

Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten

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



Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten

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

Erik Degerman, Olle Calles,
Ingemar Näslund och Håkan Wickström

Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2013-10-25

Ansvarig utgivare: Björn Risinger
ISBN 978-91-87025-40-2
Omslag: Ångermanälven, Nämforsen. 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. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Göteborg, oktober 2013

Björn Sjöberg, avdelningschef

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING.....	5
SUMMARY	6
INLEDNING	7
EFFEKTER AV ANLAGDA DAMMAR PÅ STRÖMFISKFAUNAN	10
Förändrad fiskfauna i vattensystemet	10
Minskad förekomst av migratoriska strömlevande fiskar i uppströms områden	11
Ökad dödlighet hos vandrande fiskar i dammen.....	12
Ökad förekomst av främmande fiskarter i dammar	13
Minskad genetisk variation hos migratoriska arter	14
DISKUSSION OCH SLUTSATSER	15
REFERENSER	16

Sammanfattning

En anläggning av en damm i ett strömmande vattensystem får stor inverkan på fiskfaunan även om en fungerande fiskväg anläggs genom själva dammkroppen. Orsaken är att ett lugnvatten skapas i ett tidigare strömmande område. Som en följd kommer fiskfaunan att förändras och arter som är anpassade till lugnvatten kommer att dominera över den tidigare strömfiskfaunan. Fiskfaunan förändras både uppströms, nedströms och i det nya lugnvattnet.

De fiskar som gynnas av anlagda lugnvatten ökar predationen på strömfiskar som öring, harr och lax som lever på platsen eller försöker passera igenom lugnvattnet. Även andra vandrande arter påverkas, t.ex. ål. Vid höga migrationsförluster kommer bestånden av vandrade fisk att missgynnas. Detta innebär en direkt förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i form av fiske.

Några av de studier som redovisas har observerat stor dödlighet hos utvandrande smolt av öring och ål även i mycket små dammar, dammar ovanför små strömkraftverk, dammar för närsaltretention eller i spegeldammar nedströms kraftverk.

Effekten av även små dammar är stor och i möjligaste mån skall man undvika att anlägga konstgjorda lugnvatten i strömmande vattendragsavsnitt. Den bästa möjliga tekniken vid anläggning av fiskvägar förbi mindre dammar kan därför vara att anlägga fiskvägen förbi både dammbyggnaden och lugnvattnet. Vidare bör man undvika att anlägga spegeldammar eller andra konstgjorda lugnvatten i tidigare strömhabitat.

Summary

The construction of a dam in a flowing water system has a large impact on the fish fauna, even if a functioning fishway is installed in the dam itself. This is because calm waters will be created (an impoundment) in an area that was previously characterised by currents and rapids. As a result, the fish fauna will change and species adapted to calm water will dominate the previous lotic fauna. The fish fauna changes upstream, downstream and in the newly created calm waters.

The fish that benefit from these artificial calm waters increase predation on lotic fish such as brown trout, grayling and salmon inhabiting the area, or attempting to pass through the calm waters. Other migrating species such as eel are also affected. In the event of high migratory losses, the stock of migratory fish will suffer. This means a direct loss of biodiversity and ecosystem services in the form of fisheries.

Some of the studies presented have observed high mortality rates among emigrating brown trout and eel smolts even in very small dams, e.g. dams above small hydropower plants or dams for nutrient retention.

Even small dams have a great impact, and the creation of artificial calm waters in flowing stretches of watercourses should be avoided wherever possible. The best technique for the construction of fishways that bypass smaller dams may therefore be to lead the fishways past both the dam and the areas of calm water. Furthermore, the creation of artificial calm water areas in what used to be lotic habitats should be avoided.

Inledning

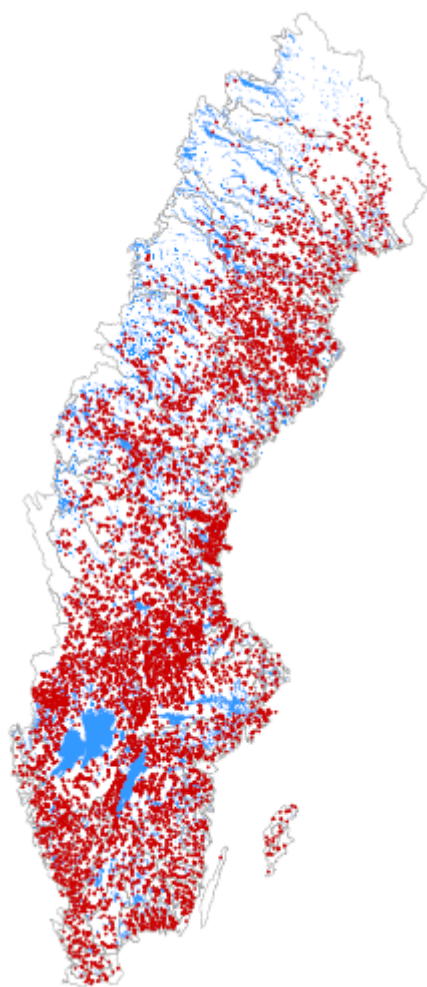
Dammar anläggs flera olika skäl, ofta för att magasinera vatten och höja vattennivån för energiutvinning. Idag anläggs också dammar som ett led i arbetet med att försöka reducera uttransporten av näringsämnen till havet i avrinningsområden med hög näringsämnesbelastning. Dessa anläggningar syftar primärt till att förlänga vattnets uppehållstid och förbättra förutsättningarna för naturliga vattenrenande processer i vattensystemet (Jansson m.fl. 1994; Leonardson 1996; Fleischer m.fl. 1994). Mängden dammar i Sverige är stor enligt tillgängliga data (Figur 1).

Anlagda dammar, själva dammbyggnaden och vattenregleringen har stor påverkan på vattenlandskapet genom att förändra flöden och spridningen samt förekomst av växter, organiskt material och sediment i vattensystemet (Baxter 1977, Power m.fl. 1996, Jansson m.fl. 2000, Mims & Olden 2013, Miyake & Akiyama 2012). Kumulativa effekter av dammar kan påverka flöden i stora regioner i och med att flödena homogeniseras och blir utan de naturliga variationerna (Poff m.fl. 2007).

Dämning av vatten har generellt stor negativ inverkan på biodiversiteten hos fiskar (Robson m.fl. 2011, Reidy Liermann m.fl. 2012). Dammbyggnader som etableras skapar stora konstgjorda lugnvatten, områden med oftast lägre vattenhastighet än före dammens etablering. Eftersom vattenhastigheten är en av de primära faktorerna som styr vilka fisksamhällen och fiskarter som uppträder i ett område innebär en damm (själva lugnvattnet) generellt att fiskfaunan på platsen förändras (Bain m.fl. 1988).

Även andra organismgrupper påverkas. Påverkan av dämning är visat på bottenfaunan både i dammen och nedströms genom att strömlevande arter generellt missgynnas (Lindström 1973, Bredenhand & Samways 2009). I Australien har man noterat att fågellivet i våtmarksområden nedströms dammar utarmas (Kingsford 2000). Svenska studier visar att den reglerade älven nedom dammen till och med kan ha negativa konsekvenser för terrester fauna (Jonsson m.fl. 2012, 2013, Strasevicius m.fl. 2013).

Inom projektet med att identifiera bästa möjliga teknik (BMT) vid vattenkraftverksamhet har fokus i arbetet lagts på vattenreglering och fiskvägar. Som ett biologiskt underlag finns även framtaget en rapport om vattenkraftens generella påverkan på vattenlandskapet (Näslund m.fl. 2013a) samt mer detaljerad rapporter om fiskars vandringar (Näslund m.fl. 2013b). I föreliggande korta sammanställning berörs effekten av konstgjorda lugnvatten på den naturliga strömfiskfaunan i en älv eller å. Sammanställningen berör endast till ringa del de effekter som uppkommer av regleringen i dammen som oftast medför en utarmning av strandzonen och förändringar i tillväxt och föda hos fisken (Nilsson 1961, Aass 1964, Grimås & Nilsson 1965). Inte heller berörs närmare effekten av att själva dammbyggnaden (dämnet) kan utgöra ett fysiskt hinder för vandringen, utan sammanställningen fokuserar på effekten av det tillskapade lugnvattnet (dammen) på den tidigare strömfiskfaunan som levde i den oreglerade älven/ån.



Figur 1. Dammar i Sverige enligt SMHI:s dammregister.
Figur från Johan Kling, Havs- och vattenmyndigheten.

Material och metoder

Sökning efter litteratur har skett i den Internet-baserade litteraturlatabasen "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 har prioriterats och medtagits vid sidan av internationella om de ansetts vara av god kvalitet.

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

Fokus i sammanställningen ligger på effekter på den naturliga strömfiskfaunan. Typiska strömfiskarter är lax, havsöring, harr, men även färna, simpor och bäcknejonögon (definitioner i Fame Consortium 2004). Strömfiskarter klassas som rheofila (*rheophilic*; strömälskande) i vetenskapliga arbeten. I engelsk litteratur kan man också hitta uttrycket "riverine" och miljön benämns ibland *lotic*, till skillnad från *lentic* (lugnvatten). Sjöfiskarter, som benämns limnofila (*limnophilic*), utgörs av arter som t.ex. gös, lake, abborre, mört och gädda. De fyra senare arterna kan dock uppträda i strömmande vatten under kortare tid, speciellt om små lugnvattenområden finns, och benämns därför ibland "eurytopic" – dvs. sådana som kan leva i både lugnt och strömmande vatten. I detta sammanhang benämns följande arter som typiska strömfiskarter därför att de har hela livet eller längre del av ungdomsstadiet i strömmande vatten; bergsimpa, bäcknejonöga, bäckröding, flodnejonöga, färna, harr, lax, stensimpa, öring.

Effekter av anlagda dammar på strömfiskfaunan

Konstgjorda lugnvatten påverkar den naturliga fiskfaunan på flera sätt:

1. Förändrad fiskfauna i vattensystemet
2. Minskad förekomst av migratoriska strömlevande fiskar uppströms
3. Ökad dödlighet hos vandrande fiskar i dammen
4. Ökad förekomst av främmande fiskarter i dammen
5. Minskad genetisk variation hos migratoriska arter.

Förändrad fiskfauna i vattensystemet

Dämning förvandlar strömmande vatten till lugnvatten och påverkar därför starkt förekommande fiskarter och fisksamhällen i dammen (Baxter 1977, Raymond 1979, Bain m.fl. 1988, Kang m.fl. 2009). Framför allt missgynnas de strömlevande arter som har stora migrationsbehov (Fukushima m.fl. 2007, Agostinho m.fl. 2008). Även mycket låga dammbyggnader (<0,4 m) kan ha stor inverkan på fisksamhällena (Andersson m.fl. 2006) och så kallade spegeldammar i laxälvar kan ha stor negativ påverkan på laxreproduktion i spegeldammen genom den lägre vattenhastigheten och förekomsten av andra fiskarter (Fjeldstad m.fl. 2012). Robson m.fl. (2011) menar att så fort någon form av damm etableras vid små strömkraftverk så uppkommer negativa effekter på fiskfaunan.

Fiskfaunans sammansättning förändras även i vattendraget upp- och nedströms dammen (Franssen & Tobler 2013). Ofta har man påvisat negativa effekter av anlagda dammar på nedströms fiskfauna, främst genom vattenregleringen som sker (Zogaris m.fl. 2012, Jellyman & Harding 2012, Näslund m.fl. 2013a). Generellt minskar strömfiskar även här till förmån för arter som lever i lugnare vattenhastigheter (Holden 1979, Degerman m.fl. 2013). Dessa förändringar kan vara kopplade till ändrad vattenhastighet, reglering, sedimenttransport, men också till förändrad vattentemperatur. Vid undersökningar av låga dämmen/trösklar i Kanada fann man att dammarna ofta påverkade vattentemperaturen och att en ökning med två grader generellt påverkade den naturliga kallvattensfaunan av laxfiskar negativt (Hayes m.fl. 2008). I lågproduktiva vattendrag kan lugnvatten med gädda och lake medföra att öring inte kan nyttja dessa habitat utan bildar småväxta stationära bestånd i strömbiotoperna under hela sin livscykel (Näslund m.fl. 1998).

Andersson (1978a, b) konstaterade vid en genomgång av fiskundersökningar i den reglerade Umeälven mellan Storuman och Stornorrfors att öring och harr "har praktiskt taget försvunnit i älven". I vattenmålen ersattes också fiskerättsägare för en totalskada på fisket efter dessa båda arter (op. cit.). I gengäld hade sik, gädda och abborre ökat i den uppdämda älven. Sik hade blivit mindre i storlek, något som Andersson tillskriver effekten av att strömsträckor ersatts med sjöliknande magasin. I magasinen torde sikens föda ha varit i huvudsak djurplankton från att tidigare ha ätit bottendjur, något som Hansson (1984) visat från vattenmagasin i Luleälven. Detta har lett till en förädlings

av siken, dvs. en ökning av planktonätande storlekar i relation till mer storväxt bottenlevande (bentisk) sik, samtidigt som siken fått fler synliga parasiter (op. cit.). Generellt sker stora förändringar av fiskfaunan i vattenmagasin och speciellt strandzonen och dess fauna påverkas negativt (Lindström 1973). I de vattenmagasin som ersatt strömsträckorna försökte man länge få tillbaka öring genom olika utsättningar (t.ex. Gönczi 1982), men utan framgång. Detta har tillskrivits att gädda ökat i magasinerna (op. cit.), speciellt stort ansågs problemet vara i de gäddrika magasinerna i Ljusnan (Gönczi 1986).

Då anlagda dammar utgör viktiga habitat för rovfiskar, som gädda och lake, kan dessa sprida sig i vattensystemet upp- och nedströms och når högst täthet nära sjön/dammen (Gönczi m.fl. 1985, Degerman & Sers 1994). Förekomst av gädda och lake i en miljö minskar signifikant tätheten av öringungar (Degerman & Sers 1993) och innebär även en risk för vuxen öring (Gönczi 1982). Gönczi m.fl. (1985) skriver att "Gäddan *Esox lucius* L. är den viktigaste fiskpredatorn i kraftverksmagasin". Även i andra länder har man noterat en ökning av predatoriska arter som generellt lever i lugnvatten när ett vattendrag får nya anlagda lugnvatten. I Kalifornien konstaterades till exempel första förekomsten av gädda (*Esox lucius*) i Frenchman's Reservoir (Lee 2001).

När man tog bort anlagda spegeldammar i en norsk älv försvann gädda och karpfiskar från området, medan äggöverlevnad och tätheten av laxungar ökade signifikant (Fjeldstad m.fl. 2012). I sydvästra Frankrike har man noterat att liknande konstruktioner i floden Viaur ökat förekomsten av mört, benlöja och sutare på bekostnad av öring (Poulet 2007).

Minskad förekomst av migratoriska strömlevande fiskar i uppströms områden

Strömfiskars spridning i vattensystemet påverkas självfallet negativt av ett vandringshinder i form av en dammkropp (Catalano m.fl. 2007, Agostinho m.fl. 2008, Jellyman & Harding 2012). Det är ju ett välkänt fenomen från många av de utbyggda svenska älvarna att vandrande fiskarter försvunnit, t.ex. ål, havsöring och lax i Indalsälven, Ångermanälven, Luleälven, Umeälven (t.ex. Andersson 1978a, b). Samma observationer finns från hela världen, ex Nya Zeeland (Jellyman & Harding 2012) och Japan (Katano m.fl. 2006, Han m.fl. 2008). I Spanien har telemetristudier i floden Bidasoas avrinningsområde visat hur strömlevande öringars vandringar begränsades av låga dammbyggnader och trösklar vilket gjorde att lekmöjligheterna begränsades (Gosset m.fl. 2006).

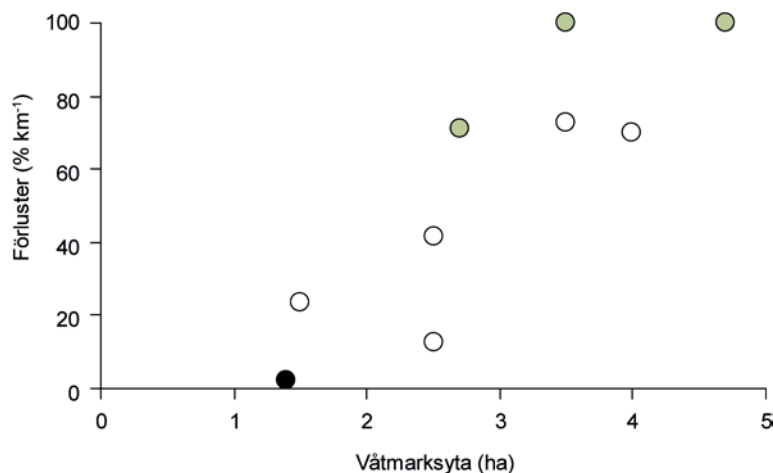
När man river ut dammbyggnader kommer ofta biodiversiteten att öka och vandrande fiskar kan nå tidigare blockerade områden (Hitt m.fl. 2012). Då har ofta en normalisering skett genom att toleranta arter, generalister, minskat till förmån för de intoleranta arter som ofta lever i strömmande miljöer (Catalano m.fl. 2007). I Sverige finns idag ännu få exempel på effekter av fiskfaunan av utrivning av dammbyggnader (Nilsson m.fl. 2013).

Den minskade förekomsten av vandrande fiskar uppströms en damm tycks enligt tillgänglig litteratur främst vara en effekt av själva dämnet, dvs. det fysiska hinder som dammbyggnaden innebär. Inga studier har påvisat att lugnvattnet i sig skulle utgöra ett hinder för uppströms vandring, t.ex. genom ökad predation.

Ökad dödlighet hos vandrande fiskar i dammen

Under laxfiskars utvandring som smolt kan överlevnaden minska på grund av predation från rovfiskar. Omfattningen av denna predation kan vara mycket hög med smoltförluster över 90 % även i små anlagda dammar (Olsson m.fl. 2001). Den höga dödligheten kan bero på att smolten får en lägre simhastighet när vattenhastigheten minskar och de kan till och med få svårigheter med navigationen (Raymond 1968, 1979, Geen 1975, Thorpe m.fl. 1981, Jepsen m.fl. 1998, Aarestrup m.fl. 2002, Olsson m.fl. 2001, Gauld m.fl. 2013). Därmed ökar den tid de uppehåller sig den farliga miljön (Holbrook m.fl. 2011). En ytterligare bidragande orsak är att lugnvatten som anläggs i vattendrag ofta kan ha hög täthet med rovfiskar (predatorer) (Jepsen m.fl. 1998), speciellt de första åren efter anläggandet (Grimås & Nilsson 1965). I Skandinaviska vatten är de predatorer som svarar för denna ökade dödlighet av vandrande laxfisk i lugnvatten ofta gädda (*Esox lucius*), gös (*Sander lucioperca*) och lake (*Lota lota*) (Larsson 1985, Aarestrup & Koed 2003, Jepsen m.fl. 1998, Olsson m.fl. 2001, Olsson 2004). Rasmussen m.fl. (1996) fann att över 80 % av utvandrande laxsmolt i två danska åar försvann i dammar, troligen som en följd av predation från gädda och gös. Aarestrup & Koed (2003) visade att 53 % av utvandrande laxsmolt försvann vid passage av låga dammbyggnader (0,6 – 2,5 m höga) jämfört med kontroller. De hänförde detta till ökad predation i dammarna. Liknande resultat finns från River Tweed i England där 19 % av radiomärkta smolt klarade utvandringen till havet år 2010 och 45 % år 2011 (Gauld m.fl. 2013). Skillnaden berodde främst på låg vattenförlust år 2010 som gjorde att smolten tog längre tid på sig att vandra genom dammarna.

Olsson m.fl. 2001 studerade effekterna av en artificiell våtmark (Habo Dammar) på överlevnaden av utvandrade öringsmolt under två år och fann högre migrationskostnader i form av ökade förluster (förluster >90 % km⁻¹), fördröjd simhastigheter så att smolten länge uppehöll sig i det farliga området, samt förändrat aktivitetsmönster under dygnet i våtmarken jämfört med en uppströms lokaliserad referenssträcka i rinnande vatten. Förlusterna av öringsmolt är relaterade till våtmarkens storlek (figur 2).



Figur 2. Migrationsförluster (medelvärden, % km⁻¹, Y-axeln) hos öringsmolt, som en funktion av våtmarksyta (ha, X-axeln) i nio olika våtmarkstyper från Olsson m.fl. 2009. Notera att data även har hämtats från en meandring i Klingavälsån (svart cirkel) samt tre andra studier (grå cirklar), Skönadalsdammen, Habo dammar och Skårhultsdammen (vita cirklar).

Även i små kraftverksdammar i södra Sverige har man observerat en betydande överdödlighet av vandrande fisk. Migrationsförluster av telemetrimärk fisk (öringsmolt och utvandrande ål) i Kävlingeån i vattenområden påverkade av vattenkraftverk var signifikant större (smolt: 14,2 % km⁻¹, ål 12,9 % km⁻¹) i förhållande till referenssträckor uppströms (smolt: 2,7 % km⁻¹, ål 2,3 % km⁻¹) och nedströms (smolt: 2,3 % km⁻¹, ål 3,8 % km⁻¹) vattenkraftverken (Olsson m.fl. 2009).

Ett strömkraftverk med uppströms anlagd damm kan ha en relativ strömsättning av dammen så att vattenhastigheten är ett mellanting mellan strömmande och lugnt, så kallade semilentiska habitat. Enstaka studier genomförda i vattendrag som delvis innefattar semilentiska habitat, Höje å (Olsson m.fl. 2001), Emån (Larsson 1985; Calles 2006) och Skjernå (Koed m.fl. 2006) indikerar att förlusterna av vandrande öring kan vara betydande, om än varierande (förluster på 2–25 % km⁻¹).

De Leaniz (2008) redovisade effekten av låga dammbyggnader och trösklar på laxförekomst och mortalitet på utvandrande smolt i norra Spanien. Han fann att dammarna ökade dödligheten hos lax och en mängd andra effekter, såsom ökad predation, och menade därför att låga dammar borde tas bort från vattensystemen.

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.

Även ökad temperatur i större dammar kan vara en viktig faktor för försämrad överlevnad för utvandrande smolt av stillahavslax. Eftersom laxfisksmolt är kallvattenanpassade kan förhöjda vattentemperaturer inverka negativt (Tiffan m.fl. 2003).

Det är troligt att artificiella lugnvatten, i likhet med andra vandringshinder, har kapacitet att isolera uppströms öringpopulationer och på sikt slå ut vandringsbenägenheten helt, om nackdelarna (dvs. migrationskostnaderna) överstiger fördelarna (främst ökad fekunditet) med migrationen (Hendry m.fl. 2004).

I vissa områden kan det ske en nedströmsdrift av fiskägg och larver med vattenströmmar. När dessa kommer in i lugnvatten med många fiskarter kan predationstrycket bli alltför högt (Agostinho m.fl. 2002, 2007).

Ökad förekomst av främmande fiskarter i dammar

I områden med övervägande rinnande vatten kan omfattande anläggning av lugnvatten i form av dammar skapa ett nytt habitat för vilket den befintliga faunan inte är anpassad. Då kan främmande arter etableras i dessa dammar, vilket skett i stor omfattning t.ex. i Nordamerika (Johnson m.fl. 2008, Beatty

m.fl. 2009), på Cypern (Zogaris m.fl. 2012), på Iberiska halvön (Clavero m.fl. 2004), i Japan (Han m.fl. 2008), i Nya Zeeland (Jellyman & Harding 2012) och i Himalaya (Johal m.fl. 2004).

Taylor & Duggan (2012) menar att när den naturliga faunan störs av att en damm etableras så blir det möjligt för nya arter att etablera sig. Många starka konkurrenter eller rovfiskar kan etableras i stora lugnvatten där inte en anpassning till strömliv spelar så stor roll för överlevnaden.

Ofta är de nya arterna i dammen toleranta för miljöpåverkan med möjligheter att ta över lediga nischer. I Sverige föreligger inga rapporter om ökad förekomst av främmande arter i dammar. I de fall de förekommer är de ofta effekten av avsiktliga utplanteringar. Till exempel kan nämnas kanadaröding som importerades till Sverige 1958 och har använts för utsättningar i främst regleringsmagasin för att kompensera förlusten av öringproduktion. Idag finns självreproducerande kanadaröding i minst 16 svenska vatten, alla regleringsdammar (Bergwall & Berglund 2010).

Minskad genetisk variation hos migratoriska arter

När dammbyggnader anläggs kommer det normala genflödet att upphöra och effekten av detta har visat sig ge förlust av alleller hos uppströms populationer av japansk Masu-lax (Kitanishi m.fl. 2012) och grönling i Italien (Livi m.fl. 2013). Med minskad genetisk variation ökar risken att en population inte kan överleva långsiktigt.

De flesta fiskarter behöver vandra för att överleva och reproducera sig (se Näslund m.fl. 2013b). Dessa vandringar innebär att ett utbyte av gener mellan populationer sker inom vattensystemet. En population är en grupp interagerande individer av samma art inom ett definierat område. I vattenlandskapet har många populationer isolerats, t.ex. genom dammbyggnader och de lugnvatten som skapats. Detta gör att tillflödet av nytt genmaterial upphör. För små populationer med liten genetisk variation i en föränderlig miljö kan detta innebära stor risk för utrotning. Ibland kan små isolerade populationer få tillskott av genetiskt material genom migrationer. Populationerna fungerar då inte isolerat utan ingår i en övergripande *meta-population*. I vilken utsträckning funktionen som metapopulation ansvarar för vidmakthållandet av den genetiska variationen dagens vattenfauna och flora är okänt.

Diskussion och slutsatser

Dammar anläggs för att fylla viktiga samhällsfunktioner, t.ex. bevattning eller energiproduktion. De fördelar detta innebär måste vägas mot de ekologiska konsekvenserna. En anläggning av en damm i ett strömmande vattensystem kan få stor inverkan på fiskfaunan även om en fungerande fiskväg anläggs genom själva dammkroppen. Orsaken är att ett lugnvatten skapas i ett tidigare strömmande område. Som en följd kommer fiskfaunan att förändras och arter som är anpassade till lugnvatten kommer att dominera över den tidigare strömfiskfaunan.

De fiskar som gynnas av anlagda lugnvatten ökar predationen på strömfiskar som öring, harr och lax som lever på platsen eller försöker passera igenom lugnvattnet. Vid höga migrationsförluster kommer bestånden av öring att decimeras (Bohlin m.fl. 2001) och hypotetiskt kan de slås ut (Hendry m.fl. 2004). Detta innebär en direkt förlust av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i form av fiske.

Några av de studier som redovisas har observerat stor dödlighet hos utvandrande smolt av öring även i mycket små dammar, t.ex. den typ som idag anläggs för närsaltretention (jämför Figur 2).

Några positiva effekter på strömlevande fiskar av att anlägga konstgjorda lugnvatten har vi inte sett i litteraturen, även om det finns exempel på att öring överlevt och haft oförändrad tillväxt i ett regleringsmagasin genom att den var enda arten i vattnet (sjön Sippmikken i övre Faxälven, Ångermanälvens vattensystem; Nilsson & Fagerström 1973). Övergången från ett liv i ett naturligt fluktuerande vatten till ett kraftverksmagasin var möjlig utan konkurrenser och predatorer. Och det är också kontentan av denna sammanställning – när artificiella lugnvatten skapas gynnas andra arter än de normalt förekommande strömfiskarterna. Dessa nya arter är generellt starka konkurrenser till och predatorer på strömfiskarna. Förutom att dammbyggnaden är ett vandringshinder kommer det anlagda lugnvattnet att fungera som ett biologiskt filter.

Den bästa möjliga tekniken vid anläggning av fiskvägar förbi mindre dammar kan därför vara att anlägga fiskvägen förbi både dammbyggnaden och lugnvattnet. Vidare bör man undvika att anlägga spegeldammar eller andra konstgjorda lugnvatten i tidigare strömhabitat.

Referenser

- Aarestrup K & A. Koed, 2003. Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecol. Freshw. Fish*, vol. 12(3): 169–176.
- Aarestrup, K. Nielsen, C. & A. Koed, 2002. Net ground speed of downstream migrating radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) smolts in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* 483:95–102.
- Aass, P., 1964. Vassdragsreguleringene og fisket. Skader og kompensasjon. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 2, 19 s.
- 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., L. C. Gomes, m.fl. 2002. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications* 18(3):299–306.
- Agostinho, A. A., E. E. Marques, m.fl. 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology* 5(2):121–130.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, m.fl. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4):1119–1132.
- Anderson, E. P., M. C. Freeman, m.fl. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and water diversion on Neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications* 22(4):397–411.
- Andersson, T., 1978a. Förändringar av fiske och fiskbestånd i Umeälven under senare decennier med särskild hänsyn till vattenkraftutbyggnaden. Del 1 Sjöarna. Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 2, 172 s.
- Andersson, T., 1978b. Förändringar av fiske och fiskbestånd i Umeälven under senare decennier med särskild hänsyn till vattenkraftutbyggnaden. Del 2 Älven mellan Storuman och Stornorrfors. Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 2, 172 s.
- Bain, M. B. & M. L. Wine, 2010. Testing predictions of stream landscape theory for fish assemblages in highly fragmented watersheds. *Folia Zoologica* 59(3):231–239.
- Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8:255–283.
- Beatty, R. J., F. J. Rahel, m.fl. 2009. Complex influences of low-head dams and artificial wetlands on fishes in a Colorado River tributary system. *Fisheries Management and Ecology* 16(6):457–467.
- Bergwall, L. & A. Berglund, 2010. Fiskundersökningar i Ännsjön. Rapport, Länsstyrelsen i Jämtlands län, 108 s.
- Bohlin, T., Pettersson, J. & Degerman, E., 2001. Population density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: evidence for a migration cost. *Journal of Animal Ecology* 70:112–121.
- Bredenhand, E. & M. J. Samways, 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation* 13(3):297–307.

- Clavero, M., F. Blanco-Garrido, m.fl. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 14(6):575–585.
- Catalano, M. J., M. A. Bozek, m.fl. 2007. Effects of dam removal on fish assemblage structure and spatial distributions in the Baraboo River, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* 27(2):519–530.
- Calles, O., 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. Dissertation. Karlstad University Studies 2005:56.
- Degerman, E. & B. Sers, 1993. A study of interactions of fish species in streams using survey data and the PCA-Hyperspace technique. *Nord. J. Freshw. Res., Drottningholm*, 68:5–13.
- Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish* 3:116–122.
- Degerman, E., Andersson, M., Peterson, E. & B. Sers, 2013. Bedömning av vattenregleringspåverkan med hjälp av elfiske. Länsstyrelsen i Värmland publikation 23, 20 s.
- de Leaniz, C. G. 2008. Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia* 609:83–96.
- Fleischer, S., A. Gustafson, A. Joelsson, J. Pansar & L. Stibe, 1994. Nitrogen removal in created ponds. Royal Swedish Academy of Sciences. *Ambio* 23:349–357.
- Fjeldstad, H. P., B. T. Barlaup, m.fl., 2012. Removal of weirs and the influence on physical habitat for salmonids in a Norwegian river. *River Research and Applications* 28(6):753–763.
- Franssen, N. R. & M. Tobler, 2013. Upstream effects of a reservoir on fish assemblages 45-years following impoundment. *Journal of Fish Biology* 82(5):1659–1670.
- Fukushima, M., S. Kameyama, m.fl., 2007. Modelling the effects of dams on freshwater fish distributions in Hokkaido, Japan. *Freshwater Biology* 52(8):1511–1524.
- Gauld, N.R., Campbell, R.N.B & M.C. Lucas, 2013. Reduced flows impact salmonid smolt emigration in a river with low-head weirs. *Science of the total environment* 458–460:435–443.
- Geen, G. H., 1975. Ecological consequences of the proposed Moran Dam on the Fraser River. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:126–135.
- Gosset, C., J. Rives, m.fl., 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish* 15(3):247–254.
- Grimås, U. & N.-A. Nilsson, 1965. On the food chain in some north Swedish river reservoirs. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 46:31–48.
- Gönczi, A., 1982. Öringutsättningar i kraftverksmagasin. *Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, nr 1, 24 s.
- Gönczi, A.P., 1986. Öringutsättningar i kraftverksmagasin. *Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, nr 4, 81 s.
- Gönczi, A.P., Sjöberg, G. & M. Sjölund, 1985. Telemetristudier av gäddans (*Esox lucius* L.) förflyttningar i ett kraftverksmagasin. *Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, nr 4, 56 s.
- Han, M., M. Fukushima, m.fl., 2008. How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories. *Ecological Research* 23(4):735–743.
- Hansson, M., 1984. Sjöregleringseffekter på sik, abborre, öring och spigg i Lulejaure. *Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, nr 9, 63 s.

- Hayes, D. B., H. Dodd, m.fl., 2008. Effects of small dams on coldwater stream fish communities. *Reconciling Fisheries with Conservation*, Vols I and II. J. Nielsen, J. J. Dodson, K. Friedland m.fl. 49:1791–1806.
- Hendry, A. P., Bohlin, T., Jonsson, B. & O. K. Berg. 2004. To sea or not to sea? Anadromy versus non-anadromy in Salmonids. In *Evolution illuminated, Salmon and their relatives* (Hendry, A. P. and S. C. Stearnes eds.). Oxford University Press, Oxford. Sid: 93–125.
- Hitt, N. P., S. Eyler, m.fl., 2012. Dam Removal Increases American Eel Abundance in Distant Headwater Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(5):1171–1179.
- Holbrook, C. M., M. T. Kinnison, m.fl., 2011. Survival of Migrating Atlantic Salmon Smolts through the Penobscot River, Maine: a Prerestoration Assessment. *Transactions of the American Fisheries Society* 140(5):1255–1268.
- Holden, P.B., 1979. Ecology of riverine fishes in regulated stream systems with emphasis on the Colorado river. Sid 57–74 i *The Ecology of regulated streams*. Eds J.V. Ward & J.A. Stanford. Plenum Press, NY & London.
- Jansson, R., C. Nilsson, m.fl., 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81(4):899–903.
- Jansson, M., R. Andersson, H. Berggren & L. Leonardson, 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Royal Swedish Academy of Sciences. Ambio* 23:320–325.
- Jellyman, P. G. & J. S. Harding, 2012. The role of dams in altering freshwater fish communities in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46(4):475–489.
- Jepsen, N., Aaerstrup, K., Okland, F. & G. Rasmussen, 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia* 371/372:347–353.
- Johal, M. S., Y. K. Rawal, m.fl., 2004. Ill-effects of dams on the fish biodiversity in hillstreams of Western Himalayas. *Panjab University Research Journal-Science* 54(1–4):137–142.
- Johnson, P. T. J., J. D. Olden, m.fl., 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(7):357–363.
- Jonsson, M., Strasevicius, D. & B. Malmqvist, 2012. Influences of river regulation and environmental variables on upland bird assemblages in northern Sweden. *Ecological Research* 27:945–954.
- Jonsson, M., Deleu, P. & B. Malmqvist, 2013. Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications* (doi:10.1002/rra.2559).
- Kang, B., J. Liu, m.fl., 2009. Fishes in Manwan, before and after Manwan Dam Construction on Mekong Mainstream. *Progress in Environmental Science and Technology*, Vol II, Parts A and B, sid. 133–136.
- Katano, O., T. Nakamura, m.fl., 2006. Comparison of fish communities between above- and below-dam sections of small streams; barrier effect to diadromous fishes. *Journal of Fish Biology* 68(3):767–782.
- Kingsford, R. T., 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25(2):109–127.

- Kitanishi, S., T. Yamamoto, m.fl., 2012. Influences of habitat fragmentation by damming on the genetic structure of masu salmon populations in Hokkaido, Japan. *Conservation Genetics* 13(4):1017–1026.
- Koed, A., Baktoft, H. & B.D. Bak, 2006. Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. *River research and applications* 22:69–78.
- Larsson, P-O., 1985. Predation on migrating smolts as an important regulating factor in Baltic salmon (*Salmo salar* L.) populations. *Journal of Fish Biology* 26:391–397.
- Lee, D. P. , 2001. Northern pike control at Lake Davis, California. In: Rotenone in fisheries – are the rewards worth the risks? R. L. Cailteux, L. DeMong, B. J. Finlayson, W. Horton, W. McClay, R. A. Schnick & C. Thompson, editors. American fisheries society, 124 sidor.
- Leonardsson, L., 1996. Åtgärder; ekonomi, styrmedel etc. Retention av växtnäring i våtmarker och sjöar. *Kungliga Skogs- och Lantbruks akademien* 135.3:171–189.
- Lindström, T., 1973. Life in a lake reservoir. *Ambio* 2:145–153.
- Livi, S., S. de Innocentiis, m.fl., 2013. Genetic structure of *Barbus* spp. populations in the Marches Region of central Italy and its relevance to conservation actions. *Journal of Fish Biology* 82(3):806–826.
- Mills, D. H., 1965. Smolt production and hydro-electric schemes. *International Council for the Exploration of the Sea. C.M. Salmon and Trout Committee* 31:1–4.
- Mims, M. C. & J. D. Olden, 2013. Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biology* 58(1):50–62.
- Miyake, Y. & T. Akiyama, 2012. Impacts of water storage dams on substrate characteristics and stream invertebrate assemblages. *Journal of Hydro-Environment Research* 6(2):137–144.
- Nilsson, N.-A., 1961. Vattenregleringens inverkan på fiskens näringsvanor i Blåsjön och Jormsjön i Jämtland. *Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 2, 19 s.*
- Nilsson, N.-A. & Å. Fagerström, 1973. En reglerad sjö med enbart öring. *Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 12, 11 s.*
- Nilsson, N., Sjöstrand, P. & P. Lindvall, 2013. Uppföljning av dammavsänkningar och damnutrivningar i Knipån, Hökesån och Tabergsån. *Vätternvårdsförbundet, Vättern-fakta nr 3, 87 s.*
- Näslund I., Degerman, E. & F. Nordwall, 1998. Brown trout (*Salmo trutta*) habitat use and life history in Swedish streams: possible effects of biotic interactions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1998, 55(4):1034–1042.
- Näslund, I., Kling, J. & J. Bergengren, 2013a. Vattenkraftens påverkan på akvatiska system – en litteratursammanställning. *Havs- och Vattenmyndigheten rapport – under bearbetning.*
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O. & H. Wickström, 2013b. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. *Havs- och Vattenmyndigheten rapport – under bearbetning.*
- Olsson, C. I., Greenberg, L. A. & A. Eklöv, 2001. Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American Journal of Fisheries Management* 21:498–506.
- Olsson, C. I., 2004. Migration by brown trout (*Salmo trutta* L.) and the effects of environmental factors. *Dissertation. Karlstad Univ. Studies* 2004:58.

- Olsson, I.C., Eklöv, A. & E. Degerman, 2009. Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.). Rapport Länsstyrelsen i Skåne län, nr 36, 61 s.
- Poff, N. L., J. D. Olden, m.fl. , 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(14):5732–5737.
- Poulet, N., 2007. Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Research and Applications* 23(9):1038–1047.
- Power, M. E., W. E. Dietrich, m.fl., 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* 20(6):887–895.
- Rasmussen, G., Aarestrup, K. & N. Jensen. 1996. Mortality of sea trout and Atlantic salmon smolts during seaward migration through rivers and lakes in Denmark. ICES C.M., AnaCat Fish Committee. Theme session on anadromous and catadromous fish restoration programmes: A Time for Evaluation, 14 p.
- Raymond, H. L., 1968. Migration rates of yearling chinook salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia and Snake Rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 97:356–359.
- Raymond, H.L., 1979. Effects of dams and impoundment on migration of juvenile Chinook salmon and steelhead from the Snake River, 1966–1975. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109:509–525.
- Reidy Liermann, C., C. Nilsson, m.fl., 2012. Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *Bioscience* 62(6):539–548.
- 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.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, E. & B. Malmqvist, 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *River Research and Applications* (doi:10.1111/ibi.12024).
- Taylor, C. M. & I. C. Duggan, 2012. Can biotic resistance be utilized to reduce establishment rates of non-indigenous species in constructed waters? *Biological Invasions* 14(2):307–322.
- Tiffan, K. F., C. A. Haskell, m.fl. , 2003. Thermal exposure of juvenile fall chinook salmon migrating through a lower Snake River Reservoir. *Northwest Science* 77(2):100–109.
- Thorpe, J. E., L. G. Ross, G. Struthers & W. Watts, 1981. Tracking Atlantic salmon smolts *Salmo salar* L., through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology* 19:519–537.
- Zogaris, S., Y. Chatzinikolaou, m.fl., 2012. Freshwater fish assemblages in Cyprus with emphasis on the effects of dams. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 42(3):165–175.