från USA, där en stor del av metoderna för restaureringsarbetet har utformats. Under de senaste åren har det kommit enstaka manualer från andra delar av världen, däribland Europa och Sverige. Detaljnivån och antalet uppföljningsmetoder utformade för våra svenska förhållanden är dock starkt begränsat.

I den här rapporten har vi översiktligt samlat den kunskap och erfarenhet som finns redovisade i vetenskapliga publikationer, peer-review och andra typer av rapporter gällande genomförda restaureringar och eventuella uppföljningar av dessa. Vår förhoppning är att materialet kommer att ligga till grund för utförligare uppföljningsmanualer eller rapporter med riktlinjer för hur uppföljningsarbetet bör utföras. Fokus i denna rapport är på uppföljning av åtgärder i sidovattendrag då dessa mindre vattendrag tillsammans kan ha en stor potential som supplement till de oftast kraftigt påverkade huvudfåror. Rapporten omfattar:

- *En överblick över vilka typer av restaureringsåtgärder som utförs idag samt i vilken omfattning uppföljning gjorts i samband med tidigare restaureringsprojekt*
- *Prioritering av restaureringsobjekt och restaureringsåtgärd*
- *Planering av uppföljningsarbetet*
- *Befintliga uppföljningsmetoder*

1. Introduktion

1.1 Bakgrund

Åtgärdsarbeten för att förbättra världens vattendrag görs idag i stor omfattning både nationellt och internationellt (Hesselgren and Ingesdotter, 2012, England et al., 2008, Kemp and O'Hanley, 2010). I Sverige försöker vi återställa vattendrag till att se ut och fungera som de gjorde innan den intensiva flottningsepoken då älvar och bäckar modifierades till att vara timmertransportörer. Kontroll och ombyggnationer av felaktigt installerade vägtrummor som hindrar fiskarter från att genomföra sina livsnödvändiga vandringar har också fått stor uppmärksamhet. Även om åtgärdsarbetet har varit intensivt och vi har handlat i god tro då vi antagit att vi har använt väl beprövade metoder så krävs en uppryckning gällande uppföljning av utförda åtgärder. Bristen på dokumentation och uppföljning har blivit allt mer uppenbar under 2000-talet vilket påpekats i vetenskapliga rapporter både nationellt (Degerman, 2008) och internationellt (Pullin and Knight, 2009, Sutherland et al., 2004). Att vi har en fungerande dokumentation och effektuppföljning är absolut nödvändig för att kunna effektivisera verksamheten men också för att kunna följa den mänskliga påverkan på vårt landskap i ett historiskt perspektiv.

Syftet med rapporten har varit att sammanställa erfarenheter som finns redovisade i vetenskapliga publikationer, peer-review och andra typer av rapporter gällande genomförda restaureringar i mindre vattendrag och eventuella uppföljningar av dessa. Fokus ligger på själva uppföljningsprocessen och vi redovisar befintliga metoder för uppföljning och ger förslag på hur man kan utveckla uppföljningsmetoderna för att på bästa sätt utvärdera att genomförda åtgärder ger avsedd effekt.

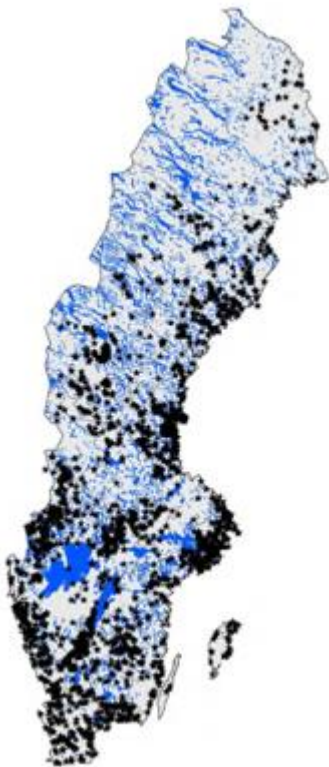
1.2 Varför ska vi dokumentera och följa upp?

Dokumentation och uppföljning är viktigt av flera anledningar. Dels vill vi veta om åtgärden ger avsedd effekt, om så inte är fallet gäller det att kunna dra lärdom av misstagen. Restaureringsprojekt som till en början ser ut som rena misslyckanden kan visa sig vara ovärderliga källor till kunskap om vi intar ett adaptivt förhållningssätt till vårt restaureringsarbete. Enligt Calles et al. (2012) är uppföljning speciellt viktigt då vi använder oss av nya eller ovanliga åtgärdsmetoder. Dessutom måste man komma ihåg att bara för att en åtgärd har använts tidigare behöver det inte betyda att det har skett någon uppföljning av dess effekt (Calles and Bergdahl, 2009), alternativt behöver det inte ha samma effekt när den används på en ny plats. Ytterligare en fördel med insatser för att bedöma resultatet av en restaurering är att det kan öka allmänhetens acceptans och generera fortsatt intresse för restaureringsarbetet (Woolsey et al., 2007). Uppföljning av åtgärder är även viktigt för att kunna få fram ett samband mellan åtgärdseffektens storlek och kostnaden för åtgärden. Kunskap om det sambandet underlättar vid prioritering av kommande åtgärdsprojekt.

2. Restaureringar i mindre vattendrag

2.1 Vad görs idag?

Under de senaste 30 åren har stora insatser gjorts i Sverige och den övriga världen för att återställa och förbättra de akvatiska ekosystem som negativt påverkats av mänskliga aktiviteter. Restaureringsåtgärdernas syfte är oftast att återställa eller förbättra naturresurser som är av ekonomisk, kulturell eller andlig betydelse (Roni et al., 2002). Vad gäller vetenskapliga artiklar och restaureringsmanualer inom ämnet kommer de flesta från Nordamerika. Detta faller sig naturligt då USA kan ses som restaureringsarbetets vagna (Hamid et al., 2011). Enligt Bernhardt et al. (2005) används över 1 miljard US\$ årligen för restaurering av akvatiska system i USA. Under senare tid har ansträngningarna även ökat på andra ställen runtom i världen såsom i Europa och Asien (Roni et al., 2008). I Sverige har arbetet intensifierats under 2000-talet med bland annat framtagandet av databasen "åtgärder i vatten" (från och med nu benämnd som ÅIV). ÅIV är en nationell databas, som började byggas upp 2008, i vilken alla åtgärder som kompenserar för mänsklig påverkan i sjöar, vattendrag eller kustvatten ska rapporteras. Syftet med databasen är att ge underlag till forskning samt ge de centrala myndigheterna en helhetsbild av de åtgärder som sker runt om i landet. Enligt en sammanställning av Halldén (2013) ska drygt 4500 olika åtgärder, spridda över landet, ha rapporterats in fram till och med maj 2013 (Figur 1).



Figur 1. Översiktskarta Sverige med de åtgärder i vatten som har rapporterats till åtgärdsdatabasen (tom 2013-10-30). (Jönköpings län, 2013).

I Sverige har fokus framförallt varit på återställning av vattendrag efter de ingrepp som gjordes under den intensiva flottningsepoken under 1800- och 1900-talet (Figur 2). En annan typ av åtgärder som finns i databasen och som fått stor uppmärksamhet under det senaste decenniet är kontroll och ombyggnation av felkonstruerade vägtrummor som hindrar strömlevande fiskarters naturliga uppströmsvandring. Detta syns tydligt i antalet inrapporterade åtgärder till ÅIV. Av de 12 åtgärdsgrupperna som ingår i ÅIV så är mer än hälften inrapporterade som biotopvård eller fiskvägar. Med biotopvård avses här alla åtgärder för att återställa vattnens fysiska miljö till naturliga förhållanden genom till exempel bottenåterställning, lekplatsförbättringar och tillförsel av sten/block eller död ved. Åtgärds kategorin "fiskvägar" innehåller åtgärder som utrivning av vandringshinder, omläggning av vägtrummor samt byggnation av fiskpassager (omlöp eller fisktrappor).

Bakgrunden till biotopvårdsrestaureringar är framförallt den kanalisering som skedde i våra strömmande vatten för att förenkla vattendragens morfologi i syfte att effektivisera timmertransporten (Nilsson, 2007, Poff et al., 1997). Flergreniga partier stängdes av, breda forsar trycktes ihop och block och stenar sprängdes eller schaktades bort från den fåra där timret skulle forslas fram. Kanaliseringen medförde bland annat att strömhastigheten ökade och därmed också sedimenttransporten, vilket i sin tur ledde till ett grövre bottenstrukturerat och färre naturliga lekbottnar för strömlekande fiskarter (Nilsson, 2007, Palm, 2007). Dessutom blev isförhållandena besvärligare med alltmer bottenisbildning vilket negativt påverkar fisk och bottenlevande evertebrater (Nilsson, 2007).



Figur 2. Typexempel på biotopvård där ståndplatser och uppväxtlokaler har återskapats. Lidsbäcken (sidoflöde till Vormbäcken, Västerbotten) före (vänster bild) och efter (höger bild) restaureringen 2011. Foto: Daniel Jonsson

Åtgärds kategorin "fiskvägar" innefattar åtgärder som syftar till att öka vattendragets konnektivitet. För att fiskarterna i ett vattendrag skall kunna upprätthålla livskraftiga

bestånd, vilket bland annat omfattar upprätthållande av processer som genflöde och metapopulationsdynamik (Minor and Urban 2007), behöver individerna kunna röra sig fritt i vattendraget. Fiskarna behöver alltså möjlighet att utnyttja hela deras naturliga habitat och röra sig fritt längs huvudfåran och angränsande sidovattendrag. Fria vandrings- eller spridningsvägar benämns vanligen konnektivitet där låg konnektivitet innebär att det finns hinder i vattendraget som försvårar eller omöjliggör individernas förflyttning. Hög konnektivitet är viktigt för de flesta strömlevande fiskarter eftersom de är beroende av vandringsmöjligheter för reproduktion och näringssök (Lucas et al., 2001, Liermann et al., 2012). Det är inte enbart direkta vandringshinder som bidrar till minskad konnektivitet i vattendragen. Habitatfragmentering som sker till följd av överdämning av strömvattenhabitat ökar avstånden mellan de kvarvarande strömhabitaten, vilket i sig leder till försämrade konnektivitet (Roni et al., 2002, Roni et al., 2008). Försämrade konnektivitet kan även påverka arter indirekt, till exempel stormusslors vars larver sprids med fisk.

Vandringshinder som sänker konnektiviteten är exempelvis dammar, felaktigt installerade vägtrummor, strandskoningar samt ogynnsamma vattenflöden till följd av vattenreglering. Åtgärder för att öka konnektiviteten sker idag främst genom att modifiera, riva, öppna upp eller att bygga vandringsvägar runt hindren (Figur 3). I de fall vattenflödet fungerar som hinder på grund av en ogynnsam regleringsregim sker oftast nedmontering av själva regleringsanordningen eller konstruktion av en självreglerande tröskel. Arbetet med återställandet av konnektivitet har intensifierats under 2000-talet i takt med att kunskapen om konnektivitetens ekologiska betydelse har ökat (Fausch et al., 2002, Grant et al., 2012). Under perioden 2008-2013 har mer än 1000 åtgärder som avser att förbättra eller skapa nya fiskvägar i Sverige rapporterats in till databasen "åtgärder i vatten" (Halldén, 2013).



Figur 3. Rotenträskdammen i Sikbäcken (Västerbotten) före (vänster bild) och efter (höger bild) restaureringen 2011. Fria vandringsvägar har skapats. Foto: Daniel Jonsson.

Metodbeskrivning för de olika restaureringsåtgärderna är i sig ett mycket stort ämne och då det redan finns en uppsjö av manualer och beskrivningar för själva genomförandet

kommer ämnet inte att behandlas närmare i denna rapport. Läsaren hänvisas istället till följande källor som behandlar restaureringar av flottledsrensade vattendrag, felaktigt lagda vägtrummor, kantzoner mm:

Degerman, E. (ed.). 2008. *Ekologisk restaurering av vattendrag*. Naturvårdsverket & Fiskeriverket

Nilsson, C. (ed.). 2007. Återställning av älvar som använts för flottning - En vägledning för restaurering. Naturvårdsverket. Rapport 5649.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R. E., Leonetti, F. E., Pollock, & Pess, G. R. 2002. A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 1-20.

The river restoration center. 2013 Manual of river restoration. [2013-11-25]

http://therrc.co.uk/MOT/Low-res/2013_Update_2.pdf [2013-12-15]

2.2 Att välja restaureringsobjekt och restaureringsåtgärd

Det är viktigt att man förstår processen för val av restaureringsobjekt och restaureringsåtgärd innan man går vidare och diskuterar valet av uppföljningsmetod. I steg 1 lokaliseras möjliga restaureringsobjekt och data om objekten samlas in. Detta ska göras i god tid innan det praktiska arbetet påbörjas. Datainsamlandet om objekten görs lämpligen genom sammanställning av information från historiska arkiv och kartor, tidigare undersökningar och eventuellt kompletterande undersökningar. Lämpliga typer av undersökningar är:

- *Elfiskeundersökningar*
- *Kulturmiljöinventeringar*
- *Biotopkarteringar*
- *Hydrologiska undersökningar*

Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens datavärddar, kommunen, vattenvårdsförbund, länsstyrelsen och Riksantikvarieämbetets FMIS är lämpliga källor att söka efter redan befintlig information om vattendraget (Degerman, 2008). Har man ändå inte tillräckligt med data för att kunna göra en bra bedömning av vattendraget bör kompletterande fältundersökningar genomföras. För fältundersökningar så som elfiske, biotopkartering och hydrologiska undersökningar finns standardiserade metoder (undersökningstyper) som skall följas, se Tabell 1.

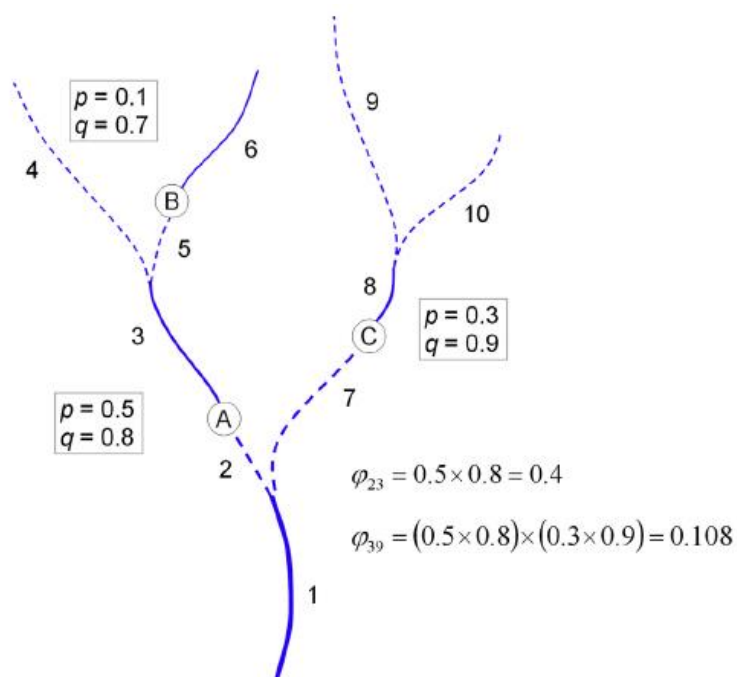
Tabell 1. Undersökningar lämpliga att basera valet av restaureringsåtgärd på samt vart man finner manual för genomförandet.

Undersökning	Beskrivning	Plats för manual
Elfiske	Används huvudsakligen för att inventera eller följa beståndsutvecklingen hos fisk i rinnande vattendrag. Undersökningstypen omfattar två metoder; kvalitativt samt kvantitativt elfiske. Förstnämnda används främst vid inventeringar medan kvantitativt elfiske används vid tidsserie övervakning och i uppföljningssammanhang.	Naturvårdsverket (Bergquist et al., 2010)
Biotopkartering	Syftet med metodiken är att lokalisera och kvantifiera olika biotoper i vattendragen och dess närmiljö, samt att beskriva dess påverkansgrad. Resultatet från karteringar kan till exempel användas som underlag för naturvärdesbedömningar samt för bedömning av påverkan och behov av åtgärder.	Havs och vattenmyndigheten (Halldén et al., 2002)
Hydrologiska	Ska fungera som stöd för att klassificera vattendragets ekologiska status baserat på de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. De hydromorfologiska faktorerna delas upp i morfologi, hydrologisk regim och kontinuitet. Denna bedömningsgrund har nyligen uppdaterats.	Havs och vattenmyndigheten (Anonym, 2007), se Havs- och vatten-myndighetens (HaV) hemsida för senaste versionen av HaVs- föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

När data över vattendraget är insamlat och man har hittat ett antal eventuella tänkbara restaureringsobjekt prioriterar man vilket eller vilka objekt man ska välja vilken åtgärd eller åtgärder man ska genomföra. De potentiella objekten bör då bedömas både ur ett brist- och landskapsperspektiv samt utifrån vilken trolig effekt man kan förvänta sig. Man bör också beakta eventuella framtida restaureringsarbeten. Enligt Malm Renöfält et al. (2006) kan det till exempel vara ineffektivt att åtgärda nedre delarna av ett system utan att ta sig an eventuella problem längre upp i systemet. Rutherford et al. (2000) menar dessutom att det generellt finns ett större värde i att åtgärda objekt som fortfarande har vissa

ekologiska värden, jämfört med att försöka restaurera system som är kraftigt påverkade. Ett annat sätt att tänka är att prioritera de återställningar som ger mest miljönytta i relation till de resurser som avsätts för ändamålet.

I takt med restaureringsarbetet och som ett erkännande på dess betydelse har intresset för modeller som tillåter kostnadseffektiva prioriteringar av åtgärderna ökat (Fullerton et al., 2010). Till en början inriktade sig modellerna framförallt på anadroma fiskarters lekvandring som lax. Under de senaste åren har man dock gått vidare och även börjat utveckla modeller som inriktar sig på potadroma arters vandring som t ex öring (O'Hanley et al., 2013). Ett exempel är O'Hanley (2013) optimeringsmodell som beskrivs som en budgetbegränsad modell för att kunna avgöra vilka vandringshinder man ska åtgärda i syfte att maximera mängden tillgängligt habitat för stationära fiskarter i sidovattendrag (Figur 4). Flera andra modeller finns, men för vidare information om prioriteringsmetoder för konnektivitetshöjande åtgärder hänvisas läsaren till Kemp and O'Hanley (2010) sammanställning om rutiner och metoder för att utvärdera och prioritera undanröjande av vandringshinder.



Figur 4. Exempel på ett vattensystem med flera barriärer. Vattensystemet är uppdelat i 10 (1-10) segment utifrån förgreningar, 2 mänskliga barriärer (A, C) och en naturlig barriär (B). Möjligheten för passage uppströms och nedströms anges med p respektive q . φ_{23} och φ_{39} anger den sammanvägda sannolikheten för dubbelriktad passage mellan segment 2 och 3, respektive mellan 3 och 9. Efter O'Hanley et al. (2013).

3. Uppföljning av genomförda restaureringar i mindre vattendrag

3.1 Vad görs idag?

Tidigare var det generella mönstret att effektuppföljning inte ingick i restaureringsprojekten. Man ansåg att ingen uppföljning behövdes eftersom välbeprövade metoder användes vid själva restaureringsarbetet. Detta har lett till en kunskapsbrist angående restaureringsmetodernas faktiska effektivitet samt en brist på bra uppföljningsmetoder. Problemet uppmärksammades under 2000-talet och den ökade medvetenheten samt påtryckningar från framförallt myndigheter har medfört att omfattningen av efterföljande provtagningar ökat under de senaste åren. Till vilken grad är dock osäkert. Antalet studier som riktar sig till att bedöma graden av uppföljning i Sverige är ytterst få. Uppföljning av åtgärder skall dock rapporteras till ÅIV, vilket innebär att det successivt kommer att finnas allt mer data som rör uppföljning av olika typer av åtgärder. Hesselgren and Ingesdotter (2012) undersökte omfattningen av effektuppföljning för åtgärder som genomförts inom Sävaråns, Umeälvens, Lögdeälvens, Emåns, respektive Mörrumsåns avrinningsområde och därefter inrapporterats till ÅIV (Tabell 2). För åtgärderna biotopvård, fiskvägar, hydrologiska restaureringar och övriga fysiska åtgärder visade resultatet en total uppföljningsgrad av 83 % men med variationer mellan de olika typerna av åtgärder (Hesselgren and Ingesdotter, 2012). Det fanns även geografiska skillnader med en högre andel uppföljningar inom biotopvård i de nordliga delarna av landet (98 %) jämfört med de sydliga delarna (68 %). Orsaken är sannolikt en prioriteringsfråga härrörande till vad som är viktigast för de regionala intressenterna. I de södra delarna av landet är till exempel fiskutsättning och effektuppföljning av dessa vanligare än övriga åtgärder och uppföljningar. Även om frekvensen av effektuppföljningar har ökat under det senaste decenniet så är det få undersökningar som håller hög kvalitet på genomförda uppföljningar. Som exempel rapporterade Hesselgren and Ingesdotter (2012) att provtagning av fisk, både före och efter åtgärden, 500 m uppströms åtgärdsplatsen skett vid endast 31 av 349 inrapporterade åtgärder till ÅIV (alla typer av åtgärder inrapporterat till ÅIV inkluderat). Liknande siffror ses även för provfiske nedströms åtgärdsplatsen (30 av 349). Det är alltså få uppföljningar som använder den BACI-design (Before After Control Impact) som förspråkas i flera rapporter för hur en effektuppföljning ska genomföras (Hammid et al., 2011, Halldén, 2013, Roni, 2005).

Även om de första uppföljningarna i samband med restaureringsarbeten skedde så tidigt som på 1930-talet (referenser i Hammid et al. 2011) är bristen på uppföljning påtaglig ur ett internationellt perspektiv (Pullin and Knight, 2009, Sutherland et al., 2004). Det är först under de senaste 20 åren som uppföljningsarbetet har tagit fart och antalet vetenskapliga rapporter ökat (Kail et al., 2007, Bernhardt et al., 2005). Av de rapporter som finns, både vetenskapliga rapporter och grå litteratur, kommer merparten från Nordamerika (Kemp and O'Hanley, 2010, Stockard and Harris, 2005, Crawford, 2011, Roni, 2005, Roni et al., 2013) men det finns även några representerade från bland annat Europa (Hammid et al., 2011, Halldén, 2013) och Australien (Rutherford et al., 2000).

Tabell 2. Antalet åtgärder och andelen effektuppföljningar som utförts i Sävaråns, Umeälvens, Lögdeälvens, Emåns, respektive Mörrumsåns avrinningsområde och som inrapporterats till den nationella databasen över åtgärder i vatten. Tabellen redovisar endast 4 av de 12 åtgärdstyper som ingår i den nationella databasen.

Typ av åtgärd (antal)	Beskrivning	Andel (%) med uppföljning	Typ av uppföljnings- metod
Biotopvård (94)	Alla åtgärder för att återställa vattens fysiska miljö till naturlika förhållanden genom t ex bottenåterställning och lekplatsförbättringar.	82%	Elfiske Lekfiskinventering Lekbotteninventering
Fiskvägar (138)	Utrivning av vandringshinder, omläggning av vägtrummor samt byggnation av fiskpassager (omlöp eller fisktrappor).	85%	Fiskmärkning Manuell observation
Hydrologiska (1)	Återställning av flödesvolym, flödesdynamik, vattennivå, vattnets uppehållstid samt utbyte mellan yt- och grundvattnet i riktning mot referensförhållande genom t ex borttagning av regleringsanordning och/eller konstruktion av självreglerande tröskel	100%	
Övrigt (8)	Andra åtgärder som innebär en fysisk åtgärd som kan kopplas till en specifik plats t ex installation av fiskräknare för räkning av uppvandrande fisk.	63%	
Totalt:		83%	

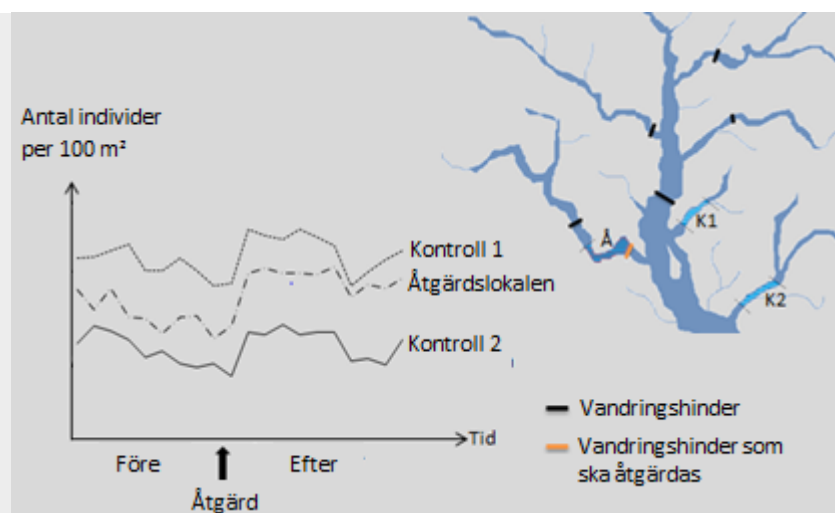
3.2 Hur gör man?

Det är viktigt att planeringen av uppföljningen sker i samband med planeringen av restaureringsåtgärdens genomförande i enlighet med BACI-designen (se faktaruta). Görs inte det så försvårar man eller i värsta fall omöjliggör arbetet med att återkoppla effektuppföljningen med den genomförda åtgärden. Uppföljningen behöver med andra ord påbörjas innan åtgärden genomförs för att kunna garantera att ursprungsförhållandena (före åtgärd) är kända och kvantifierade med mätbara metoder.

BACI – Before After Control Impact

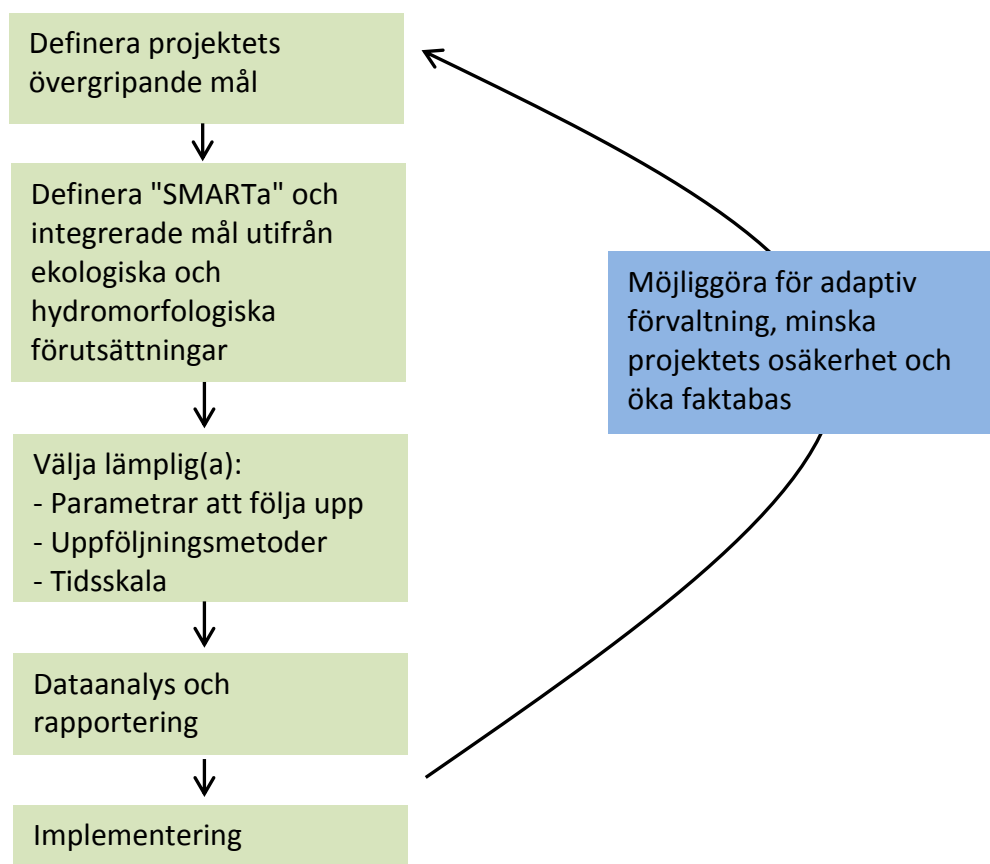
BACI-design är idag den absolut vanligaste designen för miljöövervakning och bör användas i så stor utsträckning som möjligt vid uppföljning av restaureringar i vattendrag. Förkortningen står för ”Before After Control Impact” d.v.s. ”Före Efter Kontroll Effekt”. Metoden riktar sig mot studier av populationstätheter ((Stewart-Oaten et al., 1986, Underwood, 1992) och går ut på att man samlar in data från åtgärdslokaler samt en eller flera kontrolltytor vid upprepade tillfällen både före och efter åtgärden. Beroende på vilken parameter man väljer att följa upp och vilken målarten är så behövs data samlas in under en längre eller kortare period. För svenska förhållanden vid uppföljning av åtgärder riktade mot fisk har 3 år innan till minst 3 år efter åtgärden angetts som en miniminivå (Halldén, 2013). Man ska dock vara medveten om att en åtgärdseffekt i många fall kan observeras (eller först vara synbar) efter en längre tid från utförandet än så (Woolsey et al., 2007).

Metoden utvecklades av Stewart-Oaten et al. (1986) som en metod för att man ska kunna urskilja eventuella åtgärdseffekter från naturliga mellanårsvariationer (Figur 5) eller Extremsituationer. För att kunna göra detta så måste man vara noggrann vid valet av kontrolltytor. Kontrolltytor ska ligga så till att de inte på något sätt påverkas av själva restaureringsåtgärden men ändå tillräckligt nära för att i tid och rum utsättas för samma abiotiska förhållanden (exv. väderförhållanden).



Figur 5. Tätheten av arten X uppströms restaureringsobjektet och för två kontrollsträckor (K1 och K2). För kontrolltytorna fluktuerar tätheten stabilt både före och efter åtgärd (=mellanårsvariation) men för åtgärdslokaler kan en ökning urskiljas i förhållande till de två kontrolltytorerna efter åtgärd.

Förutom insikt i ekonomiska och administrativa frågor kräver planeringen av uppföljningsarbetet av restaureringsåtgärder också god förståelse av vattendragets ekologi och morfologi. På samma sätt som planeringen av åtgärden bör baseras på förstudier av åtgärdslokalen bör även restaureringsarbetet och uppföljningsarbetet göra det. Som tidigare nämnt under avsnittet "Att välja restaureringsobjekt och restaureringsåtgärd" finns underlag för bedömning av hydromorfologi och konnektivitet, se bedömningsgrunder för hydromorfologi på Havs- och vattenmyndighetens hemsida samt Nilsson (2006). När dessa grundläggande kunskaper är insamlade står man inför en rad beslut där man ska bestämma mål, parametrar och uppföljningsmetod innan det praktiska uppföljningsarbetet kan påbörjas (Figur 6) Roni (2005)



Figur 6. Uppföljningsprocessen enligt Roni (2005).

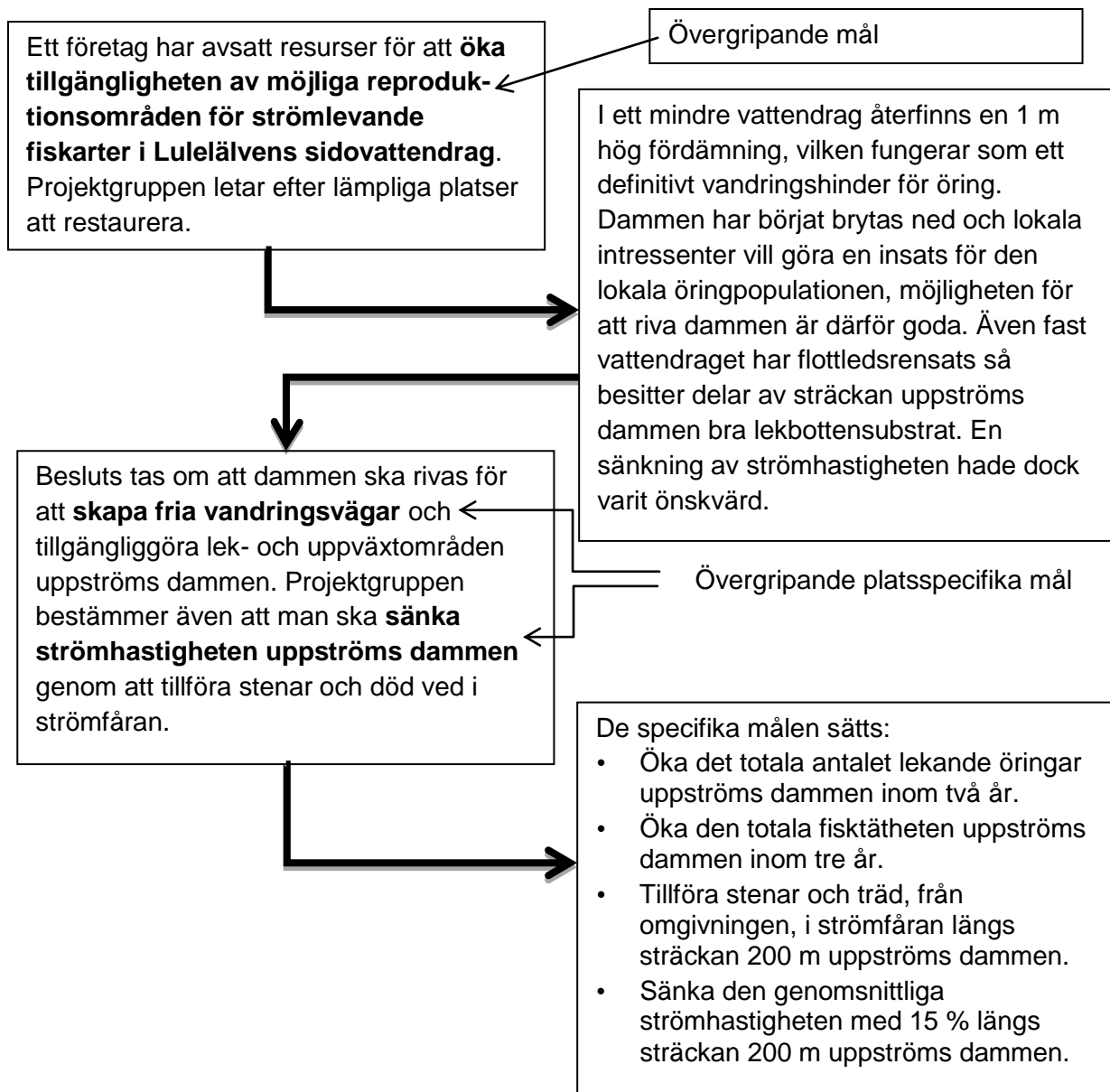
3.2.1 Att sätta upp mål

Processen för målformulering av restaureringsprojekt skiljer sig inte nämnvärt från planering av andra typer av projekt. Det generella förfarandet bör därför vara att man först sätter övergripande och specifika mål och sedan, förhoppningsvis, uppfyller dessa. Processen är känd och väl dokumenterad med vissa variationer och kommer därför bara i korthet att beskrivas här.

Med en bra målformulering blir valet av metod för restaurering och uppföljning betydligt enklare och man ökar chanserna att uppnå ett bra resultat. För det första bör man sätta den tänkta åtgärden i ett större sammanhang. Vad är det vi vill uppnå i det långa loppet med den här åtgärden? Svaret skulle kunna vara att vi vill öka sidovattendragens betydelse som reproduktionsområde för strömlevande fiskarter i t ex Umeälvens avrinningsområde. Om den övergripande målsättningen är av generell karaktär, eller omfattar fler sidovattendrag än de som faktiskt åtgärdas går det inte enkelt att koppla enskilda åtgärders effekter mot det övergripande målet. Det är högst troligt att flera andra parametrar spelar in och påverkar utfallet i de enskilda fallen. Däremot ger det övergripande målet medlemmarna i projektgruppen en tydlig gemensam vision att jobba efter. Det kommer också att grovt identifiera vilka aspekter åtgärden ska koncentrera sig på, tidsperspektiv samt huvudpunkterna för uppföljningen. Nästa steg i målprocessen är att specificera effektmålen. För att kunna göra det behövs grundläggande kunskap om vattendragets ekologi och morfologi. Specificerade effektmål, så kallade SMARTa-mål, försäkras att restaureringen faktiskt fokuserar på att uppnå Specifika, Mätbara, Accepterade, Realistiska och Tidsatta mål. I Jönköpings läns rapport (2013) finns ett antal exempel på specificerade effektmål listade, noterbart är dock att de inte är tidsatta. Några av dem är:

- *Tätheten av laxungar vid elfiske på lokalen Y ska vara minst X ind./100 m², vilket motsvarar mediantätheterna enligt jämförvärden från SERS (kvantitativt mål).*
- *X antal lekfiskar ska passera det åtgärdade vandringshindret årligen, baserat på fem års medelvärden (kvantitativt mål).*

Ytterligare bra exempel på själva processen för målframtagandet för restaureringar i strömmande vattendrag återfinns i Hammid *et al.* (2011). Dock används här ett mellansteg mellan det övergripande målet och de specifika målen för att göra det övergripande målet mer applicerbart på den specifika platsen där åtgärden ska utföras. Exempelvis skulle en målformuleringsprocess kunna se ut enligt följande:



3.2.2 Att välja risknivå, skala, tidsplan, antal prov och parametrar

När projektets specifika mål är uppsatta och man reflekterat över vilka ekologiska och hydromorfologiska effekter ens åtgärd kan medföra är nästa steg att bestämma risknivå, skala, tidsplan samt mätparametrar för uppföljningen. Syftet med denna process är att försäkra att man jobbar mot realistiska och uppnåbara slutresultat samt utnyttjar sin budget så resurseffektivt som möjligt.

Riskenivå

Att reflektera över uppföljningsmetodernas risker för misslyckande är av yttersta vikt (Hammid et al., 2011, England et al., 2008, Legg and Nagy, 2006). Det ger projektledningen en chans att i större utsträckning välja den lämpligaste uppföljningsmetoden utifrån tillgänglig projektbudget och ambitionsnivån. Att i ett tidigt skede fundera på vilka risker det finns associerat med ens uppföljningsmetod ökar också möjligheterna till en relevant och

givande diskussion i projektets slutskede. Man skall vara medveten om att även väl genomförda vetenskapliga studier där man använder sig av resultat från korrekta statistiska analyser kan leda till felaktiga slutsatser. Generellt brukar man prata om så kallade typ I och typ II-fel. Med typ I-fel menas de fall när de statistiska analyserna påvisar en förändring som inte finns, utan som egentligen uppkommit på grund slumpen. För att ge ett exempel: Ett restaureringsprojekt där vi vill öka tätheten av 0+ öringar följs upp i enlighet med BACI-designen. Vi har alltså en åtgärdsplats och en eller flera kontrollplatser, samt provtagning ett antal år innan åtgärd samt efter åtgärd. Vid den statistiska analysen av resultaten från uppföljningsarbetet kommer en signifikant skillnad i täthet av 0+ öringar mellan platserna för åtgärd och kontroll att erhållas trots att det egentligen inte finns någon verklig effekt. Den typen av fel är en direkt konsekvens av den signifikansnivå (α) som väljs i samband med det statistiska testet. Med $\alpha=0.05$ kommer 5 % av de statistiska analyserna där ingen sann skillnad finns ändå att påvisa statistisk signifikans som en direkt följd av slumpen. Signifikansnivån motsvarar därför den andel falska positiva svar man är beredd att acceptera, eller enklare uttryckt; hur säker man vill vara på att resultatet är sant. Vid typ II-fel gäller det omvända, att det finns effekter av åtgärden trots att det statistiska testet inte påvisar någon effekt. Med andra ord, vi kan inte förkasta nollhypotesen trots att den i verkligheten är falsk. I exemplet med 0+ öringarna skulle det betyda att vi har en skillnad men att vi inte kan påvisa den på grund av stor osäkerhet i resultaten. Osäkerheten i resultaten kan bero på många olika saker. Ett av de vanligaste problemen är att man samlat in för få prover från varje enskild lokal i relation till variationen i resultat mellan replikaten från de enskilda provtagningslokalerna. Felaktig uppföljningsmetod eller olämplig design på själva uppföljningsutförandet kan också försvåra möjligheten att upptäcka effekten av en behandling. Notera att val av metod och provtagningsdesign inte enbart kan återverka på risken för typ II-fel, de kan även ge olika grad av systematiska fel. Några viktiga aspekter som kan påverka risken för typ II-fel är:

- *Antal prov per lokal, få replikat ökar risken för typ II-fel*
- *Nyttjande av ny teknik*
- *Nyttjande av beprövad teknik på nytt sätt (t ex vid kombinerande av olika tekniker)*
- *Nyttjande av beprövad teknik i ny miljö*
- *Situationer då flera sammankopplade lokaler berörs och studeras samtidigt, framförallt när effekterna kan vara kumulativa.*

Att avgöra vilken risknivå en uppföljningsmetod ligger på kan vara svårt. Den enda vägledning som återfinns i tillgänglig litteratur för riskbedömning av uppföljningsmetoder är den som Hammid et al. (2011) presenterar i sin handbok "Practical River Restoration Appraisal Guidance For Monitoring Options". De använder sig av en trestegsdesign där man subjektivt, men med expertishjälp, ska klassificera risknivån för en uppföljningsmetod utifrån

fyra variabler. Första steget är att klassa "frekvensen av lyckad användning av metoden i åtgärdsområdet eller liknande områden" samt "frekvens av lyckad användning någonstans" på en skala från frekvent till sällan (Tabell 3). I steg 2 klassas "robusthet" (hög – medium - låg) och "typ av vattendrag" (lågland – intermediär- högland) enligt Tabell 4. I tredje steget integreras resultatet från de fyra variablerna i en total riskmatris som ska återspegla metodens sammanvägda risknivå på en skala från A-C, där A motsvarar lägsta risknivån och C den högsta (Tabell 5).

Tabell 3. Riskbedömningsmatris 1 – Klassificering av metodens risk för misslyckande baserat på tidigare nyttjande i åtgärdsområdet eller liknande områden samt nyttjande någonstans. 1 = lägst risk; 5 = högst risk.

		Frekvens av lyckat nyttjande av metoden i åtgärdsområdet eller liknande områden		
		Frekvent	Ofta	Sällan
Frekvens av lyckat nyttjande någonstans	Frekvent	1	2	3
	Ofta	2	3	4
	Sällan	3	4	5

Tabell 4 Riskbedömningsmatris 2 - Klassificering av metodens risk för misslyckande baserat på metodens "robusthet" och typ av vattendrag. Med typ av vattendrag menas i synnerhet mängden energi som finns i vattendraget. 1 = lägst risk; 5 = högst risk.

		Typ av vattendrag		
		Lågland	Intermediär	Högland
"Robusthet"	Hög	1	2	3
	Medium	2	3	4
	Låg	3	4	5

Det är viktigt att komma ihåg att Hammid *et al.* (2011) riktar sin rapport mot vattendrag i Storbritannien och det rekommenderade angreppssättet är därför kanske inte alltid applicerbar för svenska förhållanden. Troligtvis skulle vi behöva utveckla en egen

klassificeringslista vilken skulle kunna utgå från samt vara baserad på till exempel biotopkarteringsmaterial (Halldén et al., 2002).

Tabell 5. Riskbedömningsmatris 3 – Sammanställning av den totala risknivån utifrån resultatet från steg 1 och 2 (se tabell 2 och 3). A = lägst risk; C = högst risk.

		Grad av nyttjande i ditt avrinningsområde				
		1	2	3	4	5
Misslyckande för typ av vattendrag	1	A	A	A	B	B
	2	A	A	B	B	B
	3	A	A	B	B	C
	4	A	B	B	C	C
	5	B	B	C	C	C

Skala

I litteraturen används benämningen "skala" på två sätt. Antingen använder man det för att storleksklassificera den lokal/sträcka som skall följas upp (Hammid et al., 2011), eller så används det som ett mått på själva uppföljningsmetoden (Kemp and O'Hanley, 2010, Fullerton et al., 2010). Båda är mycket användbara och det är tänkbart att man vid ett utvecklande av metodbeskrivning för uppföljning av åtgärder i sidovattendrag använder sig av båda sätten. I Hammid et al. (2011) klassificeras restaureringsobjekten i tre nivåer (a, b och c) baserat på åtgärdssträckans längd och bredd (Tabell 6). Genom att sedan slå ihop skalklassificeringen (Tabell 6) med riskanalysen (Tabell 5) fås en risk/skal-matris som kan ligga till grund för vidare beslutsfattning gällande vilken uppföljningsmetod man ska välja (Tabell 7).

Tabell 6. Klassificering av restaureringsobjektets storlek utifrån restaureringssträckans längd och bredd. (Efter Hammid et al., 2011)

		Längd (m)				
		<50m	50-100	100-200	200-500	>500
Bredd (m)	< 2	a	a	b	b	c
	2-10	a	a	b	c	c
	>10	b	b	b	c	c

Tabell 7. En skal- och riskmatris med lämpliga uppföljningsmetoder i respektive fack. (Efter Hammid et al. 2011).

Elfiske Fiskfällor Fixpunkt-fotografering Fångstdata Nätfiske RCC Rapid Assessment RCC	Elfiske Expertobservation Fiskfällor Fiskräknare Fixpunkt-fotografering Fångstdata Hydroakustik Nätfiske Telemetri RCC Rapid Assessment RCC	Elfiske Expertobservation Fiskfällor Fiskräknare Fixpunkt-fotografering Fångstdata Hydroakustik Nätfiske Telemetri RCC Rapid Assessment RCC	Risk ↑ C Stor
Elfiske Expertobservation Fångstdata Fiskfällor Fixpunkt-fotografering Nätfiske RCC Rapid Assessment Samhällsengagemang (registrering av utbredning och fångstdata)	Elfiske Expertobservation Fiskfällor Fixpunkt-fotografering Fångstdata Nätfiske RCC Rapid Assessment	Elfiske Expertobservation Fångstdata Fixpunkt-fotografering Hydroakustik RCC Rapid Assessment	B Medel
Expertobservation Fångstdata Fixpunkt-fotografering RCC Rapid Assessment Samhällsengagemang (registrering av utbredning och fångstdata)	Elfiske Expertobservation Fixpunkt-fotografering Fångstdata Nätfiske RCC Rapid Assessment Samhällsengagemang (registrering av utbredning och fångstdata)	Elfiske Expertobservation Fixpunkt-fotografering Fångstdata RCC Rapid Assessment	A Liten
Skala →			
a	b	c	
Liten	Medel	Stor	

I Kemp and O'Hanley (2010) används tre nivåer för att klassificera skalan hos olika uppföljningsmetoder. Klassificeringen används inte i något ytterligare steg som i Hammid et al. (2011) utan endast för att sortera uppföljningsmetoder i grupperna fin-, intermediär- och grovskaliga metoder (Tabell 8). Sorteringen gör det sedan lättare för användaren att hitta rätt metod vid praktiskt användande.

Tabell 8. Utdrag ur lista från Kemp and O'Hanley (2010) över metoder för effektuppföljning av åtgärd vid vandringshinder. Metoderna är klassificerade i fin, intermediär och grov för att underlätta för projektgruppen att välja lämpligaste metod.

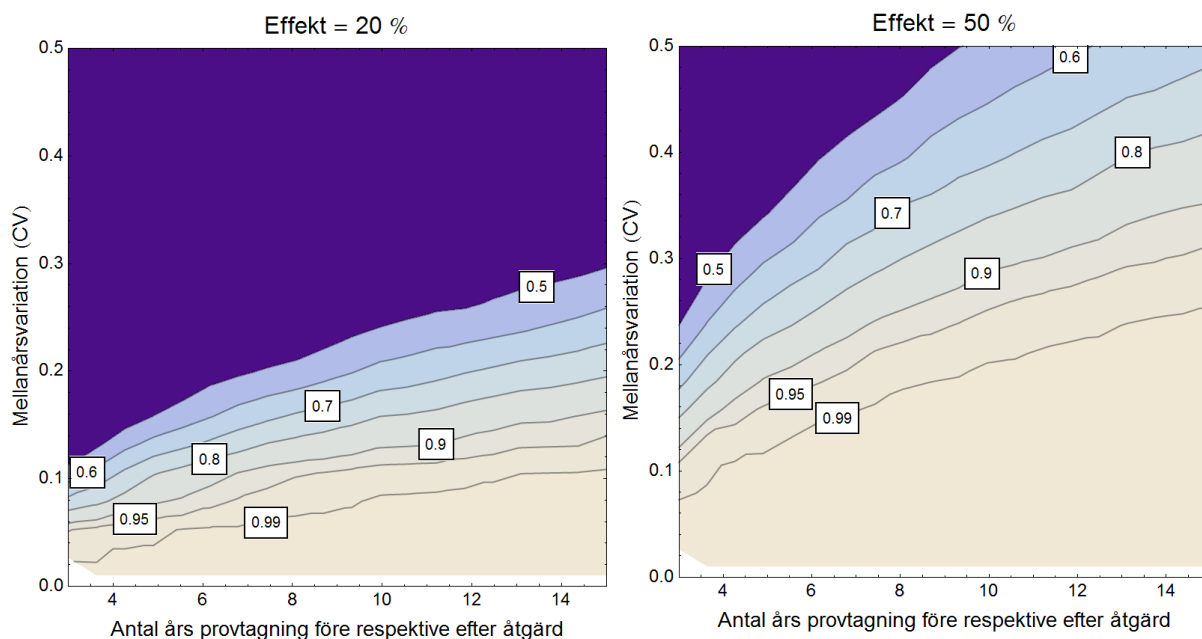
Uppföljningsmetod	Skala	Fördelar	Nackdelar
Manuell observation och videoinspelning	Fin	Detaljerad information, t ex. art, storlek, beteende, etc.	Begränsat användningsområde (pga turbiditet, djupvatten etc)
Fiskstudier - Elfiske - Märkning och återfångst - Lekfiskräkning	Intermediär	Tillhandahåller spatiala och temporala uppgifter om utbredning, mängd och täthet samt i viss mån artsammansättningen.	Begränsad information om passagedata på individbasis.
Fiskstudier - Närvaro/frånvaro	Grov	Låg kostnad Data insamlas snabbt genom fiskstudier eller nyttjande av lokalkännedom	Begränsad information om passerbarheten på individbasis. Kan vara svårtolkat om infrastruktur bedömas oberoende (t ex om avsaknaden av fisk beror på andra faktorer eller ytterligare vandringshinder.

Tidsplan och antal prov för uppföljning

Generellt ska man sträva efter att få en tidsserie av data som sträcker sig över flera år, med provtagningar enligt BACI-metoden (Before After Control Impact), d.v.s. både före och efter åtgärden (Hammid et al., 2011, Halldén, 2013, Mant and Janes, 2008). Syftet är att försöka minska effekterna av naturliga mellanårsvariationer och Extremsituationer såsom översvämningar eller stormar. Hur lång denna tid bör vara skiljer sig åt mellan olika rapporter. Enligt svensk litteratur bör tidserien vara minst sex år med start tre år före och fortsätta till tre år efter genomförd åtgärd (Halldén, 2013). Enligt Degerman (2008) är det

dock inte tillräckligt med en sex års lång serie om man vill göra en mer ingående uppföljning. I Woolsey et al. (2007) anges inte något mått på hur långt innan åtgärd man ska börja utföra provtagning utan det konstateras bara att provtagning ska ske innan. Däremot listar Woolsey et al. (2007) ett flertal uppföljningsparametrar samt hur lång tid efter åtgärd som undersökning är relevant för dessa, d.v.s. under hur lång tid man kan tänka sig att en undersökning skulle kunna göras för att upptäcka en relevant och mätbar effekt. I praktiken avgörs behovet av antal års provtagning före respektive efter åtgärd av storleken på den naturliga mellanårsvariationen i kombination med variationen mellan replikat (lokaler). Om mellanårsvariationen är obefintlig men variationen i termer av CV (variationskoefficient=standardavvikelse/medelvärde) mellan replikat (lokaler) uppgår till 0.2 och den faktiska effekten av åtgärden ger en 50 % förbättring av miljön behövs ca 4 prover per år med en design utan kontrollområden för att i 80 % av fallen kunna påvisa en statistiskt säkerställd förbättring med $\alpha=0.05$ (enkelsidigt test) (Figur 7). Vill man försäkra sig om 95 % säkerhet i analysen behövs det ca 7 prov per år. Om den realiserade effekten blir lägre än 50 % behövs fler prover per år för att uppnå samma statistiska styrka, givet att variationen mellan prov är densamma (Figur 7).

Mellanårsvariationen (CV) baserat på en enskild elfiskelokals resultat vad gäller 0+ öring uppgår till ca 0.96 enligt analys av data i elfiskeregistret när provfisken på lokaler med minst 5 års data inkluderats i analysen. Det innebär att om utvärderingen skall göras med hjälp av elfiske på endast en lokal bör man vara relativt säker på att effekten långt överskrider en förbättring med 50 %. Med en effekt på 50 % skulle det behövas 75 års provtagning före respektive efter åtgärden för att med 80 % säkerhet kunna påvisa förbättringen. Med en effekt på 500 % skulle det behövas 10 års provtagning före respektive efter åtgärden för att kunna påvisa förbättringen med 80 % säkerhet. Mellanårsvariationen reduceras rimligen något om man årligen provtar flera lokaler inom området, men det handlar fortfarande om stora mängder prov som behövs totalt sett.



Figur 7. Statistisk styrka vid t-test av resultat från ett prov per år före respektive efter behandling för test av åtgärdseffekt (utan kontrollområden) och med $\alpha=0.05$. Ett antagande för testet är att resultaten från de olika åren är oberoende av varandra, vilket sällan är fallet när det handlar om långlivade organismer. Om det finns en autokorrelation (samvariation) mellan år försämras möjligheten att upptäcka förändringen.

I tabell 9 listas de fyra parametrar som kan tänkas vara aktuella vid restaureringsarbete i mindre vattendrag och uppföljning av dessa. I tabellen anges även det tidsspänn som enligt Woolsey et al. (2007) kan behövs i provtagningen före respektive efter åtgärd för att kunna påvisa eventuella förbättringar.

Tabell 9. Fyra parametrar som skulle kunna användas vid uppföljning av restaureringsåtgärder och hur lång tid efter åtgärd som det är möjligt att upptäcka en eventuell åtgärdseffekt enligt Woolsey et al. (2007).

Parameter	År
Åldersstruktur för fiskpopulation	1-15
Fiskarters förekomst och status	1-15
Diversitet av fiskarter	1-15
Longitudinell konnektivitet	1-5

Inom tidsplaneringen ingår även att avgöra när på året man ska samla in data för uppföljningen. Vilken eller vilka perioder under året man väljer beror på målart och uppföljningens specifika mål. Exempelvis så har det specifika målet "Baserat på fem års medelvärden ska, under lekvandringen, X antal öringar passera det åtgärdade

vandringshindret”, en given tidpunkt för datainsamling. Nämligen under den period av året som man kan förvänta sig att öringen gör sin lekvandring.

Parametrar

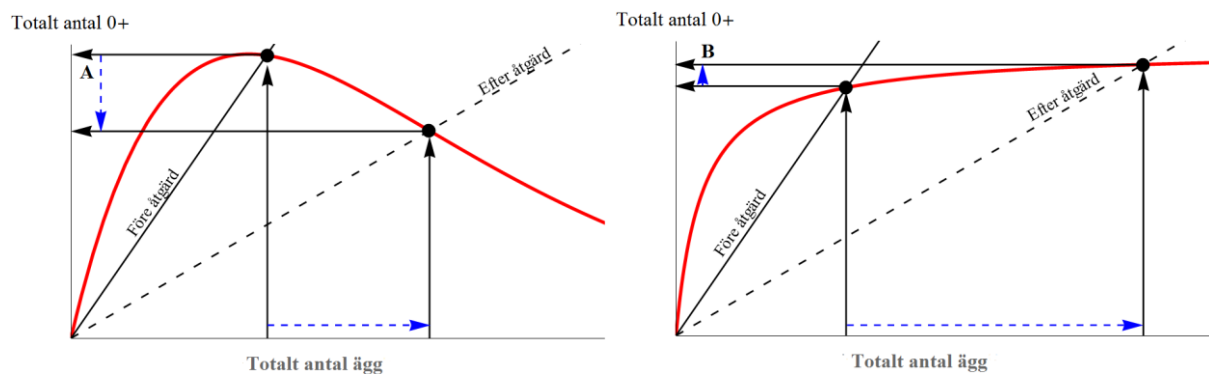
Vid val av parametrar kan man i princip tänka sig två olika angreppssätt (Nilsson, 2007). Antingen väljer man att mäta förändringar i fysiska och kemiska variabler och använder dem som en indikation på responsen hos målarten. Man skulle till exempel kunna mäta responsvariablerna: vattenhastighet; vattendjup eller tröskelhöjd för att snabbt avgöra om man har förbättrat öringens chans att ta sig förbi ett vandringshinder. Att på detta sätt avgöra till vilken grad man får en åtgärdseffekt, speciellt i specifika fall, är dock mycket svårt. Det angreppssätt som rekommenderas är därför att man mäter den eventuella förändringen i någon egenskap direkt kopplad till målartens population, som till exempel utbredning, numerär, individstorlekar, andel av de vandrande individerna som passerar ett givet område, etc. I många fall kan en kombination av de två angreppssätten vara det bästa. Det bästa hade varit att undersöka alla tänkbara parametrar. Detta är dock sällan realistiskt utifrån en begränsad budget och tidsperiod. Vilken eller vilka parameter man väljer måste också prioriteras utifrån åtgärdens syfte och tillgänglig budget. I Hammid et al. (2011) används en prioriteringsskala med 5 steg (1-5 där 1 = hög prioritet och 5 = låg prioritet) för att underlätta beslutsfattandet. Tabell 10 visar ett exempel på hur prioriteringen kan se ut vid ett restaureringsprojekt som involverar en ombyggnation av en vägtrumma för att öka konnektiviteten.

Tabell 10. Exempel på en prioriteringslista (1=hög prioritet och 5 = låg prioritet) för uppföljningsparametrar i samband med en effektuppföljning av restaurering av en vägtrumma. Omarbetad efter Hammid et al. (2011).

	Prioritet	Parameter	Syfte med uppföljning	Förväntat resultat
Ekologiska parametrar	1	Fiskpassage	Visa på lyckade passager för öring under lekvandningsperiod	Signifikant ökning i antal uppströmspasserande öringar efter åtgärd
	2	Utbredning	Visa på lyckad återetablering av tidigare otillgängliga områden	Återetablering av en öringpopulation i ett tidigare öringfritt område
	3	Lekfrekvens	Visa på förändring i frekvensen av lekande öringar	Signifikant ökning i antalet lekande öringar uppströms åtgärden
	1	Täthet	Visa på förändring i tätheten av öring	Signifikant ökning av öringtätheten uppströms åtgärd
Fysiska och kemiska parametrar	5	Strömhastighet	Visa på förändring av strömhastigheten genom vägtrumman för att möjliggöra fiskpassage	Signifikant sänkning av vattnets strömhastighet genom trumman efter åtgärd
	2	Konnektivitet	Visa på förändring av konnektivitet mellan vattendrag för att öka tillgängligt öringhabitat	Signifikant minskning av vandringshinder efter åtgärd
	3	Siltation	Visa på att igen igenslamning av lekbottnar nedströms åtgärden sker	Ingen påverkan på lekbottnar nedströms åtgärden

Litteraturen som handlar om restaurering och uppföljningsmetoder tycks främst vara producerad av forskare med praktisk erfarenhet av restaurering som uppföljning. Återkopplingen till teoribildning i dessa publikationer är dock genomgående bristfällig, vilket till viss del kan förklaras av att det saknas teoriutveckling inom området. Det finns dock en del teoribildning som skulle kunna användas för att härleda vilka parametrar/variabler som förväntas uppvisa de största förändringarna efter en restaurering. Ett exempel är teorin och empirin kring rekryteringen hos fisk, t ex hos öring. Två typer av rekryteringsfunktioner har påvisats och beskrivits för öring ((Elliot, 1994)), se figur 8. Den ena funktionen benämns Ricker efter (Ricker, 1954) och den andra benämns Beverton-Holt efter (Beverton and Holt, 1957). Det som skiljer dessa två rekryteringsfunktioner är effekten av täthetsberoendet på rekryteringen. I populationer där rekryteringen följer en Ricker-funktion minskar rekryteringen med ökad rommängd efter att den maximala rekryteringen nåtts. Den typen

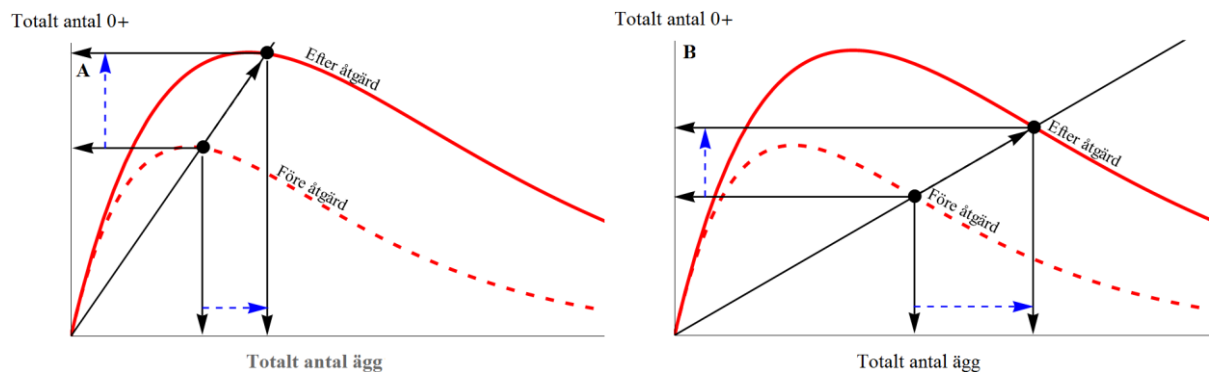
av rekryteringsfunktion är främst observerad i vandringsbestånd där föräldrafiskarna uppnått betydligt större storlekar än i strömstationära bestånd. I populationer där rekryteringen följer en Beverton-Holt funktion ökar rekryteringen med ökad rommängd på ett avtagande sätt vilket gör att kurvan planar ut vid den maximala rekryteringsnivån. Utifrån dessa rekryteringsfunktioner går det att bilda sig en uppfattning om vilken respons man kan förvänta sig efter en restaurering som påverkar fiskbeståndet. Om åtgärden handlar om att förbättra vandringsmöjligheten till lek och uppväxtområden kommer man att kunna få flera vuxna fiskar till lek, men frågan är om man skall förvänta sig någon nämnvärd förändring i antal fiskyngel. En åtgärd av ett partiellt vandringshinder skulle antingen kunna följas upp genom att mäta effekten på rekryteringen med hjälp av elfiske, eller genom att undersöka om antalet lekvandrande fiskar ökar. Om man betraktar rekryteringsfunktionernas form inser man att det inte är uppenbart att man överhuvudtaget skall förvänta sig en positiv effekt på rekryteringen (Figur 8). Storleken på den förväntade effekten på såväl rekrytering som på antalet lekvandrande fiskar kommer att vara beroende dels på hur beståndets rekryteringsfunktion ser ut och var på kurvan beståndet befinner sig på innan åtgärd respektive efter åtgärd. Det går inte att ge ett entydigt svar på vad som är bästa valet av parameter i detta exempel, men räkning av antalet lekvandrare framstår som ett mindre riskfyllt projekt än att använda elfiske.



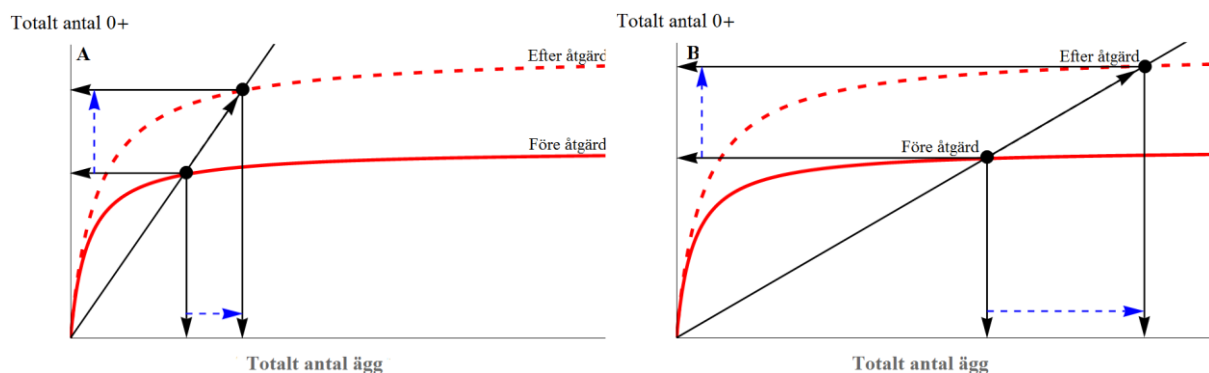
Figur 8. Exempel på effekt av åtgärd av partiellt vandringshinder på totalt antal ägg och antal 0+ i ett öringbestånd beroende på beståndets rekryteringsfunktion. Den röda kurvan visar hypotetiska exempel på rekryteringsfunktionens form där A=Ricker och B=Beverton-Holt.

Om åtgärden gäller restaurering av lekbottnar ökar sannolikheten att kunna se effekten på själva rekryteringen. Men inte heller den åtgärden ger nödvändigtvis en tydlig positiv respons på rekryteringen som skulle kunna vara mätbar i ett elfiske (Figur 9, Figur 10). Storleken på effekten på fiskbeståndet är helt beroende på den jämvikt som finns i systemet, vilket återspeglas i figurerna med den heldragna svarta linjen (ersättningslinjen) som utgår från origo i figurerna. Om överlevnadsförhållandena i beståndet ändras förändras lutningen på de heldragna svarta linjerna. Lutningen som gäller för ett givet bestånd avgörs av överlevnaden från yngel till vuxen fisk. Möjligheten att kunna påvisa effekten beror alltså

helt och hållet på hur rekryteringskurvan ser ut för beståndet och vilken lutning ”ersättningslinjen” har och den informationen är mycket resurskrävande att få fram.



Figur 9. Exempel på effekt av åtgärd av partiellt vandringshinder på totalt antal ägg och antal 0+ i ett öringbestånd beroende på överlevnaden från yngel till vuxen fisk, A=Ricker-rekrytering med låg överlevnad från yngel till vuxenstadiet (alternativt småvuxna lekfiskar), B=Beverton-Holt rekrytering med hög överlevnad från yngel till vuxenstadiet (alternativt storvuxna lekfiskar). De röda kurvorna visar rekryteringsfunktionernas form och de heldragna svarta linjerna visar ”ersättningslinjerna” där skärningspunkterna med de röda linjerna visar jämviktspopulationernas tillstånd.



Figur 10. Exempel på effekt av åtgärd av partiellt vandringshinder på totalt antal ägg och antal 0+ i ett öringbestånd beroende på överlevnaden från yngel till vuxen fisk, A= Beverton-Holt rekrytering med låg överlevnad från yngel till vuxenstadiet (alternativt småvuxna lekfiskar), B=Beverton-Holt rekrytering med hög överlevnad från yngel till vuxenstadiet (alternativt storvuxna lekfiskar). De röda kurvorna visar rekryteringsfunktionernas form och de heldragna svarta linjerna visar ”ersättningslinjerna” där skärningspunkterna med de röda linjerna visar jämviktspopulationernas tillstånd.

3.2.3 Att välja uppföljningsmetod

Man bör sträva efter att i så stor utsträckning som möjligt välja standardiserade metoder vid uppföljningen. Dessa metoder är väl testade, utvärderade och ger resultat som är jämförbara med tidigare utförda uppföljningsstudier. Naturvårdsverket har lett arbetet med

att ta fram standardiserade metoder inom ramen för den svenska miljöövervakningen. Dessa metoder benämns undersökningstyper och skall användas i samband med den typ av undersökningar som beskrivs i respektive undersökningstyp. Information om undersökningstyperna finns på Naturvårdsverkets och i viss mån även på Havs- och Vattenmyndighetens hemsida.

Den enda idag, standardiserade metoden som lämpar sig för strömlevande fiskarter som är applicerbar vid åtgärder i sidovattendrag är elfiske. Då den uppföljningsmetod man väljer även ska återspegla redan tillgänglig kunskap (Halldén, 2013, Hammid et al., 2011) har elfiske enligt det standardiserade utförandet en stor fördel, nämligen SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter). I SERS finns stora mängder data inrapporterat från elfisken utförda över hela Sverige, med start från och med 1951. Det stora datasetet och den långa tidsperioden erbjuder goda referensvärden för jämförelsestudier. Det finns bland annat jämförelsevärden för öring- och harrförekomst likt det som visas i tabell 11 och 12 (Sers et al., 2008).

Tyvärr innebär bristen på icke standardiserade metoder att vi i vissa fall måste använda oss av andra mindre beprövade uppföljningsmetoder eller utveckla nya metoder. En fördel med detta är dock att vi i förlängningen förhoppningsvis får fler och bättre metoder som kan kvalitetssäkras och standardiseras.

Tabell 11. Jämförelsevärden för fisktäthet (antal individer per 100 m²) uppdelat på årsklass 0+ och >0+ för öring och i norrlandsvattendrag tillhörande system med avrinningsområden större och mindre än 10 000 km². Kopierat från (Sers et al., 2008).

ÖRING

Percentiler	Öring 0+	Öring 0+	Öring >0+	Öring >0+	Öring totalt	Öring totalt
	<10000 km ²	>10000 km ²	<10000 km ²	>10000 km ²	<10000 km ²	>10000 km ²
1%	0	0	0	0	0,1	0,2
5%	0	0	0	0	0,3	0,2
10%	0	0	0	0	0,4	0,3
25%	0	0	0,2	0,2	0,7	0,9
50%	0,9	1,4	0,6	0,9	1,9	5,5
75%	3,2	9,9	1,7	3,6	4,8	14,9
90%	7,8	18,1	3,7	9,5	10,1	24,0
95%	17,6	31,4	6,2	19,9	25,9	35,4
99%	64,6	55,0	22,1	40,1	75,6	70,5
Medelvärde	3,9	6,5	1,8	3,5	5,7	10,0
Antal värden	700	145	700	145	700	145

Tabell 12 Jämförelsevärden för fisktäthet (antal individer per 100 m²) uppdelat på årsklass 0+ och >0+ för öring och i norrlandsvattendrag tillhörande system med avrinningsområden större och mindre än 10000 km². Kopierat från (Sers et al., 2008).

HARR

Percentiler	Harr 0+		Harr >0+		Harr totalt	
	<10000 km ²	>10000 km ²	<10000 km ²	>10000 km ²	<10000 km ²	>10000 km ²
1%	0	0	0	0	0,1	0,1
5%	0	0	0	0	0,2	0,2
10%	0	0,08	0	0	0,3	0,3
25%	0,2	0,4	0	0	0,6	0,4
50%	0,8	0,8	0	0	0,9	0,8
75%	1,5	0,8	0,3	0	2,0	0,8
90%	3,4	1,4	0,8	0,2	4,5	1,4
95%	5,5	1,5	1,4	0,6	6,8	1,5
99%	14,0		5,4		16,4	
Medelvärde	1,6	0,7	0,3	0,05	2,0	0,7
Antal värden	444	43	444	43	444	43

Utöver befintligt data och möjligheten att välja standardiserade metoder bör man basera sitt metodval på vald skala- och risknivå. I uppföljningsmanualen som det brittiska "River Restoration Center" (Hammid et al., 2011) presenterar görs det via den risk- och skalmatrix som nämnts tidigare. Denna typ av matrix skulle kunna vara mycket användbar för svenska aktörer men innan den används i praktiken bör de föreslagna uppföljningsmetoderna i tabell 7 först uppdateras utifrån svenska förhållanden.

3.2.4 Befintliga metoder

Det finns fler potentiella metoder för att följa upp ett restaureringsarbete. Oavsett vilken man väljer så bör man använda sig av BACI-designen för datainsamling om detta är möjligt (Halldén, 2013, Mant and Janes, 2008, Hammid et al., 2011). I följande del presenteras de metoder som vi kommit i kontakt med under arbetsgången av denna rapport och som vi anser relevanta för uppföljning av åtgärder i mindre vattendrag. En sammanfattande tabell ges på slutet där respektive metod kopplas till lämpliga parametrar och typer av restaureringsåtgärder (Tabell 11).

Elfiske

Som nämnts tidigare finns det idag endast en standardiserad uppföljningsmetod i Sverige som lämpar sig för uppföljning av fisk i strömmande vatten. Denna metod är elfiske och kan utföras antingen på ett kvalitativt eller på ett kvantitativt sätt. Enligt den metodbeskrivning och instruktion som Naturvårdsverket tillhandahåller via Havs- och vattenmyndighetens hemsida (Bergquist et al., 2010) rekommenderas inte kvalitativt elfiske för tidsserieövervakning. Kvalitativt elfiske bör istället endast användas vid inventeringar. Kvantitativt

elfiske är däremot användbart vid uppföljning över tid och därför också lämpligt vid uppföljning av restaureringsprojekt enligt BACI-konceptet då man efterfrågar en tidsserie för en eller flera parametrar. Notera dock att en förutsättning att elfiske som metod skall kunna ge resultat som kan användas till att påvisa förändringar i fiskfaunan behöver provtagningen dimensioneras så att minst 50 fiskar av målarten erhålls per lokal samt att flera utfisken görs på varje lokal så att fångsteffektiviteten kan beräknas. Om inte dessa kriterier uppfylls är risken stor att konfidensintervallen blir mycket stora och riskerar att överskugga eventuella effekter av restaureringen.

Det är relativt enkelt att hitta exempel på restaureringsarbete där elfiske har varit en del av uppföljningsarbetet eller föreslås som en alternativ uppföljningsmetod (Hammid et al., 2011, Crawford, 2011, Nilsson, 2007, Gardner et al., 2013). Ett exempel återfinns i Halldén (2013) där en efterföljande effektuppföljning skedde efter utrivandet av Massadammen i Tabergså. Syftet med rivningen var att skapa fria vandringsvägar och tillgängliggöra fler lek- och uppväxtområden för Vätternöringen. De specificerade effektmålen baserades på en modellering av smoltproduktionen i vattendraget (Halldén et al. 2005) och uppföljningen skedde via elfiske enligt naturvårdsverkets standardiserade koncept. Massadammprojektet är ännu inte avslutat men de preliminära slutsatserna är genomgående positiva.



Figur 11. Elfiske i strömmande vatten kan utföras antingen på ett kvalitativt eller kvantitativt sätt och lämpar sig väl för studier av populationstätheter och dess förändringar över tiden i Idebäcken, Västerbotten. Foto: Philipp Otto.

Elfiske lämpar sig för studera och följa upp:

- *Fiskarters beståndstäthet på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Förändringar i fiskpopulationers täthet och förekomst av arter över tiden på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Skillnader i täthet och förekommande arter mellan lokaler eller mellan vattendrag.*
- *Fiskfaunans ekologiska status på enskilda vattendragssträckor eller i hela vattendrag.*

Fiskmärkning

Märkning av fisk är en stor metodgrupp som innefattar flera olika typer av metoder för att märka fisk. Generellt kan metoden användas för att få information om bland annat fiskars vandringsmönster, tillväxt, lekvanor samt storleken av ett fiskbestånd (Parker, 1990). De olika typerna av märken brukar man dela upp i biologiska, kemiska samt fysiska märken. För uppföljning av restaureringsåtgärder i mindre vattendrag är det framförallt fysiska fiskmärken som t ex PIT-märken (Passiv Integrated Transponder) och radiomärken som är aktuella.



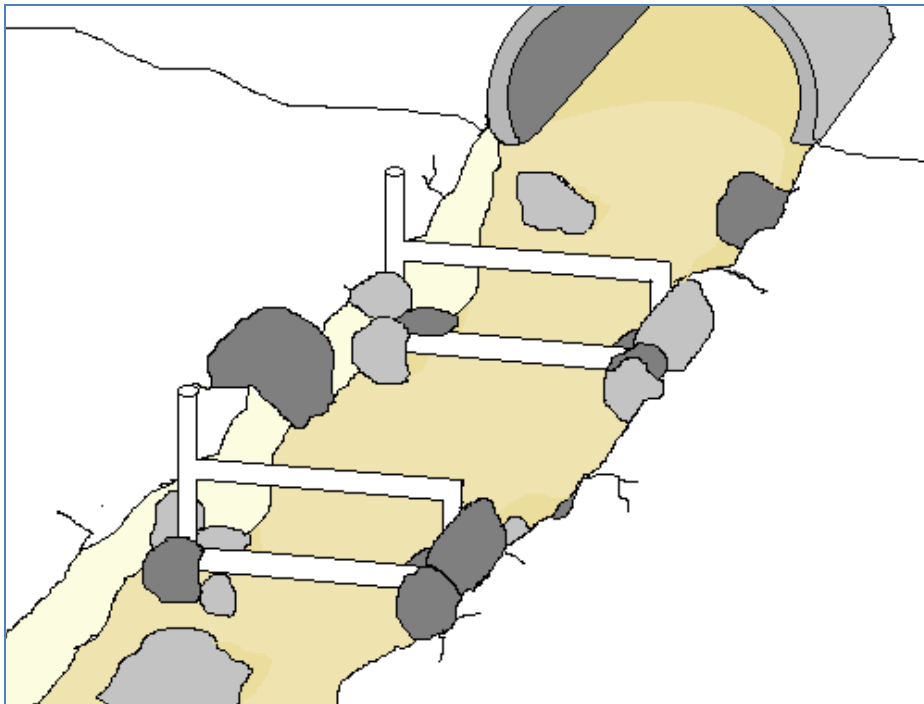
Figur 12. Konstruktion för att kunna följa nedströmsvandringen hos odlad märkt smolt. Nedvandrande smolt leds med hjälp av ledarmar genom en antenn (Racket Antenna kopplad till en Biomark HPR Plus reader). I detta fall användes en liten antenn som endast är möjlig för små fiskar att passera. För större fiskar används vanligen större antenner som sträcker sig upp över vattenytan. Bäck i Västerbottens län. Foto Lo Persson.

PIT-märken har många fördelar jämfört men andra typer av märken då de har "oändlig" livslängd, mycket liten effekt på tillväxt, överlevnad, god förmåga att stanna kvar i fisken och är billiga (Gries and Letcher, 2002, Zydlewski et al., 2003). Nackdelar finns dock, den mest uppenbara är kravet på att märket måste hamna nära en antenn för att kunna läsas av. Oftast inte längre än en meter ifrån antennen (Hill et al., 2006). Tidigare och i vissa fall även idag leder detta till att man vid praktiskt användande i fält kan tvingas till återfånga fisken eller försöka dirigera fisken med någon typ av ledarmar genom en konstgjord öppning där antennen placeras (*Figur 12*). Det i sin tur kan leda till att fiskens naturliga beteende ändras (Gowans et al., 1999).

Det finns exempel på studier där man utvecklat olika typer av portabla antensystem som hålls över vattenytan för att slippa återfånga eller dirigera fisken (Cucherousset et al., 2005, Roussel et al., 2000). Roussel et al. (2000) beskriver i sin rapport hur de på ett framgångsrikt sätt kunde följa laxstirr märkt med PIT-märken i grundare vattendrag. Detta gjordes via en bärbar anordning bestående av en handdator, PIT-läsare, batteri och en 60 cm bred spiralantenn monterad på en 4 m lång stav. Genom att, som de beskriver det, föra antennen över vattenytan kunde de upptäcka märkt fisk inom en meter och uppnå en detektionskapacitet på över 80 %.

I mindre vattendrag finns det även exempel på studier där man använt sig av så kallade "Streamwidth PIT tag Interrogation systems" det vill säga antensystem som täcker hela vattendragets bredd (Zydlewski et al., 2003, Zydlewski et al., 2006, Bond et al., 2007). I Zydlewski et al. (2003) studie monterades två antenner för att studera rörelsebeteende, överlevnadgrad och smoltproduktion. Studien förflöt bra och resultatet för antennerna visade på en total detektionskapacitet på 91-100 % (95 % konfidensintervall) för antennerna. Dagens PIT-märken har dessutom utvecklats så att märken på 23 mm kan läsas av väldigt enkla antenner som kan drivas av batterier i kombination med solcellspaneler. I praktiken går det också att installera utrustning för mobil informationsöverföring, vilket möjliggör övervakning utan att behöva besöka anläggningen för att ladda ned registreringarna. Dessa märken går bra att applicera i fisk över 10 cm (Larsen et al., 2013), dvs de större storleksklasserna av öring skulle kunna märkas i samband med elfiske. Denna teknik verkar lovande för att helt täcka mindre vattendrag och beskrivs kortfattat i Svendsen et al. (2009). Med några få enkla antennuppsättningar skulle man sedan få data på fiskvandringen mellan till exempel ett sidovattendrag och huvudvattendraget.

PIT-märkning i samband med återfångst ger goda möjligheter att skatta beståndets totala storlek. Den typen av monitoring görs årligen i de svenska indexvattendragen för att skatta mängden nedströmsvandrande lax- och öringsmolt. Smolten fångas i så kallade Screw-traps (Lundqvist et al., 2010). Smolten märks och återutsätts uppströms fällan och återfångsterna i kombination med uppgift om antal märkta används sedan för att beräkna den totala mängden smolt.



Figur 13. Exempel på ett "Streamwidth PIT tag Interrogation systems", d.v.s. ett PIT-antennsystem som täcker hela vattendragets bredd. Monteringen med två antenner efter varandra möjliggör bestämning av passage upp- och nedströms.

Radiomärkning (även kallad telemetri) innefattar många typer av elektroniska märken (Lapointe et al., 2013) däribland kodade radiomärken (VHF transmitters), märken som kan samla in data om temperatur, aktivitet och EMG (Sensor Transmitters), akustiska radiomärken (VHF Radio: Acoustic/Radio Transmitters), etc. För mer information om sändarna hänvisas läsaren till LOTEK-Wireless Fish and wildlife monitorings hemsida: <http://www.lotek.com/acoustic-and-radio-transmitters.htm> [2013-12-19]. Exempel på studier där telemetri har använts vid effektuppföljning kan ses i Lapointe et al. (2013) och Burgess et al. (2013). En nackdel med telemetri jämfört med PIT-märken är den betydligt högre kostnaden och den begränsade batteritiden i sändarna (Lapointe et al., 2013).

Fiskmärkning lämpar sig för att studera och följa upp:

- *Fiskars rörelsemönster och beteende (både på individ och gruppnivå)*
- *Populationstäthet på enstaka lokaler eller i hela vattendrag (mark-and-recapture).*
- *Förändringar i fiskpopulationers täthet och förekomst av arter över tiden på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Skillnader i täthet och förekommande arter mellan lokaler eller mellan vattendrag.*
- *Fiskfaunans ekologiska status på enskilda vattendragssträckor eller i hela vattendrag.*

Fiskräknare

Fiskräknare är en automatisk anordning som kan ge kvantitativa uppskattningar av passerande fiskantal förbi en specifik plats (Eatherley et al., 2005, Hammid et al., 2011). Det finns tre olika typer av fiskräknare; fällor, resistivetsräknare samt optiska räknare. Förutom antal fiskar kan man med vissa varianter av räknare även få data om arttillhörighet, kön samt storlek för passerande fisk (Halldén, 2013). Metoden är frekvent använd i fisktrappor och andra typer av artificiella fiskvägar. I allmänhet passar den bäst till lite större projekt vilket också visat sig i litteraturen. Vi har inte lyckats hitta några rapporter om uppföljningsprojekt utförda i mindre vattendrag där fiskräknare använts. Däremot finns en rapport från länsstyrelsen Västernorrlands län som handlar om uppföljningen efter utrivningen av en damm i det medelstora vattendraget Älandsån (Anonym, 2013). Dammen revs under 2011 och för att följa återetableringen av lekande havöring uppströms det åtgärdade vandringshindret monterades en räknare av märket VAKI. Åtgärden visade sig vara lyckad då räknaren visade att lekvandrande havsöringen sökte sig upp i vattendraget förbi den forna barriär som varat under ca 100 år.

Fångstuppgifter från sportfiske

Fångstuppgifter från sportfiske kan ge en allmän beskrivning och visa "grova" positiva eller negativa trender hos fiskfaunan (t.ex. arter, antal och storlek) (Hammid et al., 2011). Negativt är att utfallet påverkas av utförarnas individuella teknik och skicklighet samt att det endast ger relativa mått såsom fångst per ansträngning. Detta medför svårigheter vid eventuella jämförelser mellan olika vattendrag/områden och år. Praktiserat catch-and-release kan metoden med fördel kombineras med någon typ av fiskmärkning för att på så sätt ge möjligheten att följa tillväxten på återfångster. Vi har inte funnit några uppföljningsstudier där metoden använts.

Fångstuppgifter från sportfiske lämpar sig för att grovt studera och följa upp:

- *Trender i täthet och storleksfördelning inom fiskpopulationer.*
- *Artsammansättningen på enskilda vattendragssträckor eller i hela vattendrag.*

Lekgropsinventering

Via inventering av antalet lekgropar kan man uppskatta det lekande honbeståndets storlek och storleksstruktur (Vilt och fiskeriforskningen, 2013). Inventeringen bör utföras av erfaren personal som manuellt räknar antalet lekgropar i ett område för att uppskatta lekens omfattning. I regel måste man göra 2-3 besök för att få med all lek (Degerman et al., 2001). Man kan med fördel kombinera lekgropsinventeringen med mätning av lekområdets mikromiljö, geositionering av lekgroparna, regression av lekgroparnas och honornas storlek, regression av honans storlek och mängden rom i lekgropen samt uppskattningar av yngeltäthet. Därigenom erhålls information om lekmiljön, lekpopulationen och relationen mellan lekpopulationen och rekryteringen (rekryteringsfunktionen). En svårighet vid

uppskattningen av det lekande honbeståndets storlek är att veta det gensomsnittliga antalet lekgröpar per hona. Enligt Elliott (1994) rör det sig om ca 2 gröpar/havsöringhona. Metoden är dock användbar även om inte alla dessa uppgifter kan samlas in eftersom antalet lekgröpar i sig ger ett mått som går att jämföra resultatet för perioden före åtgärd med resultatet som erhålls perioden efter åtgärden. Ett exempel där lekgröpsinventering använts är i "Projektet Gullspångslaxen" som genomfördes 2004-2008. Projektet innebar bland annat att minska kortidsreglering, att restaurera Gullspångsforsen, samt att öka lek- och uppväxtområden i Åråsforsarna (Anonym, 2012). Ett annat exempel där lekbottninventering används är inom förvaltningen av Ammarnäsöringen (Schmitt, 2013).

Lekgröpsinventering lämpar sig för studera och följa upp:

- *Det lekande honbeståndets storlek och storleksstruktur.*

Lekfiskinventering

Ett direkt sätt att uppskatta förekomsten eller tätheten av lekfisk är genom lekfiskinventering. Utförandet bör ske, likt lekgröpsinventering, via räkning av erfaren personal. För att underlätta jämförelse mellan år rekommenderas att samma sträcka inventeras vid samma tid på året och vid samma tid på dygnet, samt av samma inventerare (Halldén, 2013). Protokoll för lekfiskinventering kan hämtas via länken: <http://www.vattern.org/vattern/SiteCollectionDocuments/sv/fiska-i-vattern/fisketillsyn/Protokoll%20lekfiskr%C3%A4kning.pdf>. Länsstyrelsen i Jönköpings län har även en databas för ändamålet. Ett exempel på resultat från lekfiskinventering finns redovisat i Rydberg (2013).

Lekfisksinventering lämpar sig för studera och följa upp:

- *Förekomst och storleksstrukturen hos den lekande delen av populationen*

Ryssja

Ryssjor kan användas i strömmande vatten i samma syfte som strömöversiktnät. Metoden har bland annat använts vid uppföljning och övervakning av öring i Norrån, Hallands län (Schibli, 2001), samt i Hammerstaån i Stockholms län (Johansson, 2011) men några egentliga metodbeskrivningar har inte återfunnits. Enligt Johansson (2011) kan, beroende på mållart och livsstadium, fångsteffektiviteten behöva testas genom fångst-återfångst studier. Om ryssja används bör man först testa olika riktningar på strut och landgångar. Vid fångst av lekvandrande lax i Sävarån användes ryssja i nedre delen av vattendraget och för bästa fångsteffektivitet vändes fångstöppningen uppströms, eftersom laxens respons när den stötte på landgången var att backa nedströms.

Ryssja lämpar sig för studera och följa upp:

- *Fiskarters beståndstäthet på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Förändringar i fiskpopulationers täthet och förekomst av arter över tiden på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Skillnader i täthet och förekommande arter mellan lokaler eller mellan vattendrag.*
- *Fiskfaunans ekologiska status på enskilda vattendragssträckor eller i hela vattendrag.*

Snorkling/krypning

Under flera decennier har snorkling använts i strömmande vattendrag för att studera fiskbiologi. Man kan till exempel uppskatta förekomst, populationens storleksstruktur, habitatval och beteende (Zale et al., 2012). Snorkling utförs oftast som linjeinventering där en eller flera observatörer simmar (flyter) längs vattendraget medströms och räknar antalet observerade fiskar. Snorklarnas observationer ligger sedan till grund för beräkning fisktätheten i området. Är vattendraget brett eller sikten dålig kan vattendraget delas in i flera linjer. I grunda vattendrag där det kan vara svårt att simma/driva med strömmen kan krypning vara ett alternativ. Metoden går ut på att observatören, utrustad med handskar och skor som ger bra grepp mot stenar, kryper på botten mot strömmen. Enligt Hankin and Reeves (1988) och Hillman et al. (1992) är krypning svårare jämfört med snorkling då antalet juveniler lätt blir underskattat. För att kompensera risken för en underskattning föreslår Schill and Griffith (1984) att man ska undersöka strandkanterna extra noga eller en extra gång. Dock kan man dra slutsatsen att dykning/krypning inte lämpar sig för yngelinventering dels på grund av att ynglen ofta finns på grunda områden samt att ynglen lätt kan gömma sig under stenar och därmed undgå observation. Ynglen är också svåra att se på några meters håll, även om de inte "gömt" sig.

Viktigt vid snorkling och krypning är att man är medveten om att observatörernas skicklighet har stor betydelse för utfallet. I Orell et al. (2011) jämfördes

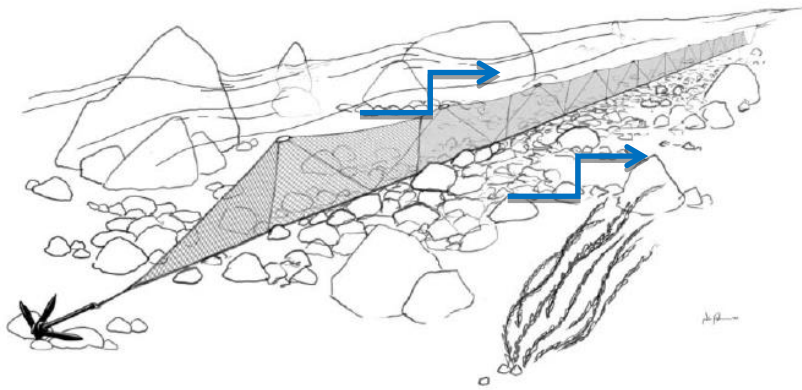
observationseffektivitet för erfarna respektive oerfarna inventeringssnorklare. Det visade sig att de oerfarna snorklarna hade en betydligt lägre observationseffektivitet (65-72 %) jämfört med de erfarna (81-82 %). Orell et al. (2011) visade även att typ av vattendrag hade inverkan på hur stor andel av fiskarna som upptäcktes. I mer lugnflyttande sektioner så uppgick observationseffektiviteten för erfarna snorklare till 75-100 % medan den kunde sjunka till 43-82 % i de mer turbulenta partierna. För svenska förhållanden bör nämnas att brunfärgade (humösa) vattendrag ger dåliga siktförhållanden, vilket innebär att man måste komma mycket nära fisken för att se den. Harr är förvånansvärt oskygg i samband med dykräkning, medan öring däremot är betydligt mer skygg. Om öringen är i fokus lämpar sig därför inte dykmetoden om vattendraget är mycket humöst.

Snorkling/krypning lämpar sig för att studera och följa upp:

- *Fiskarters beståndstäthet på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*
- *Fiskindividers beteende.*
- *Artsammansättningen på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.*

Strömöversiktsnät

Strömöversiktsnät är en omarbetad version av den ofta använda uppföljningsmetoden där man använder sig av översiktnät. Med vissa modifikationer har man anpassat metoden för att kunna tillämpa den i strömmande vatten. Näten placeras parallellt med strömmen för att bättre klara av vattentrycket och minimera risken för att skröp ska driva in och fastna (Figur 8). Jämfört med elfiske är metoden framförallt användbar i vattendrag och habitat med mer lugnflyttande och djupare vatten. Enligt Halldén (2013) skulle man därför kunna använda den som ett komplement till elfiske på djupare områden och områden med mjukbottnar där elfiske är svårt att utföra för att skatta förekomsten/tätheten av yngel och ung fisk. Metoden är inte lika frekvent beskriven i litteraturen som elfiske men återfinnes i bl.a. Johansson (2011), Johansson et al. (2012) och Fjälling et al (2012). Positivt är att metoden är under bearbetning och förväntas bli standardiserad 2014 (pers. komm. Arne Fjälling 2013). Enligt Fjälling fungerar de nya strömöversiktsnäten mycket bra.



Figur 8. Illustration av sättning av ett strömöversiktnät där nätet placeras parallellt med strömriktningen (blå pilar) för att bättre klara av vattentrycket och minimera risken för att skräp ska driva in och fastna. (Bild från Fjälling et al. 2012). Teckning N. Fällman.

Strömöversiktnät lämpar sig för att studera och följa upp:

- Fiskarters beståndstäthet på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.
- Förändringar i fiskpopulationers täthet och förekomst av arter över tid på enstaka lokaler eller i hela vattendrag.
- Skillnader i täthet och förekommande arter mellan lokaler eller mellan vattendrag.
- Fiskfaunans ekologiska status på enskilda vattendragssträckor eller i hela vattendrag.

Tabell 13. Metoder som är lämpliga att använda vid effektuppföljning av restaureringsåtgärder i mindre vattendrag sorterade på uppföljningsparametrar. Tabellen ger också exempel på vilka typer av åtgärder som metoderna skulle kunna användas för uppföljning (X = metoden är lämplig att använda och gäller alla parametrar som grupperats till vänster i tabellen). S= Standardiserad metod.

Typ av restaureringsåtgärd	Lämpliga parametrar	Elfiske ^S							
		Strömöversiktsnät	Ryssja	Lekgropsinventering	Lekfiskinventering	Snorkling/krypning	Fiskmärkning	Fiskräknare	
Lekbotten	Täthet Förekomst Utbredning	X		X	X	X			
Vandringshinder	Passageeffektivitet Täthet Utbredning Förekomst	X	X	X				X	X
Ståndplatser	Täthet	X	X	X			X	X	
Sidogrenar	Förekomst Utbredning	X	X	X	X	X	X		

3.3 Befintliga manualer för uppföljning

I följande stycke presenteras de manualer och rapporter som vi anser relevanta för uppföljning av restaureringsåtgärder och eventuellt skulle kunna appliceras för svenska vattendrag. Vi kommer i tur och ordning gå igenom varje skrift och kortfattat beskriva innehållet, eventuella tillkortakommande samt tillämparheten för svenska aktörer.

ENGLAND, J., SKINNER, K. S. & CARTER, M. G. 2008. Monitoring, river restoration and the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 22, 227-234.

Rapporten av England et al. (2008) behandlar de frågor som rör uppföljningen av restaureringsarbete och framförallt de frågor som handlar om hur man ska välja uppföljningsmodell. Fokus ligger på ekologi och geomorfologi. Rapporten går delvis igenom de osäkerheter som uppföljningsarbetet innehåller och redovisar vissa tillgängliga metoder samt förslår parametrar att följa upp. Bristen på konkreta exempel och detaljerade beskrivningar på hur uppföljningsmetoderna ska användas gör rapporten mindre användbar i fält.

HAMMID, D., MANT, J., HOLLOWAY, J., ELBOURNE, N. & JANES, M. 2011. Practical river restoration appraisal guidance for monitoring options (PRAGMO). The river restoration center.

Hammid et al. (2011) riktar sig till både myndigheter och lokala privata aktörer. Manualen ger läsaren en rad exempel på förfaranden för att bestämma en lämplig uppföljningsplan baserat på projektets storlek, komplexitet, associerade risker, typ av vattendrag samt tillgänglig budget. De bifogade exemplen ger också en bra bild av hur uppföljningsprocessen bör gå till och vilka resultat man kan förvänta sig.

HALLDÉN, A. J., A. 2013. Manual för effektuppföljning av åtgärder i vatten - med fokus på fisk. Jönköpings län.

Detta är den enda svenska litteratur som behandlar effektuppföljning av åtgärder i vatten. Rapporten redovisar generella riktlinjer för effektuppföljning med fokus på fisk och kräftor. Manualen innehåller bland annat en checklista för planering av effektuppföljning, ett antal exempel på hur man lagt upp och genomfört effektuppföljning samt en sammanställning med drygt 30 tänkbara uppföljningsmetoder för olika typer av åtgärder. För flera av metoderna finns länkar till mer detaljerade metodbeskrivningar vilket underlättar praktiskt användande av manualen.

RAWFORD, B. A. 2011. Protocol for monitoring effectiveness of fish passage projects (Culverts, Bridges, Fishways, Logjams, Dam Removal, Debris Removal). Olympia, Washington: Recreation and Conservation Office.

Arbetet av Rawford (2011) är en delrapport för pågående uppföljningstudier utförda av Washington Salmon Recovery Funding Board, USA. Rapporten kan tyckas vara något rörig men ger ändå bra inblick i hur man till exempel kan lägga ut åtgärds- och kontrolltytor i mindre vattendrag. Dessutom finns ett detaljerat exempel på hur uppföljning av tätheten av laxjuveniler kan göras vid elfiske.

RONI, P. (ed.) 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Denna bok beskriver monitoring och uppföljning av åtgärder i vatten för en mängd olika typer av vatten och åtgärder. Roni är editor och har själv medverkat till ett antal kapitel. Därutöver finns ett stort antal andra forskare som skrivit kapitel om just deras specialitet. En del av dessa är i hög grad relevanta för svenska förhållanden. En del av tankarna kring förberedelse och prioritering av objekt och metoder i vår rapport har hämtats från Ronis bok. Ett genomgående drag i boken är att den lyfter fram praktiska

exempel samt en stor mängd vetenskapliga referenser. Ett av kapitlen i Ronis bok heter "Steps for designing a monitoring and evaluation program for aquatic restoration" (sid. 13-34), vilket bland annat diskuterar dimensionering och metoder för att analysera resultaten. Kapitlet innehåller däremot inte några specifika formler för att kunna räkna ut den förväntade statistiska styrkan i analyserna beroende på variansegenskaperna i data, vilket behövs för att göra en ordentlig provtagningsdimensionering. Boken har också ett kapitel om "Monitoring restoration of riparian forests" (sid. 67-96). Ett annat kapitel som är av intresse är "Monitoring and evaluating instream habitat enhancement", sid. 209-236. Det finns ett kapitel som handlar om åtgärder för att förbättra konnektiviteten i vattendraget, "Evaluating fish response to culvert replacement or other methods for reconnecting isolated aquatic habitats", sid 267-276. Avslutningsvis finns även ett kapitel om ekonomisk värdering av restaureringsobjekt/projekt, "Economic evaluation of stream and watershed restoration projects", sid. 313-330.

STOCKARD, W. & HARRIS, R. R. 2005. Monitoring the Effectiveness of Culvert Fish Passage Restoration. Berkeley: Center for Forestry, University of California, Department of fish and game.

I Stockard and Harris (2005) beskrivs proceduren med uppföljning av passageeffektivitet vid till exempel restaurering av vägtrummor. Förutom att diskutera effektuppföljning och uppföljningsdesign presenteras fyra metoder för datainsamling om till exempel trummans lutning och vattnets strömhastighet genom kulverten. Inga metoder presenteras för att samla in data för ekologiska variabler som till exempel fiskpassage.

4. Avslutande reflektioner

Effektuppföljning är en förutsättning för att få veta om restaureringen eller åtgärden fått önskad effekt och med tanke på att nästan alla åtgärder är resurskrävande behöver vi kunna försäkra oss om att vidtagna åtgärder ger önskad effekt. Tyvärr har det brustit rejält i uppföljning av tidigare vidtagna åtgärder både nationellt och internationellt. Vi har därför inte den kunskap om restaureringsåtgärdernas verkan som vi skulle kunna haft om konsekvent gjort effektuppföljningar bakåt i tiden. Det är först under 2000-talet som mängden av efterföljande provtagningar ökat något. En förklaring till frånvaro av uppföljning har delvis varit bristen på bra och entydiga uppföljningsmetoder. Detta är förklaringen till att vi än idag har stora brister i kunskapen om hur effektiva de olika åtgärderna kan tänkas vara i olika situationer.

Det börjar bli allt vanligare att man inkluderar förslag till uppföljningsmetoder i manualer för restaurering av vattendrag, men vanligen ges inte några tydliga rekommendationer om hur en uppföljning skall dimensioneras för att ha en möjlighet att kunna påvisa förändringar. Den naturliga variationen hos de flesta biologiska variabler är ofta mycket stor, vilket kräver omfattande provtagning för att kunna få statistiskt signifikanta skillnader från perioden före jämfört med efter en åtgärd. Det är därför viktigt att uppföljningen fokuseras på den eller de parametrar eller variabler som förväntas svara bäst på åtgärden. Eftersom dynamiken i ekosystemen i stor utsträckning följer icke-linjära samband är det inte alltid lätt att räkna ut vilken effekt en åtgärd kan tänkas ha på olika delar av ekosystemet. Ett exempel på detta gavs i avsnittet om valet av parametrar där rekryteringen av fisk skulle kunna förväntas bli bättre av att man åtgärdar ett vandringshinder, men där en rekryteringsfunktion av Ricker-typ skulle kunna hindra någon nämnvärd ökning i rekryteringen. Det skulle vara dömt att misslyckas att påvisa en effekt av åtgärdat vandringshinder med hjälp av elfiske efter årsyngel av t ex öring i en sådan situation. Däremot förväntas mängden lekfisk öka till följd av att hindret åtgärdas och fokus i uppföljningen bör därför vara på lekvandrande öring i just detta exempel.

Just på grund av den komplexa dynamiken i ekosystemen bör man prioritera att följa upp den egenskap hos populationen/populationerna som direkt berörs av åtgärden. Med exemplet ovan borde man prioritera att mäta förändringar i fiskvandringen om det är den man vill åtgärda. Om man däremot vill åtgärda rekryteringen behöver först utvärdera vad det är som begränsar rekryteringen. Det kanske inte är det vandringshinder som man trodde från början som begränsar populationen. Det skulle mycket väl kunna vara mängden lekbottnar och uppväxtområden i sidovattendraget som är flaskhalsen. Vandringshindrets (gäller även kraftverkspassager) bidrag i populationsutvecklingen, om hindret är partiellt, är inte i första hand att begränsa rekryteringen utan snarare leder den begränsade vandringsmöjligheten till att populationstillväxten blir långsammare. Det tar alltså längre tid för populationen att återhämta sig efter år med dålig överlevnad, vilket innebär att den

buffert som populationen skulle ha för att klara naturliga variationer i miljön är begränsad och små lokala bestånd löper därför större risk att slås ut i sådana miljöer än i miljöer där inga vandringshinder finns.

Med tanke på att den verkliga effekten på populationen eller ekosystemet inte med säkerhet blir den vi förväntar oss av en tilltänkt miljöåtgärd är det viktigt att man i förväg ställer sig frågan vad det är man vill åtgärda. I exemplet ovan skulle man behöva ställa sig frågan om det är vandringshinder man vill åtgärda oavsett det ger någon effekt på rekryteringen eller inte. Om det inte ger någon nämnvärd effekt på rekryteringen så kommer det inte heller att bli speciellt många fler fiskar som vandrar ut i magasinet eller selet för uppväxt. Däremot kommer fler av de åtvärvandande vuxna att nå lekområdena. Med tanke på denna problematik vore det önskvärt att framtidens manualer om restaurering och uppföljning av vidtagna miljöåtgärder även belyser dessa aspekter, för att säkerställa att åtgärder prioriteras av rätt anledning.

Referenser

- ANONYM 2007. Bedömningsunderlag för hydromorfologi. Naturvårdsverket.
- ANONYM 2012. Projekt Gullspångslaxen.
- ANONYM 2013. Räkning av fisk i Ålandsån. Länsstyrelsen Västernorrland.
- BERGQUIST, B., DEGERMAN, E. & SERS, B. 2010. Elfiske i rinnande vatten. 1:5 ed. Naturvårdsverket.
- BERNHARDT, E. S., PALMER, M. A., ALLAN, J. D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C., FOLLSTAD-SHAH, J., GALAT, D., GLOSS, S., GOODWIN, P., HART, D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KATZ, S., KONDOLF, G. M., LAKE, P. S., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L., POWELL, B. & SUDDUTH, E. 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science*, 308, 636-637.
- BEVERTON, R. J. H. & HOLT, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Min Agric Fish and Food [Gt Brit] Fish Invest Ser II*, 19, 5-533.
- BOND, M. H., HANSON, C. V., BAERTSCH, R., HAYES, S. A. & MACFARLANE, R. B. 2007. A New Low-Cost Instream Antenna System for Tracking Passive Integrated Transponder (PIT)-Tagged Fish in Small Streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 562-566.
- BURGESS, O. T., PINE, W. E. & WALSH, S. J. 2013. Importance of flood plain connectivity to fish populations in the Apalachicola river, Florida. *River Research and Applications*, 29, 718-733.
- CALLES, O. & BERGDAHL, D. 2009. Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk: Före och efter åtgärd. Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper, Karlstads universitet.
- CALLES, O., GUSTAFSSON, S. & ÖSTERLING, M. 2012. Naturlika fiskvägar i dag och i morgon. Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper, Karlstads universitet.
- CRAWFORD, B. A. 2011. Protocol for monitoring effectiveness of fish passage projects (Culverts, Bridges, Fishways, Logjams, Dam Removal, Debris Removal). Recreation and Conservation Office, Olympia, Washington.
- CUCHEROUSSET, J., ROUSSEL, J.-M., KEELER, R., CUNJAK, R. A. & STUMP, R. 2005. The Use of Two New Portable 12-mm PIT Tag Detectors to Track Small Fish in Shallow Streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 25, 270-274.
- DEGERMAN, E., NYBERG, P. & SERS, B. 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium.
- DEGERMAN, E. E. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket, Fiskeriverket.
- EATHERLEY, D. M. R., THORLEY, J. L., STEPHEN, A. B., SIMPSON, I., MACLEAN, J. C. & YOUNGSON, A. F. 2005. Trends in Atlantic salmon: the role of automatic fish counter data in their recording. *Scottish Natural Heritage, Commissioned Report No. 100*, (ROAME No. F01NB02).
- ELLIOT, J. M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford Series in Ecology and Evolution*, Oxford University Press.
- ENGLAND, J., SKINNER, K. S. & CARTER, M. G. 2008. Monitoring, river restoration and the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal*, 22, 227-234.
- FAUSCH, K. D., TORGERSEN, C. E., BAXTER, C. V. & LI, H. W. 2002. Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *BioScience*, 52, 483-498.
- FULLERTON, A. H., BURNETT, K. M., STEEL, E. A., FLITCROFT, R. L., PESS, G. R., FEIST, B. E., TORGERSEN, C. E., MILLER, D. J. & SANDERSON, B. L. 2010. Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55, 2215-2237.
- GARDNER, C., COGLAN, S. M., ZYDLEWSKI, J. & SAUNDERS, R. 2013. Distribution and abundance of stream fishes in relation to barriers: implications for monitoring stream recovery after barrier removal. *River Research and Applications*, 29, 65-78.

- GRANT, E. H. C., LYNCH, H. J., MUNEEPEERAKUL, R., ARUNACHALAM, M., RODRÍGUEZ-ITURBE, I. & FAGAN, W. F. 2012. Interbasin Water Transfer, Riverine Connectivity, and Spatial Controls on Fish Biodiversity. *PLoS ONE*, 7, e34170.
- GRIES, G. & LETCHER, B. H. 2002. Tag Retention and Survival of Age-0 Atlantic Salmon following Surgical Implantation with Passive Integrated Transponder Tags. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 219-222.
- HALLDÉN, A., LILIEGREN, Y. & LAGERKVIST, G. 2002. Biotopkartering - vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen Jönköpings län.
- HALLDÉN, A. J., A. 2013. Manual för effektuppföljning av åtgärder i vatten - med fokus på fisk.
- HAMMID, D., MANT, J., HOLLOWAY, J., ELBOURNE, N. & JANES, M. 2011. Practical river restoration appraisal guidance for monitoring options (PRAGMO).
- HANKIN, D. G. & REEVES, G. H. 1988. Estimating Total Fish Abundance and Total Habitat Area in Small Streams Based on Visual Estimation Methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 834-844.
- HESSELGREN, J. & INGESDOTTER, L. 2012. Utvärdering av den nationella databasen över åtgärder i vatten i fem svenska huvudavrinningsområden.
- HILL, M. S., ZYDLEWSKI, G. B., ZYDLEWSKI, J. D. & GASVODA, J. M. 2006. Development and evaluation of portable PIT tag detection units: PITpacks. *Fisheries Research*, 77, 102-109.
- HILLMAN, T. W., MULLAN, J. W. & GRIFFITH, J. S. 1992. Accuracy of Underwater Counts of Juvenile Chinook Salmon, Coho Salmon, and Steelhead. *North American Journal of Fisheries Management*, 12, 598-603.
- JOHANSSON, U. 2011. *Vandring av vårlekande fisk och jämförelse av fångst mellan ryssja och strömöversiktsnät i Hammerstaån, Stockholms län*. Examensarbete (16 hp), Linköpings universitet.
- JOHANSSON, U., GOW, R., FJÄLLING, A., DEGERMAN, E. & HEDENSKOG, M. 2012. Kartläggning av fisksamhället i Klarälven med strömöversiktsnät hösten 2011. EU Europeiska regionala utvecklingsfonden.
- KAIL, J., HERING, D., MUHAR, S., GERHARD, M. & PREIS, S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology*, 44, 1145-1155.
- KEMP, P. S. & O'HANLEY, J. R. 2010. Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 17, 297-322.
- LAPOINTE, N. W. R., THIEM, J. D., DOKA, S. E. & COOKE, S. J. 2013. Opportunities for Improving Aquatic Restoration Science and Monitoring Through the use of Animal Electronic-Tagging Technology. *BioScience*, 63, 390-396.
- LARSEN, M. H., THORN, A. N., SKOV, C. & KIM, A. 2013. Effects of passive integrated transponder tags on survival and growth of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar*. *Animal Biotelemetry*, 1, 7.
- LEGG, C. J. & NAGY, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management*, 78, 194-199.
- LIERMANN, C. R., NILSSON, C., ROBERTSSON, J. & NG, R. 2012. Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *BioScience*, 62, 539.
- LUCAS, M. C., BARAS, E., TIMOTHY, J. T., DUNCAN, A. & SLAVIK, O. 2001. *Frontmatter. Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science Ltd.
- LUNDQVIST, H., LEONARDSSON, K., CARLSSON, U., LARSSON, S., NILSSON, J., OSTERGREN, J., KARLSSON, L., RIVINOJA, P., SERRANO, I., PALM, D. & FERGUSON, J. 2010. *Monitoring Juvenile Atlantic Salmon and Sea Trout in the River Savaran, Northern Sweden*.
- MALM RENÖFÄLT, B., HJERDT, N. & NILSSON, C. 2006. Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv. En syntes från "Second International Symposium on Riverine Landscapes",. In: NATURVÅRDSVERKET (ed.). Naturvårdsverket.

- MANT, J. & JANES, M. 2008. APPRAISING RIVER RESTORATION PROJECTS: INTEGRATED APPROACHES FOR PROJECT MANAGERS. *4th ECRR Conference on River Restoration*. Italy, Venice.
- NILSSON, C. E. 2007. Återställning av älvar som använts för flottning. Report 5649: Naturvårdsverket.
- NILSSON, J. 2006. Bedömningsgrunder för hydromorfologi. Handbok 2007:4, Bilaga C: Naturvårdsverket.
- O'HANLEY, J. R., WRIGHT, J., DIEBEL, M., FEDORA, M. A. & SOUCY, C. L. 2013. Restoring stream habitat connectivity: A proposed method for prioritizing the removal of resident fish passage barriers. *Journal of Environmental Management*, 125, 19-27.
- ORELL, P., ERKINARO, J. & KARPPINEN, P. 2011. Accuracy of snorkelling counts in assessing spawning stock of Atlantic salmon, *Salmo salar*, verified by radio-tagging and underwater video monitoring. *Fisheries Management and Ecology*, 18, 392-399.
- PALM, D. 2007. *Restoration of streams used for timber floating: Egg to fry survival, fry displacement, over-wintering and population density of juvenile brown trout (Salmo trutta L.)*. Doctoral thesis, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- PARKER, N. C. Fish-marking techniques. The International Symposium and Educational Workshop on Fish-Marking Techniques, 1990 University of Washington, Seattle.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. D., SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47, 769-784.
- PULLIN, A. S. & KNIGHT, T. M. 2009. Doing more good than harm – Building an evidence-base for conservation and environmental management. *Biological Conservation*, 142, 931-934.
- RICKER, W. E. 1954. Stock and recruitment. *Jour Fish Res Bd Canada*, 11, 559-623.
- RONI, P. (ed.) 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*, Bethesda, Maryland: American Fisheries Society.
- RONI, P., BEECHIE, T. J., BILBY, R. E., LEONETTI, F. E., POLLOCK, M. M. & PESS, G. R. 2002. A Review of Stream Restoration Techniques and a Hierarchical Strategy for Prioritizing Restoration in Pacific Northwest Watersheds. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 1-20.
- RONI, P., HANSON, K. & BEECHIE, T. 2008. Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 856-890.
- RONI, P., SCRANTON, R. & O'NEAL, J. 2013. *Action Effectiveness Monitoring of Tributary Habitat Improvement: a Programmatic Approach for the Columbia Basin Fish and Wildlife Program* [Online]. Tetra Tech EC, Inc. Mount Vernon, Washington.
- ROUSSEL, J. M., HARO, A. & CUNJAK, R. A. 2000. Field test of a new method for tracking small fishes in shallow rivers using passive integrated transponder (PIT) technology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, 1326-1329.
- RUTHERFORD, I. D., JERIE, K. & MARSH, N. 2000. A rehabilitation manual for Australian streams. *Cooperative research centre for catchment hydrology*, 2, 399.
- RYDBERG, D. 2013. Lekfiskinventering i Vätterns tillflöden – En kort sammanställning över öringens lekaktivitet åren 2011 och 2012. *Vätternförbundets årsskrift*. Vätternvårdsförbundet.
- SCHIBLI 2001. Biologisk effektuppföljning i kalkade vattendrag inom Hallands län. *Meddelande 2001:6*. Länsstyrelsen Hallands län, Livsmiljöavdelningen
- SCHILL, D. J. & GRIFFITH, J. S. 1984. Use of Underwater Observations to Estimate Cutthroat Trout Abundance in the Yellowstone River. *North American Journal of Fisheries Management*, 4, 479-487.
- SCHMITT, P. 2013 *Lekgropsinventering* [Online]. <http://ammarnasfvo.se/nyheter/>: Ammarnäs fiskevårdsorganisation. [Accessed 11/26 2013].
- SERS, B., MAGNUSSON, K. & DEGERMAN, E. 2008. Jämförelsevärden från Svenskt Elfiskeregister. *Svenskt Elfiskeregister*. Sötvattenslaboratoriet, Fiskeriverket.
- STEWART-OATEN, A., MURDOCH, W. W. & PARKER, K. R. 1986. Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? *Ecology*, 67, 929-940.

- STOCKARD, W. & HARRIS, R. R. 2005. Monitoring the Effectiveness of Culvert Fish Passage Restoration. Berkeley: Center for Forestry, University of California. California Department of fish and game.
- SUTHERLAND, W. J., PULLIN, A. S., DOLMAN, P. M. & KNIGHT, T. M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 305-308.
- SVENDSEN, J. C., AARESTRUP, K., DOLBY, J., SVENDSEN, T. C. & CHRISTENSEN, R. H. B. 2009. The volitional travel speed varies with reproductive state in mature female brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 75, 901-907.
- UNDERWOOD, A. J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161, 145-178.
- WOOLSEY, S., CAPELLI, F., GONSER, T. O. M., HOEHN, E., HOSTMANN, M., JUNKER, B., PAETZOLD, A., ROULIER, C., SCHWEIZER, S., TIEGS, S. D., TOCKNER, K., WEBER, C. & PETER, A. 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology*, 52, 752-769.
- ZALE, A. V., PARRISH, D. L. & SUTTON, T. M. 2012. *Fisheries Techniques, third edition*, Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.
- ZYDLEWSKI, G. B., HORTON, G., DUBREUIL, T., LETCHER, B., CASEY, S. & ZYDLEWSKI, J. 2006. Remote Monitoring of Fish in Small Streams. *Fisheries*, 31, 492-502.
- ZYDLEWSKI, G. B., WINTER, C., MCCLANAHAN, D., JOHNSON, J. & ZYDLEWSKI, J. 2003. Evaluation of fish movements, migration patterns, and population abundance with streamwidth PIT tag interrogation system. *Bonneville Power Administration Completion Report*.