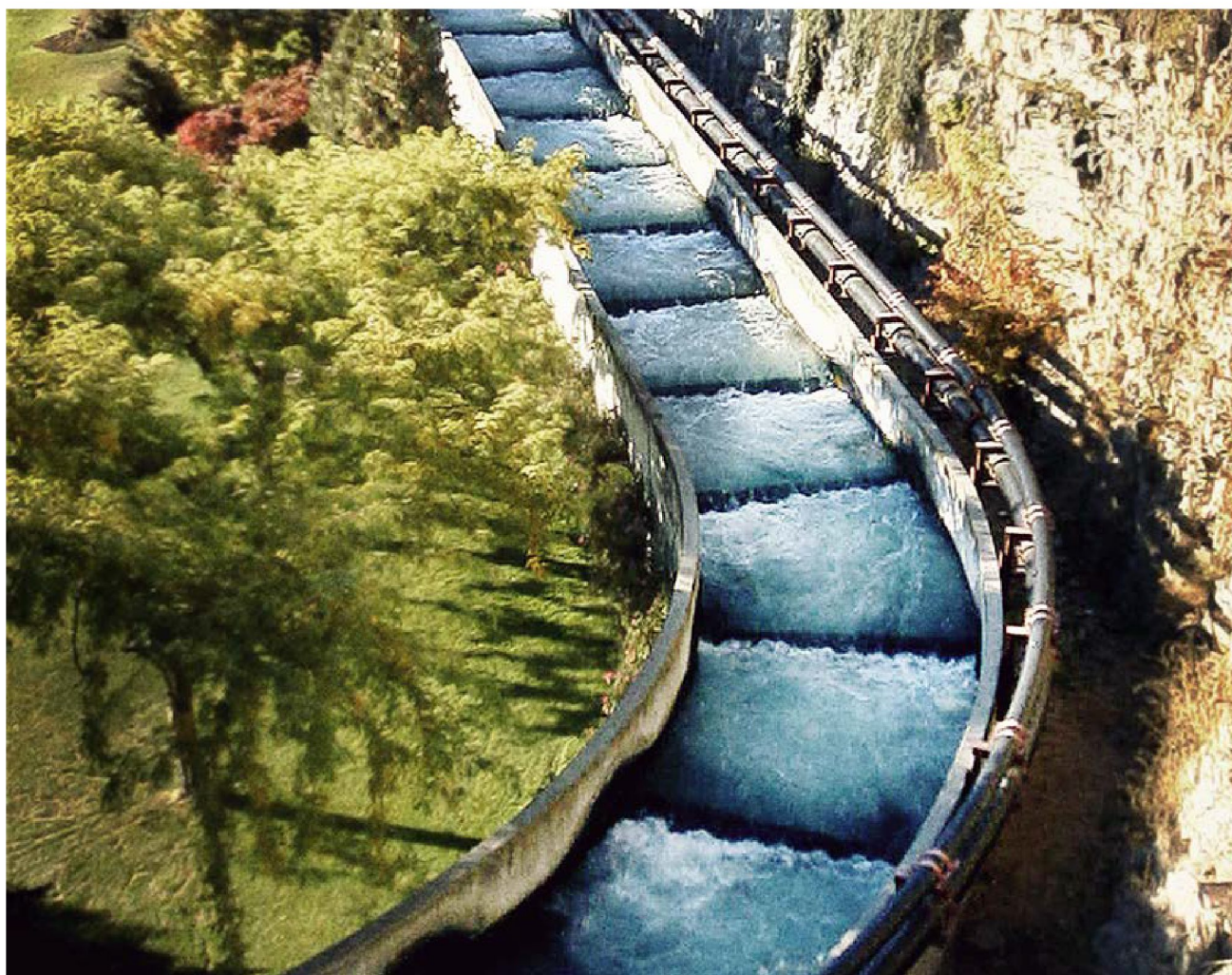


Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar

Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft



Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar

Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått
och bästa möjliga teknik för vattenkraft

Olle Calles, Erik Degerman,
Håkan Wickström, Jonas Christiansson,
Stina Gustafsson och Ingemar Näslund

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-10-25

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-91-87025-39-6

Omslag: Bassängtrappa i Columbiafloden, nordvästra USA. Foto: Erik Degerman.

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Förord

Havs- och vattenmyndigheten avser ta fram en vägledning gällande lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraftverk i syfte att minska deras negativa miljöpåverkan. Vägledningen kommer att bestå av en sammanställning av befintlig kunskap om vilka försiktighetsmått och tekniker gällande faunapassager, fiskavledningsanordningar och vattenreglering/vattenhushållning som i dagsläget visat sig ge bäst positiv effekt på ekosystemen som påverkas av vattenkraften. Denna rapport utgör ett viktigt underlag i framtagandet av vägledningen. Rapporten presenterar viktigt vetenskapligt underlag, synteser och bedömningar. Författarna ansvarar för rapportens innehåll. Avsnittet om nedströmspassage är huvudsakligen författat av Calles, Christiansson, Gustafsson & Wickström, medan avsnittet om uppströmsvandring huvudsakligen författats av Degerman, Näslund & Wickström. Övriga avsnitt, ställningstagandena och slutsatserna gäller för samtliga författare. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Göteborg, oktober 2013

Björn Sjöberg, avdelningschef

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	8
INLEDNING	10
MATERIAL OCH METODER	12
FISKARS VANDRING	13
Fiskars sim- och hoppförmåga	13
När vandrar fisk?	15
Sammanfattning och slutsatser	16
NEDSTRÖMSPASSAGE	18
Bakgrund	18
Skador på fisk i samband med kraftverkspassage	19
Bakgrund	19
Skadeorsaker	20
Skadefrekvens	24
Ålspecifika problem	26
Fördröjd och ackumulerad mortalitet	27
Styrning av fisk	28
Galler (fysiska avledare)	29
Ledarmar (eng. <i>Skimming walls</i>) och spill	45
Elbarriärer, luftbubblor, ljus och el (beteendavledare)	49
Utformning av passage	51
Flyktöppning	51
Passage, utvärdering och utlopp	52
Sammanfattning och slutsatser	53
UPPSTRÖMSPASSAGE	55
Generella riktlinjer för design av fiskvägar	55
Grundläggande design	55
Fiskvägens placering	59
Lockvatten	60
Klunkning eller flödesstyrning	64
Styrning av fisk	64
Naturlika fiskvägar	65
Tekniska fiskvägar	68
Olika fiskvägars funktion, anlockning och effektivitet	74

Bassängtrappor	79
Slitsrännor	80
Denilrännor	80
Fiskslussar	80
Fiskhissar.....	81
Uppströms vandringsvägar för ål	81
Ålvandring	81
Olika typer av ålpassager	82
Sammanfattning och slutsatser	85
 KUMULATIVA EFFEKTER	88
Kumulativ mortalitet	88
Fördröjning.....	89
 FISKVÄGEN SOM NYTT HABITAT.....	91
 DISKUSSION OCH SLUTSATSER	93
Tack	95
 REFERENSER	96

Sammanfattning

Många kraftverksdammar saknar idag fiskvägar för uppströms vandrande fisk och de flesta för nedströmsvandrande fisk. Litteraturgenomgången visar att passage av fisk via turbinerna ofta ger omfattande skador och dödlighet och därmed inte är en tillfredsställande förvaltningsstrategi. Det bedöms vara tekniskt fullt möjligt att bygga väl fungerande fiskvägar för samtliga förekommande fiskarter i alla svenska vattensystem. I detta dokument ges rekommendationer om hur fiskvägar bör anläggas, designas och skötas för att nå god anlocknings- och passageeffektivitet för såväl uppströms- som nedströmsvandrande fisk.

Att relativt många fiskvägar fungerar dåligt beror på att uppföljning, tillsyn och kontroll av deras effektivitet är eftersatt eller ofta helt saknas. Att etablera en fungerande fiskväg är en process som kan ta flera år då successiva justeringar behövs. Det går dock att få till bra passagelösningar, även förbi stora kraftverk med höga dammar.

För uppströmsvandring rekommenderas i första hand naturlika fiskvägar, som omlöp, eftersom de passar de flesta arter och storlekar. Omlöpen kan även fungera som nya strömhabitat och därmed ersätta något av de strömhabitat som förlorats. Är det enbart laxfisk eller andra goda vandrare som skall passera kan en teknisk fiskväg vara en godtagbar lösning. Även i områden med branta dalsidor som gör det svårt att anlägga naturlika fiskvägar och i områden med kulturmiljöer kan tekniska fiskvägar vara ett alternativ. Fiskslussar och fiskhisssar har låg effektivitet och kan inte rekommenderas generellt.

Väl fungerande fiskpassager bör föra vatten under en stor del av året såvida inte fiskvägen är inriktad på en enskild art med väl kända behov. Naturlika fiskvägar bör, i likhet med naturliga vattendrag, ha en fastställd minsta vattenförlösning som är tillräcklig för att bevara sträckans habitatvärden.

Ett vanligt problem är att det används för lite vatten i fiskvägen för att locka fisken till mynningen i tillräckligt hög utsträckning. Ofta behöver extra lockvatten användas för att få fisken att hitta fiskvägen, eller fiskvägarna eftersom det i breda vatten kan vara nödvändigt att ha flera fiskvägar, och vid behov även flera ingångar till fiskvägarna. Lockvattnet bör minst utgöra 5 % av medelvattenförlösningen på platsen, men det kan i vissa situationer behövas ännu mer vatten, och vid höglöden bör även lockvattnet öka i paritet med detta. Extra lockvatten behöver inte gå i fiskvägen utan kan ledas till fiskvägens nedre öppning.

Vid nedströmspassage skall anpassade låglutande galler, fiskgaller, användas som leder fisken till en eller flera passagemöjligheter. Spaltvidden mellan gallren ska vara sådan att fisken inte passerar, vilket för vissa arter innebär att spaltvidden inte tillåter fysisk passage av fisk, medan det för andra arter räcker att gallret är en beteendemässig barriär. Idealt skall fisken aldrig komma i direkt med gallret utan ledas rätt väg. I mycket stora älvar kan spjälgaller (louvers) vara ett alternativ, men referensexempel saknas i Sverige i dag, alternativet är låglutande fiskgaller. Beteendeavledning (ljus, ljud, el, bubblor) bör endast användas som åtgärd i kombination med en fysisk avledare, eller på de platser där en fysisk avledare av någon anledning bedöms vara omöjlig att uppföra.

Utformningen av flyktöppningen är också essentiell för avledarens funktion. För att tillgodose olika arters djuppreferens, kan man antingen placera en flyktöppning i ytan och ytterligare en vid botten (ål). Den vanligaste rekommendationen är att flyktöppningen ska vara successivt avsmalnande, för att åstadkomma en gradvis acceleration utan turbulens. Flyktöppningens, och därmed hela åtgärdens, funktion är beroende av den mängd vatten som tappas i förbipassagen. Enkelt uttryckt, kan man säga att ju mer vatten som tappas genom förbipassagen, desto större sannolikhet att den funkar väl.

Internationellt rekommenderas att 2–10 % av det totala flödet används för att säkerställa nedströmspassage, varför rekommendationen är att överdimensionera flyktöppningar för att under åtgärdens driftsättande undersöka vilket flöde som krävs för god funktion

Det bör betonas att den rödlistade ålen kräver speciella anpassningar vid varje hinder för dess upp- och nedvandring. Rekommendationer på bra åtgärder ges i dokumentet.

Kriterier för anlocknings- och passageeffektivitet (upp- och nedströms) i fiskvägar bör fastställas utgående från förekomst av långvandrare (lax, havsöring, ål, flodnejonöga, havsnejonöga), antalet hinder och den geografiska lokaliseringen av lämpliga habitat.

Litteratursammanställningen visar att många befintliga fiskvägar inte fungerar som avsett och bör utvärderas om minsta osäkerhet råder om deras funktion. Utvärderingarna bör ligga till grund för förbättringar av passagerna till dess tillräcklig effektivitet erhålls och resultaten tillställs tillsynsmyndigheten.

Summary

Many hydroelectric dams today lack fishways for fish migrating upstream, and most have nothing for fish moving downstream. Reviewing the literature on the subject shows that the passage of fish through the turbines often results in extensive damage and mortality and is therefore not a satisfactory strategy.

Technically speaking, it is entirely possible to construct very adequate fishways for all species of fish found in Swedish water systems. This document provides recommendations for how fishways should be designed, constructed and managed in order to achieve a good attraction and passage efficiency for fish, whether they are migrating upstream or downstream.

The fact that a relatively high number of fishways function poorly is due to follow-up, supervision and checks of their efficiency being neglected or left out entirely. Establishing a functioning fishway is a process that can take several years as successive adjustments are required. It is however possible to achieve appropriate solutions for allowing passage, even for large power stations with high dams.

For fish migrating upstream, the primary recommendation would be nature-like fishways, such as bypass channels, as these are suitable for most species and sizes. Bypass channels can also function as new stream habitats and thereby replace some of the stream habitats lost. If only salmonids or other strong-swimming species are to be allowed passage, a technical solution to a fishway may be suitable. Fish locks and fish elevators have a low efficiency and are not generally recommended.

Functioning fishways should allow water flow for much of the year, except where they are intended for a particular species with well documented requirements. As with natural watercourses, the nature-like fishways should have an established minimum water flow, sufficient to maintain the habitat value of that stretch of water.

A common problem is that not enough water is used in the fishways to attract a sufficient number of fish to the inlet. Extra water is often needed to help the fish find the fishway(s), as larger watercourses may have more than one fishway and, when necessary, several entries to these fishways. The water used to attract the fish should constitute at least 5 % of the mean water flow at the site, but even more water may be required, and should be increased in line with overflows.

For downstream passage, angled bar racks, i.e., fish grates, should be used to bypass the fish to one or more passageways. The spacing between the bar racks must not allow fish to pass through. Ideally, the fish will never come in direct contact with the bar racks, but will instead be led in the right direction. In very large rivers, louvers may be an alternative, but there are no reference examples in Sweden today. The alternative is angled bar racks. Behavioural guidance devices that employ light, sound, electricity, bubbles, etc. should only be used in combination with a physical diverter, or at locations where a physical diverter is considered infeasible.

The design of the outlet is also essential for the function of the diverter. In order to meet the needs of different species in terms of water depth, one outlet can be placed at the surface and another near the river bed (eels). The most

common recommendation is for the outlet to be successively narrowed in order to achieve a gradual acceleration without turbulence. The function of the outlet, and thereby the entire measure, is dependent on the quantity of water running through the passage. Simply put, it can be said that the more water that is run through the passage, the better its function. One international recommendation is that 2–10 % of the total flow should be used to assure successful downstream passage.

It should be emphasised that the eel – an endangered species – requires special adaptations at each obstacle, to facilitate its migration up and downstream. Recommendations for efficient measures are found in this document.

Criteria for attraction and passage efficiency (up and downstream) in fishways should be established based on the occurrence of long-distance migrators (salmon, sea trout, eel, river lamprey, sea lamprey).

Literature on this subject reveals that many existing fishways do not work as intended and should be evaluated if there is even the slightest doubt concerning their function. The evaluations should form the basis for improvements to the passageways until they achieve adequate efficiency. The results must then be submitted to the supervisory authority.

Inledning

Vattendrag är dynamiska system som transporterar vatten, sediment och organiskt material nedströms. Vattenkraftverksdammar och dammar för reglering av flödet utgör hinder för denna transport, liksom för akvatiska organismers fria rörlighet upp- och nedströms.

De flesta inhemska fiskarter vandrar och över 30 arter har också återfunnits i fiskvägar (sammanfattat i Näslund m.fl. 2013). Vandringarna krävs för fortplantning, tillväxt, överlevnad och spridning (Northcote 1998). Eftersom dagens vattenlandskap är kraftigt fragmenterat når många populationer inte sina tidigare uppväxt-, tillväxt- eller lekområden. Det beräknas finnas 2100 vattenkraftverk i Sverige och därtill många regleringsdammar knutna till verksamheten. En skattning är att endast 10 % av kraftverken har en fiskväg för uppströmsvandrande fisk (Johan Kling, Havs- och Vattenmyndigheten), medan andelen som har anordningar för nedströmsvandrande fisk är okänd – men helt säkert lägre.

Fiskvägar har rönt ett stort intresse och det finns ett flertal publicerade vägledningar och litteraturöversikter om fiskvägar, de flesta dock om uppströmspassage (Evans & Johnston 1980, Powers m.fl. 1985, Poe m.fl. 1993, Struthers 1993, Clay 1995, Jungwirth m.fl. 1998, Washington Department of Fish and Wildlife 2000a,b, Larinier 2002, Larinier & Travade 2002, FAO/DVWK, 2002, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft 2005, Kroes m.fl. 2006, NMFS 2008, Degerman 2008, Grande 2010, Environment Agency 2010, DWA 2010, Calles m.fl. 2012a, ICPDR 2013).

Mångfalden av vägledningar beror sannolikt på att det har varit svårt att få fiskvägar att fungera, speciellt för arter och storlekar som inte är duktiga simmare, men också på grund av dålig design, det är svårt att leda fisken och att det släpps för lite vatten i fiskvägarna. I många fall har man således vid inventeringar funnit att en stor del av fiskvägarna för uppströmsvandring inte fungerar (70 % i delstaten Victoria i Australien – O'Brien m.fl. 2010; 50 % i Norge tidigare – Direktoratet for naturforvaltning 1990; 70 % i Norge idag - Fjeldstad m.fl. 2013; 59 % i Vejle Amt i Danmark – Skov- og Naturstyrelsen 2001; 47 % i Västra Götalands län – Andersson 2005, 19 % Island – Einarsson & Gudjohnsson 1999). Ofta har man i dessa fall inte mätt effektiviteten utan det hela bygger på expertbedömningar grundade på fiskvägarnas utformning och placering, men i vissa fall har man till och med kunnat konstatera att fiskvägarna varit helt torrlagda.

Till och med när fisken lyckats passera fiskvägen kan det föreligga problem. Roscoe m.fl. (2010) påvisade att passage av en enda fiskväg medförde en betydligt förhöjd dödlighet hos stillahavslaxen sockeye i Fraser River, B.C., Kanada. Williams m.fl. (2005) menade att dåliga fiskvägar kan ha bidragit till den försämrade statusen hos stillhavslax i Columbia River, USA.

Det finns många arter som behöver vandra, inte bara lax. Ofta har man inte anpassat fiskvägarna för dessa arter. Studier i England visade att flodnejonögon har problem med konventionella fiskvägar för uppströmsvandring och att endast 1,8 % av lekpopulationen nådde de huvudsakliga lekområdena efter passage av flera fiskvägar (Lucas m.fl. 2009). I Sverige har många ålledare tagits bort eller har eftersatt skötsel så att den

rödlistade ålen inte kan ta sig uppströms. Hinder på bara 25 cm hindrar öringungar och 10–20 cm kan vara för mycket för stensimpa (Utzinger m.fl. 1998, Jungwirth m.fl. 1998).

Tidigare har lite uppmärksamhet ägnats åt fiskvägar för nedströmsvandring. Alltmer kommer man till insikt om att fiskvandringar är en "two-way street" (Calles & Greenberg 2009). Fiskpopulationer behöver vandra och återvända för att fullfölja sin livscykel (Näslund m.fl. 2013).

För att förhindra att lax, havsöring och ål på väg nedströms passerade genom turbinerna, med risk för skador och dödlighet, installerades historiskt galler vid många kraftverk. Ofta var det stor spaltvidd i dessa galler och yngre och mindre fiskar kunde passera dem. Eftersom man inte tog hänsyn till fiskens simkapacitet och oftast inte heller anlade en passage i anslutning till dessa galler, har de i många fall inte resulterat i någon minskad dödlighet. Vid många kraftverk har dessa galler tagits bort då de inte ansetts effektiva, och samtidigt inneburit extra skötsel och kraftförluster. Idag kommer en stor del av nedströmsvandrande fisk att passera genom turbinerna, vilket får stora negativa konsekvenser (se avsnittet om skador på fisk i samband med kraftverkspassage).

Det är inte bara det fysiska hindret i sig som kan vara ett problem för fiskars fria rörlighet. En ny damm skapar en onaturlig miljö, ett lugnvatten där det förr var strömmande vatten. I lugnvatten finns ofta ett annat fisksamhälle än i ett vattendrags strömmande delar. Detta lugnvatten kan i sig utgöra ett hinder för den naturliga rörligheten hos fisk, speciellt i områden där rovfiskarna gädda och gös gynnas (Degerman m.fl. 2013).

Här fokuseras på hur passage förbi fysiska hinder kan anordnas för fiskar, såväl upp- som nedströms. Utrivning av hindret är en möjlighet som inte behandlas här. Längre koncentrade man sig i Sverige på uppströms passage av ål, lax och havsöring. Många fler arter behöver dock vandra och vandringsförmågan skiljer mellan arter, storlekar och även under säsongen (Näslund m.fl. 2013). Vi betonar här att även de sämsta simmarna skall klara att vandra om det behövs för artens eller populationens fortlevnad.

Fiskvägar behövs både för fiskars upp- och nedströmsvandring. I denna rapport fokuseras på att definiera vad som är bästa möjliga teknik så som begreppet används i Miljöbalken. Som utgångspunkt för detta görs en omfattande sammanställning över relevant litteratur.

Material och metoder

Sökning efter litteratur har skett i den Internetbaserade litteraturdatabasen "Web of knowledge". För att få med fler svenska studier har även Information från Sötvattenslaboratoriet och olika rapporter från Länsstyrelser och Fiskeriverket gått igenom. Svenska studier, även så kallad grå litteratur, har prioriterats och medtagits vid sidan av internationella om de ansetts vara av god kvalitet.

Där så är lämpligt i texten nedan har den engelska termen angetts i kursiv. Detta underlättar för dem som vill söka vidare i litteraturen.

För att studera effektiviteten hos fiskvägar finns ett antal begrepp (bland annat Eberstaller m.fl. 1998, Calles m.fl. 2012a):

- *Funktion* är om olika arter använder fiskvägen, kan uttryckas som andel av förekommande arter som nyttjar fiskvägen.
- *Attraktionseffektiviteten* är den andel av vandrande individer som lockas till och finner fiskvägen
- *Passageeffektivitet* är den andel av de fiskar som funnit fiskvägen som passerar hela vägen.
- *Total effektivitet* beaktar både attraktion- och passageeffektivitet, dvs. utgörs av den andel av vandrande fiskar som finner fiskvägen och passerar igenom den.
- *Habitatfunktion* beskriver i vilken utsträckning en naturlig fiskväg fungerar som habitat för strömlevande arter.

Den optimala passagefrämjande åtgärden, som dessutom medför en mångfald av andra positiva effekter på ekosystemet är att riva ut det artificiella hindret (Bednarek 2001). Enligt ett dokument från University of Massachusetts Amherst (<http://phys.org/news/2013-01-fishways-fish.html>) så har inte de fiskvägar som anlagts i Nordöstra USA lett till att ekonomiskt viktiga arter som staksill, majfisk och lax når sina lekområden i tillräcklig numerär. Forskarnas slutsatser är att det är bättre att riva ut dammar än att bygga fiskvägar (även Skov- og Naturstyrelsen 2001, Degerman 2008). Detta behandlas dock inte vidare i detta dokument som fokuserar på bästa möjliga teknik vid befintliga kraftverk och dammar.

Fiskars vandring

Fiskars sim- och hoppförmåga

Vissa arter, och framför allt små individer, har svårt att simma mot stark vattenström. Den kritiska vattenhastigheten, dvs. den vattenhastighet när fiskens simförmåga inte klarar att hålla den kvar i vattenströmmen, är så låg som 0,1–0,2 m/s för de flesta fiskyngel. Nu vandrar i regel inte så små livsstadier några längre sträckor, men vid en kroppslängd (L) av ca 30–70 mm kan flera arter behöva vandra (Baumgartner m.fl. 2010, Näslund m.fl. 2013).

De vattenhastigheter som fiskar förmår att aktivt vandra mot, är viktiga i dessa sammanhang. Om en fiskväg ska fungera för alla stadier och arter bör vattenhastigheten inte överstiga 0,3 m/s utmed botten eller vid sidorna. Detta är i regel svårt att uppnå, men svagsimmande arter klarar inte högre vattenhastigheter om de ska vandra upp oavbrutet längre sträckor (Pavlov 1989). För de sämsta simmarna på 50–70 mm är den kritiska vattenhastigheten 0,3–0,4 m/s.

Man brukar skilja på marschfart (sustained speed), förhöjd fart (prolonged speed) och rusher/maximal fart (burst speed) (Beamish 1978, se även Sandell m.fl. 1994). Marschfart kan fisken upprätthålla under lång tid, man brukar ange minst 200 minuter som gräns för lång tid. Förhöjd fart är en fart som fisken orkar upprätthålla 15–20 s till 200 minuter. För lax och öring är den förhöjda farten ofta 2–4 gånger kroppslängden (2–4 L) per sekund.

Den maximala simhastigheten, en hastighet som bara upprätthålls i maximalt 15–20 s, brukar för lax och öring vara ca 10L, dvs. för en 20 cm öring således 2 m/s. Lekvandrande lax och stor öring kan dock uppnå mycket höga hastigheter (tabell 1).

Tabell 1. Simhastighet (m/s) för vuxen lax och stor öring (Powers m.fl. 1985).

Art	Marschfart	Förhöjd fart	Maximal fart
Lax	1,2	3,6	8
Öring	0,7	1,9	3,8

Bell (1973) anger att förhöjd fart används för passage av svåra områden, medan maximal fart endast används för att fånga födoobjekt eller undslippa att bli uppäten. Fiskvägar bör därför inriktas på marschfart eller den förhöjda farten, dvs. de bör utgöra ett relativt enkelt passerbart objekt. Den maximala farten kan endast utnyttjas vid enstaka hinder. Upprepade hårda rusher ger hög mjölksyrabildning och det tar lång tid för fisk att återhämta sig. Alexandre m.fl. (2013) visade hur iberisk barbel (*Luciobarbus bocagei*) i en bassängtrappa endast använde maximal hastighet när de skulle simma igenom underströmningsluckorna i fiskvägen.

Simförmågan, eller snarare förmågan att hålla hög hastighet under en tid, varierar betydligt mellan arter. Älformade (anguilliforma) arter har generellt

dålig simförmåga. Ål anses ha en maximal simhastighet på ca 2L (DWA 2005), medan motsvarande värden för juvenila Stilla-havsnejonögon (*Lampetra tridentata*) var 2,4L (Dauble m.fl. 2006). De subcarangiforma arterna, dvs. typiskt fiskliknande arterna som lax och gös, simmar snabbare än de ålformade. Typiska bottenlevande arter (t.ex. simpör) simmar sämre än pelagiskt levande arter (se sammanställning i Sandell m.fl. 1994). Till de bästa simmarna bland i Sverige förekommande fiskarter får räknas lax, öring, stäm, id och färna, en mellangrupp utgör sik, gädda, vimma, benlöja och mört och de sämsta utgörs av simpör, siklöja, ruda och braxen.

Generellt minskar simhastigheten hos kallblodiga djur när temperaturen sjunker. Grande (2010) anser, baserat på egna observationer, att vid vattentemperaturer under 6–7 °C så passerar få eller inga laxar tekniska fiskvägar i Norge. Generellt anges att lax har svårt att passera hinder vid temperaturer under 5–7 °C (Jenssen 1999, Gee 1980, Cowx & Welcomme 1998), men exempel finns på att havsöring passerat naturlika fiskvägar vid vattentemperaturer < 2°C (Calles & Greenberg, 2005). I ett kallt klimat så finns det risk att fiskvägar som kräver att fisken hoppar eller simmar med maximal fart inte möjliggör fiskpassage.

De flesta sötvattensfiskar kan hoppa något, medan fiskar som braxen har en begränsad hoppförmåga (Robson m.fl. 2011). Många fiskar klarar att hoppa två–tre gånger sin längd, men de sämsta hopparna klarar bara 5 cm (Ficke m.fl. 2011). Faunapassageudvalget (2004) menar att bara lax och havsöring kan förväntas hoppa av danska sötvattensarter. Detta kanske är något överdrivet, fler fiskar kan hoppa, men det är inget man kan räkna med vid design av fiskvägar.

I försök med små exemplar av amerikansk bäckröding fann Konradieff & Myrick (2006) att individer på 10–15 cm kunde hoppa 4,7 gånger sin längd, större individer klarade 2,9–4 gånger sin längd – förutsatt att vattendjupet nedströms var tillräckligt. Var det grundare än 10 cm kunde inga bäckrödingar hoppa uppströms. För att fisken skall kunna hoppa krävs således ett visst vattendjup nedom hindret, det optimala förhållandet är angivet till att vattendjupet skall vara 1,25 gånger hindrets höjd. En så låg tröskel som 45 cm kan vara opasserbar för laxfiskar om vattendjupet nedströms är för grunt (Ovidio & Philippart 2002). För havsöring och lax finns hopp på 1–2 m belagda, i extremfall upp till 3,7 m för lax (Cowx & Welcomme 1998). Men fiskar undviker att hoppa, det kräver mycket energi och exponerar fisken för predatorer, och försöker istället först och främst att simma uppströms.

Nejonögon kan använda en speciell teknik för uppströmsvandring genom strömmar och forsar. De simmar snabbt, suger sedan fast sig vid en sten och vilar för att sedan simma vidare med maximal hastighet. Denna vandringsstrategi är dåligt anpassad till tekniska fiskvägar där lämpligt substrat att suga fast vid kan saknas. Det är stor skillnad i passagekapacitet mellan det europeiska nejonögearter och Pacific lamprey (de som förekommer i Stilla havet (*Entosphenus/Lampetra tridentatus*) (Keefer m.fl. 2010, Kemp m.fl. 2011), där den senare arten kan passera lodräta passager om de är vattentäckta.

Simpor är extremt känsliga för även små hinder. Vertikala höjdskillnader på 10–20 cm utgör opasserbara hinder (Utzingen m.fl. 1998, Jungwirth m.fl. 1998).

När vandrar fisk?

Som framgår av sammanställningen om fiskars vandringar (Näslund m.fl. 2013) så sker vandringar under en stor del av året, för tillväxt, lek, övervintring, flykt undan dåliga förhållanden (t.ex. hög temperatur) och spridning. Det danska faunapassgeudvalget (2004) konstaterade "Der er altid fisk og smådyr på vandring i vandløbene, så fiskepassagerne bør altid være i drift, både i op- og nedstrøms retning." En fiskväg bör således vara öppen och fungera under hela året (Robson m.fl. 2011). Utvandring av utlekt lax (kelt) har konstaterats i Ätran vid vattentemperaturer på 0,1–1 °C (Olle Calles). I Dammån (Jämtland) har nedströmspassage av utlekt öring skett vid vattentemperaturer under 1 °C (Ingemar Näslund). Detta visar att fiskvägar inte bör stängas, inte ens under vintern.

Lekvandringar är givetvis en viktig del av de migrationer som fiskar företar. Lek sker vid något olika tidpunkter över landet, men kan generaliseras grovt. Laken leker i januari–februari, vid islossningen (mars–maj) leker gädda, i slutet av april nors och asp, flertalet karpfiskar leker i maj, liksom abborre och gös, några av karpfiskarna leker in i juni. Sedan kommer de höstlekande arterna (ofta laxfiskar) från september till november. En art som lax kan börja stiga inför leken redan i maj.

Vandringar för tillväxt sker främst under den varma perioden; mars till augusti. Danska studier visar att ålars uppvandring till sötvatten sker perioden april till oktober, vid vattentemperaturer över 8–9 °C (Pedersen 1999). Här till kommer vandring för övervintring hos de flesta arter, vilket innebär att fiskvandringar sker i stort sett året runt, med mer begränsade rörelser vintertid. Ovidio & Philippart (2002) som arbetade i floden Meuse med bland annat öring, harr och gädda fann att fisken företog många vandringar utanför sin lektid.

Alla fiskarter vandrar i någon skala. Robson m.fl. (2011) betonar att även grupper som karpfisk (cyprinider, t.ex. mört), abborrfiskar (percider) och gädda uppvisar vandringsbeteenden, vilket även påvisats i svenska studier (Calles & Greenberg, 2007). Detta visas tydligt av de fiskar som vandrar i floden Dunajec i Polen. Här har 17 arter påvisats använda fiskvägen (bassängtrappa), bland dessa främst benlöja, mört, abborre, braxen men även asp, färna, mal, ål, gös, gädda, björkna, regnbåge och öring (Epler m.fl. 2004). Många av fiskarna använde fiskvägen utanför sin lektid, dvs. för andra förflyttningar. Liknande observationer från en fiskväg i floden Elbe (Tjeckien) har rapporterats av Prchalova m.fl. (2006). Bland de 19 arterna som använde fiskvägen var arter som gös, gers, benlöja, id, sarv, björkna med flera. De flesta fiskarter vandrar således och använder fiskvägar (Näslund m.fl. 2013).

Vandring styrs ofta av vattenflödet och vattentemperaturen. Det kan finnas vissa kritiska temperaturer för att lekvandring skall starta (Acolas m.fl. 2006). DWA (2010) anger dessa temperaturer till 5 °C för flodnejonöga, 7 °C för id, 11 °C för braxen och abborre och 13 °C för färna. Likaså kan temperaturen begränsa vandringar. Lax har, som nämnts, svårt att passera hinder vid

temperaturer under 5–7 °C (Jenssen 1999, Johlander 1999, Gee 1980, Grande 2010). Andelen laxar som misslyckades med uppströmsvandring i Penobscot River (Maine, USA) ökade också drastiskt vid temperaturer över 22 °C (Holbrook m.fl. 2009). Att laxar på uppströmsvandring kan hindras och till och med omkomma av höga vattentemperaturer visar undersökningar i den franska floden Allier (Baisez m.fl. 2011).

Ser man till laxfiskars lekvandringar uppströms så kan vandring ske både dag och natt, men kulminerar i dagsljus och ofta vid skymning/gryning (Jonsson 1991, Gudjonsson m.fl. 1999, Washington Department of Fish and Wildlife 2000a). Hinder passeras av flertalet arter medan det finns dagsljus, eftersom synen sannolikt är viktig vid svåra passager (Stuart 1962). Undantag finns dock som havsöring i floden Grenlaekur på Island som migrerade nattetid, medan strömlevande öring i samma system migrerade hela dygnet (Gudjonsson m.fl. 1999). Johlander (1999) redovisade uppvandringen av lax och havsöring i fiskvägen förbi Lilla Edets kraftstation i Göta älv. I stort sett ingen passage skedde nattetid. Gowans m.fl. (1999a) rapporterade hur laxar som kom in i en fiskväg slutade vandra på natten och fortsatte uppströms påföljande dag. I Emån noterades att aktiviteten i två naturlika fiskvägar var störst i dagsljus för abborre, mört, sutare och öring, men att lake och färna främst registrerades i mörker (Calles & Greenberg, 2007).

I en tjeckisk fiskväg var det ett tydligt mönster med vandringar av 19 olika arter dagtid under våren (vid lekvandring), medan vandringen försköts mot gryning och skymning under sommaren. Vissa arter fördrog att vandra på natten och det är därför svårt att ge generella riktlinjer på grund av skillnader mellan arter och under säsongen (Prchalova m.fl. 2006). Till arter som vandrar nattetid kan räknas havsnejonöga (Almeida m.fl. 2002) samt ål.

Vattenföringen är naturligtvis en viktig faktor för uppströms vandring. Vandringarna underlättas vid högre vattenstånd som samtidigt gör att rovdjur får svårare att komma åt de vandrande fiskarna. Vandringen kan initieras av en stigande vattenföring, speciellt efter en längre lågvattenperiod (Smith m.fl. 1994), men vid för höga flöden upphör fiskvandringen (Robson m.fl. 2011). För flera arter kan således en ökad vattenföring initiera vandring även om fisken då rör sig långsammare uppströms än den gör vid lägre vattenhastigheter (Almeida m.fl. 2002). Behovet av en ökad vattenföring för att initiera uppströms vandring av lax är större i mindre vattendrag (Thorstad m.fl. 2008). I de stora vattendragen finns i regel ett tillräckligt flöde för att initiera vandring. Vad gränsen går mellan stora och små vattendrag anges inte, men som små vattendrag anges ett intervall på 7–25 m³/s.

Sammanfattning och slutsatser

I rapporten om fiskars vandringar (Näslund m.fl. 2013) redovisas mer utgörligt om fiskars vandringar och vandringsbehov. Vandringar sker under en stor del av året, för tillväxt, lek, övervintring, flykt undan dåliga förhållanden (t.ex. hög temperatur) och spridning. Utlekt laxfisk vandrar till och med vid vattentemperaturer under 1 °C. Alla fiskarter vandrar och behöver vandra, men förmåga att simma mot kraftig ström eller hoppa är begränsad till ett fåtal arter och vuxna fiskar. Dessutom är det tydliga skillnader när på året och när på dygnet olika arter föredrar att vandra.

Detta innebär att väl fungerande passager för fisk bör föra vatten under en stor del av året, helst hela året, minst 10–11 månader beroende på klimat, såvida inte fiskvägen är inriktad på en enskild art med väl kända behov. Dessutom gör den stora variationen i fiskars simförmåga att väl fungerande passager måste anpassas för de förekommande arternas behov.

Nedströmspassage

Bakgrund

Fiskars svårigheter vid nedströmspassage av vattenkraftverk är ett problem som sedan länge har varit känt och välstuderat i Sverige (Montén 1985), men först nyligen har utvecklingsarbetet med åtgärder påbörjats (Calles m.fl. In press-b). I andra länder har arbetet pågått en längre tid och många exempel på lösningar finns, även om de ofta återfinns i så kallad grå litteratur och det är vanligt att detaljerade åtgärdsbeskrivningar av utformning och vetenskaplig utvärdering saknas. I och med att arbetet med åtgärder för förbättrad nedströmspassage intensifierats i Sverige har behovet av att sammanställa det nationella och internationella kunskapsläget ökat.

Tillvägagångssättet för att förbättra möjligheterna till skadefri nedströmspassage vid vattenkraftverk kan huvudsakligen bestå i att antingen minska skadefrekvensen vid turbinpassage eller att leda fisken förbi kraftverket. Det finns exempel på nya turbiner som orsakar mindre skada på passerande fisk än de konventionella turbiner som vanligen används. En installation av sådana turbiner är ytterst kostsamt och kräver ofta en total ombyggnation av kraftverket, vilket innebär att de sannolikt endast kommer att komma i fråga vid nya anläggningar. Dessutom är de långsiktiga effekterna av passage genom sådana turbiner inte kända och det är tveksamt om det är förenligt med försiktighetsprincipen att rekommendera sådana lösningar. Detta belyses närmare i avsnittet om skador på fisk i samband med kraftverkspassage.

I svenska vattendrag finns ett stort antal befintliga anläggningar i behov av åtgärder för förbättrad nedströmspassage och därför är fokus för denna rapport att utreda vilka åtgärder som är bäst för befintliga kraftverk. Med bäst åtgärd avses lösningar som förväntas ha en rehabiliterande effekt på alla förekommande nedströmsvandrande arter och livsstadier och att dessa åtgärder ska vara genomförbara på många olika platser.

Tillvägagångssättet för lyckade åtgärder för förbättrad nedströmspassage vid vattenkraftverk kan beskrivas i tre steg (Calles m.fl. 2012c), där åtgärden skall:

1. Fysiskt eller beteendemässigt hindra fisken från att simma in längs den passage som är förenad med skaderisk, t.ex. turbinintaget, utan att skada dem.
2. Koncentrera fisken till en plats, t.ex. intagskanalens ena sida eller till vattenytan.
3. Locka, leda eller tvinga in fisken i en flyktöppning som leder till en uppsamlingsstation eller via en förbipassage tillbaka till vattendraget nedströms kraftverket.

Olika tekniker för att åstadkomma dessa tre moment beskrivs nedan under rubrikerna ”Styrning av fisk” och ”Utformning av passage”, eftersom de två systemens funktion i allra flesta fall inte är direkt beroende av varandra.

Skador på fisk i samband med kraftverkspassage

Bakgrund

Efter en genomgång av relevant litteratur försöker vi i de följande avsnitten att sammanfatta den kunskap och erfarenhet som finns rörande effekter av turbinpassage på nedströmsvandrande fisk, med viss fokus på ål. Inledningsvis är det viktigt att påpeka att skador på fisk i samband med kraftverkspassage på intet sätt begränsar sig till slag från själva turbinbladen, utan det finns också andra skadeorsaker som är minst lika viktiga eller till och med mer avgörande.

Några av de refererade uppsatserna berör även passage av fisk genom trånga kanaler som i en kylkondensor etc., dvs. kanske inte direkt relaterat till vattenkraftverk, men problematiken kan ändå vara relevant i detta sammanhang och berörs nedan. Cada (1990) har som flera andra författare (t.ex. Coutant & Whitney 2000) delat in kraftverksrelaterade skador i följande kategorier:

- Mekaniska
- Tryckfallsrelaterade
- Kavitation (mycket lokala tryckfall)
- Skjuvning (eng. *shear*)
- Skrapskador (eng. *abrasion*)
- Malning
- Turbulens

I vilken utsträckning dessa faktorer ger skador beror av vattenintagets design, ledgrindar och rensmaskiner, fallhöjder, typ av turbin och flera andra faktorer. Vi har inte gjort någon genomgång av olika turbintyper, men de som berörs närmare är Kaplanturbin, Francis-turbiner, MGR-turbin och Peltonturbin. Grovt sett kan Francis- och Kaplanturbinerna, som gemensamt kallas reaktionsturbiner, liknas vid propellrar som sitter i vattenströmmen. Skillnaderna är att bland annat att den senare har färre propellerblad (skovlar). De används främst vid lägre fallhöjder. MGR (minimum gap runner) är en modern typ av turbiner som ibland kallas "fish friendly" och är en utveckling av Kaplanturbinen. Peltonturbinen påminner mer om ett vattenhjul där vattnet i en stråle sprutar på skovlarna. Denna typ kallas impulsturbiner och medger inte att fisk passerar levande.

Flera forskare återkommer till aspekter som fördröjd dödlighet och indirekta, men negativa effekter på fiskens hälsa (Coutant & Whitney 2000, Ferguson m.fl. 2006, Acou m.fl. 2008). Det är effekter som ofta förbises, men som kan vara nog så viktiga för den totala skadebilden.

Även om skadefrekvensen i respektive kategori enligt ovan inte är så hög per passage, varnar flera forskare för synergistiska såväl som de kumulativa effekterna vid passage av flera vattenkraftverk (Cada 1990, Coutant & Whitney 2000). Även subletala effekter från en uppströmsliggande damm och kraftverk kan adderas till effekten från nästa kraftverk. Coutant & Whitney (2000)

exemplifierar detta med gasbubblor/gasövermättnad från ett kraftverk som stressar fisken inför passage av nästkommande damm.

I det följande försöker vi beskriva och exemplifiera skaderiskerna som är förknippade med fiskars passage av vattenkraftverk. I görligaste mån försöker vi följa ovanstående kategorisering. En stor del av den litteratur som behandlar kraftverksrelaterad dödlighet rör olika arter av StillaHavslax, och mera specifikt utvandrande smolt av dessa arter i Columbiaflodens avrinningsområde i västra USA.

Skadeorsaker

Mekaniska skador

Kortfattat löper en lång fisk som skall passera en liten turbin med högt varvtal störst risk att träffas av skovelbladen. För små fiskar är risken att träffas av ett roterande turbinblad betydligt mindre än för större, längre fiskar. I en stor, långsamt roterande turbin av propellertyp, dvs. i en Kaplanturbin är risken för skador från skovelblad betydligt lägre. Montén (1988) har nämnt att en liten roddbåt lär ha passerat genom de stora Kaplanturbinerna vid Vargön, Göta älv, utan större skador. Det antyder storleken på de största turbinerna.

Beroende på turbintyp finns det även kringanordningar som ledskenor och ledskovlar som styr vattnet optimalt mot själva turbinens skovelhjul (löphjul). Dessa anordningar kan innebära trånga passager och öka risken för närkontakt. Belastningen, alltså hur hårt man utnyttjar turbinens kapacitet, avgör också hur skovelhjul och ledapparaten vinklas. Det kan i praktiken innebära att vid låg last minskar den öppna arean för fiskpassage och skadefrekvensen ökar.

Ingen turbin är fisksäker, men en stor Kaplanturbin som går optimalt på full last ger mindre skador än andra typer och förhållanden. Överlevnaden följer effektivitetskurvan hos en Kaplanturbin, dvs. ju effektivare körning desto större fisköverlevnad (Coutant & Whitney 2000). Francisturbiner anses ofta ge upphov till högre frekvens skador än Kaplanturbiner, men även här finns variationer. Peltonturbiner torde ge 100 % dödlighet (Cada 2001).

När det gäller just mekaniska skador som slag av turbinbladen så finns det många studier som analyserat den relativa betydelsen av parametrar som turbintyp, antal blad, dimensioner, belastning, fallhöjd etc. Det finns flera matematiska modeller som beskriver och används för att uppskatta risken för skador vid passage av olika stora fiskar genom olika typer av turbiner och det vid olika drift (Montén 1985, Ferguson m.fl. 2008, Muir m.fl. 2001, se Leonardsson 2012;

http://www.elforsk.se/Programomraden/Vattenkraft/Rapporter/?rid=12_36 för en färsk översikt). De flesta modeller bygger på von Rabens arbeten från 1950-talet (von Raben 1958). Dödlighet i Kaplanturbiner är generellt lättare att modellera än Francisturbiner.

Fiskar är emellertid inte några ideala, neutrala kroppar vars passage genom en turbin enkelt kan modelleras. Olika arter och storlekar har olika form, beteende och position i vattnet.

Cada (1997) sammanfattar att risken för att träffas av turbinbladen eller att klämmas i trånga utrymmen är mindre när:

- Antal turbinblad är lågt
- Varvtalet är lågt
- Det är stora utrymmen och mellanrum i turbinen som fisken kan och hinner passera genom
- Eggarna på turbinbladen är avrundade och rundade (dvs. inte vassa)
- När fisken kommer in nära navet på turbinen (se dock nedan)
- Mellanrummen på kritiska ställen, som mellan turbinbladens spetsar och turbinrörsväggen är så små att fiskar inte kan komma in där och skadas

Man har gjort försök med "extended screens" i övre tredjedelen av djupa turbinintag med syfte att leda nedvandrande fisk mot mer säkra passager och partier av turbinerna. Effekten är tveksam då en sådan installation även kan öka vattenhastigheten med resultat att fisken istället för att ledas till en mer säker passage hamnar i periferin av turbinen med ökad risk för slag och tryckfall (Mathur m.fl. 2000).

Tryckfallsrelaterade skador

Trycket i en vattenkraftsturbin och därmed på en fisk ökar precis innan passagen av själva turbinbladen, men minskar sedan mycket snabbt direkt efter, på baksidan av turbinbladen. Det är en mycket snabb tryckminskning som beroende på vilken art som utsätts och från vilket uppströms djup den kommer ifrån, kan förorsaka stora skador, som bl.a. spräckt simblåsa. Fiskarter utan öppen kontakt mellan simblåsa och svalget (fysoklister) har ingen chans att hinna "tryckutjämna" och drabbas därmed hårdare än arter som har en sådan förbindelse (fysostomer). Abborre är en art utan förbindelse mellan simblåsa och svalg, medan ål och laxfisk har en sådan förbindelse. Så, att som abborre sugas in i en kraftverksturbin från stora djup uppströms är värre än för en laxsmolt (som dessutom går ytligt). Cada (1990) beskriver att hos en 10 cm abborre brast simblåsan redan vid en sänkning till 60 % av det tryck där fisken hade acklimatiserats. Som en effekt av tryckfallet kan även gasövermättnad uppstå. En intressant praktisk aspekt är att en fisk med inopererat radio- eller akustiskt märke kan sakna utrymme för att expandera sin simblåsa då bukhålan så att säga redan är fylld av märket. Därmed ökar risken för en märkt fisk att spränga simblåsan.

Även om fysoklister normalt har större problem än fysostoma fiskar, så bör det påpekas att de förra ofta har en kommunikation mellan simblåsa och svalg när de är riktigt små yngel. Då ägg och yngel inte har någon simblåsa påverkas de inte så mycket av tryckförändringar.

Tryckförändringar i kombination med mekanisk stress som i trånga kylkondensatorrör gav låg dödlighet hos några amerikanska fiskarter som bluegills, largemouth bass och hos mal. Nykläckta karp yngel visade dock på en förhöjd dödlighet och test av inverkan av tryckförändringar gav låg eller obefintlig dödlighet hos sik-, karp- och regnbågsyngel (Cada 1990).

Låga fallhöjder ger i allmänhet lägre skadefrekvens vid passage av fisk. Flera författare lyfter fram riskerna för tryckfallsrelaterade skador när fisk tas in från djupt vatten och sedan utsätts för ett snabbt tryckfall direkt nedströms turbinen. Redan vid 40 % tryckminskning uppstår skador (Cada 1990). Ytintag är därmed bättre för fisken ur det hänseendet.

Luftning precis nedströms turbinbladen kan minska risken för stora tryckfall (Cada 1997).

Ferguson m.fl. (2006) menar att hög last i en Kaplan-turbin, i och för sig medför stora tryckskillnader, men i övrigt är bättre än vid drift som avviker mer eller mindre från det tekniskt optimala vid "peak performance".

Deng m.fl. (2012) har testat hur olika typer av (akustiska) fiskmärken påverkar riskerna för skador vid turbinpassage. Yttre märken kan störa såväl fisken självt (skinnet, irritation etc.), som hur den förs av strömmen genom turbinen. Inre märken kan på flera sätt störa simblåsans funktion, både genom att märket fysiskt tar upp plats i kroppshålan och genom att fisken måste kompensera för den extra tyngd märket medför. De kompenserar då genom att fylla simblåsan mer än normalt och det ökar risken för att simblåsan spricker i det tryckfall som en turbinpassage normalt innebär.

Kavitation

Kavitation är ett mycket lokalt tryckfallsfenomen på nedströmssidan av turbinbladen där vid lågt tryck uppkomna ångbubblor vid något högre tryck imploderar med mycket stor kraft. Imploderande gasblåsor kan ge starka chockvågor som kan döda Stilla-havslax, eller ge blödningar i ögon och gälar. Kavitation är ett mycket lokalt fenomen där fisken måste vara nära turbinbladen för att skadas (Cada 1990). Risken för kavitation är relaterad till höjdskillnaden mellan turbinen och utloppets vattennivå. Då kavitation inte bara skadar fisk utan även turbinblad är det en situation och ett driftläge man normalt försöker undvika så långt det är möjligt.

Skjuvning

Skjuvning är när en fisk utsätts för olika parallella krafter i olika delar av kroppen i samband med att den exempelvis passerar två mycket olika snabba och starka vattenströmmar. Nationalencyklopedin säger att "skjuvning är en relativ förskjutning mellan två parallella, närliggande ytor". I trånga passager, nära turbinrörsväggar och turbinblad kan en fisks olika delar utsättas för mycket olika strömhastigheter och riktning. Fiskar som utsätts för skjuvkrafter kan exempelvis gå av. För små fiskar är risken för skjuvskador mindre än för större fiskar. Tester med 7 mm karpynge i kondensorrör gav upphov till mindre än 5 % dödlighet (Cada 1990).

Skjuvskador kan uppstå, inte bara intill turbinväggar, utan också där fisk utsätts för lokalt mycket olika kraftiga vattenströmmar. De skador som uppstår är bl.a. "slöhet" (lethargy) samt ögon- och gällocksskador. Riktiga fiskar fick värre skador än vad en fiskliknande sensorkropp fick och det var övergången från långsamt flöde till snabbt, dvs. en acceleration som gav de värsta skadorna (Richmond m.fl. 2009).

Skrapskador (abrasion)

I trånga passager, längs med rörväggar och i kraftigt turbulenta passager kan fisk helt enkelt få allvarliga skrapskador. Skrovliga material, och vassa kanter ökar risken för skrapskador.

Malning

Malningsskador uppstår när fisk hamnar i trånga utrymmen som mellan de roterande turbinbladens spetsar och omgivande rörinslutning.

Skadefrekvensen är således kopplad till både fiskens storlek och måtten på sådana trånga passager. En perfekt passform med minimala avstånd mellan turbinbladens spetsar och turbinhusets vägg minskar risken för malning (Cada 1997).

Turbulens

Turbulens medför bl.a. att fisken inte kan manövrera optimalt vid passage av turbiner och sugröret på nedströmssidan. När de sedan kommer i kontakt med tänkbara predatorer är de sannolikt omtumlade och ur stånd att reagera optimalt på predatorangrepp. Skador på känselorgan som sidolinjen och balanssinnet kan ta förhållandevis lång tid att "läka". Man kan se dessa skador som indirekta och fördröjda, men kan vara nog så allvarliga (Ferguson m.fl. 2006).

Gasövermättnad

Gasövermättnad, dvs. när vattnet innehåller mer gas än vad det stabilt kan hålla vid normala vattendjup och vid atmosfärstryck, är ett fenomen som kan uppträda på nedströmssidan av själva turbinen. Från amerikanska studier framstår det dock som om gasövermättnad är ett större problem i samband med stort spill från hög höjd. Samtidigt som man i västra USA spiller mycket vatten för att ge havsvandrande smolt en möjlighet att vandra vid sidan om turbinerna, ökar risken för att blanda in mera luft under tryck i vattnet nedströms.

Gasövermättnad kan sedan ge symptom av dykarsjukekaraktär hos fisken, med gasbubblor i hud, sidolinje, ögon, fenvävnad och på gälar. Även uppströms vandrande fisk, t.ex. lekvandrande laxfiskar kan drabbas av gasblåsesjuka nedströms höga spill. Eventuella problem runt gasövermättnad tycks inte vara ett stort problem hos oss, eller åtminstone inte ett problem som är väl känt och diskuteras. Problemen tycks öka vid riktigt höga (>30 m) spill och fallhöjder som kanske inte är så vanliga i vårt land.

Backman m.fl. (2002) har studerat problematiken runt gasövermättnad. I deras fall har det rört sig om vuxen uppströmsvandrande laxfisk som chinook salmon, sockeye och steelhead. De menar att problem uppstår först vid TDGS (total dissolved gas supersaturation) över 125 %, och att de olika arterna var olika känsliga. Stora spill, ibland med syfte att underlätta för nedvandrande fisk, ger upphov till gasövermättnad nedströms. Juvenil fisk påverkas inte i samma utsträckning som vuxen fisk. Författarna argumenterar för att dagens gränsvärde för TDGS (i USA) är för lågt satt då det är först vid 123 % som skador börjar uppträda.

Även Brown m.fl. (2012) diskuterar gasövermättnad och gasblåsesjuka i samband med kraftverkspassage nedströms. I deras fall rör det tryckförändringar inne i turbinen, med en tryckhöjning precis innan turbinen och en mycket snabb sänkning precis bakom, dvs. nedströms turbinbladen. Effekten kan bli en sprucken simblåsa, utstående ögon och gasbubblor, t.ex. i fenorna. De påpekar att fysoklister, dvs. fiskar utan förbindelse mellan simblåsa och svalg har svårare än fysostomer att klara av tryckfall. Barotaruma är det begrepp som används i litteraturen för tryckrelaterade skador, och det pågår ett arbete med att ta fram och bygga turbiner där undertryck aldrig uppkommer trots fallhöjder runt 30 m.

Muir m.fl. (2001) tar också upp problematik runt gasövermättnad (kvävgas) i samband med spill, något som de försöker minska med hjälp av ”flödesavledare” (flow deflectors). Det verkar dock som om dessa flödesavledare gör mer skada än gasövermättnaden i sig. De beskriver också hur man minskat predationen på de fiskar som passerat nedströms genom att minska beståndet av en predatorisk fiskart samt stängt ute fiskande fågel med hjälp av linor (Muir m.fl. 2001).

Övriga skadeorsaker

Utöver de skadekategorier som bl.a. Cada (1990) listar bör nämnas de skador och den dödlighet som kan uppstå på intagsgaller (fingrindar). Beroende på gallervinkel, gallervidd (spaltvidd) och strömhastighet kan ”sweeping velocity” längs med gallret vara lågt och fiskar sugas då fast på gallren i stället för att kunna orientera längs med gallret. På många kraftverk rensas intagsgallren automatiskt när gallren satts igen. De automatiserade ”krattor” som samlar ihop det som fastnat på gallren, inkl. fisk, är sannolikt inte speciellt skonsamma mot fisk och ofta förs sedan rensmassorna via ett rörligt band till en container eller dumpas mot hårda material. I dessa sammanhang är det kanske ålen som uppmärksammas mest (Russon m.fl. 2010). Ålen vandrar ofta nedströms vid stora flöden vår och höst, när det kan vara hög belastning av ”skräp” i vattnet.

Skadefrekvens

Det finns många studier där man försökt uppskatta dödligheten hos olika fiskarter vid passage av vattenkraftverk. De flesta studier avser laxfisk, och i många fall tar man inte den eventuella fördröjda dödligheten (delayed mortality) i beaktande. Det beror till stor del på svårigheter att skilja döda och skadade fiskar som driver nedströms från sådana som helskinnade simmar nedströms (Stier & Kynard 1986). En studie med smolt av atlantlax i östra USA visade på 11,8 respektive 13,7 % dödlighet vid passage av en Kaplan-turbin med låg fallhöjd. Det var då ren dödlighet i samband med turbinpassagen. Författarna refererar till andra undersökningar där den fördröjda dödligheten låg på ytterligare 5–12 % (Stier & Kynard 1986).

Överlevnaden i en Peltonturbin torde vara 0 %, medan överlevnaden för laxfisksmolt i stora Kaplan- och Francisturbiner är ca 88 %, allt enligt Cada (2001). Målet i det fallet var dock 98 %. Han påpekar emellertid att dödligheten för lekvandrande eller utlekt stor fisk som går via turbinerna givetvis är helt annorlunda.

Många forskare redovisar försök där man släppt fisk genom turbiner för att på så sätt undersöka hur skadebilden ser ut. I sådana försök har man applicerat korkar eller ballonger på fiskarna (Bartel m.fl. 2001 respektive Cada 2001). I vissa undersökningar har man istället använt sig av fiskliknande instrument (”sensor fish”) som mäter bl.a. acceleration (Richmond m.fl. 2009).

Bartel m.fl. (2001) försåg regnbågssmolt med korkar innan de släpptes genom förhållandevis små Francisturbiner. Fallhöjderna var i storleksordningen 5 m, med som mest 38 m. Beroende på varvtal och fallhöjd varierade dödligheten mellan 0 och 60 %. Cada (2001) diskuterar bl.a. rekommendationen att köra en Kaplan-turbin inom 1 % från optimum (”peak performance”) som mest för att minimera skador på passerande fisk. Han

anser att det är tveksamt om regeln gäller, åtminstone kanske inte så precist 1 %. Intervallet är kanske vidare än så. Eventuellt har man en något högre överlevnad när Kaplan går under sin peak, "at lower end of its capacity" (Mathur m.fl. 2000).

Cada (2001) resonerar även runt olika typer av Kaplanturbiner och var fisken normalt passerar själva löphjulet när de kommer in från olika djup uppströms, nära navet eller längre ut mot bladspetsarna. I en s.k. MGR-turbin (Minimum Gap Runner, http://voith.com/en/Voith_Eco_friendly_turbine_design.pdf) minskar risken att fisken kläms i springor mellan turbinens blad och själva navet.

Deng m.fl. (2011) har med hjälp av såväl stokastiska som deterministiska modeller jämfört dödligheten i gamla respektive nya, modifierade turbiner. De fann inte några signifikanta skillnader mellan turbintyperna. De fann att det är viktigt hur fisken är orienterad när de kommer in i turbinen och att passage vid navet eller nära bladspetsarna är sämst. En sensorfisk gav lite olika resultat jämfört med en riktig fisk, beroende på att den förra är en rigid kropp, som inte är följsam som en levande fisk.

En uppsats av Cooke m.fl. (2011) listar de amerikanska kriterier som gäller för "VLH" (turbiner med låg fallhöjd) och för "fish friendly turbines". Det handlar då om fallhöjd, hastighet i löphjulets periferi, minsta acceptabla tryck, tryckfall och mellanrum mellan bladspetsar och turbinens vägg. De trycker också på att subletala och andra indirekta effekter på fisk inte beaktas tillräckligt. Det gäller nämligen att skilja på omedelbara och långsiktiga skador, och de har flera konstruktiva förslag på hur man skattar och mäter olika typer av skador.

Cada m.fl. (2007) observerade att fiskar som kommer in ytligt, dvs. nära taket i en tilloppstub tycks hamna nära navet på turbinen, där dödligheten normalt är högre än något längre ut längs bladen. De menar också att det blir kraftiga förändringar i vattenhastighet precis innan (uppströms) turbinbladen och stark virvelbildning direkt efter (nedströms), fenomen som ökar skaderiskerna genom skjuv- och skrapskador. De förklarar också att vid höga flöden står bladen på en Kaplanturbin i 43 graders vinkel mot inkommande vatten, dvs. att den öppna arean att passera då är som störst och skaderiskerna som lägst. Generellt tycks stora Kaplanturbiner ge förhållandevis lite skador på laxfisksmolt som är vad de flesta undersökningar gäller. Cada m.fl. (2007) menar att dödlighet orsakad av skjuv är mindre än 2 % i stora Kaplanturbiner, men inkluderar man exempelvis slagskador ligger dödligheten mellan 1–12 %.

I en uppsats från 1991 sammanfattar Cada (1991) att bl.a. följande är viktiga faktorer för fiskskador:

- Intagsdjupet
- Att trycket kan sjunka till 80 kPa strax efter turbinen
- Att tryckförändringarna är mycket korta, snabba förlopp, där exempelvis tryckfallet är över på mindre än en sekund
- Tryckfallet är värre än en tryckökning
- Simblåsor kan sprängas, så det är bättre att vara utan simblåsa
- Dödlighet på grund av tryckökning är ofta väldigt låg eller obefintlig

- Kavitation är ett allvarligt, men mycket lokalt problem som dessutom är ofördelaktigt för operatören
- Dödligheten är mycket storleksberoende, så för fiskägg och -larver är den lägre än 2 %
- För 4 cm fiskar är dödligheten mindre än 5 %
- Små föremål som ägg och larver utsätts inte för så stora hastighetsskillnader över sin kropp som en större fisk.

Ålspecifika problem

Ål är långa och svaga simmare. Det gör att de har stora svårigheter att ta sig förbi kraftverk och dammar. Av den ål som passerade Francisturbiner försedda med 10 mm fingrindar i Gudenån i Danmark nådde bara 23 % mynningsområdet. Merparten, 22 av 38, ålar försvann i samband med passagen av kraftverket vid Tange, varav en del sannolikt hade fastnat på gallren (Pedersen m.fl. 2012). Om man summerar den dödlighet som sedan kan tillkomma i estuariet kan så få som 10 % nå öppna havet.

I kallt vatten ökar insug och dödlighet i kraftverk (Coutant & Whitney 2000). Ålar som vandrar sen höst och vår vid låga vattentemperaturer kan antas ha ett förändrat beteende och en försämrad reaktionshastighet som torde öka risken för dödlighet i samband med passage av vattenkraftverk.

Winter m.fl. (2006) har använt ett slags PIT-tagsystem (Nedap) för att spåra ål i floden Meuse (Nederländerna). Totalt nådde 37 % havet och dödligheten kopplad till de två kraftverk som var aktuella var 9 %. Fler ålar gick över regleringsdammen än genom turbinerna. När de inkluderar den fördröjda dödligheten uppgår den samlade kraftverksdödligheten (dvs. efter passage av två kraftverk) till 16–26 %.

Ett återkommande resultat från studier av ålars nedströmspassage av vattenkraftverk är att upp till 10 % av märkta ålar inte vandrar som förväntat, utan stannar upp eller kanske vandrar uppströms. Calles m.fl. (2010) redovisade 8 % som inte vandrade, åtminstone inte under den tid försöken pågick. Andra studier har gett återfångster (egentligen detekterad passage av märkta ålar) upp till tre år efter utsättning (Winter m.fl. 2006).

Verbiest m.fl. (2012) visar att ålar tvekar både mycket och länge inför turbiner. Denna tvekan medför att många ålar inte alls vandrar (inom försöksperioden) och/eller att förseningen medför sämre kondition och "fitness". Deras studie visar att så många som 58 % inte vandrade som förväntat, något som noga måste beaktas när man planerar försök och när man räknar på återfångster och kraftverksrelaterad dödlighet.

Från den studie som redovisas i Winter m.fl. (2006) framgår att märkta ålar var mindre aktiva än kontroldjuren. Deras studie i floden Meuse komplicerades genom att det tillkom omärkta ålar mellan utsläppsplatsen och de kraftverk de märkta ålarna var tvungna att passera.

Calles m.fl. (2010b) redovisar i en studie från Ätrafors kraftverk att 60 % av ålarna som passerade turbinerna (twin-Francis) dog. Om man lägger till dödlighet på intagsgallren, så blir den totala dödligheten 74 % vid passage av kraftverket. Dödligheten var lägre vid lägre belastning av dessa Francis-turbiner. Främst ålar av större storlek fastnade på gallren vilket innebär en storleksberoende total mortalitet som missgynnar de största, sannolikt mest

lämpade lekvandrarna. Fastsugning och dödlighet på intagsgallren förekommer vid vattenhastigheter över 0,5 m per sekund. Samma författare nämner att i en Kaplan-turbin längre nedströms, så var dödligheten 30 %.

I den holländska floden Meuse var den sammanlagda dödligheten vid passage av två kraftverk 14–23 %. Studien beaktade inte en eventuellt fördröjd dödlighet. De påpekar att vid olika flöden förändras proportionen spill i förhållande till det vatten som går igenom turbinerna. Därmed väljer och tvekar ålarna olika vid olika flöden. Vid små flöden går merparten av såväl vatten som ålar genom turbinerna. Turbindödligheten i sig minskade med ökat flöde i de Kaplanturbiner studien omfattade (Jansen m.fl. 2007).

I en fransk reservoar vandrade 91 % av all blankål nedströms när dammen var full och flödade över. Endast 12 %, av de som vandrade, valde att gå genom ett rör som gick genom dammvallen (Acou m.fl. 2008). Författarna talar om en ”dammeffekt”, dvs. när en reglering försenar det naturliga flödet och därmed ålens vandring mot lekområdet. I detta fall försenades utvandringen med flera månader jämfört med den för området naturliga tidsperioden. Därmed riskerar ålarna att missa det ”environmental window” som initierar och styr vandringen och därmed komma ur fas i sin utveckling mot ett mera marint liv under sin lekvandring. I det specifika fallet tillkom genom fördröjningen i reservoaren en förgiftning av ålarna från blågröna alger.

Det har gjorts försök att optimera tappningen genom ett antal turbiner vid ett kraftverk, med syfte att hitta en fiskvänlig strategi samtidigt som man tar vara på flödet. De teoretiska beräkningar som Becker m.fl. (2009) gjort, gav dock högst varierande utfall. Behrman-Godel & Eckman (2003) redovisade en liten spårningsstudie av ål i tyska Mosel. Även här stannade många av de märkta ålarna i dagar och veckor innan de började migrera nedströms. Några gick uppströms varav en bara försvann. De refererar till andras forskning och menar att dödligheten per kraftverkspassage kan variera mellan 20 och 90 %. Författarna beskriver ett ”circling behaviour” i ”forebay”, dvs. ålar som simmar uppströms efter kontakt med turbinintaget och sedan kommer åter i sitt letande efter alternativa utvägar i området ovan turbinintagen. De föreslår att man installerar någon slags struktur längs botten (”bottom galleries”) som leder ålarna till en punkt där de sedan kan fångas för transport nedströms.

Fördröjd och ackumulerad mortalitet

Fördröjd dödlighet (delayed mortality), dvs. dödlighet som syns och uppträder efter en tid eller nedströms närområdet efter ett kraftverk, kan bero på en ökad predation från fågel och fisk på omtumlade och lätt skadade fiskar som gått genom turbiner eller spill (Coutant & Whitney 2000). Det kan också vara så att fisken till synes klarat sig väl och lever men har allvarliga skador på inre organ och på ryggraden. Denna fördröjda mortalitet är dåligt känd och sällan rapporterad (se Stier & Kynard 1986).

Flera författare menar att de sökbeteenden och den tvekan många fiskarter inklusive ål visar inför dammar och kraftverk innebär såväl försening som energiförluster (Calles m.fl. 2010b). Bland annat Cada (1997) och Acou m.fl. (2008) varnar för indirekta effekter av dammar och reglering i kombination med den tvekan inför hinder som många arter visar. Som nämnts ovan kan en

försenad nedvandring kan göra att fisken ifråga missar det ”environmental window” som arten kräver för att vandring skall ske.

Flera forskare lyfter också fram det faktum att även om skadefrekvensen vid passage av ett kraftverk kanske inte är så stor, så blir den ackumulerade dödligheten efter passage av flera kraftverk mer eller mindre stor beroende på antal passager. Vid 30 % samlad mortalitet per kraftverkspassage återstår mindre än 25 % av det ursprungliga antalet fiskar när de passerat fyra kraftverk och vid högre dödlighet avtar de överlevande mycket snabbt. Vid så hög dödlighet som 70 % (jämför Sveriges Ålförvaltningsplan (Fiskeriverket 2008)), återstår mindre än 1 % efter passage av fyra kraftverk.

Gauld m.fl. (2013) visade att öringsmolt tvekar även inför nedströmspassage av låga regleringsdammar och att de därmed utsätts för predation från fågel (storskrak och häger). Vid låga flöden och därmed tunna vattenskikt över dammen så var förlusterna avsevärda (19 respektive 45 % två olika år). De refererar i sin tur till Haro m.fl. (1998) som visar hur man kan modifiera flödet så att fiskförlusterna minskar.

Även Ferguson m.fl. (2006) lyfter fram betydelsen av fördröjd och indirekt mortalitet. De menar att den kan vara så hög som 46–70 % av den totala dödligheten. En stor del av den dödligheten beror på ökad predation på skadade och omtöcknade fiskar nedströms kraftverken. Gasblåsesjuka med störd funktion av sidolinjen som följd nämns som en orsak till den ökade predationen. Sådana subletala störningar kan ta mycket lång tid för fisken att komma över. Samma författare fann också att även till synes friska fiskar kunde bli kvar i virvlar precis nedströms ett kraftverk och därmed kan de misstas för att vara döda.

I andra länder diskuterar man även dödlighet hos ägg, fisklarver och fiskyngel som passerar vattenkraftverk (och andra vattenintag). De är ju små och utsätts inte för så många av riskerna ovan.

Styrning av fisk

Styrning av fisk sker genom fysisk/mekanisk styrning eller genom beteendestyrning, men många tekniker har inslag av båda typer. Om hänsyn tas till alla förekommande arter, kommer avledarens effektivitet att variera stort mellan arter och storlekar och i vissa fall kommer en och samma åtgärds styrning att vara beteendeinducerad, i andra fall fysisk. Ofta åstadkommes styrningen genom en kombinerad effekt av de två och de kan dessutom vara svåra att särskilja. För samtliga styrningstyper gäller att fisken leds eller tvingas mot en skadefri passage, vars utformning beskrivs separat under rubriken ”Utformning av passage”.

De tekniker för förbättrad nedströmspassage som finns beskrivna i litteraturen, kan delas in i:

1. Galler (mekaniska avledare)
 - a. Konventionella galler
 - b. Fiskanpassade galler
 - i. α -galler
 - ii. β -galler

- iii. β -galler av Louver-typ (spjälavledare)
- iv. Andra typer av galler och skärmar
- 2. Ledarmar (Eng. *Skimming walls*) och spill
- 3. Elbarriärer, luftbubblor, ljus och ljud (beteendeavledare)

Gemensamt för avledarna är att deras utformning skall vara sådan att de hindrar fisk från att passera, utan att orsaka skada, och att fisken leds eller tvingas mot en flyktöppning som leder till en förbipassage eller en uppsamlingsenhet. För att man ska vara säker på att fisk inte skadas ska de inte komma i kontakt med avledaren överhuvudtaget. Generellt vid avledning är att sannolikheten för god funktion ökar med minskande avledningsvinkel, det är t.ex. enklare att få fisk att vika av 30° än 90° i relation till vattnets huvudström. Dessutom måste målarternas simförmåga beaktas så att inte fiskvägen kräver att fiskarna kan överträffa sin fysiska simkapacitet.

Galler (fysiska avledare)

Med ett galler avses en konstruktion som består av ett stort antal parallella element, som hålls ihop av stag orienterade med rät vinkel mot dessa element. Det fria avståndet mellan elementen kallas spaltvidd, vilket ska särskiljas från avståndet mellan mittpunkten på elementen (cc-avstånd). Alla kraftverk föregås av någon form av galler eller ytläns, för att skydda kraftverket från drivved som t.ex. träd. Den spaltvidd som är optimal för kraftverksdriften är vanligen så stor att fisk inte hindras från att passera, men undantag finns vid kraftverk med små turbiner.

I denna sammanställning räknas intagsgaller endast som en åtgärd för fiskavledning om hänsyn tagits till hydrauliska förhållanden vid gallret och om dessutom en eller flera flyktöppningar, samt en förbipassage eller en uppsamling, finns i avledarens omedelbara närhet. Gallren betecknas här som *konventionella* om de anlagts till skydd för kraftverket men sedan används som en del av en åtgärd för nedströmspassage och som *fiskanpassade* enbart om de formgivits och anpassats till fiskavledning. Risken för gallerkontakt och fastklämning minimeras främst genom att vattentrycket på gallret hålls nere, vilket åstadkommes genom att balansera gallrets yta mot dess spaltvidd och kraftverkets slukförmåga. Ett lågt tryck på gallret är synonymt med en låg fallförlust, vilket är något både kraft- som miljöintresset eftersträvar. Av grundläggande betydelse för gallrens funktion är därför gallrets spaltvidd och vattnets strömningsförhållanden i anslutning till gallret. Dessa faktorer är tätt förknippade med kraftverkets slukförmåga samt gallrets yta och vinkel/lutning.

Spaltviddens betydelse

Spaltvidden är av central betydelse vid avledning, men den exakta spaltvidden som krävs för effektiv avledning är desto mer omdebatterad. Är det intressant om en individ av en viss art och storlek fysiskt kan pressa sig igenom en öppning, om den av andra skäl ändå inte gör det? I vissa länder grundar sig t.ex. den lagstadgade spaltvidden på praktiska försök med död fisk som pressats genom spalten, medan man i andra tar hänsyn till om fisken vid ett beteendeförsök verkligen passerar en viss spaltvidd eller inte. För ett låglutande galler kan spaltvidden vara större än på ett brant galler och ändå ha

samma avledande effekt, vilket är faller med spjälavledare (louvers). Ett potentiellt problem med en mer pragmatisk syn på spaltviddsproblematiken, är att man på många platser kommer ha mycket svårt att göra en korrekt bedömning av vilken spaltvidd som krävs för god funktion för hela fisksamhällen.

Som framgår nedan har fingaller i Sverige avsett galler med 20 mm spalt (Calles m.fl. In press-b), medan de fiskanpassade galler som utvärderats med god funktion haft 18 mm (Calles m.fl. 2012; Calles m.fl. In press-a). Flera nya fiskanpassade galler har spaltvidder på 14–15 mm, men ännu har inget av dessa utvärderats. I Danmark är högsta tillåtna spaltvidd i turbinintag 10 mm, medan 6 mm krävs för vattenintag till fiskodlingar (DTA Aqua 2011). Även i Tyskland har 20 mm varit ett vanligt krav, men ny kunskap har resulterat i att man nu ofta kräver 12 mm för att hindra 120 mm lång laxsmolt från att passera (DWA 2005), vilket är jämförbart med de 12,7 mm som rekommenderas för laxsmolt av samma storlek i nordöstra USA. Skall laxfisksmolt fysiskt utestängas med ett fingaller bör spaltvidden inte vara mer än 10 mm (DTU Aqua 2011). Utgående från dessa tre källor anser vi att bästa möjliga teknik är en spaltvidd på 10–13 mm om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med ett galler med spaltvidd upp till 18 mm, vilket skulle kunna vara fallet för fiskanpassade galler eftersom den låga lutningen tycks göra att fisken kan undvika gallret.

Ytans och lutningens betydelse

Om gallrets yta är stor i förhållande till kraftverkets slukförmåga kan trycket på gallret, dvs. vattenhastigheten vinkelrätt mot och genom gallret, vara tillräckligt lågt för att fisk ska kunna undvika kontakt och samtidigt aktivt söka efter en alternativ passage. Om gallerytan är begränsad och vattenhastigheten är hög, kan ett nytt låglutande galler ge både lägre vattenhastighet mot och genom gallret och ha en bättre avledande effekt till följd av den låga lutningen. Resonemanget gäller oavsett vilken ledd gallret är vinklat på, men den gängse terminologin är att om gallret är vinklat i förhållande till botten kallas det för ett α -galler och om gallret är vinklat i förhållande till intagets sidor kallas det för ett β -galler (DWA 2005). Louver (spjälavledare) är en vanlig variant av avledare i Nordamerika, vilket definitionsmässigt är ett β -galler där gallerelementen (spjälorna) är orienterade 90° i förhållande till inkommande vattens huvudsakliga rörelseriktning.

Som låglutande galler räknas sådana med en lutning $< 45^\circ$ i förhållande till vattnets rörelseriktning, eftersom en lutning $< 45^\circ$ innebär att kraften parallellt med gallret blir större än den än den kraft som verkar vinkelrätt mot gallret. För bästa funktion ska dock helst vinkeln vara $\leq 30^\circ$, eftersom kraften parallellt med gallret då blir dubbelt så hög som kraften mot gallret vilket ökar sannolikheten för att en kropp som befinner sig i gallrets närhet kommer att föras längs med gallret, istället för att klämmas mot det. En egenskap hos de låglutande gallren är därför att drivgods tenderar att ansamlas på samma plats som fisken, dvs. i α -gallrets överkant respektive β -gallrets längst nedströms belägna del. Dessutom minskas fallförlusten av den utökade arean, vilket i vissa fall påvisats trots att man minskat spaltvidden på det nya gallret (Persson & Holmberg 2009).

Konventionella galler med passage

Konventionella intagsgaller har ofta en brant lutning för att minimera dess yta och därmed material- och driftskostnaden samt underlätta rensning. I vissa fall har spaltvidden minskats för att hindra fisk från att passera, men i de flesta fall saknas en alternativ passage, vilket i kombination med höga vattenhastigheter gör att små individer passerar gallret och stora individer kläms fast och dödas på gallret (Calles m.fl. 2010b). Till följd av detta finns många exempel på "fiskgaller" med en undermålig funktion (Montén 1985). För att ett brant fingaller ska fungera som ett rehabiliterande åtgärd för nedströmsvandrande fisk, måste flyktöppningen vara lätt att hitta och vattenhastigheterna vid gallret måste vara låga (DWA 2005), annars är dess funktion obetydlig eller till och med negativ. Eftersom konventionella galler och närliggande spillutskov per definition inte formgivits för att fungera för fisk, är passageeffektiviteten sällan hög, men om flödet är stort och/eller tappas vid ytan och nära kraftverksintaget kan en god funktion uppnås för t.ex. laxartad fisk.

Vid Hunderfossens kraftverk i Gudbrandsdalslågen (slukförmåga var 300 m³/s) utvärderades ett yttappat isutskov intill konventionella 30 mm intagsgaller med 75° lutning som nedströmspassage för öringsmolt och kelt (Arnekleiv m.fl. 2007). Man fann att passageeffektiviteten för kelt (N=93) ökade med ökad tappning genom utskovet, enligt 0 % vid 1 m³/s, 39 % vid 4 m³/s; 62 % vid 6 m³/s, 80 % vid 15 m³/s och 100 % vid 25 m³/s (Tabell 2). Samtliga radiomärkta smolt (N=27) passerade med spillvatten, men deras exakta vägval gick inte att fastställa.

Vid kraftverket Tange (slukförmåga 21 m³/s) i Gudenå (Danmark), är kraftverksintaget försett med tre konventionella alfagaller (c. 60°) med spaltbredden 10 mm (Pedersen m.fl. 2012), vilket är den spaltvidd som enligt dansk lag krävs för fiskskydd vid alla vattenkraftverk. Förbipassagen för nedströmsvandrande fisk utgörs i första hand av tre cirkulära flyktöppningar (ø 300 mm), ett vid varje galler på 0,5 m djup, där varje öppning har ett flöde på c. 150 L/s. Dessutom finns en ljusavledare (eng. *light fence*) 200 m uppströms turbinintaget, som syftar till att leda in utvandrande blankål in i en Denil-trappa med flödet 150 L/s. Vid en passagestudie på blankål, lyckades 26 % av ålen passera kraftverket och vandra vidare ut mot havet. Med tanke på gallrens spaltvidd har dessa individer sannolikt passerat via flyktöppningarna eller fisktrappan, men det är inte säkerställt.

I Emån testades om konventionella intagsgaller tillsammans med ytlänsar, kunde leda fisk till de isutskov som var placerade vid turbinintagen vid kraftverken Övre och Nedre Finsjö (slukförmåga 14 respektive 28 m³/s; (Calles & Greenberg 2009; Greenberg m.fl. 2012). Avledningseffektiviteten studerades för öring under tre år och mellanårsvariationen var omfattande, 17–50 % vid Övre Finsjö och 4–52 % vid Nedre Finsjö, vilket sannolikt berodde på skillnader i flödet och variationer i fällornas utformning. Fällornas utformning påverkar deras hydrauliska egenskaper, som t.ex. vattnets turbulens och acceleration, något som visat sig ha en avgörande betydelse för om fisk attraheras eller repelleras av en passage (Larinier 1998).

I det tio meter djupa intaget till kraftverket Cabot station i Connecticut River (slukförmåga 262 m³/s) sitter galler som har en spaltvidd på 35 mm ned till 3,5 m djup, varefter spaltvidden därunder är 102 mm (Brown m.fl. 2009; Haro

m.fl. 2000). Gallrets kan betecknas som ett konventionellt α -galler, eftersom det har en 73° lutning i förhållande till botten. Gallrets placering gör att det inkommande vattnet i stort sett kommer in parallellt med gallret, vilket gör att det även kan ses som ett låglutande β -galler. Vid sidan av gallret sitter en ytlig flyktöppning med ett flöde på 6–8 m³/s, som främst anpassats till passage av laxsmolt (*Salmo salar*) under våren och juvenil sillfisk (American shad, *Alosa sapidissima*) under hösten. Flyktöppningen och intilliggande område är belyst av en 1000 watts kvicksilverlampa för att förbättra passagen för shad, vilket dock inte tycks påverka ålens rörelsemönster vid intaget (Haro m.fl. 2000). Passageeffektiviteten för förbipassagen var endast 11 %, vilket innebar att merparten av ålarna passerade genom galler och turbin (Brown m.fl. 2009).

Vid kraftverket Wairere Falls (slukförmåga 28 m³/s) i Mokau River på Nya Zeeland anlades två 100 mm hål (30 L/s) i fundamentet mellan tre 30 mm intagsgaller för att utgöra en passage för tre olika ålarter (Boubée & Williams 2006). Öppningarna var belägna cirka 1 m under dammkrönet och kompletterades sedan med en sifon som bestod av en slang med 120 mm diameter som hängdes över dammen. En utvärdering av åtgärdens effektivitet för ål (N=181) visade att avledningen var 6 % för sifonen och 0–4 % för de två cirkulära flyktöppningarna i dammväggen. Den totala passageeffektiviteten var dock högre, eftersom man ett av de två studieåren, det år när ingen ål använde förbipassagerna, registrerade att 63 % av de märkta ålarna passerade genom stationens spillluckor.

Vid den gamla stationen vid Hertings kraftverk i Ätran (slukförmåga 40 m³/s) utvärderades ett isutskov och ett bottenorienterat rör intill ett 90 mm galler, som passage för radio-märkt lax, ål och öring (Calles m.fl. 2012c). Isutskovet hade en avledningseffektivitet från 0 % för öringsmolt och ål till 50 % för öringkelt, medan det bottenorienterade röret saknade funktion för nedströmsvandrande fisk. Åtgärden hade en begränsad funktion, eftersom gallrets grova spalt endast hindrade stor fisk som vuxen öring och lax, medan smolt och ål utan dröjsmål passerade genom galler och turbin.

Vid Alsters kraftverk i Alsterälven (slukförmåga 5 m³/s), som mynnar i Vänern, anlades tre passager i direkt anslutning till ett 20 mm galler med en lutning på cirka 75° (Calles m.fl. 2011). Varje passage utgjordes av ett rör med diametern 160 mm på tre olika djup; vid ytan (0,2 m), halvvägs mot botten (1,75 m) och vid botten (3,5 m). Varje rör passerar dammväggen och mynnade i en separat sump för att fångsten i respektive rör ska kunna särskiljas, med ett ungefärligt flöde på 15 L/s per rör. Totalt fångades 320 ålar i rören under en sommarsäsong och dessutom 531 individer av tolv andra arter, där gös, mört och benlöja var vanligast förekommande. En telemetristudie visade att 54 % av de märkta ålarna passerade genom rören inom åtta dagar (median), men att merparten av de ålar som inte passerat fortfarande var vid liv. Sannolikt avbröts vandrigen till följd av en snabb temperaturnedgång, men en svårighet att passera kan också vara en förklaring. Fångsten i de olika rören visade att 74 % av totalfångsten av ål var i bottenröret, medan motsvarande siffra för alla andra arter sammantaget var att 74 % av totalfångsten var i ytröret.

Vid Vessige kraftverk (slukförmåga 1,9 m³/s) i Lilla å, ett biflöde till Ätran, anlades ett 110 mm rör med hävertfunktion intill ett galler med spaltvidden 18–20 mm och lutningen 54° (Jacobson 2012). Röret hade ett flöde på cirka 60 L/s

och totalt fångades cirka 100 blankålar per år i en nedströms belägna fälla. Vid en telemetrastudie noterades att 50 % av ålen valde röret för passage två dagar efter utsättning (median, Fish guidance efficiency; FGE = 50 %), medan 40 % passerade genom spilluckor och 10 % avbröt vandringen (Calles m.fl. 2012a). Totalt var passageöverlevnaden således 90 % för blankål vid Vessige kraftverk.

Slutsatsen av ovanstående redovisning är att konventionella galler i kombination med spilluckor, kan fungera som en effektiv åtgärd endast i undantagsfall. För god funktion krävs i de flesta fall ett omfattande spill från ett strategiskt beläget utskov, dvs. i direkt anslutning till gallrets närhet. Om det konventionella gallret har en spaltvidd som hindrar fisken från att passera måste söktiden efter flyktöppningen vara ytterst begränsad, åtminstone för simsvaga arter och livsstadier, för att inte resultatet ska bli att fisken kläms fast på gallret och dödas. Är spaltvidden sådan att fisken kan passera, måste den beteendeinducerade avledningseffektiviteten vara tillräckligt stor för att fisken ska tveka att passera och börja leta efter en alternativ passage. Att med ett grovgaller åstadkomma en sådan repellerande effekt på flera arter och livsstadier, bedöms inte som sannolik.

Tabell 2. Åtgärder för nedströmspassage med konventionella galler och spilluckor. FGE (fish guidance efficiency) avser passageeffektivitet för åtgärden i fråga och P.E. avser den totala passageeffektiviteten för vandringshindret, oberoende av vägval.

Vattendrag	Kraftverk	Galler		Krv	Flöden		Funktion		Arter	Ref
		Spalt	Typ °		Åtg (%)		FGE*	P.E.		
Gudbrandsdalslågen	Hunderfossen	30 mm	75°, α	300	25 (7,7 %)			100 %	Öring	(Arnekleiv m.fl. 2007)
Mokau River	Wairere Falls	30 mm	?, α	????				0–6 %	Äl	(Boubée & Williams 2006)
Gudenå	Tange	10 mm	60°, α	21	0,6 (2,9 %)			26 %	Äl	(Pedersen m.fl. 2012)
Emån	Övre Finsjö	20 mm	75°, α	14	0,3–0,5 (2,1–3,6 %)			17–50 %	Öring	(Calles & Greenberg 2009;
Emån	Nedre Finsjö	30 mm	73°, α	28	0,5–1,3 (1,8–4,6 %)			4–52 %	Öring	Greenberg m.fl. 2012)
Ätran	Herting	90 mm	60°, α	40	0,55–2,0 (1,4–5,0)			0–50 %	Diverse	(Calles m.fl. 2012c)
Connecticut River	Cabot	35–102 mm	73°, α	262	6–8 (2,7 %)			11 %	Äl	(Brown m.fl. 2009; Haro m.fl. 2000)
Lilla å (Ätran)	Vessige	18–20 mm	54°, α	1,9	0,04 (2,1 %)			90 %	Äl	(Calles m.fl. 2012a; Jacobson 2012)
Alsterälven	Alster	20 mm	75°, α	5,0	0,06 (1,2 %)			54 %	Äl	(Calles m.fl. 2011)

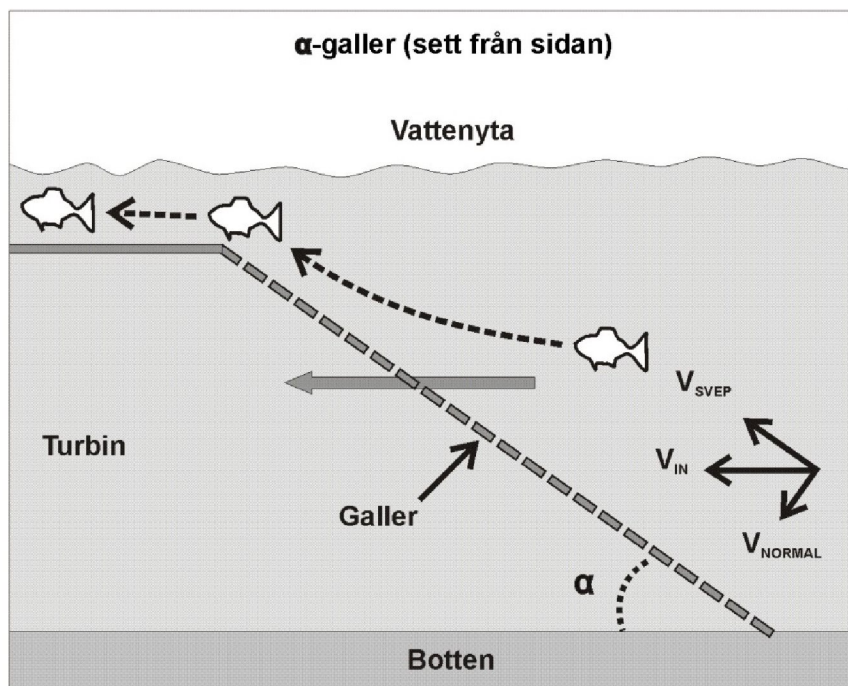
Fiskanpassade galler

Med fiskanpassade galler avses de vars utformning är sådan att de optimerats för att leda fisk. I de flesta fall innebär det att gallret formgivits och uppförts som en åtgärd för rehabiliterade nedströmspassage och i undantagsfall har åtgärden bestått i att befintliga galler använts som en del av åtgärden.

Låglutande galler av olika slag tycks vara den åtgärd som är vanligast vid små till medelstora kraftverk i Europa. Precis som i Nordamerika är det dock ovanligt med vetenskapliga publikationer som beskriver utförandet i detalj och dessutom redovisar en robust funktionskontroll. I de fall sådan dokumentation finns, är det så gott som uteslutande presenterat i rapportform på det inhemska språket. Det kan dock vara väl värt att spåra och låta översätta sådan litteratur, ett arbete som bara påbörjats inom ramen för denna rapports framtagande. Det finns många exempel där låglutande galler kommer att driftsättas vid svenska kraftverk, men för närvarande har bara två exempel på sådana lösningar utvärderats, nämligen vid Ätrafors kraftverk i Ätran (Calles & Bergdahl 2009; Calles m.fl. In revision) och vid Övre Finsjö kraftverk i Emån (Calles m.fl. In prep; Kriström m.fl. 2010). I båda fallen minskades risken för fastklämning på gallret genom att de gamla branta 20 mm gallren, ersattes med låglutande 18 mm galler (dv en minskad spaltvidd och en utökad area). En oroväckande trend vad gäller denna kunskapsutveckling, är att finansiärerna i allt större utsträckning endast finansierar åtgärdsarbetet och aktivt tar avstånd från forskning och utvärdering av åtgärder.

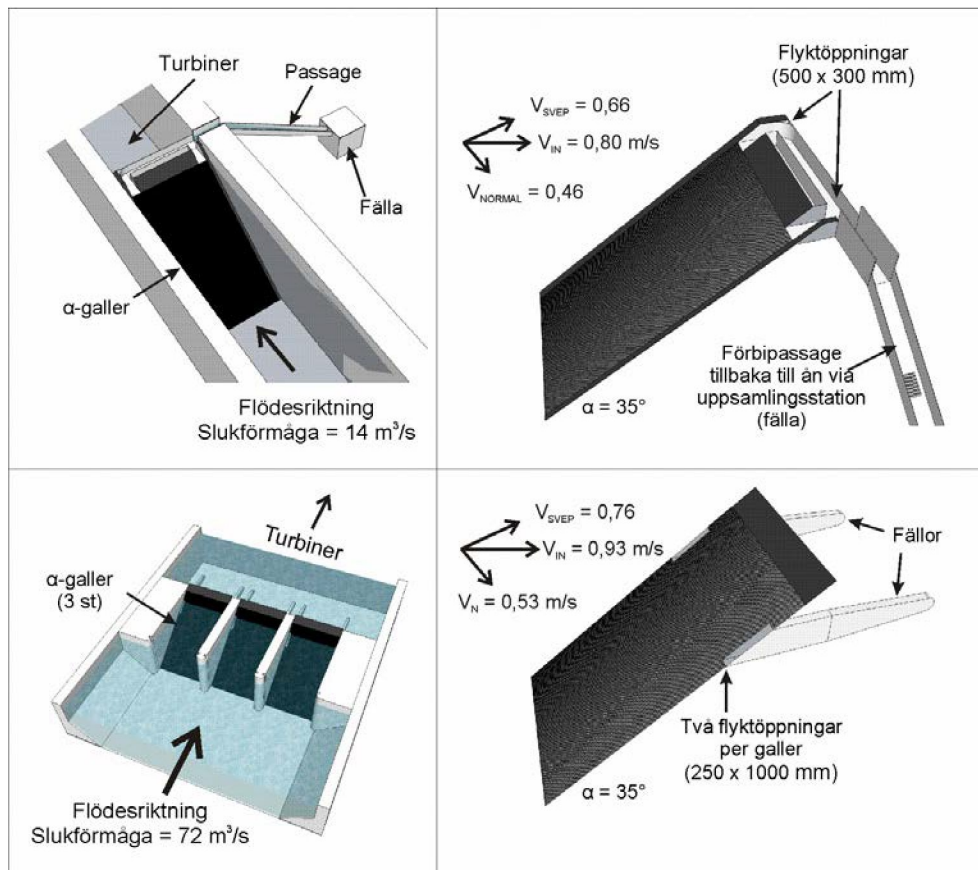
Fiskanpassade α -galler

Med fiskanpassade α -galler avses sådana fall där man formgivit intagsgallret så att dess vinkel i förhållande till horisontalplanet (botten) är $<45^\circ$ och att man i gallrets omedelbara närhet anlagt en eller flera flyktöppningar (figur 1). En sådan åtgärd innebär, som redan påtalats, att den kraft som verkar parallellt med gallret är större än den kraft som verkar vinkelrätt mot gallret. Resultatet blir att fastklämningsrisken minskar för fisken och att den ges möjlighet att lokalisera en flyktöppning.



Figur 1. Principskiss av ett fiskanpassat α -galler med förbipassage (sett från sidan). α avser vinkeln mellan horisontalplanet (botten) och galleret. Pilarna är vektorer och illustrerar vattenhastigheten i vattenfåran in mot galleret (V_{IN}), och de resulterande vattenhastigheterna parallellt med (V_{SVEP}) och vinkelrätt mot galleret (V_{NORMAL}).

Vid Ätrafors kraftverk (slukförmåga $72 \text{ m}^3/\text{s}$) i Ätran anlades tre 18 mm α -galler med lutningen 35° , vilket gav en total gallerarea på 136 m^2 (Calles m.fl. In press-a). I varje galler anlades en flyktöppning i varje ytterkant, dvs. totalt sex flyktöppningar (figur 2). Varje flyktöppning var 250 mm bred och 1000 mm lång, vilket motsvarar ett vattendjup om 570 mm vid vinkeln 35° . För att öppningarna skulle vara under vatten även vid låga vattennivåer, anlades de så att deras överkant var $0,8 \text{ m}$ under övre dämningssgränsen. Varje flyktöppning förbands via en rektangulär trumma till en ryssja med längden 10 m och omkretsen 2 m , vilket innebar att fällorna måste vittjas regelbundet och all fångad fisk transporterades nedströms. Passageeffektiviteten för åtgärden var $>90 \%$ för blankål, att jämföra med förhållandena före åtgärd då passageeffektiviteten var $<30 \%$ (4% för ål $>750 \text{ mm}$) (Calles & Bergdahl 2009; Calles m.fl. 2010b). Ryssjorna har sedermera ersatts av fångstburar, som efter vissa inkörningsproblem fångar ett stort antal ålar (personlig kommunikation, Johan Tielman, miljöchef EON Vattenkraft). När ryssjorna byttes ut mot burar stängdes de två flyktöppningar som var belägna längst ut på respektive sida, vilket innebär att fyra öppningar är i drift, varav två på mittengalleret, och dessutom är åtgärden endast i drift nattetid. Om dessa modifieringar påverkat passageeffektiviteten är inte känt.



Figur 2. α -galler i drift vid svenska kraftverk, vars funktion utvärderats; Övre Finsjö i Emån (överst) och Ätrafors kraftverk i Ätran (nederst). Figur modifierad från (Calles m.fl. In press-b) och Calles m.fl. (2012d). Pilarna är vattenhastighetsvektorer och visar vattenhastigheten i vattenfåran mot gallret (V_{IN}), och de av gallervinkeln resulterande vattenhastigheterna parallellt med (V_{SVEP}) och vinkelrätt mot gallret (V_{NORMAL}).

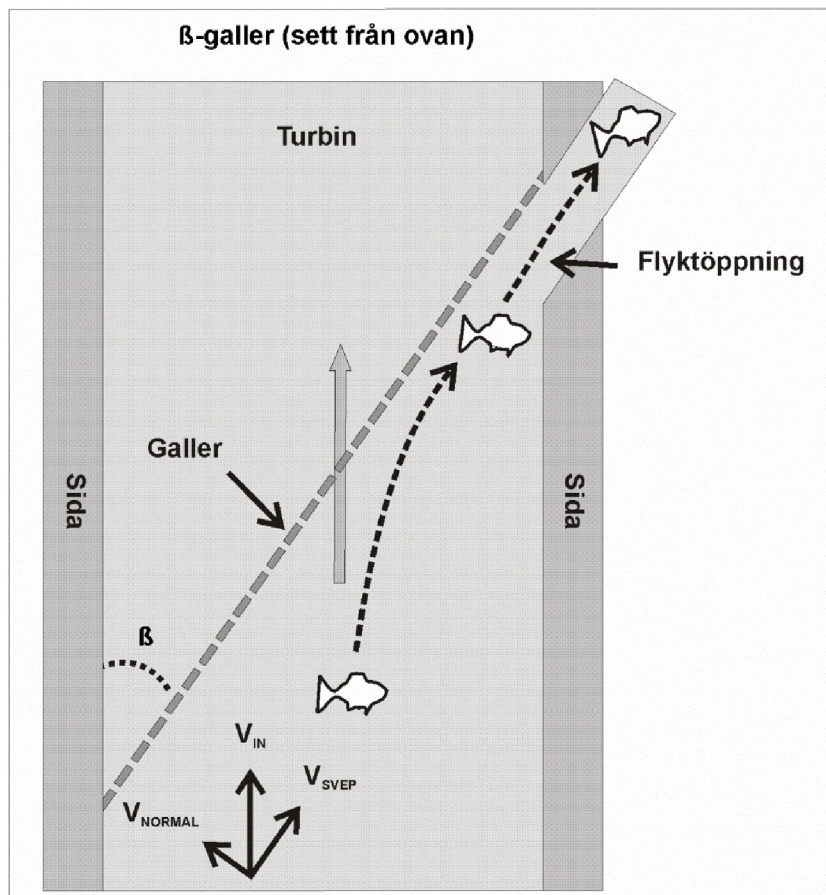
Vid Övre Finsjö kraftverk (slukförmåga $14 \text{ m}^3/\text{s}$) i Emån anlades ett 18 mm α -galler med lutningen 35° (figur 2), vilket gav en total gallerarea på 24 m^2 (Calles m.fl. In prep; Kriström m.fl. 2010). I gallret anlades en ytlig flyktöppning i varje ytterkant, dvs. totalt två flyktöppningar med ett totalt flöde om knappt $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. De två flyktöppningarna är 500 mm breda och 500 mm djupa, med ett vattendjup på cirka 350 mm . Flyktöppningarna går in i en och samma ränna och därefter över dammkrönet och ner i en bassäng som gör det möjligt att växla mellan fri passage respektive fångst av de fiskar som använder förbipassagen. Avledarens utvärderades under två vårsäsonger, vilket resulterade i att totalt 19 av fiskarter påträffades i avledaren. Endast enstaka utlekta vuxna öringar (kelt/besa) fångades i avledaren, men flera radiomärkta individer var inne och vände vid gallret och flera registrerades på film när de stod positionerade vid och i flyktöppningarna. Eftersom samtliga utlekta öringar sedan simmade förbi kraftverket via spillluckorna, blev den totala passageeffektiviteten 92% (Karlsson m.fl. In prep.). Av den radiomärkta öringsmolten återfångades 46% i avledaren och ytterligare 38% passerade genom spillvattenluckorna, vilket gav en total passageeffektivitet på 84% (Kriström m.fl. 2010). Tidigare satt ett konventionellt 20 mm galler med 74° lutning i intaget och förbipassage saknades, vilket orsakade en dödlighet på

33–68 % för de individer som passerade gallret och turbinerna (Calles & Greenberg 2009; Greenberg m.fl. 2012).

Ett *Eicher-galler* (*Eicher screen* eller *inclined penstock screen*) består av ett vridbart galler som placeras i kraftverkets tilloppstub och leder fisken över turbinen till en flyktöppning och en förbipassage. Mitt på gallret sitter en axel, som gör att gallret kan regleras och rensas genom att ändra flödesriktningen genom gallret. Designen förutsätter att drivgods som kan skada turbinen stoppas av ett konventionellt intagsgaller, eftersom det material som fastnar på Eicher avledaren sköljs ner i turbinen vid rensning. Eicheravledaren har tidigare beskrivits som en av de mest lovande teknikerna för att rehabilitera nedströmspassage vid vattenkraftverk (EPRI 1992b). Det första Eicher-gallret installerades av just Eicher vid kraftverket T.W. Sullivan (slukförmåga 147–170 m³/s) i Willamette River USA (EPRI 1992b). Gallret placerades i en av tretton tilloppstuber och kunde där ses som en sekundär avledare, dvs. för att fisken ska välja just den vägen behövdes en primär avledare som leder dem dit. Denna primära avledare utgörs vid T.W. Sullivan av en spjälavledare (louver) och de två avledarna beskrivs närmare under ”Fiskanpassade β -galler av Louver-typ”. Vid en omfattande utvärdering av en Eicher screen vid Elwa Hydroelectric project i Elwa River, fann man en överlevnad på 96–99 % för smolt av coho, chinook och steelhead (EPRI 1992b). Gallret var 14,2 × 7,2 m (L × B), lutade 16° och spaltvidden varierade mellan 0,9–3,2 mm. I stort sett inga skador förekom vid hastigheter på <2 m/s, men att viss fjällförlust förekom vid högre hastigheter. Trots att gallret var designat för smolt, visade studien att passageeffektiviteten även var hög för yngel; t.ex. 99,2 % för coho (102 mm), 91,6 % för mindre coho (44 mm), 99,9 % för chinook (73 mm), och 97,1 % för steelhead (52 mm).

Fiskanpassade β -galler

Med fiskanpassade β -galler avses sådana fall där man formgivit intagsgallret så att dess vinkel i förhållande till vertikalplanet (sidan) är <45° och att man i gallrets omedelbara närhet anlagt en eller flera flyktöppningar (figur 3). En sådan åtgärd innebär, som redan påtalats, att den kraft som verkar parallellt med gallret är större än den kraft som verkar vinkelrätt mot gallret. Resultatet blir att fastklämningsrisken minskar för fisken och att den ges möjlighet att lokalisera en flyktöppning.



Figur 3. Principskiss av ett fiskanpassat β -galler med förbipassage (sett från ovan). β avser vinkeln mellan intagskanalens sida och galleret. Pilarna är vektorer och illustrerar vattenhastigheten i vattenfåran in mot galleret (V_{IN}), och de resulterande vattenhastigheterna parallellt med (V_{SVEP}) och vinkelrätt mot galleret (V_{NORMAL}).

Vid en studie vid Halsou kraftverk (slukförmåga $30 \text{ m}^3/\text{s}$) i vattendraget Nive (Frankrike) utvärderades ett intagsgaller för passageeffektivitet och djuppreferens för blankål (Gosset m.fl. 2005). Intagskanalen var 925 m lång, 3 m djup och 11 meter bred. Turbinintaget var beläget vid sidan av intagskanalen, vilket gav vinkeln 15° i förhållande till vattnets rörelseriktning och klassas därmed som ett låglutande β -galler ($\alpha = 65^\circ$). Gallrets spaltvidd var 30 mm, och med 20 m bredd och 3 m höjd hade galleret en totalarea på 60 m^2 och således en hastighet på $0,5 \text{ m/s}$ vid galleret. För att utvärdera fångsteffektiviteten alternerade man dygnsvis mellan två flyktöppningar, en ytlig och en placerad vid botten. På grund av igensättning av skräp kunde inte de två flyktöppningarnas funktion jämföras, men den genomsnittliga avledningen var 56–64 % under tre års studier, med variationer inom intervallet 40–80 %. Värt att notera är att man hindrade 80 % av ålen från att simma ut genom ”fel” utskov med hjälp av en elektrisk barriär.

Vid Baigts i floden Gave de Pau (Frankrike) finns två kraftverk (slukförmåga $90 + 12 \text{ m}^3/\text{s}$) belägna på respektive sidor om älvens huvudfåra. Deras position gör att deras intagsgaller är att beteckna som β -galler eftersom gallren är orienterade parallellt respektive 30° i förhållande till vattnets huvudsakliga rörelseriktning i huvudfåran. Det stora kraftverket har ett β -galler med ytliga flyktöppningar, ursprungligen designad för laxfisk, men senare även

utvärderad för ål (Travade m.fl. 2010). Gallret är uppbyggt av rektangulära stänger med 30 mm spaltbredd och är vinklat 30° i förhållande till flodens längdriktning. Gallret är drygt 40 m långt och 5 m högt och dess övre kant är beläget under en två meter hög betongvägg. Det är ytterligare fem meter från gallrets nederkant till reservoarens botten. Sammantaget gav dessa förhållanden en maximal normalhastighet på 0,44 m/s vid gallret. Vid en av flera utvärderingar (2004) fann man att gallret i kombination med ytlig flyktöppning med dimensionerna 2×1 m, hastigheten 1 m/s och flödet $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ gav en avledningseffektivitet på 17,5 % (7 av 40). Totalt blev passageeffektiviteten för blankål 40 %, till följd av att fler passagevägar som spilluckor och en fiskväg nyttjades för passage (16 av 40). Vid en andra utvärdering (2005) fann man att gallret i kombination med bottenorienterad flyktöppning med dimensionerna $0,5 \times 0,8$ m, hastigheten 1 m/s och flödet $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ gav en avledningseffektivitet på 2,5 % (1 av 39). Totalt blev passageeffektiviteten 46 %, till följd av att fler passagevägar som spilluckor och en fiskväg nyttjades för passage (18 av 39). Det lilla kraftverket byggdes 2006 och dess galler har 20 mm spaltvidd och är 4,6 m djupt och 7,4 m brett, vilket ger max 0,35 m/s i normalhastighet. Totalt finns tre flyktöppningar vid gallret, två vid ytan på ömse sidor om gallret och en 1 m ovan botten på ena sidan. De ytliga flyktöppningarna är $0,80 \times 0,65$ m, hade en maximal vattenhastighet på 0,5 m/s och ett största flöde om $0,25 \text{ m}^3/\text{s}$ per öppning. Den djupt belägna flyktöppningen är $0,80 \times 1,0$ m, hade en maximal vattenhastighet på 1,0 m/s och ett största flöde om $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$. När hela anläggningens passageeffektivitet studerades fann man att totalt 92 % av den radiomärkta blankålen (34 av 37) lyckades passera via förbipassager eller spilluckor. Av dessa passerade 2,7 % avledaren vid det lilla kraftverket (N=1), 21,6 % avledaren vid det stora kraftverket (N=8) och 67,6 % via spilluckorna (N=25).

Vid kraftverket Wadhams (slukförmåga okänd) i nordöstra USA fanns ett låglutande β -galler (36°) med 25 mm spaltvidd som utvärderades för sjövandrande Atlantlax (Nettles & Gloss 1986). Man fann man att 60 % av smolten valde att passera kraftverket genom den $0,76 \times 0,76$ m stora flyktöppningen och förbipassagen samt 40 % genom de intilliggande spilluckorna, men att ingen individ passerade gallret och turbinerna. Man noterade således 100 % passageeffektivitet, men det är svårt att få en uppfattning om åtgärdens övergripande funktion, eftersom studiefiskarna var stora individer från odling som märktes med enorma radio-sändare och där man sedan hade ett betydande bortfall innan fisken nådde kraftverket.

Det finns exempel på låglutande β -galler med horisontella järn, främst i Tyskland (Ebel 2013). Denna typ av galler ska enligt teorin bättre leda fisk och skräp mot en förbipassage vid kanalens sida, eftersom transporten sker i järnens längdriktning istället för vinkelrätt mot dem. Dessutom anses avledningseffekten på fiskar med oval kroppsform öka, eftersom de måste lägga sig på sidan för att passera gallret. Däremot går louver-effekten förlorad, dvs. beteendeavledning orsakad av turbulens, eftersom vattnet går förbi gallerjärnen i dess längdriktning och därmed skapas minimalt med turbulens. Flera sådana avledare finns i drift i dag, men trots att designen tycks lovande finns endast kvalitativa utvärderingar gjorda för passagefunktionen och kvantitativa studier saknas helt. I vattendraget Saale finns denna typ av β -

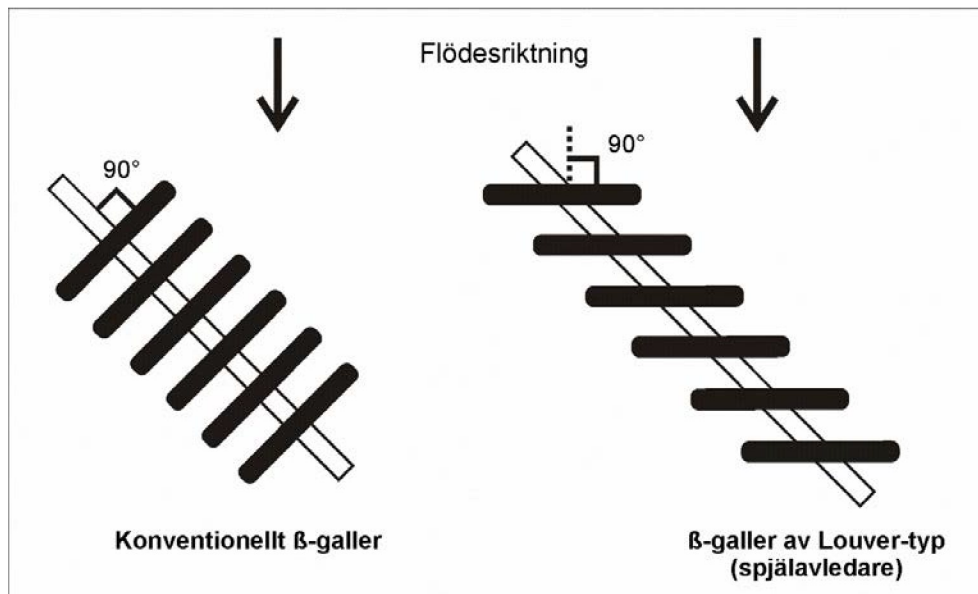
galler vid kraftverken Halle-Planena (slukförmåga 50 m³/s) och Rothenburg (slukförmåga 68 m³/s) (Ebel 2013). Gallret vid Halle-Planena har de ungefärliga dimensionerna 30 × 4 m, vinkeln 45°, en horisontell spaltvidd på 20 mm och en maximal normalhastighet på 0,45 m/s. Förbipassagen är 1 m bred och har en stor spillucka med flyktöppningar både vid botten samt ytan. Den kvalitativa utvärderingen varade i 28 dygn och ryssjan i förbipassagen fångade 23 arter, >2000 individer med storleksvariationen 50–950 mm. Gallret vid Rothenburg har de ungefärliga dimensionerna 50 × 2,5 m, vinkeln 38°, en horisontell spaltvidd på 20 mm och en maximal normalhastighet på 0,54 m/s. Förbipassagen är 2 m bred och har en stor spillucka med flyktöppningar både vid botten samt ytan. Den kvalitativa utvärderingen varade i 34 dygn och ryssjan i förbipassagen fångade 29 arter, >7500 individer med storleksvariationen 50–1300 mm.

Det största β -gallret med horisontella järn finns i drift vid Raguhns kraftverk i Mulde (slukförmåga 88 m³/s). Gallret har dimensionerna 28 × 4,5 m, vinkeln 65°, en horisontell spaltvidd på 20 mm och en maximal normalhastighet på 0,7 m/s. Förbipassagen är 2 m bred och har en stor spillucka med flyktöppningar både vid botten samt ytan. Den kvalitativa utvärderingen varade i 30 dygn och en fångstkammare i förbipassagen fångade 20 arter, drygt 1000 individer med storleksvariationen 40–970 mm. Det finns ytterligare två β -galler med horisontella järn vid kraftverken Oderwitz (Weiße Elster, slukförmåga 7,5 m³/s) och Hadmersleben (Bode, slukförmåga 14,0 m³/s), men här saknas ännu utvärderingar. Den första β -avledaren i Sverige färdigställdes vid Hertings kraftverk i Åtran sommaren 2013 och dess funktion kommer att utvärderas för ål, havsnejonöga och lax med start våren 2014.

Fiskanpassade β -galler av Louver-typ

En spjälavledare, eller louver, är en gallervariant där varje gallerelement orienterats vinkelrätt mot vattnets rörelseriktning (figur 4). När vattnet passerar spjälorna måste det göra en 90°sväng, vilket skapar turbulens vid varje spjäl och på så sätt skapas en ridå av turbulens. Turbulensen förstärker avledningsfunktionen eftersom många fiskarter, men inte alla, undviker områden med hög turbulens och ofta vänder sig mot strömmen och glider med längs med turbulensridån. Detta gör att många spjälavledare har en större spaltvidd än motsvarande konventionella galler och att många fiskar som fysiskt kan passera genom avledaren väljer att inte göra det. Andra arter än salmonider följer gärna louvers när fiskarna är stora, men inte om fiskarna är så små som 3–6 cm eller mindre (Coutant & Whitney 2000).

I Nordamerika utgörs en betydande andel av de avledare som finns beskrivna och utvärderade i litteraturen, av just spjälavledare. Ett genomgående problem med denna avledartyp, är att arter som inte reagerar på den turbulens som alstras ofta med lätthet kan passera genom barriären eftersom ett argument för att använda denna avledartyp, är att en förhållandevis bred spalt tillåts. Viktigt att notera är att skillnaden mellan louvers och konventionella β -galler inte alltid är självklar, eftersom det på flera platser finns β -galler som är orienterade så att deras gallerstål är orienterade vinkelrätt, eller nästintill vinkelrätt, mot det inkommande vattnets rörelseriktning.



Figur 4. Skillnaden mellan ett vanligt galler (bar rack) och en spjälavledare (louver). Modifierat från EPRI (2002).

Ett exempel på ett låglutande β -galler med god avledningseffektivitet finns vid kraftverket T.W. Sullivan (slukförmåga 147–170 m³/s) i Willamette River på USA:s västkust (Cramer 1997; Karchesky & Hanks 2010; Karchesky m.fl. 2008). Gallret har en spaltvidd om 38 mm och på grund av den 7 meter djupa intagskanalens utformning klassas den i vissa fall som en louver, eftersom inkommande vatten svänger ca 90° genom gallret och in i turbinerna (Cramer 1997). Intagskanalens sida har anlagts så att den gradvis smalnar av när vatten successivt tas in i de 13 turbinerna och vattenhastigheten hålls på så sätt konstant till slutet av kanalen där en förbipassage är placerad. Tidigare utgjordes passagen av ett Eicher-galler i intaget till den sista turbinen, där slukförmågan på 11,3 m³/s gick genom ett grovgaller (spalt 127 mm) och in i turbinen och resterande 1,4 m³/s gick ovanför gallret och ner i en pool med fångstmöjlighet. Effektiviteten var 90 % för spring Chinook (140–295 mm), 82 % för fall chinook (85–150 mm) och 82 % för steelhead (150–290 mm). Eicher-gallret togs senare ut bruk eftersom man inte bedömde funktionen som tillfredsställande. Istället anlade man en höglödespassage (eng. *high flow bypass*) i kanalens slut. Förbipassagen täcker hela kanalens återstående bredd och djup och smalnar därefter av och grundas upp tills passagen når sitt minsta dimensioner om 1,2 m bredd och 1,5 m djup. Flödet i den nya förbipassagen är 14 m³/s och passageeffektiviteten har ökat till 100 % för smolt av både chinook (N=5378) och steelhead (N=2342)(Karchesky m.fl. 2008).

I Holyoke canal (slukförmåga 200 m³/s) vid Hadley falls i Connecticut River har man under en lång period testat spjälavledare (louvers) i flera olika utföranden, från flytande till fasta delvis täckande och heltäckande. Dessutom har dessa testats vid olika flöden och för olika arter, vilket genererat ett stort antal rapporter och publikationer. Senare monterades ett permanent 135 m långt Louver-system med 15° vinkel (Harza & RMC 1992; Harza and RMC 1993; Stira & Robinson 1997). Det högsta flödet i den som mest 7 m djupa kanalen är cirka 200 m³/s, vilket maximalt ger en vattenhastighet på 0,8 m/s.

Avledaren leder till en förbipassage vars ingång är 1,5 m bred och 2,4 m djup och har ett maxflöde på 4,2 m³/s. Flera utvärderingar av avledarens funktion har genomförts för olika fiskarter och olika spaltvidder och sammantaget tycks avledaren ha en god funktion för många av dessa arter, med undantag för t.ex. ål (*Anguilla rostrata*). Vid en spaltvidd på cirka 76 mm (2 inch), fann man en genomsnittlig passageeffektivitet på 91 % (86–97 %) för laxsmolt (Harza & RMC 1992; Stira & Robinson 1997) och 76–86 % för juvenil sillfisk av de två arterna American shad (*Alosa sapidissima*) och blueback herring (*Alosa aestivalis*) (tabell 3). När samma anläggning testades med en spaltvidd på 305 mm (12 inch), sjönk avledningseffektiviteten för laxsmolt till cirka 80 % (Harza & RMC 1992). När avledaren utvärderades för stör (shortnose sturgeon (*Acipenser brevirostrum*)), var effektiviteten 100 % vid flödena 42,5 och 85 m³/s-1, men sjönk till 57 % vid 170 m³/s (EPRI 2006). Louvern vid Hadley falls har även utvärderats för ål (*Anguilla rostrata*) baserat på ål som redan passerat avledaren en gång, dvs. de var inte "naiva" (Ducheney m.fl. 2006). De märkta ålarna (N=60) sattes ut vid tre olika flöden (28,3; 70,8 och 79,3 m³/s) och man sammanfattade försöken med att ålen effektivt vägledades av avledaren, men ingen exakt effektivitet nämns. Beteendeobservationer från försöket indikerade att louvern huvudsakligen fungerade som en mekanisk avledare, snarare än en beteendeavledare.

Vid Vernon Dam (slukförmåga 360 m³/s) i Connecticut River finns en 47,5 m lång och 3,0 m djup louver med spjälor av rostfritt stål (0,05 × 0,95 × 3,0 m) och ett spaltavstånd om 76 mm (EPRI 2002; Normandeau, 1996). Louvern fungerar som en barriär mellan fyra respektive tio turbinintag och på dess "framsida" finns en flyktöppning och passage (fiskrör, Eng. "fish pipe") med flödet 9,9 m³/s. Nedströmspassagen är 25 m lång, 1,2 m hög och har en bredd som är 2,3 m vid flyktöppningen och därefter gradvis avsmalnande till 0,8 m där den mynnar i kraftverksutloppet. På "baksidan" av louvern kommer sex turbinintag och därefter en så kallad fisktub (eng. "fish tube") med flödet 1,4 m³/s för nedströmspassage. Fisktuben är 0,9 m bred och 2,4 m djup vid flyktöppningen och övergår därefter i ett rör som gradvis smalnar av från 1,2 m till 0,6 m i diameter där den mynnar i kraftverksutloppet. Vid en utvärdering på radiomärkta laxsmolt passerade 23,7 % via fiskröret, 39,3 % via fisktuben, 34,7 % genom turbinerna och för resterande 2,3 % var vägvalet okänt. Den förhållandevis låga avledningseffektiviteten förklarades delvis med att intagsgaller i flyktöppningen till fiskröret satte igen med skräp vid upprepade tillfällen.

Man har jobbat mycket med passageproblemen för Atlantlax i Exploits River, (årsmedelflöde = 290 m³/s) på Kanadas östkust vid kraftverken Grand-Falls Windsor (louver) och Bishops falls (spill)(Goosney 1997; Scruton m.fl. 2002; Scruton m.fl. 2003; Scruton m.fl. 2007; Scruton m.fl. 2005; Scruton m.fl. 2008). Älven har i snitt 22 000 lekvandrande laxar med en högsta notering på 32 000 individer (Scruton m.fl. 2008). Vid kraftverket Grand-Falls Windsor (slukförmåga 210 m³/s) installerades ett 187 m långt flytande louver-system (spaltvidd 100 mm) som täcker 2 m av totalt 6 m djup i intagskanalen och som fortsätter i en 1 m bred och 1,5 m djup flyktöppning och förbipassage med ett flöde om 2 m³/s. Systemet har testats och förbättrats i omgångar och utvärderats vid totalt sju olika tillfällen för smolt och tre för kelt (Scruton m.fl.

2002; Scruton m.fl. 2003; Scruton m.fl. 2005; Scruton m.fl. 2008). De första åren testades louvern med vinkeln 12° respektive 18° och avledningseffektiviteten var cirka 23 % för smolt (N=1721; 1997–1998). Efter att man eliminerat oavsiktlig turbulens och virvlar som uppstod längs avledaren, samt att man förbättrat vattenflödet vid flyktöppningen, ökade effektiviteten successivt från 54,2 % till 64,9 % och 73,3 % för smolt (1999–2001; N=3571). En förbättring även för kelt anges, men specificeras inte mer än att effektiviteten 46 % anges för kelt (N=107; 1999). Slukförmågan utökades 2002–2003 genom att ytterligare en turbin installerades, vilket ökade effekten från 45 MW till 78,5 MW och slukförmågan uppskattningsvis från 210 till 365 m³/s. De hydrauliska förhållandena försämrades därmed och avledningseffektiviteten minskade till 44,8 % (2004; N=799) som dock åtgärdades med hydrauliska modifieringar och året därpå var avledningseffektiviteten 65,2 % (2005; N=1571).

Tracy fiskuppsamlingsstation (slukförmåga 141,5 m³/s) ligger vid San Joaquin River, USA, och skapades på 1950-talet som den allra första anläggningen i sitt slag (Karp m.fl. 1995). Anläggningens primära funktion är att skilja av fisk från det vatten som leds till Tracy pumpstation och Delta Mendota canal, vilket ombesörjs av en serie galler bestående av en skräpläns, ett konventionellt intagsgaller (54 mm spalt), ett primärt louver-par som följs av ett sekundärt louver-par och slutligen tankar där fisken hålls i avvaktan på transport nedströms. I detta fall studerar vi endast det första louver-paret, eftersom det är den för turbinintag mest relevanta delen. De två louver-armarna har 23,44 mm spaltvidd. De är knappt 100 m långa och den ena är orienterad parallellt med flödesriktningen (0° lutning), medan den andra lutar 15° vilket skapar en avsmalnande kanal med en vattenhastighet på cirka 0,7 m/s. Det finns fyra stycken flyktöppningar (ø=150 mm) placerade med 23 m mellanrum där den fjärde och sista öppningen är lokaliserad till avledarens slut där de två louver-armarna går ihop. Tracy-systemet har befunnits leda av mer än 35 fiskarter, men avledningseffektiviteten var okänd tills nedan beskrivna studie genomfördes på två av arterna (Karp m.fl. 1995). Utvärderingen bestod i att sätta ut märkt chinook salmon (N ≈ 5000; TL = 58–127 mm) och striped bass (N ≈ 2000; TL = 73–288 mm) uppströms vattenintaget och därefter dokumentera effektiviteten som andel återfångade individer av totala antalet utsatta. Det primära louver-paret hade en genomsnittlig effektivitet på 59 % för båda arterna, med 13–82 % för chinook och 0–96 % för striped bass. Siffrorna får dock betraktas som mätningar av den lägsta effektiviteten, eftersom t.ex. individer som efter utsättning simmat ut från avledaren inte exkluderats, vilket de vanligtvis gör i utvärderingar med telemetri.

Slutsatsen av ovanstående redovisning är att fiskanpassade galler utgör en mycket lovande teknik för att rehabilitera nedströmspassage vid vattenkraftverk. Avledare med en låg lutning, en stor yta och en spaltvidd som hindrar fisken från att passera, bedöms att i kombination med väl utformade och strategiskt placerade flyktöppningar ha en hög potential till en tillfredsställande passageeffektivitet. Vid små till medelstora kraftverk finns flera exempel på sådana lösningar med god funktion. Liknande lösningar för stora kraftverk återfinns framförallt i form av β-avledare (louvers) i Nordamerika, där man i de allra flesta fall valt en spaltvidd som inte fysiskt

stoppar nedströmsvandrande fisk, utan där man är beroende av en beteendeinducerad respons för god funktion. I de fall åtgärden endast behöver fungera för ett fåtal likartade arter kan en sådan lösning ha god funktion. I de flesta fall är det dock fråga om många arter och flera livsstadier och därför är vår bedömning att man även vid stora kraftverk behöver jobba med fiskanpassade galler som fysiskt hindrar fisken från att passera.

Tabell 3. Åtgärder för nedströmspassage med fiskanpassade galler och förbipassager eller uppsamlingsenheter. När inget annat anges, avser lax Atlantlax (*Salmo salar*). α = galler med låg lutning i höjddled, α_E = Eicher-galler med låg lutning i höjddled, β = galler med låg lutning i sidled, β_L / β_{FL} = louver respektive flytande louver båda med låg lutning i sidled. *FGE* (fish guidance efficiency) avser passageeffektivitet för åtgärden i fråga och *P.E.* avser den totala passageeffektiviteten för vandringshindret, oberoende av vägval.

Vattendrag	Kraftverk	Galler		Flöden		Funktion		Art (-er)	Ref
		Spalt	Typ °	Krv	Åtg (%)	FGE*	P.E.		
Ätran	Ätrafors	18	$\alpha = 35^\circ$	72	1,5 (2,1 %)	82 %	90 %	Äl	(Calles and Bergdahl 2009; Calles m.fl. In revision)
Emån	Övre Finsjö	18	$\alpha = 35^\circ$	14	0,2 (1,4 %)	46 %	84 %	Öringsmolt	(Calles m.fl. In prep; Karlsson m.fl. In prep.)
						0 %	92 %	Öringkelt	
Nive	Halsou	30	$\beta = 15^\circ$	30	?	40–80 %	=	Äl	(Gosset m.fl. 2005)
Gave de Pau	Baigts (1)	30	$\beta = 30^\circ$	90	2,2 (2,4 %)	2,5–17,5	92 %	Äl	(Travade m.fl. 2010)
	Baigts (2)	20	$\beta = 0^\circ$	12	1 (7,7 %)	–			
Boquet River	Wadhams	25	$\beta = 36^\circ$	?	?	60 %	100 %	Lax	(Nettles & Gloss 1986)
Willamette River	T.W. Sullivan (1)	38	$\alpha_E = 0^\circ$	147	1,4 (0,9 %)	82–90 %	–	Chinook	(Cramer 1997)
			$\alpha_E = 35^\circ$					Steelhead	
	T.W. Sullivan (3)	38	$\beta_L = 0^\circ$	147	14,0 (8,7 %)	100 %	–	Chinook	(Karchesky m.fl. 2008)
								Steelhead	
Connecticut River	Holyoke canal (1)		$\beta_{FL} = 15^\circ$						(Ruggles m.fl. 1993)
	Holyoke canal (2)	76	$\beta_L = 15^\circ$	200	4,2	91 % (86–97 %)	–	Laxsmolt	(Harza & RMC 1992; Harza & RMC 1993)
	Holyoke canal (3)	305	$\beta_L = 15^\circ$	200	4,2	80 %	–	Laxsmolt	

Vattendrag	Kraftverk	Galler		Flöden		Funktion		Art (-er)	Ref
		Spalt	Typ ^o	Krv	Åtg (%)	FGE*	P.E.		
	Vernon dam	76	$\beta_L = xx^\circ$	360	11,3 (3,0 %)	63 %	–	Laxsmolt	(Normandeau 1996)
Exploits River	Grand-Falls Windsor	100	$\beta_{FL} = 12-18^\circ$	210	2,0 (0,9 %)	54,2–83,3 %	–	Laxsmolt	(Goosney 1997; Scruton m.fl. 2002; Scruton m.fl. 2003; Scruton m.fl. 2008)
	Grand-Falls Windsor	100	$\beta_{FL} = 12-18^\circ$	210	2,0 (0,9 %)	20–60 %	–	Laxkelt	
	Grand-Falls Windsor	100	$\beta_{FL} = 18^\circ$	365	2,0 (0,5 %)	44,8–65,2 %	–	Laxsmolt	(Scruton m.fl. 2008)
San Joaquin River	Tracy	54	$\beta_L = 0/15^\circ$	141,5		13–82 %	–	Chinooks molt	(Karp m.fl. 1995)
Saale	Halle-Planena	20**	$\beta_H = 45^\circ$	50	?	Ej stud	Ej stud	23 arter	(Ebel 2013)
	Rothenburg	20**	$\beta_H = 38^\circ$	68	?	Ej stud	Ej stud	29 arter	
Mulde	Raguhn	20**	$\beta_H = 65^\circ$	88	?	Ej stud	Ej stud	20 arter	
Weißer Elster	Oderwitz	?	$\beta_H =$	?	?	Ej stud	Ej stud	Ej stud	
Bode	Hadmersleben	?	$\beta_H =$	?	?	Ej stud	Ej stud	Ej stud	

* FGE är inte direkt jämförbart mellan studier, eftersom vissa grundar detta på samtliga utsatta individer och andra enbart på de individer som försökt passera just där åtgärden är belägen. ** Avser att järnen i gallret är orienterade horisontellt. *** Skattat värde från flyktöppningens dimensioner och vattenhastigheten.

Ledarmar (eng. *Skimming walls*) och spill

Att använda spilluckor för att passera nedströmsvandrande fisk har ofta använts som en första åtgärd, eftersom man i de flesta fall använt sig av befintliga utskov och eftersom nedströmsvandring ofta sker i anslutning till högflöden när kraftverkens slukförmåga överstigs och spill sker. I Nordamerika används omfattande spill allt oftare, eftersom man funnit att det är nödvändigt för att få god effektivitet även på befintliga passageåtgärder.

Spill vid sidan om turbinintagen kan ses som positiv åtgärd där fisk erbjuds ett säkrare alternativ för sin nedströmspassage än att gå genom en turbin (jämför avsnittet om skador på fisk i samband med kraftverkspassage), men även vid spill uppkommer dödlighet, där fisken så att säga "slår ihjäl sig" i fallet.

Normalt är de förlusterna dock låga till 2 % enligt Coutant & Whitney (2000). Även här finns risk för snabba tryckfall vid intag från djupt vatten. Man bör

också beakta att sambanden mellan flöde, spill och fiskvandring via spill inte är linjära, dvs. ett ökat spill betyder inte en motsvarande ökning av fiskvandringen via spill. Spillets placering i förhållande till turbinintagen är också av stor betydelse (Coutant & Whitney 2000, Fjeldstad m.fl. 2011).

I många fall använder man sig av bottenappade luckor vid spillåtgärder, eftersom denna lucktyp är vanligast förekommande. I de flesta fall är dock yttappade luckor att föredra, eftersom många arter är ytorienterade och eftersom bottenappade luckor ger extrema vattenhastigheter och accelerationer, något de flesta fiskarter undviker. Det finns exempel på att man konstruerat enheter som placeras i bottenappade luckor för att skapa ytspill (Snake River, se nedan), men det hör inte till vanligheterna.

Vid Hertings kraftverk i Ätran, användes bottenappade luckor vid ett försök att ge nedströmsvandrande lax och öring en passage förbi kraftverket, men när detta utvärderades med telemetri fann man att 14 % av keltens och 25 % av smolten gick ut denna väg (Calles m.fl. 2012c; Karlsson 2008). I Mörrumsån stängs kraftverket i Marieberg av under fem veckor under våren och allt vatten spills genom bottenappade luckor som en åtgärd för förbättrad nedströmspassage (Calles m.fl. In press-b). En telemetristudie på radiomärkta laxsmolt visade att fisken passerade relativt omgående och att bortfallet om 18 % bestod av predation uppströms dammen och således var passageeffektiviteten 82 % när allt vatten spilldes (Tabell 4).

Vid kraftverket Bishops falls (slukförmåga 255 m³/s) i redan nämnda Exploits river installerades en fiskpassage för nedströmsvandrande fisk, i form av 0,6–1,3 m³/s ytspill i ett modifierat spillutskov och vidare ner i en falldämpande pool (*plunge pool*) (Scruton m.fl. 2008; Scruton m.fl. 2007). I poolen kunde fisken fångas, samlas ihop och räknas. Utsättning av radiomärkt laxsmolt visade på en FGE 63,0–71,7 % och eftersom cirka hälften av smolten överlevde turbinpassagen, var den totala passageeffektiviteten 85 % (Scruton m.fl. 2007). Motsvarande FGE för kelt var 92,3 % och total dödlighet för de kelt som passerade genom turbinerna och således motsvarade FGE:n den totala överlevnaden. Detta trots turbulenta förhållanden i intagskanalen vid kraftverket. Totalt under de två år studien varade, passerade >25 000 smolt och >6000 kelt nedströmspassagen.

Vid Bellow falls (slukförmåga 297 m³/s) i Connecticut River anlade man en 63 m lång och 4,6 m djup ledarm (Eng. *fish diversion boom*) i betong (Hanson 1999). Ledarmen täckte hela intagskanalens bredd. I dess slut låg ett isutskov (sluss) med intagskapaciteten 1,0–28,3 m³/s och dimensionerna 2,7 × 2,4 m, som smalnar av längs kanalens längd till 1,5 × 2,1 m vid mynningen. För fiskpassage hålls 0,9 × 2,4 m öppet, vilket ger ett flöde om 5,7 m³/s. Vid utvärderingen av åtgärden leddes 135 av 144 radiomärkta vilda och odlade laxsmolt (164–218 mm) av från turbinintaget och vandrade ner via isutskovet, vilket gav en passageeffektivitet (FGE) på 94 % och en passagetid på 2,2 timmar (median). Vissa individer passerade under avledaren (16 %) och simmade in mot turbinintaget, men flera av dem vände åter uppströms via en passage i förbindelse med isutskovet och endast 5,6 % passerade slutligen genom turbinerna. Radiomärkt smolt (N=51) som passerat uppströms belägna Vernon Dam och anlände till Bellow falls hade även de en FGE på 94 %.

Dessutom visade en tidigare utvärdering av Bellow på en 96 % överlevnad bland passerande laxsmolt.

I de två stora norrländska älvarna Umeälven/Vindelälven (årsmedelflöde 480 m³/s) och Piteälven (årsmedelflöde 180 m³/s) finns kraftverk i älvarnas nedre delar, vilka försvårar vandringen mellan älvarnas lek- och uppväxtområden för lax och havsöring och havet. Eftersom kraftverken har hög slukförmåga i förhållande till årsmedelflödet för respektive älv, 1000 m³/s för Stornorrfors kraftverk i Umeälven och 270 m³/s för Sikfors kraftverk i Piteälven, måste de flesta nedströmsvandrande fiskarna passera genom kraftverkens turbiner (Östergren & Rivinoja 2008). Det första försöken med att avleda nedströmsvandrande fisk vid dessa kraftverk inleddes 2010 och bestod i att placera ytorienterade ledarmar som ska leda fisken vid sidan om kraftverken. Ledarmarna bestod av serier av 5 m breda och 2 m djupa element, som kopplats samman till 100–130 m (20–26 element) långa ledarmar som hålls på plats vid ytan av kraftiga wirar (Calles m.fl. In press-b). Vid Sikfors kraftverk i Piteälven täcker avledaren hela intagets bredd och ska därifrån leda ner fisken till och genom en stor spilllucka ner i den ursprungliga fåran där även fiskvägen för uppströmspassage är belägen. Vid Stornorrfors kraftverk i Ume-/Vindelälven täcker avledaren endast en liten del av det breda intaget och ska därifrån leda ner fisken till och genom fiskvägen för uppströmspassage, som dock förberetts för att utrustas för att utgöra en nedströmspassage. För att förbättra attraktionen för uppströms- och nedströmsvandrande fisk i fiskvägen vid Stornorrfors, har ett minikraftverk byggts i anslutning till fiskvägen, vilket gör att 23,5 m³/s flödar in i och ut ur fiskvägen (men bara 1,5 m³/s i själva trappan). Utvärderingen av avledarna dröjer, bland annat till följd av problem med överbelastning av de wirar som håller konstruktionen på plats (Peter Rivinoja muntligen), men de preliminära resultaten visar att strukturerna har en avledande funktion (Rivinoja & Lundquist opublicerat).

I Columbia River och Snake River, har man flera exempel på åtgärder där rikligt med spillvatten är en viktig del av åtgärder som t.ex. *removable spillway weir* (RSW) och *corner collector* (muntligen Ed Meyer). Under fiskutvandringsperioden kan man vid Lower Granite dam i Snake River spilla ungefär 25 % av totalflödet, vilket innebär att man spiller cirka 750 m³/s (RSW = 190 m³/s) och kör det resterande flödet på cirka 2000 m³/s genom turbinerna (Anglea m.fl. 2002). Vid ett av försöken vid Lower Granite dam var passageeffektiviteten för chinook och steelhead smolt 71–78 %, där effektiviteten endast i RSW var 62–68 %. Det omfattande spillet i bottenappade luckor hade en ytterst begränsad positiv inverkan på passageeffektiviteten. När smoltvandringen nådde sin högsta intensitet, passerade >330 000 smolt på en dag (Anglea m.fl. 2002). Vid en annan damm på Snake River, Ice Harbor dam, visade tester med RSW att man kunde få en total passageeffektivitet för chinooksmolt på 95,2 % vid ett lägre spillflöde och 99,2 % vid för åtgärden rekommenderat spill (Ogden m.fl. 2008). Det lägre spillflödet innebar att man spillde 30–50 % av totalflödet för förbättrad nedströmspassage, vilket motsvarar cirka 440 m³/s spill och cirka 535 m³/s genom turbinerna. Det rekommenderade spillflödet motsvarade 70–80 % av totalflödet, eller cirka 710 m³/s spill och cirka 260 m³/s genom turbinerna (Ogden m.fl. 2008). Överlevnaden för fisken som passerade längs någon av

spillvägarna var 95 %. Medelflödet vid Ice Harbor dam under hela studieperioden var knappt 1000 m³/s (708–2265 m³/s), där medelflödet var drygt 560 m³/s för spill och drygt 400 m³/s genom turbinerna. Studier visar att i synnerhet stora individer som t.ex. utlekt laxfisk (kelt), har stor fördel av nedströmpassager med stora spillflöden (Colotelo m.fl. 2013).

Slutsatsen av ovanstående redovisning är att ledarmar i kombination med spilluckor, kan fungera som en effektiv åtgärd om omfattande spill sker från ett strategiskt beläget utskov, dvs. i direkt anslutning till gallrets närhet. Om åtgärden enbart består av spill, behövs sannolikt ett spill som överstiger det flöde som går genom kraftverket. Denna typ av åtgärder är helt beroende av att noga utvärderas och optimeras under en längre provperiod.

Tabell 4. Åtgärder för nedströmpassage med åtgärder bestående av ledarmar och/eller spill. När inget annat anges, avser lax Atlantlax (*Salmo salar*). FGE (fish guidance efficiency) avser passageeffektivitet för åtgärden i fråga och P.E. avser den totala passageeffektiviteten för vandringshindret, oberoende av vägval.

Vattendrag	Kraftverk	Flöden		Funktion		Art (-er)	Refs
		Krv	Åtg (%)	FGE*	P.E.		
Ätran	Herting	72	1,5 (2,1 %)	82 %	90 %	Ål	(Calles m.fl. In press-a)
Mörrumsån	Marieberg	14	0,2 (1,4 %)	46 %	84 %	Öringsmolt	(Calles m.fl. In press-b)
Exploits River	Bishop's falls	255	0,6–1,3 (0,2–0,5 %)	63,0– 71,7 %	85 %	Laxsmolt	(Scruton m.fl. 2007; Scruton m.fl. 2008)
				92,3 %	–	Laxkelt	
Snake River	Lower Granite dam	2000	190 (6,9 %) 750 (27,3 %)	62–68 % 71–78 %	71–78 %	Chinooks-molt Steelheads molt	(Anglea m.fl. 2002)
	Ice Harbor dam	970	440 (30–50 %) 710 (70–80 %)	95,2 % 99,2 %	90 % (?) 94 % (?)	Chinooks-molt	(Ogden m.fl. 2008)
Connecticut River	Bellow falls	297	5,7 (1,8 %)	94,4 %	94,4– 96,0 %	Laxsmolt	(Hanson 1999)

Elbarriärer, luftbubblor, ljus och el (beteendeavledare)

Beteendeavledare beror av en respons ifrån den fisk som avleds och vanligen utnyttjar man kunskap om vad olika fiskarter attraheras respektive repelleras av. De beteendestyrda avledarna utgörs vanligen av bubblor, ljus och ljud (Coutant 2001). Ofta används flera av dessa olika former av stimuli i kombination med varandra och behandlas därför under samma rubrik i denna rapport. En stor andel av de undersökningar som finns publicerade har studerat närvaro/frånvaro av en art till följd av åtgärdens drift, snarare än avlednings- och passageeffektivitet. Sammantaget finns få exempel på väl fungerande beteendestyrda avledare vid vattenkraftverk (EPRI 1998) och därför presenteras endast ett urval av exempel från litteraturen.

Luft och ljus

Laxfisk går ytligt och företrädesvis med det största flödet av vatten. Det innebär i praktiken att laxfisk oftast vandrar nedströms i mitten av och i den övre tredjedelen av ett vattendrag, men enstaka laxfiskindivider kan påträffas i hela vattenmassan. Andra arter kan gå närmare stränderna. Juvenil laxfisk orienterar uppåt mot tak och i "gatewells", dvs. ett slags lodräta schakt med ljusinsläpp inne i dammväggen, söker de sig mot ljuset. Det är ett beteende som kan användas för att leda dem mot mer säkra nedvandringssvägar (Coutant & Whitney 2000). Man visade redan på 1940-talet i England att nedströmsvandrande blankålar föredrog att simma på den mörka sidan av ett strömmande vatten, framför den upplysta, både i laboratorium och i fält (Lowe 1952). Precis som för uppströmspassage är dock detta beteende artspecifikt och därför har belysning/beskuggning olika effekt på olika arter och kan därför sällan fungera effektivt för många olika arter.

Vid Granö kraftverk i Mörrumsån (slukförmåga 60 m³/s) studerade man effektiviteten för tre olika beteendestyrda avledare: ljusspärr, luftspärr och elspärr (Martinell 1965). När ingen avledare fanns på plats var flyktöppningens effektivitet för blankål 37 %, att jämföra med den högsta effektiviteten på 84 % med en kombination av luft- och ljusspärr (en belyst bubbelridå). Vid ett försök med stroboskop i Norrtäljeån var motsvarande värden 27 % utan åtgärd till 60 % med ljuset aktiverat (Larsson 1998).

Vid Hemsjö nedre kraftverk i Mörrumsån (slukförmåga 20 m³/s) testades avledningseffektiviteten hos en kombinerad bubbel- och ljudridå (*bio-acoustic fish fence*, BAFF) (Johlander & Tielman 1999). BAFF består av en perforerad slang som placeras under ytan och avger ljud och komprimerad luft som skapar en bubbelridå som fisk ska undvika att passera (Welton m.fl. 2002). Vid montering sänktes avledaren ner i intagskanalen till ett djup om 1,2 m (maxdjup 3,5 m), eftersom kanalens trapetsoida form gjorde en placering på botten olämplig. BAFF:en monterades med en vinkel mot strömriktningen som varierades mellan 40–50°. Avledningseffektiviteten var i medeltal 10 % och som bäst erhöll man en avledningseffektivitet på 50 % för radiomärkt laxsmolt och 20 % för radiomärkt öringsmolt.

Vid en pumpstationen Ijmuiden i Nederländerna testades belysning med stroboskop för att studera påverkan i form av ålars närvaro/frånvaro vid intagsgallret (of Keeken m.fl. 2010). Vattenhastigheten framför gallret var 0,4–0,8 m/s, vilket är jämförbart med förhållandena vid ett vattenkraftverk. Belysningen placerades på ett ramverk mot intagsgallret och riktades

uppströms. Ljuset var på respektive av i intervaller om 30 min under tre kvällar och gallret bevakades med en DIDSON (Dual frequency Identification sonar), vilket genererar rörliga bilder jämförbara med en videofilm. Under försöket observerade man i medeltal 4,7 ålar/h med strobelyset avslaget och 0,2/h med strobelyset aktiverat.

Fältförsök med stroboskop vid York Haven Hydroelectric Station (slukförmåga 453 m³/s) Susquehanna River, visade ett tydligt undvikande beteende hos juvenil American shad (*Alosa sapidissima*) och American gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) (EPRI 1992a). Fisken leddes av från turbinintaget med stroboskop placerade parallellt med en del av turbinintaget, med 300 ljuspulser/min, mot en av kvicksilverlampor belyst spilllucka belägen på intagskanalens sida. Försöken visade signifikant högre fångster av shad både i spillluckan och genom turbinerna när belysningen var aktiv, men fångsterna i spillluckan utgjorde 94 % av totalfångsten. Motsvarande siffra för gizzard shad var 80 %, med en tydlig attraherande funktion för kvicksilverlampan (81 %). Belysningen inducerade således en ökad passage överlag, med en preferens för den väg som bedömdes inte skada fisken.

El

Elbarriärer används ofta när man vill hindra fisk från att använda en passage och för det användningsområdet finns flera exempel med god effektivitet (Noatch & Suski 2012). Detta kan även fungera som ett bra komplement till en fiskpassage för att hindra fisk från att välja passager förenade med skaderisk (Gleeson 1997; Gosset m.fl. 2005), men just detta användningsområde anses inte relevant att behandla vidare på temat ”bästa miljöteknik för förbättrad nedströmspassage”. Det finns få, om några, goda exempel på effektiva elbarriärer i drift som avledare vid vattenkraftverk (Bullen & Carlson 2003; Burger m.fl. 2012).

Vid ett försök med avledning med en elektrisk barriär i Chandler canal, Yakima River, studerade man funktionen för coho, chinook och steelhead (Pugh m.fl. 1970). Avledningseffektiviteten var hög (69,9–84,4 %) för coho, chinook och steelhead vid 0,2 m/s, men avtog snabbt med ökande vattenhastighet och var som lägst 42,8–50,2 % vid 0,8 m/s. Den del av kanalen som studerades vid försöket var 2,4 × 19,8 m och testades vid flödesintervallet 7,4–37,1 m³/s. Slutsatsen var att tekniken kunde vara användbar om vattenhastigheten understiger 0,3 m/s, men att den sannolikt saknar praktisk betydelse för nyttjande i rinnande vatten.

Vid ett nyligen genomfört avledningsförsök på ål i Sävån (ett biflöde till Göta älv), undersöktes möjligheten att hindra ål från att vandra in i intagskanalen genom en elbarriär (Lagenfelt & Cremle 2013). Fältet alstrades via rostfria stavar som hängde från två wirar över intagskanalen till kraftstationen och låg i ett intervall på mellan 0,1–1 V spänningsfall per centimeter kroppslängd. Resultaten indikerar att ålen snarare anlockades än repellerades av spänningsfältet och att ökad vandring observerades under perioder med påslaget spänningsfält. Resultaten är dock preliminära och en fortsättning på försöken planeras under 2013.

Trots att det finns exempel på god funktion av beteendeledning, är den gängse slutsatsen att de oftast har en låg effektivitet vid vattenkraftverk och andra typer av vattenintag (Baker 2008; Gosset & Travade 1999), eftersom

höga vattenhastigheter kan förväntas påverka effekten av den respons som åtgärden framkallar. Dessutom kan fiskens förmåga att uppfatta beteendestyrningar minska eller helt försvinna vid högflöden och/eller grumligt vatten. Många anser dock att dessa metoder kan vara ett viktigt tillägg till mekaniska avledare för att vid behov förbättra effektiviteten. Dessutom är det ofta så att mekaniska avledares effekt beror delvis av en beteenderespons hos ålen, dvs. de skulle kunna passera en barriär men avstår ändå från att göra det.

Slutsatsen av ovanstående redovisning är att beteendeavledning endast ska användas som åtgärd i kombination med en fysisk avledare, eller på de platser där en fysisk avledare av någon anledning bedöms vara omöjlig att uppföra.

Utformning av passage

En funktionell lösning för nedströmspassage är beroende av en väl fungerande avledare, men dessutom en väl fungerande passage. Även om flyktöppning och förbipassage är en integrerad del av åtgärden, så är åtgärdens effektivitet beroende av god funktion hos både avledaren och förbipassagen. För åtgärdsexemplen som presenterats ovan har hela åtgärdens utformning beskrivning och under denna rubrik presenteras ytterligare detaljer kring hur förbipassager vanligen konstrueras och vad som är viktigt att tänka på, med en återkoppling till redan presenterade exempel.

De olika delarna av en förbipassage kan delas in i:

- Flyktöppning
- Passage och station för utvärdering
- Utlopp

Utformningen är av yttersta vikt för att fisken ska hitta till, och vilja simma in i, flyktöppningen och passagen, men även för att fisken inte ska orsakas direkt skada och mortalitet vid passagen och även för att risken för predation inte ska ökas.

Flyktöppning

Flyktöppningen ska ligga i direkt anslutning till avledarens slut, dvs. i α -avledarens överkant respektive i β -avledarens längst nedströms belägna del. I de fall åtgärden inte inbegriper en avledare ska flyktöppningen ligga i anslutning till den plats där fisken mest sannolikt kan detektera den, t.ex. vid ett smalt parti och/eller där fisken kan tveka att passera ett grovgaller eller liknande. Redan vid ett par meters förskjutning uppströms barriären, försämras attraktionseffektiviteten avsevärt (Larinier muntligen).

För att tillgodose olika arters djuppreferens, kan man antingen placera en flyktöppning i ytan och ytterligare en vid botten. En alternativ lösning är att en ramp anläggs framför flyktöppningen eller som en del av förbipassagen, för att uppnå en vägledande funktion för t.ex. bottenorienterade arter (Ebel 2013; Karchesky m.fl. 2008).

Den vanligaste rekommendationen är att flyktöppningen ska ha rundade sidor och botten och att den ska vara successivt avsmalnande, för att

åstadkomma en gradvis acceleration utan turbulens (DWA 2005). Vissa forskare menar dock att inte all turbulens påverkar attraktionen negativt och att naturligt inducerad turbulens istället kan vara positiv för passageeffektiviteten (Coutant 2001). Vad gäller flyktöppningens dimensioner finns en del tumregler, som t.ex. att dess bredd inte skall understiga 0,5–1,0 m, beroende på gallrets bredd/längd, och dess djup ska inte understiga 0,4 m (Travade & Larinier 1992). Om flödet eller utrymmet som allokerats till åtgärden är begränsat, är det lämpligt att prioritera djupet på bekostnad av bredden. Om gallret är bredare/längre än tio meter, rekommenderas en flyktöppning var tionde meter (Larinier 1996). För att flyktöppningen inte ska sätta igen med skräp bör en ytläns eller ett grovgaller placeras uppströms åtgärden, men man måste då kontrollera så att inte en sådan struktur utgör ett beteendemässigt hinder för vissa arter. En lösning som används vid flera tyska kraftverk, är att flyktöppningen utgörs av en eller flera hål i en stor lucka, som vid behov kan öppnas helt och skräpet spolats ut (Ebel 2013). En sådan lösning kan dock vara svår att förena med ett funktionellt fångstsystem.

Flyktöppningens, och därmed hela åtgärdens, funktion är beroende av den mängd vatten som tappas i förbipassagen. Enkelt uttryckt, kan man säga att ju mer vatten som tappas genom förbipassagen, desto större sannolikhet att den funkar väl. För att ha möjlighet att i efterhand anpassa flödet till de arter som förekommer och till den plats där åtgärden uppförts, är det en god idé att överdimensionera passagens slukförmåga. I Frankrike rekommenderas t.ex. att 2–10 % av kraftverkets slukförmåga ska tappas genom nedströmspassagen, men man poängterar att behovet är platsspecifikt (Larinier & Travade 1999). Motsvarande siffra för USA:s västkust är 5–10 % (Ferguson m.fl. 1998). Ju sämre avledare som installerats, desto mer vatten krävs för en god funktion. Exempelvis räknar man på USA:s östkust med att 2 % av kraftverkets slukförmåga ska tappas genom en flyktöppning vid ett låglutande galler, medan upp till 5 % krävs om gallret/avledaren har en brant lutning (Odeh & Orvis 1998).

Passage, utvärdering och utlopp

Efter flyktöppningen följer en förbipassage som kan utgöras av en öppen ränna eller en tub. För att fisken ska passera utan skada bör tiden i förbipassagen minimeras och fisken ska inte riskera att skadas mot passagens sidor eller i svängar om sådana förekommer. Det finns rekommendationer om att svängradien inte får understiga 3 m (Turnpenny m.fl. 1998) och att vattenhastigheten inte får överstiga 12 m/s (Travade & Larinier 1992). Det är inte lämpligt att använda fiskvägar för uppströmspassage av teknisk typ som förbipassage för nedströms vandrande fisk, eftersom de kan orsaka fördröjningar och dödlighet (Gustafsson 2010). Sannolikt är skaderisken för nedströmsvandrande fisk inte lika stor i natur-lik fiskvägar, men det är ännu inte empiriskt bekräftat.

Utloppets placering är av stor betydelse för åtgärdens funktion, från flera aspekter. Placeringen ska vara sådan att nedfallet sker utan risk för fysisk skada och att predationsrisken minimeras. Skaderisken är mindre om fisken får falla fritt ner på vattenytan, än om förbipassagen mynnar under vattenytan (DWA 2005). Passagens utlopp ska vara horisontellt och fallhöjden bör ligga 1,8–2,4

m ovanför nedanliggande vattenyta (Odeh & Orvis 1998). Predationsrisken kan minskas genom att låta förbipassagen mynna på en plats som gör det svårt för predatorer att fånga fisk som passerar. I de flesta fall innebär det att fisken släpps ut på strömsträckor och inte på platser med låg vattenhastighet och djupt vatten. Direkt nedströms vandringshindret tenderar predatorer att ansamlas och det kan vara olämpligt att låta passagen mynna där.

Predationsrisken kan även minskas genom att skrämman bort predatorer med högttryckssprutor och trådar försedda med skrämmor (O. Calles pers. obs.). Om möjligt kan vattnet från en sådan åtgärd släppas ut i, eller i anslutning till, fiskvägen för uppströmspassage. I synnerhet om avvattning sker (se nedan), kan detta vatten användas för att öka fiskvägens attraktionskraft, medan fisken släpps ut på en annan plats där predatorer inte ansamlas.

I de flesta fall vill man ha möjlighet att utvärdera åtgärdens funktion, vilket är en försvårande omständighet eftersom man då inte bara kan leda vatten och fisk tillbaka till vattendraget nedströms vandringshindret. Samma problem behöver lösas i de fall man vill samla upp fisken för transport nedströms. För att registrera eller fånga och hålla fisken, behöver fisken skiljas från merparten av vattnet för att inte riskera skada till följd av extrema förhållanden där fisken samlas. Vanligen avvattnas förbipassagen genom galler eller perforerad plåt i passagens botten och/eller sidor. Rekommendationen i USA är numer att alltid avvattna längs sidorna, för att man bedömer att risken för skada är större om vattnet avskiljs nedåt (Ed Meyer pers. komm.). Det finns exempel på enkla metoder för att skifta mellan enbart passage och uppsamling av fisk, men det behandlas inte vidare här.

Sammanfattning och slutsatser

Litteraturgenomgången visar att passage genom turbiner medför direkta skador och dödlighet hos fiskar, och därtill också subletala och andra indirekta effekter på fisk vars omfattning är dåligt känd. Dessutom kan fiskar fördröjas vid besvärliga nedströmspassager vilket kan ytterligare öka dödligheten eller gör att vandrigen avbryts. Det finns gott om svenska och internationella exempel som visar att fisk skadas och dödas vid turbinpassage och för ål och utlekt laxfisk är dödligheten oftast hög. Skadorna är inte bara orsakade av direkta träffar av turbinbladen utan beror också av ett flertal andra faktorer. Idag finns inte tillräckligt med dokumentation för att man skall anse att någon form av turbinpassage av fisk är lämplig (John Ferguson, muntligen). För att säkerställa en skadefri passage av kraftverk för nedströmsvandrande fisk, behöver man således anlägga alternativa nedströmspassager förbi hindret och fisken måste ledas dit med någon form av avledare och/eller ett omfattande spill.

Gemensamt för avledarna är att deras utformning skall vara sådan att de hindrar fisk från att passera genom kraftverket, och att fisken leds eller tvingas mot en flyktöppning som leder till en förbipassage. För att man ska vara säker på att fisk inte skadas ska de inte komma i kontakt med avledaren överhuvudtaget. Generellt vid avledning är att sannolikheten för god funktion ökar med minskande avledningsvinkel, lämpligen 30° eller lägre i relation till vattnets huvudström.

Konventionella intagsgaller, som formgivits för att skydda kraftverket från drivgods och inte för att skydda fisk, har ofta en brant lutning för att minimera dess yta och därmed material- och driftskostnaden samt i någon mån underlätta rensning. Fisk passerar ofta obehindrat genom konventionella galler med grov spalt, medan konventionella fingaller hindrar passage men oftast skadar och dödar nedströmsvandrande fisk. Dessutom saknas i de flesta fall en förbipassage i direkt anslutning till gallren. Sammanfattningsvis utgör konventionella galler i de allra flesta fall inte en lämplig lösning eftersom fisken ofta har svårt att hitta alternativa passager och riskerar att tryckas fast mot gallret eller skadas vid turbinpassage.

Fiskanpassade galler med låg lutning utgör en mycket lovande teknik för att rehabilitera nedströmspassage vid vattenkraftverk. Avledare med en låg lutning, en stor yta och en spaltvidd som hindrar fisken från att passera, bedöms att i kombination med väl utformade och strategiskt placerade flyktöppningar ha en hög potential till en tillfredsställande passageeffektivitet. Vid små till medelstora kraftverk finns flera exempel på sådana lösningar med god funktion. Liknande lösningar för stora kraftverk återfinns framförallt i form av β -avledare (louvers) i Nordamerika, där man i de allra flesta fall valt en spaltvidd som inte fysiskt stoppar nedströmsvandrande fisk, utan där man är beroende av en beteendeinducerad respons för god funktion. I de fall åtgärden endast behöver fungera för ett fåtal likartade arter kan en sådan lösning ha god funktion. I de flesta fall är det dock fråga om många arter och flera livsstadier och därför är vår bedömning att man även vid stora kraftverk behöver jobba med fiskanpassade galler som fysiskt hindrar fisken från att passera i hela vattenkolumnen.

Beteendeavledning (ljus, ljud, el, bubblor) bör endast användas som åtgärd i kombination med en fysisk avledare, eller på de platser där en fysisk avledare av någon anledning bedöms vara omöjlig att uppföra. Man bör dock vara medveten om att en sådan lösning kommer vara artspezifisk och generellt få en låg total passageeffektivitet.

Utformningen av flyktöppningen är också essentiell. För att tillgodose olika arters djuppreferens, kan man placera en flyktöppning i ytan och ytterligare en vid botten. Den vanligaste rekommendationen är att flyktöppningen ska vara successivt avsmalnande, för att åstadkomma en gradvis acceleration utan turbulens. Flyktöppningens, och därmed hela åtgärdens, funktion är beroende av den mängd vatten som tappas i förbipassagen. Enkelt uttryckt, kan man säga att ju mer vatten som tappas genom förbipassagen, desto större sannolikhet att den funkar väl. Rekommenderade vattenmängder internationellt handlar om 2–10 % av flödet.

Gemensamt för flera redovisade exempel där man uppnått goda resultat är att åtgärderna successivt fått anpassas och att det krävs uppföljande studier för att säkerställa lösningarnas effektivitet. Generella lösningar utgör basen för de fiskevårdande åtgärderna, men en lokal anpassning måste alltid ske – och den måste verifieras. Uppföljning av åtgärdens funktion är således en grundläggande del av åtgärdens uppförande och drift.

Uppströmspassage

Generella riktlinjer för design av fiskvägar

Grundläggande design

Washington Department of Fish and Wildlife (2000a) och NOAA (2012) anger i sina riktlinjer att man för den enskilda fiskvägen alltid skall beakta;

- Vilka arter som skall passera (dvs. vilka passerade förr)?
- Hur passerbart var hindret tidigare?
- När skall fisken passera?
- Hur bra simmare är de?
- Har de beteenden som kan användas för att underlätta passage?
- Vilka predatorer är närvarande?

Val av plats för fiskvägen bestäms naturligtvis utifrån vilka arter den anpassas för, men också utgående från bottenpografi, hydraulik, vattennivåvariationer, geologi, åtkomlighet för underhåll och översvämningsrisk. Med hydraulik avses statistiska och dynamiska flödesförhållandena som är en funktion av vattenföring, fallhöjd, djup, bredd, bottensubstrat och topografi.

Det kan tilläggas att enskilda arters beteende kan påverka vandringen och fiskvägars funktion. Lax på lekvandring brukar t.ex. vandra i löst sammansatta grupper så det kan komma många individer vid ett och samma tillfälle (Herva 1999). Porcher (2002) betonar också att det kan komma väldigt många ålar på kort tid. I fiskvägen vid slussen i Örebro fångades i en uppvandringsfälla över 1000 benlöjor en enda natt (Degerman 2006). Fiskvägar i system med mycket lax, ål och benlöja, och säkerligen andra arter, kan därför behöva anpassas så att de tillåter många fiskar att rymmas samtidigt.

Själva nedströmsöppningens placering och utformning kan vara avgörande för fiskvägens funktion (Green m.fl. 2011). För laxfisk är det optimalt med stora öppningar med stort vattenflöde (Fergusson m.fl. 2005). För en fiskväg kan det vara viktigt att nedströmsöppningen når ända ned till vattendragets botten för att fånga upp alla vandrande arter (Turnpenny m.fl. 1998).

En fiskväg bör generellt anpassas för samtliga förekommande arter, men detta kan inte alltid uppnås med en enskild fiskväg. Det kan därför vara nödvändigt att ha flera olika typer av fiskvägar vid ett hinder (Schwalme m.fl. 1985), precis som vi idag på några ställen har både en traditionell fiskväg och en ålledare. Boubée & Williams (2006) föreslog att man har multipla nedströmspassager av olika placering och utformning vid ett hinder för att låta alla fiskar passera. Grande (2010) menar att man vid stora dammar kan behöva ha multipla fisingångar, dvs. flera olika möjliga nedströmsöppningar på fiskvägen, vilket även är fallet vid t.ex. stora dammar i Columbiafloden.

Typiska situationer där man kan behöva flera nedströmsöppningar eller flera fiskvägar vid ett hinder är när vattennivån nedströms varierar mycket, när fisken vandrar utefter stränderna och inte gärna korsar mittfårans starka flöde,

eller när vattendraget är så brett att fisk inte känner av lockvattnet från en fiskväg placerad vid ena stranden (Washington Department of Fish and Wildlife 2000a) och när arterna vandrar på olika djup; t.ex. ål respektive laxfisk (Robson m.fl. 2011). Känner fiskar av en hydraulisk barriär i form av hög vattenföring eller turbulens kommer de inte att hitta en fiskväg som ligger bakom denna barriär. Det finns exempel på fiskvägar som har fyra nedströmsöppningar (Yakima River, USA, op. cit.). ICPDR (2013) ger som riktlinje att i vattendrag som är bredare än 100 m bör minst två fiskvägar anläggas.

Beroende på variationer i flöde och vattennivåer kan fiskvägens övre del behöva utrustas med någon typ av anordning för att reglera flödet, t.ex. ett utskov. De är anordningar för att kunna reglera vattnet, oftast använt vid dammar. Ett utskov är en fast konstruktion som kan släppa vatten ytligt eller vid botten, bottenutskov. Utskovet kan vara fast eller reglerbart. Många fiskvägar kan kräva att man installerar ett reglerbart utskov i den övre delen. Det ger möjligheter att på plats reglera inflödet av vatten vid olika vattennivåer. Dessutom ger det möjligheten att helt stänga fiskvägen vid behov, t.ex. vid byggnad, vid reparation, vid extrema flöden eller under vintern. Lämpligast installeras ett bottenutskov i form av en lucka (spettlucka) som kan höjas till lämplig nivå. Bottenutskov, underfall, fungerar även vid låg vattenföring och det är ett krav vi bör ha på en passage, nämligen att de fungerar vid både hög- och lågvattenföring (läs mer i Degerman 2008).

Fiskvägens storlek beror på vilket flöde som skall användas, typ av fiskväg och målarter. För amerikansk shad (*Alosa-sill*) anges som minimikrav på en fiskväg 4 fots bredd och 6 fots djup (1,2 m * 1,8 m) (NOAA 2012). Vet man fiskens längd så kan kroppshöjden skattas att vara 16–17 % av längden för öring, lax, gädda och gös (tabell 5). För karp, ruda och andra högryggade fiskar utgör kroppshöjden 25–30 % av längden. Generellt anges att vattendjupet i en fiskväg bör vara minst 2,5 gånger fiskens kroppshöjd (DWA 2010). För stora abborrar innebär detta således 28 cm (40 cm långa, kroppshöjden utgör 28 % = kroppshöjd 11 cm. Fiskvägsdjupet skall då minst vara 28 cm). För en asp blir motsvarande krav på vattendjup minst 46 cm. Observera att detta gäller fritt vattendjup, dvs. mätt ovanför botten substratet i en naturlig passage.

Tabell 5. Vanlig största längd på olika fiskar och hur fiskens höjd och bredd förhåller sig till längden (DWA 2010).

Art	Längd (cm)	Höjd i %	Bredd i %
Abborre	40	28	12
Asp	80	23	9
Braxen	70	30	10
Färna	60	20	11
Gädda	100	17	7
Gös	100	16	10
Harr	50	17	10

Havsöring	100	17	10
Art	Längd (cm)	Höjd i %	Bredd i %
Id	70	25	11
Karp	80	30	16
Lake	70	18	14
Lax	100	17	10
Majsill	80	20	10
Mal	160	22	14
Mört	40	25	11
Ruda	45	30	16
Staksill	50	20	10
Stör	300	17	12
Sutare	60	20	13
Vimma	50	25	11
Öring, strömlevande	50	17	10

Ur tabell 5 kan även skattas den minimala slitsbredden i en slitsränna eller annan anordning för att tillåta fisken passera. Slitsen skall vara minst 3 gånger fiskens bredd (DWA 2010). För en abborre på 40 cm kan vi således anta att den är 5 cm bred och en slits måste vara minst 15 cm bred. För en asp på 80 cm blir motsvarande värden 7 cm och slitsbredden minst 21 cm.

Generellt kan man också säga att fisken behöver ett manöverutrymme på minst 3 gånger längden (DWA 2010). En fisk på 1 m behöver således ha minst 3 meter långa bassänger i en fiskväg för att kunna manövrera.

I själva fiskvägen måste vattenföringen vara tillräcklig. Utvärdering av havsörings migrationer i en dansk å visade att bara hälften av fisken som fann omlöpet vandrade hela vägen igenom. Det ansågs vara en effekt av omlöpets längd och låga vattenföring (Aarestrup m.fl. 2003). Hur mycket vatten som krävs i fiskvägen för att fisk fysiskt skall kunna vandra beror av dess typ, fiskart och fiskens storlek (ICPDR 2013). För öring på 40 cm kan det nödvändiga minsta vattenflödet anges till 75 l/s i en naturlig ramp och 150 l/s i en slitsränna. En lax på 100 cm kan kräva 500–550 l/s i motsvarande fiskvägar. En gädda på 90 cm 300–400 l/s. En färna 100–125 l/s. Generellt bör flödet vara 200 l/s och uppåt. Skall långa fiskar passera får man räkna med flöden på minst 300–600 l/s. Observera att lockvatten tillkommer varför det faktiska flödet generellt behöver vara högre (se avsnittet om lockvatten), såvida lockvattnet skall gå genom fiskvägen – vilket inte alltid är nödvändigt.

Vattenhastigheten i själva fiskvägen måste anpassas efter de arter som skall passera. I naturliga fiskvägar kan man skapa ett mer varierat flöde, med lägre vattenhastigheter nära botten och högre i strömfårans mitt. Generella principer för lämpliga vattenhastigheter diskuterades i avsnittet om fiskars vandring. Fiskar kan ruscha i en hastighet av 10 gånger kroppslängden under 15–20

sekunder, men vill helst vandra genom en fiskväg i marschfart. Man måste beakta att fiskens hastighet är relativ och påverkas av det motströmmande vattnets hastighet. Simmar fisken med en egen hastighet av 2 m/s och det motströmmande vattnet rör sig med 1 m/s så förflyttar sig fisken bara 1 m uppströms per sekund. Om fisken skulle försöka ruscha igenom fiskvägen och den har en vattenhastighet på 1 m/s så skulle en 20 m lång fiskväg vara vad en öring på 20 cm maximalt klarar av i denna hastighet. För att säkerställa vandring av alla stadier bör vattenhastigheten inte vara högre än 0,35–0,6 m/s (ICPDR 2013). Samtidigt har man i vägledningar (DWA 2010, ICPDR 2013) fastslagit att 0,15 m/s–0,3 m/s är gränsvärdet för framkalla uppströmsvandring. Faller vattenhastigheten under detta värde får fiskar svårt att orientera sig mot strömmen (Lucas & Baras 2001). Sammantaget innebär det att den ideala fiskvägen har en lockande hastighet och denna hastighet bör variera rumsligt så att t.ex. lägre vattenhastigheter finns utmed botten (Calles & Greenberg 2005 & 2007).

Bara vattenflödet är dock inte nog för att få fisk att vandra in i fiskvägen. Vandrande fiskar vill inte exponera sig i onödan. Lindmark & Gustavsson (2008) fann att måla en fiskkanal mörk gjorde att fler öringar vandrade in i den. Turnpenny m.fl. (1998) fann att omlöp som inte släppte in dagsljus undveks av laxfisk. Laxfiskar på vandring vill se, men inte ses! Fiskar kan passera genom långa vägtrummor eller kulvertar, men generellt skall fiskvägar ha dagljus och inga abrupta ändringar av ljusförhållandena (ICPDR 2013).

Vattenhastigheten på lockvattnet anses vara avgörande. Pavlov (1989) har efter försök fastställt att lockvattnets hastighet bör vara 70–80 % av respektive individs kritiska vattenhastighet. För vuxen fisk innebär det hastigheter kring 0,7–1 m/s, men för mindre fisk (50–70 mm) bara 0,2 m/s. Så låga hastigheter kan dock uppnås i kanten och botten, medan lockvattnets mittfåra vanligen uppvisar högre hastighet. För vuxen laxfisk är det lämpligt att vattenhastigheten i lockvattnet är högre än i huvudfåran. Detta visar vikten av att utforma mynningen så att en komplex, men ändå centrerad vattenström uppstår. Undersökningar i Columbiafloden har visat att de höga vattenhastigheter (nästan 2 m/s) som används i fiskvägar för att locka stillhavslaxar inte passar stillahavsnejonögon. De lockas i större utsträckning om vattenhastigheterna reduceras (Johnson m.fl. 2012). Gädda undviker vattenhastigheter på 1,2 m/s, men kan vandra upp i fiskvägar vid lägre vattenhastigheter (Peake 2008).

DWA (2010) anger att i mynningen (inte i själva fiskvägen) på en fiskväg bör vattenhastigheten vara 1 m/s, egentligen ännu högre för laxfiskar, men med denna hastighet så avskräcks inte de svagare simmarna. Återigen, ett komplext utflöde med en stark ström i mitten och en svagare ström utmed botten och sidorna är idealet.

Fiskvägens lutning bestäms utgående från art och typ av fiskväg. Generellt kan ramper (egentligen naturliga vattendragsbottenar) ha en lutning på 1:15 (6,7 %) för öring och andra strömfiskar och 1:50 (2 %) för de mest svagsimmande (ICPDR 2013).

Turbulent vatten är problematiskt för fisk att simma i (Pavlov m.fl. 2008). I en typisk bassängtrappa uppstår turbulens (från vitt skummande vatten till virvlande vatten) när vattnets energi bromsas. Styrkan i turbulensen (PD;

power density) uttrycks i W/m^3 och kan uttryckas som reduktionen i den tillförda lägesenergin i vattnet i förhållande till bassängvolymen. Den beror av fallhöjd (h), gravitation (g), vattnets densitet (d), bassängens volym (V) och vattenflödet (Q). Den beräknas som:

$$PD = d * g * Q * (h/V)$$

Bassängtrappa.

$$PD = d * g * \text{medelvattenhastighet} * \text{lutning}$$

Omlöp

Maximivärden på turbulensen har satts från 55 till 200 W/m^3 beroende på fiskart och storlek, stora laxar klarar högst värden små fiskar lägst. För att ge fiskar möjlighet att vila från turbulent vatten kan man anordna vilobassänger med $<50 W/m^3$. En fiskväg kan behöva förses med vilobassänger för varje 2–3 m höjdskillnad så att fisken kan återhämta sig (ICPDR 2013), alternativt kan en naturlig fiskväg byggas med låg lutning och naturliga viloplatser bakom stenar.

Fiskvägens placering

En fiskväg för uppströmsvandring består i princip av tre delar, fisingång (nedre mynning), själva fiskvägen och en fiskutgång (övre mynning). Generellt bör en fiskväg placeras vid den översta punkten som fisken ansamlas nedom hindret (NOAA 2012, ICPDR 2013, Calles m.fl. 2012b) så att den får ett lockande vattenflöde och är lätt för fisken att finna (NMFS 2008). Idealt läggs fiskvägens nedre del så nära turbinutskovet som möjligt så att fisk lockas till platsen (Clay 1995, Bunt 2001). När lockvattnets andel är liten kan man artificiellt försöka att öka dess attraktionskraft genom att styra lockvattenströmmen mot huvudströmmen, dels genom att rikta mynningen, dels genom att lägga stenar i vattnet som riktar strömmen. Vid stora lockvattenflöden kan utströmningen ske mer parallellt med huvudströmmen (NOAA 2012). Nära själva fiskvägens öppning bör lockvattenströmmen ha en lägre vinkel än 300 relativt huvudströmmen (ICPDR 2013).

Vid dämmen med flera avtappningsmöjligheter kan man se till att öppna luckorna närmast fiskvägen så att huvudströmmen styrs mot fiskvägen. Förutsättningen är dock att inte vattenhastigheten eller turbulensen blir för hög. Fiskvägens nedre del kan också vara något vinklad ut mot mittfåran (Calles m.fl., 2012b).

Läggs en fiskväg alltför långt ifrån det dominerande utflödet från en damm kan lax få svårt att hitta fiskvägen. Gönczi (1999) genomförde telemetristudier av lekvandrande lax nedom Lilla Edets kraftstation i Göta älv. På ena stranden fanns den gamla fiskvägen, medan en ny byggts på motsatt strand. Avsikten var att stänga den gamla fiskvägen. Försöken visade dock att laxen hade svårt att hitta den nya fiskvägen, något som förklarades med olämplig bottenstruktur nedom fiskvägen och det stora, konkurrerande utflödet från kraftverkets fjärde aggregat. Åren 1993–95 var uppgången av lax cirka dubbelt så hög i den gamla fiskvägen, medan förhållandet för havsöring var det motsatta (Johlander 1999).

Man måste dock beakta att fisken kan migrera strandnära vid högflöden och i mittfåran vid lägre flöden. Olika arter kan migrera på olika djup och olika tider på året och dygnet. Oftast läggs fiskvägen av praktiska skäl vid ena eller andra stranden. Huruvida detta utgör en optimal lösning för fisken är inte belagt och rimligen skiftar detta mellan arter, flöden och säsong. I större

vattendrag kan mittströmmen vara så kraftig att fisk och andra djur enbart vandrar utefter den ena eller andra stranden. Ofta finner de då inte en fiskväg belägen vid andra stranden. I sådana lägen behövs två fiskvägar, något som diskuterats vid Lilla Edet i Göta älv. Det finns också tillfällen när en fiskväg kan behöva två ingångar, t.ex. för att underlätta för olika arter eller hantera stora vattennivåskillnader, vilket t.ex. är fallet vid Bonneville kraftverk i Columbiafloden.

I Sverige är det vanligt att en fiskväg anläggs i en sidofåra till huvudflödet. Sidofåran är ofta den gamla åfåran och huvudflödet är i den nya kraftverkskanalen. I och med att det vanligen rinner lite vatten i sidofåran relativt huvudflödet så kommer fisk att få svårt att hitta en sådan fiskväg och fisken kan få svårt att hitta fiskvägen även om de lockas till sidofåran (Calles 2006, Lundqvist m.fl. 2008). Man bör då komplettera med en fiskväg vid huvudfåran. För laxfisk kan man alternativt se till att substantiellt öka flödet i sidofåran eller tillfälligt stänga kraftverket för att locka upp fisk i sidofåran (praktiseras vid Åhns kraftverk i Damman och i Mörrumsån, dock med osäker framgång).

Det finns alltid en risk för att predatorer ansamlas till områden vid fiskvägar för att predera på vandrande fisk (Aghostino m.fl. 2012). Fiskvägens övre del måste mynna i en lämplig miljö som inte får en för stor ansamling av rovfiskar, samtidigt som det inte får ligga så nära turbinintag att fisken riskerar att spolats tillbaka ned. Områden med en vattenhastighet under 1 m/s rekommenderas (NMFS 2008).

En andel av de fiskar som passerar uppströms genom en fiskväg har observerats omedelbart driva tillbaka nedströms dammen igen, s.k. *fallback*. Orsaken till att fiskarna faller tillbaka kan bero på att de dött och driver med strömmen, eller på att de skadat sig eller ansträngt sig för mycket vid passagen av fiskvägen (Naughton m.fl. 2006). Ju högre vattenföringen är, desto större andel fiskar faller tillbaka (Boggs m.fl. 2004). Hög vattentemperatur (>22 °C) ger också hög andel laxfisk som faller tillbaka (op. cit.). Hur stor andel av stigande stillhavslax och regnbåge som faller tillbaka varierar i olika studier. Burke (2006) anger att andelen är mindre än 0,5 % vid ett hinder, medan Boggs m.fl. (2004) anger att 15–22 % av uppvandrande laxfiskar faller tillbaka vid någon fiskväg i Columbia River, USA.

Lockvatten

Lekvandrande lax söker generellt efter den kraftigaste vattenströmmen (Williams 1998, Thorstad m.fl. 2003, 2008). Vid kraftverksdammar finns det ofta en starkare och mer lockande vattenström nedom turbinerna (*the tailrace*) än vad som kommer genom fiskvägen (Linlökken 1993, Laine m.fl. 1998, Rivinoja m.fl. 2001, Karppinen 2002). Ju högre andel av det totala flödet i vattendraget som används i fiskvägen, desto effektivare blir ofta fiskpassagen för sockeyelax (Roscoe & Hinch 2008), upp till 93 % av fisken passerade en slitsränna som fått allt större andel av flödet. Ju längre lockvattenströmmen från fiskvägens nedre del når ut i strömmen, desto fler fiskar anlockas. Därför är det bättre att ha ett strömmande utflöde från en fiskväg, än ett utflöde där vattnet faller ned (Washington Department of Fish and Wildlife 2000a).

Winstone m.fl. (1985) anger att det alltid skall vara minst 40 % av medelvattenföringen (MQ) i ett vattendrag för att stimulera lax och öring att vandra uppströms. Man kan uttrycka de vattenföringar som utlöser vandring hos lax och öring i vattendrag som vattenföring per meter vattendragsbredd. Uppströms vandring initieras vid 80 l/s/m och kulminerar vid 200 l/s/m (Cowx & Welcomme 1998). I ett vattendrag med 10 meters bredd innebär detta att det skulle krävas 0,8 m³/s för att initiera uppströmsvandring. Dessa värden är dock inte direkt applicerbara på fiskvägar.

Optimalt utgör lockvattnet 100 % av vattenflödet i vattendraget. I en sammanställning över fiskvägar förbi dammbruksanläggningar (fiskodlingar) i danska vattendrag konstaterades att *"For at skabe effektiv faunapassage er det en forudsætning, at der altid løber væsentligt mere vand gennem faunapassagen end ind på dambruget. Faunapassagen bør dimensioneres, så den kan føre hele vandløbets vandføring"* (Faunapassageudvalget 2004). Detta gällde fiskvägar förbi låga dammar i danska åar som styrde in vattnet i en dammbruksanläggning.

De flesta fiskvägar kan inte byggas så stora att de förmår att ta hela flödet i vattendraget. Att det går tillräckligt med vatten genom fiskvägen är avgörande för att den skall vara passerbar, men framför allt för att den skall kunna locka till sig fisk. De flesta danska tekniska fiskvägar (fisktrappor) ansågs i en rapport fungera dåligt därför att det rann för lite vatten så att fisken inte hittade dem (Skov- og Naturstyrelsen 2001). I extremfallet från Gudeån hittade inte laxen fisktrappan som hade ett flöde på 0,022 m³/s jämfört med medelvattenföringen på platsen som var 22 m³/s (Koed m.fl. 1996). Ett flöde i fiskvägen på 1 promille av medelvattenföringen i vattendraget var således för litet, inte heller när fiskvägen byggdes om och flödet i fiskvägen ökade till 7 promille var effektiviteten högre än 3–10 %. I Storån i Danmark vid Holstebro vattenkraftverk genomfördes undersökningar av omlöpets funktion vid flera olika flöden, från ca 400 l/s till 1000 l/s. Antalet fångade fiskar ökade med flödet genom omlöpet upp till 1000 l/s (Skov- og Naturstyrelsen 2001). Detta utgjorde cirka 3–10 % av medelvattenföringen på platsen. En denilränna i Gudenå vid Tangeverket med en vattenföring på 0,15 m³/s, dvs. cirka 0,7 % av vattendragets medelvattenföring, hade dock bara en effektivitet på 3–10 % (Skov- og Naturstyrelsen 2001). En orsak kan vara det låga vattenflödet som givit för lite lockvatten.

Äldre rekommendationer har angett att lockvattnet bör vara minst 1–5 % av vattenflödet på platsen i större vattendrag (Larinier 1990). Detta höjdes sedan till 2–5 % (Larinier 2002). NOAA (2012) anger för fiskvägar på amerikanska ostkusten 3–5 % av turbinflödet. Turnpenny m.fl. (1998) föreslog att åtminstone 2 % av vattnets som är tänkt att användas i turbiner skall föras till fiskvägen (omlöp). Larinier m.fl. (2005) fann senare att för att locka fisk till en fishhiss rekommenderades att 10–20 % av flödet användes. I Stornorrfors används detta extra lockvatten för att driva ett minikraftverk varför kraftförlusten nedbringas.

Kontroll av uppvandrande lax och havsöring vid Marieberg i Mörrumsån visade att uppvandringen genom fiskvägen (bassängtrappa, flöde ca 1 m³/s) var god vid låga flöden (från cirka 8–17 m³/s), men minskade vid flöden över 20 m³/s upp till cirka 28 m³/s. Orsaken antogs vara att kraftverket hade en

kapacitet på cirka 24 m³/s och vid dessa flöden kom vattnet från turbinutskovet på andra stranden att locka till sig fisken (Johlander 1999). Flödet i fiskvägen utgjorde då 3,5–5 % av vattenföringen, vilket uppenbarligen var för lite på denna plats. Vid det lägre flödet med god uppvandring utgjorde vattnet från fiskvägen 6–12,5 % av flödet på platsen.

Vid Pitlochry Dam i Skottland (medelvattenföring i River Tummel vid försöket 49,5 m³/s) finns en bassängtrappa där laxens vandring studerats. Genom trappan har runnit upp till 10 % av vattenflödet på platsen. Av elva märkta laxar observerades alla simma in i trappan (Webb 1990). Senare försök visade att 29 av 39 märkta laxar attraherades och passerade fiskvägen (Gowans m.fl. 1999b).

Arnekleiv & Kraaböl (1996) fanns att uppvandring av öring i Gudbrandsdalslaagen i en fåra med reducerad vattenföring upphörde när denna fåra hade en vattenföring som var 10 % av flödet från turbinerna (dvs. 9 % av vattenföringen på platsen). Om flödet var 30 % av flödet från turbinerna (23 % av vattenföringen på platsen; 60 m³/s av 200–300 m³/s) ökade öringvandringen så att minst hälften av öringarna vandrade in i "torrfåran", men resterande del av öringarna stannade nedanför turbinutflödet. I de riktlinjer som används i England så anses "Good Practice" vara att flödet i en torrfåra är minst 23 % av vattenföringen på platsen (Robson m.fl. 2011).

Nilsson & Karlström (1999) redovisade hur fiskvägen vid Bergnäs i Skellefteälven användes av sik och öring. Öring gynnades om man släppte vatten vid dammutskovet intill fiskvägen som ett lockvatten (5 m³/s), jämfört med att inget vatten släpptes. När man varierade vattenflödet i själva fiskvägen gynnades öring vid ett högre flöde, medan sik missgynnades.

Calles & Greenberg (2005) fann att om fiskvägen (ett omlöp) var felaktigt placerad så räckte inte ett lockvatten på i medeltal 4 % av det totala flödet, med perioder >10 % av flödet.

På senare tid har en del fiskvägar anlagts med extra utströmmande lockvatten som mynnar vid mynningen. Detta vatten leds i en kulvert under fiskvägen och kan mynna i botten eller i sidorna. Det förra är att föredra eftersom fisk oftast saknar tendens att försöka vandra ned i botten, dvs. risken att fisk avstannar i sin vandring är liten. När man ledde ytterligare 8–22 m³/s som lockvatten i fisktrapporna i Kalixälven (Jockfall) och Stornorrfors (Umeälven) hade detta god effekt på anlockning av fisk till fiskvägarna (Grande 1999). Dock är det inte känt hur effektiv anlockningen var. Medelvattenföringen vid Jockfall är 213 m³/s, vilket innebar att anlockningen förbättrades vid ca 5–10 % av flödet via fiskvägen.

Genomgången ovan visar generellt på att det används för lite vatten till fiskpassage. Några säkra rekommendationer på hur mycket lockvatten som krävs finns inte. Som tumregel anger ICPDR (2013) bör 1 % av flödet vara tillräckligt i större älvar (>50 m³/s), dock kan ofta två fiskvägar behövas – en på vardera stranden varför vattenbehovet kan vara 2 %. I mellanstora vatten (25–50 m³/s) rekommenderas 1–2 % av flödet och i mindre vatten en högre andel – hur stor dock ej angiven. Notera att i väldigt stora vattendrag (Donau anges som exempel) anges att vattenbehovet är betydligt lägre än 1 %. NOAA (2012) anger 3–5 % av den vattenmängd som går genom turbinerna.

ICPDR (2013) ger värden för vattenbehov när det gäller omlöp, men här har man även beaktat att det skall komma lockvatten från dem, inte bara vatten som medger fysisk passage. Vid ett flöde på 5 m³/s i vattendrag krävs 5 % i omlöpet, dvs. 250 l/s (tabell 6). Denna tumregel kan uttryckas grovt som; Flöde i fiskvägen = $0,4527 \cdot \ln(\text{Flöde i vattendraget}) - 0,5554$. Följer man denna formel utanför de angivna värdena på flöde i vattendraget uppkommer felaktiga värden, t.ex. skulle ett vattendrag med ett flöde på 1 m³/s inte behöva flöde i fiskvägen...

Tabell 6. Flöde (m³/s) i vattendrag och erforderligt flöde i ett omlöp enligt ICPDR (2013).

Flöde i vattendrag	I fiskväg	Fiskväg %
5	0,25	5
10	0,5	5
20	0,8	4
50	1	2
100	1,5	1,5
200	2	1

Observera att det i stora vattendrag kan krävas flera fiskvägar, alltså kan behovet av vatten till fiskvägar vara större.

Dessa siffror motsägs av svenska och internationella erfarenheter (se ovan) med 6–12 % i Mörrumsån, 5–10 % vid Jockfall (Kalixälven), 10 % vid Pitlochry för god anlockning (tabell 7). Anlockningen av lax och öring har bedömts som god vid 6–23 % av flödet i älven på platsen.

Tabell 7. Flöden i fiskvägar och lockvatten som angetts ha dålig respektive god anlockning på laxfiskar.

Vatten	Plats	Flöde (m ³ /s)	Fiskväg (m ³ /s)	I %	Funkti on	Referens
Gudeån	Tangenverket	22	0,022	0,10	DÄLIG	Koed m.fl. 2006
Gudeån	Tangenverket	22	0,154	0,70	DÄLIG	Koed m.fl. 2006
Mörrumsån	Marieberg	24	1	4,17	DÄLIG	Johlander 1999
Mörrumsån	Marieberg	16,5	1	6,06	BRA	Johlander 1999
R. Tummel	Pitlochry	49,5	4,95	10,00	BRA	Webb 1990
Kalixälven	Jockfall	213	15	7,04	BRA	Grande 1990
Gudbrandsdalslägen	Hunderfossen	250	25	10,00	DÄLIG	Arnekleiv & Krabböl 1996
Gudbrandsdalslägen	Hunderfossen	250	58	23,20	BRA	Arnekleiv & Krabböl 1996

Klunkning eller flödesstyrning

För laxfiskar finns metoden med klunkning (*freshets*) att tillgripa, dvs. att man kortvarigt ökar flödet under fiskars lekvandring för att styra dem mot fiskvägen. Detta har provats med varierande framgång i Sverige (Calles & Greenberg 2009), men också visats sakna avgörande effekt i två norska älvar; Mandalselva och Orkla (Thorstad & Heggberget 1998, Thorstad m.fl. 2005). Thorstad m.fl. (2008) skriver att entydiga positiva resultat av klunkning saknas, speciellt när kortvariga och små flödesökningar används i stora älvar. Generellt får klunkning bättre effekt ju lägre vattennivån var tidigare i älven och ju högre och långvarigare klunken är (Hayes 1953, Archer m.fl. 2008). Lundqvist m.fl. (2008) visade att stora ”klunkar” kan ge tydliga positiva resultat. Man använde 50–120 m³/s i minst 30 timmar i Umeälven (MQ 430 m³/s), dvs. klunkar på 12–28 % av MQ.

Som ett alternativ till klunkning kan man tillfälligt stoppa flödet via turbinerna så att allt flöde kommer via fiskvägen. Detta nyttjas till exempel vid Åhns kraftverk i Dammån där fisken kan lockas in i kraftverkskanalen vid normal drift och då inte hittar fiskvägen i den gamla åfåran. Som nämnts ovan, är det inte känt hur effektivt detta är.

Metodiken med klunkning och respektive driftstopp i kraftverket är tyvärr dåligt utvärderad. Mills (1989) konstaterade att man inte kan göra generaliseringar utan det måste ske en anpassning för respektive älv och flödessituation. Mycket talar för att dessa metoder bör vara effektiva vid låga (reglerade) flöden i älven, då för att initiera uppvandring och få in lax i rätt fåra för vandring.

Styrning av fisk

I vissa fall kan det krävas att man med galler, fingrindar eller ledrist (*screen*), leder fisken, på väg upp, bort från vattnet från turbinerna (Calles m.fl., 2012b). Eljest riskeras att fisken ansamlas där och inte hittar fiskvägen och ett sådant galler kan skada nedströmsvandrande fisk som passerat genom turbinerna. Fisken kan till och med gå in i turbintunnels nedre del och stanna i dagar/veckor i den mörka tunneln (Rivinoja m.fl. 2001, Thorstad m.fl. 2008). I en norsk älv fann man att genom att öka vattenflödet i den gamla åfåran från 3 till 5 m³/s så minskade mängden lax som vandrade upp i tunneln betydligt (Thorstad m.fl. 2008). Det är alltså möjligt att styrning av fisken kan ske med ett ökat lockvatten, men där så inte är möjligt kan det behöva ske med ledrist. Gowans m.fl. 1999b redovisade hur laxens förmåga att hitta fiskvägen vid Pitlochry (R. Tummel, Skottland) ökade med hjälp av en ledrist, men ger lite information om utformningen. Ökningen var satt i relation till tidigare studier i området innan ledristen sattes in och resultaten får anses som osäkra.

Uppvandringen genom en denilränna ökade från 3–10 % av uppvandrande laxfisk till 25 % efter att en ledrist med 20 mm spjälavstånd installerats i Gudenån i Danmark (Koed m.fl. 1996). Tekniken är relativt oprövad, men används och är enkel i sin konstruktion och kan användas vid fler platser där fisken behöver ledas, t.ex. när fisk lockas in i en kraftverkskanal och inte finner

en passage förbi via fiskväg (t.ex. Åhns fiskväg i Dammån) eller rent av en intakt gammal åfåra (t.ex. Viskan vid Kullagård).

Styrning med fysiska barriärer nedströms är inte en åtgärd som används vid svenska kraftverk. Troligen är detta för att effektiviteten i fiskvägar sällan undersöks. Om ett antal fiskar (oftast lax eller havsöring) passerat fiskvägen uppströms har det tagits som tecken på att den fungerar och vidare analyser av fiskvägens effektivitet har inte genomförts. Nackdelen med ledtraster är att de kan sätta igen och är svåra att rensa, å andra sidan bör vattnet nedom kraftverket vara fritt från bråte eftersom vattnet passerat ett intagsgaller framför turbinerna.

Naturlika fiskvägar

För uppströmsvandring finns, undantaget utrivning, i princip fyra naturlika fiskvägar:

- Upptröskling (lyftning) så att ett stryk bildas över hindret (rocky ramp, fish slope, danska: stryk)
- Naturlik bassängtrappa (nature-like ramp, cascaded rocky ramp),
- Omlöp; en naturlig fåra runt hindret (bypass), tidigare kallad kanal/fiskkanal.
- Inlöp; en naturlig fåra förbi hindret inom vattendraget (bypass through the dam).

Olika fiskvägar beskrivs endast kortfattat nedan. De som önskar mer information kan läsa Degerman (2008), Calles m.fl. (2012b) eller i några av de internationella sammanställningar som angetts i inledningen, t.ex. NOAA 2012, DWA 2010 eller ICPDR 2013. Modern speciallitteratur kommer alltmer rörande slitsränns design (Alvarez-Vazquez m.fl. 2007, 2008, Barton m.fl. 2008, Bermudez m.fl. 2010, Chorda m.fl. 2010).

Upptröskling (rocky ramp, bottom ramp) används för att höja vattennivån nedströms, oftast med sten, medan dämnet behålls kvar (Cowx & Welcomme 1998). Metoden kan vara lämplig om dämnet håller mycket sediment som är förorenat och inte bör röras (figur 5). Faunapassageudvalget (2004) rekommenderar denna lösning (stryk) i danska vattendrag med låga hinder. De kan göras stora vid behov. I Kanada nära Churchill finns en anläggning som är 300 m bred, 1,8 m hög och har en minsta vattenförling av 75 m³/s (Wildman m.fl. 2005). För att säkerställa passage även vid låg vattenförling kan en nedsänkt ränna (dubbelprofil, v-formad botten) skapas som för vatten även vid låga flöden. En ramp som byggs som en naturlig vattendragsbotten med sten och block kan ha en lutning på upp till 6,7 % för laxfisk, medan 3,5 % kan vara en övre gräns för karpfiskar (ICPDR 2013).



Figur 5. Rocky ramp, eller upptröskling, i Sjörydsbäcken, Hjo kommun. Bäckfåran nedströms dammen har "lyfts upp" till dammens kant. Fåran har en V-profil för att fungera för fiskvandring både vid låg- och högvatten. Foto Erik Degerman.

Naturlik bassängtrappa (nature-like ramp, cascaded rocky ramp) är en oftast konstgjord tröskling över vandringshindret som byggs upp med grova block och kommer att likna en bassängtrappa (Calles m.fl., 2012b). Lämpligen byggs de så att öppningar läggs på omväxlande sida av fiskvägen för att bromsa vattnets energi och ändå låta fisken simma uppströms.

Omlöp är naturlika passager som anläggs runt hindret (figur 6). De brukar erbjuda en varierad miljö med olika flöden och djup som passar många arter. Generellt bör lutningen vara 1–5 % (FAO/DVWK 2002, Larinier 2002). Öring och andra starka simmare kan passera omlöp med 3–9 % lutning utan problem

om skyddande ståndstenar finns som skapar läområden (Degerman 2008). Man strävar efter en medelvattenhastighet på minst 0,3 m/s för att inte fiskvägen skall få för hög sedimentation, samtidigt som vattenhastigheten nära botten måste vara låg för att tillåta passage av små fiskar (Sandell m.fl. 1994, Degerman 2008, Calles m.fl. 2012a).



Figur 6. Del av det flera hundra meter långa omlöpet i Knipån, Habo kommun, som gör att öring från Vättern kan nå sina tidigare lekplatser. Foto Erik Degerman.

Jörgensen (1993) anger att för en fungerande fiskväg (omlöp) krävs att man:

- Definierar det minsta tillåtna vattenflödet i fiskvägen
- Fiskvägens vattenföring skall prioriteras före annan vattenanvändning, t.ex. att fylla upp dammagasin
- Vattenföringen i fiskvägen bör följa den naturliga vattenföringens fluktuationer inom det intervall där fiskvägen kan passeras av olika arter
- I omlöp kan botten göras i en så kallad dubbelprofil (v-skuren fåra) så att vandring kan ske även vid låg vattenföring.

ICPDR (2013) lägger till att:

- Medelvattenhastigheten bör vara 0,5–1 m/s
- Bottensubstratet skall vara minst 2 dm tjockt
- Det bör finnas en naturlig sekvens av höljor och strömsträckor (*pool-riffle*)
- Man bör räkna med att successivt fylla på grus och mindre sten som kommer att spolats bort
- Omlöpet bör genomspolas av högre flöden för att undvika sedimentation i bottarna.

Gigantiska omlöp har byggts i Sovjetunionen t.ex. vid floden Don där det finns ett omlöp (en kanal) på 6 km som är 2,5 m djup och 22 m bred (Sandell m.fl. 2004). I Sydamerika, Paranafloden, har ett 10 km omlöp anlagts vid Itaipudammen, Brasilien (Makrakis & Makrakis 2012).

Inlöp är en naturlig väg genom hindret och anläggs i själva vattendraget (figur 7). Detta till skillnad mot omlöp som anläggs runt hindret utanför det befintliga vattendraget. Inlöpet kan designas så att det tar en given mängd vatten vid olika vattenföring. Inlöp är lämpligt när det är svårt att ta i anspråk ytterligare mark kring hindret eller om hindret omges av branta stränder som är högre än nivåskillnaden i vattendraget. I och med att det anläggs i vattendraget och ges en naturlig botten är det lätt för vandrande djur att hitta det. Även spridning av växter nedströms underlättas.



Figur 7. Inlöp vid Hemsjö övre, Mörrumsån. Stålspont gör att vandringsvägen hålls öppen utmed stranden, samtidigt som vandringsvägen fungerar som extra utlopp vid höglöden. Vattenföringen i vandringsvägen regleras av ett utskov i övre delen. Foto Erik Degerman.

Tekniska fiskvägar

Det finns i princip åtta tekniska lösningar:

- Byggande av utskov eller trappsteg i hindret som medger passage
- Kammartrappa/bassängtrappa (*pool and weir fishway*)
- Vertikalslitsränna (*vertical slot fishway*)
- Denilränna (*Denil fishway*)
- Fiskhiss (*fish elevator*)
- Fisksluss (*fish sluice; fish lock*)
- Fiskpump (*fish pump*)
- Ålledare (*eel ladder*)

Skåra eller trappsteg

Skåra eller trappsteg är anordningar som har använts vid låga dammar. Man skapar en öppning i dammen (skåra, utskov) eller gjuter trappsteg (som en liten kammartrappa med överströmningsöppning). Tanken är då att fisken skall simma upp i vattenstrålen, eller hoppa. Självfallet medger detta bara passage av vissa arter och storlekar och betraktas inte vidare i denna sammanställning över bästa teknik.

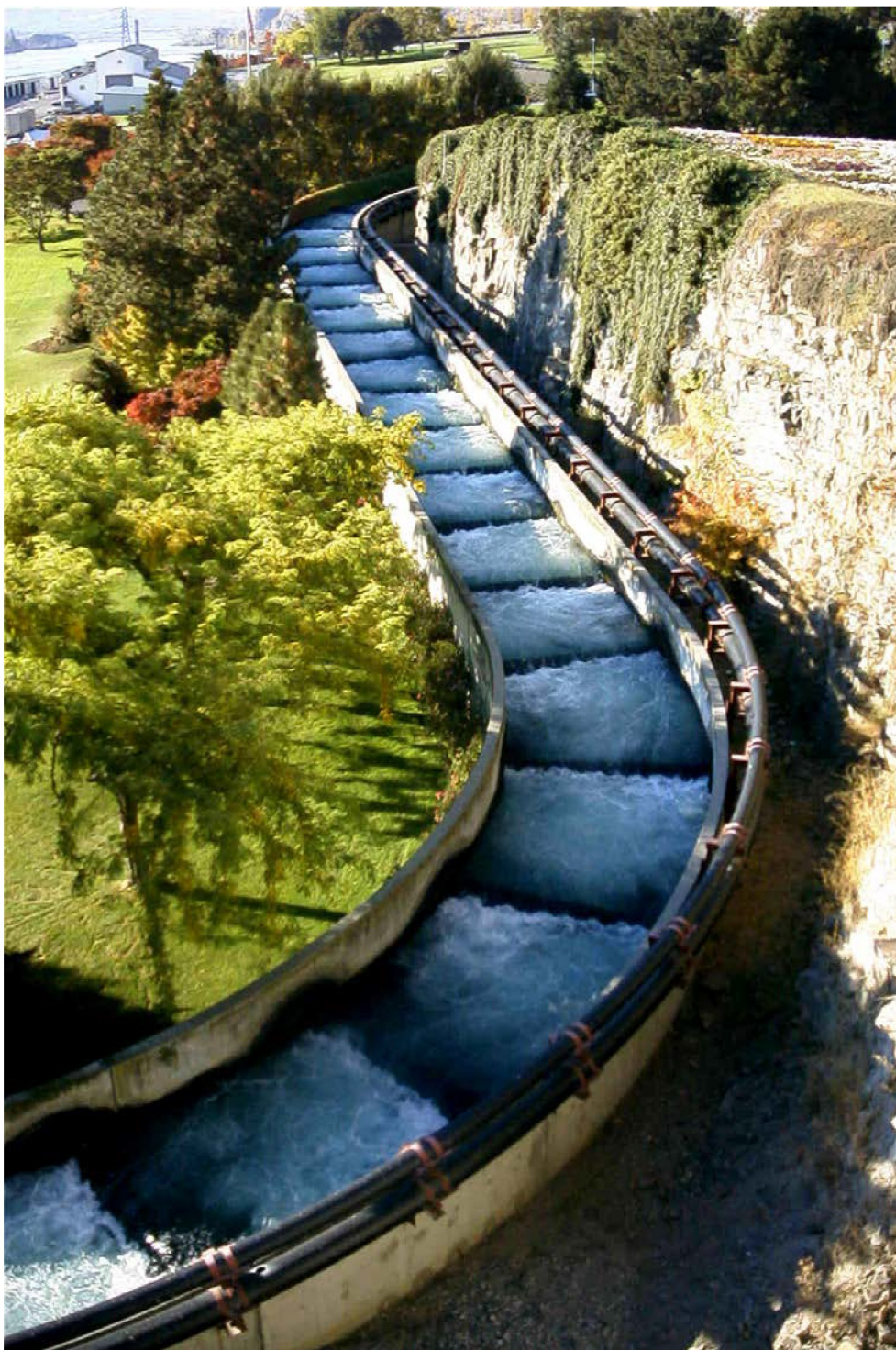
NOAA (2012) säger om denna teknik att den bara får användas vid upp till 1 m höga dammar och att skåran/skåror skall göras där fisken ansamlas nedströms. Skårans djup bör vara 1,5 gånger kroppshöjden för arter som skall vandra och bredden 50 gånger fiskens bredd. Man skall undvika att få turbulent och luftinblandat vatten. Dessa rekommendationer hänför sig till laxfiskar.

Kammar eller bassängtrappor

Kammar- eller bassängtrappor (*pool and weir fishway*) är den vanligaste typen av tekniska fiskvägar i Sverige. De utgör i princip en lång serie av trösklar med pooler däremellan. Bassängerna tar hand om vattnets energi så att fiskarna lättare kan komma uppströms, och kan vila efter passagen av respektive tröskel/tvärvägg. I sin enklaste konstruktion är tvärväggarna byggda i form av ett litet dämme. Fiskarna måste simma över eller till och med hoppa över, något som kan underlättas av att man gör öppningar i krönet. Detta kallas också en överfallstrappa. Vanligare är dock att man också har så kallade underströmningsöppningar, underströmningstrappa.

Kammartrapporna finns med alla dessa möjliga varianter; bara överfallstrappa där allt vatten strömmar över tvärväggen, enbart underströmningstrappa (*pool and orifice*) där bara hål i tvärväggens nedre del ska släppa fram vatten och fisk, samt kombinationen av de båda (*Ice Harbour fishways*). Till och med så starka hoppare som stillhavslaxar föredrar att simma genom underströmningsöppningarna jämfört med att hoppas eller simma över krönet (Naughton m.fl. 2007).

Den största tekniska fiskvägen i Sverige är kammartrappan vid Stornorrfor i Umeälven. En fallhöjd på 18 m har krävt en fiskväg på 240 m, dvs. lutningen är 7,5 %. Det finns 65 trappsteg, vilket innebär att varje steg är ca 28 cm. Flödet genom trappan är 1,5 m³/s, men i trappans nedre del tillförs 20 m³/s lockvatten (vilket utnyttjas i ett minikraftverk). Medelvattenföringen i Umeälven är ca 440 m³/s, vilket innebär att flödet i och intill fiskvägen utgör ca 5 %. Normalt brukar flödet genom kammartrappor vara 0,1–2 m³/s, men stora system som klarar flöden kring 50 m³/s finns (Degerman 2008). I Clackamas River, NV USA; MQ 79 m³/s, finns en bassängtrappa vid River Mill Dam på 500 m längd, längre uppströms finns en bassängtrappa på 3,2 km vid Faraday Diversion Dam (Algesten m.fl. 2013). Vid Bonneville i Columbiafloden finns två kraftverksdammar. Årsmedelvattenföringen är över 7000 m³/s. Det finns flera fiskvägsingångar, två vid vardera dammen. Bassängtrapporna tillhör de större i världen (figur 8).



Figur 8. Bassängtrappa i Columbiafloden, NV USA. Foto Erik Degerman.

Höjdskillnaden mellan bassänger styr vattnets energi och därmed vattenhastigheten som fisken måste simma mot. Generellt får höjdskillnaden inte överstiga 15 cm om flera arter av sötvattensfiskar ska kunna passera som vuxna (Degerman 2008). För harr anges endast t.ex. 7,5 cm (Washington Dept of Fish and Wildlife 2005). Inriktar man sig enbart på lax och stor öring kan höjdskillnaden vara inemot 30 cm.

Lutningen på bassängtrappor i Sverige var i intervallet 10–30 % (Johlander & Sjöstrand 1993, Johlander 1997), medan Larinier (1990) anger 10–12 % som det vanliga intervallet i Frankrike. Troligen fungerar inte de brantaste svenska bassängtrapporna annat än för enstaka individer.

Det är viktigt att bassängerna, facken, görs tillräckligt stora så att de förmår bromsa vattnets energi. Larinier (1990) anger minst 2,5 m långa fack med ett djup av minst 1,2 m för lax. För mindre öring kan bassänglängden vara 1,2 m (flöde 0,1 m³/s). Generellt anges ju att bassänglängden skall vara 3 gånger fisklängden för att medge fysiskt utrymme för manövrering (ICPDR 2013).

Vilka vattenflöden som används varierar betydligt. Larinier (1990) anger för bassängtrappor anpassade för de flesta fiskarter (dock ej gös) 0,1–5 m³/s. Bassängtrappor har en fördel i och med att de fungerar vid varierande flöden, även låga flöden. Det gör att de kan anläggas i vattendrag med säsongsvist låga flöden.

Nackdelar med bassängtrapporna är att de oftast är byggda för laxfiskar, att de är känsliga för flödesförändringar och vattennivåfluktuationer (Sandell m.fl. 1994).

Slitsrännan

Slitsrännan (*vertical slot fishway*) liknar kammarrappan, men har en öppen slits i tvärväggen från yta till botten (figur 9). Härigenom blir den relativt okänslig för variationer i vattenståndet uppströms. Slitsrännor har t.o.m. byggts för att hantera vattenståndsvariationer på inemot 10 m (Degerman 2008). De byggs antingen som enkel- eller dubbelslitsrännor, dvs. med slitsar bara på tvärväggens ena eller båda sidor. I enkelslitsrännan styrs vattnet av slitsens utformning och placering över till andra sidan. Därvid dämpas vattnets energi i facket innan de strömmar nedströms i nästa slits. Otaliga varianter finns på utformning och placering av slitsarna (se Degerman 2008). I några fall har man byggt låga trösklar (någon decimeter) i själva slitsen för att minska vattenhastigheten vid botten.

I en slitsränna är i princip vattenhastigheten lika från botten till yta och relaterad till nivåskillnaden mellan poolerna. Eftersom det är nivåskillnaden mellan poolerna som avgör så fungerar slitsrännan likadant vid låg som hög vattennivå. Bottenvattenhastigheten kan bromsas genom att man gjuter in stenar i botten, alternativt genom att anlägga låga trösklar.

Sandell m.fl. (1994) anger lutningar vid placering av slitsrännor till 2,7–10 %. Kamula m.fl. (1992) anger ett flöde på endast 0,5 m³/s i en slitsränna för de flesta fiskarter i en finsk älv (Siikajoki).

Slitsrännor kan byggas mycket stora. Vid Hells gate i Fraser River (B.C, Kanada) är slitsarna 12 meter höga (Grande 2010).



Figur 9. Slitsränna vid Slotten i Örebro, Svartån. Vyn är nedströms. Genom de smala slitsarna skall fisk vandra. Funktionskontroller har visat att bland annat benlöjor passerar fiskvägen som är en passage runt låga dämmen (skibord) mitt inne i Örebro. Foto Erik Degerman.

Denilrännor eller motströmsrännor

Denilrännor (*Denil fishway; Steeppasses*) eller motströmsrännor är ytterligare en fortsättning av slitsrännan där man genom att bromsa vattenströmmen underlättar fiskars passage. Denna typ av fiskväg utvecklades år 1908 av belgaren Denil. Principen är att tvärväggar i form av lameller sitter tätt och är riktade snett uppströms. Dessa skapar idealt ett flödesmönster av motströmstyp. Fisken hjälps av vattenströmmen att passera uppströms. En mer komplex variant är Alaskan steeppass som tar hand om ännu mer av vattnets energi.

Svensken Valter Furuskog byggde en denilränna vid Herting i Ätran (Falkenberg). Denna ränna har fungerat i över 65 år för passage av lax och havsöring, med en nyligen dokumenterad passageeffektivitet på 76 % för lax samtidigt som inget havsnejonöga lyckades passera (Calles m.fl., 2010a). Fallhöjden är 5,5 m och lutningen 16,7 %. Tre vilobassänger finns i fiskvägen (figur 10).



Figur 10. Denilrännan vid Herting, Falkenberg, i Ätran. Fisk anlockas av det turbulenta utflödet från fiskvägen som förstärks ytterligare av ett separat utskov för attraktionsvatten som mynnar mitt emot fiskvägsingången (Calles m.fl. 2012). Fisken kan vid behov utnyttja tre vilobassänger. Foto Erik Degerman.

Denilrännor klarar stora variationer i vattenföring och relativt höga lutningar. Däremot klarar de inte variationer i vattennivån uppströms (Larinier 1998, 2002). Dock tål de mer fluktuationer i vattennivån uppströms än bassängtrappor (Sandell m.fl. 1994). De kräver mer tillsyn mer än andra fiskvägar på grund av benägenheten att sättas igen med trädgrenar och annan bråte. En ytterligare nackdel med denilrännor är att de ibland får dåligt lockvattenflöde eftersom det utströmmande vattnet fördelas på ytan istället för att bilda en stråle som från slitsrännor eller kammarrappor (Kamula 1999). Denilrännor är jämförelsevis billiga att anlägga.

Katapodis (1992) anger att denilrännor byggs för lutningar på 15–25 % för laxfisk och 10–15 % för andra (adult) sötvattensfiskar. Flödet i denilrännorna är ofta ganska ringa (extra lockvatten behövs) och i Sandell m.fl. (1994) sammanställning anges ett intervall på 0,05–1,5 m³/s.

Kombinationer

Tekniska fiskvägar kan ibland kombineras för att underlätta passage av ett hinder. Varierar vattenståndet i uppströms del kan en slitsränna finnas överst, medan en brant stigning kan innebära att nedströmsdelen utgörs av en denilränna. En sådan kombination har använts i Kemijokki sedan 1993 (Laine m.fl. 1998).

Fiskhiss och fisksluss

Fiskhiss (*fish elevator, fish lift*) och Fisksluss (*fish sluice; fish lock*) är helt annorlunda konstruktioner jämfört med vanliga fiskvägar. Slussen fungerar som en sluss för fartyg. Fisken simmar in i ett fack vars vattennivå tillåts stiga till dess fisken kan simma över i nästa fack. Precis om för båtars slussande blir det långa pauser i vandringen. Samma problem gäller för hissar där en låda

med infångad fisk skall hissas upp, fisken skall simma ut och sedan skall lådan ner igen – något som kan ta en kvart till flera timmar (Sandell m.fl. 1994).

Rekommenderad utformning av en fiskhiss anges av Clay (1995).

Effektiviteten hos dessa anordningar är sällan testad, även om uppgifter finns om hundratusentals fiskar som kan passera uppströms förbi vissa hinder. Hindren kan vara upp till 60 m vad gäller slussar (Sandell m.fl. 1994) och för hissar finns väl egentligen ingen övre gräns (Lucas & Baras 2001). Fiskhissar har främst byggts i större vatten med höga dammar och vandrande arter som stör och Alosa-sillar. Generellt rekommenderas fiskhissar före fiskslussar (NOAA 212).

Enklare alternativ är förstås att fånga fisken nedströms och sedan transportera upp den. Så har man till exempel gjort med laxen i Klarälven under många år. Effektiviteten av dessa åtgärder är dock sällan utvärderade. I fallet Klarälven har populationen möjligen svarat bättre på utsättningar av yngel och smolt än upptransporten av lekfisk. Det finns exempel på andra kommersiella arter som transporterats uppströms. För vimma i Polen finns antydningar om positiva effekter på det fiskbara beståndet av upplyftning förbi Wloclawekdammen i Vistula (Backiel & Bontemps 1996). Först byggdes en icke-fungerande bassängtrappa 1970, men sedan startade upptransporten. Programmet avbröts dock 1982 (Bartel m.fl. 2007).

Ålledare

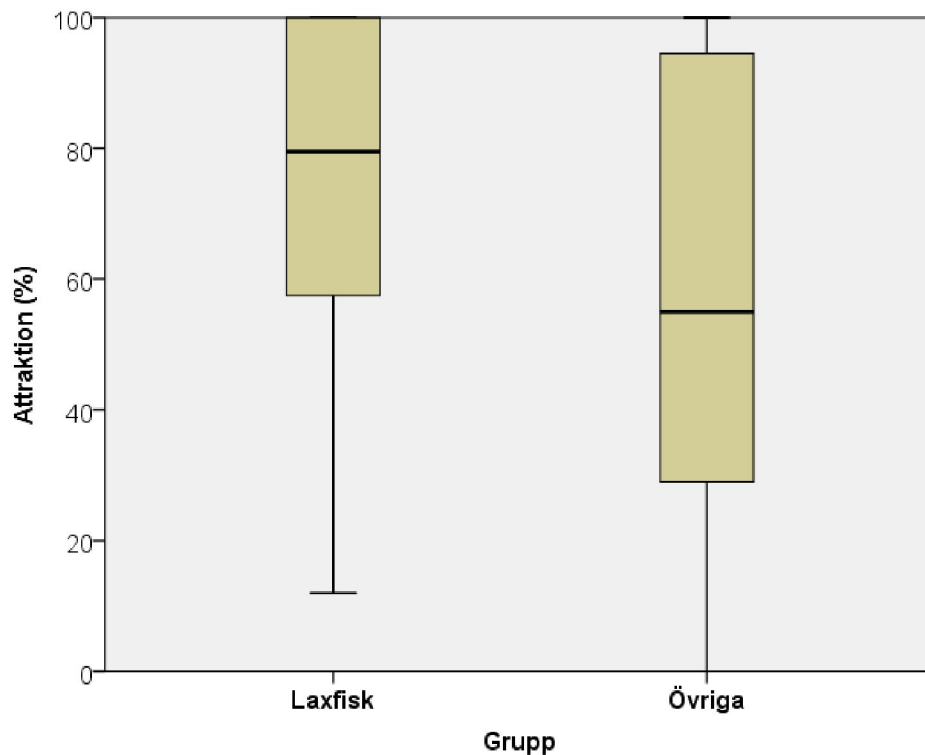
Ålledare (*eel ladder*) beskrivs i avsnittet om uppströms vandringsvägar för ål.

Olika fiskvägars funktion, anlockning och effektivitet

Det är omständigt, men fullt genomförbart, att mäta en fiskvägs *funktion* (fisk kan passera), *anlockning* (hur stor andel som lockas till fiskvägen) och *effektivitet* (hur stor andel av fiskar som kan passera). Mätning kan ske genom direkta och indirekta metoder. Till de direkta metoderna hör att ha en fälla eller fiskräknare i fiskvägen. Jungwirth (1996) visade att ett omlöp i floden Mur i Österrike hade verkligt många passerande fiskar, men att andelen harrar som passerade ändå endast var 17 % av populationen nedom hindret. Slutsatsen här var att omlöpet fungerade för fiskpassage (funktion), men att det var okänt hur stor andel av populationen som anlockades och sedan lyckades passera (effektivitet). Vill man veta hur många av vandrade fiskar som lyckas passera ett hinder är det bättre att använda någon typ av fiskmärken som gör att fiskens rörelser kan spåras – både nedom, i och uppströms fiskvägen.

De indirekta metoder som står till buds handlar om observationer av fisk ovanför fiskvägen. Endast i de fall dessa observationer ger möjligheten att uttala sig om uppströms populationens storlek (och föryngring) kan de användas för att bedöma fiskvägens funktion, men inte anlockning och effektivitet.

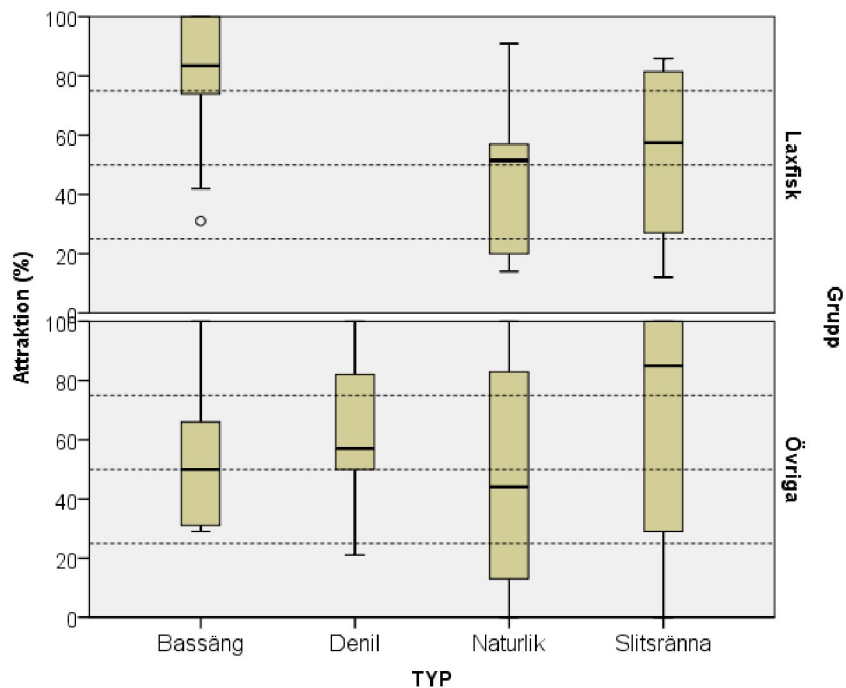
I en genomgång av studier som visade *attraktionseffektiviteten*, dvs. andelen (%) av vandrande fiskar som lockades till fiskvägen, fann (Noonan m.fl. (2012) att laxfiskar generellt lockades bättre än övriga arter (figur 11). Medianvärdet för anlockning av laxfiskar var 80 %, men för övriga arter endast 55 %.



Figur 11. Andelen (%) av fisk på uppströmsvandring som fann fiskvägen i 99 publicerade studier (Noonan m.fl. 2012).

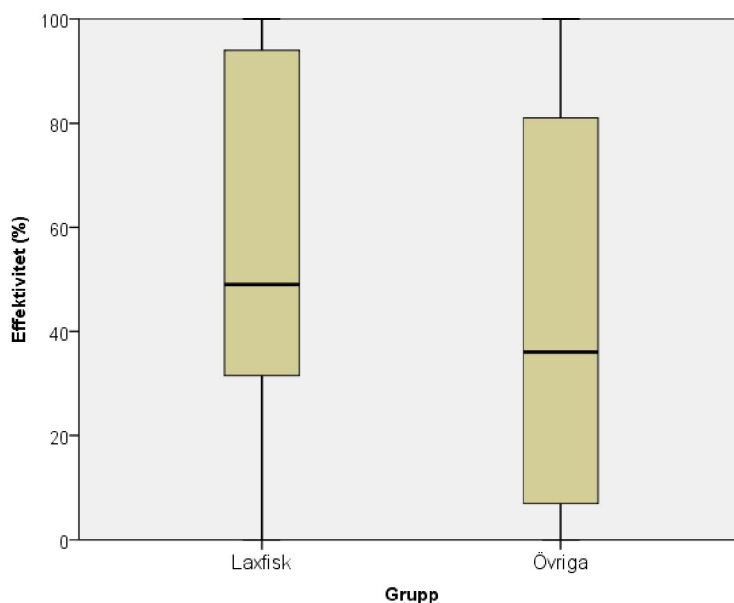
I denna sammanställning ingick dock arbeten från 1960 till 2011. Generellt har fiskvägars anlockning förbättrats på senare tid när vikten av mängden lockvatten och utformningen av fiskvägen förbättrats. Det borde vara rimligt att använda den övre kvartilen (75 %-percentilen) som den anlockning som är möjlig att uppnå vid goda förhållanden. För laxfisk var den 100 % och för övriga arter 94,5 %.

Anlockningen skiljde mellan olika typer av fiskvägar i den nämnda studien (figur 12). Naturlika fiskvägar (omlöp, inlöp m.m.) hade en intermediär anlockning, troligen på grund av att de hade låg vattenföring. Bassängtrappor lockade väl laxfiskar, men var sämre på övriga arter. Dock bör det beaktas att studien utgör exempel på befintliga fiskvägar och inte optimala värden.



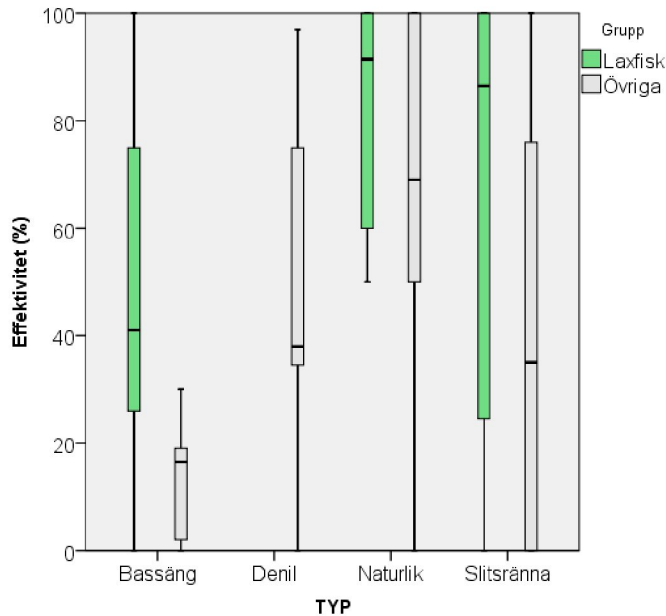
Figur 12. Andelen (%) av fisk på uppströmsvandring som fann fiskvägen beroende på fiskvägstyp i 99 publicerade studier (Noonan m.fl. 2012).

För fisk som anlockats är det av stort intresse att veta hur många som verkligen passerar uppströms (*effektivitet*). Medianvärdet var så lågt som 49 % för lax och 36 % för övriga arter (figur 13). Den övre kvartilen låg på 94,5 % respektive 82,5 %. Detta visar att det går mycket väl att bygga fiskvägar som fisk kan passera. Den övre kvartilen bör indikera vad som är möjligt. För en stark vandrare som lax kan man alltså förvänta sig att 94 % av individerna tar sig igenom en fiskväg.



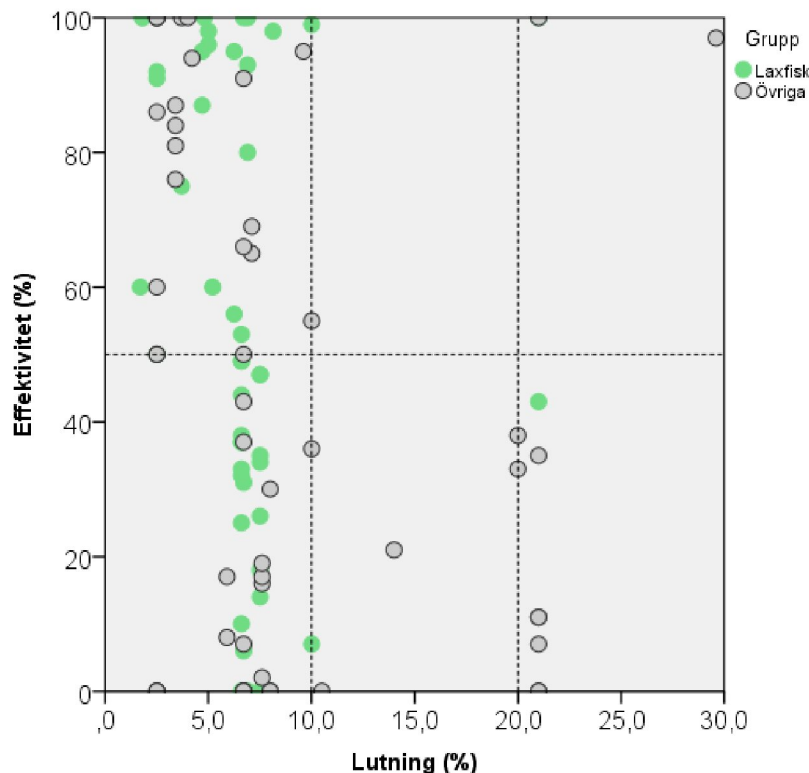
Figur 13. Andelen (%) av fisk på uppströmsvandring som passerade en fiskväg som de anlockats till (101 publicerade studier; Noonan m.fl. 2012).

Hur effektiva fiskvägar än går att göra har det visat sig att de tekniska fiskvägarna hittills haft lägre effektivitet för icke-laxfiskar (Noonan m.fl. 2012) (figur 14). Slitsränna verkar vara den bästa tekniska fiskvägen ur denna aspekt, medan naturlika fiskvägar var effektivast på att låta fisk passera. Denilrännor uppvisade låg effektivitet och hade stor spännvidd i resultatet.



Figur 14. Andelen (%) av fisk på uppströmsvandring som passerade en fiskväg av olika typ som de anlockats till (101 publicerade studier; Noonan m.fl. 2012).

Hur effektiva fiskvägarna var berodde bland annat av deras höjdskillnad och lutningen i fiskvägen (Noonan m.fl. 2012). För laxfisk fanns goda resultat för effektivitet upp till 10 % lutning och för övriga arter till och med vid högre lutning (figur 15).



Figur 15. Andelen (%) av fisk på uppströmsvandring som passerade en fiskväg de anlockats till avsett mot fiskvägens lutning (101 publicerade studier; Noonan m.fl. 2012).

Noterbart var att det inte fanns arbeten publicerade rörande fiskvägar med en höjdskillnad över 30 m. Däremot är det visat att laxfiskar kan stiga över större höjdskillnader. Fyra små bassängtrappor i Laerdalselva (MQ 36 m³/s) (Norge) med en sammanlagd stigning i höjddled på 44 m har medfört att laxen kunnat nå ytterligare 16 km lek- och uppväxtområden (Saettern 1999).

I Norge finns flera tekniska fiskvägar som i en enda fiskväg (t.ex. Granfossen i Verdalselva och Mathisfossen i Mathiselva) tillåter passage av lax förbi 40–50 höjdskillnad (pers. komm. Hans-Petter Fjeldstad). Detta bör innebära att det kan gå att få laxfiskar att passera en fiskväg med stor höjdskillnad (>30 m), men att det troligen kräver omfattande arbete och bra design.

Om man kombinerar attraktionseffektivitet och passageeffektivitet så får man fram hur stor andel av stigande fisk som vandrar förbi hindret, *total effektivitet*. Anlockas 50 % och 50 % av dessa passerar igenom hindret blir den totala effektiviteten 25 %. I studien av Noonan m.fl. (2012) var medianvärdet för laxfisk 37 % (n=48) och för övriga arter 14 % (n=51). Används återigen 75 %-percentilen som ett mått på vad som kan uppnås i bra fiskvägar blir motsvarande värden 54,5 % respektive 50 %. Endast i sjutton redovisade studier var den totala effektiviteten minst 75 %, varav tio studier med övriga arter och sju med laxfisk. De övriga arterna var i två fall gädda som använde naturlika fiskvägar. Fördelningen på olika fiskvägstyper var åtta slitsrännor, fem bassängtrappor, en denilränna och tre naturlika fiskvägar. Hög total effektivitet går således att uppnå med olika fiskvägstyper, men slitsrännor var överrepresenterade och denilrännor underrepresenterade.

Naturlika fiskvägar är en bra fiskpassage för de flesta arter och storlekar. (Robson m.fl. 2011), men kan ha dålig attraktion av fisk på grund av låga flöden (Aarestrup m.fl. 2003). Funktionen är ofta god, dvs. fisk passerar uppströms.

Franklin m.fl. (2012) fanns en passageeffektivitet på 94 % för alewife i ett stryk (rocky ramp) med 4,2 % lutning (32 m lång) i lilla Town brook, USA. En bassängtrappa i samma vattendrag med 14,3 % lutning (14 m lång) medgav endast passage av ett fåtal fiskar. En kombination av tröskling (rocky ramp) och omlöp anlades år 2009 vid Osbaston Weir vid floden River Monnow, ett av de större tillflödena till River Wye i Wales. Ytterligare 200 km av floden gjordes tillgänglig och ett flertal arter, inklusive lax, återfanns vid provfiske (Degerman & Russel 2011).

Fjorton danska omlöp med en lutning upp till 3 % utnyttjades av i stort sett samtliga förekommande fiskarter (Sandell m.fl. 1994). Vid Slussen i Svartån, Örebro, har ett omlöp på 200 m anlagts med en lutning på 2 %. Hindrets höjd var således 2 m. Vid kontroll med en fälla i omlöpets över del fångades tusentals benlöjor efter ett dygn, dessutom arter som mört och färna (Degerman 2006). Även gädda har observerats passera uppströms.

Calles & Greenberg (2009) fann en attraktionseffektivitet på 81 % och en passageeffektivitet på 95 % för stigande lekfisk av havsöring i omlöp i Emån. Fisk som varit i omlöpen tidigare i Emån tenderade att vandra vidare i omlöpen (Calles & Greenberg 2009). Detta kan innebära att med tiden kommer allt fler fiskar att vandra i fiskvägarna i Emån.

Calles & Greenberg (2007) mätte attraktions- och passageeffektivitet för sammanlagt elva arter i Emåsystemet. Av dessa arter kunde alla lockas till omlöpen, utom gös. Dock testades bara fyra individer. Attraktionseffektiviteten var för färna 38 %, braxen 10 %, mört 23 %, sarv 3 %, sutare 50 %, lake 83 %, abborre 32 %. Om fiskarna fann fiskvägen var passageeffektiviteten generellt högre, färna 86 %, braxen 100 % (dock bara en individ), mört 50 %, sutare 100 %, lake 60 %, abborre 100 %. Sarv tog sig inte igenom fiskvägen och verkar tillsammans med gös vara arter som kan vara svåra att få att passera i konventionella omlöp. Här krävs mer studier.

Studier i Emån visade att mellan 90–100 % av de laxar och öringar som kom in i omlöp passerade igenom dem med en medianhastighet på 180–190 m i timmen (Calles & Greenberg 2005). I samma omlöp såg man hur fiskarter som färna, vimma, abborre, sutare, ål och lake också använde omlöpen. I genomsnitt passerade 74 % (passageeffektivitet) av fiskarna hela vägen genom omlöpen (Calles 2006).

Bassängtrappor

I sammanställningen ovan framgick att bassängtrappor hade god anlockning av laxfisk, men sämre anlockning av övriga arter (figur 2). Övriga arter hade också svårigheter att passera genom bassängtrapporna (figur 4). Stuart & Berghuis (2002) menar att de äldre bassängtrapporna inte duger för annat än laxfiskar. Knaepkens m.fl. (2005) konstaterade att en sådan fiskväg i Laarse Beek (Belgien) bara medförde att 8 % av abborrar och 29 % av mört passerade. Stensimpa kunde överhuvudtaget inte passera, troligen på grund av för hög vattenhastighet i fiskvägen. Kemp m.fl. (2011) visade att flodnejonögon hade

problem att passera bassängtrappor, speciellt sådana utan underströmningsöppning. Orsaken var främst för höga vattenhastigheter.

Studier i floden Dunajec (Polen) visade att en bassängtrappa nyttjades av 17 arter, varav flera svagsimmande arter, men fiskvägens effektivitet har inte studerats (Epler m.fl. 2004). Prchalova m.fl. (2006) redovisade en motsvarande studie i en bassängtrappa i Elbe där 19 av 27 förekommande fiskarter vandrade i fiskvägen. Bland dessa arter var arter som gös, gers, benlöja, id, sarv, björkna med flera.

Slitsrännor

Slitsrännorna hade bättre anlockning av övriga fiskarter än laxfisk (figur 2). Passageeffektiviteten var sämre än för naturlika fiskvägar, men betydligt bättre än bassängtrapporna (figur 4). Generellt fungerar slitsrännor bra för de flesta arter, till och med unga fiskar (Sandell m.fl. 1994, Degerman 2008). Baumgartner m.fl. (2010) visade hur fiskar i storleksintervallet 30–1000 mm passerade tre slitsrännor i Murray River, Australien. Nejonögon är liksom ål svaga simmare och har svårigheter i konventionella tekniska fiskvägar. Pacific lamprey, stillahavsnejonöga – *Lampetra tridentata*, har dock i stor utsträckning visats använda slitsrännor vid uppströmsvandring, både dag och natt, i Columbia River (Clabough m.fl. 2012).

I en slitsränna (höjd 5 m, 22 bassänger, flöde 0,5–0,7 m³/s) i Aurajoki, V Finland, har 16 arter påträffats vandrande (Kääriä 1999). Bland dessa arter flodnejonöga, ål, lax, havsöring, braxen, vimma, benlöja, björkna, karp, färna, mört, stensimpa, abborre och gers. I slitsrännan vid Islandsfallet, Fyrisån i Uppsala, har bland abborre och mört passerat uppströms.

Denlrännor

Denlrännor (figur 10) uppvisade vitt skild effektivitet. Chanseau m.fl. (1999) som studerade laxens vandring i floden Pau menade att de hade lägre effektivitet än bassängtrappor och omlöp. Orsaken var främst låga flöden och vattenståndsvariationer uppströms.

Lairinier (2002) menade att Denlrännor fungerar väl för fiskar som är stora (>30 cm), troligen var lutningen relativt hög i dessa rännor (jämför Larinier 1990). Anpassade denlrännor med lägre lutning (<10 %) kan vara bättre för små fiskar (Mallen-Cooper & Stuart 2007). Baras m.fl. (1994) visade att denlrännor kan anpassas även för arter som färna, braxen, benlöja och till och med ål. Denlrännan i Herting visade sig dock vara svårpasserbar för havsnejonögon, men fungerade väl för lax (Calles muntligen).

Fiskslussar

Baumgartner & Harris (2007) studerade en fisksluss i Murrumbidgee River, Australien. De fann att fiskar med en längd (fork length) av 12–540 mm kunde passera, och menade att fiskslussar var bra för passage av små fiskar. Slussens operationstid (cykel) påverkade inte resultatet. Varken attraktions- eller passageeffektivitet finns dock redovisad.

Fiskhissar

Det finns få fiskhissar var funktion utvärderats. Fiskhissen i Golfech-Malause i floden Garonne visade sig endast ha en total effektivitet på 13 % vad gäller lax (Croze m.fl. 2008). Orsaken antogs vara för lite lockvatten och problem med ingångens utformning. Laxen fördröjdes i medeltal 12,5 dagar. I Sydamerika utvärderades ett hisssystem (två hissar installerade) i Paranafloden (MQ 10 300 m³/s). Effektiviteten var 1,6 % för alla arter och 0,88 % för målarten (Oldani & Baigun 2002).

Uppströms vandringsvägar för ål

Alvandring

Den europeiska ålen är med "Rödlistningstermer" akut hotad (Freyhof & Kottelat 2010). Orsakerna bakom den drastiska nedgång i rekrytering av ål till Europas kuster som har skett sedan 1970-talets slut är okända, men sannolikt är det många faktorer som samverkar. Det faktum att vandringshinder i form av dammar och kraftverk helt eller delvis hindrar unga ålar att kolonisera stora sötvattensarealer inom hela utbredningsområdet, antyder att vandringshinder är en sådan faktor. En annan förklarande faktor är sannolikt den försening, skador och den dödlighet som nedströmspassage genom, eller förbi vattenkraftverk förorsakar. Detta gör att vi behandlar ålen i ett eget kapitel i denna sammanställning.

I denna rapport beskriver vi hur man kan underlätta för unga ålar att kolonisera uppströms liggande vattenområden genom att inrätta olika typer av fiskvägar lämpliga för uppvandrande ål. För att förstå att en passage för ål inte alltid passar andra arter och vice versa, är det viktigt att peka på några avgörande skillnader mellan ål och andra fiskarter.

Den första fasen av ålars rekrytering till kustområden och upp i vattendrag är passiv. Glasålarna förs då uppströms med tidvattnet, dvs. i två "vågor" per dygn. I det stadiet kan även en låg damm allvarligt störa eller helt stoppa in- och upptransporten av glasål i ett vattendrag (Porcher 2002). Längre upp i vattendragen och något senare på säsongen simmar och klättrar småålarna mera aktivt uppströms och det är då som mer traditionella ålpassager kommer till användning. Ålar är nattaktiva och rör sig mestadels när det är mörkt.

Ålar använder sig i vatten av ett vågformigt simsätt (*undulatory locomotion*), där vågrörelsen är mest utpräglad ju längre bak mot stjärten man kommer. På land däremot har vågrörelsen en större amplitud och är likartad längs med hela kroppen (Gillis 1998). När de slingrar sig (ålar sig) fram genom en traditionell ålpassage tar de stöd mot ett lämpligt substrat.

Ålar kan vandra uppströms inom ett mycket stort storleksintervall. Beroende på var man befinner sig i förhållande till kusten och hur långt från exempelvis den svenska Västkusten, så kan ålarnas storlek variera från mindre än 7 cm i Viskans mynning till över 50 cm i Dalälven. På en sådan lokal som vid Älvkarleby i just Dalälven är den uppvandrande ålen nära 40 cm i genomsnitt (Wickström 2002).

En sådan stor skillnad i storlek innebär att de också har helt olika möjligheter att forcera vandringshinder som dammar etc. Även om ett nypigmentrat ålyngel om 7 cm har en fantastisk förmåga att ta sig upp för släta

men fuktiga dammväggar och genom trånga öppningar, så medför varje vandringshinder ändå en viss fördröjning och därmed också förluster genom exempelvis predation. Större ålar har inte alls samma förmåga att forcera lodräta hinder. Sannolikt har ålens förmåga att ta sig uppströms generellt överskattats utifrån iakttagelser av enstaka ålar som klarat att ta sig upp, långt upp i vattendragen och förbi en serie av vandringshinder. I själva verket kan det vara en obetydlig andel av rekryterna som klarar detta (Porcher 2002).

Ålar behöver ett lämpligt substrat för att kunna slingra sig upp över ett hinder, och kraven på substratets egenskaper är olika beroende på ålens storlek. Enkelt uttryckt kan man föreställa sig att om en rotborste skulle passa ett litet yngel, så kräver en 40 cm ål en piassavakvast för att ta sig igenom. Med det sagt, använder man således ofta av olika typer av borstar som substrat i ålpassager. Numera används också olika typer av tredimensionella nät (erosionsmattor av typen Enkamat), men även här måste man anpassa "maskstorleken" efter vilken storlek på ål som dominerar på en specifik plats.

Ålens storlek, och därmed också kraven på vandringssubstratets "maskstorlek", ökar normalt ju längre upp i ett vattendrag man kommer (Porcher 2002). Samme Porcher (2002) betonar också att det på sina håll kan komma väldigt många individer på kort tid, speciellt vid gynnsamma flöden och hög vattentemperatur under sommaren. Kapaciteten hos uppsamlingslådan/sumpen får anpassas därefter, och givetvis även tillsynen av ålpassagen.

Vattentemperaturen påverkar ålars vandringsförmåga och -villighet. I kallare vatten än ca 10 grader °C vandrar få ålar aktivt. I Göta älv fångas mest uppvandrande ålar när vattentemperaturen är närmare 20 grader °C (Lagenfelt & Cremle 2013).

Det bör kanske också påpekas att ålar inte har någon förmåga att hoppa och de är inte heller några utpräglade snabbsimmare. Små ålyngel har en "*burst speed*", dvs. en hastighet de kan hålla i minst 20 sekunder om 0,35 till 0,60 m/s. Större ålar (40 cm) klarar upp till 1,25 m/s. Den typen av uppgifter finns sammanfattade i Solomon & Beach (2004b). Det är betydligt lägre hastigheter än hos exempelvis salmonider (se Colavecchia m.fl. 1998).

Från ovanstående punkter förstås att ålar, trots sina omtalade förmågor att vandra uppströms, faktiskt störs och stoppas av vandringshinder som många andra fiskarter kan forcera.

Olika typer av ålpassager

Vi kan dela in ålpassager i sådana som är speciellt anpassade för ål och sådana som främst är utvecklade för andra arter, men som kan utnyttjas också av ål. De första kan vi kalla ålyngelledare, eller när de är försedda med en uppsamlingslåda, ålyngelsamlare.

Exempel på mycket enkla ålyngelledare ges i en liten skrift från Danmark (Dahl 1995). Där ges förslag på ålpassager byggda av avloppsrör eller "metallnätsskorvar" fyllda med exempelvis Enkamat, men också hur man kan applicera liknande enkla lösningar i befintliga fisktrappor.

Normalt utgörs ålyngelledare av någon form av trumma eller ränna som kan vara byggd av trä eller plast, och som är fylld med något för lokalen lämpligt

substrat. Förr användes sten, halm, ljung etc., men numera används ofta borstar, konstgräs eller erosionskyddsnät (Enkamat) (Köthke 1964) (figur 16).



Figur 16. Ålledare med "konstgräs" under konstruktion vid Hedefors i Sävåån. Foto Stefan Larsson.

Trumman var förr ofta uppdelad i sektioner med hjälp av "mellanväggar" som höll substratet på plats och som också stadgade trumman. Trumman/rännan kan vara såväl öppen som med lock. Locken skyddar mot predation, men måste kunna öppnas för inspektion och rengöring av vandringssubstratet.

Koops (1980) beskriver i ett kapitel om hur man fångar ål med olika metoder (i Backiel & Welcomme 1980). Där refererar han bland annat till den så kallade

”O’Leary elver trap”, något av ett begrepp och kanske också grundmodellen för dagens ålyngelledare (O’Leary 1971).

Dekker (2002) ger en översikt över hur man följer rekryteringen av ålyngel till olika europeiska länder. Därmed ges också exempel på olika tekniska lösningar för att fånga uppvandrande ålar, bl.a. olika typer och anpassningar av ålyngelledare.

Även Rigaud m.fl. (1988) ger en mängd exempel på olika typer av ålpassager runt om i Europa.

Från Storbritannien finns flera förhållandevis färskrapporter som beskriver såväl hur och var man lämpligen installerar ålyngelledare, som mer tekniska aspekter och materialval. I bland annat Storbritannien har man även tidvattensproblematik att ta hänsyn till. För att hålla det salta tidvattnet borta från sötvattensdelen av vattensystemen finns det många dammar och rörliga luckor. Sådana luckor stänger effektivt ute också rekryterande ålar, men det finns förslag på lösningar även för sådana lokaler (Solomon & Beach 2004a, 2004b, Environment Agency 2009). Dessa tre rapporter är mycket informativa med många bilder och praktiska exempel.

Som för andra fiskvägar och arter är det viktigt att uppströmsmynningen på passagen inte mynnar i närheten av ett turbinintag eller ett spillvattenutskov, där ålarna kan dras nedströms. Givetvis måste ingången till ålpassagen mynna så lågt att den klarar en varierande vattennivå på nedströmssidan (Porcher 2002).

Slutligen bör det påpekas att den franska firman Fish-Pass offererar modulbyggda ålyngelledare tillverkade i moderna material (<http://www.fish-pass.fr/uk/index.php>). Några sådana finns förövrigt installerade i Sverige, bl.a. i Nyköpingsån och i Ätran. I Storbritannien finns en motsvarande firma som saluför ålyngelledare och andra fiskväglösningar (<http://www.aquaticcontrol.co.uk/>).

Andra fiskvägar som ålar kan passera genom:

- Porcher (2002) menar att ålar även kan utnyttja vanliga bassängtrappor och slitsrännor ”*pool passes with deep notches or vertical slots*” med låg ”fallhöjd mellan bassängerna”. Han hänvisar också till försök i Finland (Laine m.fl. 1998) där man ökade nejonögons möjligheter att passera en slitsränna genom att applicera borstar i botten och antyder därmed att det också skulle kunna fungera för uppvandrande ålar.
- Omlöp och liknande lösningar med låg strömhastighet torde i många fall kunna användas också av ål. Ål har ju påträffats i flera omlöp i Sverige.

Detaljer runt speciella ålyngelledare:

- För små ålar som nypigmenterade yngel (*elvers*) passar ett avstånd om 7 mm mellan varje knippe strån, medan 14 mm kan passa bra för något större ålar. På lokaler där det förekommer många olika storlekar av ål, kan ålyngelledaren förses med parallella stråk eller remsor av substrat med olika ”maskvidd” eller avstånd mellan borstknippen. På så sätt finns det ett passande substrat för ett vitt storleksintervall (Porcher 2002).
- Voegtle & Larinier (2000) fann att en lutning så brant som 50 % fungerade väl för ål. Andra forskare har med framgång använt mer eller

mindre lodrätt stående rör fyllda med lämpliga substrat. De har varit så långa/höga som 8 meter (Dahl 1995, Larsson 2006, 2012, Lagenfelt & Cremle 2013).

Få studier över ålpassagernas effektivitet har gjorts och kanske är det bara en mindre del av ålarna som hittar och lyckas ta sig genom så långa ålyngelledare (Onema 2012). I långa ålyngelledare med stor höjdskillnad behöver ålarna vilobassänger för att inte spolask ner (Onema 2012).

Sammanfattning och slutsatser

Calles & Greenberg (2007) menade att moderna fiskvägar måste anpassas för fler arter än lax och öring. För att förbättra effektiviteten för andra arter i en fiskväg krävs ökade kunskaper om hur fisk nyttjar flöden och olika hydrauliska processer (något som styra av flöden, hastigheter, djup och turbulens) och mer kunskap om fiskars simförmåga och beteende (Silva m.fl. 2011, 2012).

Ofta behövs det precisa anpassningar vid varje hinder för att möjliggöra fiskpassage. Varje passage är unik, men så många av problemen är likartade att det går att dra generella slutsatser. Fiskvägar ska vara *attraherande* och *passerbara*, dessa två aspekter bestämmer deras funktion. Dämpning av vattnets energi (passerbarhet) och utformning av utloppet samt lockvatten (attraherande) är de viktigaste delarna i fiskvägen. Det gäller att fiskvägars mynning konstrueras så att det underlättar in- och utvandring, men framför allt att det utformas så att en lockande vattenström bildas nedströms och att de är belägna på en plats som fisken naturligt anlockas till.

Samtliga förekommande fiskarter bör kunna anlockas och passera fiskvägen. Syftet ska alltid vara att möjliggöra passage för alla naturligt förekommande arter, såväl fisk som bottendjur, däggdjur och groddjur. Detta innebär i praktiken att naturlika fiskvägar ska prioriteras framför tekniska fiskvägar. De kan även rekommenderas på grund av deras höga effektivitet för både laxfisk och övriga arter. Om tekniska fiskvägar kan man generellt säga att:

- Slitsrännor bör prioriteras och kan användas vid stora vattenståndsvariationer och i de fall där en naturlig fiskväg inte är möjlig att anlägga (t.ex. p.g.a. platsbrist eller rasrisk)
- Kammartrappor med underströmningsöppningar ska prioriteras i andra hand
- Medan bassängtrappor av överfallstyp bör undvikas såvida inte enbart lax och stor öring skall passera
- Denilrännor kan möjligen användas där det tidigare var ett brant fall och bara stora laxfiskar skall passera
- Fiskslussar och -hissar har inte visat sig effektiva och bör undvikas, men kan med noggrann utformning vara ett alternativ vid höga (>40 m) fallhöjder.

Generellt ska tekniska fiskvägar undvikas till förmån för naturlika fiskvägar, men om hindret naturligt varit svårpasserbart för annat än vissa fiskar (t.ex. lax

och öring) kan en teknisk fiskväg vara ett möjligt val. Likaså kan en teknisk fiskväg vara det enda möjliga alternativet om det är branta stränder eller kulturmiljöer som hindrar anläggandet av en naturlig fiskväg.

Det är viktigt att betona att passager som i naturligt tillstånd varit svåra att passera, t.ex. en bergklack, inte ska restaureras så att de blir enklare, dvs. har det varit så att endast havsöring och ål tagit sig fram ska man inte i restaureringsarbetet gynna ytterligare arter. På samma sätt bör inte fiskvägar byggas vid naturliga vandringshinder, men däremot om passage tidigare varit möjligt.

I flera fall har dammar för kraftutvinning lagts i strömsträckor som naturligt kan ha varit svåra för vissa arter att passera. Innan en fiskväg anläggs bör man därför beakta vilka arter som kan ha passerat tidigare. Ofta är detta svårt att avgöra då hindret inte finns kvar, eller i alla fall är överdämt. Om historiska uppgifter saknas eller befintlig faunan ovanför hindret inte ger vägledning kan man bedöma hindrets passerbarhet utifrån dess geometri (utseende), vilket tillsammans med vattenföringen ger möjligheter att beräkna hindrets hydraulik (Powers & Orsborn 1985). Till detta måste sedan fogas kunskap om hur förekommande arter vandrar (se Näslund m.fl. 2013).

Fiskvägar ska formges på ett sätt som möjliggör uppströmspassage för samtliga förekommande uppströms simmande fiskarter, dvs. fiskvägen ska inte kräva att fisken hoppar. Sammanhängande stråk med vattenhastigheter på 0,3 m/s ska finnas utmed kanter eller vid botten, i de fall där små organismer ska kunna passera. Genom att göra botten och stränder ojämna, med t.ex. stora stenar, skapas en mer heterogen flödesbild och därmed även områden med lågavattenhastigheter.

Fiskarnas vandringsförmåga styrs av vattentemperaturen. Vid vattentemperaturer under cirka 7°C försämras förmågan till uppströmsvandring. Fiskvägar för uppströmsvandring av laxfisk (undantaget den kallvattenanpassade rödingen) behöver därmed generellt inte vara öppnavintertid, såvida inte fiskvägen även fungerar som habitat eller nyttjas för nedströmsvandring. Lämpligen bör en fiskväg vara öppen minst 300 dagar om året, men kontinuerliga drift är att föredra och är direkt nödvändig för att naturliga fiskvägars habitatfunktion ska upprätthållas.

Det är svårt att anpassa en fiskväg för alla arter, därför kan det behövas olika typer av fiskvägar vid ett hinder, eller en så väl anpassad fiskväg att alla arter kan anlockas och passera.

Sannolikt har ålens förmåga att ta sig uppströms generellt överskattats utifrån iakttagelser av enstaka ålar som klarat att ta sig upp, långt upp i vattendragen och förbi en serie av vandringshinder. Ålen måste prioriteras och kräver ofta speciella lösningar.

För att säkerställa en fiskvägs funktion måste dess funktion kontrolleras och det behövs kontinuerlig tillsyn (Cowx & Welcomme 1998, Schibli 2002). I kontroll av funktion bör ingå att kontrollera fiskvägens attraktionsförmåga och passageeffektivitet vid olika flödesförhållanden och olika tider på året till dess att man kan anse fiskvägs funktion som säkerställd.

Attraktionsförmåga har varit ett generellt problem då för lite vatten rinner i fiskvägarna och extra lockvatten sällan används. Anlockningen av lax och öring har bedömts som god vid 6–23 % av flödet i älven på platsen. Lockvattnet kan

som en lämplig tumregel utgöra minst 5 % av medelvattenföringen på platsen och vid högflöden bör även lockvattnet öka i paritet med detta.

Om fiskvägens attraktionseffektivitet trots ett stort och välplacerat lockflöde inte är tillräcklig bör det undersökas om en ledrist kan behövas för att styra fisk bort från turbinvattnet till fiskvägen. Alternativt kan en fiskväg av annan typ och/eller placering vara det som krävs för en tillfredsställande passage för samtliga arter och livsstadier.

I sammanställningen ovan ges flera rekommendationer för placering av fiskvägar, dess in- och utlopp samt för design. De upprepas inte alla här, men några viktiga faktorer att beakta i designen är att:

- Generellt anges att vattendjupet i en fiskväg bör vara minst 2,5 gånger fiskens kroppshöjd
- Bredden bör vara minst 3 gånger fiskens kroppsbredd.
- Vattenbehovet är dåligt utrett, men ofta rinner för lite vatten i fiskvägarna.

Sammanfattningsvis skall fiskvägens nedströmsöppning ligga:

4. Nära den normala vandringsrutten för arten.
5. Nära hindret, men inte i den turbulenta zonen nedom fallet.
6. Nära stranden för flertalet arter, men mer centralt för lax.
7. Nära utflödet från turbinerna eller huvudströmmen.
8. Flera ingångar/fiskvägar kan behövas i breda vatten eller i vatten med zoner som fisken inte vandrar igenom, eller där olika arters behov behöver tillgodoses.

Slutligen anser vi att man bör kunna ställa effektivitetskrav på en fiskväg. För långvandrande arter som måste passera flera kraftverk eller dammar kan det krävas passageeffektiviteter på 90 % eller mer, vilket är möjligt att uppnå.

Kumulativa effekter

Kumulativ mortalitet

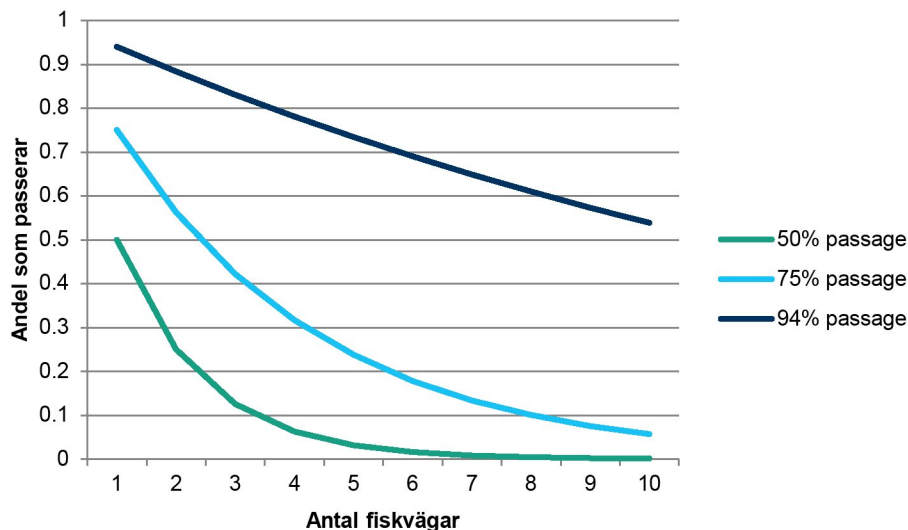
Varje hinder, både naturligt och artificiellt, om så bara ett fåtal centimeter högt kan hindra eller fördröja fiskar från att utnyttja uppströms habitat (Peter 1998, Paish 2002, Robson m.fl. 2011). Om fiskar misslyckas att passera ett hinder så kan de återvända nedströms, eller uppströms, flera kilometer och avvakta gynnsammare förhållanden för passage, t.ex. annan vattenförlösning eller temperatur (Bjornn & Peery 1992, Trepanier m.fl. 1996, Chanseau & Larinier 1999). Detta kan ge en långvarig fördröjning av vandringen (Thorstad m.fl. 2008), samtidigt som ansamlingen av fisk kan leda till riktat fiske eller hög predation. I värsta fall kan lax undvika hindret (Webb 1990) och kan således inte fortsätta sin vandring. Holbrook m.fl. (2009) rapporterade om hur lax som passerade det första hindret i Penobscot River och sedan misslyckades med det andra hindret återvände ut till havet. Liknande iakttagelser finns för både vild och odlad lax från Vindel/Umeälven (Rivinoja m.fl. 2001). Det är till och med visat att 22–35 % lax som konfronterats med ett hinder kan återvända nedströms och vandra upp i andra älvar (Croze 2005).

Även vid nedströmspassage kan varje passage innebära förluster och den kumulativa effekten kan bli mycket stor (se även avsnittet om fördröjd och ackumulerad mortalitet). En grundläggande skillnad är att en misslyckad nedströmspassage ofta leder till att fisken dör, medan en misslyckad uppströmspassage kan innebära en för tidig död eller en uppskjuten lek. Det finns dock färre kvantifieringar gjorda i fält av sådana kumulativa förluster, men studier visar att hög dödlighet är vanligt bland nedströmsvandrande fisk i reglerade vattendrag, i synnerhet vattendrag med flera kraftverk (Calles & Bergdahl 2009, Calles & Greenberg 2009, Calles et al. 2010b, Norrgård et al. In press).

I vattendrag med flera kraftverk är det således inte relevant att endast utvärdera det enskilda hindret utan man måste utvärdera samtliga fiskvägars totala funktion för långvandrande fiskar (Campbell 1985, Rizzo 1985, Robson m.fl. 2011). Därmed måste man ställa högre krav på passagers effektivitet i system med långmigrerande arter och många kraftverk, än i system med kortmigrerande arter och/eller få kraftverk. I Rover Conon, Skottland, följdes 54 märkta laxar förbi fyra hinder med fiskväg samt en stor damm. Andelen fisk som passerade varje enskilt av de fem hindren var 63–100 %, men endast 4 av 54 laxar (7 %) nådde lekområdena (Gowans m.fl. 2003). I den franska floden Pau lyckades 13 % av laxarna passera de fem hindren med fiskvägar för att nå sina lekområden. Chanseau m.fl. (1999) menade att det med åtgärder vid varje hinder skulle vara möjligt att få 80 % av laxarna upp till lekområdena. Det innebär att det skulle krävas en passageeffektivitet på 96 % vid varje fiskväg om anlockningen var total.

En fiskväg anses fungera effektivt om minst 75 % av vandringsfisken tar sig igenom den enligt danska rekommendationer (Skov- og Naturstyrelsen 2001). Detta ger dock problem för långvandrande fiskar. Vi tillåter oss att använda den övre kvartilen (94 %) för laxfiskar i Noonans m.fl. (2012) studie. Detta bör vara möjligt att uppnå i en väl utformad fiskväg. Med denna höga andel som

passerar varje hinder kommer över hälften av de uppvandrande laxarna att kunna nå förbi tio sådana fiskvägar i ett vattendrag (figur 17). Men sjunker effektiviteten till 75 %, minskar andelen lax som passerar tre fiskvägar redan till hälften. Återigen betonas att kraven på en fiskvägs effektivitet måste vara högre ju fler fiskvägar som en långvandrande art skall passera.



Figur 17. Andel (0–1) av en laxpopulation som teoretiskt passerar 1 till 10 fiskvägar vid uppströmsvandring vid olika antagen effektivitet i fiskvägarna om attraktionseffektiviteten antas vara 100 %.

Om nu laxen på sin uppvandring har att passera fem fiskvägar med hög effektivitet så kan avkomman, de utvandrande smolten, behöva ha minst lika god överlevnad vid nedströmspassage för att populationen skall ha en god chans att leva kvar. Olyckligtvis förekommer ofta behovet med multipla passager i de större älvarna där kostnaderna för åtgärderna kan bli relativt sett stora, lyckligtvis är det dock förhoppningsvis små i förhållande till lönsamheten i sådana kraftverk (Sjölander m.fl. 2009, 2011).

Fördröjning

För lax kan fördröjningen vid ett hinder vara i dagar till veckor (Karppinen 2002, Thorstad m.fl. 2003), men är fiskvägarna enkla att passera kan fördröjningen handla om två dagar per passage enligt studier i Columbia river. Uppströmsvandrande lax kan fördröjas upp till en månad vid en fiskväg enligt finska studier (Laine m.fl. 2002), medan en längsta fördröjning på 137 dygn finns rapporterad från Frankrike (Chanseau & Larinier 1999). Denna fördröjning kan reducera fiskens fitness, begränsa deras uppströms migration och utsätta fisken för sjukdomar, predatorer och föroreningar (Mathers m.fl. 2002). Roscoe m.fl. (2010) visade att passage av en enda fiskväg medförde en betydligt förhöjd dödlighet hos stillahavslaxen sockeye i Fraser River, B.C., Kanada. Som en konsekvens av detta har vattendrag med flera fiskvägar kortare älvsträckor som används av lax och öring är vattendrag med bara en fiskväg (Linlökken 1993).

Fördröjning vid ett hinder behöver inte bara bero på fiskvägen som sådan, utan kan bero av extrema flöden, låga eller höga temperaturer och grumligt vatten (Fergusson m.fl. 2005). Vid ett enkelt hinder i form av en dammvall med en utskärning (skåra) för fiskpassage i floden Loire fördröjdes stigande lax endast cirka 9 timmar, medan de vid ett likande uppströms hinder där det inte fanns en utskärning i dammvallen, utan två fiskvägar anpassade för staksill, fördröjdes laxen i medeltal 17 dagar (Baril & Gueneau 1986). Fördröjningen var delvis beroende på låg vattentemperatur som gjorde hindren svårare att passera.

Vid Pitlochry Dam i Skottland finns en bassängtrappa där laxens vandring studerats. Genom trappan har runnit upp till 10 % av vattenflödet på platsen. Av elva märkta laxar observerades alla simma in i trappan, men endast fem (45 %) passerade hela vägen igenom (Webb 1990). Dessutom hade dessa fördröjts nedom hindret i medeltal 23,7 dygn (min 0,6–max 43 dygn).

Hur lång fördröjning som kan accepteras vid ett hinder beror av flera saker, men viktigast är om arten är långvandrande och skall passera flera andra hinder som kan fördröja den ytterligare. Washington Department of Fish and Wildlife (2000a) har sammanfattat olika kriterier för laxfisk och redovisade då på acceptabla fördröjningstider på sex dagar och att en fiskväg inte bör vara opasserbar under en vecka i följd mer än en gång under en femtioårig period. Katapodis (1992) anger att en fördröjning upp till 3 dygn kan vara acceptabel vid en fiskväg för uppströmsvandring vid lek. Denna rekommendation bör kunna appliceras på svenska förhållanden.

Fiskvägen som nytt habitat

Omlöp, ramper och inlöp kan anläggas som helt naturliga strömpartier och kan därmed ha en funktion som uppväxthabitat för fisk, insekter och andra smådjur (Calles m.fl. 2012b). I Danmark är det vanligt att man anlägger lekbottnar i omlöpen. De utgör ofta de enda återstående hårbottenpartierna i ett kanaliserat jordbruksvattendrag. I Svenskt Elfiskeregister (SERS) finns 56 inrapporterade elfisken som skett i 29 omlöp (medelbredd 3,8 m), från Skåne till Västerbotten. Tjugo olika arter fångades i omlöpen. Det går inte att säga att de vandrade i omlöpen, de kan lika gärna ha kommit uppifrån, men de uppehöll sig i omlöpen. Detta visar omlöpens funktion som habitat för fiskarter. Medeltätheten av öringungar var 42 individer per 100 m² och öring förekom vid 76 % av undersökningarna. Den rödlistade laken vid 39 %, den rödlistade ålen vid 14 % och den rödlistade flodkräftan vid 4 %.

I det omlöp som anlades förbi Slussen i Örebro påträffades vid elfiske den högsta artrikedomen (9 fiskarter + signalkräftor) i något vatten undersökt med elfiske i Närke. Här fångades öring, benlöja, gers, lake, abborre, stensimpa, bäcknejonöga, mört och den rödlistade ålen på en sträcka av 180 m med bara 3,3 m bredd (Degerman 2006, 2008) (figur 18).



Figur 18. Omlöpet Slussen, Svartån, Örebro. Här återskapades den strömsträcka som för över 100 år sedan försvann när Svartån dämades och en sluss byggdes 1886. Det är fem km till närmaste strömsträckor uppströms i ån och strax nedströms ligger Hjälmaren. Foto Erik Degerman.

I omlöpet vid Ålgårda kraftverk i Rolsån har stora mängder nors uppehållit sig och det kan vara så att de kan utnyttja omlöpet för lek på våren (muntligen Andreas Bäckstrand).

Calles m.fl. (2012b) ger förslag på morgondagens naturliga fiskvägar – ett koncept som bygger på att fiskvägen alltmer skall efterlikna det naturliga

vattendraget. Lutningen skall vara låg, men varierad, och bottensubstratet likaså varierat för att skapa en komplex strömbild. Om svämplan (flood plain) anläggs utmed fiskvägen kan habitat skapas för t.ex. strandflora och groddjur. Man kan till och med tänka sig ett kvillsystem där ena fåran är djupare och mer strömsatt än den andra. I Eldsforsen, Dalälven, anlades en biokanal (biofåra) enligt dessa principer, med olika habitattyper så att effekten kan utvärderas vetenskapligt. Flödet är 0,2–1,2 m³/s. Undersökningar av bottenfaunans kolonisation av biofåran visade att de olika habitattyperna skilde sig åt gällande den taxonomiska sammansättningen. Det lägsta antalet familjer av bottenfauna återfanns i strömsträckorna, vilka skapats för att efterlikna den normalt homogena utformningen av en konventionell naturlig fiskväg. Det högsta antalet familjer hittades i pool- och svämplanshabitaten, vilka var de mest heterogena habitattyperna i biokanalen (Gustafsson 2012, Gustafsson et al. In press). Gällande fiskfaunan i biofåran så fångades för få fiskar av tillräcklig storlek för att märkas, vilket gjorde det svårt att dra några slutsatser angående fiskmigrationen genom kanalen.

I Nordamerika har så kallade artificiella lekområden för laxfisk (*spawning channels*) anlagts på några platser. I British Columbia, Canada, byggdes en 2,9 km lång lekkanal i Weaver Creek, ett biflöde till Fraser River. Utbytet i form av utvandringsfärdiga stillahavslaxar har varit mycket stort, större än i motsvarande naturliga vattendrag (Essington m.fl. 2000). Även i Compensation Creek, Newfoundland, Canada, har en lekkanal anlagts för att ersätta habitat som gått förlorade vid vattenkraftexploatering. Inte heller i detta fall är det en fiskväg utan helt enkelt ett nytt habitat som etablerats. Habitatet byggdes komplext så att sidofårar anlades lämpade för amerikansk bäckröding, medan huvudfåran anpassades för lax. Vid undersökningar av bottenfaunan konstaterades att den liknade den som fanns i motsvarande habitat i naturliga vattendrag (Gabriel m.fl. 2010).

Sammantaget visar dessa exempel att naturliga fiskvägar har potentialen att fungera som ersättningshabitat för de strömsträckor som gått förlorade, även om ytorna i regel är små i jämförelse med vad som förlorats. Vid designen av naturliga fiskvägar bör denna habitatfunktion speciellt beaktas.

Diskussion och slutsatser

En ekologisk anpassning av vattenkraftexploateringen kräver att fiskpassage tillförsäkras vid alla av människan skapade vandringshinder, både för uppströms- och nedströmsvandrande fisk, något som bör krävas för att uppnå god ekologisk potential/status. Vad som är bästa möjliga teknik är ofta plats- och artspecifikt, men många generella riktlinjer kan ges. Det är ofta inte enkelt att kräva att just den eller den tekniken skall användas utan snarare att ställa krav på den funktion som man vet går att uppnå. I USA och England måste en fiskväg godkännas av myndigheterna innan tillstånd till kraftutvinning ges. I dessa länder är tillståndet att nyttja fallrätten inte evig utan lämnas under en tid, i USA 30–45 år (Algesten m.fl. 2013). I England måste motsvarigheten till Havs- och Vattenmyndigheten (The Environment Agency) godkänna designen (Armstrong m.fl. 2010). I dessa länder och även i Tyskland krävs ofta att en fiskvägs funktionalitet bevisas genom försök. Ofta krävs flera modifieringar innan man når tillräcklig effektivitet. Därför bör myndigheterna i Sverige inte bara ställa krav på en bästa möjliga teknik utan även ha krav på fiskvägens totala effektivitet undersöks om inte en säker bedömning kan göras på plats.

Radiotelemetri har visat sig vara en mycket användbar teknik för att studera fisk i fiskvägar. Vi rekommenderar starkt att sådana studier bedrivs i större omfattning och föreskrivs i förstudier eller under en provotid. Det bör vara verksamhetsutövaren som skall visa att fiskvägen fungerar, och med tillräcklig effektivitet.

Ett problem vad gäller fiskpassage, har varit rådande kunskapsbrist om annat än laxfiskars uppströmspassage. Till stor del beror dagens kunskapsbrist på att det gjorts få studier av fiskvägars attraktion och passageeffektivitet för andra arter. Vi behöver systematisera det kunnande som finns och växer fram nationellt. Havs- och vattenmyndigheten bör samla data om utvalda fiskvägar (konstruktion, höjd, längd, läge, flöde, lockvatten, vattendragets flöde, arter etc) i en separat databas med uppgifter så att de går att beskriva och mäta hur olika arter kan passera. I vissa länder görs mycket långtgående insatser för att mäta hotade arters simförmåga för att kunna specialanpassa fiskvägar (t.ex. Bestgen m.fl. 2010, Silva m.fl. 2011, 2012). Detta görs för att få fram generaliserbara samband.

Fiskpassage går att anordna vid alla hinder, men effektiviteten kan variera beroende på art och plats.

Utgående från denna sammanställning föreslår vi följande baskrav:

1. Fiskpassage skall ordnas både upp- och nedströms vid det enskilda kraftverket/dammen oavsett om passage finns vid upp- eller nedströms liggande kraftverk eftersom många fiskar företar vandringar, även i liten skala.
2. Fiskar på nedströmsvandring skall inte riskera att passera via turbinerna utan skall ledas förbi.
3. Avledare med en låg lutning (30–35°), en stor yta och en spaltvidd som hindrar fisken från att passera (10–18 mm), bedöms att i kombination med väl utformade och strategiskt placerade flyktöppningar ha en hög

- potential till en tillfredsställande passageeffektivitet. Detta har studerats vid små till medelstora kraftverk, men bör även fungera vid stora kraftverk ($>100 \text{ m}^3/\text{s}$).
4. Skall laxfisksmolt fysiskt utestängas med ett fingaller bör spaltvidden inte vara mer än 10–13 mm. Detta bör utgöra bästa möjliga teknik om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med ett galler med spaltvidd upp till 18 mm.
 5. β -avledare (louvers) har i vissa fall haft en god funktion för laxfisk vid stora kraftverk i Nordamerika, men eftersom man i de allra flesta fall valt en spaltvidd som inte fysiskt stoppar all nedströmsvandrande fisk är vår bedömning att man även vid stora kraftverk behöver jobba med fiskanpassade galler som fysiskt hindrar fisken från att passera i hela vattenkolumnen.
 6. Vid alla typer av åtgärder för förbättrad nedströmspassage, är det av avgörande betydelse att flyktöppningen och förbipassagen anläggs i direkt anslutning till avledaren, eftersom endast ett par meters förskjutning uppströms av dess position kan ha en förödande effekt på dess funktion.
 7. Beteendestyrning av fisk på nedströmsvandring är idag inte ett bra alternativ, men kan användas ihop med fiskanpassade galler för att öka den totala effektiviteten.
 8. Fiskvägar för nedströmspassage bör vara öppna hela året.
 9. Om möjligt skall naturlika passager användas för uppströmsvandring. Eftersom dessa kan utgöra ett strömvattenekosystem med egen fauna bör de ha vatten under hela året.
 10. Aspekten att en naturlig fiskväg kan fungera som ett återskapat strömhabitat måste beaktas i större utsträckning än hittills. Det finns möjligheter att optimera sådana habitat utan att minska effektiviteten som fiskväg. Man bör eftersträva att skapa biofårar som innehåller de komponenter som fanns i det outbyggda vattendraget, t.ex. svämplan och lekområden för fisk. Ju mindre vattendraget är, desto större betydelse kan sådana biofårar ha.
 11. Om tekniska fiskvägar kan generellt sägas att:
 - a. Slitsrännor bör prioriteras och kan användas vid stora vattenståndsvariationer
 - b. Kammartrappor med underströmningsöppningar ska prioriteras i andra hand
 - c. Medan bassängtrappor av överfallstyp bara bör användas för passage av lax och stor öring
 - d. Denlrännor kan möjligen användas där det tidigare var ett brant fall och bara stora laxfiskar skall passera
 - e. Fiskslussar och -hissar har inte visat sig effektiva och bör undvikas, men kan med noggrann utformning och funktionskontroll vara ett alternativ vid höga ($>40 \text{ m}$) fallhöjder.
 12. Tekniska fiskvägar för uppströmsvandring kan stängas under vintern, men bör vara i drift minst 10–11 månader om året beroende på klimat.

13. Multipla fiskvägar för uppströmsvandring rekommenderas vid hinder i vattendrag som är breda, där arter med olika beteende behöver vandra eller där andra svårigheter för fisken att finna fiskvägen råder.
14. Attraktionsförmåga har varit ett generellt problem då för lite vatten rinner i fiskvägarna och extra lockvatten sällan används. Lockvattnet bör utgöra minst 5 % av medelvattenföringen på platsen och vid högflöden bör även lockvattnet öka i paritet med detta. Detta bör utgöra bästa möjliga teknik om man inte kan visa att samma resultat kan uppnås med en mindre lockvattenmängd. De fåtal exempel som finns att tillgå visar att lockvattnet bör utgöra 6–23 % av vattenföringen på platsen.
15. Uppströms öppning bör placeras så att fisken inte hamnar i lugnvatten (predationsrisk) och inte hamnar så nära dammvall och turbinintag att fisken riskeras att falla tillbaks nedströms.
16. Fiskar fördröjs vid ett hinder. Detta bör undersökas och vid behov motverkas. En fördröjning upp till något–några dygn kan vara acceptabel vid en fiskväg för uppströmsvandring vid lek, men de kumulativa effekterna av fördröjningen får inte påverka möjligheterna till lek eller öka risken för predation.
17. Den europeiska ålen är akut hotad och skall ges högsta prioritet vid varje passage, upp- och nedströms. Sannolikt har ålens förmåga att ta sig uppströms generellt överskattats utifrån iakttagelser av enstaka ålar som klarat att ta sig förbi hinder.
18. Kriterier för anlocknings- och passageeffektivitet (upp- och nedströms) bör fastställas utgående från behov och förekomst av långvandrare (lax, havsöring, ål, flodnejonöga, havsnejonöga). Generellt bör minst 90 % total effektivitet (inkluderar både anlockning och passage) kunna uppnås upp- och nedströms.
19. Alla åtgärders funktion bör utredas och säkerställas. Utvärderingarna bör ligga till grund för förbättringar av passagerna till dess tillräcklig hög effektivitet erhålls. De flesta fiskvägar behöver och kan successivt förbättras.

Tack

Ett flertal personer har läst och haft konstruktiva kommentarer på innehållet i föreliggande rapport. Vi vill framför allt tacka Niklas Egriell, Arne Johlander och Johan Kling, Havs- och vattenmyndigheten, Peter Rivinoja (SLU Umeå) och Marcus Bryntesson (Länsstyrelsen i Västernorrlands län), samt referensgruppen med företrädare för Energimyndigheten (Katarina Jacobsson, Ingela Lindqvist), Eon (Johan Tielman), Fortum (Marco Blix), Havs- och vattenmyndigheten (Sara Grahn, Anders Skarstedt), Kammarkollegiet (Karolina Ardesjö-Lundén), Länsstyrelsen i Västra Götalands län (Andreas Bäckstrand), Länsstyrelsen i Västernorrlands län (Anders Berglund), Sintef i Norge (Atle Harby, Hans-Petter Fjeldstad), Svenska kraftnät (Maria Bartsch), Svensk Vattenkraftförening (Anders Lindskog), Vattenfall (Erik Sparrevik) samt Vattenregleringsföretagen (Ola Hammarberg).

Referenser

- Aarestrup, K. & A. Koed, 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta* (L)) and Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Biol Freshw. Fish* 12:169–176.
- Aarestrup, K., Lucas, M.C. & J.A. Hansen, 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecol. of Freshwater fish* 12:160–168.
- Acolas, M. L., V. Veron, m.fl., 2006. Upstream migration and reproductive patterns of a population of allis shad in a small river (L'Aulne, Brittany, France). *ICES Journal of Marine Science* 63(3):476–484.
- Acou, A., Laffaille, P., Legault, A. & E. Feunteun, 2008, Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17:432–442. doi: 10.1111/j.1600-0633.2008.00295.x
- Agostinho, A. A., C. S. Agostinho, m.fl., 2012. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? *Neotropical Ichthyology* 10(4):687–696.
- Alexandre, C. M., B. R. Quintella, m.fl., 2013. Use of electromyogram telemetry to assess the behavior of the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in a pool-type fishway. *Ecological Engineering* 51:191–202.
- Algsten, G., P. Gustafsson & H.B. Sundet, 2013. Fiskpassagelösningar i nordvästra USA. Rapport från studieresa i september 2012. Länsstyrelsen i Värmlands län 2013:13, 21 s.
- Almeida, P. R., B. R. Quintella, m.fl., 2002. Movement of radio-tagged anadromous sea lamprey during the spawning migration in the River Mondego (Portugal). *Hydrobiologia* 483(1–3):1–8.
- Alvarez-Vazquez, L. J., A. Martinez, m.fl., 2007. Optimal shape design for fishways in rivers. *Mathematics and Computers in Simulation* 76(1–3):218–222.
- Alvarez-Vazquez, L. J., A. Martinez, m.fl., 2008. Vertical slot fishways: Mathematical modeling and optimal management. *Journal of Computational and Applied Mathematics* 218(2):395–403.
- Andersson, M., 2005 Fungerar våra fiskvägar? Miljömålsuppföljning i Västra Götalands län. Rapport 2005:56, 40 s.
- Anglea, S.M., Simmons, M.A., Simmons, C.S., Kudera, E.A. & J.R. Skalski, 2002. 26 pages.
- Arnekleiv, J.V., Kraabøl, M. & J. Museth, 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia*. 582:5–15.
- Archer, D., Rippon, P., Inverarity, R. & R. Merrix, 2008. The role of regulating releases and natural spates on salmonid migration in the River Tyne, north-east England. *Brittish Hydrological Society 10th National Hydrology symposium, Exeter*;1–6.
- Armstrong, G.S., Apprahamian, M.W., Fewlings, G.A., Gough, P.J., Reader, N.J. & P.V. Varallo, 2010. Environment agency fish pass manual. Guidance notes on the legislation, selection and approval of fish passes in England and Wales. Bristol, Environment Agency.

- Arnekleiv, J. & M. Kraaböl, 1996. Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated rivers: Research & Management* 12:39–49.
- Arnekleiv, J. V., M. Kraaböl, m.fl., 2007. Efforts to aid downstream migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) kelts and smolts passing a hydroelectric dam and a spillway. *Hydrobiologia* 582:5–15.
- Backman, T.W.H., A.F. Evans, M.S. Robertson & M.A. Hawbecker, 2002. Gas bubble trauma incidence in juvenile salmonids in the lower Columbia and Snake rivers. *North American Journal of Fisheries Management* 22:965–972.
- Bartel R. Bieniarz K. & P. Epler, 2001. Fish passing through the turbines of Pomeranian river hydroelectric plants *Archives of Polish Fisheries* 10(2):275–280.
- Becker B, Notermanns F, Reuter C & H. Schuttrumpf, 2009. Development of a fish-friendly turbineoperation mode in run-of-river hydropower plants on the River Mosel. *Hydrol Wasserbewirtsch* 53:4–12.
- Behrmann-Godel J. & R. Eckmann, 2003. A preliminary telemetry study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 12:196–202.
- Backiel, T. & S. Bontemps, 1996. The recruitment success of *Vimba vimba* transferred over a dam. *Journal of Fish Biology* 48(5):992–995.
- Backiel, T. & R.L. Welcomme (eds), 1980. Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC 1980 Tech.Pap., (33):176 p.
- Baisez, A., J.-M. Bach, m.fl., 2011. Migration delays and mortality of adult Atlantic salmon *Salmo salar* en route to spawning grounds on the River Allier, France. *Endangered Species Research* 15(3):265–270.
- Baker, J.K., 2008. The effects of strobe lights and sound behavioral deterrent systems on impingement of aquatic organisms at Plant Barry, Alabama. Auburn University.
- Boubée, J.A.T. & E.K. Williams, 2006. Downstream passage of silver eels at a small hydroelectric facility. *Fisheries Management and Ecology*. 13:165–176.
- Brown, L.S., Haro, A. & T. Castro-Santos, 2009. Three-dimensional movements of silver-phase American eels in the forebay of a small hydroelectric facility. in: D.K. C.J.M.a.C., ed. *Eels at the edge: science, status and conservation concerns* Bethesda: American Fisheries Society Symposium, 58.
- Brown, R. S., B. D. Pflugrath, m.fl., 2012. Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle's law vs. Henry's law. *Fisheries Research* 121:43–50.
- Banks, J.W., 1969. A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *J. fish biology* 1:85–136.
- Baras, E., Lambert, H. & J.C. Phillipart, 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic living resources* 7:181–189.
- Baril, D. & P. Guneau, 1986. Radio-pistage de saumons adultes (*Salmo salar*) en Loire. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 302:86–105.
- Bartel, R., W. Wisniewolski, m.fl., 2007. Impact of the Wloclawek Dam on migratory fish in the Vistula River. *Archiwum Rybactwa Polskiego* 15(2):141–156.

- Barton, A. F., R. J. Keller, m.fl., 2008. A free surface model of a vertical slot fishway to numerically predict velocity and turbulence distributions. *American Fisheries Society Symposium* 61:39–52.
- Baumgartner, L. J. & J. H. Harris, 2007. Passage of non-salmonid fish through a Deelder lock on a lowland river. *River Research and Applications* 23(10):1058–1069.
- Baumgartner, L. J., C. A. Boys, m.fl., 2010. Evaluating migratory fish behaviour and fishway performance: testing a combined assessment methodology. *Australian Journal of Zoology* 58(3):154–164.
- Beamish, F.W.H., 1978. Swimming capacity. Sidorna 101–187. Ur. W.S. Hoar & D.J. Randall. *Fish physiology*, vol. 7. Academic press, New York.
- Bednarek, A. T., 2001. Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management* 27(6):803–814.
- Bell, M.C., 1973. Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. Fisheries-Engr. Res. Proc. Corps of engineers. North Pacific division, Portland, Oregon – Citerad genom Powers & Orsborn 1985.
- Bermudez, M., J. Puertas, m.fl., 2010. Influence of pool geometry on the biological efficiency of vertical slot fishways. *Ecological Engineering* 36(10):1355–1364.
- Bestgen, K. R., B. Mefford, m.fl., 2010. Swimming performance and fishway model passage success of Rio Grande Silvery Minnow. *Transactions of the American Fisheries Society* 139(2):433–448.
- Bjornn, T.C. & C.A. Perry, 1992. A review of literature related to movements of adult salmon and steelhead past dams and through reservoirs in the lower Snake River. U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division, Technical report 92-1, Portland, Oregon.
- Boggs, C. T., M. L. Keefer, m.fl., 2004. Fallback, reascension, and adjusted fishway escapement estimates for adult Chinook salmon and steelhead at Columbia and Snake River dams. *Transactions of the American Fisheries Society* 133(4):932–949.
- Boubee, J.A.T. & E.K. Williams, 2006. Downstream passage of silver eels at a small hydroelectric facility. *Fisheries management and ecology* 13:165–176.
- Bullen, C. & T. Carlson, 2003. Non-physical fish barrier systems: their development and potential applications to marine ranching. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 13:201–212.
- Bunt, C. M., 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology* 8(2):95–105.
- Burger, C.V., Parkin, J.W., O'Farrell, M., Murphy, A. & J. Zeligs, 2012. Non-Lethal Electric Guidance Barriers for Fish and Marine Mammal Deterrence: A Review for Hydropower and Other Applications. *HydroVision Brazil*.
- Burke, B. J. & M. A. Jepson, 2006. Performance of passive integrated transponder tags and radio tags in determining dam passage behavior of adult chinook salmon and steelhead. *North American Journal of Fisheries Management* 26(3):742–752.
- Cada, G.F., 1990. A review of studies related to the effects of propeller-type turbine passage on fish early life stages. *North American Journal of Fisheries Management*, 10:418–426.
- Cada, G. F., 1991. Effects of hydroelectric turbine passage on fish early life stages. p. 318–326 IN *Proceedings of Waterpower '91: A New View of Hydro*

- Resources. D. D. Darling (ed.). American Society of Civil Engineers, New York.
- Cada, G.F., 1997. Shaken, not stirred: The recipe for a fish-friendly turbine. p. 374–382 IN Waterpower '97. Proceedings of an International Conference & Exposition on Hydropower. American Society of Civil Engineers, New York, New York. 2267 p.
- Cada, G.F., 1998. Efforts to reduce the impacts of hydroelectric power production on reservoir fisheries in the United States. *International Review of Hydrobiology* 83 (Special Issue):43–50.
- Cada, G.F., 2001 The Development of Advanced Hydroelectric Turbines to Improve Fish Passage Survival. *Fisheries* vol. 26(9):14–23.
- Cada, G.F., Laura A. Garrison & Richard K. Fisher Jr., 2007. Determining the Effect of Shear Stress on Fish Mortality during Turbine Passage. *Hydro Review*, Vol. 26(7):52–59.
- Calles, O., 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. *Karlstad University studies*, 1403–8099 ; 2005:56) Dissertation, 51 s.
- Calles, E.O. & L. A. Greenberg, 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Research and Applications* 21(9):951.
- Calles, E.O. & L. A. Greenberg, 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of freshwater fish* 16:183–190.
- Calles, O. & D. Bergdahl, 2009. Downstream passage of silver eels at hydroelectric facilities - before and after a remedial measure. *Karlstad University Studies*. 2009:19. 37 s.
- Calles, E.O. & L. A. Greenberg, 2009. Connectivity is a two-way street: the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *Rivers research and application* 25:1268–1286.
- Calles, O., Alenäs, I., Andersson, J., Kläppe, S., Lindqvist, K. & P. Rivinoja, 2010a. Biologisk förstudie Hertingsprojektet. *Naturresurs rinnande vatten*, Karlstads universitet Forskningsrapport 2010:02. 37 s.
- Calles, O., Olsson, I.C., Comoglio, C., Kemp, P.S., Blunden, L., Schmitz, M. & L. Greenberg, 2010b. Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*. 55:2167–2180.
- Calles, O., Gustafsson, S., Österling, M., Levein, U., Löfqvist, M., Comoglio, C. & P. Vezza, 2011. Årsrapport 2011 - Nedströmspassage för ål i Alsterälven. *Forskningsrapport, Naturresurs rinnande vatten*.
- Calles O, Karlsson S, Hebrand M, Comoglio C. 2012. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*. 48: 30–37 sidor.
- Calles, O., Gustafsson, S. & M. Österling, 2012a. Naturlika fiskvägar idag och i morgon. *Karlstad University studies* 2012:20, 45 s.
- Calles O, Christiansson J, Andersson J, Sahlberg T, Stein F, Olsson B-M, Alenäs I, Tielman J. 2012a. ÅL I ÅTRAN - En fallstudie för svensk ålförvaltning. *Karlstad University Studies*. 51 sidor.
- Calles, O., Gustafsson, S. & M. Österling, 2012b. Nature-like design today and tomorrow. *Karlstad University Studies*. 2012:20. 45 s.

- Calles, O., Karlsson, S., Hebrand, M. & C. Comoglio, 2012c. Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*. 48:30–37.
- Calles, O., Karlsson, S. & J. Tielman, 2012d. Improving downstream passage conditions for fish at hydroelectric facilities in Sweden. in: Gough P., ed. *From sea to source; International guidance for restoration of fish migration highways Veendam (The Netherlands): Hunze and Aa's Regional Water Authority*.
- Calles, O., Karlsson, S., Vezza, P., Comoglio, C., Greenberg, L.A. In prep. The design and feasibility of a downstream fish passage facility in a lowland river.
- Calles, O., Karlsson, S., Vezza, P., Comoglio, C., Tielman, J. In press-a. Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. *Freshwater Biology*.
- Calles, O., Rivinoja, P., Greenberg, L. In press-b. A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. in: Ian Maddock A.H., Paul Kemp and Paul Wood, ed. *Ecohydraulics: an integrated approach*. West Sussex, UK: John Wiley & Sons Ltd.
- Colotelo, A.H., Jones, B.W., Harnish, R.A., McMichael, G.A., Ham, K.D., Deng, Z.D., Squeochs, G.M., Brown, R.S., Weiland, M.A., Ploskey, G.R., Li, X., Fu, T. 2013. Battelle Pacific Northwest Division. 153 pages.
- Campbell, D.C., 1985. "Need" for small hydro in an environmental context: three case studies. Ur: Symposium on small hydropower and fisheries. Denver, Colorado; sid. 121–126.
- Chanseau, M. & M. Larinier, 1999. The behaviour of returning adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the vicinity of Baigts hydroelectric power plant on the Pau River as determined by radiotelemetry. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* (353–54):239–262.
- Chanseau, M., O. Croze, m.fl., 1999. The impact of obstacles on the Pau River (France) on the upstream migration of returning adult Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* (353–54):211–237.
- Chorda, J., M. M. Maubourguet, m.fl., 2010. Two-dimensional free surface flow numerical model for vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Research* 48(2):141–151.
- Clabough, T. S., M. L. Keefer, m.fl., 2012. Use of Night Video to Enumerate Adult Pacific Lamprey Passage at Hydroelectric Dams: Challenges and Opportunities to Improve Escapement Estimates. *North American Journal of Fisheries Management* 32(4):687–695.
- Clay, C.H. 1995. *Design of fishways and fish facilities*, 2nd edition. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Colavecchia, M., Katopodis, C., Goosney, R., Scruton, D. A. & R.S. McKinley, 1998. Measurement of burst swimming performance in wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) using digital telemetry. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 14: 41–51. doi: 10.1002/(SICI)1099-1646(199801/02)14:1<41::AID-RRR475>3.0.CO;2-8.
- Cooke, S.J., Hatry, C., Hasler, C.T., & K.E. Smokorowski, 2011. Literature review, synthesis and proposed guidelines related to the biological evaluation of "fish friendly" very low head turbine technology in Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2931: v + 33 s.

- Coutant, C.C., 2001. Integrated, multi-sensory, behavioral guidance systems for fish diversions. *Behavioral Technologies for Fish Guidance*. 26:105–113.
- Coutant, C. C., & R. R. Whitney, 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:351–380.
- Cowx, I.G. & R.L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO handbook. Fishing News Books, 260 s.
- Cramer, D.P., 1997. Evaluation of a Louver Guidance System and Eicher Screen for Fish Protection at the T.W. Sullivan Plant in Oregon.. In: *Fish Passage Workshop*, Milwaukee, WI, May 6–8, 1997 Sponsored by Alden Research Laboratory, Conte Anadromous Fish Research Laboratory, Electric Power Research Institute, and Wisconsin Electric Power Company.
- Croze, O., 2005. Radio-tracking: a useful tool for the Aulne Atlantic salmon rehabilitation programme. In: *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proc. Of the fifth conference on fish telemetry held in Euope, Ustica, Italy. FAO/COISPA, ROM; sid 13–24.
- Croze, O., F. Bau, m.fl., 2008. Efficiency of a fish lift for returning Atlantic salmon at a large-scale hydroelectric complex in France. *Fisheries Management and Ecology* 15(5–6):467–476.
- Dahl, J. 1995. Ålepas hvorfor og hvordan? Ferskvandsfiskeriforeningen for Denmark. 16 s.
- Dauble, D. D., R. A. Moursund, m.fl., 2006. Swimming behaviour of juvenile Pacific lamprey, *Lampetra tridentata*. *Environmental Biology of Fishes* 75(2):167–171.
- Degerman, E., 2006. Omlöpet vid Slussen, Svartån, Örebro, PM Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 4 s.
- Degerman, E., 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E. & I. Russell, 2011. Fish passage in rivers. ICES Working Group on North Atlantic Salmon March 22 to 31, 2011, Working paper 27, 18 s.
- Degerman, E., Calles, O., Näslund, I. & H. Wickström, 2013. Påverkan på strömlevande fiskar av anlagda strömvatten – en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndigheten rapport, under bearbetning.
- Dekker, W., 2002. Monitoring of glass eel recruitment. Netherlands Institute of Fisheries Research, Report Coo7/02-WD, 262 s.
- Deng, Z., T.J. Carlson, D.D. Dauble & G.R. Ploskey, 2011. Fish Passage Assessment of an Advanced Hydropower Turbine and Conventional Turbine Using Blade-strike Modeling. *Energies* 4(1):57–67. doi:10.3390/en4010057.
- Deng, Z.D., Martinez, J.J., Colotelo, A.H., Abel, T.K., LeBarge, A.P., Brown, R.S., Pflugrath, B.D. & M.L., Ahmann, 2012. Development of external and neutrally buoyant acoustic transmitters for juvenile salmon turbine passage evaluation 2012 Fisheries Research, 113(1):94–105.
- Direktoratet for naturforvaltning, 1990. Fisketrapper, funksjoner og virkemåte. Innstilling fra fisketrapputvalget. Direktoratet for naturforvaltning.
- Duchenev, P., Murray, R.F., Waldrip, J.E., Tomich, C.A. 2006. Kleinschmidt – HydroVision Proceedings.

- DTU Aqua 2011. En opdateret og udbygget vurdering af afgitringskravet ved dambrug i ferske vandsystemer med focus på utvalgte rødliste- og habitatarter af fisk, herunder lampretter. PM 2011-06-11, 30 s.
- DWA, 2005. Fish Protection Technologies and Downstream Fishways. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. Hennef: German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA).
- DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (www.dwa.de), 226 s.
- DWA, 2010, Merkblatt DWA-M 509. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, (www.dwa.de), 287 s.
- Ebel, G., 2013. Fish Protection and Downstream Passage at Hydro Power Stations Handbook of Bar Rack and Bypass Systems: Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie.
- Einarsson, S.M. & S. Gudjonsson, 1999. Overview and evaluation of fishways in Iceland. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:33–37.
- Environment Agency, 2009. Elver and eel passes. A guide to the design and implementation of passage solutions at weirs, tidal gates and sluices. The Eel Manual– GEHO0211BTMV-E-E. (<http://publications.environment-agency.gov.uk>).
- Environment Agency, 2010. Environment Agency Fish Pass Manual: Guidance notes on the legislation, selection and approval of fish passes in England and Wales (v2.2; November 2010). Document – GEHO 0910 BTBP-E-E. Authors: Greg Armstrong, Miran Aprahamian, Adrian Fewings, Peter Gough, Nigel Reader and Paul Varallo. <http://publications.environment-agency.gov.uk/pdf/GEHO0910BTBP-E-E.pdf>.
- Epler, P., Bartel, R., Wozniowski, M., Duc, M. & D. Olejarski, 2004. The passage of fish through the fishway at Roznow dam in the 1997–2003 period. Arch. Pol. Fish. 12(2):177–186.
- EPRI. 1992a. 287 s.
- EPRI. 1992b. 248 s.
- EPRI. 1998. 390 s.
- EPRI. 2002. 180 s.
- EPRI, P.A., CA, Holyoke Gas & Electric Company, Holyoke, MA, and WE-Energies Inc., Milwaukee. 2006. 112 s.
- Essington, T. E. & T. P. Quinn, 2000. Intra- and inter-specific competition and the reproductive success of sympatric Pacific salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57(1):205–213.
- Evans, W.A. & B. Johnston, 1980. Fish Migration and Fish Passage: a Practical Guide to Solving Fish Passage Problems. U.S. Forest Service, EM - 7100 - 2, Washington, D.C.
- FAO/DVWK, 2002. Fish passes – Design, dimensions and monitoring. Rome, FAO. 119 s.
- Faunapassageudvalget, 2004. Sammenfatning af delrapport 1 til 4. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, de jyske amter, Danmarks

- Fiskeriundersøgelser, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Sportsfiskerforbund, 60 s.
- Ferguson, J.W., Poe, T. & T.J. Carlson, 1998. Surface-oriented bypass systems for juvenile Salmonids on the Columbia River, USA. in: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S., eds. Migration and fish bypasses. Oxford: Fishing News Books.
- Ferguson, J. W., G. M. Matthews, m.fl., 2006. Passage of adult and juvenile salmonids through federal Columbia River power system dams. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC 64: i-xx, 1–160.
- Ferguson J.W., Absolon R.F., Carlson T.J. & B.P. Sandford, 2006. Evidence of delayed mortality on juvenile Pacific salmon passing through turbines at Columbia River dams. Transactions of the American Fisheries Society, 135:139–150.
- Ferguson, J., Ploskey, G., Leonardsson, K., Zabel, R. & H. Lundqvist, 2008. Combining turbine blade-strike and life cycle models to assess mitigation strategies for fish passing dams. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 65:1568–1585.
- Ficke, A. D., C. A. Myrick, m.fl., 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. Reviews in Fish Biology and Fisheries 17(4):581–613.
- Ficke, A. D., C. A. Myrick, m.fl., 2011. The Swimming and Jumping Ability of Three Small Great Plains Fishes: Implications for Fishway Design. Transactions of the American Fisheries Society 140(6):1521–1531.
- Fiskeriverket, 2008. Förvaltningsplan för ål. Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-09. Jordbruksdepartementet Jo 2008/3901. 82 s.
- Fjeldstad, H. P., Uglem, I., Diserud, O. H., Fiske, P., Forseth, T., Kvingedal, E., Hvidsten, N. A., Økland, F. & Järnegren, J. A., 2011. A concept for improving smolt migration past hydropower intakes. Journal of Fish Biology 81:642–663.
- Fjeldstad, H.-P., Alfredsen, K. & Forseth, T. Atlantic Salmon Fishways: The Norwegian experience. VANN. Nr. 2– 2013.
- Franklin, A. E., A. Haro, B.P., 2012. Evaluation of Nature-Like and Technical Fishways for the Passage of Alewives at Two Coastal Streams in New England. Transactions of the American Fisheries Society 141(3):624–637.
- Freyhof, J. & M. Kottelat, 2010. *Anguilla anguilla*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 25 May 2013.
- Gabriel, C. M. & K. D. Clarke, 2010. Invertebrate communities in Compensation Creek, a man-made stream in boreal Newfoundland: The influence of large woody debris. River Research and Applications 26(8):1005–1018.
- Gauld, N.R., Campbell R.N. & M.C. Lucas, 2013. Reduced flow impacts salmonid smolt emigration in a river with low-head weirs. Sci Total Environ. 2013 Aug 1;458–460:435–43. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.04.063. Epub 2013 May 17.
- Gee, A.S., 1980. Angling success for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Wye in relation to effort and river flows. Fish. Management 11(3):131–138.
- Gillis, G.B., 1998. Environmental effects on undulatory locomotion in the American eel (*Anguilla rostrata*): kinematics in water and on land. J. Exp. Biol. 201:949–961.

- Gleeson, L., 1997. Use of electric fields to direct eel movement: eel passage. The Fish Passage Workshop. Milwaukee Wisconsin.
- Goosney, R.F., 1997. A Efficient Diversion/ Bypass System for Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Smolt and Kelt in Power Canals. In: Fish Passage Workshop, Milwaukee, WI, May 6–8, 1997 Sponsored by Alden Research Laboratory, Conte Anadromous Fish Research Laboratory, Electric Power Research Institute, and Wisconsin Electric Power Company.
- Gosset, C. & F. Travade, 1999. Devices to aid downstream salmonid migration: Behavioral barriers. *Cybum*. 23:45–66.
- Gosset, C., Travade, F., Durif, C., Rives, J. & P. Elie, 2005. Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. *River Research and Applications*. 21:1095–1105.
- Gowans, A. R. D. & J. D. Armstrong, m.fl., 1999a. Movements of adult Atlantic salmon through a reservoir above a hydroelectric dam: Loch Faskally. *Journal of Fish Biology* 54(4):727–740.
- Gowans, A. R. D. & J. D. Armstrong, m.fl., 1999b. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *Journal of Fish Biology* 54(4):713–726.
- Gowans, A. R. D., J. D. Armstrong, m.fl., 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. *Ecology of Freshwater Fish* 12(3):177–189.
- Grande, R., 1999. Special questions with fishways – Nordic cooperation. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:15–20.
- Grande, R., 2010. Håndbok for fisketrapper. Tapir akademisk forlag, 105 s.
- Green, T. M., E. M. Lindmark, m.fl., 2011. Flow characterization of an attraction channel as entrance to fishways. *River Research and Applications* 27(10):1290–1297.
- Greenberg, L.A., Calles, O., Andersson, J. & T. Engqvist, 2012. Effect of trash diverters and overhead cover on downstream migrating brown trout smolts. *Ecological engineering*. 48:25–29.
- Gudjonsson, S., Antonsson, T., Jonsson, I.R. & M. Johannsson, 1999. Time of migration of salmonids in some Icelandic rivers. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:73–82.
- Gustafsson, S., 2010. Migration losses of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts at a hydropower station area in River Åbyälven, Northern Sweden. Passage fates at a reservoir, a power house and a bypass structure. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU).
- Gustafsson, S., 2012. The macroinvertebrate community in a nature-like fishway with habitat compensation properties. Karlstad University, Sweden.
- Gustafsson, S., Österling, M., Skurdal, J., Schneider, L., and Calles, O. In press. Macroinvertebrate colonization of a nature-like fishway: the effects of adding habitat heterogeneity *Ecological engineering*.
- Gönczi, A., 1999. Telemetrastudier vid fiskvägar. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:94–97.
- Hanson, B.N., 1999. Effectiveness of two surface bypass facilities on the Connecticut River to pass emigrating Atlantic salmon smolts. in: Odeh M., ed. *Innovations in fish passage technology*. Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.

- Haro, A., Odeh, M., Noreika, J. & T. Castro-Santos, 1998 Effect of water acceleration on downstream migratory behavior and passage of Atlantic salmon smolts and juvenile American shad at surface bypasses. *Trans Am Fish Soc.* 127:118–27.
- Haro, A., Castro-Santos, T. & J. Boubée, 2000. Behavior and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. *Dana.* 12:33–42.
- Harza, R.M.C., 1992. Response of Atlantic Salmon Smolts to Louvers in the Holyoke Canal, Spring 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- Harza, R.M.C., 1993. Response of Juvenile Clupeids to Louvers in the Holyoke Canal, Fall 1992. Holyoke canal – Downstream fish passage studies.
- Hayes, F.R., 1953. Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the LeHavre River, Nova Scotia. Published by the Fisheries research board of Canada, Ottawa, 54 s.
- Herva, M., 1999. Guiding salmon to fish traps, application for fishways. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:105–110.
- Holbrook, C. M., J. Zydlewski, m.fl., 2009. Movements of Prespawn Adult Atlantic Salmon Near Hydroelectric Dams in the Lower Penobscot River, Maine. *North American Journal of Fisheries Management* 29(2):495–505.
- ICPDR, 2013. Measures for ensuring fish migration at transversal structures. International commission for the protection of the Danube river, 50 s.
- Jacobson, H. 2012. Vebro Industri. 14 s.
- Jansen, H. M., Winter, H. V., Bruijs, M. C. M. & H.J.G. Polman, 2007. Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. – *ICES Journal of Marine Science*, 64:1437–1443.
- Jensen, A.J., 1999. Upstream migration of salmonids in relation to water temperature. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:83–86.
- Johlander, A., 1997. Fiskvägar. Ur: Fiskevård i rinnande vatten. Red. T. Järvi, Fiskeriverket, 201 s.
- Johlander, A., 1999. Counting Atlantic salmon and sea trout in fishways in southern Sweden – results and observations. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:98–104.
- Johlander, A. & P. Sjöstrand, 1993. Fiskvägar i sydvästra Sverige – en översikt. Fiskeriverkets Utredningskontor, Jönköping.
- Johlander, A. & J. Tielman, 1999. River Mörrumsån spring 1999 A study on downstream migrating salmonids at Hemslö upper and lower hydroelectric facilities (på svenska). Fiskeriverket och Sydkraft Vattenkraft AB. 21 sidor och 10 bilagor.
- Johnson, E. L., C. C. Caudill, m.fl., 2012. Movement of Radio-Tagged Adult Pacific Lampreys during a Large-Scale Fishway Velocity Experiment. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(3):571–579.
- Jonsson, N., 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic J. Freshw. Res.* 66:20–35.
- Jungwirth, M., 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in Rhithral rivers. *Regulated rivers research & management* 12:483–492.

- Jungwirth, M. S., Schmutz & S. Weiss (Eds.), 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Proceedings of a symposium. London: Fishing News Books (1998).
- Jørgensen, J. 1993. Handlingsplan for ophjælpning og reetablering af de danske laksebestand. Inst., For Ferskvandsfiskeri och Fiskepleje rapport nr 10, Silkeborg, 57 s (ISSN 097-1164).
- Kamula, R., 1999. Improving the attraction of fishway entrance. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:142-145.
- Kamula, R., Laine, A., Pohjamo, T. & J. Hooli, 1992. The research in the Pöyry fishway of the River Siikajoki, Finland. Sarja series Julkaisu 49. Laboratory of Hydraulics and water resources engineering, Finland.
- Karchesky, C.M. & M.E. Hanks, 2010. Prepared for Portland General Electric by Normandeau associates Inc.
- Karchesky, C.M., Hanks, M.E., McDonald, R.D. 2008. Prepared for Portland General Electric by Normandeau associates Inc.
- Karlsson, S., 2008. Hydro-electric power and downstream migration of Atlantic salmon and Sea trout – Evaluation of mortality and movement using telemetry in the river Ätran. Master thesis. Göteborgs Universitet.
- Karlsson, S., Kläppe, S., Greenberg, L.A. & O. Calles, In prep. Is iteroparity impossible for anadromous brown trout in a regulated river?
- Karp, C.A., Hess, L. & C. Liston, 1995. Tracy fish collection facility studies California, Volume 3. 37 s.
- Katapodis, C., 1992. Introduction to fishway design. Working document. Freshw. Inst. Dept. Fisheries and Oceans, 501 University Crescent Winnipeg, Manitoba, Canada. R3T 2N6.
- Keefer, M. L., W. R. Daigle, m.fl., 2010. Testing adult Pacific lamprey performance at structural challenges in fishways. North American Journal of Fisheries Management 30(2):376-385.
- Kemp, P. S., I. J. Russon, m.fl., 2011. The influence of discharge and temperature on the ability of upstream migrant adult river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) to pass experimental overshot and undershot weirs. River Research and Applications 27(4):488-498.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K. & M. Eens, 2005. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of freshwater fish 15:20-29.
- Koed, A., Rasmussen, G., Holdensgård, G. & C. Pedersen, 1996. Tangetrappen 1994-95. DFU-Rapport nr 8-96, 44 s + bilagor.
- Kondratieff, M. C. & C. A. Myrick, 2006. How high can brook trout jump? A laboratory evaluation of brook trout jumping performance. Transactions of the American Fisheries Society 135(2):361-370.
- Koops, H., 1980. Chapter 11. Sampling eels. Ur: Backiel, T. and R.L. Welcomme (eds), Guidelines for sampling fish in inland waters. EIFAC 1980 Tech.Pap., (33):176 s.
- Kriström, B., Calles, O., Greenberg, L.A., Leonardsson, K., Paulrud, A. & B. Ranneby, 2010. Cost-Benefit Analysis of River Regulation: The case of Emån and Ljusnan Scientific summary report (In Swedish with extended English summary). Elforskrapport. 89 s.

- Kroes, M.J., Gough P., Schollemma P. P. & H. Wanningen (eds). 2006. From sea to source: Practical guidance for restoration of fish migration in European rivers. Groningen: Interreg IIIC project "Community Rivers", 119 s.
- Kääriä, J., 1999. Fishway in Halistenkoski rapids on the Aurajoki river, SW Finland. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:64–66.
- Köthke, H., 1964 Bericht über die Einführung der Aalrense aus Kunststoff. Fischwirt, 14:29–33.
- Lagenfelt, I. & M. Cremle, 2013. Uppvandrande ål vid Lilla Edets kraftstation. Försök med provisoriska ålyngelledare åren 2011 och 2012. Rapport 2013:14. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten, 14 s.
- Laine A., Kamula, R. & J. Hooli, 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. Fisheries Management and Ecology 5:31–44.
- Laine, A., 1990. The effects of a fishway model hydraulics on the ascend of vendace, whitefish and brown trout in Inari, northern Finland. Aqua Fenn. 20(2):191–198.
- Laine, A., Kamula, R & P. Hooli, 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. Fisheries mgmt and ecol. 5(1):33–44.
- Laine, A., Jokivirta, T. & C. Katapodis, 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river – fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. Fisheries Management and Ecology, 9:65–77.
- Larinier, M., 1990. Experience in fish passage in France: Fish pass design criteria and down-stream migration problems. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways 1990, Gifu Japan; sidor 65–74.
- Larinier, M., 1996. Paris (CSP, Collection Mise au Point).
- Larinier, M., 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. Ur: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds). Fish migration and Fish bypasses. Oxford: Fishing News Books, Blackwell publications, sid:127–145.
- Larinier, M., 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. Ur: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S., eds. Migration and fish bypasses. Cambridge: Fishing News Books.
- Larinier, M., 2002. Fishways – general considerations. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 364:54–82.
- Larinier, M. & F. Travade, 1999. The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. in: Odeh M., ed. Fish Passage Technology. Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society.
- Larinier, M. & F. Travade, 2002. Downstream migration: problems and facilities. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 364:181–207.
- Larinier, M., Chanseau, M., Bau, F. & O. Croze, 2005. The use of radiotelemetry for optimizing fish pass design. Ur. M.T. Spedicato, G. Lembo & G. Marmulla (editorer): Aquatic telemetry. advances and applications. FAO/COISPA, ROM, sid: 53–60.
- Larsson, M., 1998. Vattenfall hydropower.
- Larsson S., 2006. Ålyngelvandring i Hedefors sommaren 2006 pm, West Waters 2006-11-01, 11 sidor.

- Larsson S., 2012. Ålyngelvandring i Lilla Edet 2011, Vattenfall samt Havs och Vattenmyndigheten, mimeo 17 sidor inkl. bilagor.
- Leonardsson, K., 2012. Modellverktyg för beräkning av ålförluster vid vattenkraftverk. Elforsk rapport 12:36, 84 s.
- Lindmark, E. & L. H. Gustavsson, 2008. Field study of an attraction channel as entrance to fishways. *River Research and Applications*, 24:564–570.
- Linlökken, A., 1993. Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, southeastern Norway. *Regulated Rivers: Research & Management* 8:145–153.
- Lowe, R.H., 1952. The influence of light and other factors on the seaward migration of the silver eel, *Anguilla anguilla*. *Journal of Animal Ecology* 21(2):275–309.
- Lucas, M.C. & E. Baras, 2001. *Migration of freshwater fishes*. Oxford: Blackwell Science Ltd, 420 s.
- Lucas, M. C., D. H. Bubb, m.fl., 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biology* 54(3):621–634.
- Lundqvist, H., P. Rivinoja, m.fl., 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia* 602:111–127.
- Makrakis, S. & M. Cavicchioli Makrakis, 2012. The canal de Piracema at the Itaipu Dam. sid:208–213. In: *From sea to source*. Ed: P. Gough, P. Philipsen, P.P. Schollemma & H. Wanningen, 300 s.
- Mallen-Cooper, M. & I. G. Stuart, 2007. Optimising Denil fishways for passage of small and large fishes. *Fisheries Management and Ecology* 14(1):61–71.
- Martinell, H. 1965. 11 s.
- Mathers, R.G., De Carlos, M., Crowley, K. & D.Ó. Teangana, 2002. A review of the potential effect of Irish hydroelectric installations on Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations, with particular reference to the River Erne. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 102b(2):69–79.
- Mathur, D., P. G. Heisey, J. R. Skalski & D. R. Kenney, 2000. Salmonid smolt survival relative to turbine efficiency and entrainment depth in hydroelectric power generation. *Journal of the American Water Resources Association* 36:737–747.
- Mills, D.H., 1989. *Ecology and management of Atlantic salmon*. Chapman and Hall.
- Montén, E., 1985. Fisk och turbiner (Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines). Vattenfall, Stockholm. 111 s.
- Muir, W. D., S. G. Smith, J. G. Williams & B. P. Sandford., 2001. Survival of juvenile salmonids passing through bypass systems, turbines, and spillways with and without flow deflectors at Snake River Dams. *North American Journal of Fisheries Management* 21:135–146.
- Naughton, G. P., C. C. Caudill, m.fl., 2006. Fallback by adult sockeye salmon at Columbia River dams. *North American Journal of Fisheries Management* 26(2):380–390.
- Naughton, G. P., C. C. Caudill m.fl., 2007. Experimental evaluation of fishway modifications on the passage behaviour of adult Chinook salmon and

- steelhead at Lower Granite Dam, Snake River, USA. *River Research and Applications* 23(1):99–111.
- Nettles, D.C. & S.P. Gloss, 1986. Outmigration of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and effectiveness of an angled trash rack/fish bypass structure at a small scale hydroelectric facility. *N. Amer. J. Fish. Manage.* 7:562–568.
- Nilsson, K.-E. & Ö. Karlström, 1999. Sik och öring i en fisktrappa; olika vattenföringar för respektive art. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:87–93.
- NMFS (National Marine Fisheries Service). 2008. Anadromous Salmonid Passage Facility Design. NOAA, NMFS, Northwest Region, Portland, Oregon, 137 s.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) 2012. Diadromous fish passage: A primer on technology, planning, and design for the Atlantic and Gulf Coasts. 162 s.
- Noatch, M.R., Suski, C.D. 2012. Non-physical barriers to deter fish movements. *Environ Rev.* 20:71–82.
- Noonan, M. J., J. W. A. Grant, m.fl., 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13(4):450–464.
- Normandeau. 1996. Normandeau. New England Power Company.
- Norrgård JR, Greenberg LA, Piccolo JJ, Schmitz M, Bergman E. In press. Multiplicative loss of landlocked Atlantic salmon *Salmo salar* L. smolts during downstream migration through multiple dams. *River Research and Applications*.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O. & H. Wickström, 2013. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum – en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport. Under tryckning.
- O'Brien, T., Ryan, T, Stuart, I. & S. Saddler, 2010. Review of fishways in Victoria 1996–2009. Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report Series No. 216, 44 s.
- Odeh, M. & C. Orvis, 1998. Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the North-east USA. in: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S., eds. *Migration and fish bypasses*. Oxford: Fishing News Books.
- of Keeken, I.A., Viscount, D. & H.V. Winter, 2010. IMARES – Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies. 47 s.
- Ogden, D.A., Hockersmith, E.E., Axel, G.A., Burke, B.J., Frick, K.E., Absolon, R.F. & B.P. Sanford, 2008. 58 s.
- Oldani, N. O. & C. R. M. Baigun, 2002. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Parana River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications* 18(2):171–183.
- O'Leary, D.P., 1971 A low head elver trap developed for use in Irish rivers. EIFAC Tech.Pap., (14):129–33.
- Onema, 2012. Management plan to save the eel—Optimising the design and management of installations. Symposium on the results of the eels & installations R&D programme 28 – 29 November 2011. Paris (<http://www.onema.fr/synthese-anguilles-ouvrages>).

- Ovidio, M. & J.C. Philippart, 2002. The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* 483:55–69.
- Paish, O., 2002. Small hydro power: technology and current status. *Renewable & Sustainable Energy reviews* 6:537–556.
- Pavlov, D.S. 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish. FAO Tech, Paper 308, 97 s.
- Pavlov, D. S., V. N. Mikheev, m.fl., 2008. Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. *Hydrobiologia* 609:125–138.
- Peake, S.J., 2008. Behavior and Passage Performance of Northern Pike, Walleyes, and White Suckers in an Experimental Raceway, *North American Journal of Fisheries Management*, 28(1):321–327.
- Pedersen, M.I., 1999. Danish eel passes to facilitate the upstream migration of eels. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:98–104.
- Pedersen, M. I., Jepsen, N., Aarestrup, K., Koed, A., Pedersen, S. & F. Økland, F. 2012, Loss of European silver eel passing a hydropower station. *Journal of Applied Ichthyology*, 28:189–193. doi: 10.1111/j.1439–0426.2011.01913.x.
- Persson, F. & J. Holmberg, 2009. Ätrafors – head loss vs intake rack angle. *EnergRetea Energi, Elkraft & ICT AB*. 4 s.
- Peter, A., 1998. Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. Ur: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds). *Fish migration and Fish bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell publications, sid:99–112.
- Poe, T. P., M. G. Mesa, R. S. Shively & R. D. Peters, 1993. Development of biological criteria for siting and operation of juvenile bypass systems: implications for protecting juvenile salmonids from predation, pp. 169–178. In: *Fish Passage Policy and Technology* (Bates, K., Ed.). Bethesda, MD: American Fisheries Society.
- Powers, P.D. & J.F. Orsborn, 1985. New concepts in fish ladder design: Analysis of barriers to upstream fish migration, Vol. IV of IV. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon, USA. 120 s.
- Powers, P.D., Orsborn, J.F., Bumstead, T.W., Klinger-Kingsley, S. & W.C. Mih, 1985. Fishways – an assessment of their development and design. Project 82-14, Final report. Part III. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon, USA.
- Porcher, J. P., 2002. Fishways for eels. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*(364):147–155.
- Prchalova, M., Slavik, O. & L. Bartos, 2006. Patterns of cyprinid migration through a fishway in relation to light, water temperature and fish circling behavior. *Int. J. River Basin management* 4(3):13–218.
- Pugh, J.R., Monan, G.E. & J.R. Smith, 1970. Effect of water velocity on the fish-guiding efficiency of an electrical guiding system *Fishery Bulletin*. 68:307–324.
- Richmond, M.C., Z. Deng, C.A. McKinstry, R.P. Mueller, T.J. Carlson & D.D. Dauble, 2009. Response relationship between juvenile salmon and an autonomous sensor in turbulent flows. *Fisheries Research* 97(1–2):134–139. doi:10.1016/j.fishres.2009.01.011

- Rigaud, C., Fontenelle, G., Gascuel, D., & A. Legault, 1988. Le franchissement des ouvrages hydrauliques par les anguilles (*Anguilla anguilla*). Présentation des dispositifs installés en Europe (Passage at hydraulic plant by eels (*Anguilla anguilla*). Description of facilities installed in France.). Department of Halieutics publication 9, ENSA Rennes, 148 s.
- Rivinoja, P., McKinell, S. & H. Lundqvist, 2001. Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon in a Northern Swedish river caused by a hydroelectric power station. *Regulated rivers: Research and management* 17:101–115.
- Rizzo, B., 1985. Fish migration at small hydropower developments: an overview of the issues. Ur: Symposium on small hydropower and fisheries. Denver, Colorado; sid. 241–242.
- Robson, A., I.G. Cowx & J.P. Harvey, 2011. Impact of run-of-river hydro-schemes upon fish populations. Phase 1 Literature review. Sniffer (Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research, 71 s.
- Roscoe, D.W. & S.G. Hinch, 2008. Fishway passage, water diversion and warming temperatures: Factors limiting successful spawning migration of Seton-Anderson watershed sockeye salmon. Final Report for the Bridge Coastal Restoration Program, Project 07.BRG01, B.C., Canada, 101 s.
- Roscoe, D. W., Hinch, S. G., Cooke, S. J. & D.A.Patterson, 2010. Fishway passage and post-passage mortality of up-river migrating sockeye salmon in the Seton River, British Columbia. *River Research and Applications*, n/a. doi: 10.1002/rra.1384.
- Ruggles, C.P., Robinson, D.A. & R.J. Stira, 1993. The use of floating louvers for guiding Atlantic salmon smolts from hydroelectric turbine intakes. in: Williams V.P., Scruton D.A., Goosney R.F., Bourgeois C.E., Orr D.C., Ruggles C.P., eds. Workshop on fish passage at hydroelectric developments. Newfoundland, St. John's.
- Russon, I.J., Kemp, P.S. & O. Calles O. 2010. Response of downstream migrating adult European eels (*Anguilla anguilla*) to bar racks under experimental conditions. *Ecology of Freshwater Fish* 19:197–205. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2009.00404.x.
- Saettern, L.M., 1999. Laksetrappene i Laerdalselva – erfaring fra drift. Foredrag fra Nordisk symposium om fiskepassager. Red. R. Kamula & A. Laine. DN notat 1:56–63.
- Sandell, G., Pettersson, L. & I. Abrahamsson, 1994. Fiskvägar – en litteraturoversikt. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, nr 1, 83 s.
- Schibli, H. 2002. Utvärdering av fiskvägars funktion 2000–2001. Inf. från Länsstyrelsen i Halland 2002:9, 27 s.
- Schwalme, K., Mackay, W.C. & D. Lindner, 1985. Suitability of a vertical slot and denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(11):1815–1822.
- Scruton, D., R. McKinley, N. Kouwen, W. Eddy & R. Booth, 2002. Use of telemetry and hydraulic modeling to evaluate and improve fish guidance efficiency at a louver and bypass system for downstream-migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts. *Hydrobiologia* 483:83–94.
- Scruton, D., McKinley, R., Kouwen, N., Eddy, W., Booth, R. 2002. Use of telemetry and hydraulic modeling to evaluate and improve fish guidance efficiency at a louver and bypass system for downstream-migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts. *Hydrobiologia*. 483:83–94.

- Scruton, D., McKinley, R., Kouwen, N., Eddy, W. & R. Booth, 2003. Improvement and optimization of fish guidance efficiency (FGE) at a behavioural fish protection system for downstream migrating Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *River research and applications*. 19:605–617.
- Scruton, D., Pennell, C., Robertson, M., Clarke, K., Eddy, W. & R. McKinley, 2005. Telemetry studies of the passage route and entrainment of downstream migrating wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts at two hydroelectric installations on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Aquatic Telemetry: Advances and Applications: Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry Held in Europe, Ustica, Italy, 9–13 June 2003: Food & Agriculture Org.*
- Scruton, D., Pennell, C., Bourgeois, C., Goosney, R., Porter, T., Clarke, K. 2007. Assessment of a retrofitted downstream fish bypass system for wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts at a hydroelectric facility on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia*. 582:155–169.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Bourgeois, C.E., Goosney, R.F., King, L., Booth, R.K., Eddy, W., Porter, T.R., Ollerhead, L.M.N. & K.D Clarke, 2008. Hydroelectricity and fish: a synopsis of comprehensive studies of upstream and downstream passage of anadromous wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, on the Exploits River, Canada. *Hydrobiologia*. 609, 225–239.
- Silva, A. T., J. M. Santos, m.fl., 2011. Effects of water velocity and turbulence on the behavior of Iberian barbell (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner 1864) in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications* 27(3):360–373.
- Silva, A. T., J. M. Santos, m.fl., 2012. Passage efficiency of offset and straight orifices for upstream movements of Iberian barbel in a pool-type fishway. *River Research and Applications* 28(5):529–542.
- Sjölander, E., Strömberg, M., Degerman, E., Göthe, L. & L. Jougda, 2009. Åtgärdsplanering i reglerade vattendrag – arbetsgång och åtgärdsförslag i övre Ångermanälven. Skogsstyrelsen Rapport 1, 76 s.
- Sjölander, E., Strömberg, M., Degerman, E., Göthe, L., Jougda, L. & I. Näslund, 2011. Nedre Ångermanälven och Faxälven – förslag till miljöförbättrande åtgärder. Skogsstyrelsen Rapport 5, 170 s.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2001. Redegørelse om status for effekten af vandløbslovens § 37a om sikring af vand i døde å-strækninger og faunapassage forbi opstemninger.
- Smith, G.W., Smith, I.P & S.M. Armstrong, 1994. The relationship between the river flow and the entry to the Aberdeenshire Dee by returning adult Atlantic salmon. *J. of Fish biology* 45:953–960.
- Solomon, D.J. & M.H. Beach, 2004a. Manual for provision of upstream migration facilities for Eel and Elver. Science Report SCo20075/SR2.
- Solomon D J & M.H. Beach, 2004b. Fish pass design for eel and elver (*Anguilla anguilla*). R&D Technical Report W2-070/TR1. Environment Agency, Bristol, 92 s.
- Stier, D.J., & B. Kynard, 1986. Use of radio telemetry to determine the mortality of Atlantic salmon smolts passed through a 17-MW Kaplan turbine at a lowhead hydroelectric dam. *Transactions of the American Fisheries Society* 115:771–775.

- Stira, R.J. & D.A. Robinson, 1997. Effectiveness of a Louver Bypass System for Downstream Passage of Atlantic Salmon Smolts and Juvenile Clupeids in the Holyoke Canal, Connecticut River, Holyoke, Massachusetts. In: Fish Passage Workshop, Milwaukee, WI, May 6–8, 1997 Sponsored by Alden Research Laboratory, Conte Anadromous Fish Research Laboratory, Electric Power Research Institute, and Wisconsin Electric Power Company.
- Struthers, G., 1993. Facilities and requirements for the migration of salmonids in Scottish waters harnessed for hydro-electric generation. In: Fish Passage Policy and Technology. American fisheries society, sid:75–80.
- Stuart, T., 1962. The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. *Freshwater Salmon Fisheries Research* 28:1–43.
- Stuart, I.G. & A.P. Berghuis, 2002. Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river. *Fisheries management and ecology* 9:111–122.
- Thorstad, E.B. & T.G. Heggberget, 1998. Migration of adult salmon (*Salmo salar*): the effects of artificial freshets. *Hydrobiologia* 372:339–346.
- Thorstad, E.B., økland, F., Kroglund, F. & N. Jepsen, 2003. Upstream migration of Atlantic salmon at a power station on the River Nidelva, Southern Norway. *Fisheries Management and Ecology* 10:139–146.
- Thorstad, E. B., P. Fiske, m.fl., 2005. Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers, COISPA Tecnologia & Ricerca / Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Thorstad, E. B., F. Okland, m.fl., 2008. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 18(4):345–371.
- Travade, F. & M. Larinier, 1992. La migration de dévalaison: problèmes et dispositifs. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture*. 326/327:165–176.
- Travade, F., Larinier, M., Subra, S., Gomes, P. & E. De-Oliveira, 2010. Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. *Knowl Manag Aquat Ec.* 19.
- Trépanier, S., Rodrigues, M.A. & P. Magnan, 1996. Spawning migrations in landlocked Atlantic salmon: time series modeling of river discharge and water temperature effects. *Journal of Fish Biology* 48:925–936.
- Turnpenny, A.W.H, Struthers, G. & K.P. Hanson, 1998. A UK guide to intake fish-screening regulations, policy and best practice. Fawley Aquatic Research Laboratories LTD & Hydroplan.
- Uttinger J., Roth C. & A. Peter, 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the affects of obstructions. *Journal of Applied Ecology*, Vol.35, 6:882–892.
- Verbiest, H., Breukelaar, A., Ovidio, M., Philippart, J.-C. & C. Belpaire, 2012. Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 395–403. doi: 10.1111/j.1600-0633.2012.00559.x.
- Voegtle B. & M. Larinier, 2000. Etude sur les capacités de franchissement des civelles et anguillettes. Site hydroélectrique de Tuilières sur la Dordogne (24). Barrage estuarien d'Arzal sur la Vilaine (56) (A study of the climbing

- capacities of elvers and small eels at the hydroelectric installations of the Tuilieres on the Dordogne (24) and the estuary dam of Arzal on the Vilaine (56)). GHAAPPE Rep. RA00.05, 69 p.
- von Raben, K., 1957. Zur Frage der Beschädigung von Fischen durch Turbinen. Die Wasserwirtschaft, 4:97–100.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2000a. Fishway guidelines for Washington state. Draft version.
<http://wdfw.wa.gov/publications/00048/>.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2000b. Fish protection screen guidelines for Washington state. Draft, 53 s.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2005. Fishway guidelines for Washington state. Draft version, wdfw.wa.gov/hab/ahg/fishguid.pdf.
- Webb, J., 1990. The behaviour of adult Atlantic salmon ascending the Rivers Tay and Trummel to Pitlochry dam. Scottish Fisheries Research Report 48:1–27.
- Welton, J., Beaumont, W. & R.T. Clarke, 2002. The efficacy of air, sound and acoustic bubble screens in deflecting Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts in the River Frome, UK. Fisheries Management and Ecology. 9:11–18.
- Wickström, H., 2002. Monitoring of eel recruitment in Sweden. Volume 2A: Country reports, Northern part: 69–86. In: Monitoring of glass eel recruitment. Dekker, W. (Ed). Netherlands Institute of Fisheries Research, Ijmuiden, The Netherlands, Report Coo7/02-WD, 256 s.
- Wildman, L., Parasiewicz, P. Katapodis, C. & U. Dumont, 2005. An Illustrative Handbook on Nature-Like Fishways – Summarized Version. Internet.
- Williams, J.G., 1998. Fish passage in the Columbia River, USA and its tributaries: problems and solutions. p. 180–191. In: Fish Migration and Fish Bypasses. (Eds: Jungwirth, Schmutz & Weiss). Fishing News Book, University Press, Cambridge.
- Williams, J.G. Smith, S.G., Zabel, R.W., Muir, W.D., Scheuerell, M.D., Sandford, B.P., Marsh, D.M., McNatt, R.A. & S. Achord, 2005. Effects of the federal Columbia River power system on salmonid populations. U.S. Dept. Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-63, 150 s.
- Winstone, A. J., A. S. Gee, m.fl., 1985. The assessment of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. Journal of Fish Biology 27:75–83.
- Östergren, J. & P. Rivinoja, 2008. Overwintering and downstream migration of Sea sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows – northern Sweden. River Research and Applications. 24:551–563.