



Aqua reports 2023:14

## Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska öringbestånd

Katarina Magnusson, Johan Dannewitz, Anders Kagervall, Stefan Palm



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska öringbestånd

*Trout stocks in Sweden – status and management*

Katarina Magnusson	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser <a href="https://orcid.org/0000-0002-4130-8162">https://orcid.org/0000-0002-4130-8162</a>
Johan Dannewitz	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser <a href="https://orcid.org/0000-0003-3548-6023">https://orcid.org/0000-0003-3548-6023</a>
Anders Kagervall	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser <a href="https://orcid.org/0000-0003-4790-2696">https://orcid.org/0000-0003-4790-2696</a>
Stefan Palm	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser <a href="https://orcid.org/0000-0002-9890-8265">https://orcid.org/0000-0002-9890-8265</a>

## Rapportens innehåll har granskats av:

Lo Persson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för vilt, fisk och miljö  
Konrad Karlsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

**Finansiär:** Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 1764-2021 (SLU-ID: SLU.aqua.2021.5.4-32)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från uppdragsgivarens sida.

<b>Rekommenderad citering:</b>	Magnusson, K., Dannewitz, J., Kagervall, A., Palm, S. (2023). Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska öringbestånd. Aqua reports 2023:14. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. <a href="https://doi.org/10.54612/a.1j5jguf6u9">https://doi.org/10.54612/a.1j5jguf6u9</a>
<b>Publikationsansvarig:</b>	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
<b>Redaktör:</b>	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
<b>Utgivare:</b>	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
<b>Utgivningsår:</b>	2023
<b>Utgivningsort:</b>	Uppsala
<b>Illustration framsida:</b>	Tämnrån, Katarina Magnusson
<b>Upphovsrätt:</b>	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
<b>Serietitel:</b>	Aqua reports
<b>Delnummer i serien:</b>	2023:14
<b>ISBN (elektronisk version):</b>	978-91-8046-692-9
<b>DOI:</b>	<a href="https://doi.org/10.54612/a.1j5jguf6u9">https://doi.org/10.54612/a.1j5jguf6u9</a>
<b>Nyckelord:</b>	Svenska öringbestånd 1, Förvaltning 2

© 2023 Magnusson, K., Dannewitz, J., Kagervall, A., Palm, S

Detta verk är licensierat under CC BY 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

## Sammanfattning

Öringen har en komplex livscykel och bestånd kan innehålla varierande grad av stationära och vandrande individer. Öringen finns i många miljöer, från havet till fjällsjöar, och har bland annat krav på goda strömvattenmiljöer, fria vandringsvägar och en god miljö i kustområdet. Många bestånd av öring är generellt sett små och därför känsliga för negativ miljöpåverkan och fiske. Riskerna för genetisk utarmning är stor i små och reproduktivt isolerade populationer. Där möjlighet finns har dock öringen i regel ett genutbyte med andra närliggande populationer, vilket minskar riskerna för förlust av genetisk variation och inavel samt medför ökad återhämtningsförmåga. Dagens bestånd av havsöring är generellt svagare än historiskt, då stora arealer i rinnande vatten inte längre kan nås på grund av vandringshinder. Fisket efter öring domineras av fritidsfiske vars fångstmängder och omfattning är dåligt kända.

För att skatta öringens beståndstatus behöver specifika uppföljningsbara förvaltningsmål för öring tas fram. Förekomsten av många små bestånd medför svårigheter (och höga kostnader) för övervakning och bedömning av beståndstatus för enskilda lokala bestånd. Förvaltningen av öring bör därför vara områdesbaserad, där varje område har liknande miljö- och påverkansfaktorer. Förvaltningen bör även vara ekosystembaserad och adaptiv, för att snabbt kunna anpassas till rådande förhållanden (torka och andra påverkansfaktorer). Adaptiv förvaltning kräver flexibla regelverk och en i övrigt transparent förvaltning, samt datainsamling/övervakning i typiska öringvattendrag spridda över hela landet inklusive ett antal representativa (för enskilda förvaltningsområden) "indexvattendrag" med utökad datainsamling.

## Summary

Brown trout have a complex life cycle with stationary and partial migrating stocks. Populations of brown trout are found in many environments, from mountain lakes to the sea, and require good conditions and free migration routes from the freshwater spawning areas to the coast. Many trout populations are small and therefore vulnerable to negative environmental impacts and fishing. The risk of genetic depletion is high in small and reproductively isolated populations. Where possible, gene exchange between nearby trout populations reduce the risks of loss of genetic variation and inbreeding, and enhance population resilience. Present sea trout stocks are generally weaker than historically, as large areas of running water can no longer be accessed due to migration barriers. Sea trout fishing is dominated by recreational fisheries where catch quantities are poorly known.

To develop stock assessments for trout, it is essential to formulate specific management objectives. The presence of numerous small stocks poses challenges (as well as significant expenses) when it comes to monitoring and assessing the status of individual local stocks. Preferably, trout management should adopt an area-based approach, where each area shares comparable environmental- and impact factors. Management should also be ecosystem-based and adaptive, in order to quickly adapt to current conditions such as draught and other influencing factors. Adaptive management requires flexible regulations and an otherwise transparent management, as well as data collection/monitoring in typical trout watercourses spread across the country including a number of representative (for individual management areas) "index streams" with extended data collection.

# Innehållsförteckning

<b>1. Inledning</b> .....	<b>6</b>
<b>2. Bakgrund</b> .....	<b>7</b>
2.1. Biologi och livshistoria .....	7
2.2. Bestånd.....	9
2.3. Genetik .....	10
2.4. Hälsa.....	12
2.5. Öringen i ekosystemet.....	13
2.6. Påverkansfaktorer .....	14
2.6.1. Markanvändning – restaureringar .....	14
2.6.2. Försurning – kalkning .....	15
2.6.3. Vandringshinder – restaureringar och Nationella planen för moderna miljövillkor (NAP) .....	15
2.6.4. Klimatförändringar.....	16
2.6.5. Utsättningar.....	16
2.6.6. Fiske .....	18
<b>3. Beståndsanalys</b> .....	<b>22</b>
3.1. Internationella statusbedömningar .....	22
3.1.1. Östersjöområdet, ICES.....	22
3.1.2. Östersjöområdet, Helcom .....	23
3.2. Nationell beståndstatus .....	24
3.2.1. Havsöring.....	30
3.2.2. Insjööring .....	33
3.2.3. Strömlevande öring.....	35
3.3. Övriga statusbedömningar .....	36
3.3.1. Längdbaserad modell .....	36
3.3.2. Norsk modell .....	37
3.3.3. Skotsk modell.....	38
<b>4. Forskning och kunskapsbehov</b> .....	<b>39</b>
4.1. Beståndsmodeller .....	39
4.2. Livshistoria.....	40
4.3. Genetik .....	41
4.4. Statusbedömningar och biologiska referensvärden .....	42
4.5. Skattning av produktionsareal och smoltproduktion.....	42

4.6.	Insamlingsprogram .....	43
4.7.	Indexvattendrag .....	44
4.8.	Fiskestatistik .....	44
4.9.	Övrigt .....	44
<b>5.</b>	<b>Förvaltning av svenska öringbestånd .....</b>	<b>45</b>
5.1.	Förvaltningsmål .....	45
5.1.1.	Produktionsinriktade förvaltningsmål .....	46
5.1.2.	Bevarandeinriktade förvaltningsmål.....	46
5.2.	Förvaltningsstrategier .....	47
5.2.1.	Områdesbaserad förvaltning .....	47
5.2.2.	Ekosystemaspekter.....	48
5.2.3.	Adaptiv förvaltning .....	49
5.3.	Fiskeriförvaltning .....	50
<b>6.</b>	<b>Summering .....</b>	<b>52</b>
<b>7.</b>	<b>Tack.....</b>	<b>53</b>
<b>8.</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>54</b>

# 1. Inledning

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) ska under 2023 revidera den nationella förvaltningsstrategi för landets lax- och öringbestånd som ursprungligen togs fram 2015 inom ramen för ett regeringsuppdrag (Havs- och vattenmyndigheten 2015). I strategin från 2015 inkluderades endast havsvandrande öringbestånd upp till första vandringshindret. I den reviderade versionen ska dock även öring i samtliga inlandsvatten ingå.

HaV har inför revideringen av förvaltningsstrategin beställt ett kunskapsunderlag av SLU Aqua som beskriver kunskapsläget för landets öringbestånd (inom projektet Förvaltning av lax och öring). Föreliggande rapport fokuserar i första hand på hur kunskapsläget och situationen för svenska öringbestånd förändrats sedan den förra förvaltningsstrategin presenterades 2015 (se Degerman m.fl. 2015a för biologiskt underlag som användes vid framtagande av den förra strategin). Sammanställningen baseras även på det biologiska underlag som producerats för HaV 2020 inför en revidering av fiskeregler på västkusten och i Norrland (Magnusson m.fl. 2020).

I avsnitt 2 ges en kortfattad bakgrund om öringens biologi, beståndsstruktur, genetik och påverkansfaktorer. Avsnitt 3 innehåller resultat från de senaste analyserna av beståndens status och utveckling. I avsnitt 4 beskrivs pågående forskning och kunskapsbehov av relevans för vidareutveckling av en bestånds- och ekosystembaserad förvaltning, medan avsnitt 5 fokuserar på förvaltningsmål och modeller för framtida förvaltning.

## 2. Bakgrund

Förvaltning av Sveriges öringbestånd bör utformas och anpassas med hänsyn till öringens biologi och livshistoria. I detta avsnitt sammanfattas öringens biologi och livshistoria, bestånd, genetik, och hälsa, samt öringens roll i ekosystemet följt av en genomgång av olika påverkansfaktorer.

### 2.1. Biologi och livshistoria

Öringen (*Salmo trutta*) återfinns över hela Sverige, från små bäckar och tjärnar till stora sjöar, älvar och kustområden. Arten reproducerar sig vanligen i små vattendrag och biflöden och förekommer därför uppdelad i många lokala bestånd spridda över landet.

Öringen har en mer flexibel livshistoria än lax i och med att individer eller populationer kan välja att inte vandra ut till havet eller närliggande sjö för att tillväxa, och istället stannar hela livet i vattendraget eller i en sjö. Benägenheten att vandra är delvis genetiskt betingad, men beror också på individens kondition och vattendragets konnektivitet samt om vinsterna med att vandra till mer produktiva vatten (större födotillgång och snabbare tillväxt) överväger migrationskostnaderna (större energiåtgång och dödlighet) (Bohlin m.fl. 2001; Klemetsen m.fl. 2003; Ferguson m.fl. 2019).

Öringen namnges efter var den förekommer som vuxen. Öring som vandrar till havet benämns havsöring. Hos inlandsbestånd kan öringen istället vandra till närliggande sjöar (insjööring) eller till närliggande lugnområden i större vattendrag (älvstationär öring). Alternativt tillbringas hela livet i ett mindre vattendrag (bäcköring). Alla bestånd är dock beroende av sötvatten för sin reproduktion.

Grundläggande information om öringens biologi och livshistoria finns beskrivna i Elliott (1994) och Klemetsen m.fl. (2003). Generellt varierar öringens storlek och utvecklingstakt med miljön (såsom klimat, födotillgång, konkurrensförhållanden, predationsrisk och migrationsmöjligheter). I vissa miljöer är öringen snabbväxande och mognar vid tidig ålder. I andra miljöer är öringen långsamväxande och mognar vid högre ålder. Öringen är opportunist men specialiserar sig ofta, som ung på

insektsföda i mindre bäckar, och som äldre (och vid större storlek) på fiskföda och större insekter. Könen kan skilja sig åt i storlek och resursanvändning, då honor är mer benägna än hanar att bli migrerande och söka föda i pelagiska vatten, emedan hanar utnyttjar rinnande vatten, kustnära och ytvatten mer än honor. Strömlevande öring är ofta mindre i storlek än vandrande öring, då den i större utsträckning lever på insekter och andra smådjur, till skillnad från insjööring och havsöring som söker sig till mer produktiva vatten för att tillväxa och ofta har tidigare övergång till fiskdiet (Keeley och Grant 2001; Klemetsen m.fl. 2003).

Närmare beskrivning av havsöringens biologi med fokus på svenska förhållanden ges av Degerman m.fl. (2001 och 2015a). Sammanfattningsvis återvänder öringen i regel till sitt födelsevattendrag för att leka. Under hösten kan havsöring ansamlas i större grupper utanför mindre vattendrag i avvaktan på lämpliga vattenförhållanden för att stiga upp till lekområdet. I Östersjöns större vattendrag vandrar däremot öringen, liksom laxen, i regel upp tidigare under sommaren. Den utlekta öringen vandrar sedan tillbaka till havet, antingen på hösten direkt efter lek, eller efterföljande vår (s.k. kelt eller besor). Hos öring förekommer även vandring som inte är lekrelaterad, dvs. vuxen öring som rör sig upp i sötvatten för en kort period under vinter och tidig vår (s.k. blänkare). Uppgifter om lekbeståndens storlek i olika vattendrag är ovanliga, men fem lekfiskar per 100 m<sup>2</sup> lekhabitat kan förekomma i goda bestånd på västkusten (Degerman m.fl. 2001).

Havsöringen vandrar vanligtvis ut från vattendragen till havet som smolt när de är ca 10-25 cm. Utvandringen sker vanligtvis under våren, eller senare under sommaren i de större "fjällälvarna". Smoltens storlek och ålder varierar geografiskt bland annat på grund av skillnader i klimat, vattendragens storlek, och predationsrisken i havet/sjön som öringen vandrar (L'Abée-Lund m.fl. 1989; Degerman m.fl. 2001). Smoltålder ökar därmed med latituden, från 1-3 år på svenska syd- och västkusten (varmare klimat ger högre tillväxt och tidig mognad) till upp emot 3-6 år i norra Sverige (kallare klimat och lägre tillväxt). Tidig smoltålder kan dessutom vara fördelaktigt i små vattendrag som riskerar torka ut, genom att fisken kan lämna vattendraget så snart som möjligt. Detta ses exempelvis på Gotland där individer vandrar ut till kusten redan som yngel för att växa till sig och sedan återvända till vattendraget som vuxen (Limburg m.fl. 2001; Landergren 2001, 2004). För öring som vandrar ut i områden med hög risk för predation kan det vara fördelaktigt att smoltifiera sent för att nå tillräckligt stor storlek (Degerman m.fl. 2001).

Generellt sker smoltvandring hos insjööring vid en större storlek (och högre ålder) än hos havsöring, troligtvis pga hög predationsrisk i sjöar (Aass 1993). I



norrländska sjöar med få predatorer kan det däremot vara fördelaktigt att vandra ut i sjön vid en mindre storlek (Degerman m.fl. 2001).

Havsöringen har tre kritiska perioder under livet med hög dödlighet (Degerman m.fl. 2001). Den första är uppväxten i vattendraget. Ynglen väljer territorium som optimerar tillgången till föda och samtidigt skyddar mot predatorer. Under denna period är dödligheten hög och täthetsberoende (Elliott 1994). Den andra kritiska perioden är smoltutvandringen från uppväxtplatsen till havet då dödligheten orsakad av predation från både rovfisk och fågel kan vara hög. Predationen kan vara särskilt hög vid passage av dammar, sjöar och andra lugnvatten (Degerman och Sers 1994; Degerman m.fl. 2001). Den tredje kritiska perioden är återvandringen till lekplatsen, då öringen kan påverkas av hög fiskedödlighet och begränsade vandringsmöjligheter i vattendragen.

## 2.2. Bestånd

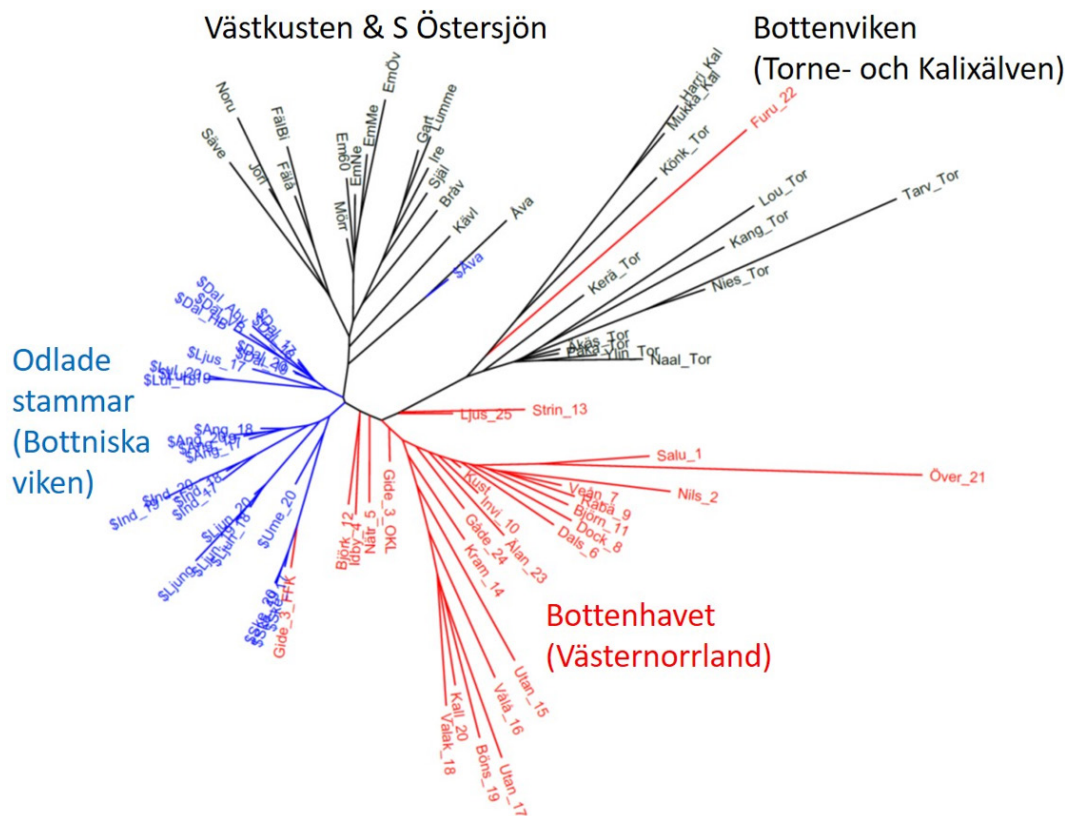
Det finns otaligt många enskilda lekbestånd av öring. Totalt räknar man exempelvis med att åtminstone 400 enskilda vattendrag som mynnar i havet är havsöringsförande. Utöver dessa tillkommer tillrinnande biflöden vilka också hyser havsöring och som kan utgöra separata populationer. Bara havsöring kan således delas upp i omkring 600-800 enskilda lekbestånd (Östergren 2013; Degerman m.fl. 2015a). Till detta förekommer strömlevande bestånd av öring, i ofta okänd omfattning, i vattendrag över hela landet (även i områden ovanför vandringshinder som inte är tillgängliga för havsöring). Vidare återfinns öring i många små och stora sjöar samt i dess tillrinnande vattendrag. Sjön används ofta som tillväxtområde, och dess till- och utflöden fungerar som lek-, och uppväxtområden. I ovanliga fall förekommer det även att öring kan leka på grunda grus- eller stenbottnar i sjön (Brabrand m.fl. 2002). Insjööring förekommer exempelvis i Vätern, Vättern, Storsjön (med Dammån), Siljan, Kallsjön, Hornavan, och många fjällsjöar.

Förutom vilda öringbestånd sätts det ut odlad öring som kompensation för vattenkraftsutbyggnad och/eller i syfte att skapa underlag för ett fiske (se avsnitt Påverkansfaktorer - Utsättningar), eller i samband med biotoprestaureringar. På odlad havsöring, samt en del kompensationsodlade inlandsstammar, klipper man bort fettfenan så att den vid fångst i kan skiljas från vildfisk. Detta gör det möjligt att i förvaltningen ta hänsyn till både vild och odlad fisk.

## 2.3. Genetik

Som beskrivs ovan är öringen uppdelad i ett mycket stort antal lokala populationer vilka oftast reproducerar sig i mindre vattendrag eller biflöden till större älvar. De flesta populationer är mer eller mindre reproduktivt isolerade och tydligt genetiskt åtskilda (se nedan). En bidragande anledning är artens beteende att i de flesta fall återvända till sin födelsevattenplats för att reproducera sig, vilket leder till att genetiska populationsskillnader uppstår och bibehålls. Utöver detta återspeglar den genetiska variation som finns inom och mellan lokala öringpopulationer artens invandringshistoria efter att inlandsisen drog sig tillbaka, historiska och nutida möjligheter till spridning (konnektivitet), populationsstorlekar samt olika former av mänsklig påverkan (t.ex. utsättningar). Delar av de ärftliga skillnader som finns mellan lokala öringpopulationer anses representera viktiga anpassningar till skilda miljöförhållanden (s.k. lokala anpassningar).

Längs kusten finns ofta ett samband mellan genetisk och geografisk distans, där populationerna är mer genetiskt lika ju närmare de ligger varandra (och vice versa). Populationer från närliggande åar/älvar kan ofta tillhöra samma genetiska ”grupp”, dvs. de är svåra att skilja åt genetiskt. Havsöring på svenska västkusten skiljer sig genetiskt från den danska sidan av Kattegatt (Bekkevold m.fl. 2020). På västkusten finns minst fyra genetiska grupperingar av havsöring (Aldvén 2016), medan det i Östersjön finns en genetisk gradient med skilda populationer från södra Östersjön till Bottenviken (Figur 1; Östergren m.fl. 2016; Palm och Söderberg 2019, 2022). Det finns även exempel på genetiskt skilda populationer av havsöring i olika biflöden inom större vattendrag (Östergren och Nilsson 2012; Palm m.fl. 2019).



Figur 1. Dendrogram ("släktskapsträd") baserat på 10 mikrosatelliter för havsöring från svenska vattendrag. Prover med vilda och kustfångade öringar från Västernorrland är rödfärgade medan odlade stammar är blåfärgade (figur delvis modifierad från Palm och Söderberg 2022). Den relativa genetiska likheten mellan de kompensationsodlade stammarna från Östersjön (Dalälven till Luleälven) indikerar att dessa förändrats över tid beroende på genflöde (via s.k. felvandring och ev. äldre omflyttningar av avelsmaterial).

Hos öring i inlandsvatten (sjöar och vattendrag) finns tydliga genetiska skillnader mellan lokala populationer, vilka ofta är större än de som kan ses längs kusterna. Utöver att öringen tenderar att återvända till den lekplats där den själv är född har populationer från olika inlandsvatten ofta varit reproduktivt isolerade under långa tidsperioder, ibland ända sedan inlandsisen drog sig tillbaka. Därför syns i regel inte heller några tydliga korrelationer mellan genetiska och geografiska avstånd (t.ex. Ryman 1983). Under senare år har DNA-studier dessutom visat att förekomst av "kryptiska" öringpopulationer – genetiskt distinkta populationer vilka lever tillsammans (sympatriskt) i samma vatten – tycks vara vanligare än man tidigare trott, baserat på endast t.ex. morfologiska karaktärer (Andersson m.fl. 2017).

## 2.4. Hälsa

I EUs direktiv om förebyggande och bekämpning av vissa sjukdomar hos vattenlevande djur (Rådets Direktiv 2006/88/EG) står öring upptagen som mottaglig eller smittbärande art för viral hemorragisk septikemi (VHS, Egtvedssjuka) som orsakas av ett rhabdovirus, och infektiös laxanemi (ISA). Ulcerös dermal nekros (UDN) är en dermatologisk sjukdom hos laxfisk som oftast drabbar lekande lax och havsöring och har påvisats i flera älvar utmed den svenska östersjökusten och västkusten (SVA 2022b). Öringen kan påverkas av svamp. Vanligast är angrepp av *Saprolegnia* spp. som är allmänt förekommande i söt- och brackvatten (SVA 2022c), och som oftast utgör en sekundär infektion som drabbar redan sjuk eller skadad fisk. De hudskador med sekundära svampangrepp som rapporterats drabba lax runt Östersjön (Dannewitz m.fl. 2023) och i Atlanten (kallat "Red skin disease", RSD), är dock inte lika vanligt rapporterade hos öring (SVA 2022d).

Proliferativ njurinflammation (PKD) är en sjukdom som orsakas av parasiten *Tetracapsuloides bryosalmonae*, vilket orsakat stora nedgångar för öringbestånd runt om i Europa (Rubin m.fl. 2019). Även i Sverige kan laxfisk påverkas, särskilt i varmare vatten. SLU Aqua studerar för närvarande förekomsten av PKD hos öring i svenska vattendrag (Formasprojekt, Prof. Anti Vasemägi). Bakteriell njurinflammation (BKD) är en smittsam sjukdom som orsakas av bakterien *Renibacterium salmoninarum*, och som utgör ett problem i odlingar där alla honor som används som avelsfisk provtas för att minska risken att smittan sprider sig till vilda bestånd. Öringen klassas som intermediärt känslig för BKD (SVA 2020).

Parasiten laxlus eller havslus, *Lepeophtheirus salmonis*, har stor påverkan på havsöringens överlevnad i vissa Norska vatten (Thorstad och Finstad 2018), där den sprids från laxodlingar. Öringen kan vara mer påverkad än laxen, då den ofta uppehåller sig närmare kusten nära odlingarna, och studier har visat att mer än 50% av de undersökta norska havsöringarna varit kraftigt påverkade (Serra-Llinares m.fl. 2018, 2020; Bøhn m.fl. 2021). Laxlöss kan även spridas till Sverige, via förrymd odlad norsk lax (Palm m.fl. 2021) samt i samband med pågående spridning av den främmande invasiva arten puckellax *Oncorhynchus gorbuscha* (se stycket nedan), då denna kan vara bärare av laxlus och andra virusjukdomar och parasiter såsom *Gyrodactylus salaris* (Artdatabanken 2023a).

Till skillnad från lax visar havsöring väldigt få tecken på M74 (Miljöfaktor-74), som hos lax orsakar reproduktionsstörning (Dannewitz m.fl. 2023). Inte heller infektiös pankreasnekros (IPN) rapporteras orsaka några större problem för öringen i Sverige, medan denna sjukdom är vanligt förekommande hos laxfisk i övriga Europa (SVA 2022a). Därutöver kan öringen drabbas av *Gyrodactylus salaris*, en parasitisk plattmask, som orsakat stor dödlighet hos norska vildlaxbestånd dit den

spridits av människan (från Östersjön där den förekommer naturligt men där laxen är motståndskraftig).

## 2.5. Öringen i ekosystemet

Öringens partiellt anadroma (delvis vandrande) livscykel gör att den utgör en viktig länk mellan sötvatten, sjö och hav (bla. genom transport av näringsämnen), samtidigt som den kan påverkas av många olika miljöfaktorer. Öringen är beroende av bra lek- och uppväxtmiljöer i vattendragen (såsom lämpligt substrat, beskuggning och flöde samt god födotillgång och skydd från fiske/predation), samt goda vandringsmöjligheter till dessa områden (konnektivitet/flöde).

Lake och gädda uppehåller sig i sjöar och lugnvatten där de kan utgöra predatorer på öring. Öring utgör dessutom en födoresurs för säl och skarv, som har ökat i antal på senare år. Studier har visat att sälen i Östersjön kan konsumera mer än dubbelt så mycket öring som landas i fisket (säl 1800 ton och fiske 670 ton, Hansson m.fl. 2018). Det är däremot okänt hur mycket öring som tas av skarv; trots att antalet individer ökat kraftigt i många områden indikerar metaanalyser att effekten på fiskpopulationer är komplicerad då ingen statistiskt signifikant effekt på öringens förekomst hittills kunnat observeras (Ovegård m.fl. 2021). Danska studier visar dock att skarvpredation kan ha en avsevärd påverkan på lokala öringbestånd (Jepsen m.fl. 2019). Likaså visar studier i Dalälven att minst en tredjedel av den odlade öring som sätts ut i älven äts upp av skarv (SLU 2022). I vissa vattendrag utgör yngel av öring och lax viktiga byten för kungsfiskare (*Alcedo atthis*), en fågel vilken klassas som ”Sårbar” i den nationella rödlistan.

I många fjällsjöar samlever öringen med röding (*Salvelinus alpinus*) där den senare kan utgöra ett viktigt bytesdjur för öringen (Norman 2023). Bäckeröding (*Salvelinus fontinalis*) förekommer i många svenska vattendrag sedan den började inplanteras i slutet av 1800-talet (Artdatabanken 2023b). Bäckeröding förekommer främst i små kalla vattendrag, och kan i vissa fall konkurrera och hybridisera med öring. I ett flertal rinnande vatten (som mynnar i havet samt Vänern) konkurrerar öringen med lax, som ofta uppehåller sig i samma habitat. Vilken av arterna som är konkurrenskraftigast beror på livsstadium och miljö; på grunda strandnära habitat kan öringen ofta trycka undan laxen, medan laxen konkurrerar ut öringen i mer strömmande vatten (Armstrong m.fl. 2003). En annan art som kan komma att konkurrera med öringen i framtiden är puckellaxen, som senaste åren brett ut sig i Norge, och som även börjat sprida sig till svenska västkusten (Staveley och Ahlbeck Bergendahl 2022). Utvecklingen av puckellaxens utbredning i svenska vatten behöver följas, då puckellaxen kan komma att konkurrera med lax och öring om föda och lekströmmar (Diaz Pauli m.fl. 2023).

Öringen (och laxen) utgör viktiga värddjur för flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) som är klassad som ”Starkt Hotad” i den nationella rödlistan, som ”Hotad” i IUCN:s globala rödlista, och som även är inkluderad i Havs- och vattenmyndighetens åtgärdsprogram för hotade arter. Flodpärlmusslans fortplantning är beroende av förekomst av laxfisk. Flodpärlmusslans larver överförs till öring (eller lax) där den sitter på fiskens gälar tills den vuxit till en liten mussla då den släpper taget. Genetiska studier har visat att det i Norge finns två distinkta populationsgrupper av flodpärlmussla där larverna inom den ena gruppen endast fäster på gälar hos öringar, medan den andra endast har lax som värdorganism (Karlsson m.fl. 2014). Större mängder av larver från flodpärlmussla kan ha negativ påverkan på öringens hälsostatus och kroppsstorlek (Wengström 2022).

## 2.6. Påverkansfaktorer

Öringens status i Sverige påverkas av flera olika typer av faktorer, såsom graden av tillgänglighet (konnektivitet) och kvalitet på lek- och uppväxtområden i vattendragen, faktorer som direkt påverkar fiskens överlevnad (fiske och predation) samt dess genetiska inomartsvariation (t.ex. utsättningar).

### 2.6.1. Markanvändning – restaureringar

Markanvändning påverkar öringens habitat i vattendragen genom rensningar, utdikningar, kulverteringar, rätningar och torrläggningar. En stor del av, för öringen viktiga, strömhabitat har exempelvis påverkats kraftigt av tidigare timmerflottning. Dessutom kan kalavverkning inom skogsbruket leda till att lekområden förstörs på grund av ökad sedimenttillförsel samtidigt som skyddande vegetation och beskuggning minskar. Restaureringsåtgärder som är lämpliga för akvatiska miljöer och torrfårar finns bl.a. beskrivna av Degerman och Näslund (2021), Gustafsson och Ibbe (2022), samt Widén m.fl. (2022).

På senare år har många restaureringsprojekt bidragit till att förbättra öringens miljöer i många vattendrag (Naturvårdsverket 2007). Inom projektet ReTrout 2017-2021 pågick nyligen ett ”Blue-growth” projekt (delvis finansierat av INTERREG Baltic Sea Region) med mål att förbättra potentialen för hållbar öringfisketurism i Östersjön genom förbättrad ekologisk status i vattendrag där arten reproducerar sig. Inom projektet arbetade man bland annat med att ta fram lämpliga restaureringsåtgärder. Ett annat exempel är projektet ReBorN Life (EU-Life) som under åren 2016-2022 restaurerade flottledsrensade vattendrag i Norrbotten och Västerbotten, vilket resulterade i 243 km återställda vattendrag, 109 ha återskapade vattenhabitat, och nya lekbottnar för lax och öring i Lögdeälven, Byskeälven,

Åbyälven, Piteälven, Råneälven och Kalixälven. I övrigt finns närmare 300 olika åtgärder listade i databasen "Åtgärder i vatten", vilka under perioden 2017-2021 utförts för att förbättra miljön för öring i ett flertal vattendrag spridda över Sverige.

### 2.6.2. Försurning – kalkning

Öring har relativt höga miljökrav och är känslig för försurning. Många svenska vattendrag, från Bohuslän till norra Västerbotten, är eller har varit försurade. Sedan början på 1970-talet kalkas det därför i många vattensystem, vilket ofta är en förutsättning för att bl.a. den försurningskänsliga öringen ska överleva. I många vattendrag har öringen också återhämtat sig, även om den fortfarande är beroende av kalkningsinsatser (Degerman m.fl. 2015b). Kalkning sker även i cirka en tredjedel av landets försurade sjöar, varav 5% med öring som målart (Holmgren och Petersson 2021).

### 2.6.3. Vandringshinder – restaureringar och Nationella planen för moderna miljövillkor (NAP)

Totalt finns idag mer än 2 000 vattenkraftverk av olika storlekar samt uppskattningsvis ca 11 000 dammanläggningar längs med svenska vattendrag enligt SMHI:s dammregister. Utöver detta finns även ett stort antal (för fisk svårpasserade) vägtrummor i mindre bäckar.

I databasen "Åtgärder i vatten" listas 19 borttagna vandringshinder (främst dammar) under perioden 2017-2021, men listan är inte komplett. Andra exempel är det pågående projektet "Life Connects" där man under perioden 2019-2025 arbetar med att ta bort vandringshinder i sju sydsvenska vattendrag, vilket innebär återskapade passage- och vandringsmöjligheter samt väntas ge bättre bottenstrukturer och vattenkvalitet. Inom projektet "Remibar" har 304 vandringshinder åtgärdats fram till 2016 i fem avrinningsområden i Norrbottens och Västerbottens län (Ångesån, Råneälven, Varjisån samt Sävarån och Lögdeälven), vilket lett till att 161 mil vattendragssträcka har öppnats upp och gjorts tillgänglig för havsvandrande laxfisk (Kestrup 2018). Det är också sannolikt att många vattendrag får förbättrad konnektivitet i samband med den nationella planen för omprövning av vattenkraft till moderna miljövillkor (NAP), vilket kan leda till att dammar och kraftverk rivs ut eller öppnas upp för vandrande fisk.

Vattenkraften och andra vandringshinder har påverkat öringen på många sätt, till exempel genom förändrade flödesregimer och ett fragmenterat landskap, vilket försvårar eller förhindrar artens vandringar och reproduktion samt har delat upp större populationer i flera mindre. Till exempel har nära 1000 torrfåror, dvs vattendragssträckor (ofta strömmande partier) där vatten letts bort via kanaler eller

tunnlar för att passera genom vattenkraftverks turbiner, identifierats och kartlagts i Sverige (Widén m.fl. 2022). Huvuddelen av dessa (77%) saknar beslut om minimitappning, vilket innebär att sträckan helt eller periodvis kan ha mycket lite eller inget vatten alls. God vattenföring är inte bara viktig för uppvandrande fisk, utan även för öringens överlevnad under unga livsstadier samt vid utvandring ur vattendraget (Degerman m.fl. 2001).

#### 2.6.4. Klimatförändringar

Den pågående klimatförändringen kan utgöra ett hot för många öringbestånd runt om i Europa. Mindre vattendrag riskerar att periodvis torka ut eller översvämmas i takt med att vattenflödena blir alltmer varierande. Ett varmare klimat kan till exempel påverka öringens utbredning, täthet, tillväxt, mognad, överlevnad och migrationsmönster (se översikt i Magnusson 2022). Effekterna förväntas dock variera beroende på det geografiska läget (Jonsson och Jonsson 2009). På högre höjd över havet och på mer nordliga breddgrader kan en ökande medeltemperatur sannolikt gynna öringen genom ökad produktivitet och etableringsmöjligheter på nya områden (Comte m.fl. 2013). På mellanliggande och lägre breddgrader i Europa, bedöms effekterna generellt bli negativa på grund av minskad tillgång på lämpliga livsmiljöer samt ökad mottaglighet för parasiter och sjukdomar (Almodóvar m.fl. 2012). Negativa effekter kan också förväntas på alla breddgrader när livsmiljöerna blir mindre stabila och temperaturen överstiger den optimala temperaturen för öringens olika livsstadier (Jonsson och Jonsson 2009). Särskilt sårbara för klimatförändringar i Sverige kan vara öringbestånd i kraftigt reglerade vattendrag (Donadi m.fl. 2021) samt i små vattendrag i södra Sverige (Donadi m.fl. 2023). Utbredning av gädda i ett varmare klimat kan också bli ett växande hot mot många bestånd av insjööring (Hein m.fl. 2014; Öhlund m.fl. 2015).

#### 2.6.5. Utsättningar

Utsättningar av odlad havsöring sker främst som kompensation för vattenkraftsutbyggnad i ett antal norrlandsälvar (enligt vattendom), samt längre söderut för att berika fisket (t.ex. i Stockholms skärgård). Utöver detta sker även kompensationsutsättningar av odlad insjööring i ett antal större sjöar och vattendrag (bl.a. Vänern, Siljan och Storsjön), och i fjällområden har öring flyttats till många ursprungligen fisktomma vatten (Pakkasmaa och Petersson 2005). Utsättningar med odlade öringstammar sker även i många mindre inlandsvatten, främst för att främja lokalt fiske, och i vattendrag i samband med biotoprestaureringar. Under perioden 1995-2001 utfärdade länsstyrelserna närmare 7 000 tillstånd för öringutsättningar (Laikre och Palmé 2005, Laikre m.fl. 2006), med minst 96 olika öringstammar, av vilka nära hälften satts ut i annat län än varifrån de härstammar (Laikre m.fl. 2008).

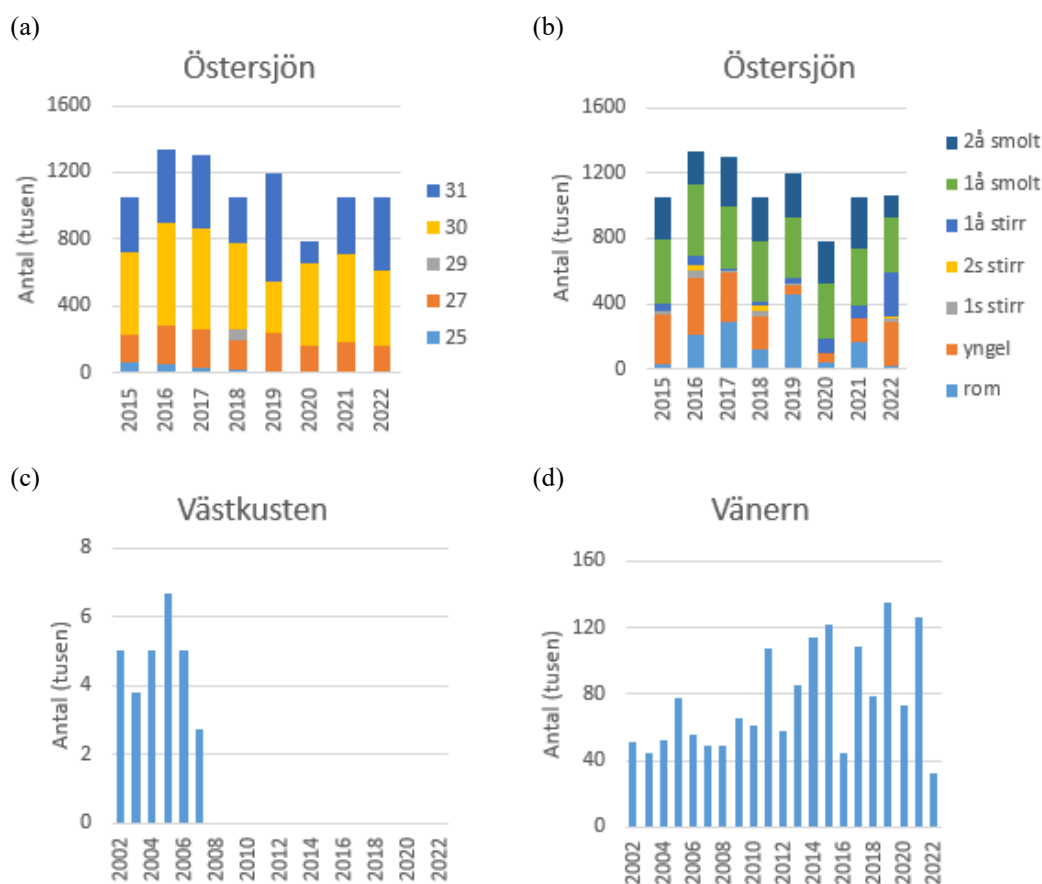


Under 2019 sattes, exempelvis, närmare 1,2 miljoner öringar ut (rom, stirr och smolt) i svenska vattendrag mynnande i Östersjön, varav ca 646 000 som smolt (54%, Figur 2). Fettfenan klipps bort på all odlad smolt av öring (och lax) som sätts ut i kustmynnande vattendrag (eller direkt vid kusten) så att denna kan skiljas från vildfödd fisk. Även i Väneren ska all odlad smolt som sätts ut vara fettfeneklippt. I Umeälven och Dalälven sätts det ut odlad smolt varav vissa är märkta med s.k. PIT-märken, passive integrated transponder tags (6000 utsatta smolt varav 2000 PIT-tagmärkta år 2019), vilket bl.a. möjliggör studier av öringens havsöverlevnad. PIT-märken används även vid fångst-återfångstförsök i syfte att beräkna utvandringsmängder av vild öring- och laxsmolt.

Som nämns ovan sker utsättningar med många olika odlade öringstammar, varav flera tidigare har bedömts som särskilt värdefulla (t.ex. Gullspångsöring) då de i sin ursprungliga miljö uppvisar god tillväxt och hög medelstorlek (t.ex. Bergman m.fl. 1989). De flesta öringstammar som använts för utsättning i insjöar och kraftverksmagasin har dessutom valts då de i olika märkningsförsök visat hög återfångst i antal och/eller kilo återfångad fisk per antal frisläppt märkt fisk (t.ex. Gönczi m.fl. 1986). Utvärderingar av ekologiska eller genetiska konsekvenser av öringutsättningar är ovanliga, även om exempel finns (se t.ex. Dannewitz m.fl. 2014; Palm 2021).

Trots tydliga molekylärgenetiska skillnader mellan öringar med olika geografiska ursprung tycks dock inte stamtillhörighet vara en faktor av avgörande betydelse för möjligheten att bli storvuxen; snarare visar experiment att det tycks vara de lokala miljöförhållandena (t.ex. födotillgången) som har störst betydelse (Palm och Ryman 1999). Det vill säga, avkomma från en storvuxen stam behöver inte bli (lika) stor i en annan miljö. Däremot uppvisar olika öringstammar beteendemässiga skillnader vilka i högre grad tycks vara ärftligt betingade, t.ex. benägenheten att vandra (Palm och Ryman 1999). Det senare kan, om (när) det resulterar i skilda födosöksområden, även ge skillnader i tillväxt och medelstorlek.

Graden av lokal anpassning hos naturliga populationer bestäms sannolikt av ett stort antal samverkande fenotypiska (d.v.s. morfologiska, fysiologiska och beteendemässiga) egenskaper, utöver det begränsade antal karaktärer som traditionellt ansetts vara av särskild betydelse för praktisk fiskevård. Även om en viss odlad stam överlag visar sig ge bättre utbyte (större fångst) efter utsättning i olika vatten, finns genetiska risker om den utsatta fisken med annorlunda genetisk bakgrund sprider sina gener till vilda populationer (se avsnitt 4.3).



Figur 2. Utsättningar av öring i Östersjön, uppdelat på (a) ICES delområde, och (b) ålder (inklusive rom). Nedre figuren visar antal utsatta öringar på (c) Västkusten, och i (d) Vänern.

## 2.6.6. Fiske

De flesta öringbestånd är numerärt små och något riktat kommersiellt fiske efter arten förekommer i princip inte, annat än som bifångst utanför de stora laxälvarna samt historiskt även i laxfisket till havs i södra Östersjön (enligt beslut från EU är dock riktat fiske efter lax söder om norra ICES delområde 29 förbjudet sedan 2022; sportfiske (trolling) efter fenklippt lax är dock fortsatt tillåtet). Totalt har fiskets havsfångster av öring varit lägre de senaste 20 åren än under 1900-talet (Figur 3a). Totalt landades runt sju ton i yrkesfisket 2021 (6,8 ton i Östersjön och 0,1 ton på Västkusten, Figur 3c-d). I Vänern landade yrkesfisket 4,1 ton (odlad öring) och i Vättern 3,6 ton (vild öring) under samma år (Figur 3e).

Fångstuppgifter på fritidsfisket av öring är svårt att samla in, och är därför mycket osäkra. Baserat på enkätuppgifter bedöms fritidsfiskets fångster av öring stå för den absolut största delen av den öring som landas (Figur 3b). Öring fiskas längs hela den svenska kusten, och särskilt på västkusten kan fritidsfisket vara omfattande.

Fritidsfiske sker framför allt under vår och höst (med spö från båt eller land), men öring fångas även vid nätfiske längs kusterna (här fångas även ofta fisk under minimimåttet). I vissa områden bedrivs även ett kustnära trollingfiske riktat efter öring. Då det kustnära nätfisket bedömts ha stor påverkan på bland annat havsöring har restriktioner införts. Sedan 2006 är nätfiske begränsat på grundare vatten än 3 meter längs Bottenvikskusten. År 2019 infördes även begränsningar för nätfiske från norra Uppsala län till Västernorrlands län.

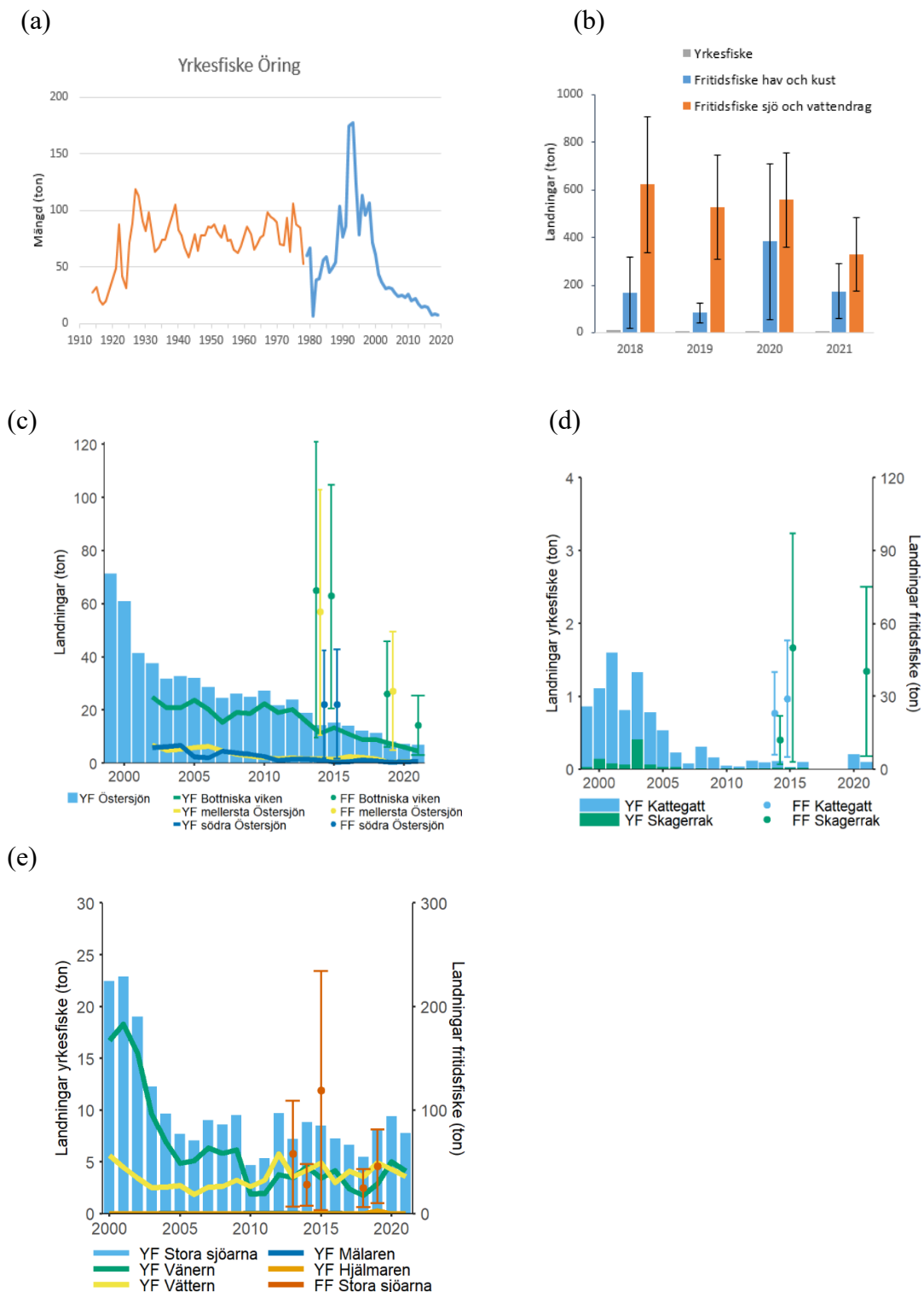
Även om kunskapsläget om fritidsfiskets fångster av öring är bristfälligt finns undantag. Inom en studie över fritidsfisket på Gotland uppskattades att det finns ungefär 300–400 personer som ägnar sig åt nätfiske och 2 500 – 3 700 personer som årligen ägnar sig åt spöfiske på ön (Blicharska och Rönnbäck 2018). De som nätfiskar hade en fiskeansträngning på  $13,6 \pm 13,8$  dagar och en fångst av 10 – 13,3 öringar per år. I nätfisket behålls majoriteten av den fångade fisken (95%). Baserat på dessa uppgifter, och en antagen dödlighet hos återutsatt öring på 80%, bedömdes uttaget av öring i det gotländska nätfisket till 2 300 – 4 600 öringar per år (Magnusson m.fl. 2022). De som ägnade sig åt spöfiske spenderade totalt ca 32 000 dagar per år med fiske riktat efter öring. Majoriteten fiskade 3–10 dagar per år och fångade i genomsnitt 8,2 öringar per år (Blicharska och Rönnbäck 2018). I genomsnitt sattes 86% av öringen tillbaka. Baserat på dessa uppgifter, och en antagen dödlighet hos återutsatt öring på 4%, skattades det totala uttaget av öring i Gotländska fritidsfisket med spö till 3 500 – 5 400 öringar per år (Magnusson m.fl. 2022).

I större vattendrag (>10 m bredd) är spöfisket riktat dels mot ”blänkare”, dvs. öring i god kondition som befinner sig i vattendragen utanför lektid (vår, senhöst och vinter), dels mot lekvandrande fisk (sommar/sensommar). I några vattendrag förekommer även vinterfiske efter utlekt fisk. I de utbyggda älvarna fiskas det intensivt efter odlad öring nedströms de nedersta kraftverken. Fångstuppgifter för havsöring i rinnande vatten insamlas mestadels från de större laxälvarna, och statistiken är därför inte komplett. I mindre vattendrag sker dock inte mycket fiske efter öring. I många vattendrag är fiske efter öring tidsreglerat för att skydda öringen under lek. Lokala förvaltningsorganisationer har möjlighet att ytterligare begränsa uttaget av lax och öring, och i vissa vattendrag råder förbud mot att avliva fisk. I Torneälven, där beståndet av havsöring bedöms vara mycket svagt, är exempelvis öringfiske helt förbjudet sedan 2013 (Palm m.fl. 2023).

Numera är ”catch and release” (C&R), vilket innebär regelstyrd eller frivillig återutsättning, stort och växande inom fritidsfisket med spö efter öring (och lax). Enligt SCB:s nationella enkät återsattes under åren 2018-2020 i medel 46% av all öring, och 57% av all havsöring som fångades i sportfisket (Havs- och

vattenmyndigheten 2022). Detta är lägre siffror än vad som rapporteras i en studie av spöfisket efter öring på Gotland, där huvuddelen av fångsten (86%) släpps tillbaka (Blicharska och Rönnbäck 2018). Även om C&R avsevärt minskar effekten av fisket på bestånden, finns ändå en dödlighet; uppskattningsvis dör mellan 2 till 10% efter återutsättning, beroende på typ av krok, vattentemperatur, hur djupt fisken krokats och dess allmänna kondition (se referenser i Magnusson m.fl. 2022). Andra studier visar dock att dödligheten efter återutsättning kan vara lägre än så (Skov m.fl. 2022, 2023). Samtidigt finns studier som visar att dödligheten (hos lax) efter återutsättning kan vara högre än 10%, särskilt vid höga vattentemperaturer (Havn m.fl. 2015).

Det sker även fiske efter öring i sjöar, särskilt i fjällen. För fritidsfiske i enskilt vatten (sjöar och vattendrag) behövs tillstånd att fiska från den som har fiskerätt. Utöver fiskekort finns fångstbegränsningar i vissa inlandsvatten (se [www.svenskafiskeregler.se](http://www.svenskafiskeregler.se)). Fisket i många sjöar är idag i stort sett oreglerat, med vissa undantag. Ovanför odlingsgränsen har länsstyrelsen generella fiskekort (kvoterade i vissa vatten). Ovan odlingsgränsen i Norrbotten är det exempelvis tillåtet att behålla högst fem öringar och harrar (totalt) per fiskare och dag, med ett minimimått på 35 cm för öring.



Figur 3. Fångster av öring i (a) yrkesfiske i havet under åren 1914-2019, där orangea linjen i hög grad bygger på försäljningsstatistik som sedan 1979 kompletteras med uppgifter från loggböcker (blå linje), (b) yrkesfisket och fritidsfisket 2018-2021 (landningar), samt (c-e) yrkesfiskets landningar 1999-2021 uppdelat på olika områden tillsammans med osäkra skattningar på fritidsfiskets fångster. Figurer från Magnusson m.fl. (2020) och Fiskbarometern (SLU 2023).

## 3. Beståndsanalys

Förvaltningen av svenska öringbestånd kopplas lämpligen till beståndsanalyser och statusklassningar av öring. I detta avsnitt sammanfattas ett urval metoder som används för att bedöma öringens status i olika sammanhang. Först presenteras den metod som används av det Internationella havsforskningsrådet, ICES för att årligen bedöma havsöringens status i Östersjöområdet, som också ligger till grund för den statusbedömning som togs fram av Helsingforskonventionen 2018. Därefter följer en genomgång av data och analyser med fokus på Sverige (se avsnitt Nationell beståndsstatus), inklusive den analys som årligen presenteras av SLU i Fiskbarometern (tidigare Resurs och Miljööversikten). I sista avsnittet (avsnitt 3.3) ges exempel på statusbedömningar som tagits fram inom ICES arbetsgrupp WGTRUTTA, det vetenskapliga rådet i Norge, samt en modell som är under utveckling av Marine Scotland Science.

### 3.1. Internationella statusbedömningar

#### 3.1.1. Östersjöområdet, ICES

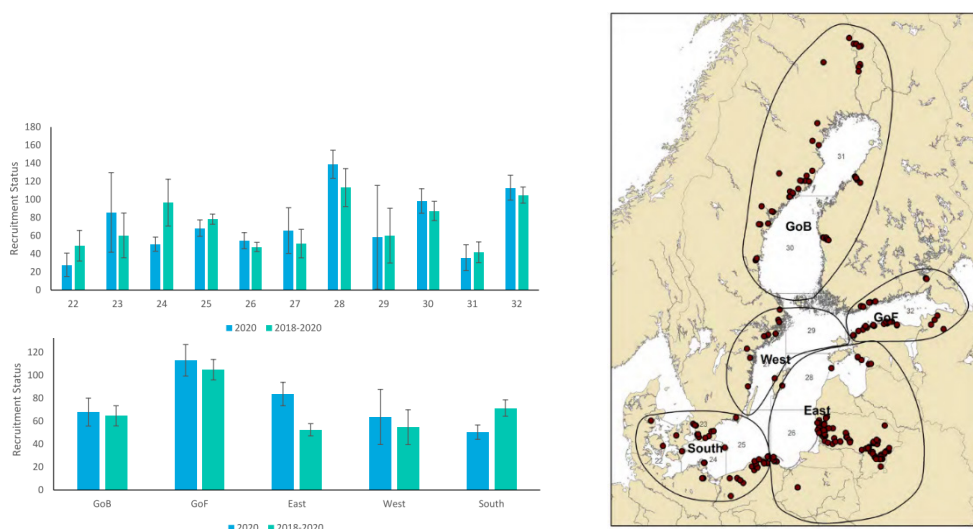
Status för havsöring i Östersjöområdet analyseras översiktligt varje år inom Internationella havsforskningsrådets (ICES) arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (WGBAST; ICES 2021). För Östersjöområdet skattas WGBAST rekryteringsstatus genom jämförelser av observerade tätheter av årsungar (0+) på fasta elfiskelokaler med beräknade förväntade (optimala) tätheter av stirr (årsungar, 0+). Den senare referensnivån erhålls via en särskild regressionsmodell (ICES 2015) utifrån den aktuella lokalens bedömda lämplighet som öringhabitat (enligt THS, trout habitat score, 0-12; baserat på flera fysiska parametrar), vattendragets bredd, dess årliga medellufttemperatur, samt latitud och longitud:

$$\text{Log}_{10} (0+\text{optimal density}) = 0.963 - (0.906 \cdot \text{logwidth}) + (0.045 \cdot \text{airtemp}) - (0.037 \cdot \text{longitude}) + (0.027 \cdot \text{latitude}) + (\text{THS} \cdot 0.033).$$

Regressionsmodellens sex koefficienter är baserade på en tidigare analys av ett urval av lokaler och de tre år i dessa tidsserier då stirrtätheten varit som högst. För

vissa delar av utbredningsområdet i Östersjön (särskilt norra delen) är det dock osäkert om dessa utvalda lokaler och år representerade full reproduktionspotential. Därför kan det vara så att regressionsmodellen överskattar rekryteringsstatus för den norra delen av utbredningsområdet. Status kan dessutom tekniskt sett skattas högre än 100% för enstaka år, eftersom det referensvärde som tas fram i regressionsmodellen bygger på medelvärden av tidigare uppmätta tätheter (ICES 2021). Alternativa modeller och metoder för att skatta referensvärden och beståndstatus för havsöring är under utveckling inom ICES arbetsgrupp WGTRUTTA (se avsnitt 4).

Inför WGBASTs årliga rapport analyseras data från ett urval av öringvattendrag i flera länder, där rekryteringsstatus redovisas för ICES olika delområden (Subdivisions, SD) inom Östersjön (Figur 4a) samt för större geografiska områden (Figur 4b). Dessa resultat visar att öringens status varierar geografiskt, med relativt hög status i delområde 28 och 32 och låg status i delområde 31 (Bottenviken).

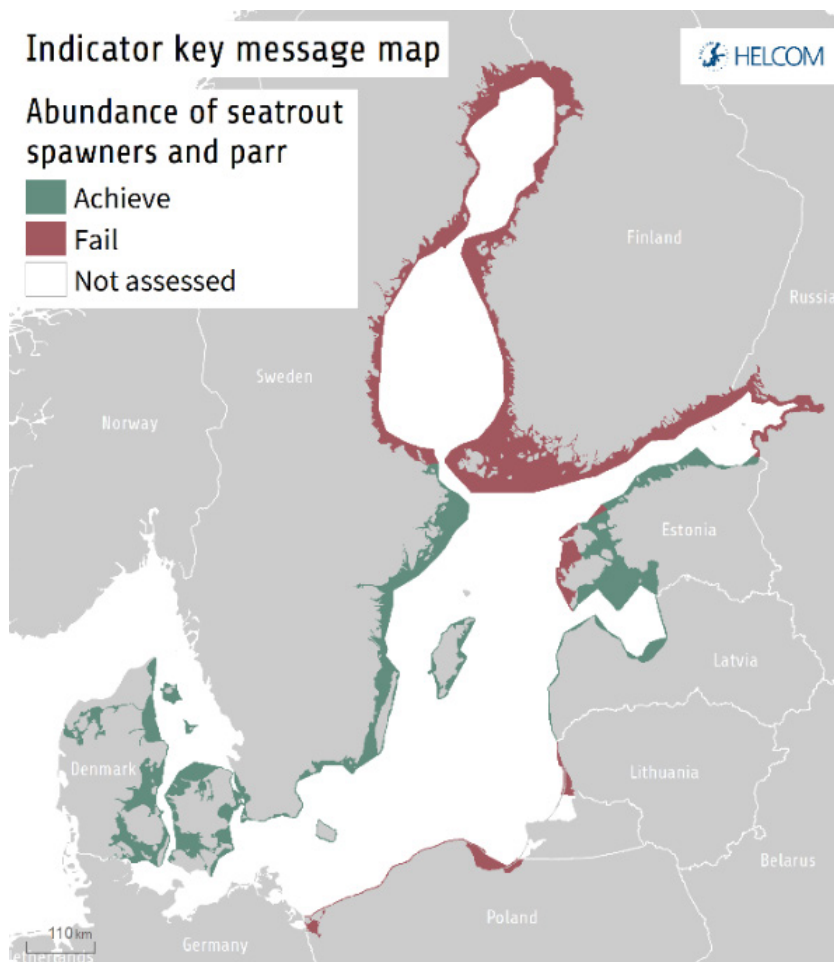


Figur 4. Genomsnittlig rekryteringsstatus (%) hos havsöring i vattendrag runt Östersjön uppdelat på CES delområden, och geografiska områden (se karta till höger). Figurer från ICES (2021)

### 3.1.2. Östersjöområdet, Helcom

Helsingforskonventionen (Helcom) har utvecklat en statusindikator för havsöring som bygger på ovanstående ICES-skattningar av observerade och förväntade (potentiella) tätheter av sturr i olika områden samt på data för uppvandring av leköring i vattendrag (laxälvar) där detta samlas in. I likhet med ICES analyser (se ovan) varierar beståndstatus enligt Helcoms bedömningar mellan regioner (Figur 5), där den bedömts vara särskilt låg i Östersjöns södra (ICES södra delområde 25

och 26) och norra delar (ICES delområden 29-31 och norra delområde 32), medan den är högre i den sydvästra delen (ICES delområden 21-24 och 27-29 samt norra delområde 25).



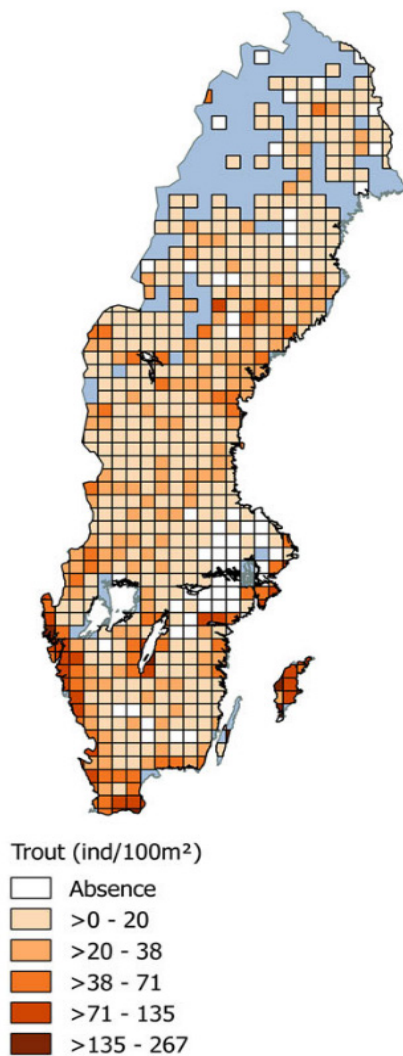
Figur 5. Skattad status för havsöring 2018 baserat på antal lekfiskar och stirrtätheter 2011-2016, där Achieve betyder god status och Fail betyder dålig status (bland annat om medeltätheten av stirr är över respektive under 50% av referensvärdet). Figur från Helcom (2018).

### 3.2. Nationell beståndstatus

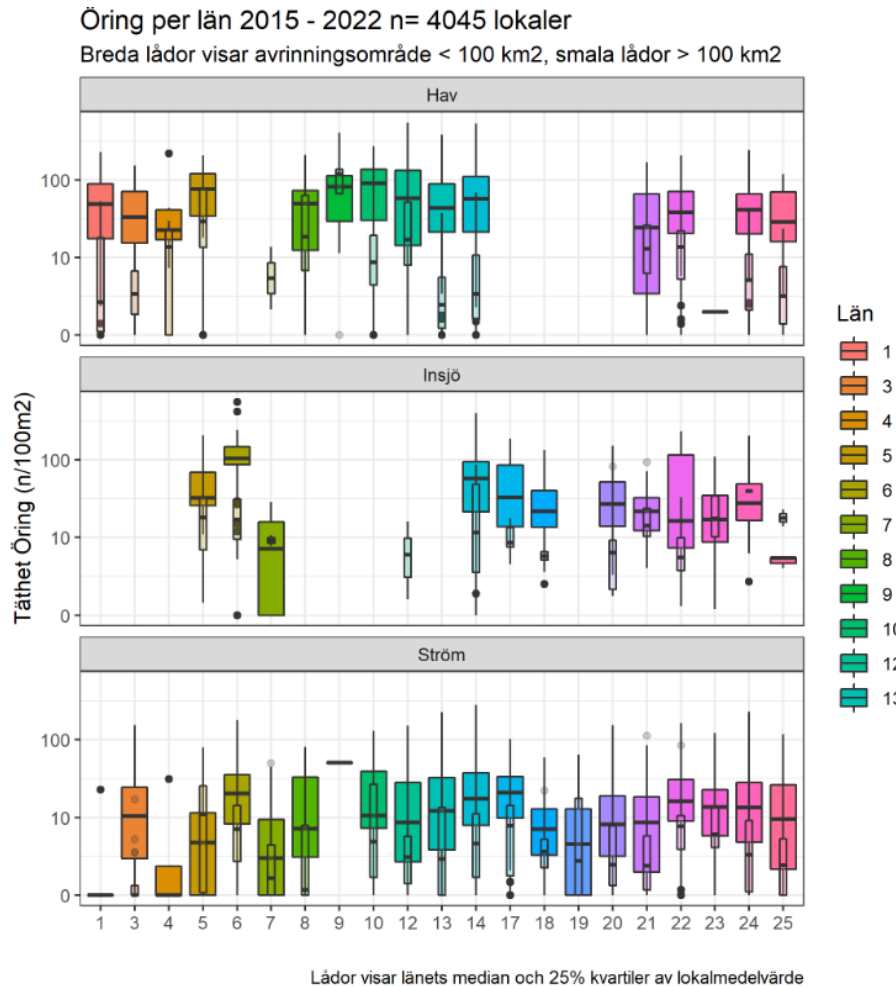
Havsöringens status i Sverige (samt status för insjööring i Vänern och Vättern) sammanfattas årligen av SLU Aqua på uppdrag av HaV (Havs- och vattenmyndigheten) i den s.k. Fiskbarometern (tidigare kallad Resurs och miljööversikt). Analyserna baseras främst på elfiskedata från tillrinnande vattendrag, vilka lagras i elfiskeregistret SERS.



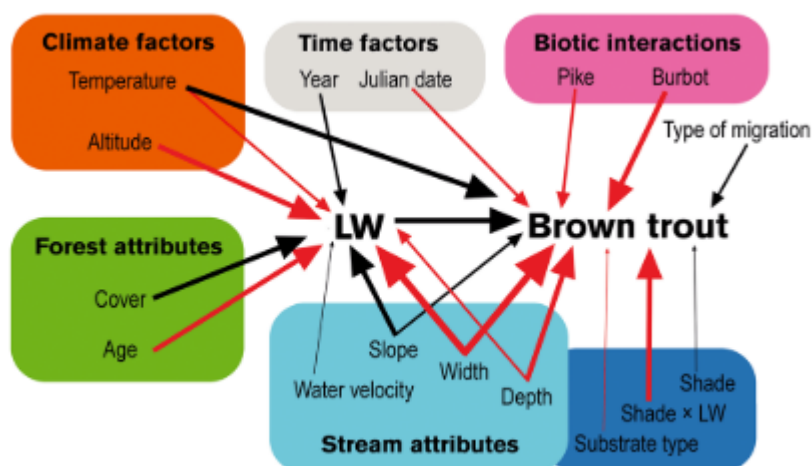
SERS omfattar elfiskedata från mer än 20 000 lokaler fördelade på drygt 6 000 vattendrag över hela Sverige (inklusive inlandet). I dessa elfisken är det för laxfisk främst yngre individer (stirr) som fångas. Öring (alla former) har observerats i 66% av de fiskade vattendragen (på 62% av lokalerna). Enligt expertbedömningar har havsöring registrerats på ca 17% av alla elfiskade lokaler (med bedömt fri vandring till/från havet), och insjööring på ca 8%. Tätheterna av öring skiljer sig över landet (Figur 6) beroende på klimatrelaterade parametrar, men också beroende på vattendragets storlek och om beståndet är havsvandrande eller inte (Figur 7). Täthet och förekomst av juvenil öring i vattendragen kan bäst förklaras av platsens klimat (temperatur), vattendragets karaktär (vattendragets bredd och djup, och beskuggning), samt andelen död ved i vattendraget (Figur 8, Donadi m.fl. 2019).



Figur 6. Täthet av öring i olika delar av landet. Figur från Donadi m.fl. (2019)

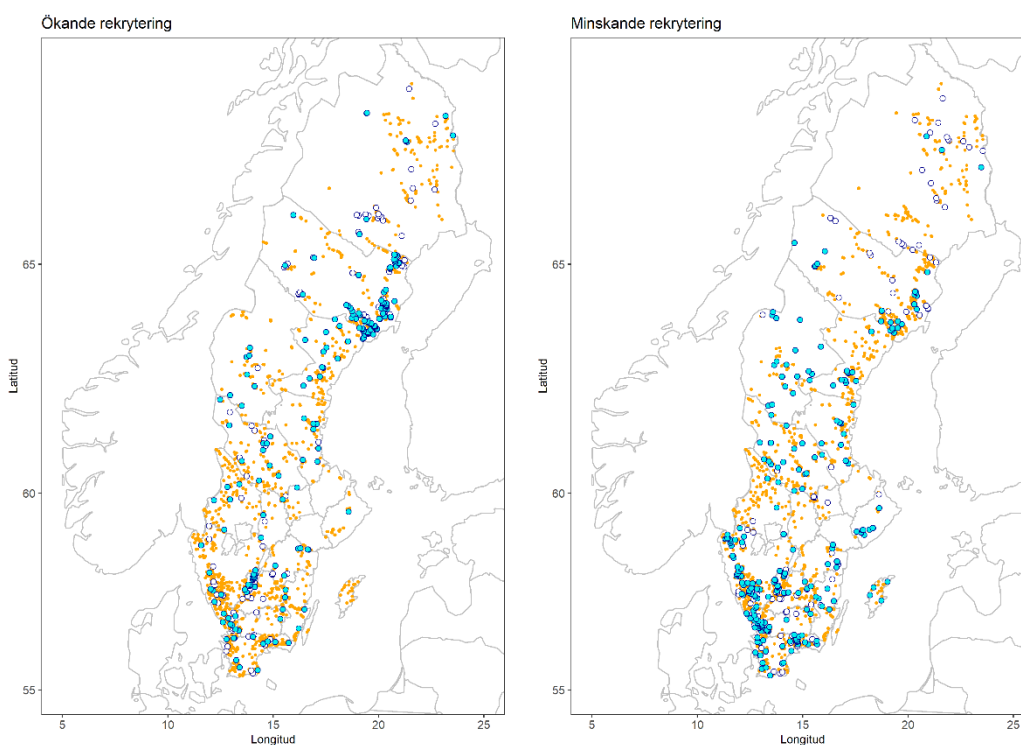


Figur 7. Täthet av öring per län (länsnummer) uppdelat på havsvandrande, insjövandrande, och strömlevande populationer. För varje län har lokalerna delats upp i två grupper baserat på storleken på uppströms avrinningsområde (lokaler med uppströms avrinningsområden större än 100 km<sup>2</sup> har generellt lägre tätheter och är plottade med svagare färg). Länsnummer: 1 Stockholm, 3 Uppsala, 4 Södermanland, 5 Östergötland, 6 Jönköping, 7 Kronoberg, 8 Kalmar, 9 Gotland, 10 Blekinge, 12 Skåne, 13 Halland, 14 Västra Götaland, 17 Värmland, 18 Örebro, 19 Västmanland, 20 Dalarna, 21 Gävleborg, 22 Västernorrland, 23 Jämtland, 24 Västerbotten, 25 Norrbotten. Data från SERS.

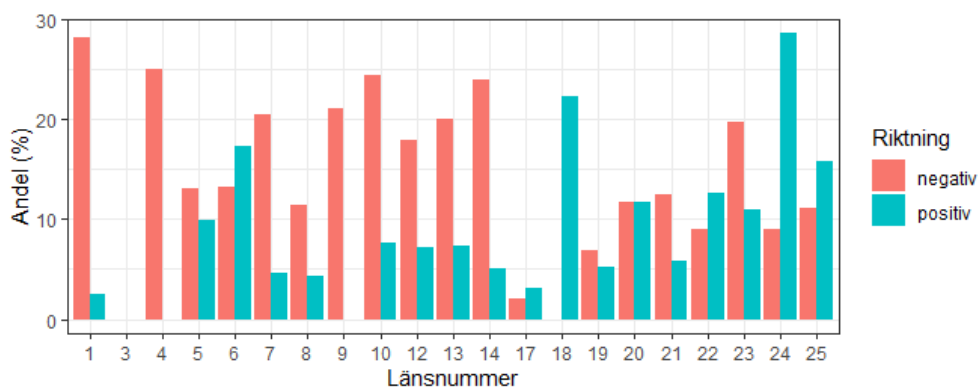


Figur 8. Strukturell modell som bäst förklarar förhållandet mellan prediktorer och täthet av öring baserat på elfiskedata från SERS. Svarta pilar indikerar positiva effekter, röda pilar indikerar negativa effekter. Bredden på pilarna är proportionerlig med standardiserade koefficienter från den strukturella modellen. LW representerar död ved. Figur från Donadi m.fl. (2019). Notera att här har hög ålder på skog en negativ effekt på andelen död ved, vilket beror på att död ved räknas i antal grenar (ung skog ger många mindre grenar i vattnet). Om död ved istället räknats som biomassa skulle effekten av skogens ålder troligen varit av motsatt riktning (då död ved i äldre skog främst består av större, men färre, grenar och stockar).

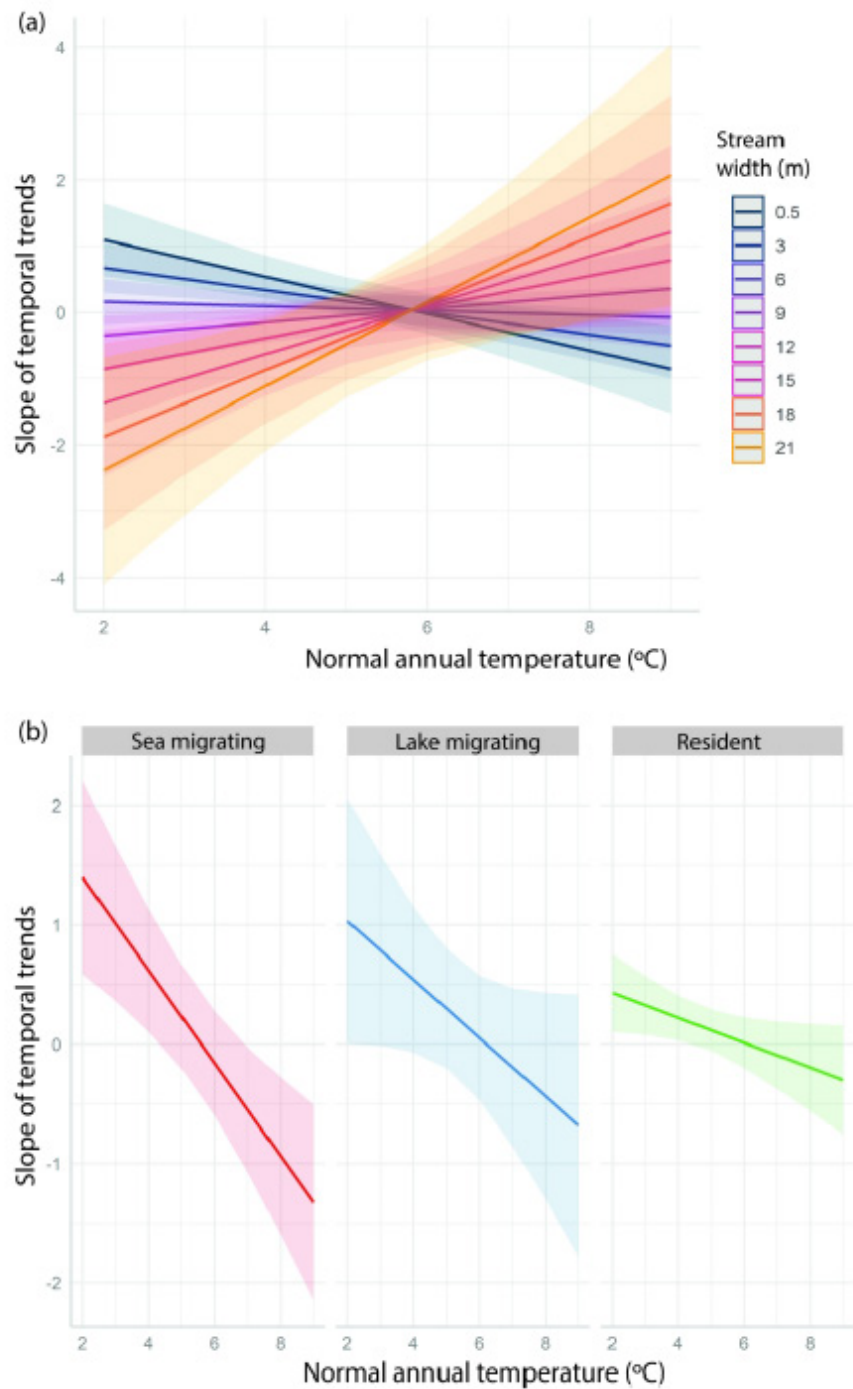
Trendanalyser baserade på öringtätheter för enskilda lokaler (linjär regression på lokaldata från SERS) visar att förändringen i rekrytering varit övervägande positiv i vissa geografiska områden, och övervägande negativ i andra (Figur 9 och 10). Dessa resultat stämmer överens med en analys av elfiskedata från hela landet (Donadi m.fl. 2023) som visar att förändringen i tätheter för öring över tid (graden av förändring) beror både på årsmedeltemperatur och på vattendragets storlek (bredd, Figur 11a). Förändringen över tid är också relaterad till öringens livshistoria (havsvandrande, sjövandrande eller stationär, Figur 11b). I kalla områden (främst i norr eller vid hög altitud) har tätheten i stora vattendrag minskat över tid, och i små vattendrag ökat över tid. I varmare områden har tvärtom tätheten av öring i stora vattendrag ökat medan den minskat i små vattendrag, sannolikt delvis på grund av torka. Även tätheten av havsvandrande öring har ökat i kallare områden och minskat i varmare områden. Strömlevande öringar har däremot inte påverkats i lika stor grad som havsvandrande och insjövandrande bestånd (Donadi m.fl. 2023).



Figur 9. Lokaler med ökande rekrytering (vänster figur, blå cirklar) och minskande rekrytering (höger figur, blå cirklar) av öring (alla former) 1990-2022, baserat på lokaler med minst 5 års data, där senaste elfisket utfördes 2019 eller senare (linjär regression,  $n = 2\,283$  lokaler). Lokaler utan statistiskt signifikant trend visas som gul cirkel. Ifyllda blå cirklar visar kvantitativa elfisken. Ej ifyllda blå cirklar visar kvalitativa elfisken. Data från SERS.



Figur 10. Andel av lokaler med ökande respektive minskande trender i rekrytering (linjär regression) 1990-2022, baserat på samma data som i Figur 9. För länsnummer se Figur 7.



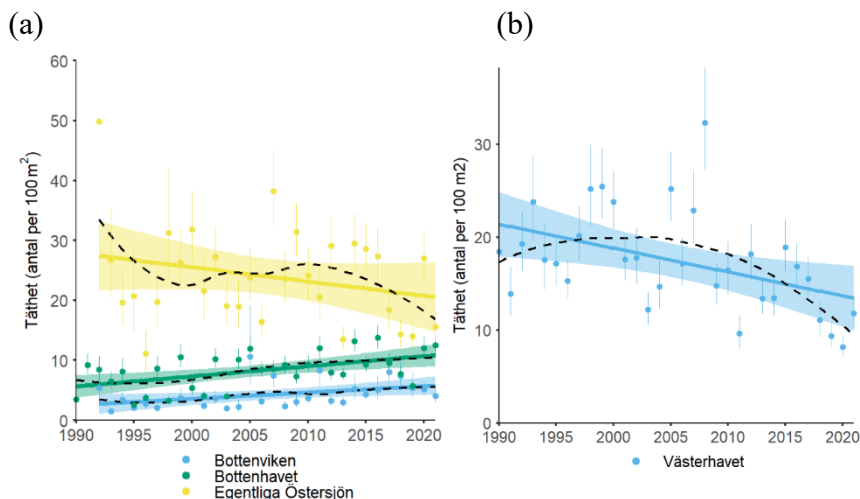
Figur 11. Förväntad grad av förändring i öringtäthet över tid som funktion av årstemperatur i (a) vattendrag med olika vattendragsbredd (m), och (b) olika migrationsstrategier (havsöring, injööring, och strömlevande öring). Lutningen baseras på medelvärden av enskilda lokalers lutningskoefficienter viktat efter lutningens standardfel. Skuggade områden visar 95% konfidensintervall. Figur från Donadi m.fl. (2023).

### 3.2.1. Havsöring

Senaste sammanställningen i Fiskbarometern (SLU 2023) visar att status för havsöringsbestånden varierar geografiskt. I norra Bottenviken är bestånden på uppgång men fortfarande svaga, vilket antas vara orsakat av ett historiskt omfattande nätfiske på kusten (som numera är begränsat) samt vandringshinder, flottledsrensningar och vattenkraftutnyttjande i vattendragen. De låga elfisketätheterna i norra Sverige kan vidare bero på att många av de lokaler som elfiskas i större nordliga vattendrag representerar typiska laxhabitat där tätheterna av öring är lägre (Figur 7).

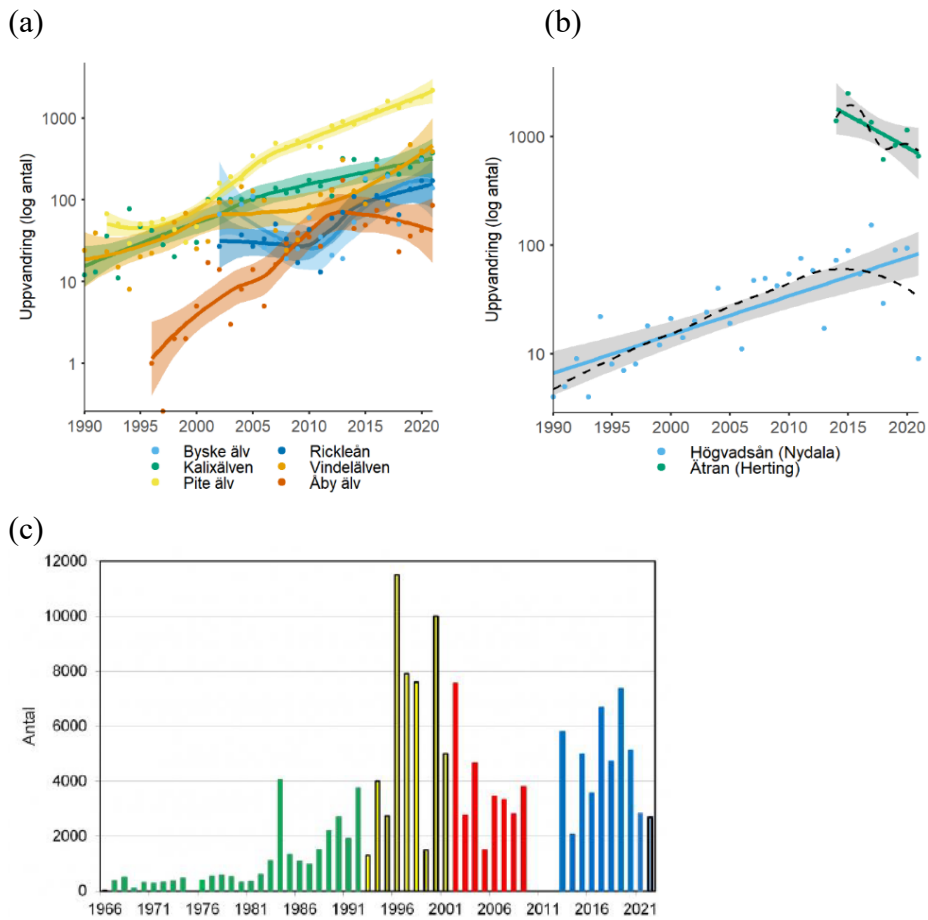
Tätheten av öringungar är något högre i vattendrag som mynnar i Bottenhavet än i Bottenviken (Figur 12a) och även här har tätheterna ökat något under perioden 1990-2022. De långsiktigt positiva trenderna för havsöring i Bottenhavet och Bottenviken kan hänföras till regleringar av fisket och restaureringsåtgärder. De kan också återspegla en förbättrad överlevnad i havet som följd av något kortare isvintrar (lindriga isvintrar har blivit mer frekventa senaste 30 åren, Larsson och Öberg 2022).

I egentliga Östersjöns vattendrag är tätheterna av öringungar högre än i de vattendrag som rinner ut i Bottniska viken. Samtidigt syns en negativ trend för den senaste 10-årsperioden, vilken delvis kan vara orsakad av ökande temperatur och torka och möjligen även ett ökat predationstryck från säl och skarv. Tätheterna av öringungar har även minskat på Västkusten (men med stor variation mellan vattendrag och år; Figur 12b), vilket delvis kan bero på vattenbrist sommartid under senare år.

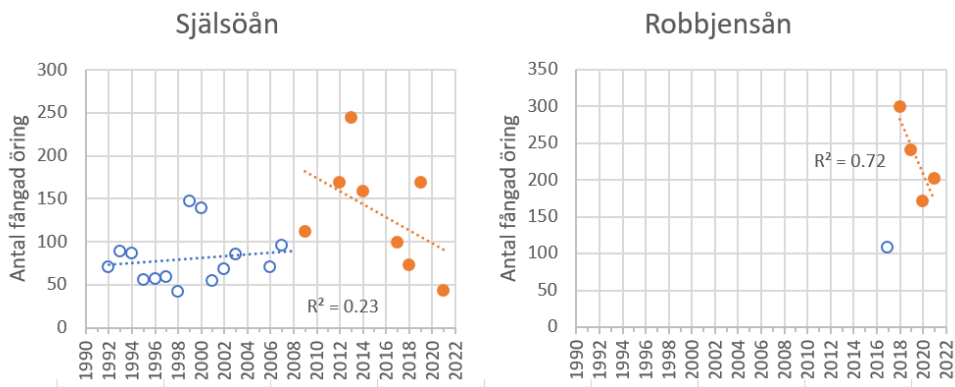


Figur 12. Tätheter (geometriskt medelvärde med 75 procent konfidensintervall) av havsöring (årsungar) 1990–2021 i vattendrag som rinner ut i (a) Bottenviken (blå, 11–43 elfiskelokaler/år i 50 vattendrag), Bottenhavet (grön, 38–142 lokaler/år i totalt 171 vattendrag) och Egentliga Östersjön (gul, 16–156 lokaler/år i 183 vattendrag), samt till (b) Västerhavet (81–184 elfiskelokaler/år i totalt 261 vattendrag). Heldragna färgade linjer visar linjära trender, och svarta streckade linjer ickelinjära trender, över årliga medelvärden (banden visar linjens konfidensintervall). Figurer från Fiskbarometern (SLU 2023).

Längre tidsserier med smolt och/eller lekvandrande havsöring finns endast från ett fåtal vattendrag (Högvadsån i Halland, Nybroån i Skåne, Mörrumsån i Blekinge och Åvaån i Södermanland). Räkning av lekfisk sker dock i flera vattendrag där lax dominerar, men där även havsöring registreras i olika omfattning (Figur 13). Trots att det inte handlar om typiska havsöringsvattendrag syns en ökande mängd lekfisk som vandrat upp i de större älvarna i Bottenhavet och Bottenviken (Figur 13a). I Mörrumsån varierar antalet lekfiskar från år till år, utan någon tydlig trend under 2000-talet (data visas ej). I Högvadsån (biflöde till Ätran) har antalet öringar som fångats i fällan vid Nydala kvarn, och lyfts uppströms, ökat stadigt sedan 1950-talet, för att under senare tid minska (Figur 13b). I skånska Nybroån har antalet lekvandrande öring som räknats vid Köpingsbro ökat sedan mitten av 90-talet, för att under senare tid stabiliseras (Figur 13c). Även på Gotland visar fällor att antal lekfisk tenderar att vara på nedåtgående, men här är osäkerheten i data stor (Figur 14).



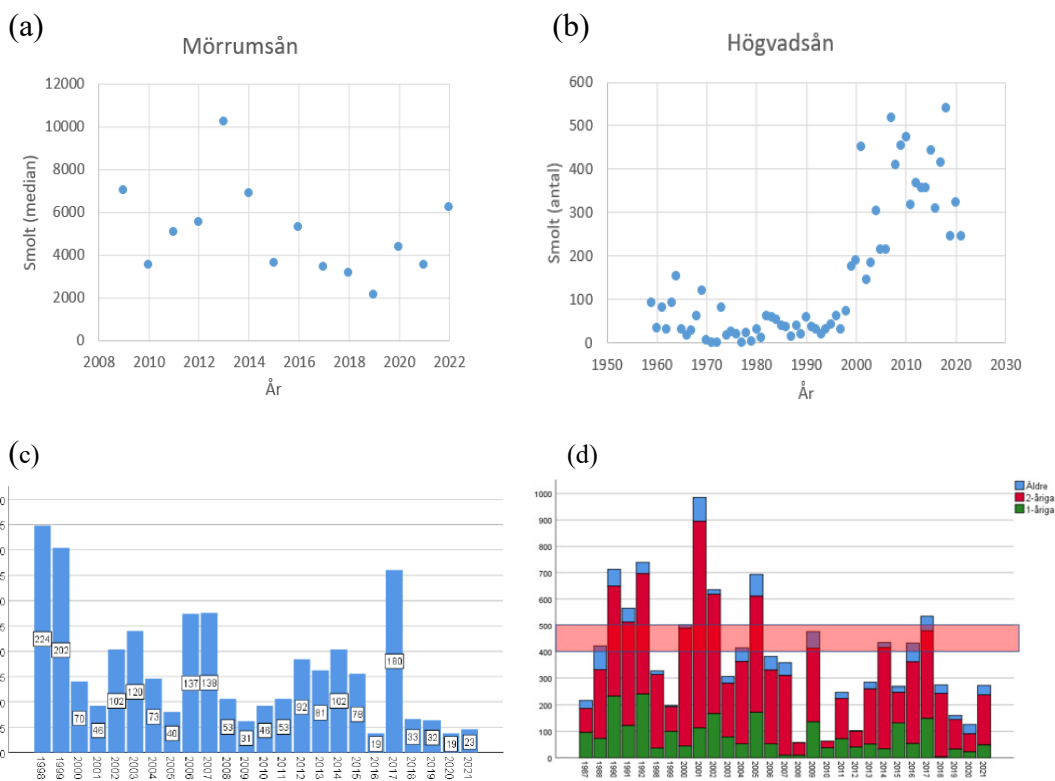
Figur 13. Uppvandring av lekfisk i (a) laxvattendrag i Östersjön, (b) i Högvadsån och Åtran på västkusten, samt (c) i Nybroån på Sydkusten (Köpingebro; färgkod visar räknemetod: grön manuell räkning, gul optisk räknare, röd APC-räknare, och blå Vaki-räknare; ingen räkning 2010-2012). Figur a-b från Fiskbarometern (SLU 2023), och figur c från Fiskevårdsteknik AB och Lst Skåne (2023).



Figur 14. Uppvandring av lekfisk i två vattendrag på Gotland. I Själsoån är det osäkert om fällan varit i bruk under hela vandringsperioden innan år 2008 och visas därför separat (blå ofyllda cirklar). I Robbjensån var fällan periodvis ur funktion 2017 (blå ofylld cirkel). Ingen trend är statistiskt signifikant ( $p > 0.05$ , linjär regression). Figurer från Magnusson m.fl. (2022).



I Mörrumsån har den skattade mängden öringsmolt minskat något över tid, även om variationen mellan år är stor (Figur 15a). I Högvadsån har antalet smolt ökat från 1990-talet och under två efterföljande decennier, för att sedan minska något under senare år (Figur 15b). I Åvaån, ett mindre vattendrag söder om Stockholm som av SLU föreslagits bli ett av sammanlagt fem indexvattendrag (se avsnitt 4.7) för havsöring (Magnusson 2023; Persson m.fl. 2023), har mängden lekfisk och smolt följts åt under flera år (Figur 15c och d).

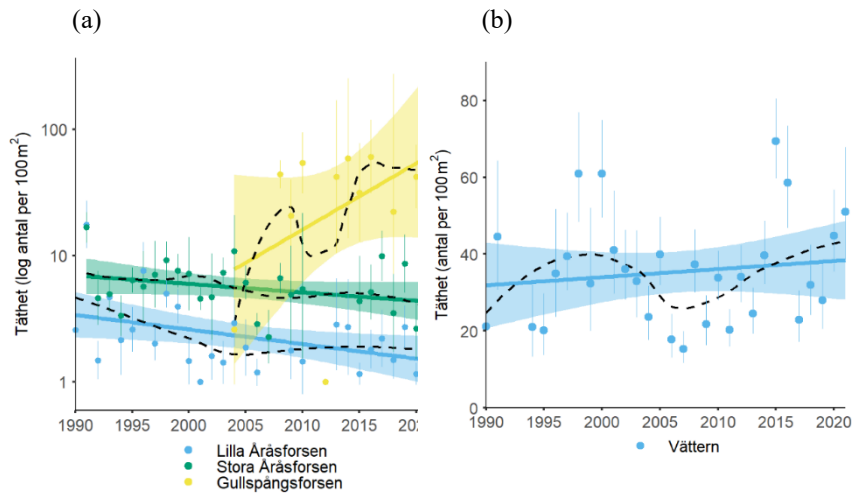


Figur 15. Skattning av antalet utvandrande smolt i (a) Mörrumsån och (b) Högvadsån, samt (c) uppvandrande lekfiskar i Åvaån under perioden 1998–2021, och (d) utvandrande smolt i Åvaån under perioden 1987–2021 uppdelat på ålder (mellan 400–500 smolt per år är att betrakta som normalt, markerat med rött i grafen). Både mängden lekfisk och smolt i Åvaån påverkades negativt av torka 2016 och torrläggning av vattendraget 2019. Figur 15 c och d från Andersson och Sjöberg (2023). Notera att den skattade mängden smolt i Mörrumsån endast omfattar åns övre delar.

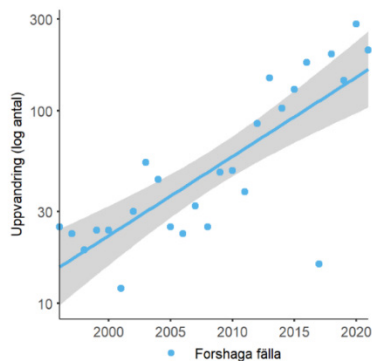
### 3.2.2. Insjööring

I flertalet svenska sjöar är inte mycket känt om öringens beståndsstatus. Till fiskbarometern analyseras dock trender från elfiske och annan information för insjööring i Vänern och Vättern. Dessa analyser visar att rekryteringen av sjövandrande öring är stabil i Vänern; enligt rekryteringsdata från Gullspångsälven syns visserligen något minskande tätheter av ungar i Åråsforsarna men ökande tätheter i Gullspångsforsen (Figur 16a), medan antalet registrerade lekvandrande (vilda) öringar i Klarälven (Forshaga centralfiske) har ökat över tid även om antalet

individer kan ses som lågt för en stor älv (Figur 17). Även i Vättern har öringbestånden i de tillrinnande mindre vattendrag där arten reproducerar sig successivt ökat något över tid, även om variationen mellan år är stor (Figur 16b).



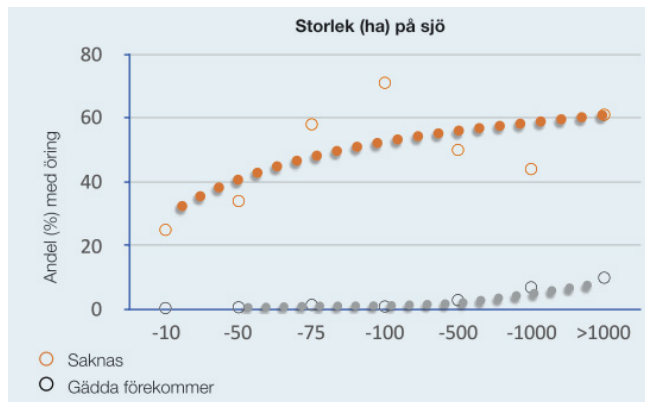
Figur 16. Tätheter (geometriskt medelvärde med 75 procent konfidensintervall) av öring (årsungar) 1990–2021 i (a) Gullspångsälven (Lilla Åråsforsen 3–11 elfiskelokaler/år, Stora Åråsforsen 3–8 elfiskelokaler/år, och Gullspångsforsen 3–4 elfiskelokaler/år) som rinner ut i Vänern samt (b) vattendrag som rinner till Vättern (11–57 elfiskelokaler/år i totalt 53 vattendrag). Heldragna färgade linjer visar linjära trender, och svarta streckade linjer icke linjära trender, över årliga medelvärden (banden visar linjens konfidensintervall). Figurer från Fiskbarometern (SLU 2023).



Figur 17. Uppvandring av vild öring i Klarälven i Vänern (fällan vid Forshaga centralfiske). Antalet öringar är betydligt lägre än antalet vilda laxar som fångas i samma fälla. Figur från Fiskbarometern (SLU 2023).

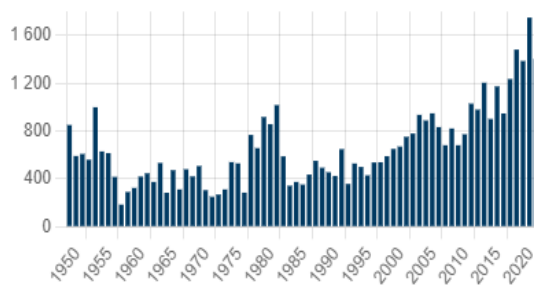
Enligt provfisken med nät (databasen NORS) har öring fångats i knappt 10% av ca 2000 provfiskade sjöar i Sverige (Holmgren och Petersson 2021), och återfinns framför allt i sjöar där gädda saknas (Figur 18). Insjööring förekommer främst i norra Sverige, särskilt i fjällen ovan trädgränsen och i Norrlands inland (Kinnerbäck 2013). I vissa sjöar bildar öringen s.k. tusenbrödrabestånd med många små

individer (Degerman och Näslund 2019). I Storsjön (Jämtland) finns storvuxen öring som förr var mycket viktig för fisket i området (Degerman och Näslund 2019). En betydande del av sjöns öring reproducerar sig i den flottledsrensade Dammån och dess biflöden. I Dammån, som mynnar i Indalsälven strax uppströms Storsjön, finns en fiskfälla som visar att uppvandrande öring har ökat i antal sedan början av 1950-talet (Figur 19) efter biotop- och habitatåtgärder samt hårdare fiskeregler.



Figur 18. Andel provfiskade sjöar (och deras storlek) i Sverige med förekomst av öring, beroende på om gädda förekommer i sjön eller ej. Saknas gädda är öring en ganska vanlig art oavsett sjöstorlek. Data från SLU:s Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS). Figur från Degerman och Näslund (2019).

### Antal uppvandrade öringar över tid



Figur 19. Antal uppvandrande öring i Dammån. Figur från Dammåns FVO, <https://dammån.se/statistik>.

### 3.2.3. Strömlevande öring

När det gäller strömlevande öring finns rekryteringsdata för en hel del vattendrag runt om i Sverige (Figur 7). Regressionsanalys av tidstrender visar att tätheterna av strömlevande öring i Bottenvikens avrinningsområde har ökat på fler lokaler än de har minskat, medan arten i Västerhavets avrinningsområde minskat på fler lokaler än den har ökat (Tabell 1). I Bottenhavets och Östersjöns avrinningsområden har tätheterna minskat ungefär på lika många lokaler som de har ökat.

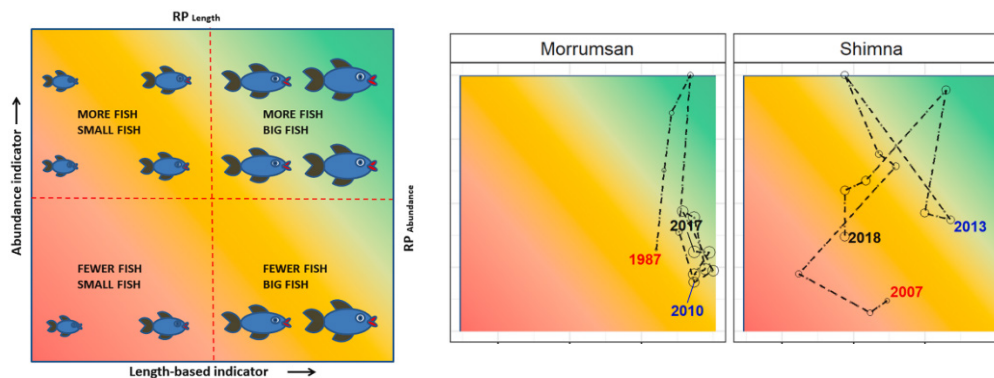
Tabell 1. Andel lokaler med ökande och minskande trend för täthet hos strömlevande öring i inlandsvattendrag uppdelade på Bottenvikens, Bottenhavets, Östersjöns och Västerhavets avrinningsområden (lokaler som elfiskats kvantitativt minst 5 gånger under perioden 1990 – 2022, och med senaste elfisket efter år 2019).

Område	Antal lokaler	Strömlevande öring	
		Minskande (% lokaler)	Ökande (% lokaler)
Bottenvikens avrinningsområde	52	8%	17%
Bottenhavets avrinningsområde	378	12%	12%
Östersjöns avrinningsområde	141	10%	9%
Västerhavets avrinningsområde	230	20%	5%
	801	14%	10%

### 3.3. Övriga statusbedömningar

#### 3.3.1. Längdbaserad modell

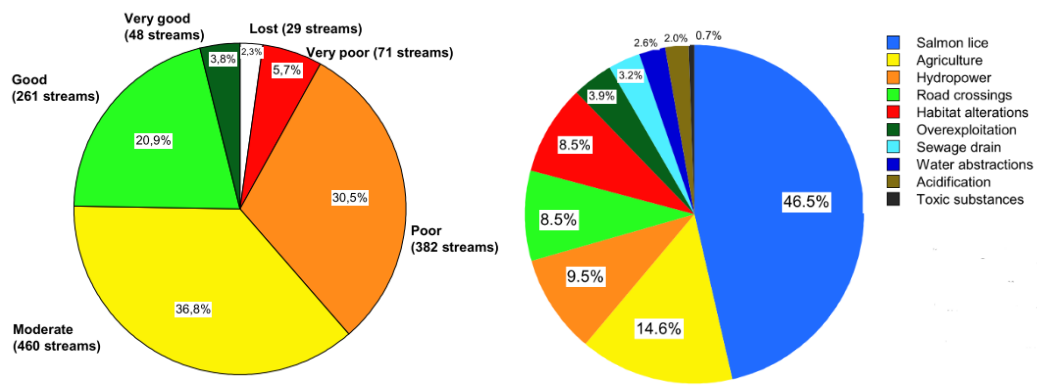
En längd-baserad indikatormodell baserad på längdfördelningar och fångster inom fritidsfiske har utvecklats inom ICES arbetsgrupp WGTRUTTA. Modellen kan användas för att identifiera och analysera förändringar i enskilda bestånd (Figur 20; Shephard m.fl. 2019), vilket kan vara särskilt lämpligt där andra mer grundläggande data för bedömning av beståndsstaus saknas. Fritidsfiskedata (tidsserier av fångster och fiskens storleksfördelning) kan i detta fall, tillsammans med expertkunskap, användas i ett första steg för att studera hur det aktuella beståndets längdfördelning och täthet förändrats över tid. Ett överfiske av större fisk, eller ökande rekrytering, kan resultera i en minskande medellängd i beståndet. Av figur 20 framgår exempelvis att storleksfördelningen och tätheten av vuxen havsöring som fångats i sportfisket i Mörrumsån varit relativt stabil, med undantag av ett par udda år, medan situationen varit mer variabel i ett havsöringsvattendrag i Nordirland.



Figur 20. Längd-baserad indikatormodell utvecklad inom WGTRUTTA där tidsserier för fångster (y-axeln) jämförs med en längdbaserad indikator (x-axeln). Principen illustreras till vänster medan höger delfigur visar två exempel (Mörrumsån samt Shimna river i Nordirland). Trender över tid (streckad linje i högra figurerna) reflekterar händelser (eng. pressure-state events) som påverkat fiskens längdfördelning och abundans. Figur från Shephard m.fl. (2019).

### 3.3.2. Norsk modell

En metod för att skatta havsöringens status i vattendrag har nyligen utvecklats av Vetenskapliga rådet för laxförvaltning i Norge (Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 2022). Metoden är baserad på GIS-analyser och tillgänglig data för öring (elfisken, fångster i fisket, produktionsarealer, expertbedömningar m.m.). Genom att identifiera vandringshinder och beräkna öringens produktionsareal i samtliga vattendrag med hjälp av GIS, och därefter skatta hur mycket öring (kg honor) som teoretiskt borde finnas i varje vattendrag, identifieras påverkansfaktorer och dess potentiella effekter med en tregradig skala. Genom att jämföra den observerade mängden öring (baserat på fångster i fisket, tillgänglig data och expertbedömningar m.m.) med den teoretiska mängden öring och graden av påverkan, klassificeras tillståndet för öringen i samtliga vattendrag. Enligt studien höll 1 080 av de 1 279 undersökta norska vattendragen egna bestånd av havsöring, där mindre än en fjärdedel klassificerades att ha god status. I ca 40% av vattendragen var öringens status dålig eller mycket dålig (Figur 21). Störst negativ påverkan på öringens status orsakades av laxlus (*Lepeophtheirus salmonis*) från laxodlingar, följt av jordbruksaktivitet, vattenkraft, och olika typer av markanvändning ("arealingrepp") i nämnd ordning.



Figur 21. Havsöringens status i 1251 norska vattendrag. Vänstra delfiguren visar andel vattendrag (%) uppdelat på status, medan högra delfiguren visar den relativa effekten av olika påverkansfaktorer. Figur från Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (2022).

### 3.3.3. Skotsk modell

En metod för att utvärdera öringens status baserad på elfiskedata och klimatvariabler är under utveckling i Skottland. Modellen liknar den som används i Östersjön av ICES, och är baserad på elfiskedata och GIS-variabler som beskriver klimat och habitat. Det är en vidareutveckling av en rumslig modell som utvecklats för att utvärdera status hos lax (Malcolm m.fl. 2019). För att erhålla jämförbara öringtätheter från olika elfisken modelleras även fångstbarheten i varje elfiske med en rumslig modell baserat på landskapsvariabler, utförare, år, och avrinningsområdets storlek. Tätheten av öring jämförs därefter med referensnivåer vilka modelleras utifrån tätheter och som också viktats efter vattendragens medelvärden.

## 4. Forskning och kunskapsbehov

Inom ICES tillfälliga arbetsgrupp WGTRUTTA sammanställs kunskap och data om havsöring i hela Europa. I gruppen ingår experter från länderna runt Östersjön, Storbritannien, Irland, Norge, Island, Belgien, Frankrike, Spanien och Portugal. WGTRUTTA är en fortsättning på tidigare arbeten om havsöring utförda inom ICES: SGBALANST 2006-2011 (ICES 2011) och WKTRUTTA (ICES 2013). Sedan 2017 arbetar gruppen med att sammanställa data och utveckla modeller som kan beskriva och utvärdera havsöringens status (ICES 2017a,b; 2020). Till exempel har ett första steg tagits mot en Bayesiansk statistisk beståndsmodell för havsöring (ICES 2017a). Syftet är att så småningom utveckla en modell som bl.a. möjliggör prognoser för beståndsutveckling givet olika dödlighetsscenarier (olika nivåer av naturlig och fiskerelaterad dödlighet).

### 4.1. Beståndsmodeller

Det saknas idag en beståndsmodell för vandrande öringbestånd som täcker in hela livscykeln. Med en livscykelmodell lik den som finns utvecklad för lax i Östersjön (ICES 2023) skulle beståndsstatus kunna utvärderas utifrån antalet smolt som lämnar vattendragen och/eller antalet lekfiskar som återvänder till vattendragen, istället för (som idag) baserat enbart på stirr-täthet och rekryteringsstatus. Med en beståndsmodell som knyter ihop de olika livsstadierna kan även prognoser över beståndsutvecklingen framåt i tiden göras, i syfte att t.ex. utvärdera olika exploateringsnivåers förväntade effekt på beståndsutvecklingen. En avgörande skillnad mellan arterna är dock att öring förekommer i ett mycket större antal vattendrag (inkl. biflöden). Därför är det orealistiskt att en beståndsmodell för öring baserad på data för lekfisk och smolt kan bli heltäckande. Detta behöver dock inte vara ett problem så länge de utvalda populationer som ingår (s.k. indexvattendrag; se nedan) kan ses som representativa för ett större geografiskt område. En annan viktig artskillnad är att lokala öringbestånd (till skillnad från lax) kan bestå av både vandrande och strömstationära individer (se avsnitt 4.2).

I arbetet med att utveckla livshistoriemodeller för havsöring behövs skattningar av parametrar som beskriver förhållandet mellan antalet lekfiskar (ex. antal lagda ägg) och resulterande rekrytering (ex. antal utvandrande smolt). Överlag finns få längre

tidsserier på lekfisk och smolt för havsöring, men en analys av tillgänglig data från nio vattendrag av olika storlek och karaktär (från Irland, UK, Frankrike och Sverige) har visat att förhållandet mellan lekfisk och rekrytering tycks bero på vattendragets storlek (ICES 2020). I små, typiska havsöringsvattendrag beskrevs förhållandet bäst med en modell där överlevnaden minskar vid höga tätheter (dvs. Ricker-modell för täthetsberoende överlevnad), vilket indikerar att habitatet är en begränsande faktor. I större vattendrag med mycket lax, eller med stora sjöar, kunde förhållandet mellan lekfisk och rekrytering för öring bäst beskrivas med en modell där den täthetsberoende dödligheten ökar till en viss nivå och sedan planar ut (dvs. Beverton-Holt modell). Överlag var dock osäkerheterna för modellanpassningarna relativt stora, och några vattendrag passade inte med någon av modellerna, vilket sannolikt återspeglar öringens komplicerade och varierande livshistoria (flergångslek, olika grad av migration etc.) samt utsatthet för olika påverkansfaktorer (ex. torra/konnektivitet, restaureringar, försurning/kalkning, predation), inklusive de svårigheter som finns att skilja rekrytering av havsvandrande öring från strömlevande individer (Nevoux m.fl. 2019).

## 4.2. Livshistoria

För att kunna utveckla beståndsmodeller för öring behövs bättre kunskap om beståndens livshistoria (vandringsbenägenhet, smoltålder, ålder vid könsmognad). Öringen skiljer sig från laxen i och med att individer antingen kan vandra eller stanna kvar hela livet i vattendraget, vilket komplicerar modellering. Dessutom behövs information om den vuxna öringens vandringsmönster, var den uppehåller sig, och dess överlevnad. Mycket av den forskning som bedrivs av deltagare inom arbetsgruppen WGTRUTTA innefattar studier av öringens livshistoria och genetik, vandringsmönster, parametrar som beskriver förhållandet mellan lekfisk och resulterande rekrytering, och genetisk sammansättning i olika habitat (ICES 2017a,b, 2020; opublicerade resultat).

Baserat på data från svenska elfiskeregistret (SERS), som också innehåller expertbedömningar av öringens vandringsstrategi (vandrande eller stationär), har SLU Aqua tagit fram en modell som predikterar öringens benägenhet att vandra utifrån biologiska och habitatbeskrivande parametrar (Donadi och Degerman 2021). Öringens benägenhet att vandra skattas utifrån elfiskeresultat (täthet och andel årsungar), geografi (latitud, altitud, och avstånd från närmaste sjö), samt elfiskelokalens lämplighet för att hysa öring (*trout habitat score*, THS). Modellen visar t.ex. att sannolikheten att vandra är relativt hög vid tätheter över 12 öringar per 100 m<sup>2</sup>, när andelen årsungar i vattendraget är minst 55-60%, och THS är lägre än 10. Därutöver minskar sannolikheten att vandra med ökande altitud, ökande avstånd från sjö, samt vid lägre breddgrader (minskande latitud). Modellens



skattning av sannolikheten att vandra överensstämmer till 70% med expertbedömningar (enligt validering från ett större datamaterial), och blir mer tillförlitlig om tätheter, THS och andel årsungar baseras på längre tidsserier (medelvärde). För att förbättra tillförlitligheten kan modellen lämpligen vidareutvecklas med ytterligare variabler, såsom förekomst av predatorer och anpassas till mer specifika områden. Efter anpassning och vidareutveckling kan modellen sannolikt användas i framtida populationsmodeller.

### 4.3. Genetik

För att utveckla en mer beståndsanpassad förvaltning av havsöring krävs ökad kunskap om artens genetiska populationsstruktur. För havsöring har detta arbete inte kommit lika långt som för lax, även om det under senare år getts ökad uppmärksamhet (Aldvén 2016; Östergren m.fl. 2016; Palm och Söderberg 2019, 2022; Bekkevold m.fl. 2020). Med hjälp av genetisk information kan bland annat andelen individer från enskilda populationer i blandfångster från kusten uppskattas statistiskt (t.ex. Palm och Söderberg 2022). Genetisk analys och ursprungsbestämning kan även användas för att studera migrationsmönster för öring från olika vattendrag och kustavsnitt, samt för att dela in arten i lämpliga förvaltningsområden (se avsnittet Förvaltning) och för att identifiera särskilt unika eller sårbara bestånd.

Genetisk information kan även användas för att bedöma i vilken utsträckning utsatt öring har påverkat naturliga öringstammar i sjöar och vattendrag (se t.ex. Palm 2021). Odlad öring som leker med lokalt anpassade vilda populationer kan resultera i att kommande generationer får lägre överlevnad och/eller minskad reproduktiv framgång, samt bidra till genetisk homogenisering (Östergren m.fl. 2021). För att möjliggöra denna typ av studier krävs dock en mer heltäckande genetisk kartläggning av landets viktigare odlade öringstammar (framförallt de som används för utsättningar i inlandet). Genetiska studier kan även användas för att bedöma risken att odlad öring påverkar populationer uppströms när vandringshinder tas bort (Palm 2021), eller nedströms exempelvis kraftverksmagasin där kompensationsodlad öring sätts ut. Slutligen bör nämnas att öringen identifierats av Havs- och vattenmyndigheten som en av de akvatiska arter där s.k. genetisk övervakning (d.v.s. att följa genetiska förändringar mellan och inom populationer) anses prioriterad, och pilotstudier samt förslag på lämpliga ”genetiska indikatorer” för sådan övervakning finns framtagna (Andersson m.fl. 2022).

## 4.4. Statusbedömningar och biologiska referensvärden

Status för öring beräknas lämpligen på vattendrags- och/eller områdesnivå i relation till en viss förutbestämd målnivå, och/eller baseras på beståndens utvecklingstrend. Ett formaliserat sätt att bedöma status utgörs av det mått på rekryteringsstatus som idag används inom ICES arbete med havsöring i Östersjön (ICES 2021). Bestånd med låg rekryteringsstatus bör t.ex. inte exploateras i fisket och ytterligare åtgärder kan behöva vidtas i syfte att förbättra situationen för dessa bestånd. En liknande modell skulle även kunna utvecklas för insjööring och strömlevande bestånd. Enskilda bestånd (eller grupper av bestånd inom områden) kan vidare delas in i kategorier i syfte att identifiera behov av förvaltningsåtgärder, likt det förslag som utvecklats för lax (Dannewitz m.fl. 2023). En sådan indelning kan bygga både på nuvarande status (tex. rekryteringsstatus, se avsnitt 3) och beståndens utvecklingstrend.

Det finns dock ett uttalat behov att utveckla och uppdatera de referensvärden som används inom WGBAST för att skatta öringens rekryteringsstatus. Som beskrivs ovan (avsnitt 3) bygger WGBAST:s nuvarande statusberäkningar för havsöring i Östersjöområdet på en enkel regressionsmodell som tar hänsyn till klimat, geografiskt läge och elfiskelokalernas ”lämplighet” för öring, där en referensnivå (rekryteringspotential) har skattats baserat på de högsta observerade tätheterna i tidsserier från ett urval av vattendrag. Inom WGTRUTTA utvecklas nu en förbättrad metod där referensnivåer beräknas utifrån en annan (s.k. ”hockey-stick”) modell baserad på kumulativa stirrtätheter för enskilda lokaler med långa tidsserier eller för grupper av närliggande lokaler. Utifrån dessa referensvärden konstrueras en icke-linjär regressionsmodell som tar hänsyn till samband med olika klimat och habitatvariabler, och med vilken rekryteringsstatus kan beräknas per lokal och huvudavrinningsområde.

## 4.5. Skattning av produktionsareal och smoltproduktion

Olika metoder för att beräkna arealen uppväxtområde för laxfisk har undersökts och jämförts i flera studier (Kagervall m.fl. 2016; Tamario m.fl. 2018; Tamario och Degerman 2018), bland annat genom att kombinera information från flygfoton (från Eniro, Hitta och Google Earth), arealer från digitaliserade fältkarteringar eller andra vattendragspolygoner (länsstyrelsen, lantmäteriet), från elfiskedata (SERS), och vattendragets lutning i olika områden (beräknat för sektioner utifrån 5-m höjddatabasen). Detaljerad manuell fältkartering kan också användas men är mer kostsam, personberoende och tidskrävande (Kagervall m.fl. 2016).

SLU Aqua har under 2022 gjort en förstudie (finansierat av HaV inom projektet Nationell datainsamling laxfisk) i syfte att utveckla en mer eller mindre automatiserad metod för att skatta potentiell produktionsareal för havsöring med hjälp av ArcGIS (Magnus Larsson, SLU, opublicerat). I förstudien har modeller utvecklats i ArcGIS som, efter mindre handpåläggning, identifierar potentiella ström-områden för öring i huvudfåran och dess biflöden nedan definitiva vandringshinder. Metoden följer liknande metoder som tidigare använts för att kvantifiera laxfiskhabitat. Metoden behöver dock vidareutvecklas och valideras med biotopkarteringar, elfiskedata och expertkunskap, innan den kan användas för att skatta produktionsareal och smoltproduktionspotential i olika vattendrag.

En smoltproduktionsmodell ("Jönköpingsmodellen") baserad på elfiskedata och biotopkartering har tidigare utvecklats i samarbete mellan länsstyrelsen i Jönköpings län och Fiskeriverket (Halldén m.fl. 2005). Denna modell har sedan använts för att skatta produktionen av öringsmolt i bland annat Vätterns tillflöden, Kävlingeån, Bråviken, Näveån, Emån, och Åvaån (Nilsson m.fl. 2010, 2013, 2017; Höjesjö m.fl. 2017). Valideringsarbete (jämförelser med empiriska smoltskattningar) har dock visat att modellen ofta överskattar den sanna smoltproduktionen, och att det därför kan behövas kompletterande studier av olika dödlighetsfaktorer samt för att utvärdera hur representativa elfiskelokalerna är för området (s.k. lekområdeskompensation). Det vore även önskvärt att vidareutveckla denna modell för att mer automatiserat kunna skatta smoltproduktionen av öring i större områden, exempelvis genom att kombinera den med ovannämnda GIS-metod som kan användas för att skatta produktionsareal (se stycket ovan).

## 4.6. Insamlingsprogram

För att följa öringens utveckling och för statusbedömningar behövs ett nationellt övervakningsprogram riktat mot öring. Ett förslag på utformning av ett sådant program för havsöring har nyligen tagits fram av SLU Aqua på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (Magnusson 2023). Det föreslagna programmet omfattar ett fast elfiskeprogram, indexvattendrag (se nedan, samt Persson m.fl. 2023), genetisk kartläggning, skattning av produktionsareal samt insamling av fiskestatistik (se nedan). Den exakta utformningen av ett sådant övervakningsprogram bör noga planeras för att uppfylla uppsatta syften och mål med övervakningen. Förslaget i Magnusson (2023) omfattar för närvarande dock inte insjööring eller strömlevande öring. Som nämns ovan (avsnitt 4.3) pågår även arbete med att ta fram ett genetiskt övervakningsprogram för öring (samt andra arter).

## 4.7. Indexvattendrag

För havsöring är det inte realistiskt att övervaka samtliga vattendrag där arten förekommer. Ett alternativ är att upprätta ett fåtal s.k. indexvattendrag där havsöringen följs under hela sitt liv genom räkning av stirr, utvandrande smolt och uppvandrande lekfisk (Degerman m.fl. 2015a; Persson m.fl. 2023). Syftet med indexvattendrag är att i detalj övervaka vissa bestånd som bedöms vara representativa för andra bestånd inom ett större område, vilket möjliggör områdesbaserade statusbedömningar. Detaljerad kunskap om förhållandet mellan antalet lekfiskar och resulterande rekrytering av stirr och smolt kan användas för bedömning av liknande vattendrag där man bara har tillgång till elfiskedata och/eller information på antalet uppvandrande lekfiskar. Sådan datainsamling kan även möjliggöra skattningar av indexvattendragens rekryteringsfunktioner och bärkraft (där det senare även kan relateras till habitatets kvalitet, exempelvis THS). Ett ytterligare syfte med indexvattendrag är att ta fram kunskap om öringens överlevnad under olika livsstadier, inklusive perioden till havs. För andra laxfiskar utgör data från indexvattendrag viktig information för olika typer av beståndsmodeller (likt den som utvecklats för lax i Östersjön, se ICES 2021).

## 4.8. Fiskestatistik

Det saknas idag grundläggande kunskap om fritidsfiskets fångster av öring i Sverige och i andra länder (Kagervall m.fl. 2017; ICES 2021). Som beskrivits tidigare, domineras det svenska fisket efter öring av fritidsfiske (vid kusten och i sjöar och vattendrag), vars fångstmängder och omfattning är dåligt kända, särskilt för enskilda områden. För att kunna förvalta öringen på ett fullgott sätt behöver metoder utvecklas som ger bra skattningar av fritidsfiskets fångster i olika områden.

## 4.9. Övrigt

Utöver ovannämnda områden finns liknande kunskapsbehov som för lax, såsom information relaterad till miljöanpassning av vattenkraft, effekter av predation från säl och fågel samt av klimatförändringar (för detaljer se Dannewitz m.fl. 2023). Nationellt skulle förvaltning och rådgivning lättare kunna utvärderas och samordnas genom att upprätta en öringdatabas kopplad till elfiskeregistret, där även data från fiskfällor och genetiska undersökningar samlas.

## 5. Förvaltning av svenska öringbestånd

En långsiktigt hållbar förvaltning av landets öringbestånd är viktigt för att säkerställa att denna naturresurs bevaras i framtiden. Öringen är en viktig art för sportfisket, i många avseenden viktigare än laxen, och kan även ses som en nyckelart i en föränderlig miljö (bl.a. som värd för flodpärlmusslans larver). Det finns inte någon nationell förvaltningsplan för öring, och arten förvaltas inte heller internationellt. Även om mer övergripande mål anges i HaV:s strategi från 2015, bl.a. *“Naturligt förekommande bestånd av lax och öring i de svenska vattendragen ska bevaras och återuppbyggs inom beståndens hela utbredningsområde”*, och *“Naturproducerade bestånd av lax och öring ska återetableras där så är möjligt i vattendrag och vattenområden där de tidigare förekommit naturligt”*, samt *“Såväl beståndens storlek som andra kvalitetsaspekter på bestånden ska ge goda förutsättningar för fiske efter lax och öring på kusten och i vattendragen”*, saknas oss veterligen tydliga förvaltningsmål som är möjliga att utvärdera och följa upp. Istället förvaltas arten ofta lokalt med stöd av nationella regler och föreskrifter. Det finns dock goda möjligheter att utveckla den nationella förvaltningen. I detta avsnitt diskuteras bl.a. olika typer förvaltningsmål samt möjligheter att utveckla en ekosystem- och beståndsbaserad förvaltning av öringen i Sverige.

### 5.1. Förvaltningsmål

Ur förvaltningssynpunkt behöver mål för landets öringbestånd definieras, vilket kräver samverkan mellan vetenskap och förvaltning. Ur ett biologiskt perspektiv är det viktigt att vedertagna bevarandemål, som t.ex. uppsatta kriterier för bibehållande av genetisk variation, inte äventyras. Förvaltningen kan sedan väga in andra aspekter, t.ex. samhällsekonomiska, som kan motivera andra målnivåer som ligger över de bevarandebiologiska miniminivåerna eller kompletterar dessa. Således är det i slutändan en fråga för förvaltningen att besluta om lämpliga förvaltningsmål, där vetenskapen kan bidra med underlag som relaterar till biologiska ställningstaganden samt bistår med uppföljningar. Nedan går vi igenom några olika produktions- och bevarandeinriktade förvaltningsmål som kan tillämpas för öring.

### 5.1.1. Produktionsinriktade förvaltningsmål

För många kommersiellt fiskade arter används produktionsinriktade förvaltningsmål. Inom EU:s förvaltning av östersjölox används exempelvis Maximum Sustainable Yield (MSY) som syftar till att bestånden ska nå den storlek som möjliggör den största fångsten utan att bestånden minskar i storlek över tid. De flesta öringbestånd är dock numerärt svaga, även om data för beståndsstorlekar oftast saknas, och främst utsatta för fritidsfiske, vilket gör dem mindre lämpliga för en MSY-baserad fiskeförvaltning.

Förvaltningsmål kan även vara riktade mot att uppnå lämplig beståndsstorlek och en naturlig ålders- och storleksstruktur. Dock finns för närvarande inga kriterier framtagna för vad som är lämplig beståndsstorlek för öring (men se bevarandeariktade förvaltningsmål nedan). Även förvaltningsmål med fokus på öringfiskets ”kvalitet” kan vara relevant i sammanhanget då detta domineras av fritidsfiske där primära fokus ofta är att fånga stor troféfisk i god kondition (Degerman m.fl. 2015a). Möjligheten att fånga riktigt stor fisk kan exempelvis göra mer för betalningsviljan bland sportfiskare än den totala mängden fisk som fångas (Paulrud och Laitila 2004). Ett kvalitetsmål kan troligen formuleras och användas lokalt/regionalt av fiskevårdsområden eller motsvarande. Det är dock viktigt att detta inte äventyrar bevarandeariktade förvaltningsmål (se nästa avsnitt), t.ex. kan det vara olämpligt att avliva stora honor med stor produktionspotential.

### 5.1.2. Bevarandeariktade förvaltningsmål

Eftersom många lokala öringbestånd är små (t.ex. då de förekommer i små vattendrag) är det mer relevant med bevarandeariktade mål än produktionsinriktade. Det är dock oklart hur en bevarandeariktad förvaltning för öring bör se ut. En förvaltning inriktad på bevarandemål inom natura 2000-områden syftar t.ex. till att områdesvis uppnå gynnsam bevarandestatus (GYBS) för arten, dvs. gynnsam populationsutveckling och gynnsam areal för artens naturliga eller hävdvilliga livsmiljö (Naturvårdsverket 2015). Enligt EU:s art- och habitatdirektiv ska den biologiska mångfalden säkras genom bevarande av naturligt förekommande livsmiljöer samt av den vilda floran och faunan. Ett högt bevarandevärde mäts med variabler såsom populationsstorlek, överlevnadsgrad, åldersstruktur, könsfördelning, reproduktionsförmåga (föryngringsförmåga) samt antal reproducerande individer. Begreppet GYBS är dock i många fall svårtolkat och tydliga kriterier saknas, framförallt för lax och öring på populationsnivå (Ek m.fl. 2022). Därför bör kriterier lämpliga för öring tas fram.

Bevarandeariktade förvaltningsmål kan baseras på demografiska eller genetiska bevarandekriterier, vilket innebär ett lägsta antal individer som behövs för att minimera risken för lokalt utdöende respektive förlust av genetisk variation (t.ex.

Rogell m.fl. 2022). Små populationer är mer sårbara för slumpmässig variation i överlevnad och reproduktion, och har därför större risk för utdöende under ogynnsamma förhållanden. Ett begrepp som ofta används är minsta livskraftiga population (MVP), vilket motsvarar den populationsstorlek som krävs för att säkerställa en arts eller populations långsiktiga överlevnad (Shaffer 1981). Populationers bevarandestatus utifrån demografiska kriterier beskrivs, exempelvis av IUCN (2001), som kritiskt hotad, hotad, eller sårbar, om risken för utdöende i det vilda är större än 50%, 20% respektive 10% inom den närmaste 10-, 20- respektive 100-årsperioden.

Genetiska bevarandekriterier syftar till att bevara ärftlig inomartsvariation, inklusive hur denna variation är fördelad inom och mellan lokala populationer. Begreppet genetiskt effektiv populationsstorlek ( $N_e$ ) används för att kvantifiera hur snabbt en population riskerar att förlora genetisk variation genom slumpmässig genetisk drift (dvs. inavel). En genetiskt effektiv populationsstorlek på minst 500 individer per generation bedöms vara den minsta effektiva populationsstorleken för att långsiktigt bevara genetisk variation och adaptiv potential (Allendorf och Ryman 2002). Det är dock viktigt att poängtera att det inom en art ofta finns flera lokala populationer vilka kan vara förbundna via genflöde (genetiskt effektiv migration), t.ex. lokala öringpopulationer i olika vattendrag inom ett och samma vattensystem där vandringshinder saknas. I sådana situationer kan förluster av genetisk variation och ackumulering av inavel ske långsammare än vad lokala  $N_e$  indikerar, då förloppen i hög grad styrs av den (större) metapopulationens effektiva populationsstorlek (Ryman m.fl. 2019).

## 5.2. Förvaltningsstrategier

I större havsöringsvattendrag kan regelbunden datainsamling möjliggöra en beståndsbaserad förvaltning. För öringens del är det dock orealistiskt att övervaka alla individuella bestånd, vilket gör att en områdesbaserad förvaltning med hänsyn till bevarandaspekter kan vara ett alternativ. En framtida förvaltning är dessutom lämpligen adaptiv och ekosystembaserad, där effekter av förvaltningsåtgärder följs upp genom övervakning och där hänsyn tas till hållbart nyttjande avseende miljö, ekonomi och social utveckling. Hur förvaltning och övervakning kan organiseras diskuteras nedan.

### 5.2.1. Områdesbaserad förvaltning

För att förenkla förvaltningen och medge övergripande statusbedömningar kan lokala öringbestånd delas in i större förvaltningsgrupper (se Degerman m.fl. 2015a). En sådan gruppering kan exempelvis baseras på geografiska områden med

liknande klimat, livshistoria och fisketryck. Eftersom en majoritet av havsöringarna inte vandrar särskilt långt och ofta återkommer till sin födelseplats, kan lokala åtgärder och fiskeregler vara effektiva åtgärder för att påverka bestånden av havsöring i samma område (Degerman m.fl. 2012). Genetiska studier bekräftar att kustfångad öring till stor del är av lokalt vilt eller odlat ursprung (Palm och Söderberg 2022). Kunskapsläget bedöms dock vara sämre vad gäller vandringsavstånd för lokala öringbestånd i landets större sjöar.

I tidigare förvaltningsunderlag för havsöring (Degerman m.fl. 2015a) föreslogs sju förvaltningsområden: Bottenviken, Bottenhavet-norra, Bottenhavet-södra, Ostkusten, Gotland, Sydkusten med Öresund samt Västkusten. Vid behov skulle dessa områden i framtiden kunna delas upp ytterligare i mindre områden, exempelvis med liknande påverkansfaktorer, status och/eller liknande genetisk sammansättning (se avsnitt 2). Mindre områden kan vara relevant då öringen även påverkas lokalt av olika påverkansfaktorer, såsom markanvändning, vattenkraft och predation, vilket gör att status och trender kan skilja sig åt mellan olika vattendrag och bestånd. En uppdelning baserad på genetiska data skulle dock kräva en omfattande kartläggning av ett stort antal lokala öringbestånd runt om i landet.

Fördelen med områdesbaserad förvaltning är att fiskeregler kan harmoniseras och lättare förmedlas och kommuniceras genom regional förankring. En områdesbaserad förvaltning bör vara adaptiv, dvs anpassningsbar, så att regler kan förändras om eller när öringens status förändras. Dessa regler kan sedan kompletteras med lokala föreskrifter som sköts av fiskerättssägare, t ex fiskevårdsområden och arrendatorer i en lokal beståndsbaserad förvaltning.

Inom varje förvaltningsområde vore det lämpligt med ett etablerat indexvattendrag med utökad datainsamling, där öringen (vissa år) följs under hela livscykeln, från romkorn till återvändande lekfisk, för att följa förändringar i bland annat havsöverlevnad. Sådan datainsamling möjliggör även skattningar av indexvattendragets rekryteringsfunktion och bärkraft (där det senare även kan relateras till habitatets kvalitet, exempelvis THS). Datainsamling i indexvattendrag kan vidare ge information om hur många honor som måste leka för att nå uppsatta förvaltningsmål, och förväntas bli viktigt för att generera data inför framtida beståndsmodeller (Magnusson 2023). För dessa utvalda vattendrag bör man även ha god kännedom om rådande fisketryck i både vattendraget och angränsande kustområden.

### 5.2.2. Ekosystemaspekter

Liksom för laxen bör öringen förvaltas ur ett ekosystemperspektiv. Detta innebär att man bör ta hänsyn till öringens roll i ekosystemet, det vill säga hur öringen och



dess habitat påverkar och påverkas av andra arter i ekosystemet. Öringens roll i förhållande till människor bör också beaktas och handlar dels om vilken roll öringen har för olika ekosystemtjänster (ex. turism, rekreation, ekonomi), och dels hur den kan bibehållas i en påverkad och föränderlig miljö (klimat, försurning, markanvändning och vattenkraft). Målsättningar inom dessa områden kan handla om bevarande och restaurering av habitat och vattenkvalitet (sötvatten, kust och hav), begränsningar av effekter av klimatförändringar, att bevara fiskemöjligheter, och att ta hänsyn till predation från säl och skarv.

Viktiga redskap i en ekosystembaserad förvaltning är olika åtgärder som förbättrar vandringsmöjligheter och miljön för öringens alla livsstadier, men även olika typer av fiskeregler (Degerman och Näslund 2021). Många öringbestånd skulle gynnas av habitatförbättrande åtgärder i vattendragen, såsom förbättringar av flödesregimer, restaurering av lek- och uppväxtområden, återställning och skydd av strandbankar (för att ge överhängande skydd för stor öring), minskad påverkan av skogsbruk (behålla kantzoner för att förhindra övergödning och brist på död ved och beskuggning) och föroreningar, samt förbättrade vandringsmöjligheter (genom funktionsdugliga upp- och nedströmspassager och/eller borttagande av kraftverk och dammar). Åtgärder som görs bör dock alltid följas upp noggrant (väl designad och långvarig uppföljning) för att utvärdera huruvida åtgärden ger önskvärt resultat i förhållande till målbild (Degerman och Näslund 2021). Effekter av åtgärder kan dock ta tid innan de blir mätbara (ofta 5-50 år), ge effekter som kanske inte mäts (ex. hydromorfologiska variabler), och bero på hur situationen för beståndet såg ut innan restaurering inleddes.

### 5.2.3. Adaptiv förvaltning

Med en adaptiv förvaltning kan regler och åtgärder sättas in relativt snabbt vid behov för att möta upp förändringar i bestånden, miljön och resursutnyttjandet. En adaptiv förvaltning kräver ett regelverk som dels är flexibelt och tillräckligt snabbt kan justeras efter beståndssituationen, och som dessutom är transparent och baserat på vetenskaplig grund. Därutöver krävs ett bra informationsflöde om gällande fiskeregler samt fisketillsyn för att se till att reglerna efterföljs.

För en effektiv adaptiv förvaltning krävs vidare kontinuerlig datainsamling/övervakning och analys av beståndens status och utveckling i för öring typiska vattendrag runt om i landet (se avsnitten 3 och 4). Om statuskriterier utvecklas för öring, skulle dessa kunna användas som förvaltningsunderlag på både lokal och regional nivå. På lokal nivå kan åtgärder vidtas t.ex. genom anpassning av försäljningen av fiskekort och fångstregler. På regional nivå kan indelningen användas för att prioritera åtgärder, såsom restaureringar av vattendrag och återställande av vandringsmöjligheter. Detta förutsätter en transparent

förvaltningsmodell, där samråd sker kontinuerligt och relevant information (datainsamling, statusutvärderingar och biologisk rådgivning) tillgängliggörs på ett effektivt sätt, till exempel via en webbaserad funktion likt den ”laxportal” som är under utveckling i länsstyrelsens regi (Dannewitz m.fl. 2023).

### 5.3. Fiskeriförvaltning

Begränsningar av fisket kan ske med minimimått, fredningstider, redskapsbestämmelser, och olika begränsningar av fiskeansträngning, samt särskilda fredningsområden i anslutning till vattendragens mynningar i hav och sjö (se exempelvis diskussion av olika åtgärder för havsöring i Magnusson m.fl. 2020). Vilken åtgärd som är mest lämpad varierar med beståndssituationen och hur fisket ser ut, och tas bäst fram i samråd/samverkan med både regionala och lokala förvaltningsorganisationer.

Fredningstider och fredningsområden används för att skydda öringsbestånd under leken och den efterföljande utvandringen till sjö och hav. I syfte att skydda upp- och utvandrande havsöring och lax finns redan idag mer än 100 fredningsområden i Östersjön, och ungefär lika många på västkusten (FIFS 2004:36). Fredningsområden används även i exempelvis Vänern och Vättern för att skydda lax och öring. Fredningsområden har visat sig vara en viktig och väl fungerande metod för att stärka havsöringsbestånd (Degerman m.fl. 2015a), och det är lämpligt att man fortsatt ser över om ytterligare fredningsområden behövs. För många svaga öringbestånd i mindre vattendrag är även fredning före leken av betydelse eftersom fisken ofta ansamlas nära mynningen i väntan på lämpliga vattenförhållanden. I sötvatten kan det även vara relevant med fredade strömsträckor.

För att minska fiskets uttag kan man begränsa antalet fiskande och/eller mängden fisk som får landas per spöfiskare och dag (s.k. bag-limit, en bag-limit om maximalt en lax eller öring per fiskare och dygn gäller idag för många vattendrag). Effekten av dygnskvoter är dock enbart effektiv så länge fångsten per ansträngning är tillräckligt hög (Kagervall m.fl. 2020; Magnusson m.fl. 2022). Vid längdbaserad förvaltning regleras fisket mot en särskild storlek på fisken genom regler som anger den minsta (minimimått) och/eller största (maximimått) fisk som får landas. Flera studier har visat att minimimått kan vara ett bra sätt att reglera fångstuttaget, speciellt om minimimåttet sätts högt så att en stor andel av honorna överlever till reproduktiv ålder (Nordwall och Lundberg 2000; Nordwall m.fl. 2000). Maximimått går ut på att skydda de största individerna som är särskilt värdefulla för reproduktionen (då stora honor ofta lägger fler och större ägg än mindre honor, Jonsson 1985). För sårbara bestånd kan ”fönsteruttag” med fördel användas, som sparar både de minsta och de största individerna. Fönsteruttag används redan idag

i vissa vattendrag i Norrbotten (öring mindre än 30 cm och större än 45 cm måste återutsättas) och i Västerbotten (generellt fönsteruttag 30-40 cm). Samtidigt tillåts fiske på mindre stationär öring om/när sådan förekommer. En utvärdering av förväntade effekter av fönsteruttag på olika öringbestånds status och utveckling skulle dock behöva genomföras. I sjöar kan det vara lämpligt att anpassa typen av fångstbegränsningar till sjöns djupförhållanden. Det beror på att fisk i grunda fjällsjöar har större tillgång till bottenlevande insektsföda och därmed kan nå större storlek än fisk i djupa fjällsjöar, som är mindre produktiva (Norman 2023).

## 6. Summering

- Öringen har en komplex livscykel (stationära och vandrande bestånd och individer) och finns i många miljöer, från havet till fjällsjöar, och har krav på goda strömvattenmiljöer, fria vandringsvägar och en god miljö vid kusten.
- Dagens bestånd av havsöring är mycket svagare än under historisk tid, eftersom stora arealer i rinnande vatten inte längre kan nås på grund av vandringshinder, och att många habitat påverkats av flottning, vattenkraft, försurning och konsekvenser av ett förändrat klimat.
- Många bestånd av öring är generellt sett små och därför sårbara för negativ miljöpåverkan och fiske. Risken för genetisk utarmning är stor i små och reproduktivt isolerade populationer men där det är möjligt kan öring ha ett relativt omfattande genutbyte med andra närliggande populationer, vilket medför en återhämtningsförmåga.
- Fisket efter öring domineras av fritidsfiske vars fångstmängder och omfattning är dåligt kända.
- Utsättning av odlad öring kan lokalt innebära ett högt fisketryck på vild öring.
- Utsättning av odlad öring medför genetiska (och möjligen ekologiska) risker, framför allt genetisk utarmning av lokal anpassning.
- För att skatta öringens beståndsstatus behöver specifika uppföljningsbara förvaltningsmål för öring tas fram.
- Förekomsten av många små bestånd medför svårigheter (och höga kostnader) för övervakning och bedömning av beståndsstatus för enskilda lokala bestånd.
- Förvaltning av öring är lämpligen områdesbaserad, där varje område har liknande miljö- och påverkansfaktorer. Förvaltningen bör även vara ekosystembaserad och adaptiv, för att snabbt kunna anpassas till rådande förhållanden (torka och andra påverkansfaktorer).
- Adaptiv förvaltning kräver flexibla regelverk och en i övrigt transparent förvaltning, samt datainsamling/övervakning i typiska öringvattendrag spridda över hela landet inklusive ett antal representativa (för enskilda förvaltningsområden) ”indexvattendrag” med utökad datainsamling.

## 7. Tack

Arbetet med detta underlag har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten inom projektet "Förvaltning av lax och öring" (HaV dnr 1764 2021). Tack till Lo Persson, Konrad Karlsson och Johan Östergren som läst och kommenterat hela eller delar av underlaget.

## 8. Referenser

- Aass P (1993). Stocking strategy for the rehabilitation of a regulated brown trout (*Salmo trutta* L.) river. *Regulated rivers: Research & Management*. 8, 135-144.
- Aldvén D (2016). Migration in Anadromous brown trout. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg. PhD thesis. ISBN: 978-91628-9722-2.
- Allendorf F och Ryman N (2002). The role of genetics in population viability analysis. In *Population Viability Analysis*; Beissinger, S. R., McCullough, D. R., (Eds.) University of Chicago Press: Chicago, 2002, pp. 50-85.
- Almodóvar A, Nicola G, Ayllón D, Elvira B (2012). Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology*. 18(5), 1549-1560.
- Andersson A, Karlsson S, Ryman N, Laikre L. 2022. Monitoring genetic diversity with new indicators applied to an alpine freshwater top predator. *Molecular Ecology* 31:6422-6439. doi: 10.1111/mec.16710
- Andersson A, Jansson E, Wennerström L, Chiriboga F, Arnyasi M, Kent MP, Ryman N, Laikre L (2017). Complex genetic diversity patterns of cryptic, sympatric brown trout (*Salmo trutta*) populations in tiny mountain lakes. *Conservation Genetics*. 18, 1213-1227.
- Andersson HC och Sjöberg N (2023). Havsvandrande öring i Stockholms läns vattendrag – Resultat från 20 års elfiske. Länsstyrelsen i Stockholm, Rapport 2023:3, 80 sid.
- Armstrong JD, Kemp PS, Kennedy GJA, Ladle M, Milner NJ (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*. 62, 143-170.
- Artdatabanken 2023a. Artfakta – Öring. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/salmo-trutta-100127>. Hämtat 2023-03-01.
- Artdatabanken 2023b. Artfakta – Bäckröding. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/salvelinus-fontinalis-206232>. Hämtat 2023-03-01.
- Bekkevold D, Höjesjö J, Eg Nielsen E, Aldvén D, Als TD, Soderland M, Kent MP, Lien S, Hansen M (2020). Northern European *Salmo trutta* (L.) populations are genetically divergent across geographical regions and environmental gradients. *Evolutionary Applications*. 13, 400-416. <https://doi.org/10.1111/eva.12877>
- Bergman W, Halvarsson J, Larsson M (1989). Öringstammar i Sverige: åtgärdsstudier för kompensation av fiskeskador. Delrapport 2. FUD Vattenfall, Vällingby.
- Blicharska M och Rönnbäck R (2018). Recreational fishing for sea trout – Resources from whom and to what value? *Fisheries Research*. 204, 380–389. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.004>

- Bohlin T, Pettersson J, Degerman E (2001). Density of migratory and resident brown trout (*Salmo trutta*) in relation to altitude: Evidence for a migration cost. *Journal of Animal Ecology*. 70(1), 112-121,
- Brabrand A, Koestler AG, Borgström R (2002). Lake spawning of brown trout related to groundwater influx. *Journal of Fish Biology*. 60(3), 751-763.
- Bøhn T, Nilsen R, Gjelland KØ, Biuw M, Sandvik AD, Primicerio R, Karlsen Ø, Serra-Llinares RM (2021). Salmon louse infestation levels on sea trout can be predicted from a hydrodynamic lice dispersal model. *Journal of Applied Ecology*. 59, 704-714.
- Comte L, Buisson L, Daufresne M, Genouillet G (2013). Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology*. 58(4), 625-639.
- Dannewitz J, Palm S, Prestegaard T, Spånberg E, Östergren J (2014). Återetablering av vandrande storöring i övre Österdalälven. En genetisk utvärdering av utsättningar av Siljansöring i biflödet Fjätälven. *Aqua reports 2014:9*. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm: 33 sid.
- Dannewitz J, Ahlbeck Bergendahl I, Ek C, Kagervall A, Magnusson K, Palm S, Whitlock R (2023). *Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska laxbestånd*. Institutionen för hållbar förvaltning, Sötvattenslaboratoriet, 48 sid.
- Degerman E och Sers B (1994). The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish*. 3. 116-122.
- Degerman E, Nyberg P, Sers B (2001). Havsöringens ekologi. FINFO nr 10. 121 sid.
- Degerman E, Leonardsson K, Lundquist H (2012). Coastal migrations, temporary use of neighbouring rivers, and growth of Sea trout (*Salmo trutta*) from nine northern Baltic Sea rivers – *ICES Journal of Marine Science*. 69, 971–980.
- Degerman E, Näslund I, Kagervall A, Östergren J (2015a). Havsöring – en utmaning för förvaltningen, PM, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 36 sid.
- Degerman E, Petersson E, Bergquist B (2015b). Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten. *Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:23*: 75 sid.
- Degerman E och Näslund I (2019). Öringfiskevård, Sportfiskarna och Havs- och vattenmyndigheten: 26 sid.
- Degerman E och Näslund I (2021). Fysisk restaurering av akvatiska miljöer - Vattendrag och sjöar med kantzoner och våtmarker. GRIP on LIFE:s rapportserie 2021.03: 381 sid.
- Diaz Pauli B, Berntsen HH, Thorstad EB, Homrum E, Maersk Lusseau S, Wennevik V, Rong Utne K (2023). Geographic distribution, abundance, diet, and body size of invasive pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) in the Norwegian and Barents Seas, and in Norwegian rivers. *ICES Journal of Marine Science*. 80, 76-90.
- Donadi S, Sandin L, Tamario C, Degerman E (2019). Country-wide analysis of large wood as a driver of fish abundance in Swedish streams: Which species benefit and where? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 29, 706-716.
- Donadi S, Degerman E, Sandin L, Sers B, Spjut D, Tamario C, Andersson M, Dahlberg M (2020). Utvärdering av standardiserat vadningselfiske – provtagningsdesign, lokalbeskrivning, vägning av fisk, habitatindex, utvärdering av nya elfiskeaggregat samt val av metod för bedömning av

- ekologisk status. Version 2020-03-03. Enheten för Miljöanalys, Sötvattenslaboratoriet, SLU. 83 sid.
- Donadi S och Degerman E (2021). Hur kan miljöövervakningen av havsöring och atlantlax förbättras - ett verktyg i fiskförvaltningen. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 28 sid.
- Donadi S, Degerman E, McKie BG, Jones D, Holmgren K, Sandin L (2021). Interactive effects of land use, river regulation, and climate on a key recreational fishing species in temperate and boreal streams. *Freshwater Biology*. 66, 1901-1914.
- Donadi S, Näslund J, Sandin L, Sers B, Vasemägi A, Degerman E (2023). Contrasting long-term trends in juvenile abundance of a widespread cold-water salmonid along a latitudinal gradient: effects of climate, stream size and migration strategy. *Ecography*. DOI: 10.1111/ecog.06522 (i tryck)
- Ek C, Ahlbeck Bergendahl I, Dannewitz J, Whitlock R och Palm S (2022). Arbetsdokument för att kvantifiera behov av livsmiljö för lax i sötvatten i syfte att uppnå minsta vitala populationsstorlek. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 17 sid.
- Elliott JM (1994). *Quantitative ecology and the Brown trout*. Oxford University Press. 298 sid.
- Ferguson A, Reed TE, Cross TF, McGinnity P, Prodöhl PA (2019). Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*. 95(3), 692-718.
- Fiskevårdsteknik AB (2023). Köpingsbron, Nybroån - Fiskvandring 2022. Länsstyrelsen i Skåne. Rapport Nr. 30176. 557 sid.
- Gustafsson P och Ibbe M (2022). Restaurering av transportbegränsade vattendrag - en introduktion. Länsstyrelsen i Östergötland, 176 sid.
- Gönczi AP, Henricsson J, Sjöberg G (1986). Slutrapport från FÅK D. 1 Fiskevård i älvmagasin, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.
- Halldén A, Asp T, Andersson L, Degerman E, Nöbbelein F (2005). Biotopkartering Vätterbäckar – del 3 Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande nr 2005:35, 324 sid.
- Hansson S, Bergström U, Bonsdorff E, Härkönen T, Jepsen V, Kautsky L, Lundström K, Lunneryd S-G, Ovegård M, Salmi J, Sendek D, och Vetemaa M (2018). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds, *ICES Journal of Marine Science*. 75, 999-1008.
- Havs- och vattenmyndigheten (2015). Förvaltning av lax och öring. Havs- och vattenmyndighetens förslag på hur förvaltning av lax och öring bör utformas och utvecklas. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:20, Göteborg, 70 sid.
- Havs- och vattenmyndigheten (2022). Fritidsfisket i Sverige 2018-2020. Rapport Havs- och vattenmyndigheten 2022:6, 31 sid.
- Havn TB, Uglem I, Solem Ø, Cooke SJ, Whoriskey FG, och Thorstad EB (2015). The effect of catch-and-release angling at high water temperatures on behaviour and survival of Atlantic salmon *Salmo salar* during spawning migration. *Journal of Fish Biology*. 87(2), 342–359.
- Hein CL, Öhlund G, Englund G (2014). Fish introductions reveal the temperature dependence of species interactions. *Proceedings of the Royal Society*. 281, 20132641.
- HELCOM (2018). Abundance of sea trout spawners and parr. HELCOM core indicator report, ISSN 2343-2543.



- Holmgren K och Petersson E (2021). Effekter av kalkning på fisk i sjöar - resultat av 48 års nätprovfisken. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2021(1), 79 sid.
- Höjesjö J, Nilsson N, Degerman E, Halldén A, Aldvén D (2017). Calculating smolt production of sea trout from habitat surveys and electrofishing: pilot studies from small streams in Sweden. In: Sea Trout – Science and Management. Publisher: Matador, sid. 458-469.
- ICES (2011). Study group on data requirements and assessment needs for Baltic Sea trout (SGBALANST), 23 March 2010 St. Petersburg, Russia, by correspondence in 2011. ICES CM 2011/SSGEF:18.
- ICES (2013). Report of the Workshop on Sea Trout (WKTRUTTA), 12–14 November 2013, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/SSGEF. 15, 243 sid.
- ICES (2015). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 23-31 March 2015, Rostock, Germany. ICES CM 2015\ACOM:08. 362 sid.
- ICES (2017a). Interim report of the working group with the aim to develop assessment models and establish biological reference points for sea trout (anadromous *Salmo trutta*) populations (WGTRUTTA), 24-26 April 2017, Gothenburg, Sweden. ICES CM 2017/SSGEPD. 21 sid.
- ICES (2017b). Report of the workshop on sea trout 2 (WKTRUTTA2), 2-5 February 2016, ICES headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/SSGEPD. 20 sid.
- ICES (2020). Working Group with the Aim to Develop Assessment Models and Establish Biological Reference Points for Sea Trout (Anadromous *Salmo trutta*) Populations (WGTRUTTA; outputs from 2019 meeting). ICES Scientific Reports. 2(59), 59 sid. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.7431>.
- ICES (2021). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 3(26), 331 sid.
- IUCN Species Survival Commission (2001). IUCN Red List, Categories and Criteria, Version 3.1
- Jepsen N, Flávio H, Koed A (2019). The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. Fisheries Management and Ecology. 26, 183-186. <https://doi.org/10.1111/fme.12329>.
- Jonsson B (1985). Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Transactions of American Fisheries Society. 114, 182-194.
- Jonsson B och Jonsson N (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. Journal of Fish Biology. 75(10), 2381-2447.
- Kagervall A, Leonardsson K, Dannewitz J, Palm S, Östergren Ö (2016). En jämförande studie av habitatkarteringsmetoder i laxälvar. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, 18 sid.
- Kagervall A, Degerman E, Petersson E, Dannewitz J (2017). Underlag för förbättrad fritidsfiskestatistik – lax och havsöring. Biologisk rådgivning från SLU, 8 sid.
- Kagervall A, Palm S, Dannewitz J (2020). Biologisk rådgivning med fokus på ändrade bestämmelser för fiske i älvar i Norrland (FIFS 2004:25 och

- 2004:37). Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, 14 sid.
- Karlsson S, Larsen BM, Hindar K (2014). Host-dependent genetic variation in freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.). *Hydrobiologia*. 735, 179-190.
- Keeley ER och Grant JWA (2001). Prey size of salmonid fishes in streams, lakes, and oceans. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 58(6), 1122-1132.
- Kestrup Å (2018). Remibar: Fria vandringvägar och effekten på konnektiviteten - Utvärdering av åtgärder inom Remibar. Länsstyrelsen i Norrbottens län. 56 sid.
- Kinnerbäck A (2013). Jämförvärden från provfisken. Ett komplement till EQR8. Aqua reports 2013:18. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 145 sid.
- Klemetsen A, Amundsen PA, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O'Connell MF, Mortensen E (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*. 12, 1-59.
- Laikre L och Palmé A (2005). Release of alien populations in Sweden. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5475 (In Swedish, English summary)
- Laikre L, Plamé A, Josefsson M, Utter F, Ryman N (2006). Release of Alien Populations in Sweden. *Ambio*. 35, 255-261.
- Laikre L, Palmé A, Larsson LC, Charlier J, Ryman N (2008). Effekter av spridning av genetiskt främmande populationer En kartläggning av förutsättningarna för uppföljande studier av utsättningar av djur och växter i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 5881, 219 sid.
- Landergren P (2001). Sea trout, *Salmo trutta* L., in small streams on Gotland the coastal zone as a growth habitat for parr. Doctoral Thesis. Stockholm University.
- Landergren P (2004). Factors affecting early migration of sea trout *Salmo trutta* parr to brackish water. *Fisheries Research*. 67(3), 283-294.
- Larsson M och Öberg J (2022). Utbredningen av havsis har minskat sedan 1990. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/utbredningen-av-havsis-har-minskat-sedan-1990>. Hämtat 2023-03-20.
- Limburg KE, Landergren P, Westin L, Elfman M, Kristiansson P (2001). Flexible modes of anadromy in Baltic sea-trout (*Salmo trutta*): making the most of marginal spawning streams. *Journal of Fish Biology*. 59, 682-695.
- Magnusson K, Dannewitz J, Kagervall A, Palm S (2020). Svenska havsöringsbestånd på västkusten och i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 34 sid.
- Magnusson K (2022). Sea trout (*Salmo Trutta*). Appendix 1 Species-Climate Information Sheets. Ur: Förväntad klimatpåverkan på kommersiellt viktiga fiskeresurser för svensk fiske (eds. Bartolino V, Bergström L, Erlandsson M, Koehler B) Interimrapport till HaV (Dnr 1638-2020).
- Magnusson K, Kagervall A, Dannewitz J, Blyth S (2022). Havsöring på Gotland – beståndsstatus och effekter av olika fiskeregleringar. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 27 sid.

- Magnusson K (2023). Övervakning av havsöring - förslag på datainsamlingsprogram. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 32 sid.
- Malcolm IA, Millidine KJ, Glover RS, Jackson FL, Millar CP, Fryer RJ (2019). Development of a large-scale juvenile density model to inform the assessment and management of Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in Scotland. *Ecological Indicators*. 96, 303-316.
- Naturvårdsverket (2007). Återställning av älvar som använts för flottning. Naturvårdsverket Rapport 5649, 87 sid.
- Naturvårdsverket (2015). Att formulera bevarandemål. Processbeskrivning bildande av naturreservat. Naturvårdsverket, 9 sid.
- Nevoux M, Finstad B, Davidsen JG, Finlay R, Josset Q, Poole R, Höjesjö J, Aarestrup K, Tolvanen O, Jonsson B (2019). Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (*Salmo trutta*). *Fish and Fisheries*. 20, 1051-1082, <https://doi.org/10.1111/faf.12396>.
- Nilsson N, Degerman E, Andersson HC, Halldén A (2010). Uppdatering av modell för beräkning av öringsmoltproduktion. Sid- 67-122 ur Fisk i vattendrag och stora sjöar. Rapport 2010:7, Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Nilsson N (2013). Undersökningar av öringsmoltproduktion. Vättern-fakta, Jönköping. 4, 104 sid.
- Nilsson N (2017). Beräkning av smoltproduktionen i Bråvikens tillflöden inom Norrköpings kommun. 43 sid.
- Nordwall F och Lundberg P (2000). Simulated harvesting of stream salmonids with a seasonal life history. Paper IV In: Nordwall, F. 2000. Stream fish population response to harvesting. Doctoral dissertation, Silvestria 133, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Nordwall F, Lundberg P, Eriksson T (2000). Comparing size limit strategies for exploitation of a self-thinned stream fish population. *Fisheries Management and Ecology*. 7(5), 413-424.
- Norman S (2023). Lake bathymetry as driver of salmonid population size structure and biomass. Doktorsavhandling, Umeå universitet.
- Ovegård MK, Jepsen N, Bergenius Nord M, Petersson E (2021). Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries*. 22, 605-622.
- Pakkasmaa S och Petersson E (2005). Fel fisk i fel vatten. Ekologiska konsekvenser av utsättningar av fisk. Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, *Finno* 2005:9. 116 sid.
- Palm S, Karlsson S, Diserud OH (2021). Genetic evidence of farmed straying and introgression in Swedish wild salmon populations. *Aquaculture Environment Interactions* 13:505-513 <https://doi.org/10.3354/aei00423>
- Palm S och Ryman N (1999). Genetic basis of phenotypic differences between transplanted stocks of brown trout. *Ecology of Freshwater Fish* 8:169-180.
- Palm S och Söderberg L (2019). Genetisk analys av havsöring från Västernorrland. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 19 sid.
- Palm S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Jokikokko E, Pakarinen T, Huusko R, Broman A, Sutela T (2019). Torneälvens bestånd av lax, havsöring och vandringsik – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2019. 52 sid

- Palm S (2021). Genetisk analys av öring från Älgån. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 14 sid.
- Palm S och Söderberg L (2022). Genetisk analys av havsöring från Västernorrland: utökad studie. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet. 19 sid.
- Palm S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Pakarinen T, Veniranta L, Huusko R, Isometsä K, Broman A, Miettinen A (2023). Torneälvens bestånd av lax, havsöring, vandringssik och harr – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2023. 52 sid.
- Paulrud A och Laitila T (2004). Valuation of management policies for sport-fishing on Sweden's Kaitum river. *Journal of Environmental Planning and Management*, 47(6): 863. <https://doi.org/10.1080/0964056042000284875>
- Persson L, Magnusson K, Östergren J (2023). Datainsamling för havsöring i Sverige – med fokus på potentiella indexvattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Retrout (2017-2021). Sustainable fishing tourism in the Baltic Sea. <https://retrout.org/> och <https://projects.interreg-baltic.eu/projects/retrout-116.html>
- Rogell B, Dannewitz J, Palm S 2022. Hur förhåller sig förvaltning enligt Maximum Sustainable Yield (MSY) till bevarande av laxpopulationer? SLU ID:SLU.aqua.2021.5.4-32 2022, 16 sid.
- Rubin A, de Coulon P, Bailey C, Segner H, Wahli T, Rubin JF (2019). Keeping an eye on wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: Correlation between temperature, environmental parameters, and proliferative Kidney Disease. *Frontiers in Veterinary Science*. 6(281), 1-16.
- Ryman N (1983). Patterns of distribution of biochemical genetic variation in salmonids: differences between species. *Aquaculture*. 33, 1-21
- Ryman N, Laikre L, Hössjer O (2019). Do estimates of contemporary effective population size tell us what we want to know? *Molecular Ecology*. 28, 1904-1918.
- Serra-Llinares RM, Freitas C, Nilsen R, Elvik KMS, Albretsen J, Bøhn T, Karlsen Ø, Bjørn PA (2018). Towards direct evidence of the effects of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) on sea trout (*Salmo trutta* L.) in their natural habitat: proof of concept for a new combination of methods. *Environmental biology of fishes*. 101(12), 1677-1692. [doi.org/10.1007/s10641-018-0816-1](https://doi.org/10.1007/s10641-018-0816-1)
- Serra-Llinares RM, Bøhn T, Karlsen Ø, Nilsen R, Freitas C, Albretsen J, Haraldstad T, Thorstad EB, Elvik KMS, Bjørn PA (2020). Impacts of salmon lice on mortality, marine migration distance and premature return in sea trout. *Marine Ecology Progress Series*. 635, 151-168. [doi.org/10.3354/meps13199](https://doi.org/10.3354/meps13199)
- Shaffer M (1981). Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*. 31(2), 131-134
- Shephard S, Josset Q, Davidson I, Kennedy R, Magnusson K, Gargan PG, Walker AM, Poole R (2019). Combining empirical indicators and expert knowledge for surveillance of data-limited sea trout stocks. *Ecological Indicators*. 104, 96-106. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.11.024>
- Skov C, Gundelund C, Weltersbach MS, Ferter K, Bertelsen SK, Jepsen N (2022). Catch and release angling for sea trout explored by citizen science: Angler behavior, hooking location and bleeding patterns. *Fisheries Research*. 255, 106451, 1-8.

- Skov C, Ferter K, Jepsen N, Pedersen L\_F, Lewin W-C, Gundelund C, Weltersbach MS (2023). Post-release effects of catch and release angling for sea trout: Mortality, growth and wound healing. *Fisheries Research*. 261, 106637
- SLU (2022). Fågelpredation i Dalälven mynningsområde - en tredjedel av all öring som sätts ut blir uppäten av fåglar. SLU-nyhet 22 november 2022. <https://www.slu.se/ew-nyheter/2022/11/fagelpredation-i-dalalven-mynningsomrade/>. Hämtad 2023-02-01.
- SLU (2023). Öring. Fiskbarometern. (tidigare Resurs och Miljö-översikten). <https://fiskbarometern.se/rapport/2022/species/Öring>. Hämtad 2023.06-22.
- Staveley TAB och Ahlbeck Bergendahl I (2022). Pink salmon distribution in Sweden: The calm before the storm? *Ecology and Evolution*, 12, e9194. <https://doi.org/10.1002/ece3.9194>
- SVA (2020). Provtagning avseende renibakterios BKD i vild laxfisk i Umeälven, Ångermanälven, Faxälven och Ljungan. Delrapport till Hav. 22 sid.
- SVA (2022a). Infektiös pankreasnekros (IPN) hos laxfisk och ål. <https://www.sva.se/amnesomraden/djursjukdomar-a-o/infektios-pankreasnekros-ipn-hos-laxfisk-och-al/>. Hämtad 2023-02-27.
- SVA (2022b). Ulcerös dermal nekros (UDN) hos fisk. <https://www.sva.se/amnesomraden/djursjukdomar-a-o/ulceros-dermal-nekros-udn-hos-fisk/>. Hämtad 2023-02-27.
- SVA (2022c). *Saprolegniosis* hos fisk. <https://www.sva.se/amnesomraden/djursjukdomar-a-o/saprolegniosis-hos-fisk/>. Hämtad 2023-02-27.
- SVA (2022d). Hälsoövervakning av vildlevande fisk, kräftdjur, och blötdjur 2021. 153 sid.
- Svenskt elfiskeregister – SERS (2023). Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret>. Hämtad 2023-02-10.
- Tamario C, Degerman E, Törnblom J, Angelstam P (2018). 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. Länsstyrelsen i Västmanlands Län, 38 sid.
- Tamario C och Degerman E (2018). Två metoder för att identifiera strömsträckor i vattendrag med GIS. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, 21 sid.
- Thorstad EB, Finstad AG (2018). Impacts of salmon lice emanating from salmon farms on wild atlantic salmon and sea trout. NINA Report. 1449, 1-22.
- Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (2022). Klassifisering av tilstanden til sjöörret i 1279 vassdrag. Temarapport fra Vitenskapelig rad for Lakseforvaltning. 9, 174 sid.
- Wengström N (2022). Parasite host interaction between the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) and brown trout (*Salmo trutta*) – the impact from glochidia larvae on the host. PhD thesis, Göteborgs universitet. ISBN: 978-91-8009-653-9.
- Widén Å, Segersten J, Donadi S, Degerman E, Malm Renöfalt B, Karlsson Tiselius A, Lundbäck S, Jansson R (2022). Sveriges torrflåror - geografi, naturvården och metoder för miljöförbättringar. Slutrapport från forskningsprojektet ”Ekospill – verktyg för att beräkna ekologiskt funktionell minimitappning i spillflåror”. 106 sid.

- Öhlund G, Hedström P, Norman S, Hein CL, Englund G (2015). Temperature dependence of predation depends on the relative performance of predators and prey. *Proceedings of the Royal Society B*. 282(1799), 20142254.
- Östergren J och Nilsson J (2012). Importance of life-history and landscape characteristics for genetic structure and genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.) *Ecology of Freshwater Fish*. 21(1), 119–133. DOI: 10.1111/j.16000633.2011.00529.x).
- Östergren J (2013). Status and trend in development in sea trout populations and sea trout catches in Sweden. Ur: ICES WKTRUTTA, 2013. Report of the Workshop on sea trout. ICES CM 2013/SSGEF. 15, sid 203-211.
- Östergren J, Nilsson J, Lundqvist H, Dannewitz J, Palm S (2016). Genetic baseline for conservation and management of sea trout in the northern Baltic Sea. *Conserv Genet*. 17, 177-191. DOI 10.1007/s10592-015-0770-9.
- Östergren J, Palm S, Gilbey J, Spong G, Dannewitz J, Kongisson H, Persson J, Vasemagi A (2021). A century of genetic homogenization in Baltic salmon-evidence from archival DNA. *Proc Biol Sci* 288(1949): 20203147.



