

## Kunskapsunderlag

# Lax och havsöring i Testeboån – datainsamling och beståndsanalys

Johan Dannewitz<sup>1</sup>, Anders Kagervall<sup>1</sup> & Bernt Moberg<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

<sup>2</sup> Aquavision AB



\* Korrigerad text om predation från skarv på sid 29-30 (2022-01-21)

## Innehåll

1	Inledning .....	3
2	Bakgrund.....	3
3	Datainsamling och beståndsanalys – en överblick.....	6
3.1	Datainsamlingen i Östersjöns vildlaxvattendrag.....	6
3.2	Beståndsanalys och biologisk rådgivning .....	7
3.2.1	Beståndsmodell för östersjöfax .....	8
3.2.2	Utvärdering av laxbeståndens status .....	8
3.2.3	ICES rådgivning.....	10
4	Datainsamling i Testeboån.....	10
4.1	Utsättningar.....	11
4.2	Elfiske .....	11
4.3	Smolträkning.....	12
4.4	Räkning av vuxen fisk.....	14
5	Beståndens utveckling och status i Testeboån .....	14
5.1	Lax- och öringbeståndens utveckling .....	14
5.1.1	Elfiske .....	14
5.1.2	Smolträkning.....	16
5.1.3	Uppvandring av lekfisk.....	19
5.2	Laxbeståndets nuvarande status .....	22
5.3	Vattenkraftens påverkan på beståndens återhämtningstakt.....	22
5.3.1	Kraftverkets påverkan på uppströmsvandring .....	22
5.3.2	Kraftverkets påverkan på utvandringen av smolt och kelt.....	24
5.4	Andra faktorer som påverkar beståndens utveckling .....	28
5.4.1	Fiske.....	28
5.4.2	Predation från skarv och säl .....	29
6	Erkännanden .....	30
7	Referenser .....	30

## 1 Inledning

Testeboån mynnar i Gävle i Bottenhavet och är en jämförelsevis liten skogsälv som hyser bl.a. vild lax och havsöring. I denna rapport beskrivs och sammanfattas den biologiska övervakningen av åns laxfiskbestånd. Sammanställningen fokuserar främst på laxen, men då data på havsöring erhålls inom övervakningsprogrammet inkluderas även vissa analyser av denna art. Ett ytterligare syfte med rapporten är att ge en mer generell beskrivning av hur insamlade data används i Internationella havsforskningsrådets (ICES) analyser av Östersjöns laxbestånd, som i sin tur utgör underlag för biologisk rådgivning på både internationell och nationell nivå.

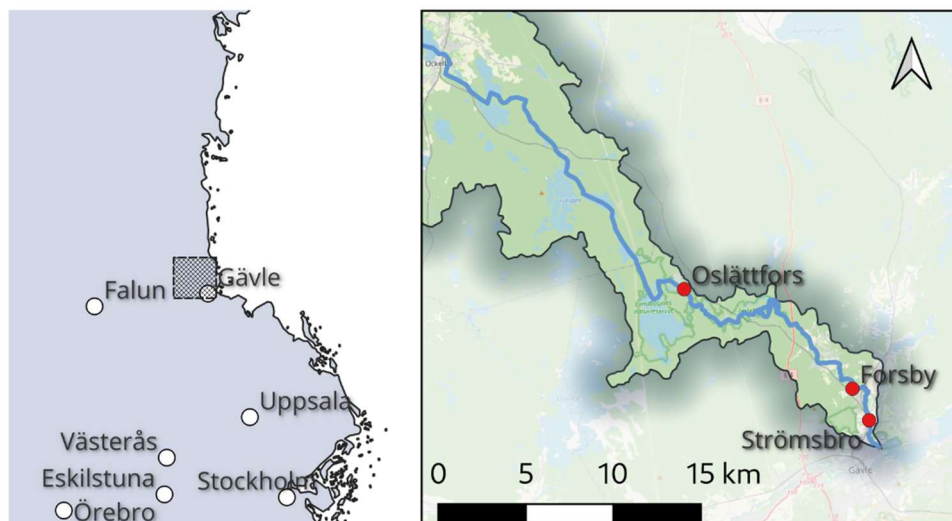
Testeboåns laxfiskbestånd har övervakats under drygt tre decennier genom elfiske av yngre livsstadier och räkning av uppvandrande lekfisk. Under senare år har datainsamlingen intensifierats och inkluderar, utöver elfiske, numera även årlig räkning av utvandrande smolt samt en mer heltäckande räkning av återvändande lekfisk. Testeboån klassificerades som vildlaxvattendrag så sent som 2013, och inkluderas sedan några år i EU:s datainsamlingsprogram (DCF).

Det finns behov av att sammanställa data som samlats in i Testeboån under framförallt senare år i syfte att utvärdera det nuvarande datainsamlingsprogrammet samt möjliggöra intressanta analyser av åns laxfiskbestånd. Någon sådan mer heltäckande sammanställning har tidigare inte genomförts (men se Karlsson m.fl. 2006, Engman m.fl. 2011, ICES 2013).

I denna rapport presenteras information om laxfiskbeståndens utveckling i Testeboån, bedömningar av nuvarande beståndsstatus samt analyser av vattenkraftens påverkan på laxens och öringens möjligheter till upp- och nedströmsvandring i ån. Vidare diskuteras bl.a. exploateringen av åns laxbestånd i fisket längs kusten. Rapporten fokuserar främst på nuvarande situation baserat på data från perioden 2016-2021, men vissa tillbakablickar görs för att t.ex. illustrera beståndsutvecklingen över en längre tidsperiod.

## 2 Bakgrund

Testeboån är ett litet vattendrag (medelvattenföring ca 12 m<sup>3</sup>/sek) med ett avrinningsområde på drygt 1 100 km<sup>2</sup> (figur 1). Testeboån får sitt namn där Bresiljeån and Kölsjöån rinner samman. Åns totala längd är 113 km varav 21 km idag är tillgängliga för lax och havsöring. Det finns flera vandringshinder i form av kraftverk och dammar. Det första kraftverket ligger i Strömsbro ca 2 km från mynningen och här finns en fiskväg som möjliggör passage för flera fiskarter. Tidigare fanns nästa kraftverk i Forsby, ca 5 km från mynningen, men detta revs 2005. Idag når vandrande fisk till Oslättfors kraftverk ca 21 km från mynningen, där en dåligt fungerande fiskväg i princip omöjliggör vidare vandring upp i vattensystemet.



*Figur 1. Del av Testeboåns avrinningsområde. Havsvandrande fisk når idag upp till Oslättfors (ca 21 km från mynningen) där en dåligt fungerande fiskväg i princip omöjliggör vandring vidare upp i vattensystemet. Från havet sett ligger det första kraftverket i Strömsbro ca 2 km från åns mynning. Kraftverket i Forsby revs 2005. Datakällor: © OpenStreetMap contributors, SMHI, EU.*

Testeboån har exploaterats under mycket lång tid – i början främst för bearbetning av järn och senare för produktion av el i flera vattenkraftverk. Vid Oslättfors bruk anlades den första stångjärnshammaren vid Lundbosjöns utlopp 1697. Som mest var fem stångjärnshammare i drift i Oslättfors under mitten av 1800-talet. Vattenkraften drev även en kvarn i Oslättfors. Nuvarande vattenkraftverk i Oslättfors byggdes 1960 (Länsstyrelsen Gävleborg 2018). Vattendraget har även använts för att transportera timmer, och stora delar av vattendraget var tidigare påverkade av flottledsrensning. Restaureringsprojekt, främst nedströms Oslättfors, pågår dock kontinuerligt och stora delar av de tidigare påverkade områdena är idag delvis återställda även om det föreligger behov av ytterligare restaureringar.

Trots påtaglig mänsklig påverkan under lång tid fanns det ursprungliga laxbeståndet i Testeboån kvar, om än i låg numerär, ända fram till 1960-talet då det förmodligen helt slogs ut som ett resultat av intensifierad drift av kraftverken. Den havsvandrande öringen har dock sannolikt hela tiden funnits kvar i låg numerär. På 1990-talet togs beslut på nationell nivå om att försöka återintroducera laxen i Testeboån genom utsättningar av lax från närliggande Dalälven. I samband med att Östersjökommissionen 1997 beslutade om en aktionsplan för Östersjöloxen – *Salmon Action Plan* – utsågs även Testeboån till potentiellt laxvattendrag som bedömdes kunna hysa ett självreproducerande vildlaxbestånd förutsatt att vandringsmöjligheterna och lek- och uppväxtområdenas kvalitet förbättrades. För mer bakgrundsinformation om Testeboån och åns fiskbestånd, se Karlsson m.fl. (2006).

Möjligheterna för fisken att vandra i Testeboån har varierat mellan år, främst beroende på årliga fluktuationer i åns vattenföring men också beroende på variation i driften av Strömsbro kraftverk. Vissa år har kraftverket i Strömsbro helt eller delvis stoppats under fiskvandringen. Sedan år 2018 finns ett föreläggande om att kraftverket skall stå still ett dygn per vecka från 1 juli till 15 oktober i syfte att underlätta för stigande lax och öring att hitta upp till lekområdena högre upp i systemet. 2014 byggdes en avledare vid intagskanalen till kraftverket i Strömsbro i syfte att hindra utvandrande smolt och kelt från att hamna i turbinerna (figur 2). Funktionen är dock oklar, då laxsmolt observerats kunna passera gallret i avledaren (se avsnitt 5.3).

År 2013 utvärderade ICES återetableringsprojektet i Testeboån (ICES 2013). Utvärderingen visade att laxbeståndet hade varit svagt men relativt stabilt under de två laxgenerationer som förflutit sedan utsättningarna upphörde 2006. ICES slutsats var att beståndet kunde betecknas som självreproducerande, vilket resulterade i att ån uppgraderades till vildlaxvattendrag. År 2017 utsågs Testeboån även till s.k. indexvattendrag för lax i denna del av Östersjön (se nedan).



Figur 2. Dammen uppströms Strömsbro kraftverk i Testeboån. År 2014 färdigställdes en avledare i syfte att hindra passerande smolt och kelt från att hamna i intagskanalen till kraftverket. Funktionen på denna avledare är dock oklar då smolt observerats kunna ta sig genom avledarens fingaller och in i kraftverket. Vid märkningsförsöken 2016 och 2017 kunde smolten vandra ut endast via fiskräknaren (1), smoltfällan (2) eller genom avledaren och via kraftverket (3). Under år då vattenföringen under smoltutvandringen överskrider ca  $10,5 \text{ m}^3/\text{s}$  går även en del av vattnet (och smolten) över dammen (4). Se text för detaljer. Foto: Fiskevårdsteknik AB.

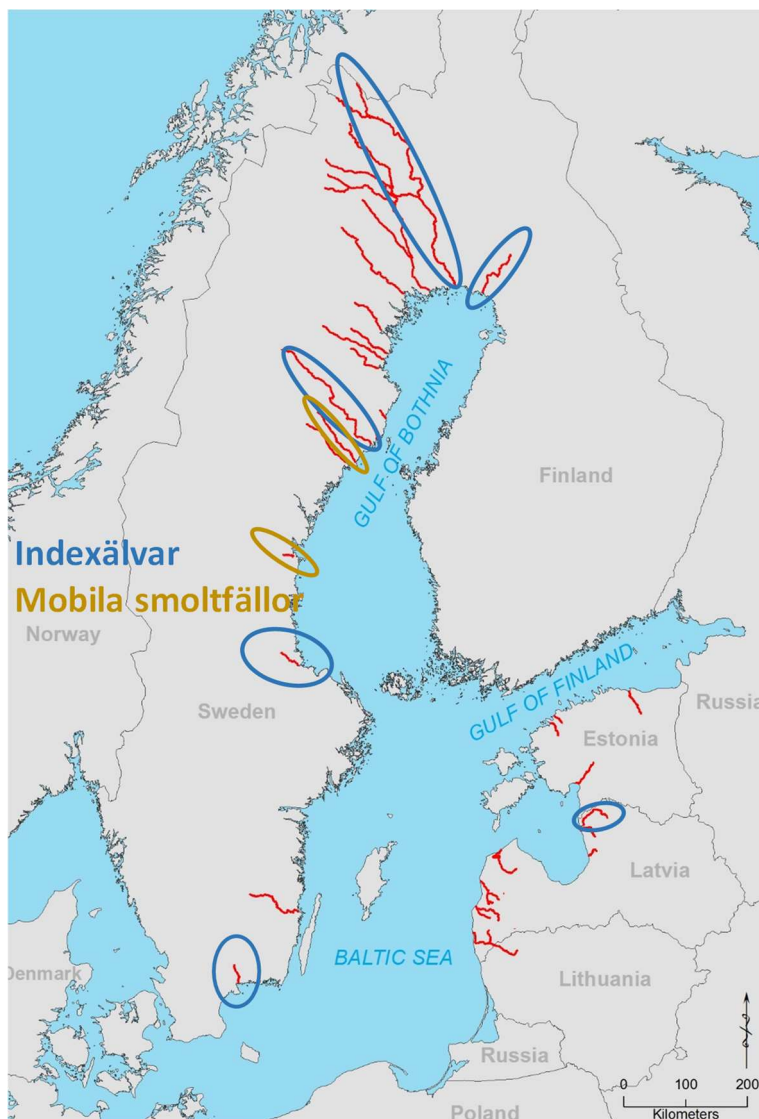
## 3 Datainsamling och beståndsanalys – en överblick

### 3.1 Datainsamlingen i Östersjöns vildlaxvattendrag

Övervakningen av laxbestånden i Östersjön finansieras inom EU:s datainsamlingsprogram (*Data Collection Framework*, DCF), med varierande stöd även från nationella finansiärer. Övervakningen omfattar främst de vilda laxbestånden även om viss information från odlade bestånd samlas in, som t.ex. utsättningsmängder av odlad smolt och M74-statistik.

Inom det svenska övervakningsprogrammet för östersjöfax inom DCF samlas stora mängder data/information in årligen, som ligger till grund för bl.a. beståndsanalyser och biologisk rådgivning. Samtliga vildlaxvattendrag i Östersjön (totalt 27 st varav 16 i Sverige) elfiskas årligen för övervakning av tätheter av laxungar, förutom Piteälven som är svår att elfiska. Antalet elfiskelokaler varierar i relation till vattendragens storlek (10 till 80 lokaler per vattendrag i Bottniska viken). I sex s.k. indexälvar (figur 3) räknas varje år mängden utvandrande smolt samt antalet vuxna laxar som återvänder för lek. Sverige ansvarar för datainsamlingen i tre av dessa indexvattendrag; Vindelälven, Testeboån och Mörrumsån. Smolträkning sker även i två ytterligare vattendrag vilka varierar över tid. Utöver indexälvarna sker räkning av återvändande lekfisk även i Kalixälven, Piteälven, Byskeälven, Rickleån och Lögdeälven men av olika skäl ingår hittills endast data från två av dessa (Kalixälven och Piteälven) i ICES beståndsanalyser.

Utöver ovanstående övervakning av laxbestånden samlas det årligen in fångststatistik från yrkes- och fritidsfiske i hav och älv, data på antalet utsatta odlade smolt, information om dödlighet i laxsjukdomen M74, samt ytvattentemperaturer under vinterhalvåret i södra Östersjön. Insamlade data används som ingångsdata i ICES beståndsmodell, vilken uppdateras varje år.



Figur 3. Datainsamling i vildlaxvattendrag i Östersjön. I samtliga vildlaxvattendrag runt Östersjön (utom Piteälven) används elfiske årligen för att skatta tätheter av laxungar. I indexvattendragen räknas dessutom utvandrande smolt samt återvändande lekfisk. Smolträkning sker även i ytterligare två svenska vattendrag som varierar mellan år (2022 planeras räkning ske i Öreälven och Ljungan).

### 3.2 Beståndsanalys och biologisk rådgivning

De biologiska och fiskerelaterade uppgifter som samlas in årligen utgör, tillsammans med motsvarande information från övriga länder kring Östersjön, ingångsdata för modellbaserade analyser som genomförs av ICES arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (WGBAST). Gruppen består av ett 30-tal experter från samtliga nio Östersjöländer. Utöver sammanställningar och analyser, tar gruppen fram årliga underlag i form av statusbedömningar och framtidsprognoser för Östersjöns laxbestånd som används när ICES formulerar råd till EU avseende fiskemöjligheter. För havsöringen finns idag inte möjlighet att skatta status på vattendragsnivå. Istället utvärderar ICES status (baserat på endast elfiskedata) på

områdesnivå motsvarande ICES delområden. Data och resultat från WGBAST används även för rådgivning och beslutsunderlag på nationell nivå (se t.ex. Dannewitz m.fl. 2020a).

### 3.2.1 Beståndsmodell för östersjölax

Nedan följer en kortfattad beskrivning av hur data analyseras och används inom ICES/WGBAST. För en mer komplett beskrivning av modellen med referenser hänvisas till ICES (2021) med tillhörande ”Stock annex”.

Elfisketätheter används tillsammans med smolträkningsresultat och annan älvspecifik information (t.ex. area för tillgängliga uppväxtområden) för att beräkna årlig smoltutvandring i samtliga vildlaxvattendrag. Dessa resultat används sedan tillsammans med tidsserier för bl.a. fiskestatistik, utsättningsmängder, antalet vuxna laxar räknade i vissa älvar, märkningsdata samt ”expertbedömningar” av t.ex. orapporterat fiske (där data per definition saknas) i en större livshistoriemodell. Lite förenklat används denna livshistoriemodell för att (1) beräkna hur mycket vild och odlad smolt som lämnat älvarna olika år, samt (2) hur stor andel av denna lax som överlevt den s.k. postsmolt-fasen och nått fångstbar storlek. Vidare beräknas (3) hur stor andel av det fiskbara beståndet som dör p.g.a. yrkes- och fritidsfiske till havs, längs kusterna och i älvarna, (4) hur stor naturlig dödlighet (vilket inkluderar t.ex. predation från säl) för vuxen lax som ägt rum parallellt med fisket, samt (5) hur stora mängder ägg som slutligen producerats av den lax som överlevt fram till leken. Baserat på relationen mellan mängden deponerade ägg olika år och antalet smolt (några år senare) beräknas slutligen (6) älvspecifika rekryteringsfunktioner som ligger till grund för ICES årliga statusbedömningar (se nedan).

### 3.2.2 Utvärdering av laxbeståndens status

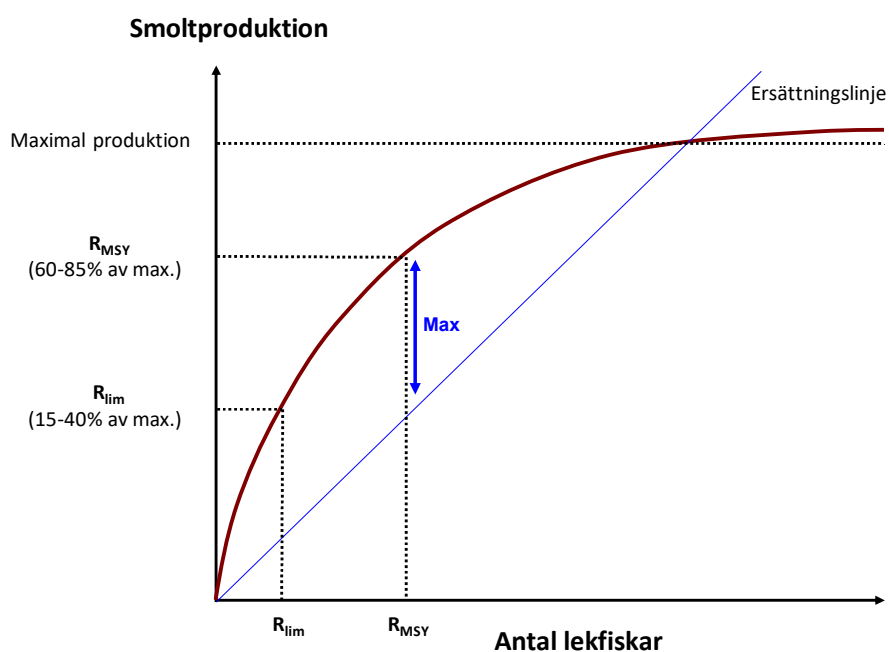
Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik (*Common Fisheries Policy* - CFP) har medlemsländerna bestämt att kommersiellt exploaterade fiskbestånd i havet ska förvaltas enligt principen om MSY (*Maximum Sustainable Yield*). MSY definieras som den beståndsstorlek där det möjliga fiskeuttaget är som störst, och där ett hållbart fiske kan ske utan att beståndets storlek (numerärt) långsiktigt minskar. Eftersom Östersjölaxen exploateras kommersiellt i havet, och fisket dessutom regleras via en internationell kvot (TAC), gäller således MSY som förvaltningsmål för laxbestånden i Östersjön. Laxbeståndens status samt möjligt fiskeuttag utvärderas i förhållande till detta mål. Från 2021 utvärderar ICES status i förhållande till beståndsspecifika MSY-nivåer (tidigare användes en gemensam nivå för samtliga bestånd).

Figur 4 illustrerar MSY-principen och uppsatta förvaltningsmål med hjälp av en rekryteringsfunktion för ett typiskt laxbestånd. Rekryteringsfunktionens form beräknas baserat på längre dataserier över mängden uppstigande lax/antal deponerade romkorn och antalet utvandrande smolt (se ovan), och styrs således av förhållandena i vattendraget under den tidsperiod då dessa data samlats in. Detta innebär t.ex. att lämpliga lek- och uppväxtområden som ligger uppströms idag



definitiva vandringshinder, och som skulle kunna tillgängliggöras genom att fiskvägar anläggs, inte räknas med då beståndens nuvarande produktionspotential och MSY-nivå skattas. På samma sätt utgår ICES i sina analyser från nuvarande förhållanden i de laxförande delarna av vattendragen, även om det i vissa vattendrag finns problem orsakade av kraftverk och dammar som negativt påverkar laxens upp- och nedströmsvandring samt behov av habitatåterställning.

Ett vattendrags potential motsvarar således den förväntade smoltproduktionen i en situation där inget fiske sker i älv och hav men där övriga förhållanden (t.ex. tillgängliga arealer och vandringsmöjligheter) hålls oförändrade jämfört med dagens situation. ICES beståndsmodell är tänkt att användas främst vid utvärderingar av fiskets påverkan på beståndens status och utveckling. För att utvärdera effekter av andra faktorer, som t.ex. vattenkraftverk, på laxbestånden är ICES modell dock mindre lämplig. För sådana syften behövs kompletterande analyser, t.ex. med hjälp av den modell för utvärdering av fiskvägars betydelse för fiskbestånden som utvecklats vid SLU i Umeå (Leonardsson & Nilsson 2021).



Figur 4. Exempel på rekryteringsfunktion hos lax som beskriver sambandet mellan antalet lekfiskar och den resulterande smoltproduktionen. Ersättningslinjen illustrerar den mängd smolt för olika antal lekfiskar som teoretiskt behöver produceras för att beståndet varken ska minska eller öka över tid. Den maximala produktionspotentialen definieras som skärningspunkten mellan ersättningslinjen och rekryteringsfunktionen, medan MSY definieras som den nivå där produktionsöverskottet (avståndet mellan ersättningslinjen och kurvan), och därmed det möjliga fiskeuttaget, är som störst ( $R_{MSY}$  i figuren). I figuren anges även delmålet  $R_{lim}$ , som definieras som den smoltproduktionsnivå från vilket ett bestånd förväntas nå  $R_{MSY}$  inom en laxgeneration (6-7 år) om allt fiske i hav och älv upphör. Målnivåerna varierar mellan vattendrag beroende på att rekryteringsfunktionen ser olika ut (inlagda intervall i figuren motsvarar den variation som observerats mellan vattendrag med vildlaxbestånd i Östersjön).

Hittills omfattar ICES livshistoriemodell endast vilda laxvattendrag i Sverige och Finland, medan laxvattendragen i Finska viken och Baltikum hanteras på ett mer förenklat vis. Vild och odlad lax från vattendrag i Finska viken antas i hög grad stanna kvar och fiskas i denna del av Östersjön, och dessa bestånd är därför inte inkluderade. En separat modell för laxen i Finska viken är under utveckling.

### 3.2.3 ICES rådgivning

Baserat på de senaste resultaten från livshistoriemodellen samt en antagen framtida utveckling för viktiga parametrar (t.ex. M74 och postsmoltödlighet), utvärderar WGBAST via s.k. ”fiskescenarier” hur olika mängd yrkesfiske under nästkommande kalenderår (för vilket en fiskekvot skall beslutas) förväntas påverka de vilda laxbeståndens utveckling och framtida status. Baserat på dessa framtidsprognoser beslutas därefter centralt inom ICES vilket biologiskt råd som skall ges till EU inför de kommande kvotförhandlingarna. Slutligen är det ländernas fiskeministrar som vid ett årligt möte avgör storleken på nästkommande års fiskekvoter för lax och andra kommersiellt fiskade arter.

Den på EU-nivå beslutade laxfiskekvoten för Östersjön delas upp mellan medlemsländerna enligt en politiskt överenskommen fördelningsnyckel (”relativa stabiliteten”). De nationella kvoterna hanteras sedan av varje enskilt medlemsland. Inom den svenska laxförvaltningen har t.ex. Havs- och vattenmyndigheten (HaV) valt att fasa ut svenskt laxfiske i södra Östersjön och istället fördelat den svenska kvoten mellan olika kustområden i syfte att bl.a. rikta exploateringen mer mot odlad lax och för att minska fiske på svaga vildlaxbestånd. HaV har nyligen startat en översyn av laxfiskereglerna längs både kusten och i älvarna med målet att vidareutveckla förvaltningen ytterligare i syfte att göra den mer beståndsbaserad (se Kagervall m.fl. (2020) och Dannewitz m.fl. (2020a,b) för biologiska underlag framtagna inför denna översyn).

## 4 Datainsamling i Testeboån

Arbetet med att samla in data samt genomföra naturvårdande insatser i Testeboån sker i bred samverkan mellan Länsstyrelsen, Testeboåns fiskevårdsområdesförening, Gävle kommun, Sportfiskarna, Nilsson kraft och SLU. Arbetet stöts dessutom av ett stort antal företag och privatpersoner. Som nämns ovan ingår sedan några år tillbaka en stor del av datainsamlingen i Testeboån i DCF. Den EU-finansierade datainsamlingen omfattar idag årliga elfisken på 11 lokaler samt smolträkning, medan räkning av vuxen fisk sker med Vaki-räknare som finansieras av Gävle kommun och sköts av Fiskevårdsteknik AB. I fiskvägen i Strömsbro, där fiskräknaren är placerad, finns även en PIT (*Passive Integrated Transponder*)-antenn installerad. Antennen möjliggör automatisk registrering av fisk märkt med s.k. PIT-tag som passerar både upp- och nedströms. I avsnitt 4.1- 4.4 nedan följer korta beskrivningar av utsättningshistoriken i Testeboån samt datainsamlingens olika delar och hur dessa har förändrats och utvecklats, medan data och resultat presenteras i avsnitt 5.

## 4.1 Utsättningar

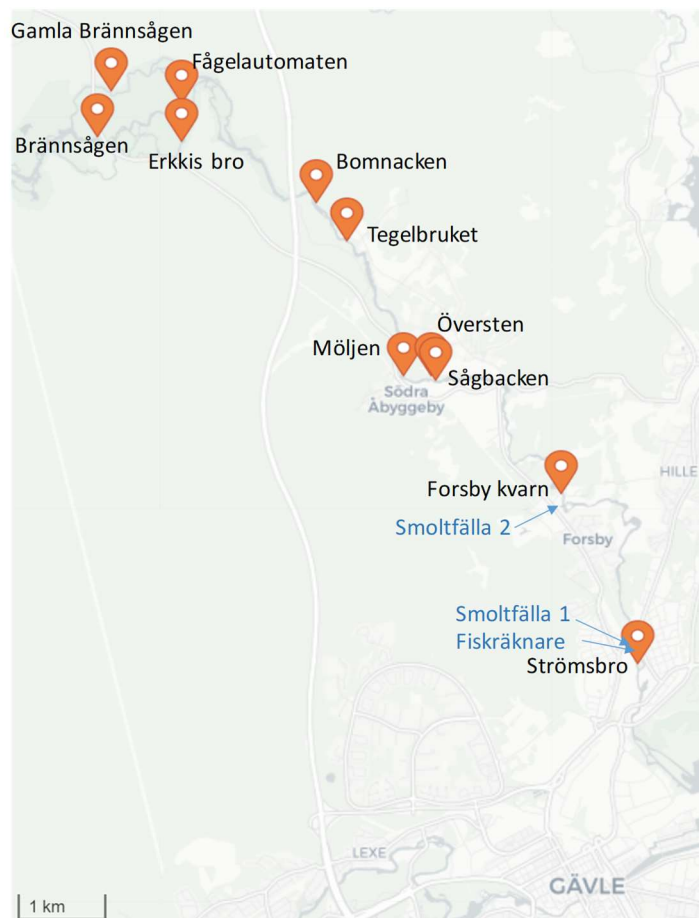
Ögonpunktad rom av havsöring började sättas ut i Testeboån redan i mitten av 1980-talet. Utsättningar av ögonpunktad laxrom började sättas ut i början av 1990-talet i syfte att återintroducera arten i ån (tabell 1). I början av 2000-talet övergick man till att sätta ut främst matningsfärdiga yngel. All lax och öring som satts ut i Testeboån har genetiskt härstammat från den närbelägna Dalälven. De sista utsättningarna av lax och havsöring skedde 2006 respektive 2007, varefter åns laxfiskbestånd endast upprätthållits genom naturlig reproduktion.

*Tabell 1. Utsättningsmängder (antal) av lax i Testeboån under åren 1991-2006. All utsatt fisk härstammade från den närbelägna Dalälven. I kolumnen "smoltequivivalenter" anges en grov uppskattning av hur många smolt utsättningarna av yngre livsstadier motsvarar (antaget 0,8%, 1% samt 1,1% överlevnad till smolt från nybefruktad rom, ögonpunktad rom respektive matningsfärdigt yngel).*

År	Nybefruktad rom	Ögonpunktad rom	Matningsfärdigt yngel	Smolt-equivivalenter
1991		40 000		400
1992				
1993				
1994		10 000		100
1995		25 000		250
1996		125 000		1250
1997		285 000		2850
1998		540 000		5400
1999		505 000		5050
2000	10 000			80
2001		180 000	216 000	4176
2002		27 000	350 000	4120
2003			175 000	1925
2004			150 000	1650
2005			150 000	1650
2006			150 000	1650

## 4.2 Elfiske

Sporadiska elfisken i Testeboån har genomförts sedan slutet av 1980-talet. Elfiske i mer samordnad form har bedrivits i ån sedan år 2000. Initialt fiskades 10 lokaler årligen i syfte att övervaka och utvärdera de utsättningar som gjordes inom SAP för att återintroducera lax i vattendraget (dock med bortfall av enstaka lokaler under vissa år p.g.a. högt vattenflöde). En ny lokal lades till 2008, och från 2022 utökas antalet med ytterligare 2-3 lokaler. Figur 5 illustrerar hur de nuvarande 11 elfiskelokalerna är fördelade i ån.



Figur 5. Karta över Testeboån, som inkluderar större delen av de områden som idag är tillgängliga för havsvandrande lax och öring. I figuren är de 11 elfiskelokalerna utmärkta med namn. I figuren anges även de två lokaler som använts vid smoltträkning. Smoltfälla 1 (Wolf-typ) i Strömsbro användes för räkning av smolt under åren 2015-2017 (fångst-återfångstförsök endast 2016-2017), medan smoltfälla 2 (smolthjul) i Forsby användes för räkning av smolt under åren 2014-2015 samt 2018-2021. Se text för detaljer.

### 4.3 Smoltträkning

Utvandrande smolt räknades för första gången 2006 (Karlsson m.fl. 2006) då utvandringen uppskattades till 2482 laxsmolt (95% konfidensintervall: 1372-3595) och 440 öringsmolt (95% konfidensintervall: 158-722). Då pågick fortfarande utsättningar av unga stadier av både lax och öring. Sedan 2014 har smoltutvandringen skattats årligen med fångst-återfångstförsök vid två platser och med två olika typer av fällor. Metoden bygger på att smolt som fångas i fällan märks och återutsätts en bit uppströms fällan. Genom att registrera hur stor andel av den märkta smolten som återfångas kan fällans fångsteffektivitet skattas. Baserat på fällans fångsteffektivitet och det totala antalet smolt som fångas kan sedan den totala smoltutvandringen beräknas med osäkerhetsintervall.

Under åren 2014-2015 samt 2018-2021 användes ett smolthjul i Forsby, och 2016-2017 en Wolffälla i Strömsbro, för att fånga och märka smolt (figur 6, se figur 5 för

information om var dessa lokaler är belägna). Mer än 95% av laxens och öringens lek- och uppväxtområden bedöms ligga uppströms de båda lokaler som använts för smolträkning under åren 2014-2021.



Figur 6. Smoltfällor som använts i Testeboån under åren 2014-2021. Den övre bilden visar smolthjulet i Forsby och de två nedre visar Wolf-fällan vid dammen i Strömsbro. De röda pilarna i den nedersta bilden visar hur smolten fångas upp i fällan och förs via en tvärgående passage till en sump (till höger) som vittjas dagligen.

#### 4.4 Räkning av vuxen fisk

Räkning av uppvandrande lax och öring i Testeboån har skett sedan mitten av 1980-talet. Fram till 2013 användes olika typer av fällor för manuell kontroll (där fisken infångas, registreras och sedan släpps vidare). Första åren skedde kontrollen med hjälp av en fälla vid dammen i Strömsbro, därefter under några år i en fälla vid kraftverket i Forsby och sedan mitten av nittiotalet återigen vid Strömsbro i en då nybyggd fälla placerad i fiskvägen vid den västra sidan av dammen. Byggnationen av avledaren för smolt och kelt i Strömsbro påbörjades 2014. Under detta arbete tömdes dammen periodvis vilket gjorde fällan obrukbar då fisk kunde passera fritt förbi området.

I samband med bygget av avledaren anlades en ny fiskväg vid dammens östra sida närmast intagskanalen till kraftverket. I anslutning till denna fiskväg byggdes en Wolffälla för räkning av utvandrande smolt (se ovan). En fiskräknare (modell Vaki) med kamera och PIT-antenn installerades i fiskvägen. Fiskräknaren kom på plats först i augusti 2015, då en stor andel av den uppvandrande lekfisken redan hunnit passera. Således finns inga tillförlitliga uppgifter om mängden lekfisk som passerade förbi Strömsbro och upp i Testeboån under 2014 och 2015.

### 5 Beståndens utveckling och status i Testeboån

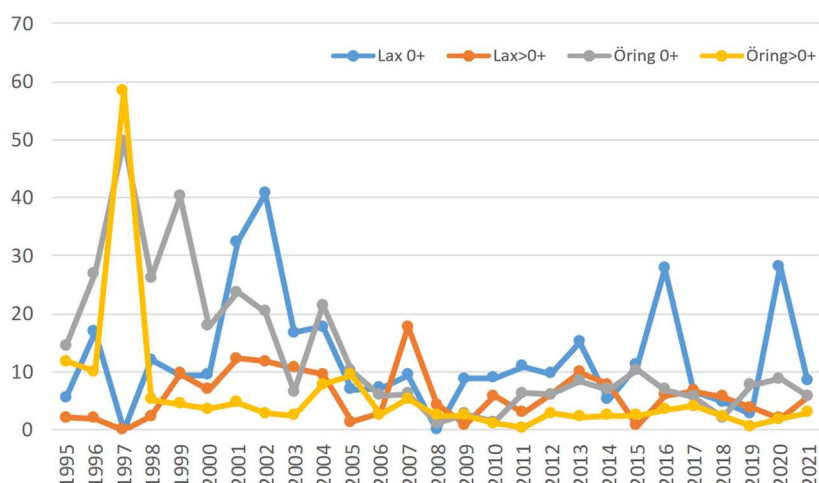
#### 5.1 Lax- och öringbeståndens utveckling

##### 5.1.1 *Elfiske*

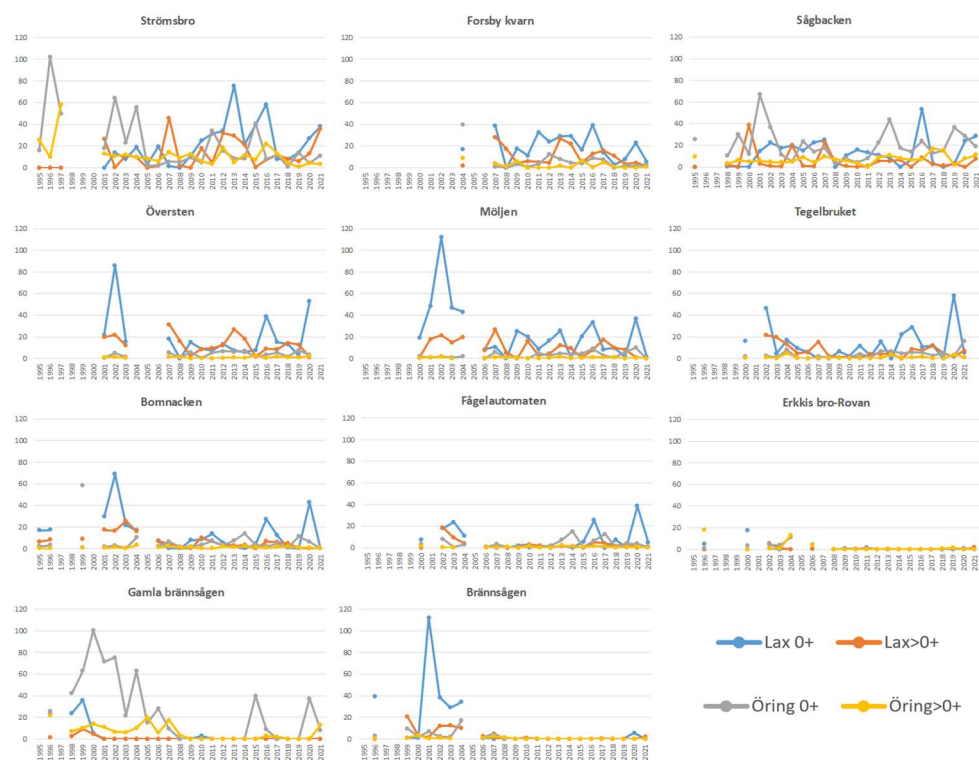
Under perioden då utsättningarna av laxrom och -yngel var som störst (1998-2002, se tabell 1) var tätheterna av laxungar på många lokaler, och i genomsnitt, relativt höga (figur 7), för att sedan minska något då utsättningarna minskade och slutligen upphörde (sista utsättning år 2006). Tätheterna av laxungar har varierat kraftigt under senare år, sannolikt som ett resultat av stor mellanårsvariation i hur mycket lekfisk som lyckats ta sig upp till åns lekområden; de höga tätheterna av 0+ lax under 2020 stämmer väl överens med ett stort uppsteg av lekfisk 2019 (se nedan). De höga tätheterna av 0+ lax 2016 beror sannolikt på att mycket lax vandrade upp även 2015, men p.g.a. sen installation av fiskräknaren vid dammen i Strömsbro finns inga tillförlitliga data på uppsteget detta år (se avsnitt 4.4). Dock lämnade många lax- och öringkelt ån under våren 2016, vilket pekar på en relativt stor uppvandring av lekfisk under 2015.

Tätheterna av öringungar har också varierat under senare år (figur 7), men inte i samma omfattning som för laxen. Under slutet av 1990-talet var dock tätheterna av öring höga, sannolikt främst som ett resultat av att stora mängder yngre livsstadier av öring sattes ut under perioden 1993-1999. Därefter minskade utsättningarna av öring fram till de sista utsättningarna år 2007.

## Testeboåns bestånd av lax och havsöring



Figur 7. Medeltätheter av lax- och öringungar i Testeboån under åren 1995-2021. De årliga medelvärdena är baserade på ett varierande antal elfiskelokaler. Från 2008 fiskas årligen 11 lokaler. Tätheterna för 2021 är preliminära och sannolikt grovt underskattade då vattenflödet i ån var ovanligt högt under perioden då elfisket bedrevs, med undantag för två lokaler som fiskades innan flödet ökade (se figur 8). Notera att utsättning av yngel och befruktad rom genomfördes vid upprepade tillfällen t.o.m. 2006 (lax) respektive 2007 (öring).



Figur 8. Tätheter av lax- och öringungar på 11 enskilda lokaler i Testeboån under åren 1995-2021. Lokalerna är sorterade efter avstånd från havet, där Strömsbro ligger närmast åns mynning och Brännsågen längst ifrån. Tätheterna för 2021 är preliminära och sannolikt grovt underskattade p.g.a. högt flöde för alla lokaler utom Strömsbro och Sägbacken, som elfiskades innan vattenflödet ökade.

Figur 8 presenterar data för enskilda elfiskelokaler. Under perioden då utsättningar skedde längs åns hela sträckning (fram till 2006 för lax och 2007 för öring) observerades ungar i varierande omfattning på alla lokaler. Efter att utsättningarna upphörde minskade dock förekomsten av ungar på de översta lokalerna närmast Oslättfors (se figur 5 för placering av elfiskelokaler). Således nyttjas idag inte vattendragets fulla potential m.a.p. tillgängliga arealer lek- och uppväxtområden. Om/när bestånden återhämtar sig kommer sannolikt de övre delarna av ån att användas i högre utsträckning än idag av uppvandrande lekfisk.

### 5.1.2 Smolträkning

Tabell 2 presenterar skattningar av produktionen av lax- och öringsmolt i Testeboån under åren 2014-2021, undantaget 2018 då högt flöde omöjliggjorde drift av fällan samt 2019 då fällans fångsteffektivitet var för låg. Smoltproduktionen har under dessa år varierat påtagligt för båda arterna utan någon tydlig trend. Viktigt att notera är att skattningarna omfattar antalet smolt som produceras uppströms Strömsbro. Storleken på lek- och uppväxtområdet nedströms Strömsbro är litet (<5% av åns totala produktionsareal), dock med tätheter av lax som varit relativt höga under senare år (se lokal Strömsbro i figur 8). Placeringen av smoltfällorna i Strömsbro och Forsby innebär vidare att skattningarna motsvarar antalet smolt innan dödlighet vid eventuell passage av kraftverkets turbiner (se avsnitt 5.3.2).

Tabell 2. Resultat från fångst-återfångstförsök på utvandrande smolt i Testeboån. I tabellen presenteras skattningar (median) av smoltutvandringen med 95% konfidensintervall (PI) för lax och öring.

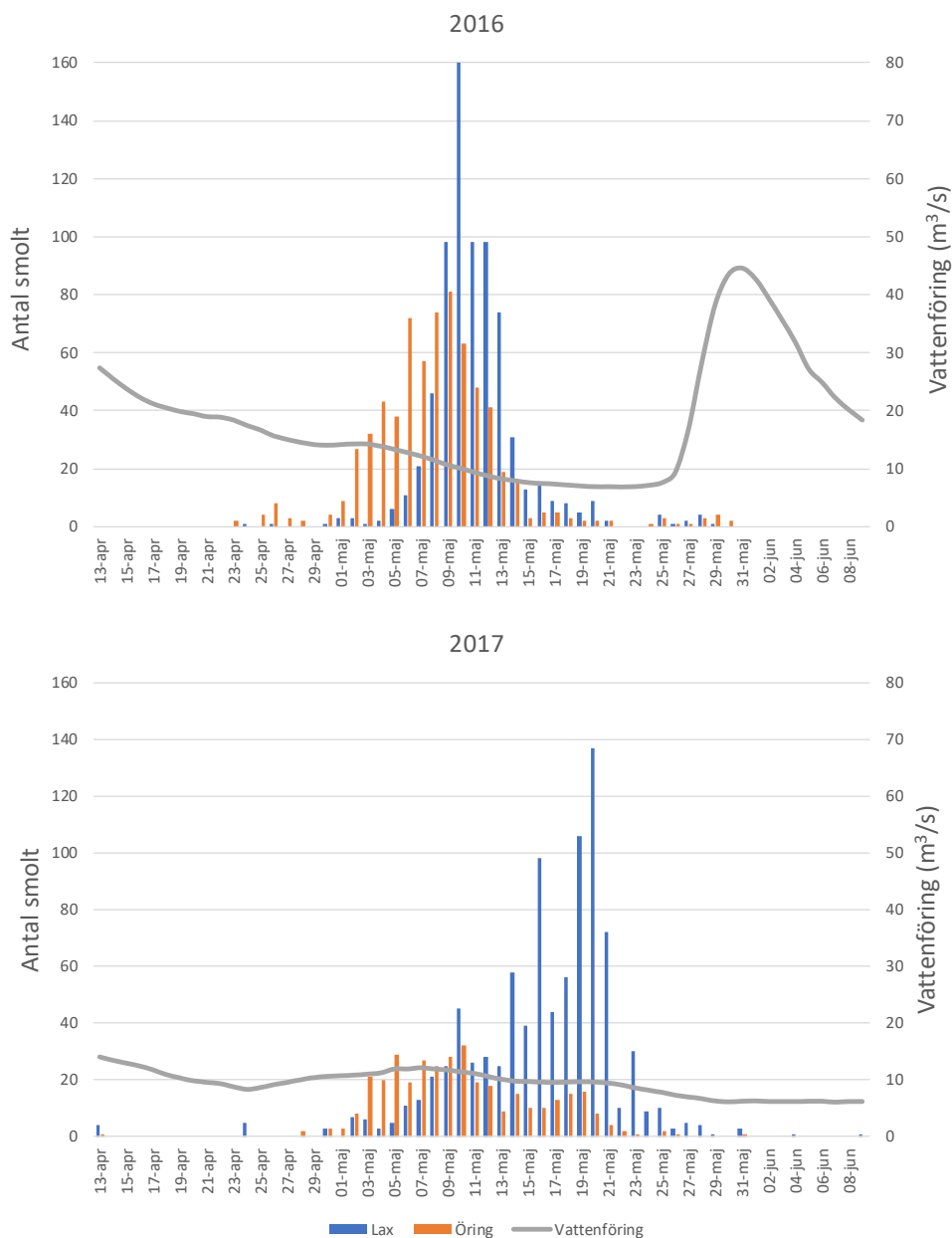
År	Plats/typ av fälla	Lax (median)	Lax (95% PI)	Öring (median)	Öring (95% PI)
2014	Forsby/smolthjul	4335 <sup>1)</sup>	2736-8228	315 <sup>2)</sup>	40-590
2015	Forsby/smolthjul	2068 <sup>1)</sup>	1166-4224	406 <sup>2)</sup>	0-865
2016	Strömsbro/Wolf-fälla	2055 <sup>1)</sup>	1669-2777	1482 <sup>1)</sup>	1248-2032
2017	Strömsbro/Wolf-fälla	3247 <sup>1)</sup>	2564-4839	840 <sup>1)</sup>	666-1175
2018	Forsby/smolthjul	Skattning ej möjlig p.g.a. högt flöde			
2019	Forsby/smolthjul	Skattning ej möjlig p.g.a. låg fångsteffektivitet			
2020	Forsby/smolthjul	2560 <sup>1)</sup>	1307-7164	190 <sup>1)</sup>	150-443
2021	Forsby/smolthjul	1155 <sup>1)</sup>	575-2634	500 <sup>1)</sup>	242-1156
Medel 2014-2021		2570		622	

<sup>1)</sup> Dygnsbaserad Bayesisk skattning (Mäntyniemi & Romakkaniemi 2002) <sup>2)</sup> Skattning enligt Petersen-metoden (Krebs & Charles 2009)

De båda arternas vandringstid framgår i figur 9, som presenterar data från smolträkningarna 2016 och 2017. Öringsmolten vandrar något tidigare än laxsmolten, med start i slutet av april/början av maj. Laxsmoltens vandring kulminerar i mitten av maj. Vid månadsskiftet maj/juni är ofta smoltutvandringen i Testeboån över, undantaget enstaka smolt som kan passera senare i juni. Figur 10 illustrerar längdfördelningen hos lax- och öringsmolt under 2016 och 2017. Laxsmolten är generellt sett mindre än öringsmolten. Figur 11 visar resultat från

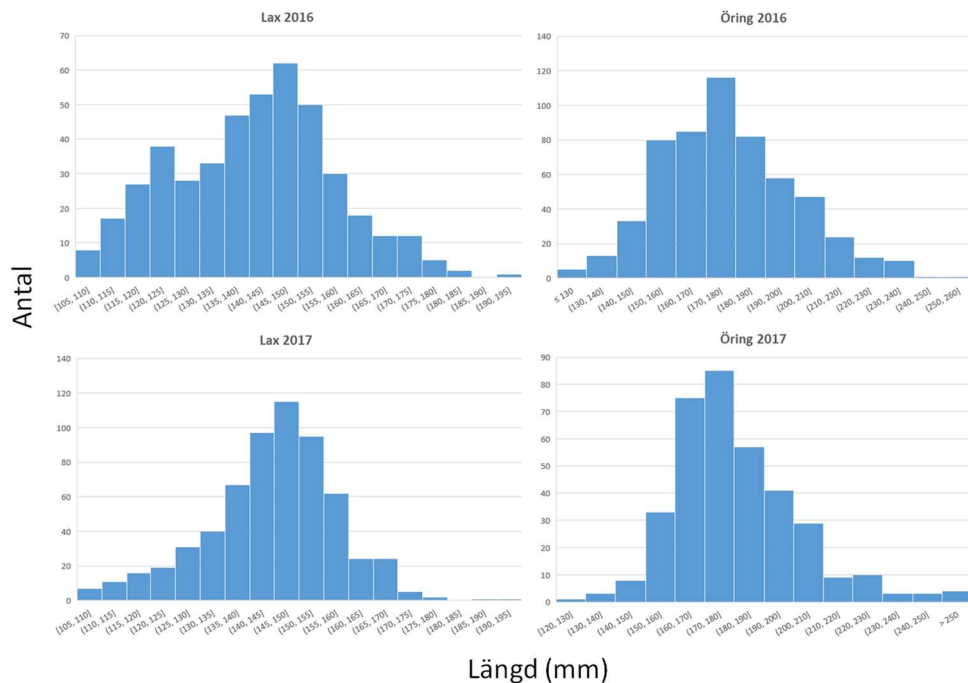


åldersbestämningar av lax- och öringsmolten från Testeboån, insamlade under ett antal år. Åldern på smolten varierar både inom och mellan år. Den absoluta majoriteten av laxsmolten är 2 år, men det förekommer både 1-årig och 3-årig smolt, och undantagsvis även 4-årig smolt. För öringen var dominansen av 2-årig smolt total under två av tre år, medan en påtaglig variation i smoltålder observerades under det tredje året.

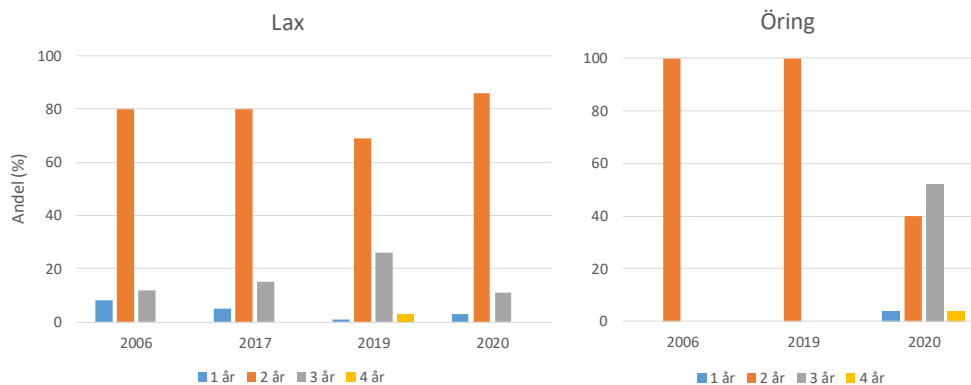


Figur 9. Antalet fångade lax- och öringsmolten i smoltfällan i Strömsbro under 2016 och 2017, samt vattenföringen i Testeboån (SMHI, station Konstvalsströmmen) under smoltutvandringen.

Testeboåns bestånd av lax och havsöring



Figur 10. Histogram som illustrerar längdfördelningen hos lax- och öringsmolt vid utvandringen 2016 och 2017. Laxsmoltens medellängd var 142 mm 2016 och 145 mm 2017, medan öringsmoltens medellängd var 178 mm 2016 och 183 mm 2017.

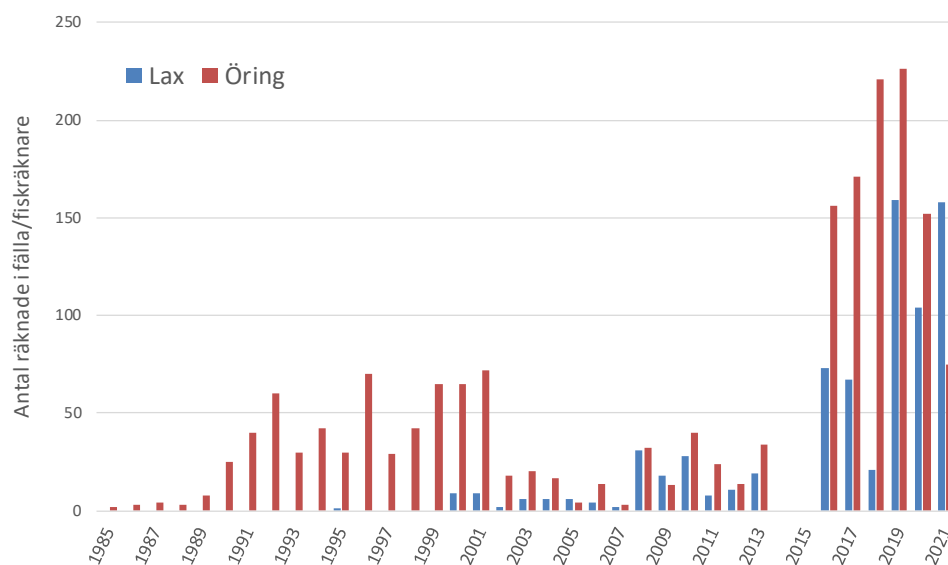


Figur 11. Ålder hos utvandrande lax- och öringsmolt i Testeboån baserat på läsning av fjällprov. Staplarna anger andelen 1, 2, 3 respektive 4 åriga smolt under utvandringen olika år. Dataunderlag lax: 2006 (n=25), 2017 (n=150), 2019 (n=68) och 2020 (n=100). Dataunderlag öring: 2006 (n=34), 2019 (n=9), 2020 (n=25). Smolt som vandrade ut under 2006 bestod av både vildfödda och tidigare utsatta individer, medan utvandringen 2017-2020 bestod av enbart vildfödda smolt.

### 5.1.3 Uppvandring av lekfisk

Övervakningen av uppvandrande lekfisk skedde genom manuell räkning fram till 2013 (se avsnitt 4.4). Under 2014 och 2015 kontrollerades inte uppvandringen p.g.a. byggarbeten i området i samband med att avledaren för smolt och kelt samt en ny fiskväg anlades. Från 2016 har uppsteget av lekfisk övervakats med Vaki-räknare i kombination med kamera. Fisk kan passera över dammen vid högre flöden utan att passera platsen för fiskräkning, vilket innebär att räknade antal utgör miniminivåer. Detta gällde framförallt under perioden fram till 2013, då fisken fångades och räknades med hjälp av manuella fällor placerade i Strömsbro och Forsby (se avsnitt 4.4). Vid anläggandet av den nya fiskvägen 2014 gjordes vissa justeringar av bottenstrukturen direkt nedströms dammen, i syfte minska möjligheterna för fisken att passera över dammen och därmed öka andelen som passerar genom räknaren. Vid flöden över ca 20 m<sup>3</sup>/s och med Strömsbro kraftverk i drift kan dock uppvandrande lekfisk fortfarande passera vid sidan om räknaren. Om kraftverket inte är i drift så räcker det med ca 10 m<sup>3</sup>/s för att fisk ska kunna passera vid sidan av fiskräknaren.

Figur 12 visar antalet räknade fiskar per år för perioden 1985-2021. Utsättningarnas inverkan på mängden återvandrande fisk syns tydligt, framförallt för öring. Yngre livsstadier av öring började sättas ut redan 1983 och utsättningarna kulminerade under perioden 1993-1999, vilket sannolikt är en viktig förklaring till den relativt stora återvandringen av öring åren omkring millennieskiftet.



Figur 12. Räkning av uppvandrande lekfisk i Testeboån. Fram till 2013 användes olika typer av fällor för manuell kontroll. Under 2014 och 2015 skedde ingen räkning p.g.a. arbeten i ån. Sedan 2016 sköts räkningen med Vaki-räknare i kombination med kamera. Räkningen omfattar en varierande del av den totala uppvandringen, då fisk vid högre vattenflöden kan passera bredvid räkningsstationerna (detta gäller framförallt perioden fram till 2013, men i viss mån även under senare år). Se text för detaljer.

Lax började sättas ut i större mängd först i slutet av 90-talet, vilket kan förklara laxens senare etablering i vattendraget. Under senare år (efter att Vaki-räknaren installerades i Strömsbro) har en större andel av den uppvandrande lekfisken räknats. Trots påtaglig mellanårsvariation kan möjligen en positiv trend för laxen skönjas under senare år, medan utvecklingen för åns havsöring är mer oklar. År 2021 dominerade lax i uppsteget för första gången sedan Vaki-räknaren började användas 2016.

Antalen återvändande vuxna havsöringar kan tyckas höga i förhållande till åns produktion av öringsmolt, vilket sannolikt beror på hög överlevnad under havsfasen (se resultat i avsnitt 5.3.2) i kombination med ett betydande inslag av flergångslekare bland den uppvandrande öringen (se nedan).

Registreringar av återvändande märkt fisk i PIT-antennen i fiskvägen vid Strömsbro ger bl.a. information om överlevnaden från smolt till vuxen lekfisk samt åldersstrukturen hos den återvändande fisken. Under åren 2016 och 2017 (då wolfällan för smolt var i drift i Strömsbro) fångades och märktes ett stort antal lax- och öringsmolt (totalt knappt 2 000 individer). Av den lax som märktes som smolt dessa båda år återvände 1,4% till ån för lek. Motsvarande andel för öring var 6,5%. Dessa andelar utgör underskattningar då PIT-antennen i Strömsbro varit ur drift ett fåtal kortare perioder samt under i princip hela vandrings säsongen 2018, vilket bl.a. innebär att märkt fisk som vandrade upp för lek under 2018 inte registrerades av antennen i fiskvägen.

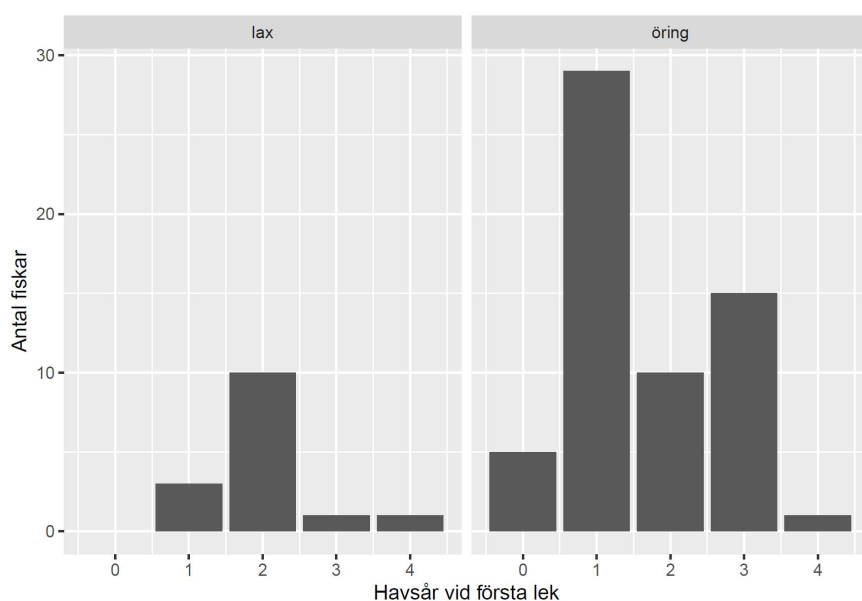
Figur 13 illustrerar antalet år den märkta fisken från 2016 och 2017 stannade i havet innan den återvände till ån för sin första lek (d.v.s. första registreringen i PIT-antennen). Hos lax dominerades lekuppsteget av individer som tillbringat 2 år i havet, medan variationen i havsålder hos öring var större. En intressant observation är att en mindre andel av den märkta öringsmolten återvandrade till ån efter att ha tillbringat endast en sommar i havet (d.v.s. några månader efter att de vandrade ut som smolt). Även dessa resultat påverkas högst sannolikt av de driftstopp som drabbade PIT-antennen under framförallt 2018, bl.a. är andelen öring med två havsår förvånansvärt låg (figur 13).

Data från PIT-antennen i Strömsbro ger även information om hur många gånger (år) samma individ återvänder från havet till ån för lek. En sammanställning av data från PIT-antennen visar att bland de laxar som märktes som smolt 2016 och 2017 och återvände från havet (totalt 15 st) återkom en mindre andel (3 st, 20%) för lek mer än en gång (tabell 3). Motsvarande siffra för öring var högre; 62% av öringen som återvände från havet återkom för lek två eller fler gånger - resterande 38% vandrade bara upp en gång.

Utöver smoltmärkningarna PIT-tag-märktes under våren 2016 ett stort antal utvandrande kelt (fisk som lekt föregående höst) fångade i smoltfällan i Strömsbro (84 laxkelt och 47 öringkelt, se tabell 3). Bland den märkta laxkelten återvände 59 individer (70%) inte till vattendraget igen, medan 19 st (23%) återkom en gång till ån, 4 st (5%) två gånger och 2 st (2%) tre gånger. Under antagandet att laxkelten då den märktes lämnade ån efter sin första lek innebär det att 70% lekvandrade en gång, 23% två gånger, 5% tre gånger och 2% fyra gånger. Andelen flergångslekare

bland laxkelten (30%) var något högre än motsvarande andel bland den märkta laxsmolten (20%, se ovan).

Av den märkta öringkelten lekvandrade 36% en gång, 47% två gånger, 13% tre gånger och 2% fyra gånger. Därutöver observerades en något exceptionell öring som vandrade upp i ån under sju på varandra följande år (2015-2021). Andelen flergångslekare bland öringkelten (64%) överensstämde väl med motsvarande andel hos den märkta öringsmolten (62%, se ovan). Ovanstående data tenderar att underskatta antalet tillfällen enskilda individer vandrar upp i ån eftersom PIT-antennen inte förväntas registrera alla passerande fiskar (beroende på temporära driftsavbrott och att fisk under vissa vattenflöden kan passera bredvid antennen) samt att vissa märkta individer sannolikt fortfarande är i livet och kan återkomma fler gånger. Den märkta kelten kan dessutom ha varit uppe för lek mer än en gång innan den märktes. Ovanstående resultat på andelen flergångslekare bör således ses som minimiskattningar.



Figur 13. Antal år den märkta laxen och öringen (märkt som smolt 2016 och 2017) spenderade i havet innan de återvände till ån för sin första lek.

Tabell 3. Data på registreringar i PIT-antennen i Strömsbro av lax och öring som märktes som smolt under utvandringen 2016 och 2017, eller som kelt under utvandringen 2016. I tabellen anges totalt antal märkta individer samt antal märkta individer som efterföljande år registrerades i PIT-antennen under uppvandring i ån, uppdelat på hur många gånger de beräknas ha återvänt från havet. Se text för detaljer.

Stadium vid märkning	Art	Antal märkta	Antal återvandringar från havet (unika år)				
			1	2	3	4	7
Smolt	Lax	1060	12	3			
	Öring	927	23	22	14	1	
Kelt	Lax	84	59*	19	4	2	
	Öring	47	17*	22	6	1	1

\* Märkt kelt (antas ha lekt en gång innan märkning) som inte återregistrerades

## 5.2 Laxbeståndets nuvarande status

ICES utvärderar årligen status i relation till MSY för de vilda laxbestånden i Östersjön (se kapitel 3.2) genom att den nuvarande smoltproduktionen jämförs med beståndsspecifika MSY-nivåer. ICES (2021) statusbedömning av Testeboåns laxbestånd indikerar relativt hög status, vilket innebär att dagens smoltproduktion bedöms ligga nära vattendragets beräknade potential under rådande förhållanden (laxförande sträcka upp till Oslättfors samt varierande grad av vandringsproblematik kring kraftverket i Strömsbro, se avsnitt 5.3). Statusbedömningen är dock osäker p.g.a. relativt korta tidsserier av data på smolt och uppvandrande lax (ICES 2021).

I ett scenario med fungerande fiskvägar förbi Strömsbro eller fri vandringsväg (d.v.s. ingen påverkan på laxens upp- och nedströmsvandring i form av försening och/eller extra dödlighet) skulle sannolikt vattendragets potential vara betydligt större än idag. Den nuvarande smoltproduktionen (2000-4000 smolt under senare år) bedöms utgöra endast ca 20-30% av vattendragets potential vid en väl fungerande fiskvandring mellan havet och Oslättfors (ICES 2021).

HaVs uppställda mål för den nationella förvaltningen (HaV 2015) anger att ”de svenska bestånden av naturproducerad vild lax ska nyttjas långsiktigt hållbart på nivåer där bestånden når minst 80% av den potentiella smoltproduktionen. Målen för den naturliga produktionen ska uppnås så snart som möjligt dock senast 2025”. Det är dock oklart hur denna målnivå ska tolkas för vattendrag likt Testeboån, där det finns en vandringsproblematik som påverkar den nuvarande produktionspotentialen (och därmed MSY-nivån).

Om vattendraget skulle öppnas upp ytterligare (uppströms Oslättfors) genom anläggande av fungerande fiskvägar (eller borttagande av kraftverk och dammar) skulle produktionspotentialen i Testeboån öka ytterligare. Hur mycket är dock oklart då det saknas kunskap om hur högt upp i systemet laxen kan tänkas vandra. Kunskapsläget är också begränsat vad gäller arealen lämpliga lek- och uppväxtområden uppströms Oslättfors. Likaså är det svårt att förutsäga hur hög dödligheten skulle vara bland utvandrande smolt vid passage av sel och sjöar högre upp i systemet.

## 5.3 Vattenkraftens påverkan på beståndens återhämtningstakt

Nedanstående analyser behandlar det område som är tillgängligt för lax och havsöring idag, d.v.s. sträckan från havet upp till Oslättfors. Men resonemangen är relevanta även för kraftverk och dammar högre upp i systemet om/när åtgärder görs i syfte att återetablera lax och havsöring i dessa områden.

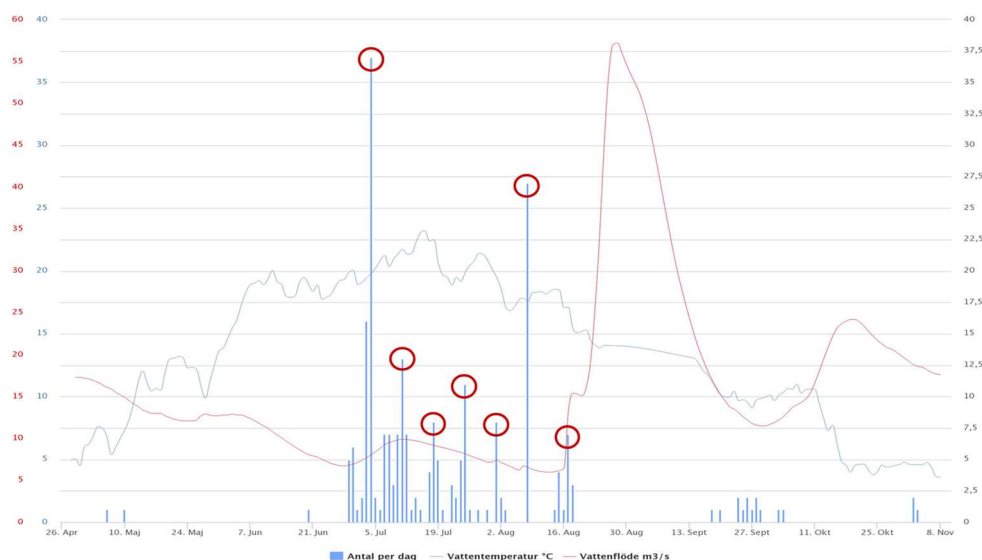
### 5.3.1 Kraftverkets påverkan på uppströmsvandring

Vandrande fiskarter som lax och öring har ofta problem att passera vattenkraftverk under sin uppströmsvandring, även om fiskvägar finns anlagda. Ett vanligt problem är att merparten av vattnet går via kraftverken, vilket ofta får som följd att fisken

inte hittar befintliga fiskvägar p.g.a. låg lockeffekt (HaV 2013). Detta problem har under lång tid observerats i Strömsbro, där fisk ofta ses cirkulera i närheten av kraftverkets utlopp utan att hitta upp i den naturliga åfåran, framförallt vid lägre vattenflöden då merparten av vattnet går via kraftverket.

Genom åren har olika lösningar provats i Testeboån i syfte att underlätta för uppvandrande fisk att hitta den naturliga åfåran. Kraftverksägaren har vissa år fått ersättning för att hålla kraftverket stängt periodvis. Under 2019 stod kraftverket still under hela vandringsäsongen då drifttillstånd saknades, och detta år passerade rekordmånga laxar räknaren i Strömsbro (figur 12). Kraftverket togs i bruk igen 2020, men kraftverksägaren var då skyldig att stänga kraftverket ett dygn i veckan från 1 juli till 15 oktober. Detta har åtminstone delvis fungerat bra, då registreringarna av passerande lekfisk i fiskräknaren ofta har setts öka markant i samband med dessa dygnsstopp, dock med viss tidsfördröjning (se figur 14 för uppvandringen 2021). Dessutom har relativt många laxar registrerats i fiskräknaren under både 2020 och 2021 (figur 12).

Det är dock fortfarande oklart hur stor andel av den fisk som återvänder till Testeboåns mynning från havet som lyckas ta sig vidare upp i vattendraget för att slutligen nå lek- och uppväxtområdena högre upp i systemet. Även om åtgärden med veckovisa dygnsstopp ökar möjligheterna för fisk att hitta upp i ån kan det fortfarande finnas fisk som inte gör det, t.ex. beroende på att tiden mellan stoppen blir alltför lång. Dessutom antas denna åtgärd, även om fisken så småningom hittar upp, resultera i försenad lekvandring. Det saknas i dagsläget kunskap om hur en sådan försening kan tänkas påverka reproduktionen.



Figur 14. Uppvandring av laxfisk (lax och öring) i Testeboån under säsongen 2021 (antal registrerade individer per dygn i fiskräknaren i Strömsbro). I figuren anges även vattentemperatur och flöde. Staplar märkta med en cirkel visar uppvandringen i samband med veckovisa dygnsstopp av kraftverket i Strömsbro. Endast dygnsstopp under den huvudsakliga uppvandringen i juli och första halvan av augusti är utmärkta. Se text för mer detaljer. Figur (modifierad) från Fiskevårdsteknik AB.

För att i detalj utreda frågan om hur stor andel av fisken som hittar upp till lekområdena krävs märkningsförsök (t.ex. med radiotelemetri), där fisk fångas och märks nedströms kraftverket och sedan följs under hela vandringen fram till leken.

Slutligen noterar vi att om åtgärden med veckovisa (eller mer frekventa) dygnsstopp även fortsättningsvis kommer att gälla, bör den period som omfattas av åtgärden utökas och gälla från 1 juni till 31 oktober för att täcka in hela uppvandringssäsongen (se figur 14 samt [www.fiskdata.se](http://www.fiskdata.se) för data på uppvandring under fler år).

### 5.3.2 Kraftverkets påverkan på utvandringen av smolt och kelt

Funktionen på avledaren i Strömsbro har tidigare inte utvärderats. Avledaren antas hindra i princip all utvandrande kelt från att passera via kraftverket, vilket sannolikt utgör en viktig förklaring till att flergångslek hos både lax och framförallt öring är vanligt förekommande i Testeboån (se ovan). Fältstudier med ryssja i intagskanalen under 2017 visar dock att smolt kan ta sig genom fingallren i avledaren och in i kraftverket (opublicerade data). Hur stor andel av smolten som passerar genom avledaren och in i kraftverkets turbiner under olika vattenflöden har emellertid inte utvärderats statistiskt. Likaså finns ingen tillräckligt omfattande utvärdering av dödligheten bland smolt som passerar genom kraftverkets turbiner (men se Karlsson m.fl. 2006 för en mindre omfattande studie).

Genom att studera vilken väg märkt smolt passerar Strömsbro, samt jämföra andelen som återvänder från havet hos smolt som vandrar ut genom kraftverket respektive den naturliga åfåran, går det att utvärdera avledarens funktion samt den extra dödlighet som drabbar smolt som vandrar ut via kraftverkets turbiner. Under åren 2016 och 2017 fångades och märktes ett stort antal smolt (knappt 2000 individer) med PIT-tag vid smoltfällan i Strömsbro. Under dessa båda år varierade vattenföringen under smoltutvandringen kring 10 m<sup>3</sup>/s (figur 9). När kraftverket går för fullt vid detta flöde går inget eller mycket lite vatten över dammen, vilket innebär att den absoluta majoriteten av smolten måste passera Strömsbro antingen via fiskräknaren/smoltfällan eller genom avledarens galler och in i kraftverket (se figur 2).

Följande antaganden användes vid analys av avledarens funktion och dödligheten vid turbinpassage för smolt märkta 2016-2017:

- Märkt smolt som efter återutsättning i Forsby (uppströms smoltfällan) återregistrerades i fällan eller av antennen vid fiskräknaren vandrade ut via den naturliga åfåran (se figur 2).
- Märkt smolt som efter återutsättning i Forsby inte registrerades på nytt i fällan eller av antennen vid fiskräknaren antogs ha passerat genom avledarens fingaller och vandrat ut via kraftverket.
- En naturlig dödlighet under smoltutvandringen på 5% per kilometer på sträckan Forsby – Strömsbro (3,1 km) för den märkta smolten som inte återregistrerades i Strömsbro efter återutsättning i Forsby. Syftet med denna justering var att göra de båda grupperna (märkt smolt som efter återutsättning registrerades respektive inte registrerades i Strömsbro) jämförbara. Den antagna dödligheten överensstämmer väl med tidigare studier, som rapporterar en dödlighet per kilometer på mellan 0,3 och 5%



för vild smolt (Thorstad m.fl. 2012 och referenser däri). Denna parameter är dock högst osäker, och valet av värde påverkar analyserna av kraftverkets påverkan. Vi valde därför ett högt värde (5%) inom detta intervall, för att minska risken att erhålla skillnader i återvandringsfrekvens mellan fisk som vandrat ut via kraftverket respektive åfåran som beror på dödlighet i ån innan fisken nådde kraftverket (snarare än turbindödlighet).

- I gruppen som överlevt havsvandring inkluderades enbart individer som registrerades i PIT-antennen i Strömsbro 60 dagar efter märkning eller mer. Ett fåtal märkta individer återregistrerades i Strömsbro efter kortare tid (vanligtvis några dagar efter märkning), och vi antog således att dessa inte varit ute i havet utan uppehållit sig i området strax nedströms Strömsbro en tid efter märkning.
- Dödlighet vid turbinpassage är den enda dödlighetsfaktor som skiljer sig åt mellan smolt som vandrar ut via kraftverket respektive den naturliga åfåran. Således antogs övrig dödlighet under utvandring och havsvandring (orsakad av t.ex. predation) vara densamma i de två grupperna av märkt smolt.

Tabell 4 visar antalet märkta smolt under 2016 och 2017, antal och andel av dessa som bedöms ha vandrat ut via åfåran (d.v.s. genom smoltfällan eller fiskräknaren) respektive kraftverket, samt medellängd och medelvikt för dessa grupper, uppdelat på lax och havsöring. Resultaten indikerar att ca 60% av laxsmolten passerade genom gallren i avledaren och vandrade ut via kraftverkets turbiner under både 2016 och 2017. Motsvarande andel för havsöring var något lägre (drygt 40%), vilket sannolikt beror på att öringsmolten generellt sett är större och därmed inte lika lätt passerar genom gallren, eventuellt i kombination med skillnader i beteende mellan arterna.

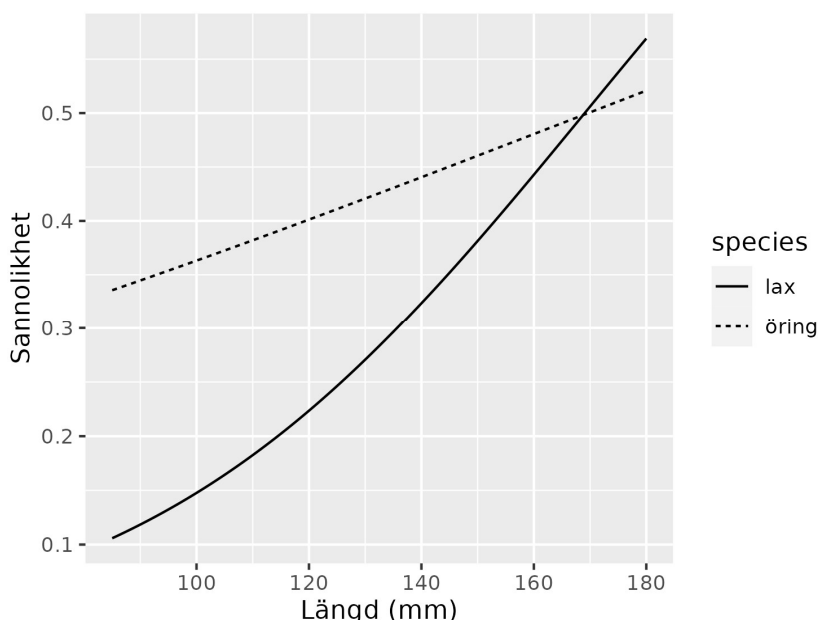
Även inom respektive art fanns ett samband mellan kroppslängd och vilken väg fisken tagit vid passagen av Strömsbro; större individer passerade med högre sannolikhet via åfåran jämfört med mindre individer (tabell 4, figur 15). Sambandet såg dock inte lika ut för de båda arterna; vid samma längd hade laxsmolt lägre sannolikhet att vandra ut via åfåran (d.v.s. en högre sannolikhet att passera kraftverkets turbiner), vilket kan bero på att laxsmolt generellt sett är slankare än öringsmolt och därför lättare passerar genom avledarens galler. En annan förklaring kan vara att öringen är mer försiktig och i högre grad än laxen undviker att passera genom avledarens galler.

Som nämns ovan hindrar avledaren sannolikt all kelt från att hamna i kraftverkets turbiner. Avledaren hindrar sannolikt även många smolt från att passera genom kraftverket, trots att resultaten ovan antyder att avledningen av smolt är bristfällig. Under 2016 och 2017 passerade en stor del (ca 95%) av vattnet Strömsbro genom kraftverket. Under antagandet att smoltens vandringsväg följer vattenflödet hade således en mycket större andel av smolten (jämfört med skattningarna ovan på ca 60% för lax och drygt 40% för öring) passerat kraftverket om ingen avledare funnits på plats.

Tabell 4. Antal märkta smolt ( $N_{\text{märkta}}$ ) samt antal ( $N$ ) och andel som bedöms ha passerat Strömsbro via åfåran respektive kraftverkets turbiner, uppdelat på år och art. I tabellen anges även medellängden och medelvikten för respektive grupp.

År	Art	$N_{\text{märkta}}$	Vandringsväg	$N$	Andel (%)	Medellängd (mm)	Medelvikt (g)
2016	lax	443	Åfåran	162	40	146	27,1
			Turbin	240*	60	139	23,8
2016	öring	566	Åfåran	291	55	182	52,8
			Turbin	235*	45	174	47,7
2017	lax	617	Åfåran	208	37	148	26,6
			Turbin	349*	63	144	24,5
2017	öring	361	Åfåran	190	57	181	50,8
			Turbin	146*	43	182	52,8

\*Justerat för viss dödlighet under nedströmsvandringen mellan Forsby och Strömsbro (se text för detaljer)



Figur 15. Beräknad sannolikhet att vandra ut via åfåran vid olika kroppslängd för lax och öring. Logistisk regression:  $p(\text{längd}) < 0,001$ ;  $p(\text{art}) < 0,001$ ;  $p(\text{längd} \times \text{art}) < 0,01$ .

Våra analyser visar vidare att 2,7% av den laxsmolt som vandrade ut via den naturliga åfåran återvände från havet (tabell 5). Motsvarande andel för laxsmolt som vandrade ut via kraftverket var drygt tre gånger lägre (0,8%), en skillnad som är statistiskt säkerställd ( $\chi^2=3,94$ ;  $df=1$ ;  $p<0,05$ ). För öring var andelen som återvände från havet generellt sett högre samtidigt som skillnaden mellan grupperna var något större; 10,4% av öringsmolten som vandrade ut via åfåran återvände från havet minst en gång under efterföljande år, medan motsvarande andel för den öring som passerade kraftverket var 2,6%. Även denna skillnad är statistiskt säkerställd ( $\chi^2=18,64$ ;  $df=1$ ;  $p<0,001$ ).

Tabell 5. Antalet fångade och märkta lax- och öringsmolt ( $N_{märkta}$ ) i Testeboån som återutsattes 3,1 km uppströms smoltfällan, sammanslaget för 2016 och 2017. Tabellen visar vidare antalet smolt som beräknas ha vandrat ut via kraftverket ( $N_{turbin}$ ) respektive den naturliga åfåran ( $N_{åfåra}$ ), samt antalet (och andelen) individer som återvände från havet under efterföljande år för smolt som vandrade ut via kraftverket ( $N_{turbin\ återvandr.}$ ) respektive åfåran ( $N_{åfåra\ återvandr.}$ ).

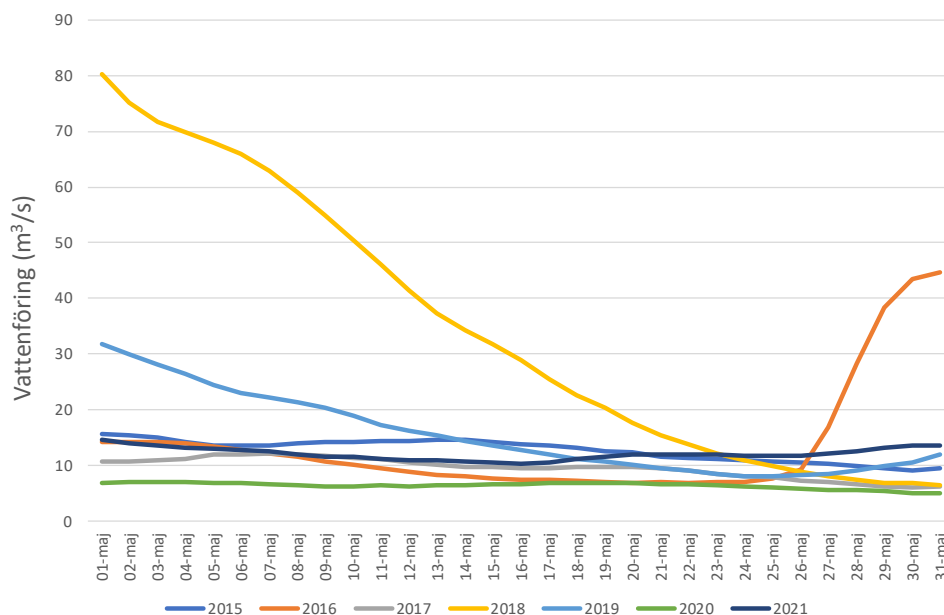
Art	$N_{märkta}$	$N_{turbin}^*$	$N_{åfåra}$	$N_{turbin\ återvandr.}$	$N_{åfåra\ återvandr.}$
Lax	1060	589	370	5 (0,8%)	10 (2,7%)
Öring	927	381	481	10 (2,6%)	50 (10,4%)

\* Antalet justerat för viss dödlighet under nedströmsvandringen mellan Forsby och Strömsbro, se text för detaljer.

Översatt till turbindödlighet motsvarar ovanstående resultat en dödlighet för lax på knappt 70% och för öring något högre (ca 75%). Tidigare studier av turbiners påverkan på passerande smolt visar att typen av turbin samt dess storlek spelar stor roll, liksom driftregimen. Storleken på fisken spelar också roll. Turbiner av Francis-typ (som används i Strömsbro) har i regel större negativ påverkan på passerande fisk jämfört med Kaplan-turbiner (t.ex. HaV 2013). Studier av turbiners påverkan på passerande fisk är ofta begränsade till skada och dödlighet som sker i direkt anslutning till turbinpassagen, och mer långsiktiga effekter i form av fördröjd dödlighet och negativ hälsopåverkan har ofta förbisetts (t.ex. Kärgerberg m.fl. 2020). Därför bör många skattningar av påverkansgrad ses som miniminivåer.

Tidigare sammanställningar (t.ex. Larinier 2008) visar att mindre turbiner av Francis-typ kan orsaka dödligheter på uppåt 90% för passerande lax- och öringsmolt, vilket överensstämmer väl med våra resultat. I en utredning av Strömsborgs kraftverk i närliggande Gavleån, som också använder en Francis-turbin av mindre storlek, har beräkningar gjorts som visar att sannolikheten för turbinträff är mycket hög för fisk av smoltstorlek (Fiskevårdsteknik 2018), vilket pekar på att dödligheten för lax och öring sannolikt är hög vid passage av sådana turbiner. I en tidigare studie av radiomärkt odlad laxsmolt i Testeboån (Karlsson m.fl. 2006) dog 40% av smolten vid passage av Strömsbro kraftverk, vilket är lägre än våra skattningar. Den tidigare skattningen av Karlsson m.fl. (2006) bygger dock på endast 5 märkta smolt (varav 2 dog vid turbinpassage) och får därför anses vara mycket osäker (95% exakt Binomialt konfidensintervall: 5-85% dödlighet).

Hur stor andel av smolten som passerar Strömsbro via kraftverket och turbinerna väntas variera mellan år i relation till vattenföringen under smoltutvandringen. Vid låg vattenföring väntas en större andel av smolten passera via kraftverket och vice versa. Statistik över vattenföringen under maj månad då den huvudsakliga smoltutvandringen sker har, med något enstaka undantag, varierat runt 10 m<sup>3</sup>/s eller strax däröver under perioden 2015-2021 (figur 16). Vid dessa flöden passerar den största delen av vattnet (9-10 m<sup>3</sup>/s) via kraftverket om detta är i full drift. Resultaten från smoltmärkningarna 2016 och 2017 som presenteras ovan kan således antas vara representativa även för många andra år.



Figur 16. Vattenföring (SMHI, station Konstvalsströmmen) under maj månad i Testeboån för åren 2015-2021.

Under de förutsättningar m.a.p. vattenföring som gällde 2016 och 2017, samt de antaganden som använts i analyserna ovan, väntas den extra turbindödlighet som drabbar smolt som passerar kraftverket reducera åns totala smoltproduktion av lax med drygt 40%. För öring är motsvarande siffra drygt 30%.

Vi noterar avslutningsvis att resultaten ovan är behäftade med osäkerheter. Framförallt är analysen känslig för vilken dödlighet som antas under nedströmsvandringen mellan Forsby och Strömsbro (se ovan). Som angivet antog vi en dödlighet på 5% per kilometer. Denna nivå är något högre än de genomsnittliga värden som presenteras i litteraturen, men ligger samtidigt inom det intervall som rapporterats i tidigare studier. Skulle den verkliga dödligheten under nedströmsvandringen i Testeboån vara lägre än 5% per kilometer underskattas både andelen smolt som passerar kraftverket och turbindödligheten i ovanstående analyser. På samma sätt överskattas dessa parametrar om dödligheten under nedströmsvandringen skulle vara högre än den antagna nivån.

## 5.4 Andra faktorer som påverkar beståndens utveckling

### 5.4.1 Fiske

Det riktade fisket efter lax i havet och längs kusterna var omfattande från 1950-talet fram till slutet av 1990-talet, vilket utgjorde en viktig orsak till att situationen för de vilda laxbestånden i Östersjön under 1980- och 90-talen var akut (Dannewitz m.fl. 2020a). Sedan dess har exploateringen i yrkesfisket av olika anledningar minskat (ICES 2021), och ytterligare minskningar är att vänta. Under 2022 införs exempelvis ett internationellt förbud mot riktat yrkesfiske efter lax i Östersjön

söder om Ålands hav (EU 2021). Även inom trollingfisket i södra Östersjön införs relativt hårda internationella restriktioner nästa år då endast en odlad lax per person och dag får landas (EU 2021). Dessa regleringar kommer resultera i minskad fiskedödlighet för alla laxbestånd i Östersjön, vilket framförallt väntas gynna de mycket svaga bestånden från vattendrag i södra Östersjön.

Det förekommer ett yrkesmässigt kustfiske efter lax i Gävlebukten i närheten av Testeboån. Antalet redskap i området har dock minskat över tid och uppgår idag till endast ett fåtal. För att öka kunskapen om i vilken utsträckning olika laxbestånd exploateras i kustfisket har SLU Aqua utvecklat en kustmodell, som bl.a. nyttjar genetiska data och resultat från ICES beståndsmodell (Whitlock m.fl. 2018, 2021). Modellen skattar beståndssammansättningen längs olika kustavsnitt och under olika tidsperioder, samt kustfiskets uttag från laxbestånd som under lekvandringen passerar den svenska och finska kusten. Preliminära resultat för 2019 indikerar att exploateringen av Testeboåns laxbestånd i detta fiske är relativt begränsad (Dannewitz m.fl. 2020b). Resultaten är dock osäkra, vilket delvis beror på att begränsat med genetiska data användes vid denna analys.

För att få mer kunskap om hur mycket lax från Testeboån som fångas i Gävlebuktens kustfiske krävs ytterligare provtagning och genetisk analys av fångster från enskilda fällor i området. Ny genetisk provtagning i det svenska yrkesfisket pågår under perioden 2020-2022, vilket förväntas öka precisionen i modellens skattningar generellt. I dagsläget är dock ingen provtagning planerad i Gävlebukten.

Sedan återetableringsprojektet för lax startade i Testeboån är det förbjudet att behålla både lax och öring som fångas i vattendraget. Sammantaget torde den generella utvecklingen av fisket i havet, längs kusterna och i vattendraget innebära att fiskets effekter på utvecklingen av Testeboåns laxfiskbestånd idag är relativt små.

#### 5.4.2 Predation från skarv och säl

Med ICES beståndsmodell för lax går det inte att separat kvantifiera naturlig dödlighet orsakad av predation från t.ex. skarv och säl. Sådan dödlighet ingår emellertid i ICES skattningar av den totala naturliga dödligheten under havsfasen, och tas därmed hänsyn till vid utvärderingar av beståndens status och utveckling.

Tidigare studier inriktade på bl.a. skarvens påverkan på de odlade lax- och öringstammarna i närliggande Dalälven visar att skarvpredation sannolikt har en relativt liten effekt på fiskbeståndens utveckling (Boström 2009; Gavell 2018; Emanuelsson 2020). Dessa studier är dock baserade på delvis begränsade datamaterial, vilket gör det svårt att dra några säkra slutsatser. Sammanslagning av data på återfunna fiskmärken (från smolt märkt 2017-2019) på fågelkolonier i området visar att skarven (och hägern) kan ta en relativt stor andel av den utvandrande odlade smolten i Dalälven; preliminära resultat (ej publicerade) visar att drygt 10% av den märkta laxens PIT-tag-märken och knappt 30% av öringens återfanns på de undersökta fågelkolonierna (Ann-Britt Florin, muntligen). Dessa procentsatser representerar miniminivåer för skarvens (och hägerns) predationstryck på den odlade smolten från Dalälven. Hur stor den verkliga

predationen är beror på hur stor andel av de uppätta fiskarnas märken som hamnar på de undersökta kolonierna, samt hur stor andel av dessa som påträffas då kolonierna skannas (se t.ex. Jepsen m.fl. 2018).

I vad mån ovanstående siffror är representativa även för vild smolt av de båda arterna är oklart. Vid ovan nämnda inventeringar på fågelkolonier i området påträffades ett fåtal PIT-tag-märken från vild lax och öring från Testeboån. Vilket predationstryck detta motsvarar samt hur skarvpredationen förväntas påverka utvecklingen av åns laxfiskbestånd är dock svårt att utvärdera i dagsläget. Studier med bättre geografisk täckning, i kombination med ökad kunskap om skarvens födosökmönster och viloplatser i området, behövs för att utreda frågan vidare.

Tidigare studier av sälens påverkan på lax- och öringbestånden i Östersjön visar att predationen i vissa områden kan vara påtaglig (Hansson m.fl. 2017). Bl.a. tycks predationen på havsöring vara relativt stor (i förhållande till fångster inom yrkes- och fritidsfisket) inom ICES delområden 29 och 30 (Ålands hav och området strax söder om samt Bottenhavet). Precis som för skarv är det dock svårt att dra några säkra slutsatser om hur detta förväntas påverka laxfiskbeståndens utveckling, då uttaget från säl (och skarv) kan variera påtagligt mellan områden och måste sättas i relation till andra dödlighetsfaktorer.

## 6 Erkännanden

Vi tackar laxförvaltningsgruppen för Testeboån, som medverkat vid planering av datainsamlingen, samt Stefan Palm för många bra och konstruktiva kommentarer på en tidigare version av rapporten. En stor del av den datainsamling som presenteras i rapporten ingår i, och finansieras av, EUs datainsamlingsprogram (DCF). Datainsamlingen koordineras av Institutionen för akvatiska resurser, SLU, på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). Sammanställningen och analys av data har finansierats med DCF-medel samt av HaV inom projektet *Förvaltning av lax och öring*, dnr 1764-2021.

## 7 Referenser

- Boström MK, Lunneryd S-G, Karlsson L & Ragnarsson B (2009). Cormorant impact on trout (*Salmo trutta*) and salmon (*Salmo salar*) migrating from the river Dalälven emerging in the Baltic Sea. *Fisheries Research* 98, 16–21.
- Dannewitz J, Palm S, Kagervall A, Whitlock R & Dahlgren E 2020a. Svenska laxbestånd i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 54 s.
- Dannewitz J, Palm S, Whitlock R, Larsson S & Fredriksson R 2020b. Biologisk rådgivning inför översyn av bestämmelser för fiske med fasta redskap efter lax och andra arter längs norrlandskusten. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 56 s.

- Emanuelsson J (2020). Populationsdynamiska och strukturella långtidstrender hos den anadroma öringen i Dalälven, Älvkarleby. Examensarbete i Biogeovetenskap vid Institutionen för naturgeografi, Stockholms universitet.
- Engman A, Ragnarsson B, Karlsson L, Petersson E, Dahln N, Serrano I, Dahlgren P, Larsson S, Rivinoja P, Lagenfelt I & Moberg B (2011). Utvandring av vild och odlad lax- och öringsmolt från Kungsådran, Dalälven, 2008-2010. Rapport från Fiskeriverket, 41 s.
- EU 2021. Rådets förordning (EU) 2021/1888 av den 27 oktober 2021 om fastställande för 2022 av fiskemöjligheterna för vissa fiskbestånd och grupper av fiskbestånd i Östersjön och om ändring av förordning (EU) 2021/92 vad gäller vissa fiskemöjligheter i andra vatten.
- Fiskevårdsteknik AB (2018). Strömsborgs kraftverk, Gavleån. Förbättrade åtgärder för nedvandring av fisk. Rapport, 41 s.
- Gavell C (2018). Impact of Great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on post-smolt survival of hatchery reared salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*). Examensarbete/Master's thesis, 2018:18, SLU Umeå 2018.
- Hansson S, Bergström U, Bonsdorff E, Härkönen T, Jepsen N, Kautsky L, Lundström K, Lunneryd S-G, Ovegård M, Salmi J, Sendek D & Vetemaa M (2017). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. ICES Journal of Marine Science 75, 999–1008. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx207>
- Havs- och vattenmyndigheten (2013). Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar - underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14, 114 s.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). Förvaltning av lax och öring. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:20.
- ICES (2013). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 3–12 April 2013, Tallinn, Estonia. ICES CM 2013/ACOM:08. 334 pp.
- ICES (2021). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 3:26. 331 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7925>
- Jepsen N, Flávio H & Koed A (2018). The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. Fisheries Management and Ecology, 1–4. <https://doi.org/10.1111/fme.12329>
- Kagervall A, Palm S & Dannewitz J (2020). Biologisk rådgivning med fokus på ändrade bestämmelser för fiske i älvar i Norrland. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 14 s.
- Karlsson L, Moberg B, Öholm J, Ragnarsson B, Rivinoja P, Serrano I, Larsson S (2006). Studier av lax- och öringsmoltvandring i Testeboån våren 2006. Rapport från Fiskeriverket, 26 s.
- Krebs, Charles J. (2009). Ecology (6th ed.). p. 119. ISBN 978-0-321-50743-3.

- Kärgerberg E, Thorstad EB, Järvekülg R, m.fl. (2020). Behaviour and mortality of downstream migrating Atlantic salmon smolts at a small power station with multiple migration routes. *Fisheries Management and Ecology* 27, 32–40. <https://doi.org/10.1111/fme.12382>
- Larinier M (2008). Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* 609, 97–108. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9398-9>
- Leonardsson K & Nilsson K (2021). Modellering av fiskvägars betydelse för fiskbestånden. Energiforsk AB. Rapport 2021:765, 110 s.
- Länsstyrelsen Gävleborg (2018). Kulturmiljöinventering av sju småskaliga kraftverk. Författare: Inga Blennå och Ulrika Olsson, Länsmuseet Gävleborg. Rapport 2018:5, 102 s.
- Mäntyniemi S & Romakkaniemi A (2002). Bayesian mark–recapture estimation with an application to a salmonid smolt population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, 1748–1758.
- Thorstad EB, Whoriskey F, Uglem I, Moore A, Rikardsen AH and Finstad B (2012). A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology* 81, 500–542. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03370.x>
- Whitlock R, Mäntyniemi S, Palm S, Koljonen M-L, Dannewitz J & Östergren J (2018). Integrating genetic analysis of mixed populations with a spatially explicit population dynamics model. *Methods in Ecology and Evolution* 9, 1017-1035.
- Whitlock RE, Pakarinen T, Palm S, Koljonen ML, Östergren J & Dannewitz J (2021). Trade-offs among spatio-temporal management actions for a mixed-stock fishery revealed by Bayesian decision analysis. *ICES Journal of Marine Science* 78, 3625–3638. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab203>