



Länsstyrelsen  
Västmanlands län

AVDELNINGEN FÖR LANDSBYGDSUTVECKLING

# Analys av fritt strömmande och regleringspåverkade vatten med GIS

Var finns strömsträckorna med öringbestånd i landskapet?

Författare: Carl Tamario, Erik Degerman, Johan Törnblom & Per  
Angelstam

LÄNSSTYRELSENS RAPPORTSERIE

Rapport 2018:6

Titel: Analys av fritt strömmande och regleringspåverkade vatten med GIS – Var finns strömsträckor med öringbestånd i landskapet? Analys av fritt strömmande och regleringspåverkade vatten med GIS

Författare: Carl Tamario, Erik Degerman, Johan Törnblom & Per Angelstam Carl Tamario\*, Erik Degerman\*, Johan Törnblom\*\* & Per Angelstam\*\*

Funktionen för Veterinär & Djurskydd  
Avdelningen för landsbygdsutveckling

Länsstyrelsen i Västmanlands Län

Dnr 623-3303-18

Upplaga: Första upplagan

\* Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,  
Sötvattenslaboratoriet, Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro

\*\* Sveriges Lantbruksuniversitet, Skogsmästarskolan, Box 43, 73921 Skinnskatteberg

## Förord

Att förstå samspelet mellan ett vattendrags morfologi och biologi är av största vikt för att kunna tolka skeenden i den delen av naturen. Särskilt viktigt blir det när man ser på människans påverkan på vattendragen och inte minst viktigt blir det när samhället efterfrågar energikällor som inte påverkar växthuseffekten. Regleringen av vatten och vattenkraften må ha liten påverkan på växthuseffekten, men de har stor påverkan på den biologiska mångfalden i våra vatten.

En förståelse för detta ger underlag till beslut i olika instanser och denna förståelse kan förhoppningsvis leda till att fisket som näring kan utvecklas och gynna landsbygden. Detta då många av de fiskarter som nyttjas för rekreation, turism och yrkesfiske är vandrande, då inte minst öringen, som avhandlas i denna rapport.

Ronnie Hermansson  
Länsfiskekonsulent



## Innehåll

<b>1</b>	<b>SAMMANFATTNING .....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>INLEDNING.....</b>	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL OCH METODER .....</b>	<b>9</b>
	3.1 Utvalda vattendrag.....	9
	3.2 Öringdata.....	9
	3.3 GIS-data.....	9
	3.4 11	
	3.5 Öringhabitatets position i landskapet.....	15
	3.6 Verifiering av predikterade habitat – längd och strömhastighet .....	16
	3.7 Statistiska analyser .....	16
<b>4</b>	<b>RESULTAT .....</b>	<b>18</b>
	4.1 Förekomst av strömsträckor.....	18
	4.2 20	
	4.3 Prediktion av öringförekomst.....	21
	4.4 Faktorer som samvarierar med öringbeståndets storlek.....	26
<b>5</b>	<b>DISKUSSION .....</b>	<b>27</b>
<b>6</b>	<b>ERKÄNNANDEN .....</b>	<b>30</b>
<b>7</b>	<b>REFERENSER .....</b>	<b>31</b>
	<b>BILAGA 1.</b> Kartor över vattendrag samt prediktioner av öringförekomst	
	<b>BILAGA 2.</b> Kartor över elfiskelokaler	



## 1 SAMMANFATTNING

Länsstyrelsen i Västmanlands län arbetar för att stärka den rödlistade flodpärlmusslan genom att både identifiera var värdfisken öring finns och var det finns förutsättningar för att (åter)etablera bestånd av öring. Denna rapport redovisar ett uppdrag att identifiera var i ett antal vattendrag i Bergslagen det finns lämpliga miljöer för öring med fiskar av blandade storlekar och åldrar. Genom en kombination av fältkartering och modellering med GIS av digitala höjddata var det möjligt att identifiera var strömmande vattenmiljöer förekom, samt hur långa dessa sträckor är i totalt 34 vattendrag av olika storlek.

Genom att kombinera resultaten från GIS-analysen och elfiskedata från SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter vid SLU) gjordes en prediktionsmodell för att beräkna sannolikheten att ett öringbestånd kan förekomma på alla identifierade strömsträckor. Med öringbestånd menar vi öring i blandade åldrar med förekomst av de två yngsta åldersgrupperna (0+, 1+) och några äldre (>1+) individer. Det visade sig nödvändigt att ta fram en modell för vattendrag med dämmen och en för mindre vattendrag utan dämmen. Den förra modellen predikerade rätt till 82 % om strömsträckorna hade eller saknade öringbestånd. I mindre vattendrag var precisionen 70 %. Varje enskild strömsträckas storlek (mätt som längd) och kvalitet (mätt som lutning) var avgörande för om öring förekom eller inte. Mindre vattendrag hade högre gradient, längre strömsträckor och färre vandringshinder och bör därmed ha bättre förutsättningar för öringförekomst. Det senare innebär att öring sprider sig lätt och olika habitat fylls på med öring från uppströms- eller nedströms liggande lokaler. Detta gör det svårare att med GIS-variabler, som generellt speglar en större rumslig skala än en typisk elfiskelokal om några hundratals kvadratmeter, förutsäga var öringbestånd förekommer eller inte.

I stora vattendrag är det ofta långt mellan de isolerade strömhabitaten på grund av dammar. De variabler som sammantaget hade störst inverkan på om öringbestånd förekom eller inte var strömsträckans (=habitatets) avstånd till dämme uppströms, samt strömsträckans längd och lutning. Sannolikheten för öring ökade med ökat avstånd från uppströms dämme, samt ökade med längre strömsträcka och ökad lutning på sträckan. Närvaro av damm och ökad regleringsgrad visade sig också påverka mängden (tätheten) av öring negativt. Dammar har således flera negativa effekter på lokala öringstammars förekomst och livskraftighet i landskapet. Dels hindrar dammar fiskmigration och stycker upp vattendraget i mindre sektioner, och dels finns en direkt signifikant och mätbar påverkan nedom dammen som kan vara kopplad till vattenreglering och förekomst av sjölevande arter från dammen som påverkar öring negativt.

Påverkan från dammar hade så stor genomslagskraft i materialet att för öringförekomst rekommenderar vi att dammar utan väsentlig betydelse för energiproduktion eller andra landskapsvärden bör elimineras. Eftersom den negativa effekten troligen beror av dämmet som vandringshinder och det uppdämda lugnvattnets onaturliga förekomst av sjöfiskarter går det inte att motverka effekten med att bygga fiskvägar. Det stora uppdämda lugnvattnet finns kvar och innebär både en spridningsbarriär för fisk och en källa till starka predatorer som påverkar strömfisk som öring.

Resultaten från studien kan användas för att fokusera restaureringsåtgärder för öring och flodpärlmussla till längre strömsträckor eller värdekärnor bestående av flera och långa strömsträckor som har potential att hysa arterna. Liknande arbetssätt för att producera kunskap om hur mycket livsmiljö som är nog har utvecklats för landlevande arter. Sammantaget finns därmed ett verktyg för planering av både blå och grön infrastruktur.

Avslutningsvis betonar vi att man så långt det är möjligt ska försöka återskapa funktionell konnektivitet och naturlig förekomst av öring med helhetssyn och fokus på analyser av hela avrinningsområden.



## 2 INLEDNING

Bristanalys är ett viktigt verktyg för analys av förutsättningarna för bevarande av biologisk mångfald. Det handlar om att jämföra förekomst av arter och deras habitat idag med kunskaper om de naturliga förutsättningarna. Traditionellt har bevarandet av den biologiska mångfalden kommit att handla om att arbeta med skydd och hänsyn till enskilda arter i förhållande till enskilda hot, ofta inom relativt begränsade geografiska områden som enskilda reservat och biotoper (Scott m.fl. 1993). Med bristanalys tas ett storskaligt grepp över landskapet och faunans behov på lång sikt.

Bristanalys är alltså ett sätt att systematiskt ta hänsyn till en rad olika faktorer som sammantaget gör att man kan börja formulera konkreta långsiktiga mål för hur mycket av olika livsmiljöer som krävs för att bevara biologisk mångfald i form av långsiktigt livskraftiga populationer av alla naturligt förekommande arter (se Angelstam & Mikusinski 2001, Angelstam m.fl. 2010). Detta utgör grunden för att identifiera var olika restaureringsåtgärder kan ha störst chans att lyckas för att återskapa förhållanden som bäst kan beskrivas som funktionella livsmiljöer för arter, d.v.s. grön/blå infrastruktur. För landmiljöer finns många exempel på hur sådana kunskaper finns och kan användas för att ta fram kunskapsunderlag för kostnadseffektiv restaurering av habitat (Angelstam m.fl. 2013, Edman m.fl. 2011, Angelstam & Andersson 2013). Jämfört med landmiljöer är vattendrag en ny arena för att tillämpa bristanalys.

Institutionen för akvatiska resurser vid Sötvattenslaboratoriet (Sveriges lantbruksuniversitet) fick i uppdrag att genomföra en akvatisk bristanalys i ett antal vattendrag inom Västmanlands län för att identifiera och prioritera funktionella livsmiljöer för öring och flodpärlmussla ur ett avrinningsområdesperspektiv. Syftet med studien var att analysera ”Påverkan av vandringshinder i flodpärlmussel- och öringförande vattendrag”. För att få ett större och mer varierat underlag medtogs även vattendrag i Örebro län. Avsikten är att med fokus på dessa vattendrag i Bergslagen visa hur man kan identifiera var i landskapet vi har störst chans att hitta eller återskapa självreproducerande och på sikt livskraftiga öringpopulationer av öring (*Salmo trutta*), värdfisk för den rödlistade flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*). Med förekomst av öringbestånd avser vi förekomst av öring med blandade storlekar och åldrar, inte enstaka individer.

Alla fiskarter behöver tillräcklig storlek för sitt habitat för att fullgöra sin livscykel, t.ex. för att hitta föda, föröka sig eller övervintra (Näslund m.fl. 2013). Öring är värdfisk för flodpärlmusslans larver. Förekomst av öring kan därmed vara avgörande för flodpärlmusslans rekrytering (Degerman m.fl. 2013a). Över hälften av de svenska populationerna av flodpärlmussla saknar idag rekrytering (Söderberg m.fl. 2008). I vattendrag med flodpärlmussla och öring försöker Länsstyrelsen i Västmanlands län därför vidta åtgärder för att gynna bägge arterna. Det är viktigt att satsa dessa åtgärder på rätt plats i landskapet. En aspekt i detta sammanhang är var värdfisken öring finns, eller åtminstone var det finns potential för öring att existera med tanke på reproduktion, upp- och tillväxt under dess livscykel. Utan öring, inga unga musslor. Utan väl anpassade åtgärder finns

på lång sikt risk att ytterligare populationer av flodpärlmussla försvinner från Västmanlands län.

Frågeställningen kräver ett landskapsekologiskt perspektiv och fokuserar på vad som är en funktionell livsmiljö för en art samt vilken kvalitet och kvantitet som behövs av denna livsmiljö för att bilda ett funktionellt nätverk, det vill säga en blå (grön) infrastruktur för en lokal livskraftig population. I denna rapport utvärderar vi möjligheten att använda GIS för att försöka besvara dessa frågor. Till vår hjälp har vi använt befintliga GIS-baserade lager från Lantmäteriet (Fastighetskartan, Röda kartan och GSD-höjddata) och från SMHI (Dammregistret och Modelldata) samt Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS), SLU.

De omgivningsfaktorer som går att extrahera med GIS är ofta på en stor rumslig skala. Strömsträckor, biflöden eller hela delavrinningsområden handlar om hundratals meter upp till flera kilometer, och många mil. De faktorer som oftast visats påverka förekomst och täthet av öring är framför allt på en mindre rumslig skala. Makrohabitat handlar om tiotals meter, typiskt en elfiskelokal, och mikrohabitat om enstaka meter, till exempel fiskens ståndplats. Att försöka prediktera laxfiskars förekomst utgående från GIS har varit relativt framgångsrikt i olika studier (McCleary & Hassan 2008, Clingerman m.fl. 2007, Rahel & Nibbelink 1999, Wyatt 2003, Zorn m.fl. 2002, Pont m.fl. 2005). Avrinningsområdets storlek, lutning och vattentemperatur har då varit viktiga variabler. Stanfield m.fl. (2008) fann att det dock var svårt att prediktera tätheter av öring med GIS och att det gav mycket bättre resultat med fältinventeringar där makrohabitatvariabler kunde samlas in; substrat, överhängande skydd, andel strömhabitat. Lamouroux & Capra (2002), Creque m.fl. (2005) och senare Ayllon m.fl. (2009) fann en god korrelation mellan öringtäthet och hydrografiska variabler som krävde att djup, vattenhastighet och bredd var kända. Djup är mycket svårt att prediktera med GIS. Det finns alltså både indikationer på att GIS kan vara ett användbart verktyg för att prediktera förekomst, men att precisionen, framför allt när det kommer till täthet av öring, kan vara otillfredsställande.

Våra frågeställningar har varit:

- 1) Går det att förutsäga förekomst och täthet av öringbestånd ur ett landskapsperspektiv med GIS?
- 2) Kan man förutsäga kvaliteten på öringens livsmiljö med GIS?
- 3) Påverkar dämmen öringens livsmiljö?

### 3 MATERIAL OCH METODER

#### 3.1 Utvalda vattendrag

Vattendragen valdes ut för att vara typiska för Bergslagen, och med potentiell förekomst av öring. Även om fokus låg på Västmanlands län medtogs även flera vattendrag i Örebro län och något enstaka i södra Dalarnas län. Detta gjordes för att få en bra spridning i storlek, lutningsgradient och påverkan av dämmen. Dessutom var ett krav att det skulle finnas elfiskedata från vattendraget för att kunna validera de prediktioner som gjordes med GIS om öringförekomst. Slutligen prioriterades vattendrag med känd förekomst av flodpärlmussla. Projektet kom att omfatta 34 vattendrag belägna i Bergslagen (Dalarna, Västmanland och Örebro län) (Figur 1 och 2 samt Tabell 1).

Noterbart var att så många av vattendragen hade dammar i sin huvudfåra (Tabell 2). Alla vattendrag med ett avrinningsområde över 50 km<sup>2</sup> hade dammar. Man kan grovt säga att ett vattendrag med 50 km<sup>2</sup> avrinningsområde har en medelbredd i strömmande partier på 6 m. Alla bredare vatten var dämnda. Flodpärlmusslan tycktes också vara vanligast förekommande i de mellanstora vattendragen (Tabell 2) (se även Simon m.fl. 2015).

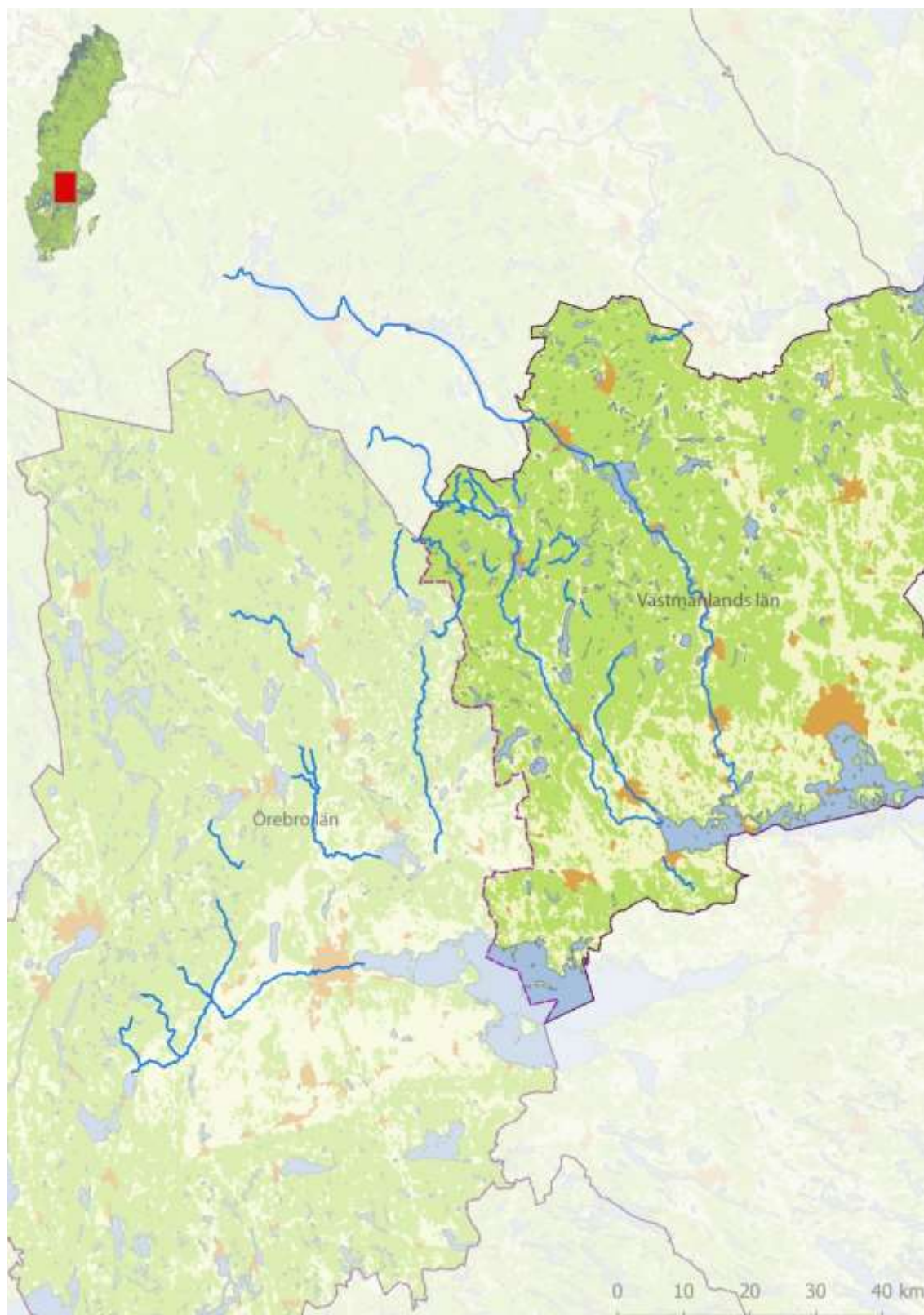
#### 3.2 Öringdata

Uppgifter om öringförekomst och –täthet (det vill säga mängd per ytenhet) hämtades från genomförda elfisken rapporterade i Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid Sveriges Lantbruksuniversitet. Med öringförekomst menades att det fanns blandade åldrar på lokalen, med förekomst av både föryngring och äldre fiskar (årsungar, 0+, äldre ungar 1+ samt äldre öring).

I SERS fanns även uppgifter om habitatet på den undersökta lokalen, t.ex. vattendjup, bredd, substrat, mängden död ved och beskuggning. Vi har inte använt dessa makrohabitatvariabler i våra analyser eftersom de begränsar prediktionerna till endast de platser där sådana data finns.

#### 3.3 GIS-data

Identifiering av strömhabitat i landskapet och kvalitets- och kvantitetsbedömning av dessa gjordes med GIS med datalager huvudsakligen från Lantmäteriets fastighetskarta (polygoner och linjeelement för vatten), höjddata (2-meter GSD-data) (<http://maps.slu.se/get/>), SMHIs dammregister (SVAR 2013), SMHIs sjöregister samt SMHIs modelldata. Dessa informationskällor kombinerades för att skapa en modell med förklaringsvariabler som kan tänkas påverka öringens förekomst som t.ex. livsmiljöns storlek (strömsträckans längd), plats i förhållande till andra livsmiljöer, avstånd till sjöar och dammar, andel strömsträcka i sektioner med fria vandringsmöjligheter. Vidare noterades avstånd till närmaste definitiva hinder upp, om det fanns andra strömbiotoper fram till dessa hinder, längden på närliggande strömsektioner samt avståndet till dem. Notera att enbart huvudfåran i respektive vattendrag analyserats, inte tillflöden till fåran, en nackdel med föreliggande metod.



**Figur 1.** Karta över samtliga analyserade vattendrag i Västmanland, Dalarna och Örebro län.





**Figur 2.** Karta över analyserade vattendrag i Västmanlands län.

**Tabell 1.** Analyserade vattendrag. Länsbeteckningar U=Västmanlands län, T=Örebro län, W=Dalarnas län. Kartor återfinns i Bilaga 1.

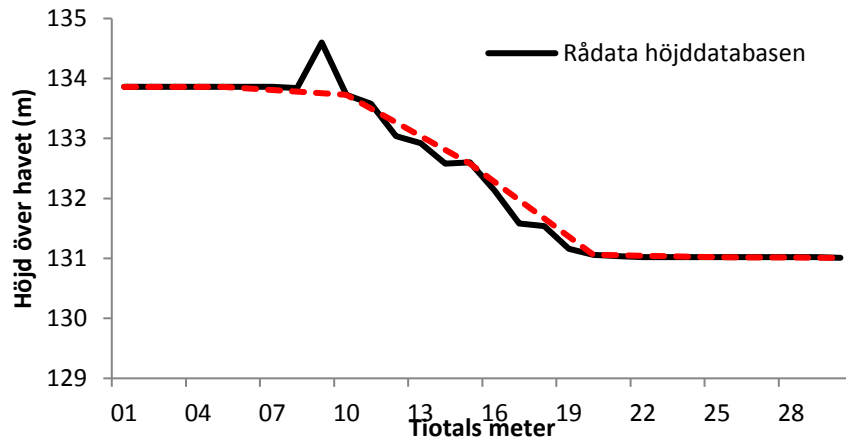
Vattendragsnamn	Län	Sidnummer i Bilaga 1	Vattendrags- längd (km)	Koordinater över & nedre del (SWEREF)			
				Övre_N	Övre_E	Nedre_N	Nedre_E
Bastusjöbäcken	U	2	6,6	6635604	541920	6630959	540372
Bjurforsbäcken	U	4	10	6665728	558438	6668240	563875
Bjursjöbäcken	U	26	4,5	6633015	533604	6630999	535217
Bondabrobäcken	T	8	14	6586354	497666	6591240	492447
Erlandsbobäcken	U	8	5,0	6636555	545067	6634712	547207
Forsån	U (T)	10	33	6635406	522702	6621393	526298
Garphytteån	T	12	22	6580146	494052	6565577	493242
Getbrobäcken	U	16	6,2	6629487	546307	6626330	547139
Gröbäcken	U	22	0,7	6640544	528090	6640570	528086
Hammarskogsån	T	18	20	6623676	495493	6617453	506383
Hedströmmen	U (W)	20,22,26,28	114	6649269	515862	6593703	556243
Håltjärnsbäcken	U	22	5,4	6645419	529817	6641461	529492
Jerån	U	22	8,7	6645951	531067	6641228	534645
Järleån	T	30	32	6599288	505033	6587478	512912
Kolbäcksån	U (W)	32, 34	152	6674925	493854	6598119	572181
Laxsjöbäcken	U	22	0,3	6644973	529280	6644959	529306
Lekhytteån	T	12	11	6570030	488202	6565497	493191
Lillsjöbäcken	T	30	11	6603723	506057	6597362	508945
Mullhyttebäcken	T	36	11	6562536	481188	6555614	482465
Mörttjärnsbäcken	U	38	4,3	6644900	537996	6641515	538776
Ormdalsbäcken	U	22	1,9	6639679	529189	6639655	529206
Runnabäcken	U	40	10	6582870	565771	6587691	561295
Råmyrbäcken	U	22	1,7	6639269	530511	6639291	530490
Sandån	T	42	14	6636760	521078	6627406	521576
Skäftbäcken	U	8	7,8	6632030	543515	6634540	547729
Skälsjöbäcken	U	22	7,1	6644230	530535	6639956	532477
Skärsjöbäcken	U	2	3,3	6630736	541171	6630994	539825
Slåttermossbäcken	U	8	2,7	6634649	543553	6635717	544683
Svartån	T	44	55	6554266	481304	6570552	513507
Sverkestaån	T (U)	46	39	6618978	524298	6590154	526958
Utterdalsbäcken	U	16	2,8	6624006	549706	6626153	548471
Uttersbäcken	T	30	4,2	6603355	507731	6599839	508297
Vekhytteån	T	48	18	6566023	482683	6556924	488308
Venabäcken	U	28	36	6618505	554772	6597339	556561

**Tabell 2.** Analyserade vattendrag klassade efter avrinningsområdets storlek och förekomst av dammar enligt SMHI. Blå=Utan damm, Röd=Med damm. Förekomst av flodpärlmussla markeras med en svart ram runt rutan.

Vattendragsnamn	Vattendragets avrinningsområde (km <sup>2</sup> )					
	<10	<50	<100	<500	>500	
Bastusjöbäcken	Blå					
Bjurforsbäcken		Röd				
Bjursjöbäcken	Blå					
Bondabrobäcken		Röd				
Erlandsbobäcken		Röd				
Forsån			Röd			
Garphytteån			Röd			
Getbrobäcken		Blå				
Gröbäcken	Blå					
Hammarskogsån			Röd			
Hedströmmen					Röd	
Håltjärnsbäcken	Röd					
Jerån		Blå				
Järleån					Röd	
Kolbäcksån					Röd	
Laxsjöbäcken	Blå					
Lekhytteån		Röd				
Lillsjöbäcken		Röd				
Mullhyttebäcken		Röd				
Mörttjärnsbäcken	Blå					
Ormdalsbäcken	Blå					
Runnabäcken		Röd				
Råmyrbäcken	Blå					
Sandån				Röd		
Skäftbäcken		Blå				
Skälsjöbäcken	Röd					
Skärsjöbäcken		Blå				
Slåttermossbäcken	Blå					
Svartån					Röd	
Sverkestaån				Röd		
Utterdalsbäcken	Blå					
Uttersbäcken	Blå					
Vekhytteån		Röd				
Venabäcken			Röd			Totalt
<b>Totalt</b>	12	12	4	2	4	34 (100%)
<b>Andel med damm</b>	17%	67%	100%	100%	100%	20 (59%)
<b>Andel med fpmussla</b>	8%	42%	100%	50%	50%	13 (38%)

Höjddatainformation har vattendragens mittlinje som bas. En mittlinje är en sammanhängande linje som går centrerat mellan vattendragets två stränder genom

hela vattendragets sträckning och går även genom sjöar och dras kortaste vägen genom dessa (Figur 3). Mittlinjerna för vattendrag under 6 meter i bredd har erhållits direkt från Lantmäteriets fastighetskarta som linjeelement, men har manuellt fogats ihop till en enda lång linje. För vattendrag över 6 meters bredd har nya mittlinjer skapats utifrån fastighetskartans polygonlager för vattendraget. All information, som strömsträckors längd, placering och lutningsgradient, elfiskelokaler, dämmen, kopplas till dessa mittlinjer och sparas i ett dataset. Datasetet behandlas sedan ytterligare i Excel och SPSS för att data ska bli analyserbart.



**Figur 3.** Höjdinformationen extraherades längs med mittlinjerna. De extraherade mätvärdena för höjd kan innehålla felaktiga värden med "falska" toppar och dippar på grund av att mätpunkten råkat hamna på strandkanten, stenar eller dammbyggnader. För att dessa toppar och dippar inte skulle påverka uträkningen av fallhöjd och liknande jämnades de ut med en algoritm i Microsoft Excel.

Dämmen utgör ofta toppar i höjdprofilen med dess strukturer såsom hus, broar och dammluckor. För att fallhöjden från dammbyggnaden eller vattenspegeln ovan ett dämme inte skall inkluderas i den ofta nedomliggande strömsträckans lutningsgradient krävdes en viss manipulering av data genom att strömsträckans start sattes alltid antingen 10 eller 20 meter nedanför dämmen. Detta kan dock göra att strömsträckornas längd nedanför dämmen anges 10 eller 20 meter kortare, vilken kan vara en felkälla att ta hänsyn till. Notera att en strömsträckas avstånd till ett dämme mäts från strömsträckans nedersta punkt.

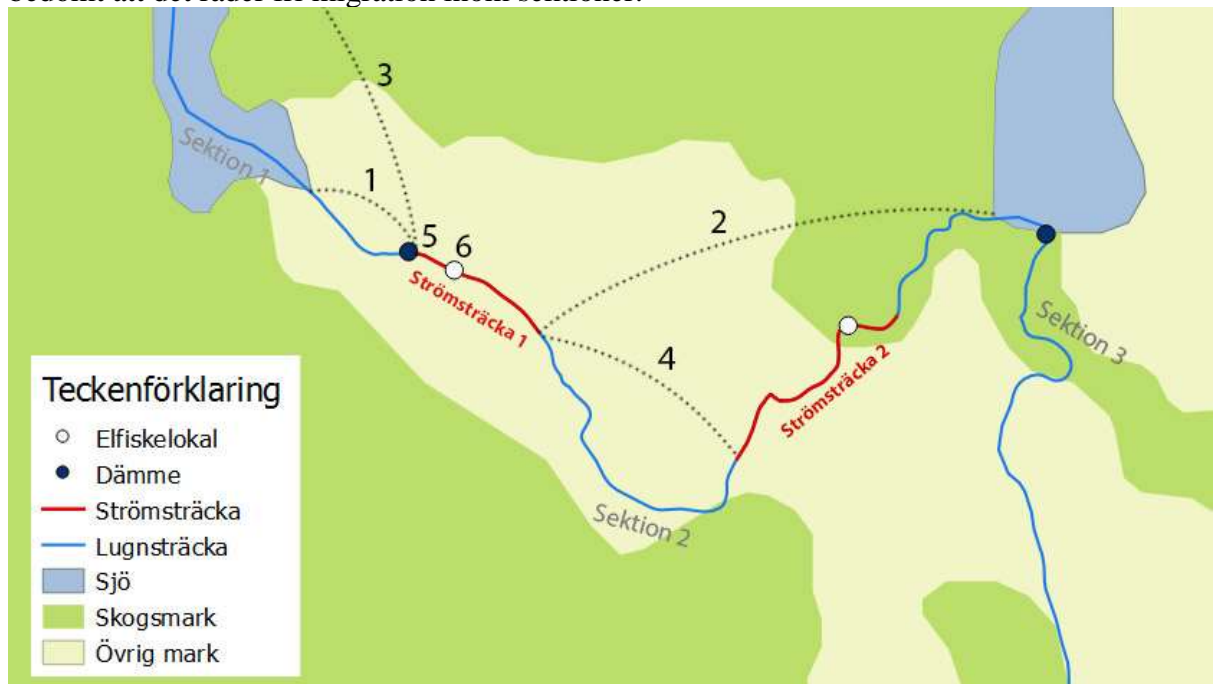
Öringens potentiella livsmiljö identifierades i första hand med hjälp av vattendragets lutningsgradient. Om en given sträcka av vattendraget lutar mer än 0,25 % (0,25 meter fallhöjd på 100 meter åsträcka) anses detta vara ett strömmande habitat i den storlek av vattendrag som undersökts (Degerman m.fl. 2015). För var tionde meter längs vattendragets mittlinje extraherades altituden och skillnaden i höjd användes för att identifiera lutning och strömsträckornas start- och slutkoordinater och därmed längd. En sammanhängande strömsträcka med lutning  $>0,25$  % räknades som ett strömhabitat. Men vad ska räknas som sammanhängande? Det skulle vara opraktiskt om en pool eller ett sel, som sällan har fallhöjd, skulle dela upp strömsträckan i två separata habitat. Poolen/selet ingår ju i habitatet. Strömsträckor ansågs vara skilda från varandra om det var



minst fem mätpunkter (det vill säga 50 meter) utan fallhöjd mellan dem. Strömsträckorna ansågs då som separata.

### 3.4 Öringhabitatets position i landskapet

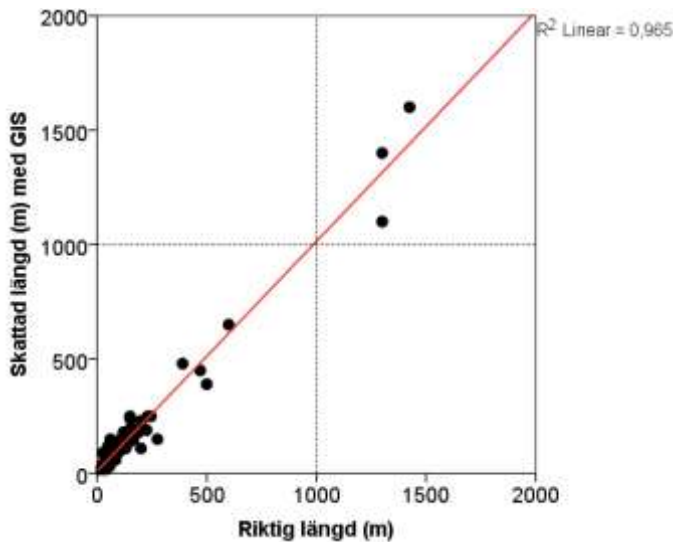
Förutom habitatets längd och lutningsgradient beskrev vi även dess position i landskapet. Dels i förhållande till andra habitat, men också till dämmen och sjöar (Figur 4). För varje givet habitat (=strömsträcka) mättes avståndet till nästa sjö, både i uppströms (1) och nedströms (2) riktning. Man får även avstånd till nästa habitat, både uppströms (3) och nedströms (4). Man får även reda på hur långt det är till ett dämme (5) (mätt från strömsträckans nedre del). Dessutom får vi veta om det finns en eller flera elfiskelokaler på sträckan (6) vilket gör att vi kan koppla information om öring till sträckan och dess rumsliga information. På grund av att det finns dammar som utgör mer eller mindre definitiva vandringshinder har vi valt att dela upp vattendragen i sektioner mellan dammar (Figur 4). Dammar fungerar som avdelare vilket ger oss information om mellan vilka habitat som det finns fria vandringsmöjligheter. Av praktiska skäl har vi bedömt att det råder fri migration inom sektioner.



**Figur 4.** En schematisk illustration om informationen som erhålls från GIS-modellen. För varje givet habitat (Strömsträcka 1 som exempel) erhålls avståndet till nästa sjö, både uppströms (1) och nedströms (2). Man får även avstånd till nästa strömsträcka, både uppströms (3, utanför bild) och nedströms (4). Man får även reda på hur långt det är till ett dämme (5), i det här fallet ligger strömsträckan i anslutning till dämme, så resultatet är avståndet från strömsträckans nedre del till dämnet. Dessutom får vi veta om det finns en eller flera elfiskelokaler på sträckan (6).

### 3.5 Verifiering av predikterade habitat – längd och strömhastighet

En fältkontroll gjordes på ett urval ( $n = 63$ ) av de från GIS erhållna strömsträckorna för att verifiera dess längd och placering. Längden mättes med lasermätare från strömsträckans start till slut. De predikterade längderna skiljde sig inte signifikant från de i fält uppmätta (Figur 5). Samtliga predikterade strömsträckor utom två återfanns vid fältinventeringen. Det var två korta partier med låg lutning som vid rådande vattenföring inte var strömmande.



**Figur 5.** Korrelation mellan predikterad längd från GIS och i fält observerad längd av sträckor.

### 3.6 Statistiska analyser

För att göra en modell som predikterar sannolikhet för förekomst av öring användes logistisk regression. I logistisk regression används en dikotom responsvariabel; förekomst av öring = 1, avsaknad av öring = 0. Om öring har funnits på 75 % eller fler av elfisketillfällena klassades lokalen och livsmiljön som att lokalen hyser öring (öringförekomst = 1). Regressionen undersöker om responsvariabeln kan förklaras av förklaringsvariablerna eller en kombination av dem. Initialt användes alla variabler i en stegvis metod där variabel efter variabel exkluderas om den inte förklarar tillräckligt av variationen. Modellerade sannolikheter för öringförekomst kontrollerades med facit i form av förekommande elfiskeresultat från SERS. Variabler transformerades för att minska skevheten i data och därmed uppfylla de statistiska kriterierna för normalfördelade data.

För att studera vilka faktorer som var korrelerade med tätheten av öring (alla åldersklasser sammantaget) genomfördes en multipel linjär regression utgående från de parametrar som redovisas i tabell 3.

**Tabell 3. Ingående variabler i de statistiska analyserna.**

<b>Variabel</b>	<b>Datakälla</b>	<b>Förklaring</b>
Sektion_längd	GIS	Längd på sektion (meter)
Sektion_längd_strömsträcka	GIS	Längd strömsträcka inom sektion (meter)
Sektion_andel_strömsträcka	GIS	Andel av sektion bestående av strömsträcka (0-100%)
Sektion_längd_sjö	GIS	Längd av sektion bestående av sjö (meter)
Sektion_andel_sjö	GIS	Andel av sektion bestående av sjö (0-100%)
Sektionovan_längd	GIS	Längd på uppströms belägen sektion (meter)
Sektionovan_längd_strömsträcka	GIS	Längd strömsträcka på uppströms belägen sektion (meter)
Sektionslutning	GIS	Sektionens lutning (%)
Strömsträckalängd	GIS	Längd på strömsträcka (meter)
Strömsträcka_lutningsgradient	GIS	Lutningsgrad på strömsträcka (%)
Avstånd_till_sjo_ned	GIS	Avstånd till sjö nedströms (meter)
Avstånd_till_sjo_upp	GIS	Avstånd till sjö uppströms (meter)
Avstånd_till_dämme_upp	GIS	Avstånd till dämme i uppströms riktning (meter)
Area_Uppstroms_mean	SMHI	Area uppströms på avrinningsområdet
Regleringsgrad_mean	SMHI	Regleringsgrad
ÖringTOT_mean	SERS	Medeltäthet av öring (ind/100m2)
Öringklass	SERS	Klassvariabel skapad från ÖRKLASS_mean i SERS. Om >0,75 så antar Öringklass värdet 1.

Bearbetning av geografiska informationslager gjordes i programvara QGIS version 2.14 och ArcMAP version 10.2. Extraherad data behandlades i Microsoft Excel 2010 och IBM SPSS version 22.

## 4 RESULTAT

### 4.1 Förekomst av strömsträckor

Arbetet har i princip skett i flera steg (beskrivs närmare i metodikavsnittet):

- Först skapades en mittlinje i varje vattendrag (utgående från Fastighetskartan).
- Därpå skapades punkter var 10:e meter utefter mittlinjerna.
- För varje punkt extraherades altituden med hjälp av Lantmäteriets höjddata.
- Brus i höjddata för enskilda punkter reducerades (Figur 3).
- Strömsträckor identifierades utifrån en lutning på 0,25 % eller mer.

Totalt 580 strömsträckor med en längd från 50 m upp till 2800 m identifierades i de 34 vattendragen. Kartor över varje vattendrag återfinns i bilaga 1. Störst totallängd strömsträckor i vattendraget hade Hedströmmen och Forsån (Tabell 4). Andelen av vattendragens längd som utgjordes av strömsträckor var dock endast 10 % i Hedströmmen, men hela 33 % i Forsån. Andelen strömsträcka varierade i materialet från 3 % i Svartån (Örebro län) till 98 % i de små vattendragen Råmyrbäcken och Ormdalsbäcken (Tabell 4 & Figur 6).

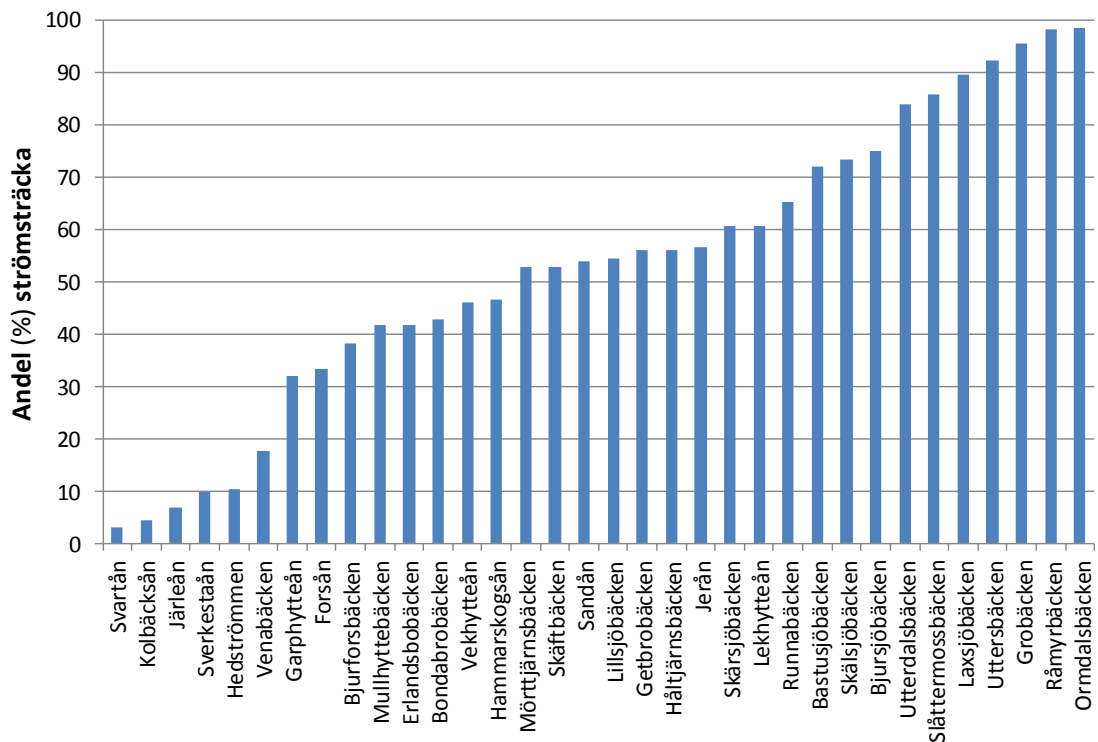
Genom att analysen omfattat så väl de största vattendragen (Kolbäcksån, Hedströmmen) som betydligt mindre vattendrag kan vi studera effekten av vattendragsstorlek på förekomst av strömhabitat. De större vattendragen är mer exploaterade eftersom de har större energipotential. Större (längre) vattendrag hade därför generellt kortare kumulativ längd strömsträckor mellan dämmen (=inom sektioner) än mindre vattendrag (Figur 7). Notera att vi inte tagit hänsyn till bredden i figuren, vilket skulle väga till de större vattendragens fördel. Men, för öringens skull spelar detta en mindre roll eftersom de i större grad finns längs med kanterna av vattendraget.

Analogt med att strömsträckor minskade med vattendragets storlek, minskade andelen strömhabitat med antal dammar i vattendraget (Figur 8).

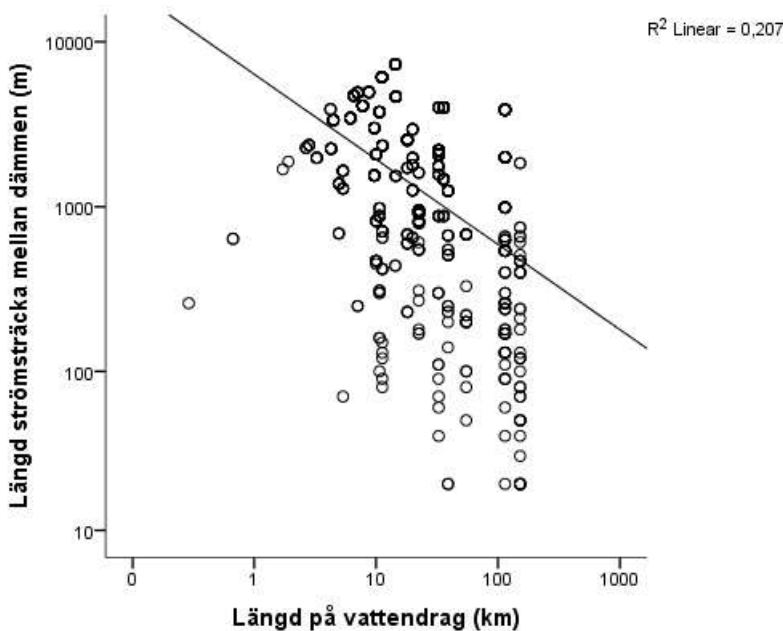
**Tabell 4.** Förteckning över de 34 vattendragen inkluderade i metodutvecklingen. Total vattendraglängd, totallängd och antal strömsträckor, dammar och därmed sektioner (en sektion är en sträcka mellan dämmen) som vattendragen delades in i.

Vattendragsnamn	Vattendragets längd (m)	Indelat i antal sektioner	Antal dammar	Antal strömsträckor	Strömsträckor totallängd (m)	Andel (%) strömsträcka
Bastusjöbäcken	6550	1	0	8	4720	72
Bjurforsbäcken	10010	4	3	23	3820	38
Bjursjöbäcken	4460	1	0	10	3350	75
Bondabrobäcken	14490	2	1	20	6200	43
Erlandsbobäcken	4950	3	2	13	2070	42
Forsån	32620	9	8	60	10900	33
Garphytteån	22420	12	11	44	7180	32
Getbrobäcken	6150	1	0	15	3450	56
Grobäcken	670	1	0	2	640	96
Hammarskogsån	19920	6	5	26	9280	47
Hedströmmen	114070	23	22	97	11810	10
Håltjärnsbäcken	5360	3	2	15	3010	56
Jerån	8740	1	0	13	4950	57
Järleån	32490	5	4	12	2260	7
Kolbäcksån	151890	32	31	40	6810	4
Laxsjöbäcken	290	1	0	1	260	90
Lekhytteån	10660	9	8	35	6480	61
Lillsjöbäcken	11180	2	1	24	6100	55
Mullhyttebäcken	11260	9	8	26	4700	42
Mörttjärnsbäcken	4270	1	0	8	2250	53
Ormdalsbäcken	1910	1	0	1	1880	98
Runnabäcken	6970	2	1	25	4550	65
Råmyrbäcken	1720	1	0	1	1690	98
Sandån	14380	2	1	16	7740	54
Skäftbäcken	7770	1	0	19	4100	53
Skälsjöbäcken	7060	2	1	15	5170	73
Skärsjöbäcken	3260	1	0	5	1980	61
Slättermossbäcken	2660	1	0	3	2280	86
Svartån	54850	7	6	17	1660	3
Sverkestaån	38920	12	11	31	3840	10
Utterdalsbäcken	2820	1	0	4	2370	84
Uttersbäcken	4230	1	0	3	3900	92
Vekhytteån	18050	7	6	33	8320	46
Venabäcken	35810	3	2	48	6350	18

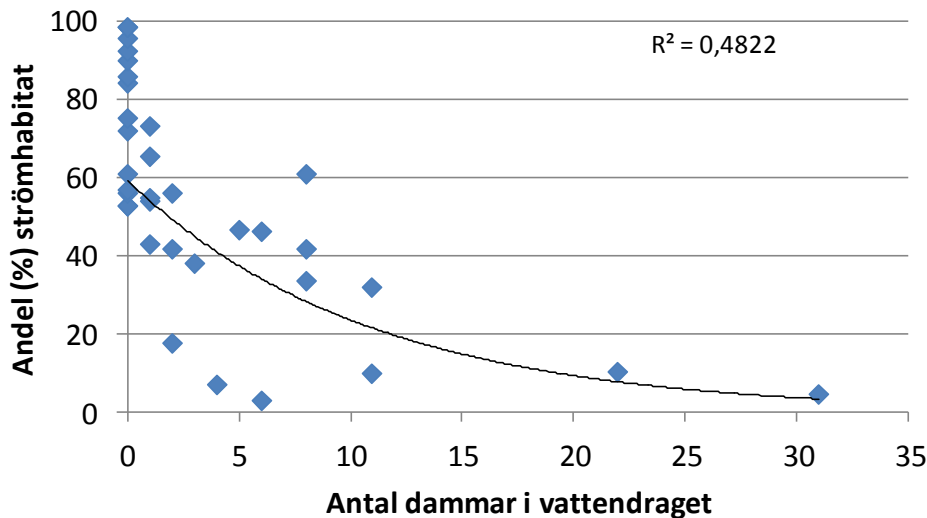
## 4.2



**Figur 6.** Andelen (%) av den totala vattendraglängden som utgjordes av strömsträckor enligt GIS-analysen.



**Figur 7.** Längden (m) på identifierade strömsträckor mellan dämmen avsatt mot vattendragets längd (km). Ju längre vattendrag, desto kortare återstående strömsträckor på grund av den höga förekomsten av dammar.



**Figur 8.** Andelen (%) av den totala vattendragslängden som utgjordes av strömhabitat avsatt mot antalet dammar i vattendraget. Linjen är ritad med exponentiell anpassning.

### 4.3 Prediktion av öringförekomst

Under arbetets gång framkom att det var skillnader i möjlighet att prediktera öringförekomst utgående från förekomst av dämmen. Utgående från inrapporterade elfiskedata till SERS gjordes därför tre logistiska regressionsmodeller för att prediktera vilka strömsträckor som kunde hysa ett öringbestånd. De framtagna modellerna ger sannolikheten för att det förekommer ett bestånd, d.v.s. öring av blandade åldrar med föryngring. Denna sannolikhet har beräknats separat för varje strömsträcka (Bilaga 1). Sannolikheten kan vara från 0 till 1 (=100% sannolikhet för ett öringbestånd).

#### Modell 1: Alla vattendrag med dämmen

Den första modellen gjordes för de vattendrag där det fanns dämmen i fåran. Följande variabler inkluderades: strömsträckans längd, strömsträckans lutning, avrinningsområdets area uppströms, andel strömsträcka inom sektion (mellan dämmen), regleringsgrad (SMHI), avstånd till dämme uppströms. Modellen exkluderade stegvis variabler som ej var signifikanta. Modellen accepterade två variabler som signifikant påverkade förekomst av öringbestånd: **strömsträckans lutning (+)** och **avstånd från strömsträckan till närmsta dämme uppströms (+)**.

Ekvationen för den logistiska regressionen blev (Ekvation 1):

$$P = \frac{e^{-17,53+22,135*\text{rot}(\text{rot}(\text{lutning}))+3,535*\log(\text{avstånd till damm})}}{1 + e^{-17,53+22,135*\text{rot}(\text{rot}(\text{lutning}))+3,535*\log(\text{avstånd till damm})}}$$

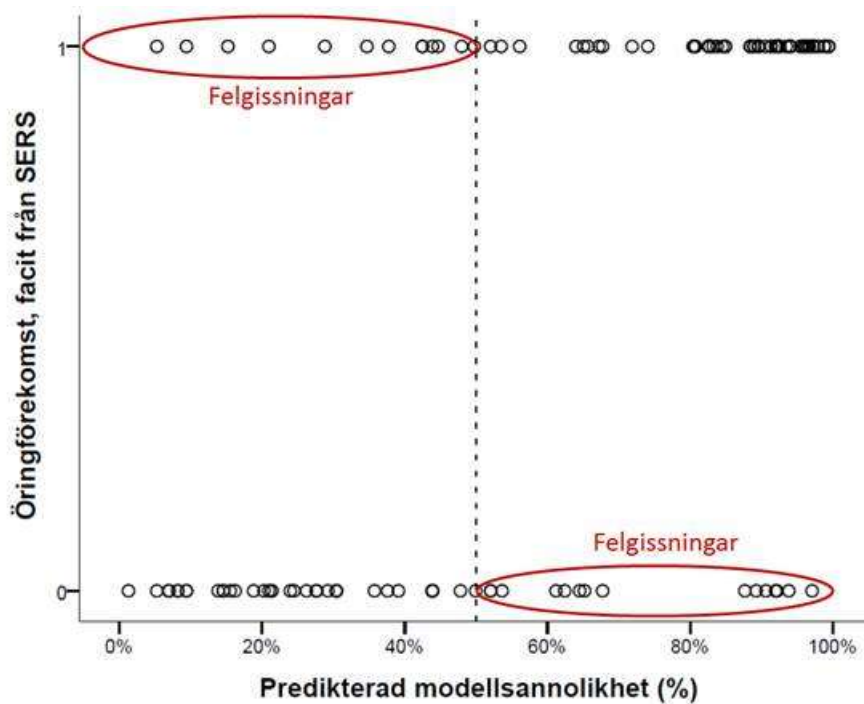
Denna ekvation kan enkelt beräknas med till exempel Microsoft Excel © eller motsvarande program. För att underlätta en snabb överblick har vi redovisat sannolikheten att en öringpopulation förekommer i tabell 5.

**Tabell 5.** Sannolikheten (0-100 %) att det förekommer ett öringbestånd på en strömsträcka i vattendrag med dämmen utgående från sträckans lutning och avstånd till närmaste damm uppströms från strömsträckans nedre del. Notera att avstånd till damm beräknas från strömsträckans nedre del. 100 meter avstånd till damm implicerar därför en strömsträcka på 100 meter.

Lutning (%)	Avstånd till damm (m)						
	100	500	1000	2500	5000	10000	
0,10%	0%	2%	5%	17%	37%	63%	
0,25%	0%	5%	12%	36%	62%	83%	
0,40%	1%	8%	20%	51%	75%	90%	
0,55%	1%	12%	29%	62%	83%	93%	
0,70%	2%	17%	37%	71%	87%	95%	
0,85%	2%	22%	45%	77%	91%	97%	
1,00%	3%	27%	52%	81%	93%	97%	
1,15%	4%	32%	58%	85%	94%	98%	
1,30%	5%	37%	63%	88%	95%	98%	
1,45%	6%	42%	68%	90%	96%	99%	
1,60%	7%	47%	72%	91%	97%	99%	
1,75%	8%	51%	75%	93%	97%	99%	
1,90%	10%	56%	78%	94%	98%	99%	
2,05%	11%	59%	81%	95%	98%	99%	
2,20%	13%	63%	83%	95%	98%	99%	

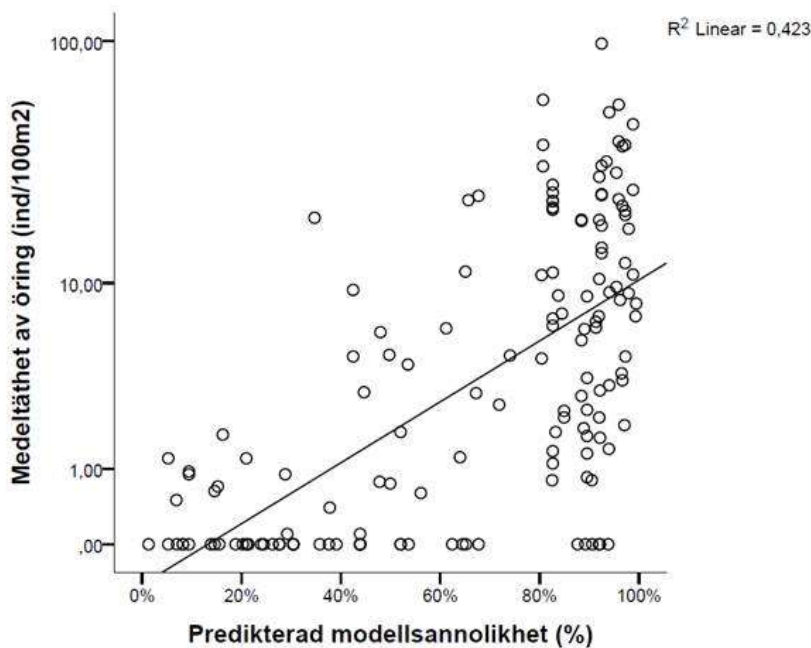
Sannolikheten för förekomst av ett öringbestånd ökade med ökad lutning på sträckan (Wald=18,04) och ökade med ökat avstånd från dämme (Wald=39,1). Den senare hade dubbelt så stark relativ prediktorstyrka enligt Wald-testet. Denna modell kunde utifrån facit (SERS) prediktera 82 % rätt (där 50 % är en totalt slumpvis gissning; det antingen finns eller finns inte ett öringbestånd) (Figur 9). Figur 9 illustrerar de 18 % av prediktionerna som var felaktiga. Sannolikt påverkar flera faktorer än dessa två in på om öringbestånd kan finnas eller inte. Därpå tillkommer att en variabel och till viss grad slumpmässig natur innebär att en deterministisk analys av detta slag bör kontrolleras i fält innan man använder den som beslutsunderlag för ett enskilt objekt. Man kan dock minska risken för felklassning om man bara arbetar med höga eller låga sannolikheter.





**Figur 9.** Utfallet av predikterad förekomst av öringbestånd mot observerad i elfiskedata; 82 % av prediktionerna var korrekta i hela datamängden (stora och små vattendrag).

Vi testade om modellens prediktion korrelerade med hur mycket öring det fanns på lokalen (Figur 10). Det fanns ett tydligt samband mellan prediktionen och öringtätheten på lokalen. Lokaler som hade hög sannolikhet att hysa öring hade också generellt tätare observerade öringbestånd, vilket styrker prediktionens validitet.



**Figur 10.** Samband mellan predikterad sannolikhet för förekomst av bestånd av öring och observerad täthet av öring vid elfiske i hela datamängden (stora och små vattendrag).

Modell 2: Enbart tre stora vattendrag i Västmanland

För att få ett mer homogent material och se hur detta påverkade modellens precision, valde vi ut enbart tre större vattendrag i Västmanland: Kolbäckån, Hedströmmen och Venabäcken. Återigen var det **avstånd till dämme uppströms (+)** som var en av de signifikanta omgivningsvariablerna. Istället för lutning kom **strömsträckans längd (+)** med som viktig variabel i detta begränsade material. Ekvationen som denna modell bygger på är (Ekvation 2):

$$P = \frac{e^{-13,956+3,58*\log(\text{strömlängd})+1,915*\log(\text{avstånd till damm})}}{1 + e^{-13,956+3,58*\log(\text{strömlängd})+1,915*\log(\text{avstånd till damm})}}$$

Den logistiska modellens resultat kontrollerades med facit (från SERS) och den predikterade rätt på öringförekomst till 86 % (Nagelkerke  $R^2 = 0,556$  %). Modellen får därmed anses mycket bra, vilket torde vara en effekt av ett mer homogent material.

För en snabb överblick presenterar vi i tabell 6 de beräknade sannolikheterna för öringförekomst. Det var tydligt hur närvaron av en damm uppströms hade en stor negativ påverkan. Ligger dammen inom en km så måste strömsträckan vara minst 800 m för att ha öringbestånd med mycket stor sannolikhet, medan en damm på en mils avstånd uppströms innebär att strömsträckan bara behövde vara 300 m.

**Tabell 6.** Sannolikheten (0-100 %) att det förekommer ett öringbestånd på en strömsträcka i vattendrag med dämmen utgående från sträckans lutning och avstånd till närmaste damm uppströms. Notera att avstånd till damm beräknas från strömsträckans nedre del. 100 meter avstånd till damm implicerar därför en strömsträcka på 100 meter.

		Avstånd till damm (m)					
		100	500	1000	2500	5000	10000
Strömsträckans längd (m)	50	2%	6%	11%	20%	31%	45%
	100	5%	16%	26%	43%	57%	70%
	200	13%	37%	51%	69%	80%	87%
	300	22%	52%	66%	81%	88%	93%
	400	31%	63%	75%	87%	92%	95%
	500	39%	71%	81%	90%	94%	97%
	600	46%	76%	85%	92%	96%	97%
	700	51%	80%	88%	94%	96%	98%
	800	57%	83%	90%	95%	97%	98%
	900	61%	86%	91%	96%	98%	99%
	1000	65%	88%	93%	96%	98%	99%
	1100	68%	89%	94%	97%	98%	99%
	1200	71%	90%	94%	97%	98%	99%
	1300	74%	91%	95%	98%	99%	99%
	1500	78%	93%	96%	98%	99%	99%

Modellen visade således att habitatstorleken hade en positiv effekt för förekomst av ett öringbestånd, små strömhabitat saknade ofta öringbestånd. Resultatet innebär också att ett ökat avstånd till ett dämme förbättrar sannolikheten att det skall förekomma ett bestånd.

### Modell 3: De mindre vattendragen utan dämmen

För mindre vattendrag utan dämmen genomfördes en separat analys eftersom det inte föreligger någon negativ effekt av dämmen här. Samtidigt är det oftare korta sträckor mellan strömhabitatet och andelen av vattendragen som utgörs av strömhabitat är stor (Figur 6 & 7, Tabell 4).

Återigen var det två av omgivningsvariablerna i analysen som bidrog till en signifikant modell; **strömsträckans lutning (+)** och **den kumulativa längden av strömsträckor i vattendraget (+)** (Ekvation 3).

$$P = \frac{e^{-6,981+16,064*\text{rot}(\text{rot}(\text{lutning}))+0,000458*\text{längd strömsträcka}}{1 + e^{-6,981+16,064*\text{rot}(\text{rot}(\text{lutning}))+0,000458*\text{längd strömsträcka}}}$$

Modellen predikterade rätt vid jämförelse med elfiskedata i endast 69,8% av fallen (Nagelkerke 0,21). Denna modell är därför något svagare än de övriga modellerna och bör därmed användas någorlunda restriktivt. Vid höga predikterade sannolikheter, typiskt över 0,7 ger modellen dock ett bättre utfall. Därmed kan man konkludera att om den totala längden strömsträckor understiger 2,5 km bör lutningen vara relativt hög för att ett öringbestånd skall förekomma (Tabell 7).

**Tabell 7.** Sannolikheten (0-100 %) att det förekommer ett öringbestånd på en strömsträcka i vattendrag med dämmen utgående från sträckans lutning och avstånd till närmaste damm uppströms.

		Kumulativ längd strömsträcka					
		100	500	1000	2500	5000	10000
Lutning (%)	0,25%	3%	4%	5%	10%	25%	77%
	0,50%	7%	8%	10%	17%	40%	87%
	0,75%	10%	12%	14%	25%	51%	91%
	1,00%	14%	16%	19%	32%	60%	94%
	1,25%	17%	20%	24%	39%	66%	95%
	1,50%	21%	24%	29%	45%	72%	96%
	1,75%	25%	29%	34%	50%	76%	97%
	2,00%	29%	33%	38%	55%	79%	97%
	2,25%	33%	37%	43%	60%	82%	98%
	2,50%	37%	41%	47%	63%	85%	98%
	2,75%	40%	45%	50%	67%	86%	98%
	3,00%	44%	48%	54%	70%	88%	99%
	3,25%	47%	52%	57%	73%	89%	99%
	3,50%	50%	55%	60%	75%	91%	99%
3,75%	53%	58%	63%	77%	92%	99%	

#### 4.4 Faktorer som samvarierar med öringbeståndets storlek

Analyserna ovan har handlat om att identifiera strömsträckor och sedan om att prediktera om ett öringbestånd förekommer i dessa strömsträckor. Det är också av intresse att veta hur stort (individrikt) ett sådant bestånd är och vad som styr eller är korrelerat med mängden öring. Mängden öring bör ju vara beroende av habitatets lämplighet, både på den stora skala som vi analyserat ovan, men även på en mer lokal skala som vi inte har data på.

Trots att förekomstmodellen (den logistiska regressionen) ger en indikation på hur talrik öringen är på lokalen (Figur 10) kan andra faktorer styra och reglera mängden öring. För att undersöka vad som gynnar eller försämrar tätheten (och därmed livskraftigheten/resiliensen) hos öringbestånd gjorde vi en multipel linjär regression med samtliga GIS-variabler som potentiella förklaringsvariabler (Tabell 3) och logaritmerad öringtäthet (alla åldersklasser) som responsvariabel. Regressionsmodellen behöll **strömsträckans längd (+)**, **strömsträckans lutning (+)**, **avstånd till dämme uppströms (+)**, **avrinningsområdets storlek (+)** och **regleringsgraden (-)** som signifikanta förklaringsvariabler (Tabell 8). Modellen kan förklara 47 % ( $R^2=0,47$ ) av den observerade variationen i tätheter vilket i ekologiska sammanhang kan anses som relativt bra.

**Tabell 8.** Signifikant ingående variabler för att prediktera tätheten av öring (10-logaritmerad).

Förklaringsvariabel	Transformation	Ostandardiserad		Standardiserad		p
		Beta	SE	Beta	t	
Strömsträckans längd	log()	0,222	0,103	0,164	2,154	0,033
Lutning	rot(rot())	5,077	0,779	0,45	6,514	<0,00001
Avstånd till dämme	log()	0,546	0,088	0,497	6,174	<0,00001
Avrinningsområdets area	log()	7,91E-05	0	0,2	2,997	0,003
Regleringsgrad	-	-0,012	0,005	-0,156	-2,189	0,03
Konstant	-	-3,379	0,414		-8,161	<0,00001

Återigen framkom den negativa effekten av dammar (och vattenreglering) på öring. Den positiva effekten av strömsträckans längd och lutning återkommer från analyserna av öringförekomst och var väntad med tanke på resultaten i Figur 10.

## 5 DISKUSSION

Resultaten från en tidigare studie av enbart Hedströmmen i Västmanlands län visade att ett öringbestånd behövde en viss längd på strömsträckan för att kunna existera (Degerman m.fl. 2015). Längden är förstås direkt och starkt korrelerad till arealen. Även om habitatkvalitet säkert kan vara en viktig faktor i andra vatten så var huvuddelen (84,5 %) av habitatet på lokal skala (makrohabitat) i den tidigare analysen av enbart Hedströmmen av måttlig till hög klass, vilket gör att effekten av skillnader i habitatkvalitet inte slår igenom då ”dåliga” habitat var sparsamt förekommande (op.cit.). Detta kan också vara förklaringen till att vi i föreliggande studie kunde prediktera öringtäthet så väl utan att ha med viktiga variabler på lokal skala som djup, bredd, dominerande substrat.

Det fanns i praktiken två olika modeller för att prediktera öringförekomst: dels i reglerade större vattendrag, och dels i små oreglerade vattendrag. I de stora vattendragen erhöles tydliga resultat, i de små var det mer otydligt på grund av deras högre gradient, färre hinder och därmed mer uttalade metapopulationsstruktur (öring sprider sig lätt och olika habitat fylls på av individer uppifrån/nedifrån). Vattendrag som är reglerade för kraftproduktion ger således andra förutsättningar för öring, och därmed indirekt för flodpärlmussla. Exakt hur dammarna påverkar gick inte att utröna i denna studie, men avstånd till (och således närvaro av) dammar var den viktigaste faktorn i analyserna för att prediktera såväl öringförekomst som öringtäthet. Dämmen innebär ett vandringshinder. Ju längre ifrån ett hinder en strömsträcka befinner sig, desto större är möjligheten att det finns andra öringbestånd uppströms i vattendraget nedom dämnet (inom sektionen) eller i biflöden. Vi tror att detta kan vara en av tre huvudorsaker till den noterade effekten av bättre förhållanden för öring med ökat avstånd till en damm. En annan viktig orsak är den reglering av vattenflödet som sker vid vissa dammar. Det kan få negativa konsekvenser, speciellt vid nolltappning då strömhabitatet upphör att vara funktionellt (Degerman m.fl. 2013b). Men dammar kan påverka också genom att hysa en för platsen onaturlig fiskfauna med arter som prederar och konkurrerar med öring, en effekt som avtar med ökat avstånd till dammen (Degerman & Sers 1994, Degerman m.fl. 2013c).

Bergslagen har många dämmen i vattendragen, flest i norra Götaland och Svealand vid en jämförelse (Angelstam m.fl. 2013). I vårt urval av vattendrag hade alla vattendrag bredare än cirka 6 meter en damm. Påverkan från dammar hade så stor genomslagskraft i materialet att vi starkt rekommenderar att dammar utan väsentlig betydelse för energiproduktion eller har stora kulturvärden bör elimineras. Eftersom den negativa effekten troligen beror av dämnet som vandringshinder och det uppdämda lugnvattnets onaturliga förekomst av sjöfiskarter går det inte att motverka effekten med att bygga fiskvägar. Det stora uppdämda lugnvattnet finns kvar och innebär både en spridningsbarriär för fisk och en källa till starka predatorer som påverkar strömfisk som öring (Degerman m.fl. 2013c).

Det skall betonas att vi bara gett en momentan bild av öringförekomsten eftersom den baseras på enskilda elfisken, som sedan använts i modellerna. Vi vill till exempel varna för övertro på korta habitat som funktionella. I den inledande

studien i Hedströmmen förelåg en brytpunkt vid som lägst 270 m vattendragslängd (Degerman m.fl. 2015). Men en komplicerande faktor var resultatet att den skattade minsta populationsstorleken var endast ca 120 öringar på en sådan strömsträcka i Hedströmmen. Det kan frågas hur det står till med den genetiska variationen i så små bestånd? För att säkerställa att tillräckliga habitat finns långsiktigt för öringpopulationerna vore det därför önskvärt att komplettera analyserna med en genetisk kartering. Risken finns nämligen att inavel och genetisk drift påverkar små populationer i bestånd isolerade av dammar. Inledande studier i Hedströmmen har dock indikerat att de undersökta bestånden haft tillfredsställande genetisk variation och behållit sin särart (Östergren m.fl. 2014). De undersökta bestånden är dock från längre strömsträckor och biflöden i de övre och mellersta delarna där spridningen mellan strömhabitat borde kunna ske.

Våra resultat indikerar att man inte ska förvänta sig alltför god precision enbart utgående från digitala kartdata och GIS. Det kommer alltid att behövas kompletterande fältkartering, åtminstone för att validera olika modeller. Som framgår av till exempel Figur 9 så innebär en träffsäkerhet på 82 % att många (18 %) av strömsträckorna blir feldiagnostiserade. Därför uppmanar vi till försiktighet att använda vår GIS-modell för att planera åtgärder i en enskild strömsträcka, men för att få en bra och säker överblick av vattendraget fungerar metoden väl. Den kan säkert förbättras genom att ta med jordartskartor och data om omgivande marker i analysen.

För de aktuella undersökta vattendragen i denna studie kan resultaten användas för att till exempel prioritera åtgärder i lite större skala utifrån det kartmaterial som bifogas i bilagorna. Om fokus är att gynna öringpopulationer för att i sin tur gynna flodpärlmusslan så kan man nu säga var åtgärder bör göra mest nytta, i de långa strömsträckorna eller där långa strömsträckor kan återskapas genom att riva dammar. Analysen bör vara ett bra instrument för att kunna prioritera vilka dammar som skall rivas ut för att optimera förhållandena för öring, och därmed flodpärlmussla. Kan man riva ut en damm så tillkommer den strömsträcka som tidigare varit överdämd av dammen. Innebär detta dessutom att kontakt fås med strömsträckor uppströms förbättras sannolikheten för öring ytterligare.

Vi tror att metodiken är väl lämpad också för att identifiera värdekärnor för öring, d.v.s. vattendrag med flera och långa strömsträckor. Med det menar vi områden där det idag finns goda förutsättningar för arten, och där åtgärder i närområdet kan ge ytterligare bra habitat. Genom att lägga på ett GIS-skikt med förekomst av flodpärlmussla (eller andra strömlevande arter) erhålls ytterligare beslutsunderlag.

Arbetsmetodiken bör kunna appliceras både på andra vattendrag och andra arter. Öring är en lämplig art för att den är enkel att arbeta med och därför att den har så kända habitatkrav, samtidigt som det finns gott om data om arten i våra databaser (SERS). Skall man applicera metodiken på andra arter kommer det att krävas specifika definitioner av habitatet och habitatkvalitén samtidigt som det krävs fältdata över var populationerna finns. Projektet fortsätter under 2017 med GIS-analys av förekomst och rekrytering av flodpärlmussla med stöd av Havs- och Vattenmyndigheten.

Vi hade tre inledande frågor som vi anser besvarade:

- ”Går det att prediktera förekomst och täthet av öring ur ett landskapsperspektiv med GIS?”. Där anser vi att förekomsten kan predikteras väl med metahabitatvariabler i större vattendrag (typiskt över 10 km<sup>2</sup> avrinningsområde), speciellt i reglerade vattendrag där öringen inte har fri rörlighet mellan habitat. Även tätheten kan förvånansvärt nog skattas med viss precision i alla typer av vattendrag. För att nå en bättre precision krävs troligen att metahabitatvariabler samlas in i fält, alternativt att GIS-metodiken förfinas så att även dessa kan predikteras.
- ”Kan man förutsäga kvaliteten på öringens livsmiljö med GIS?” Ja och nej. Vi kan prediktera förekomst och även täthet, men med en osäkerhet som säkerligen beror av lokala faktorer (makrohabitat) som troligen måste fältkarteras för att ta med i analyserna, typiskt bottensubstrat, medeldjup, förekomst av död ved, etc.
- ”Påverkar fragmentering med dämmen öringens livsmiljö?”. Otvetydigt. Den stora signifikanta effekten av dämmen var inte förväntad att ha denna omfattning. Vi har ovan redovisat de möjliga bakomliggande orsakerna. Fragmentering av vattenlandskapet med dammar är en övergripande och statistiskt påvisbar negativ faktor för öring.

Avslutningsvis betonar vi att man så långt det är möjligt ska försöka återskapa funktionell konnektivitet och naturlig förekomst av öring med helhetssyn och fokus på analyser av hela avrinningsområden. Det bör kunna göras samtidigt som viktiga kulturvärden beaktas och lyfts fram.

Samhällets ambition att bevara livskraftiga stammar av alla naturligt förekommande arter är en del av det man kan kalla för strävan efter hållbara landskap. Livskraftiga populationer kräver att det finns tillräcklig mängd av olika slags naturligt förekommande vattenmiljöer med lämplig kvalitet och kvantitet av till exempel lek, uppväxt- och tillväxtområden, ekologiskt funktionella kantzoner och våtmarker för akvatiska organismer som öring. Dessutom krävs en rumslig och tidsmässig fördelning av livsmiljöerna så att de bildar ett funktionellt nätverk på både kort och lång sikt, något som uppenbarligen påverkas negativt av dämmen.

Menar vi allvar med att säkra en långsiktig överlevnad av alla naturligt förekommande arter, behövs även restaurering och återskapande av vissa livsmiljöer som idag finns i en allt för liten omfattning eller som gjorts otillgängliga genom att man dämt och fragmenterat vattendrag. Men hur mycket är nog? Hur mycket mänsklig aktivitet och fragmentering tål ett avrinningsområde, en källbäck, eller ett större vattendrag innan vi ser effekterna i våra vattensystem? Eller helt enkelt, hur mycket av olika funktionella livsmiljöer i strömmande vatten behöver en livskraftig population av öring i Västmanlands län?

## **6 ERKÄNNANDEN**

Berit Sers vid Institutionen för akvatiska resurser, SLU, har hjälpt till med sammanställning av analyser och granskning av manuskriptet. Projektet finansierades av Länsstyrelsen i Västmanlands län.



## 7 REFERENSER

Angelstam, P., Andersson, K., Isacson, M., Gavrilov, D.V., Axelsson, R., Bäckström, M., Degerman, E., Elbakidze, M., Kazakova-Apkarimova, E. Yu., Sartz, L., Sädbom, S., Törnblom, J. 2013. Learning about the history of landscape use for the future: consequences for ecological and social systems in Swedish Bergslagen. *AMBIO* 42(2): 150–163.

Angelstam, P., Andersson, K. 2013. Grön infrastruktur för biologisk mångfald i Dalarna. Har habitatnätverk för barrskogsarter förändrats 2002-2012? Länsstyrelsen Dalarnas län, Rapport 24.

Angelstam, P., Jonsson, B.-G., Törnblom, J., Andersson, K., Axelsson, R., Roberge, J.-M. 2010. Landskapsansats för bevarande av skoglig biologisk mångfald: - en uppföljning av 1997 års regionala bristanalys, och om behovet av samverkan mellan aktörer. Rapport 4. Skogsstyrelsen. 59 s

Angelstam, P., Mikusinski, G. 2001. Hur mycket skog kräver mångfalden? - En svensk bristanalys. Världsnaturfonden WWF. 19 s.

Ayllon, D., Almodovar, A., Nicola, G.G. & B. Elvira, 2009. Interactive effects of cover and hydraulics on brown trout habitat selection patterns. *River research and applications* 25: 1051-1065.

Clingerman, J., Petty, J.T., P.M. Mazik, 2007. A GIS-based landscape model to predict Brook trout distributions in West Virginia watersheds. *Proceedings of the Sixty-first Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies, USA*. 111 .

Creque, S.M., Rutherford, E.S., T.G. Zorn, 2005. Use of GIS-derived landscape-scale habitat features to explain spatial patterns of fish density in Michigan rivers. *N. Am. J. Fish. Manage.* 25(4): 1411-1425.

Degerman, E., Sers, B. 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish* 3: 116-122.

Degerman, E., Andersson, K., Söderberg, H., Norrgrann, O., Henrikson, L., Angelstam, P., Törnblom, J. 2013a. Predicting viable populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) using instream and riparian zone land cover data. *Aquatic conservation* 23: 332-342.

Degerman, E., Andersson, M., Petersson, E. Sers, B. 2013b. Bedömning av vattenregleringspåverkan med hjälp av elfiske. Länsstyrelsen i Värmland publikation 23, 20 s.

Degerman, E., Calles, O., Näslund, I., Wickström, H. 2013c. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:15, 20 s.

- Degerman, E., Sers, B., Tamario, C., Törnblom, J. Angelstam, P. 2015. Var finns öringpopulationer i Hedströmmens huvudfåra? – EUROSCAPES Communication 2015:1. Swedish University of Agricultural Sciences, 16 s.
- Edman, T., Angelstam, P., Mikusinski, G., Roberge, J.-M., Sikora, A. 2011. Spatial planning for biodiversity conservation: Assessment of forest landscapes' conservation value using umbrella species requirements in Poland. *Landscape and Urban Planning* 102: 16-23.
- Lamouroux, N., Capra, H. 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biol.* 47:1543-1556.
- McCleary, R. & M.A. Hassan, 2008. Predictive modelling and spatial mapping of fish distributions in small streams of the Canadian Rocky Mountain foothills. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(2):319-333.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O., Wickström, H. 2013. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11, 41 s.
- Pont, D., Hugueny, B., Oberdorff, T. 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62(1):163-173.
- Rahel, F.J., Nibbelink, N.P 1999. Spatial patterns in relations among brown trout (*Salmo trutta*) distribution, summer air temperature, and stream size in Rocky Mountain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, suppl. pp: 43-51.
- Scott, J.M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, T.C., Ulliman, J., Wright, R.G. 1993. Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs*, No. 123, Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity, sid. 3-41. ISSN:0084-017 3.
- Stanfield, L.W. Gibson, S.F., Borwick, J.A. 2008. Using a landscape approach to identify the distribution and density patterns of salmonids in Lake Ontario tributaries. In: *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*, sid. American Fisheries Society Symposium, 48: 601-621.
- Simon, O.P., Vaničková, I., Bily, M., Douda, K., Patzenhauerová, H., Hruška, J., Peltánová, A. 2015. The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 50: 11-20.
- Söderberg, H., Karlberg, A. & O. Norrgrann. 2008. Status, trender och skydd för flodpärlmusslan i Sverige. Länsstyrelsen i Västernorrlands län, rapport 2008:12.

Wyatt, R.J., 2003. Mapping the abundance of riverine fish populations: integrating hierarchical Bayesian models with a geographic information system (GIS). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:997-1006.

Zorn, T.G., Seelbach, P.W. & M.J. Wiley, 2002. Distributions of stream fishes and their relationship to stream size and hydrology in Michigan's lower peninsula. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131(1):70-85.

Östergren, J. 2015. Genetisk analys av öring i Hedströmmens avrinningsområde – Del II. Rapport från institutionen för akvatiska resurser, SLU. 10 s.

## **BILAGA 1. Kartor över vattendrag samt prediktioner av öringförekomst**

Se separat dokument

## **BILAGA 2. Kartor över elfiskelokaler**

Se separat dokument

Ingår i Länsstyrelsens rapportserie  
ISSN 0284 - 8813

**Har du frågor eller önskar fler exemplar, kontakta**  
Länsstyrelsen i Västmanlands län, 721 86 Västerås

Tfn 010-224 90 00 | Fax 010-224 91 10 | E-post: [vastmanland@lansstyrelsen.se](mailto:vastmanland@lansstyrelsen.se)  
[www.lansstyrelsen.se/vastmanland](http://www.lansstyrelsen.se/vastmanland)