



Naturlika fiskvägar i dag och i morgon

Olle Calles, Stina Gustafsson och Martin Österling

Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper

Biologi

Karlstad University Studies | 2012:20

Naturlika fiskvägar i dag och i morgon

Olle Calles, Stina Gustafsson och Martin Österling

Naturlika fiskvägar i dag och i morgon

Olle Calles, Stina Gustafsson och Martin Österling

Karlstad University Studies | 2012:20

ISSN 1403-8099

ISBN 978-91-7063-424-6

© Författarna

Distribution:

Karlstads universitet

Fakulteten för samhälls- och livsvetenskaper

Biologi

651 88 Karlstad, Sweden

054 700 10 00

Tryck: Universitetstryckeriet, Karlstad 2012

WWW.KAU.SE

Innehåll

Uppdraget	5
Introduktion	5
Faktorer att beakta vid placering av fiskvägar	9
Naturlik design i dag	15
Definition & terminologi	15
Olika typer av naturlig design.....	15
Naturlik ramp (<i>Eng. Nature-like ramp</i>).....	16
Naturlik bassängtrappa (<i>Eng. Nature-like pool structure</i>)	18
Naturlik fåra (<i>Eng. Nature-like fishway</i>).....	19
Kriterier för utvärdering av effektivitet hos naturlika fiskvägar	21
Naturlik design i morgon	25
Egenskaper som förbisetts	25
Lutning, djup och hastighet	26
Substrat.....	26
Lopp	27
Flödesregim	27
Svämplan, kantzon och strandvegetation	29
Konceptuellt förslag på ny design av naturlika fiskvägar	30
Lutning, djup och hastighet	32
Substrat.....	32
Lopp	33
Flödesregim	33
Svämplan, kantzon och strandvegetation	36
Potential för biodiversitet	36
Weaver Creek - Lekområde för lax.....	37
Compensation Creek – Habitat för lax och bäckkröding	37
Flugströmmen – En flugfiskesträcka	38
Slutord	39
Tack till.....	40
Referenser	40

Uppdraget

Karlstads universitet har fått i uppdrag av Svenska Naturskyddsföreningen att ta fram "En kunskapsammansättning och konceptuellt förslag på en kanal med naturlig design som innefattar så många aspekter av ett naturligt vattendrag som möjligt". Den grundläggande tanken är att belysa vilka aspekter av naturlig design som kan vidareutvecklas och förbättras för att dessa strukturer ska fylla en habitat- och passagefunktion för så många vattenanknutna organismer som möjligt. Detta åstadkommes genom att integrera så många faktorer som möjligt från ett naturligt vattendrags morfologi/struktur och flödesdynamik. Utöver design av vattenmiljön och flödesvariationen ska även utformandet av den del av landmiljön som ligger i direkt anslutning till vattenmiljön beaktas, eftersom övergångszonen till denna miljö utgör en del av vattenmiljön och dess biologiska mångfald i naturliga vattendrag.

Introduktion

Sedan utbyggnaden av den moderna vattenkraftsindustrin ökade i omfattning under tidigt 1900-tal har merparten av våra vattendrag förändrats radikalt, vilket har försämrat miljön för många djur och växter (Kroes *et al.*, 2006). T.ex. kan vattenlevande organismer inte längre förflytta sig fritt inom vattendragen och till angränsande sjöar och hav. Dessa förflyttningar, eller vandringar, är av central betydelse för många vattenlevande djur och då i synnerhet för de vars livscykel kräver att de kan röra sig fritt mellan sötvatten och hav (s.k. diadroma arter; Lucas och Baras, 2001; Myers, 1949). Exempel på diadroma arter är Atlantlax (*Salmo salar* L.), öring (*Salmo trutta* L.), Östersjövimma (*Vimba vimba* L.) och Europeisk ål (*Anguilla anguilla* L.) (Backiel och Bontemps, 1996; Cowx och Welcomme, 1998; Northcote, 1998). Orsaken till dessa miljöombyten är flera men handlar främst om att fisken söker områden med bättre förutsättningar för tillväxt, överlevnad och fortplantning (Northcote, 1998).

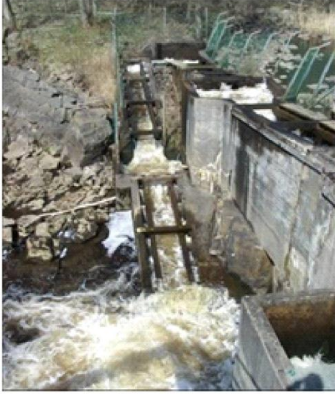
Människan har på många olika sätt försökt mildra vattenkraftens negativa effekter på djur och natur (Cowx och Welcomme, 1998). Exempel på sådana åtgärder är att odla och sätta ut fisk (s.k. kompensationsutsättningar; Ackefors *et al.*, 1991; Eriksson och Eriksson, 1993), att fastställa minimiflöden (Richter *et al.*, 1997) och att återetablera vattendragets funktion som spridningskorridor genom att bygga fiskvägar vid vandringshinder (Cowx och Welcomme, 1998; Jungwirth, 1996; Kroes *et al.*, 2006). Behovet av att förbättra möjligheterna till nedströmspassage har uppmärksamats alltmer och även om arbetet just påbörjats finns i dag flera Svenska exempel på sådana lösningar (Calles och Bergdahl, 2009; Calles *et al.*, In press). Det vanligaste sättet att återskapa korridorfunktionen i fragmenterade vattendrag är dock fortfarande att bygga en konstgjord vandringsväg för fisken, vilket i första hand syftar

till att tillåta uppströmspassage. En fiskväg kan definieras som "en vattenpassage, runt eller genom ett vandringshinder, som formgivits för att minska energin i vattnet och på så sätt underlätta fiskens passage" (Clay, 1995). Fiskvägar har en lång historia och de första fiskvägarna byggdes i Europa redan för 300 år sedan (Clay, 1995). Sedan dess har dock designen av fiskvägar utvecklats och i dag finns många olika lösningar för att hjälpa fisk förbi olika typer av vandringshinder (Larinier, 1998). Det finns en rad olika tekniska lösningar för fiskvägar som t.ex. motströms- och slitsrännor, trappor (bassäng- och kammar), hissar, slussar och Estyn-trappa (Jungwirth, 1996; Laine *et al.*, 1998; Sandell *et al.*, 1994) (Figur 1). Dessa tekniska fiskpassager är vanligen byggda i trä eller betong och har nästan uteslutande anpassats till att underlätta uppströmspassage för de kommersiellt intressanta laxfiskarna (salmoniderna), som i jämförelse med många andra arter är mycket duktiga på att simma uppför strida strömmar och hoppa uppför höga fall (Degerman, 2008).

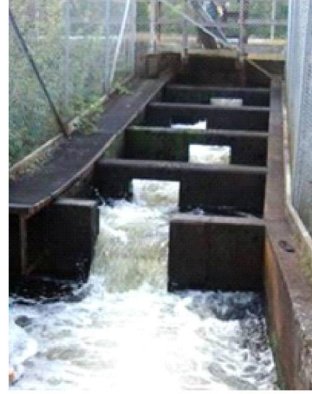
Det innebär att fiskvägar som byggs för att passa dessa arter ofta är för krävande för att passa de arter som inte är starka simmare, t.ex. karpfiskar (cyprinider) som mört, braxen och sutare (Baras *et al.*, 1994; Larinier, 2001; Lucas *et al.*, 1999; Schmutz *et al.*, 1998). Det finns exempel på tekniska fiskvägar som används av flera olika fiskarter (Laine *et al.*, 1998), men det är ovanligt. Fallhöjder på 25 cm har visat sig förhindra passage av öringungar och småväxta fiskarter i allmänhet (Jungwirth, 1996) och en fallhöjd på så lite som 10 cm har visat sig kunna reducera eller splittra populationer av stensimpa (*Cottus gobio*) och grönling (*Nemacheilus barbatulus*) (Jungwirth 1998). Det är tyvärr få fiskvägar som utvärderas och funktionen hos många tekniska lösningar har befunnits vara oklar eller dålig i de fall man har undersökt dem närmare (Andersson och Bäckstrand, 2005).

De senaste decennierna har man i högre grad insett vikten av att konstruera passager som är lämpliga för alla fiskarter och vattenlevande organismer i olika livsstadier (Eberstaller *et al.*, 1998). Ett exempel på en sådan "faunapassage" (Eng. Faunal passageway) är de naturlika fiskvägarna. Dessa började byggas under 1980-talet i bl.a. Frankrike, Österrike och Danmark (Aarestrup *et al.*, 2003; Jungwirth, 1996; Schmutz *et al.*, 1998) och under 1990-talet i Sverige (Hebrand, 1996; Hebrand, 1998). Dessa fiskvägar byggs efter principen att man efterliknar ett naturligt vattendrag, vanligen ett biflöde, med avseende på bottenstrukturer, vattenrörelser, fårans lopp och lutning (Eberstaller *et al.*, 1998). Detta för att göra det möjligt för alla naturligt förekommande organismer att använda strukturen för passage och som habitat.

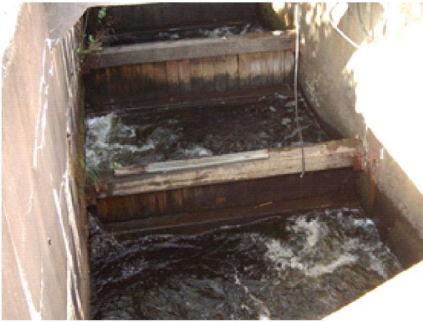
A) Motströmsränna (Denil)



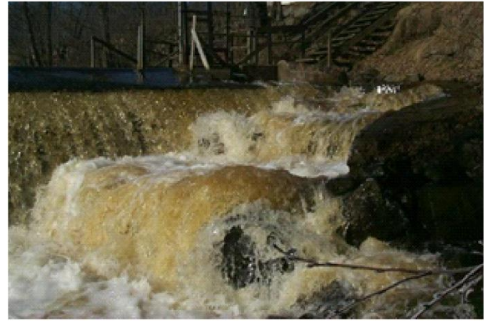
B) Bassängtrappa



C) Bassängtrappa med underströmningshål



D) Bassängtrappa med överfall



E) Bassängtrappa med överfall



F) Bassängtrappa med vertikala slitsar



Figur 1. Tekniska lösningar för uppströms fiskpassage. Foton A-D) Olle Calles, E-F) Länsstyrelsen i Västra Götalands Län, Morgan Andersson.

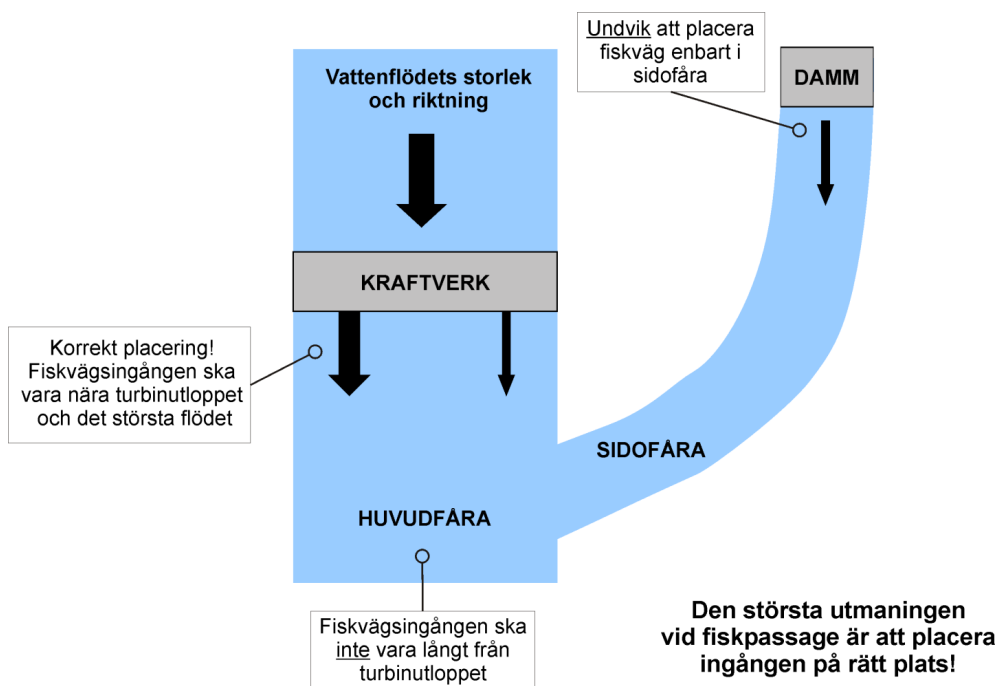
Faktorer att beakta vid placering av fiskvägar

Det finns en rad faktorer att beakta vid anläggandet av fiskvägar, oavsett fiskvägstyp, t.ex. hur passagen placeras i förhållande till vattendragets huvudström och i förhållande till vandringshindret i fråga. Dessa faktorer är ofta helt avgörande för hur väl passage genom, och sannolikt även kolonisation av, kanalen i fråga sker och således av central betydelse för åtgärdens effekt. Nedan presenteras vad man bör tänka på när man anlägger en fiskväg, oavsett typ, och sedan mer specifikt vad man bör tänka på vid anläggandet av naturlika strukturer.

För att en fiskväg ska minska effekterna av fragmentering måste den fungera väl i flera olika hänseenden, där de viktigaste är attraktion och passage (Aarestrup *et al.*, 2003; Larinier, 2001). Attraktionseffektiviteten beskriver hur väl fisken hittar fram till och in i fiskvägen, medan passageeffektiviteten beskriver hur väl fisken klarar av att simma igenom och ut ur fiskvägen. I de fall fiskvägar fungerar dåligt handlar det ofta om svårigheter för fisken att lokalisera fiskvägens ingång, dvs. dålig attraktion. Det är därför av yttersta vikt att ingången till passagen är rätt utformad och rätt placerad för att attrahera, och göra det fysiskt möjligt, för fisk och andra organismer att vandra upp i den (Figur 2) (Clay, 1995; Larinier, 1998). Det är vanligt att fiskvägar placeras inne i en sidofåra, ofta den ursprungliga huvudfåran, vilken i de flesta fall har ett lågt flöde till följd av regleringen. Syftet kan vara att man vill utnyttja den gamla fåran både som vandringsväg och som lek- och uppväxtområde, eftersom det ofta finns fina (men torra!) bottenar just där. I fall där en fiskväg enbart finns inne i en sidofåra leder det ofta till problem med låg attraktion och långa fördröjningar till följd (Arnekleiv och Kraabøl, 1996; Chanseau *et al.*, 1999; Rivinoja *et al.*, 2001). Det kan dock vara en bra lösning att placera en fiskväg i en sidofåra om man dessutom anlägger en fiskväg vid det huvudsakliga vandringshindret, dvs. man anlägger multipla passager vid vandringshindret.

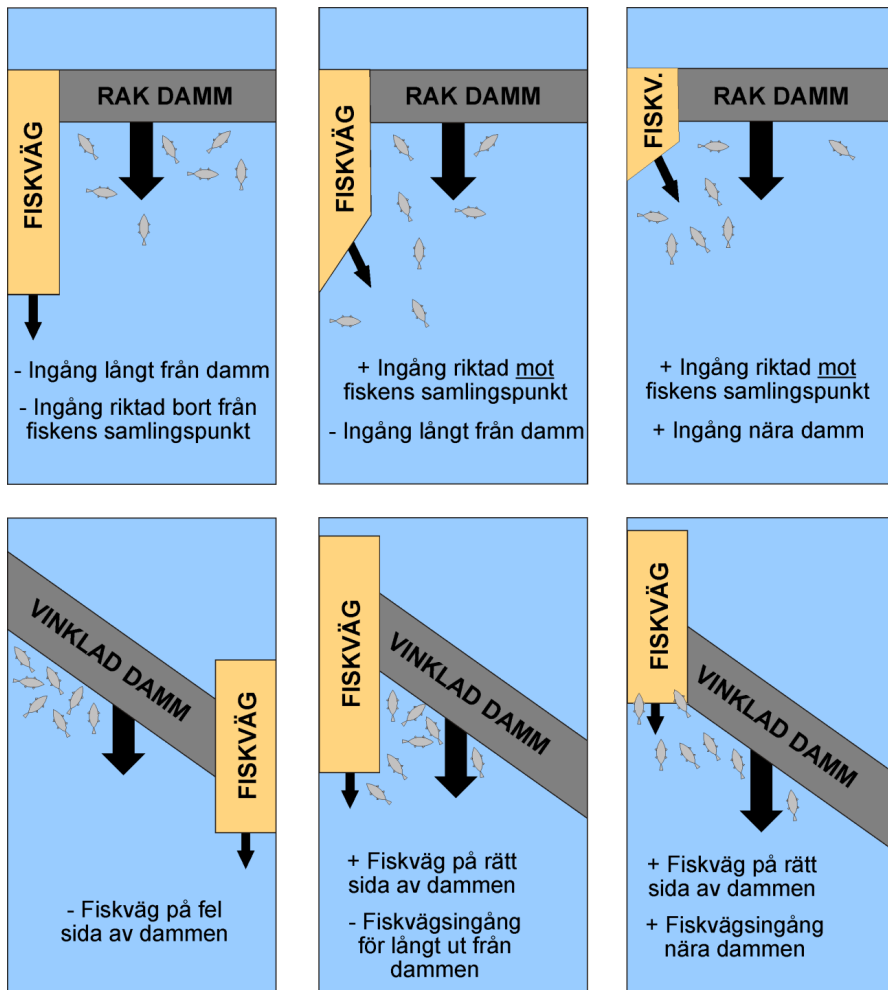
Ligger denna sidofåra däremot direkt intill det huvudsakliga flödet och om man lyckas koncentrera det vatten som finns till en smal fåra, kan det trots allt vara en bra lösning, men så är sällan fallet. I många fall har dessa gamla huvudfåror som sagt ett lågt flöde i förhållande till sin storlek, vilket ger svårframkomliga passager och fiskens vandring fördröjs, vilket kan leda till att fisken vänder och simmar tillbaka nedströms (Calles, 2006; Lundqvist *et al.*, 2008; Thorstad *et al.*, 2005). I korthet kan man säga att fiskvägen bör ligga i anslutning till den plats där fisken i första hand samlas och letar efter en fortsatt passage uppströms, vilket för de flesta arter innebär en placering så nära den punkt som möjligt där huvudströmmen möter vandringshindret. När fiskvägen är placerad i vattendragets huvudfåra så är faktorer som formgivning av fiskvägens ingång och dess placering i förhållande till kraftverksutloppet avgörande för dess funktion (Bunt, 2001; Clay, 1995; Laine *et al.*, 2002) (Figur 3). Om möjligt bör

man även beakta på vilken sida man oftast har det högsta flödet och placera fiskvägen på samma sida. Ytterligare en viktig aspekt att ta hänsyn till är vattendjupet i poolen nedströms fiskvägens ingång, vilket bör vara tillräckligt djupt för att ge fisken möjlighet att ta sats när den simmar eller hoppar in i fiskvägen.

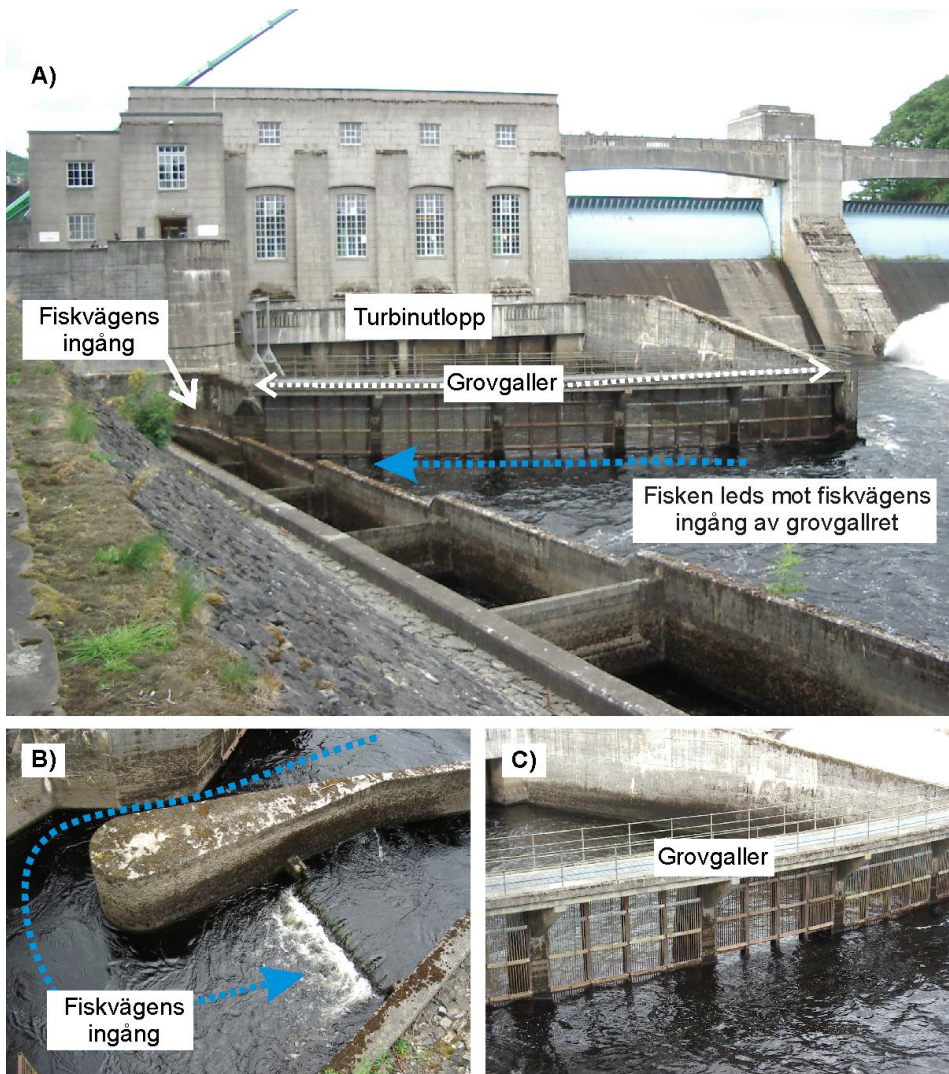


Figur 2. Att tänka på vid placering av fiskväg för att få god attraktionseffektivitet.

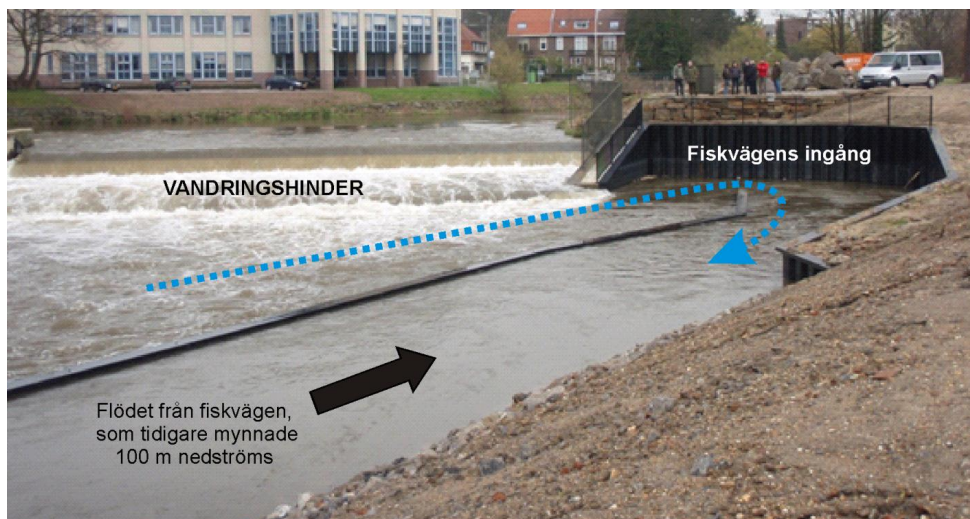
I vissa fall kan man av byggnadstekniska skäl vara tvungen att placera större delen av fiskvägen nedströms hindret, vilket kan försvåra en placering av ingången i direkt anslutning till hindret. En lösning på det potentiella problemet är att leda fiskvägen tillbaka mot hindret och låta den mynna där (Figur 4 och 5). Ett annat sätt att öka attraktionseffektiviteten vid en redan byggd fiskväg är att spärra av den felaktiga vägen med grovgaller som är vinklade mot fiskvägsingången (Figur 4), dvs. fiskens leds automatiskt rätt om de följer gallren. Ett potentiellt problem med sådana grovgaller är att fisk som passerat kraftverkets turbiner löper risk att skadas vid passage av ett sådant galler. Att periodvis öka flödet längs den rutt som leder till fiskvägen, s.k. klunkning, är också en metod som testats på flera håll med varierande framgång (Calles och Greenberg, 2009; Thorstad och Heggberget, 1998).



Figur 3. Att tänka på vid placering av fiskväg för att få god attraktionseffektivitet vid två principiellt olika dammar, en rak respektive vinklad damm. Modifierat från (Coxw och Welcomme, 1998)



Figur 4. Exempel på modifiering av kraftverksutlopp med grovgaller för att öka attraktionseffektiviteten på uppströms vandrande fisk. Den blå streckade linjen beskriver fiskens förväntade rörelsebana. A) Översikt med kammartrappans ingång till vänster, där grovgallren tar slut. B) Fiskvägens ingång. C) Grovgallret i närbild. Pitlochry, Skottland, Foto Olle Calles.



Figur 5. Exempel på en hur man kan öka attraktionen till en fiskväg vars mynning placerats långt från vandringshindret. Fiskvägen mynnade från början bakom fotografen, men för att öka chansen för fisk att hitta ingången placerades en vägg i vattendraget för att flytta dess mynning till att ligga i direkt anslutning till vandringshindret. Den streckade linjen beskriver fiskens vandringssväg och riktning. Roer, Roermond, Nederländerna. Foto Olle Calles.

Sammanfattningsvis är alltså principerna för att lyckas attrahera fisken till och in i en fiskväg mer eller mindre desamma för alla fiskvägstyper. Hur effektiv passagen blir är dock direkt relaterad till vilken typ av fiskväg man valt, vilket behandlas i stycket nedan med fokus på naturlig design.

Naturlik design i dag

Definition & terminologi

De naturlika fiskvägarna har just "naturlikheten" gemensam. Denna filosofi att efterlikna naturens form och funktion kallas "fyσιomimesi". Eftersom konceptet med naturlika fiskvägar är relativt nytt saknas till stor del direktiv och designkriterier och trots den gemensamma grundsynen kan passager med naturlik design se väldigt olika ut i olika länder. Detta beror både på olikheter hos de naturliga vattendragen, vilka man försöker imitera och även på vem som designat kanalen i fråga. Det finns en nationell eller regional standard i de flesta länder, men i huvudsak tycks två skilda definitioner för naturlik design dominera:

1. Naturlik design har en form som stämmer överens med naturliga vattendrag av motsvarande storlek i närområdet och fungerar därmed som korridor och habitat för alla naturligt förekommande arter.
2. Naturlik design utmärks av att man i huvudsak använder material av "naturligt ursprung" vid byggnationen, men målgruppen är oftast de kommersiellt viktiga arterna och syftet med strukturerna är främst att underlätta passage.

De svenska naturlika fiskvägar som byggts stämmer bäst överens med definition 1, dvs. att kanalen i struktur och funktion ska efterlikna ett naturligt vattendrag. Däremot finns många aspekter hos naturliga vattendrag man ännu inte beaktat vid anläggandet av naturlika strukturer i Sverige, men det ska vi återkomma till. Anläggningar som faller under definition nr 2 ser ofta allt annat än naturlika ut och fungerar sällan för svagt simmande arter, men faller även de inom ramen för naturlik design. Faktorer av central betydelse för en naturlik kanals funktion är lutning, substratsammansättning och vattenhastighet, vilka alla är tätt knutna till varandra. Aktuell lutning påverkar t.ex. hur fort vattnet rinner och därmed även vilken typ av substrat som ligger kvar och vice versa. Grundat på dessa faktorer kan man urskilja tre huvudtyper av naturlik design, vilket beskrivs i nästa stycke.

Olika typer av naturlik design

Det finns i dag flera olika huvudtyper av naturlika fiskvägar byggda för att underlätta passage av vandringshinder för allt från enbart vuxna laxfiskar till alla akvatiska organismer som finns i systemet (faunapassage) och i vissa fall även lätt båttrafik (O. Calles pers. obs.). Denna mångfald av typer visar tydligt att få länder följer definition 1 fullt ut och mycket återstår för att dessa strukturer skall kunna sägas "Ha ett utseende som stämmer överens med naturliga vattendrag av motsvarande storlek i närområdet..." och kanske framför allt att de verkligen tillåter passage för "Alla naturligt förekommande arter". De naturlika kanalernas typologi beror av hur stenar

och block placeras i stigrännan, dvs. själva fiskvägen mellan ingång och utgång, och därmed hur vattenhastigheten bromsas (Larinier och Gebler, 2008). Övergången mellan dessa typer är otydlig och ofta kan det vara svårt att bestämma vilken typ som har den mest korrekta beskrivningen av aktuell konstruktion. Dessutom namnsätts de naturlika fiskvägarna även efter hur de dras i förhållande till vandringshindret i fråga, där ett omlöp dras vid sidan av hindret, ett inlöp dras genom hindret och ett överlöp dras över hindret.

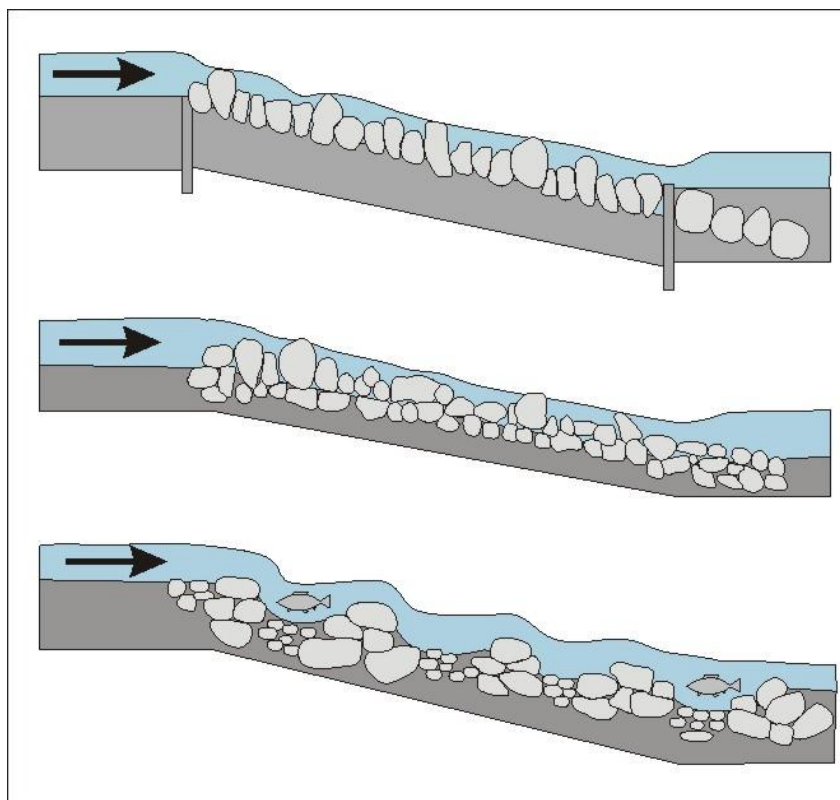
- A) **Naturlik ramp** – Med hjälp av block och stenar skapas en ny sluttande botten, vilken byggs upp i höjd med hindret (Figurer 6-7). Med hjälp av block som sprids på en jämn botten skapas ett varierande flödesmönster. Andra termer för att beskriva konstruktionen är stryk, upptröskling och överlöp.
- B) **Naturlik bassängtrappa** – Regelbunden spridning av blockrader skapar tydliga bassänger i stigrännan (Figurer 8-10). Vattendjupet bestäms av blockradernas höjd och bredden på utrymmet mellan blocken. Ofta beskrivs konstruktionen som ett omlöp, eftersom de vanligen anläggs vid sidan om vandringshindret.
- C) **Naturlik fåra** – Stigränna som morfologiskt konstruerats för att efterlikna ett naturligt vattendrag (Figur 11). Vattenhastigheten bromsas via stenar och block och av ojämnheter längs fårans sidor och botten, som i ett naturligt vattendrag. Habitatfunktionen kan förstärkas av t.ex. död ved. Ofta beskrivs konstruktionen som ett omlöp, eftersom de vanligen anläggs vid sidan om vandringshindret

I de flesta fall styrs det slutliga utseendet på stigrännan av faktorer som befintligt utrymme för konstruktionen, tillgång till naturligt substrat och ekonomi. Med andra ord är inte alltid den mest tilltalande lösningen möjlig till följd av dessa begränsande faktorer. Man bör dock alltid eftersträva en lösning som fungerar för alla förekommande arter och flödessituationer (Calles och Greenberg, 2009).

Naturlik ramp (*Eng. Nature-like ramp*)

En ramp kan se ut på många olika sätt, men allmänt sprids block ut på en jämn botten, ofta av betong, för att skapa ett varierande flödesmönster. Det finns olika undertyper beroende på faktorer som hur blocken fördelas, grad av storleksvariation på block och huruvida dessa block bryter vattenytan eller ej (Figur 6 och 7). Blocken skapar en varierad strömningsbild, till gagn för många olika arter. Vanligen måste stor fisk passera hela strukturen utan att vila, vilket kraftigt begränsar strukturens längd och därmed fallhöjden för de vandringshinder där denna kan komma ifråga. Till följd av rampens begränsade längd, blir dess habitatfunktion även begränsad eftersom den totala ytan blir liten. Undantaget kan vara de fall när en ramp täcker en betydande del av vattendragets bredd. Fördelarna med ramper är att de kan anläggas

på ett sådant sätt att den inte kräver stora utrymmen och att man behöver små mängder bottenstrukt i jämförelse med övriga exempel på naturlig design.



Figur 6. Schematisk bild från sidan av olika typer av blockramper, som även motsvarar en gradvis övergång till bassängtrappan (nederst i bild). Modifierad från (FAO/DVWK, 2002).

Ett exempel på en naturlig ramp (inlöp) finns i Mörrumsån vid såväl Hemsjö övre och nedre kraftverk, där en stålspons utgör skiljevägg mellan huvudfåran och rampen (Figur 7), vilket på många sätt liknar den bassängtrappa som illustreras i Figur 8. Anläggandet av en låg skiljevägg mellan huvudflödet och fiskvägen, gör det möjligt att låta spillvatten rinna över väggen ner i fiskvägen vid höga flöden då nivån ökar.



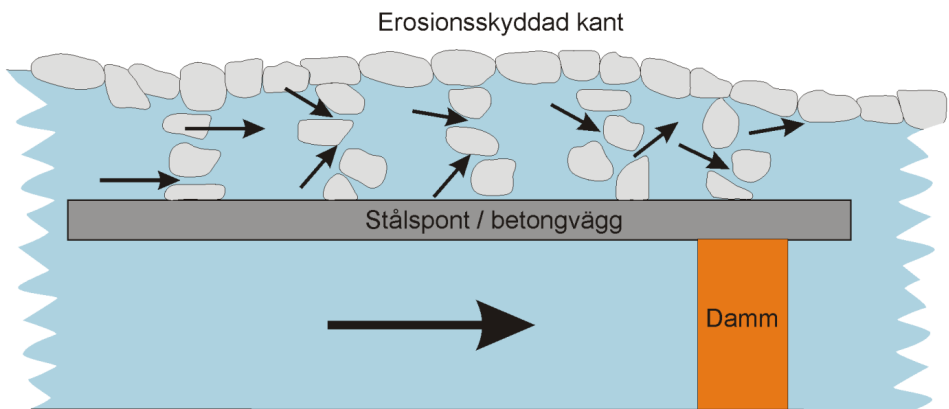
Figur 7. Naturlik ramp (inlöp) vid Hemsjö nedre kraftverk. En stålspons (skiljeväg) separerar huvudfåran från rampen och vid högflöden spiller vatten över skiljeväggen ner i fiskvägen, med start i fiskvägens övre del där väggen är som lägst. Intagsluckorna till rampen skymtar längst bort i bild. Foto: Olle Calles.

Naturlik bassängtrappa (*Eng. Nature-like pool structure*)

En naturlig bassängtrappa anläggs enligt samma principer som en traditionell fisktrappa, dvs. den totala fallhöjden delas upp i flera små fall där dess energi fångas upp av bassänger (Figurer 8-10). Skillnaden mot en betongtrappa är att väggarna utgörs av regelbundet placerade stenblock och att bassängernas botten täcks med naturligt substrat av olika storlek (Figur 10B). En vinst med denna typ av design jämfört med de andra två är att man sparar in på mängden substrat, vilket kan vara en bristvara i många länder. Man kan även öka höjdskillnaden mellan bassängerna och hela strukturen blir kortare än om man väljer en mer oregelbunden placering av blocken. Vad gäller passage- och habitatfunktion för hela det akvatiska organismsamhället begränsas nyttan sannolikt till simstarka arter och livsstadier. För stora individer med måttlig simkapacitet och stort behov av viloplatsen kan en låglutande bassängtrappa med stora bassänger vara en effektiv lösning.



Figur 8. Exempel på en naturlig bassängtrappa vid kraftverket Unkelsmühle, vattendraget Sieg, Tyskland. Till höger i bild syns en ränna anlagd för kanoter. Foto Olle Calles.



Figur 9. Schematisk bild från ovan av en bassängtrappas konstruktion, där pilarna illustrerar hur vattnet rör sig mellan de utplacerade blocken (Eng. rough-channel pool pass). (FAO/DVWK, 2002)

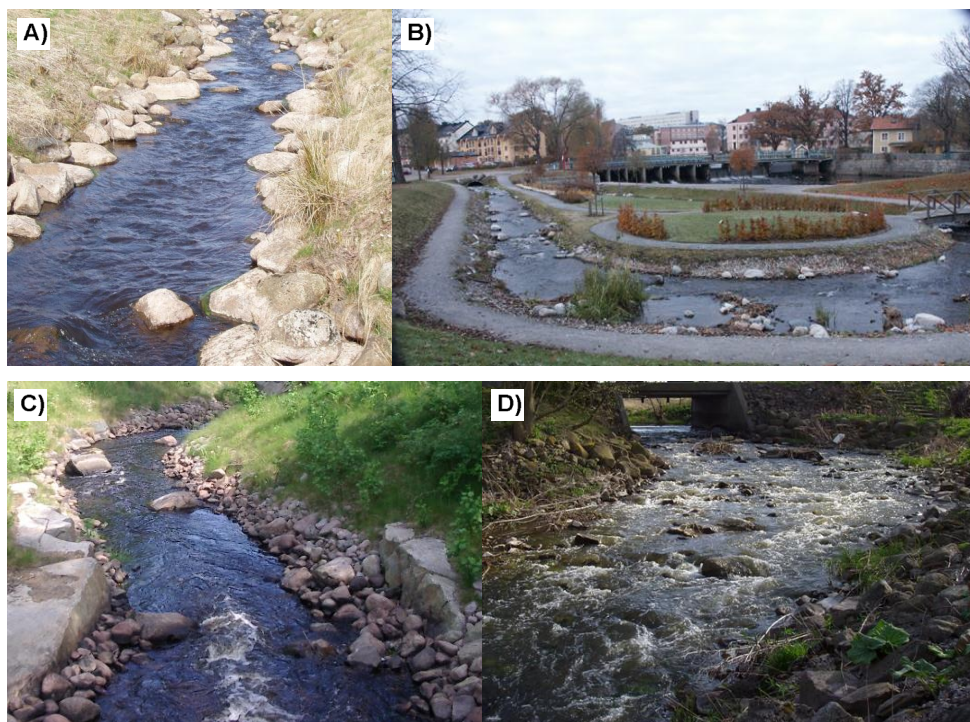
Naturlik fåra (Eng. *Nature-like fishway*)

Naturlika fåror är fiskvägar som har konstruerats med en form som efterliknar den hos naturliga vattendrag. Det finns flera olika typer av stigrännor beroende på hur vattnet leds förbi hindret. En konstruktion där vattnet rinner genom hindret i fråga kallas för inlöp, medan en konstruktion som är belägen på vattendragets ena sida och där vattnet leds vid sidan av hindret kallas omlöp eller förbiledning (Eng. bypass) (Figur 11). Vattenhastigheten bromsas via stenar och block av ojämnheter längs

fårans sidor och botten, som i ett naturligt vattendrag. Flödesmönstret kan varieras ytterligare genom att placera ut död ved, men få exempel finns på att detta gjorts.



Figur 10. Exempel på naturlika bassängtrappor A) Från vattendraget Roer i Roermond, Nederländerna. B) Bassängkanal under byggnation vid Aggerwehr Troisdorf i Aggars mynning, Tyskland. Foto Olle Calles.



Figur 11. Exempel på naturlika fåror av omlöpstyp i A & C) Emån, B) Svartån, samt D) en naturlig fåra av överlöpstyp i Västra Götaland. Foto A) & C) Olle Calles, B) Erik Degerman, D) Länsstyrelsen i Västra Götalands Län (Andersson och Bäckstrand, 2005).

Kriterier för utvärdering av effektivitet hos naturlika fiskvägar

Ett antal studier har gjorts på effektiviteten hos olika naturlika fiskvägar. Som tidigare nämnts så finns det olika definitioner på vad termen naturlig fiskväg innebär beroende på vilket land man befinner sig i. I Sverige syftar termen alltså på en fiskväg som byggts för att efterlikna ett naturligt vattendrag i närområdet (naturlik fåra), medan det i andra länder kan räcka med att man använt sig av naturligt material vid konstruktionen av fiskvägen för att man ska kalla den för naturlig. Fiskvägarna i de studier som redovisas här sträcker sig från två svenska naturlika fåror (omlöp) till bassängtrappslänkande konstruktioner byggda av naturligt material.

Eberstaller *et al.* (1998) har listat fyra kriterier att ta hjälp av vid utvärderingen av sådana konstruktioner (se nedan och Tabell 1).

Kvalitativ effektivitet (Effectiveness), är ett mått på den andel av det totala antalet arter i området som använder sig av fiskvägen vid uppströms migration. Här avses både fisk och bottenlevande djur och även olika livsstadier i de fall när det kan anses vara relevant. Man bör dessutom utreda om passagen i teorin borde funka för fiskarter som kan komma att återetableras i vattendraget i framtiden. En mätning av *kvalitativ effektivitet* ger alltså information om hur många arter som passerar fiskvägen.

Kvantitativ effektivitet (Efficiency eller Efficacy), mäter om tillräckligt många individer passerar uppströms för att livskraftiga populationer ska kunna bibehållas på lång sikt.

Efficiency ger information om hur många av de individer som försökt passera fiskvägen som lyckats passera fiskvägen.

Efficacy ger information om hur stor andel av populationen som fångats nedströms fiskvägen som passerar fiskvägen.

Nedströms åtkomst, en fiskväg som möjliggör uppströmsmigration förbi ett hinder kan under rätt förutsättningar även fungera för nedströmspassage. Nedströms åtkomst beskriver således i vilken utsträckning fiskvägen används av nedströmsvandrande arter.

Habitatfunktion (Habitat) Hur lyckad habitatfunktionen konstateras vara beror på med vilket syfte fiskvägen har skapats. Är syftet att återställa förlorat habitat innebär detta i flesta fall att förhoppningen är en återkolonisation av alla arter som förr funnits i systemet. Om syftet istället till exempel är att skapa en strömsträcka för att kompensera för uppdämda områden så förväntar man sig att fiskvägen ska fungera som habitat för strömlevande arter, medan en fiskväg som konstruerats i syfte att fungera som lek område har en begränsad habitatfunktion om lek i kanalen inte sker.

Tabell 1. Sammanställning av vetenskapliga undersökningar av naturlika fiskvägars funktion, dess egenskaper och i vilken utsträckning dessa studier har genomfört utvärdering av fiskvägarna enligt de kriterier som föreslagits av Eberstaller *et al.* (1998); kvalitativ effektivitet (eff.), kvantitativ effektivitet, nedströms åtkomst och habitatfunktion (Eberstaller *et al.*, 1998 och sid 22).

Land – Vattendrag (Referens)	Fiskvägstyp	Längd (meter)	Lutning (%)	Kvalitativ eff. % (N _{tot})	Kvantitativ eff. (%)	Nedströms åtkomst % (N _{tot})	Habitat funktion % (N _{tot})
Danmark - Tirsbaek brook (Aarestrup 2003)	Naturlik fåra	130	1,6	-	60 (St)	-	-
Sverige – Emån - Finsjö (Calle och Greenberg, 2005, 2009)	Naturlik fåra	370	2,5	-	93 (St)	Ja	-
	Naturlik fåra	150	1,8	-	98 (St)	-	-
Sverige – Emån – Finsjö (Calle och Greenberg, 2007)	Naturlik fåra	370	2,5	67 (15)	74*	80 (15)	53 (15)
	Naturlik fåra	150	1,8	67 (15)	74*	80 (15)	53 (15)
USA - Town Brook	Naturlik ramp	32	4,2	-	94 (Ap)	Ja	-
USA - East River (Franklin <i>et al.</i> , 2009)	Bassängtrappa	48	7,1	-	40 (Ap)	Ja	-
Tyskland - Enz (Jansen <i>et al.</i> , 1999)	Naturlik fåra	83	2-9	53 (17)	-	-	-
Österrike - Mura (Jungwirth, 1996)	Bassängtrappa	200	4,2	100 (7)	17	-	71 (7)
Portugal - Ponte de Lima (Santos <i>et al.</i> , 2005)	Bassängtrappa	26	3,8	67 (12)	-	-	92 (12)
Österrike - Marchfeldkanal (Mader <i>et al.</i> , 1998)	Bassängtrappa	400	0,5	79 (47)	-	-	-
	Bassängtrappa	110	0,9	77 (47)	-	-	-
Österrike - Mura (Eberstaller 1998)	Bassängtrappa	200	4,2	100 (6)	17 (Tt)	Få individer	100 (6)
	Bassängtrappa	350	3,4	100 (11)	17 (Tt)	Få individer	100 (11)

St = *Salmo trutta* (öring); Ap = *Alosa pseudoharengus*; Tt = *Thymallus thymallus* (harr); *15 arter

I dessa studier kunde mer än hälften av de undersökta arterna i systemen passera omlöpen vid uppströms migration. Nedströms migration genom omlöpen har dock bara undersökts i två studier. Gällande passage av migrerande arter så är det väldigt svårt att uppskatta hur stor andel av populationen som måste passera omlöpet för att bibehålla en livskraftig population, eftersom detta skulle kräva långa dataserier på fiskpopulationerna i vattendraget (Eberstaller *et al.*, 1998). Dessutom finns det flera faktorer som man bör ta hänsyn till, däribland fiskens motivation att migrera, vilket kan variera med bland annat årstid, temperatur och vilket livsstadie fisken befinner sig i (Roscoe och Hinch, 2010). I denna rapport har vi valt att definiera den kvantitativa effektiviteten som den andel individer som lyckats passera omlöpet av det antal som aktivt försökt passera. Detta för att minska risken att inkludera individer vilka inte är motiverade att migrera och därmed underskatta effektiviteten. I de fall där den kvalitativa- eller kvantitativa passageeffektiviteten var låg berodde detta troligtvis på en felplacerad öppning och ett för litet djup (Mader *et al.*, 1998) eller en låg motivationsnivå för fisken att migrera under studieperioden eftersom denna inte skett under fiskens lekperiod (Calles och Greenberg, 2007). Dessa studier har dock endast undersökt omlöpens inverkan på fisk (Tabell 1) och har inte tagit hänsyn till andra vattenlevande organismer.

I de flesta länder, inklusive Sverige, finns fortfarande en stor utvecklingspotential eftersom få naturliga fiskvägar verkligen kan sägas likna ett vattendrag av liknande storlek i närområdet och anses därmed av många endast fylla samma funktion som en traditionell laxtrappa, dvs. endast erbjuda passage för vuxen laxartad fisk, om än i ett mer estetiskt tilltalande utförande. I nästa stycke följer förslag på olika aspekter av naturligt designade fiskvägar som skulle kunna utvecklas, med de naturliga vattendragens egenskaper som utgångspunkt.

Naturlik design i morgon

Den grundläggande idén med naturlig design, är alltså att efterlikna naturen så långt som möjligt med avseende på form och funktion. Frågan är om detta verkligen åstadkommes idag, eller om det fortfarande finns en utvecklingspotential? För att samla information om de olika aspekter som ett naturligt vattendrag innefattar, arrangerades ett möte (workshop) på ämnet "Naturlika fiskvägars egenskaper och möjligheter" i Humletorp, Värmland, 8-9 september 2008. Huvudsyftet med mötet var att skapa en sammanställning över naturliga vattendrags egenskaper och lyfta fram de egenskaper som aldrig eller sällan återfinns i de naturliga fiskvägar som finns i dag.

Egenskaper som förbisets

De flesta naturliga fiskvägar som anläggs har än idag som huvudsyfte, precis som de tekniska fiskvägarna, att underlätta uppströmsmigration av kommersiellt viktiga och starksimmande arter. Resultatet är att trots att de naturliga lösningarna är mer estetiskt tilltalande än de tekniska fiskvägarna, skiljer dess egenskaper sig från naturliga vattendrag på ett flertal punkter:

- Lutning, djup och hastighet: fiskvägarna är branta, har få djupa pooler och/eller få grundområden och vattenhastigheten överlag hög.
- Substrat: begränsad variation i substratstorlek med dominans av stora block.
- Lopp/sträckning: monoton bredd och sällan ringlande lopp.
- Flödesregim: stabil, naturliga fluktuationer och högflöden saknas.
- Översilningsplan, kantzon och strandvegetation: översvämningar saknas helt och kantzon och strandvegetation saknas eller avverkas/gallras.

Många av dessa faktorer är tätt förknippade med varandra och att modifiera en faktor kommer således föra med sig förändringar av flera andra faktorer, t.ex. ger en lägre lutning en lägre vattenhastighet och möjlighet till ett mer varierat substrat med mindre genomsnittlig partikelstorlek. I de flesta fall är det just variationen man förbiser och man får därför i stort sett ett och samma habitat i hela fiskvägen, istället för den habitatmosaik som kännetecknar ett naturligt vattendrag. Ett varierat habitat är viktigt eftersom olika arter har olika krav på sitt habitat och

dessutom skiljer sig det optimala habitatet åt mellan olika arters livsstadier och tid på året. För att tillgodose så många olika organismers krav på miljön som möjligt bör man alltså eftersträva största möjliga variation i fiskvägen. Ett alternativt tillvägagångssätt är att designa habitatet efter en eller flera specifika arters behov, vilket kan vara aktuellt om man t.ex. anlägger en naturlig fåra främst för att kompensera för förstört habitat (Enders *et al.*, 2007).

Lutning, djup och hastighet

Lutningen i ett vattendrag av ordning 1-3 kan variera stort, men generellt för skogslandskapet kan man förvänta sig en lutning inom intervallet 0,5-2 %. Svenska omlöp har en rekommenderad maxlutning på 2 %, om längden på omlöpet inte överskrider 50 meter (Degerman, 2008). Är omlöpet längre rekommenderas en lutning på maximalt 1,5 % (Degerman, 2008). De flesta naturliga fiskvägar ligger däremot inom intervallet 2-5 %, vilket generellt resulterar i höga vattenhastigheter beroende på substratets storlek och fördelning. T.ex. har man uppmätt vattenhastigheter från nära noll till över 2 m/s i ett omlöp med 2,5 % lutning i Emån (Calles och Greenberg, 2005). De lägsta hastigheterna uppmättes vid fårans botten och längs dess sidor mellan de block som dominerade substratet. Man kan alltså åstadkomma en mosaik av olika djup och hastigheter genom att begränsa lutningen och variera substratet. Ju mer variation man får med avseende på djup och substrat, desto högre artdiversitet kan man förvänta sig (Cowx och Welcomme, 1998). Helst bör man, på vissa platser, uppnå ett maxdjup på över en meter för att få en så varierad habitattillgång och hög diversitet som möjligt (Langeani *et al.*, 2005). Poolerna kan dessutom fungera som refuger från torka och lågvatten (Magoulick och Kobza, 2003), samt från landlevande predatorer som däggdjur och fåglar (Power, 1984).

Substrat

Substratets sammansättning är tätt förknippat med fårans lutning och vattenhastighet. Substrat som är för finkornigt kommer att bäras nedströms av vattenströmmen och höga vattenhastigheter sätter en tydlig gräns för vilket substrat som kan anläggas. Många organismer är beroende av att kunna gräva ned sig (t.ex. musslor) eller sin avkomma (t.ex. öring) i gruset. Kornstorleken bestämmer i vilken mån detta är möjligt, men på samma gång måste botten vara stabil så inte högflöden gör att organismerna spolats bort med substratet eller täcks över (Strayer *et al.*, 2004). Man kan

åstadkomma en varierad vattenhastighet även i branta fåror, men då på bekostnad av ett varierat substrat eftersom grova block krävs för att inte transporteras nedströms. Sammantaget kan man säga att ett så variabelt substrat som möjligt är att föredra, eftersom då sannolikt flest organismer kan hitta de förhållanden som är optimala för just dem. För att de organismer som tillfälligt eller permanent lever nere i substratet ska kunna överleva krävs ett visst utbyte med det fria vattnet så att de förses med t.ex. syre och organiskt material och att de avfallsprodukter som bildas kan sköljas bort (Calles *et al.*, 2007; Wood och Armitage, 1997).

Lopp

De flesta naturliga vattendrag har ett ringlande lopp till följd av att erosion sker i yttersvängar och deposition i innersvängar. Dessa processer påverkas även av block, omgivande marks jordartssammansättning, nedfallna träd och grenar, men även aktivt av flora och fauna som t.ex. bävvar. Den exakta frekvensen och amplituden för detta ringlande lopp varierar, men i Sverige har vattendrag ofta bara några få, små meanderbågar (Raab och Vedin, 2004). Det meandrande lopp som många föreställer sig som naturligt förekommande karaktäriserar vattendrag som nått sitt erosionsplan, vilket sällan är fallet långt upp i avrinningsområdet och på våra breddgrader med en förhållandevis nylig nedisning. För att meandrar ska skapas krävs det dessutom ett relativt plant område med ett lätteroderat, helst sandigt sediment (Raab och Vedin, 2004). Det vanligast förekommande loppet för en bäck i Sverige, är således ett ringlande lopp med färre och oregelbundna bågar jämfört med en meandrande fåra. Naturlika fiskvägar är, till följd av sin låga lutning, ofta långa och anläggs då med flera svängar för att fåran inte ska mer plats än nödvändigt. Frågan är dock om dessa svängar bidrar till en ökad variation, eftersom hela stigrännan vanligen anläggs enhetligt med avseende på fårans kanter och substratsammansättning.

Flödesregim

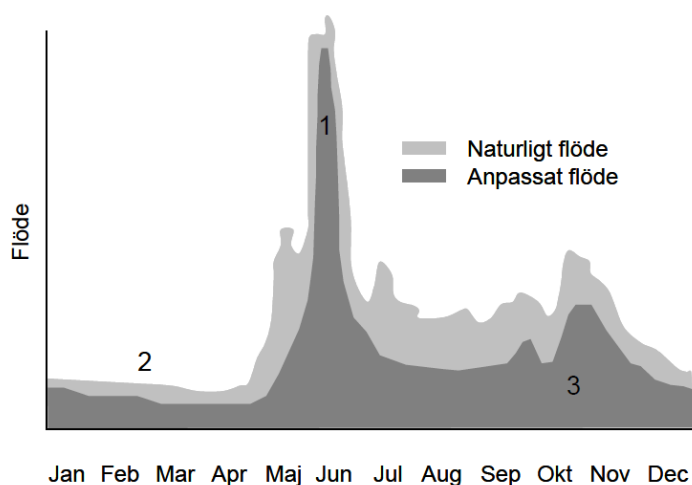
Många älvar har som ett resultat av vattenkraftutbyggnad, dämning eller konstbevattning drabbats av förändringar av det naturliga flödet, vilket kan orsaka en degradering av ekosystemet (Enders *et al.*, 2009). I små vattendrag vars flöde styrs av den naturliga tillrinningen karaktäriseras flödet av säsongsbundna variationer till följd av variation i nederbörd och temperatur, men även av kortvariga höga flödestoppar till följd av stora mängder nederbörd. I reglerade vattendrag tappas vattnet när efterfrågan

på elektricitet är som störst, vilket sällan sammanfaller med naturliga höglöden. Detta skapar förändringar i timing, frekvens och längd på flödestoppar och kan resultera i fysiska, kemiska, och biologiska förändringar i vattendraget. Exempel på biologiska effekter är a) bortspolning av växt- och djurplankton, makrovertebrater, fiskyngel och rom på grund av höga flöden (Bunn och Arthington, 2002; Richter *et al.*, 1997), b) strandad eller instängd fisk på grund av snabba minskningar av flödet (Bradford, 1997) samt c) färre lek- och uppväxtområden för fisk (Freeman *et al.*, 2001) och d) utebliven migration av till exempel lax på grund av låga flöden (Thorstad *et al.*, 2005).

När ett vattendrag regleras planas vårfloden ofta ut på grund av att vatten sparas i dammar (Renöfält *et al.*, 2010) och i en fiskväg saknas i regel flödesvariation helt eller förekommer möjligen som en periodvis flödesökning när t.ex. laxartad fisk vandrar. Flödestoppar har en viktig funktion eftersom de spolar rent substratet från finsediment och syresätter djupa höljor och grusiga bottnar (Wood och Armitage, 1997). I ett naturligt system bidrar höglödena även till fårans ständigt pågående förändring av morfologi, vilket skapar nya habitat, samt formar översilningsplan och strandzoner. Den återkommande störning som höglöden utgör maximerar artdiversiteten på samma sätt som små återkommande störningar i andra biotoper t.ex. regnskog och korallrev (Connell, 1978). Avsaknaden av sådana höglöden, eller att de sker vid en ny och för vattendraget onormal tidpunkt kan göra att de ovan nämnda faktorerna förändras eller går förlorade. För att försöka skapa en hållbar skötsel av älvars ekosystem börjar det bli en allt vanligare skötselåtgärd att miljöanpassa flödena i reglerade vattendrag (Veza *et al.*, 2010), vilket innebär att man låter den reglerade flödesregimen avspegla den naturliga flödesvariationen både säsongsmässigt och på årsbasis (Figur 12). Av samma skäl torde periodvisa flödestoppar vara viktiga även för kvaliteten på de habitat som återfinns i en naturlig fiskväg.

I Sverige är den vanligaste åtgärden för att förbättra konnektiviteten och kompensera för minskat flöde till följd av kraftverksutbyggnad att bygga fiskvägar. Anpassade flödestappningar för miljöns skull är inte särskilt vanliga och i de fall där man använder sig av miljöanpassade flöden handlar det i stor utsträckning om minimumflöden som är konstanta under långa perioder och som ibland tappas i rent estetiskt syfte (Renöfält *et al.*, 2010) eller om ett ökat flöde under de kommersiellt viktigaste arternas mest

aktiva period (King *et al.*, 1999). Ett land där man däremot fokuserat på miljöanpassade flöden är Italien. Till skillnad från Sverige bygger man här få fisktrappor, utan inriktar sig istället på anpassade flödestappningar. Italien är, näst efter Spanien, rankat som det land i Europa där det högsta antalet metoder för att bedöma miljöanpassade flöden använts (Tharme, 2003). Problemet med miljöanpassade flöden som efterliknar naturliga flödesregimer är att sådana flödesförändringar medför en minskad kraftproduktion, vilket gör det till ett kontroversiellt ämne för kraftbolagen (Renöfält *et al.*, 2010). Enbart införandet av miljöanpassade flöden löser inte heller problemet med fragmentering.



Figur 12. Exempel på hur ett reducerat flöde kan anpassas för att upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner. (1) Bibehållen men reducerad vårflood, (2) reducerat lägsta flöde under vinterhalvåret, (3) bibehållande av några av flödestopparna under hösten (Renöfält *et al.*, 2005).

Svämplan, kantzon och strandvegetation

De flesta vattendrag kantas åtminstone bitvis av låglänta områden, s.k. svämplan eller översilningsplan, som läggs under vatten vid högflöden. Dessa kan se olika ut och bestå i allt från periodvis vattenförande sidofårar och hålor till sjöar och våtmarker (Poole, 2002). De olika habitat som återfinns på svämplan är beroende av de processer som naturligt formar ett vattendrag och dess omgivning, t.ex. erosion, deposition och översvämningar. Av stor betydelse är även översvämningarnas frekvens,

amplitud och varaktighet. Längs med vattendragen får man en zonerings till följd av att inverkan av dessa händelser varierar med bl.a. topografi. Resultatet är att strandvegetationen (Eng - riparian vegetation) är oerhört variationsrik och förknippad med höga naturvärden. Svämplan och strandvegetation är ofta negativt påverkade av mänskliga aktiviteter t.ex. avverkning, dikning, rätning och vattenreglering, vilket innebär att flora och fauna som är förknippad med denna habitattyp ofta är hotad. Till följd av detta finns ett stort behov av habitatkompenserande åtgärder längs vattendrag med mänsklig påverkan, vilka skulle kunna anläggas i anslutning till naturlika fiskvägar. Om svämplan skapas längs med en fiskväg, kan man anlägga habitat för t.ex. hotade grodor och salamandrar vars reproduktion är beroende av temporära, helst fiskfria vatten som skapas på svämplan vid vårliga högflöden (Johansson, 2004). Andra arter som skulle kunna gynnas av sådana åtgärder är t.ex. gädda, id, mört och löja, eftersom de leker på översvämmad mark (Cowx och Welcomme, 1998).

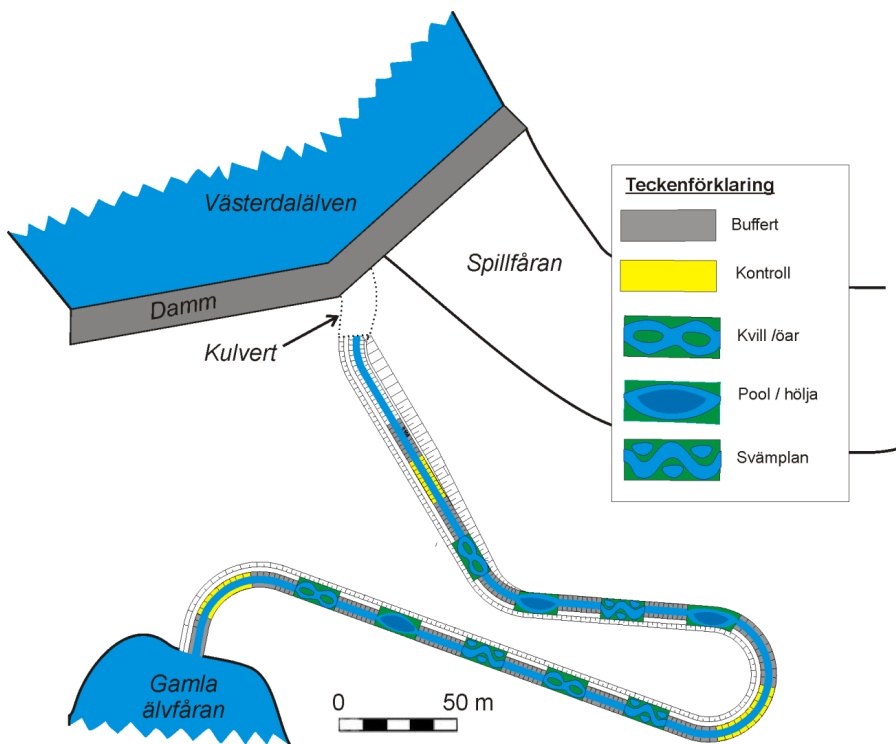
När man tittar i den skötselplan som upprättats för anlagda omlöps underhåll och skötsel utgör omgivande mark oftast inte en integrerad del av omlöpet. Trots att man väl känner till strandvegetationens betydelse för de vattenlevande organismerna, är det vanligt att strandskogen gallras hårt eller i vissa fall t.o.m. avverkas helt (t.ex. Nedre Finsjö, Emån, O. Calles pers. obs.).

Konceptuellt förslag på ny design av naturlika fiskvägar

Det finns således en enorm utvecklingspotential för naturlig design om man vid planering och anläggande, i större utsträckning än vad som är brukligt idag, beaktar vad som kännetecknar naturliga vattendrags egenskaper. Naturlika fåror kan då anläggas som en rehabiliteringsåtgärd för såväl passage som habitat och på så sätt kompensera för delar av de habitat och funktioner som gått förlorade vid utbyggnad. Vi har valt att kalla en sådan struktur för biokanal, där namnet är tänkt att just illustrera att det övergripande målet med åtgärden är att kompensera för den biodiversitetsförlust som ofta blir resultatet i reglerade vattendrag. De nycklegenskaper som identifierats för att designa en biokanal med förväntat högre naturvärden än ett konventionell naturlig fiskväg är: låg och varierad lutning, förekomst av översilningsplan, en varierad flödesregim, samt ett varierat bottenstrat som ger ett varierat flödesmönster. Vi applicerar denna idé på ett konkret exempel, nämligen Eldforsens kraftverk

i Västerdalälven. Idén som sådan är dock inte på något sätt knutet till just denna lokal, på annat sätt än att de lokala förutsättningarna påverkar vårt resonemang kring placering, längd, kostnader etc., faktorer som dock alltid är av stor betydelse oavsett placering av en dylik åtgärd. Biokanalen vid Eldforsens kraftverk i Västerdalälven har fått namnet "Eldbäcken" och färdigställdes i januari 2010. Till följd av pågående förhandlingar i Miljödomstolen försågs biokanalen enbart med vatten via pumpar (1-200 L/s), tills kraftverket driftsattes i januari 2011.

Fokus för denna rapport ligger på den naturlika designens utvecklingsmöjligheter och hur det kan öka åtgärdens naturvärden. I vissa fall innebär dessa ändringar en merkostnad som kan vara svåra att motivera i ekonomiska termer (Krström *et al.*, 2010). I varje enskilt fall kommer givetvis kostnaden att vara en viktig del av beslutsunderlaget. Vi kommer dock inte att i detalj utvärdera kostnaderna för varje moment som föreslås för vårt exempel. En generell begränsning i de fall man budgeterat för en konventionell naturlig fiskväg är att en breddad fåra längs hela kanalens längd skulle öka anläggningskostnaden med lika många % som bredden ökas. Därför anlades i fallet Eldforsen en konventionell fåra med bredare "specialbehandlingar" längs korta partier som pärlor på ett halsband (Figur 13) (Hebrand, 2009). Utöver kostnadsbesparingen innebär detta även att en vetenskaplig utvärdering av funktionen hos dessa behandlingar blir möjlig genom att buffertzoner skapas mellan behandlingarna (Gustafsson, 2011). Dessa syftar till att minska inverkan av en viss behandling på de intilliggande sträckorna. Behandlingarna är 18 meter långa och åtskiljs av lika långa buffertzoner. De olika behandlingstyperna (pärlorna) utgörs av tre olika typer av lokaler som kallas översilningsplan, kvill och pool (Figurer 13 och 14). Efter var tredje behandling tillkommer ett extra segment som utgörs av kontroller som formges på samma sätt som buffertzoner och stigrännan utanför behandlingarna (Figur 14). Syftet med kontrollsträckorna är att se vilken artsammansättning man i Eldforsen kan förvänta sig från en konventionell naturlig fåra (omlöp).



Figur 13. Skiss över Eldbäckens biokanal med tre typer av specialsträckor utspridda som pärlor på ett halsband med buffertzoner där emellan. Skissen ritad på Swecos underlag, figur modifierat från original av Fiskevårdsteknik AB (Hebrand, 2009). Design och koncept författarna och Fiskevårdsteknik AB.

Lutning, djup och hastighet

För att göra det möjligt att åstadkomma habitat som passar många olika arter anlades fåran med en lutning på ca 1%, vilket gav fåran en total längd på 500 m. Tanken med den låga lutningen var att förbättra möjligheterna att anlägga olika typer av variationsrika habitat, samt att göra det möjligt att skapa ett större snittvattendjup. En begränsad lutning var även förutsättning för att kunna skapa behandlingstyperna pool och svämplan. De anlagda varierade habitaterna ger ett varierat flödesmönster och därmed möjlighet till ett varierat bottenstrukt i likhet med naturliga vattendrag.

Substrat

Det utlagda substratet matchades i möjligaste mån till den aktuella flödesbilden inom varje lokal. T.ex. dominerar grova block kontroller och

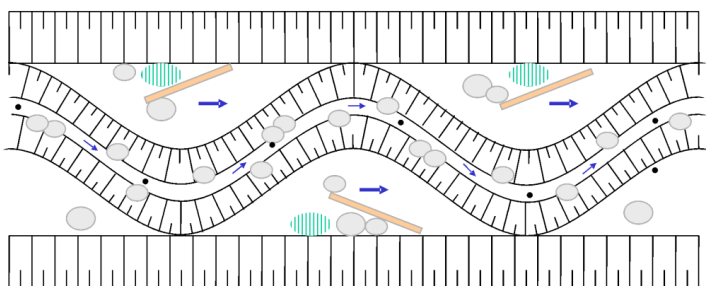
kvill, medan pool och svämplan har ett högre inslag av sten och grus. På sikt kommer en viss transport av finare substrat att ske, med en anrikning av finsediment och organiskt material i pooler, samt inom svämplanen förväntas erosion i yttersvängar och deposition i innersvängar. Eftersom kanalen byggs med erosionskydd kommer erosionen och transporten av substrat att bli begränsad inom kanalen, men material kan tillföras i kanalens början för att möjliggöra en naturlig sortering av partiklar. När vattnet drar sig tillbaka från svämplanet efter högflöden förväntas även en sedimentering av finsediment på svämplanet, vilket kommer att tillföra översilningsplanet näringsämnen, fröer etc.

Lopp

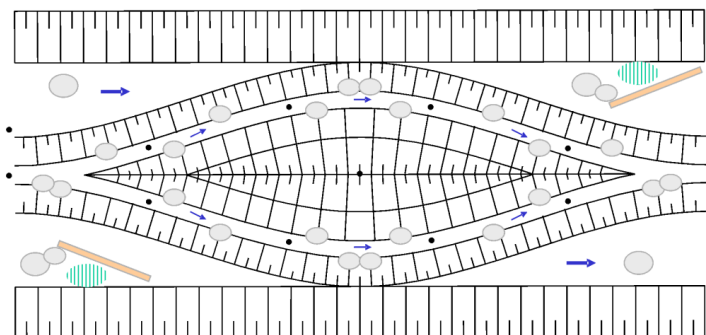
Vanligen bestäms kanalens lopp av befintligt utrymme, så även i exemplet Eldforsen (Figur 13). Utöver de stora svängar som kanalen gör, inbegriper behandlingen "svämplan" att den permanent vattenförande fåran ringlar sig fram mellan den bredare fårans erosionskyddade sidor. Företrädesvis skulle denna vattenbärande fåra enbart vara begränsad av den stora fårans ytterkanter, men av försiktighets skull har vi valt att positionsbestämma den mindre fårans lopp, för att undvika att erosionen äventyrar dammsäkerheten.

Flödesregim

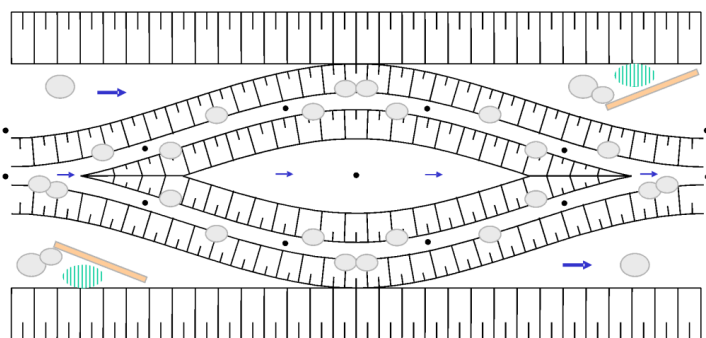
Ett opåverkat vattendrag av 1-3 ordningen karaktäriseras alltså av ett relativt stabilt flöde som bryts av kortvariga höga flödestoppar efter nederbörd, men även säsongsbundna långvariga flödestoppar vid t.ex. snösmältning. Planen för Eldbäcken är att tillgången på spillvatten vid Eldforsen ska återspegla dessa flödestoppar, eftersom Västerdalälven i stort sett är oreglerad uppströms Eldforsen. Kraftverk förekommer visserligen, men det finns inga stora magasin att lagra vatten i. Föreslagen prioritetsordning är således att spillvatten i första hand tappas i biokanalen och sedan i övriga spillluckor. Man vill undvika alltför hastiga flödesförändringar, vilket ofta sker vid kraftverk när man momentant stänger och öppnar spillluckor efter behov. Ett vanligt problem nedströms sådana spillluckor är att fisk torrläggs vid alltför hastiga flödesminskningar respektive spolans nedströms vid alltför hastiga flödesökningar. För att undvika det ska en speciell styrning av intagsluckorna till biokanalen installeras för att begränsa hur snabbt flödet kan minskas respektive ökas.



A) Ringlande lopp med svämplan / översilningsplan



B) Kvill med ö med sluttande sidor

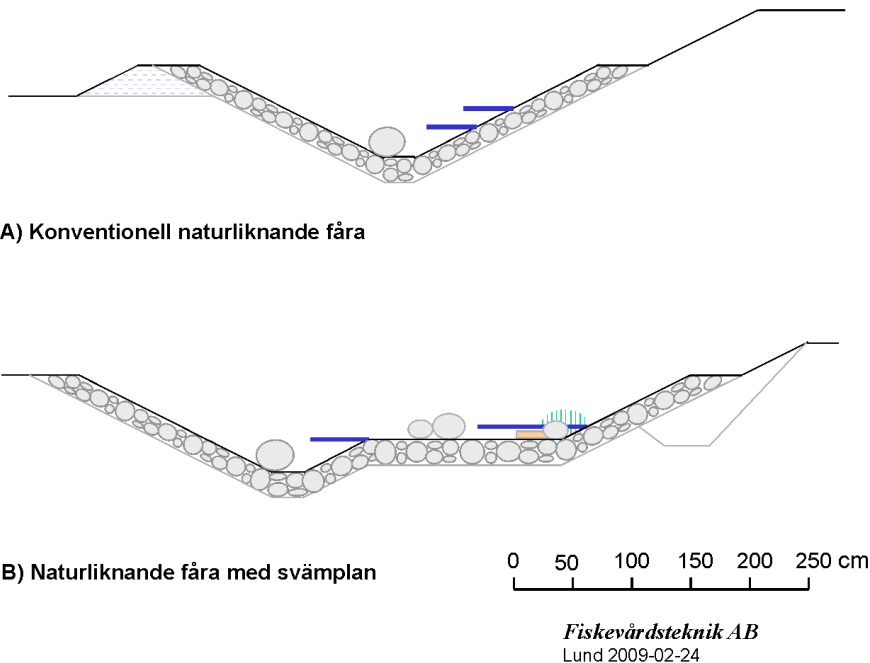


C) Pool / hölja / bassäng

0 1 2 3 4 5 m

Fiskevårdsteknik AB
Lund 2009-02-24

Figur 14. Principskisser för de tre olika behandlingarna i Eldbäckens biokanal, Eldforsen. (A) sväm-/översilningsplan, (B) kvillområde, (C) pool. Den fjärde typen av fåra är konventionell stigränna som utgör de buffert- och kontrollsträckor som visas i Figure 11 och 14. Design och figurer av Fiskevårdsteknik AB (Hebrand, 2009).



Figur 15. (A) Underlag för konventionell stigränna i naturlig fåra (omlöp) respektive (B) breddad behandling med svämplan. Design och figurer av Fiskevårdsteknik AB (Hebrand, 2009).

Vid anläggandet av naturlika fåror och biokanaler bör man anlägga stigrännan på ett sådant sätt att mer vatten kan tas in i kanalen vid högflöden när vatten annars spills på annat håll. Eldbäcken har dock inte designats på detta sätt, utan istället har man utformat stigrännan för ett minsta flöde om ca 200 L/s och ett högsta flöde om ca 1200 L/s. Vinterflödet planeras till minst 200 L/s, med högre flöden vid blidväder, avsaknad av is och högt flöde i huvudfåran. De flöden som föreslås är ett resultat av de förhandlingar och kompromisser som genomförts för just Eldforsens kraftverk, men generellt vore en möjlighet till högre flödestoppar att föredra. Man bör i möjligaste mån prioritera en hög intagskapacitet så att man kan nyttja höga flöden med god tillgång på spillvatten för att efterliknade högflöden i naturliga vattendrag som spolar rent substrat, återfyller tillfälliga akvatiska habitat på översilningsplanet etc. I exemplet Eldforsen hade man innan forskningsprojektets början redan anlagt den kulvert som förser kanalen med vatten, vilken formgivits för en vattenföring

om max 1200 L/s. Man bör ha en reservplan för anläggandet av åtminstone månatliga översvämningar i biokanalen, även om inte spillvatten finns, om tillrinningen är sådan att inget spillvatten genereras.

Svämplan, kantzon och strandvegetation

Svämplan har anlagts som en del av behandlingen med samma namn (Figurer 13-15) och dessa är torrlagda vid lägsta flödet om 200 L/s och täckta av vatten vid högre flöden. Etablering av vegetation på översilningsplanet sker naturligt, även om detta innebär att det kommer att ta längre tid för buskar och små träd att växa upp. Man kan påskynda denna process genom att plantera ungräd av de arter som återfinns längs med naturliga vattendrag av liknande storlek i närområdet. För att inte det översta lagret med finsediment och jord med organiskt innehåll ska spolats bort behöver vegetation etablera sig innan den första översvämningen. Vegetationen bör i övrigt inte påverkas alls, utan naturlig succession påverkad av de periodvisa högflödena bör få forma djur- och växtsamhällena i och vid biokanalen. För att inte äventyra dammsäkerheten måste man sannolikt fastställa och erosionskydda de små fårornas lopp vid byggnationen. Tyvärr innebär detta att man inte får ett dynamiskt förlopp i biokanalen och att flödet genom genomsläppliga jordar på svämplan uteblir (s.k. hyporeiskt flöde; Calles *et al.*, 2007), eller möjligen sker på en liten skala. Fördjupningar (gölar) har anlagts på svämplan och dessa ska fyllas på och genomsköljas av älvvatten vid högflödessituationer.

Potential för biodiversitet

Tack vare sina olika miljöer (behandlingar) har biokanalen en mer heterogen habitatsammansättning än de flesta vanliga naturliga fiskvägar, och därmed även en större potential för en hög biologisk mångfald. Förutom att rent generellt skapa förutsättningar för en ökad biodiversitet så kan en biokanal till exempel utformas som en förbättrande åtgärd för att stötta allmänt hotade arter, eller arter som specifikt drabbats av det ingrepp man försöker kompensera för. Termen biokanal har myntats inom vårt projekt, men konstruktioner som passar mer eller mindre väl in på beskrivningen finns beskrivna i litteraturen. Exempelen är få och målsättningen i huvudsak en annan än det vi för fram för anläggandet av en biokanal, men nedan redogör vi kort för dessa exempel.

Weaver Creek - Lekområde för lax

Tidigare försök att skapa lekområden för fiskar har till exempel gjorts i Kanada. I Weaver Creek, British Columbia byggde man 1965 en 2,9 km lång lekkanal. Syftet var att tillföra extra lekmiljöer för indianlaxen (sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*) i Fraser River, där ett stabilt flöde av rent vatten skulle se till att inga översvämningar spolade bort och dödade de ägg som lagts i lekkanalerna (Rosberg *et al.*, 1986). Konceptet med ett stabilt vattenflöde och rent grus visade sig vara framgångsrikt och under åren från kanalens uppförande fram till 1997 så har medelantalet lekande indianlaxhonor i kanalen uppskattats till 12 867 per år och medelantalet lagda ägg har uppgått till 49 miljoner per år (Essington *et al.*, 2000). Andelen kläckta ägg (egg to fry survival) har dessutom visat sig vara betydligt högre i den konstgjorda kanalen i jämförelse med i naturliga vattendrag (Essington *et al.*, 2000; Rosberg *et al.*, 1986). Dessa lekkanaler är enbart till för en sorts laxfisk, medan Eldbäckens biokanal syftar till att gynna så många arter som möjligt.



Figur 16. Lekkanal i Weaver Creek, Kanada (Foto: Fisheries and Oceans Canada)

Compensation Creek – Habitat för lax och bäckröding

Compensation Creek är en konstgjord kanal, designad för att kompensera för värdefulla habitat som gått förlorade på grund av kraftverksbyggnad i Newfoundland, Kanada. Kanalen formgavs för att innehålla lek- och

uppväxthabitat för sjövandrande lax och bäckröding (*Salvenius fontinalis*) och togs i bruk 2003 (Enders et al., 2007). Kompensationskanalen är 1,5 km lång och är uppdelad i två kanaler med olika habitat (Gabriel et al., 2010). Huvudfåran är 15-20 m bred, designad för att utgöra habitat för lax och domineras av strömmar, höljor och pooler. Vid sidan om huvudfåran går två smalare sidofårar som innehåller pooler, strömmar, överhäng och död ved, vilket motsvarar passande habitat för bäckröding. I en studie som utförts för att granska hur de två arterna utnyttjar de nya habitaterna märktes lax och bäckröding varefter fiskarnas rörelser följdes och analyserades. Resultaten indikerade att åtgärden hade önskad effekt, eftersom de märkta fiskarna tillbringade mest tid i de habitatstyper som skapats speciellt för dem. Laxen återfanns främst i huvudfåran där flödet var snabbare och poolerna djupare, medan bäckrödingen oftast uppehöll sig under överhäng och bland död ved i sidofåror (Enders et al., 2007). Det var inte bara fiskar som drog nytta av de nya habitat som skapas. Gabriel et. al (2010) undersökte bottenfaunasamhällena i Compensation Creek tre år efter dess öppnande och man fann att sammansättningen liknade den som fanns i ett närliggande naturligt vattendrag, även om det naturliga vattendraget innehöll fler taxa. Man fann även vissa skillnader i funktionella grupper mellan det konstgjorda och det naturliga vattendraget, men man tror att skillnaderna till stor del beror på att kolonisationen både i det konstgjorda vattendraget och längs dess strandzon fortfarande pågår.

Flugströmmen – En flugfiskesträcka

Flugströmmen är 1,1 km m lång och sträcker sig från Tuesjön till Mjöldrängen i västra Blekinge. Det huvudsakliga syftet med åtgärden var att skapa en flugfiskesträcka för fiske på utsatt regnbåge. Kanalen förses med vatten via två pumpar som ger ett totalflöde på 1000 L/s. Bottenfaunas kolonisation av Flugströmmen studerades i detalj under 18 månader från öppnandet 1988 och jämfördes med bottenfaunan i tio naturliga referensbäckar i området (Malmqvist et al., 1991). Artantalet ökade snabbt under de tre första månaderna och skilde sig åt mellan de olika delarna av kanalen. Tidiga kolonisatörer var knottlarver (Simuliidae), dagsländor (Ephemeroptera) och bäcksländor (Plecoptera), medan skalbaggar (Coleoptera), trollsländor (Odonata) och nattsländor (Trichoptera) var betydligt långsammare. Redan efter ett år var bottenfaunasamhället i Flugströmmen snarlikt det som observerades i referensbäckarna.

Slutord

Naturlika fiskvägar har en stor utvecklingspotential, vilket poängterats upprepade gånger i denna rapport. Frågan man bör ställa sig vid anläggandet av en naturlig fiskväg, är om man kan höja åtgärdens värde genom att öka dess naturlighet. I vattendrag där man t.ex. har förstört merparten av en viss arts lekområden, skulle en biokanal eller en kompensationskanal kunna rädda denna art från utrotning, eller om arten redan försvunnit, möjliggöra återintroduktion av den. Utöver god tillgång på habitat av bra kvalitet, behöver de flesta vattenlevande organismer kunna vandra fritt längs vattendragen, både uppströms och nedströms, vilket inte alltid uppmärksammas. Naturlika fiskvägar har alltså förutsättningarna att kompensera för förlorat habitat och återskapa uppströmspassage vid vattenkraftverk, men oftast resulterar deras uppförande inte i fungerande nedströmspassage. Detta beror på att fiskvägar för uppströms och nedströms passage kräver olika placering och därmed kommer man i de flesta fall att behöva komplettera även en naturlig fiskväg eller en biokanal med en separat åtgärd för förbättrad nedströmspassage. Sannolikt kan dock passageåtgärder av olika slag komma att anläggas så att de förstärker varandras funktion genom att t.ex. vattnet från en åtgärd för förbättrad nedströmspassage används för att öka attraktionen till en åtgärd för förbättrad uppströmspassage (Calles, 2009).

För att maximera värdet hos aktiviteter som syftar till restaurering, rehabilitering och kompensation, bör inte åtgärder genomföras utan att man på samma gång planerar och budgeterar för en uppföljning av åtgärden i fråga (Calles, 2008). I de fall när åtgärdstypen är ny eller åtminstone ovanlig i sitt slag är detta av särskild betydelse, vilket är fallet för ett uppförande av en biokanal. Biokanalen i Eldbäcken är med sina specialsträckor, kontrollsträckor och buffertzoner anpassad till att man ska kunna genomföra en vetenskaplig uppföljning av vilka effekter dess egenskaper kan få på de djur- och växtsamhällen som etablerar sig i och längs med kanalen. För att studera förutsättningarna för biokanalen, vad gäller artsammansättning och tätheter av organismer, kommer de djur- och växtsamhällen som etablerar sig att jämföras med de som återfinns i naturliga vattendrag i närområdet. Sammantaget ska dessa studier svara på frågan om en mer naturlig och variationsrik fåra ger upphov till en högre biodiversitet och därmed till högre naturvärden, än de naturliga fiskvägar som byggs idag.

Tack till

Larry Greenberg och Mats Hebrand för stor kunskap, granskning och konstruktiv kritik. Sveriges Naturskyddsförening för stöd och finansiering, Johan Kling för en god idé! Magnus Jordan för språklig granskning.

Ett speciellt tack till samtliga deltagare vid workshopen i Humletorp för era bidrag: Mats Hebrand (Fiskevårdsteknik AB), Birgitta Malm-Renöfält (Umeå universitet), Lars Nyberg (Centrum för klimat och säkerhet, Kau), Jan Forsberg (Energi- miljö- och byggteknik, Kau), Tomas Loreth, Linda Avatare och Birgitta Adell (Fortum), samt Pär Gustafsson, Mattias Olsson, Hanna Karlsson (Biologi, Kau).

Referenser

- Aarestrup K, Lucas MC, Hansen JA. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*. **12**: Sid. 160-168.
- Ackefors H, Johansson N, Wahlberg B. 1991. The Swedish compensatory programme for salmon in the Baltic: an action plan with biological & economic implications. *ICES Marine Science Symposia*. **192**: Sid. 109-119.
- Andersson M, Bäckstrand A. 2005. Fungerar våra fiskvägar? Miljömålsuppföljning i Västra Götalands län. *Länsstyrelsen i Västra Götalands Län*. **2005:56**. 41 sid.
- Arnekleiv JV, Kraabøl M. 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**: Sid. 39-49.
- Backiel T, Bontemps S. 1996. The recruitment success of *Vimba vimba* transferred over a dam. *Journal of Fish Biology*. **48**: Sid. 992-995.
- Baras E, Lambert H, Philippart JC. 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**: Sid. 181-189.
- Bradford MJ. 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. *Regulated Rivers-Research & Management*. **13**: Sid. 395-401.
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*. **30**: Sid. 492-507.
- Bunt CM. 2001. Fishway entrance modifications enhance fish attraction. *Fisheries Management and Ecology*. **8**: Sid. 95-105.

- Calles O. 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. *Karlstad University studies*, 2005:56. 182 sid.
- Calles O. 2008. Exempel på kompensationsåtgärder. I boken *Vattendorar och fiskevård – En vägledning*, C. Lindhagen (eds). Sportfiskarna: Ödeshög; Sid. 63-76.
- Calles O. 2009. Framtidens fiskevård – fria vandringsvägar. I boken *Restaurerade vatten - Exempel på fiskevård i svenska vatten*, C. Lindhagen (eds). Sportfiskarna: Ödeshög; Sid. 76.
- Calles O, Bergdahl D. 2009. Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk - *Före och efter åtgärd*. *Karlstad University Studies*. **2009:19**. 37 sid.
- Calles O, Greenberg L. 2009. Connectivity is a two-way street - the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. *River Research and Applications*. **25**: Sid. 1268-1286.
- Calles O, Greenberg LA. 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. *River Research and Applications*. **21**: Sid. 951-960.
- Calles O, Greenberg LA. 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman. *Ecology of Freshwater Fish*. **16**: Sid. 183-190.
- Calles O, Nyberg L, Greenberg L. 2007. Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications*. **23**: Sid. 829-842.
- Calles O, Rivinoja P, Greenberg L. In press. A historical perspective on downstream passage at hydroelectric plants in Swedish rivers. I boken *Ecohydraulics: an integrated approach*, (eds). John Wiley & Sons Ltd: West Sussex, UK.
- Chanseau M, Croze O, Larinier M. 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**: Sid. 211-237.
- Clay CH. 1995. *Design of fishways and other fish facilities*. Lewis Publishers: Boca Raton. 248 sid.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. **199**: Sid. 1302–1310.
- Cowx IG, Welcomme RL. 1998. *Rehabilitation of rivers for fish : a study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO*. Fishing News Books: Oxford. 260 sid.
- Degerman E. 2008. *Ekologisk restaurering av vattendrag*. Naturvårdsverket och Fiskeriverket: Internet. 300 sid.

- Eberstaller J, Hinterhofer M, Parasiewicz P. 1998. The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. I boken *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Oxford; Sid. 363-383.
- Enders EC, Scruton DA, Clarke DC. 2009. The 'natural flow paradigm' and Atlantic salmon - moving from concept to practice. *River Research and Applications*. **25**: Sid. 2-15.
- Enders EC, Smokorowski KE, Pennell CJ, Clarke KD, Sellars B, Scruton DA. 2007. Habitat use and fish activity of landlocked Atlantic salmon and brook charr in a newly developed habitat compensation facility. *Hydrobiologia*. **582**: Sid. 133-142.
- Eriksson T, Eriksson LO. 1993. The status of wild and hatchery propagated Swedish salmon stocks after 40 years of hatchery releases in the Baltic rivers. *Fisheries Research*. **18**: Sid. 147-159.
- Essington TE, Quinn TP, Ewert VE. 2000. Intra- and inter-specific competition and the reproductive success of sympatric Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **57**: Sid. 205-213.
- FAO/DVWK. 2002. *Fish Passes- Design, Dimensions and Monitoring*. The Food and Agriculture Organization of the United Nations in arrangement with Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK): Rome. 138 sid.
- Franklin A, Haro A, Castro-Santos T. 2009. An Evaluation of Nature-Like Fishways for Passage of Anadromous Alewife. *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*. **69**: Sid. 907-909.
- Freeman MC, Bowen ZH, Bovee KD, Irwin ER. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications*. **11**: Sid. 179-190.
- Gabriel CM, Clarke KD, Campbell CE. 2010. Invertebrate Communities in Compensation Creek, a Man-Made Stream in Boreal Newfoundland: The Influence of Large Woody Debris. *River Research and Applications*. **26**: Sid. 1005-1018.
- Gustafsson P. 2011. Forest – stream linkages: Brown trout (*Salmo trutta*) responses to woody debris, terrestrial invertebrates and light. PhD. Karlstad University. Kappa 42 sidor samt fem artiklar.
- Hebrand M. 1996. Projekt migratory fish in the River Emån (Projekt vandringsfisk i Emån). *Fiskevårdsteknik i Sverige AB*. 36 sid.
- Hebrand M. 1998. Förslag till utformning av ny fiskväg. *Fiskevårdsteknik i Sverige AB*. 24 sid.
- Hebrand M. 2009. Biokanal, naturliknande fiskväg. *Fiskevårdsteknik AB*. **PM 090224**. 6 sid.

- Johansson M. 2004. Effects of agriculture on abundance, genetic diversity and fitness in the common frog, *Rana temporaria*. Doktorsavhandling. Uppsala Universitet, Acta Universitatis Upsaliensis. 43 sid.
- Jungwirth M. 1996. Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. *Regulated Rivers-Research & Management*. **12**: Sid. 483-492.
- King JM, Tharme RE, Brown CA. 1999. Definition and implementation of instream flows. *Thematic Report for the World Commission on Dams*. 63 sid.
- Kriström B, Calles O, Greenberg LA, Leonardsson K, Paulrud A, Ranneby B. 2010. Samhällsekonomisk analys av alternativa åtgärder i flödespåverkade vattendrag: Emån och Ljusnan. Vetenskaplig slutrapport. (Cost-Benefit Analysis of River Regulation: The case of Emån and Ljusnan. Scientific summary report). *Elforskrapport*. 89 sid.
- Kroes MJ, Gough P, Schollemma PP, Wanningen H. 2006. *From sea to source; Practical guidance for restoration of fish migration in European rivers*. Philip's, Octopus Publishing Group Ltd.: London, United Kingdom. 120 sid.
- Laine A, Jokivirta T, Katopodis C. 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**: Sid. 65-77.
- Laine A, Kamula R, Hooli J. 1998. Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology*. **5**: Sid. 31-44.
- Langeani F, de Lucena ZMS, Pedrini JL, Tarelho-Pereira FJ. 2005. *Bryconamericus turiuba*, a new species from the upper Rio Parana system (Ostariophysi : Characiformes). *Copeia*. Sid. 386-392.
- Larinier M. 1998. Upstream and downstream fish passage experience in France. I boken *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Cambridge; Sid. 127-145.
- Larinier M. 2001. Environmental issues, dams and fish migration. I boken *Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution*, G. Marmulla (eds). FAO: Rome; Sid. 45-90.
- Lucas MC, Baras E. 2001. *Migration of freshwater fishes*. Blackwell Science: Malden, MA. xvii, 420 sid.
- Lucas MC, Mercer T, Armstrong JD, McGinty S, Rycroft P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research*. **44**: Sid. 183-191.

- Lundqvist H, Rivinoja P, Leonardsson K, McKinnell S. 2008. Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a flow controlled river and its effect on the population. *Hydrobiologia*. **602**: Sid. 111–127.
- Mader H, Unfer G, Schmutz S. 1998. The effectiveness of nature-like bypass channels in a lowland river, the Marchfeldkanal. I boken *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Oxford; Sid. 384-402.
- Magoulick DD, Kobza RM. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*. **48**: Sid. 1186-1198.
- Malmqvist B, Rundle S, Brönmark C, Erlandsson A. 1991. Invertebrate colonization of a new, man-made stream in Southern Sweden. *Freshwater Biology*. **26**: Sid. 307-324.
- Myers GS. 1949. Usage of anadromous, catadromous, and allied terms for migratory fishes. *Copeia*. Sid. 89-97.
- Northcote T. 1998. Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. I boken *Migration and fish bypasses.*, M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss (eds). Fishing News Books: Cambridge; Sid. 3-18.
- Poole GC. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*. **47**: Sid. 641-660.
- Power ME. 1984. Depth Distributions of Armored Catfish - Predator-Induced Resource Avoidance. *Ecology*. **65**: Sid. 523-528.
- Raab B, Vedin H. 2004. *Svensk nationalatlas, klimat, sjöar och vattendrag*. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut: 176 sid.
- Renöfält BM, Jansson R, Nilsson C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*. **55**: Sid. 49-67.
- Renöfält BM, Nilsson C, Jansson R. 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *Journal of Biogeography*. **32**: Sid. 2025-2037.
- Richter BD, Baumgartner JV, Wigington R, Braun DP. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology*. **37**: Sid. 231-249.
- Rivinoja P, McKinnell S, Lundqvist H. 2001. Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regulated Rivers-Research & Management*. **17**: Sid. 101-115.
- Rosberg GE, Scott KJ, Rithaler R. 1986. Review of the International Pacific Salmon Fisheries Commission's Sockeye and Pink Slamon Enhancement Facilities

on the Fraser River. *Bio Program Unit, Enhancement Operations Division, Salmonid Enhancement Program*. 250 sid.

Roscoe DW, Hinch SG. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*. **11**: Sid. 12-33.

Sandell G, Pettersson L, Abrahamsson I. 1994. Fishways - a literature survey / Fiskvägar - en litteraturöversikt. *Information från Sötvattenslaboratoriet*. **1:1994**. 83 sid.

Schmutz S, Giefing C, Wiesner C. 1998. The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem. *Hydrobiologia*. **372**: Sid. 355-360.

Strayer DL, Downing JA, Haag WR, King TL, Layzer JB, Newton TJ, Nichols SJ. 2004. Changing perspectives on pearly mussels, North America's most imperiled animals. *Bioscience*. **54**: Sid. 429-439.

Tharme RE. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*. **19**: Sid. 397-441.

Thorstad E, Fiske P, Aarestrup K, Hvidsten N, Hårsaker K, Heggberget T, Økland F. 2005. Upstream migration of Atlantic salmon in three regulated rivers. I boken *Aquatic telemetry: advances and applications*, M. Spedicato, Marmulla, G, Lembo, G (eds). FAO/UN - COISPA: Rome; Sid. 191-202.

Thorstad EB, Heggberget TG. 1998. Migration of adult Atlantic salmon (*Salmo salar*); the effects of artificial freshets. *Hydrobiologia*. **372**: Sid. 339-346.

Veza P, Comoglio C, Rosso M, Viglione A. 2010. Low Flows Regionalization in North-Western Italy. *Water Resources Management*. **24**: Sid. 4049-4074.

Wood PJ, Armitage PD. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*. **21**: Sid. 203-217.



Naturlika fiskvägar i dag och i morgon

ISBN 978-91-7063-424-6

ISSN 1403-8099

Karlstad University Studies | 2012:20
