



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

[Fakultet/Institution/centrumbildning]
Sötvattenslaboratoriet

Underlag, 2020-10-23
SLU ID: SLU.aqua.2020.5.4-39

Biologiskt underlag

Svenska havsöringsbestånd på västkusten och i Östersjön– status, exploatering och förvaltning

Katarina Magnusson, Johan Dannewitz, Anders Kagervall, Stefan Palm

Innehållsförteckning

1.	Inledning	3
2.	Bakgrund.....	4
	Havsöringens biologi	4
	Havsöringens genetik.....	5
	Fiske och förvaltning	5
	Datainsamling	6
	Beståndsanalys och rådgivning.....	6
3.	Beståndsstatus och trender	6
	Rekryteringsstatus.....	8
	Bottenviken och Bottenhavet	11
	Egentliga Östersjön.....	11
	Västkusten.....	11
	Lekfisk och smolt.....	13
	Utsättningar.....	15
	Förväntad utveckling	16
4.	Exploatering i fisket.....	17
	Fiskerier	17
	Fiskeregler.....	19
5.	Kunskaps- och databehov	19
6.	Pågående forskning och datainsamling.....	21
7.	Aktuella förvaltningsfrågor.....	23
	Förvaltningsmodell för havsöring.....	23
	Förvaltningsmål	24
	Utvärdering av specifika kategorier av fiskebestämmelser	25
	Fredningstid och fredningsområden.....	25
	Begränsning av uttag.....	26
	Längdbaserade fiskeregler	26
8.	Sammanfattande kommentarer	28
9.	Erkännanden	30
10.	Referenser	30

1. Inledning

Havsöringen är en av våra mest populära arter inom fritidsfisket, men har liten betydelse för yrkesfisket. Havsöringen förekommer i många lokala bestånd spridda längs hela svenska kusten, och reproducerar sig främst i små vattendrag och biflöden till större älvar. Övervakningen av havsöring baseras främst på elfiskedata, vilka används för att beräkna rekryteringsstatus. Statusbedömningar försåras dock av att det kan finnas stationär öring i samma vattendrag, i andelar som varierar både över tid och mellan intilliggande vattendrag. Havsöringens rekryteringsstatus varierar stort mellan olika områden av Östersjön; längs vissa delar av kusten är status generellt god, medan den är tämligen svag i andra områden.

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) arbetar med att se över fiskeregleringen på västkusten och längs Norrlandskusten. Inför detta arbete har HaV beställt biologisk rådgivning från SLU Aqua, uppdelat på ett antal delbeställningar. Denna delbeställning omfattar havsöring på svenska kusten med tillrinnande vattendrag, och fokuserar särskilt på västkusten och Norrlandskusten. Övriga underlag levereras separat.

HaV:s beställning för havsöring lyder: *Rådgivningen ska innehålla översiktlig beskrivning av beståndsstatus samt bakomliggande orsaker till nuvarande beståndsstatus för bestånden av havsöring på västkusten samt i Norrland. Bedömning av behov och möjlighet att genom ändrade fiskebestämmelser i vattendragen (2004:37) samt på kusten (FIFS 2004:36) förbättra beståndsstatusen. Analys av vilka kategorier av fiskebestämmelser som effektivast bedöms stärka bestånden i förhållande till bevarande- och förvaltningsmål.*

I denna rapport ges en översiktlig beskrivning av beståndsstatus för havsöring längs svenska kusten och tillrinnande vattendrag. I presentationen är resultaten främst uppdelade på Norrlandskusten (Bottenviken och Bottenhavet; ICES delområden 30-31; huvudavrinningsområde 1-54), egentliga Östersjön (Norra och Södra Östersjön inklusive Öresund, ICES delområden 23-25 och 27-29; huvudflodområde 54-95 samt 118-119) samt västkusten (Skagerrak och Kattegatt; ICES delområden 20-21; huvudflodområden 95-116).

I avsnitt 2 ges en kort bakgrund om havsöringens biologi, fiskets och förvaltningens utveckling, samt hur bestånden övervakas genom datainsamling, analys och rådgivning. Avsnitt 3 innehåller tillgänglig information om beståndens rekryteringsstatus samt trender för antalet lekfisk, smolt, och utsättningar. Avsnitt 4 redovisar exploateringen i fisket. Avsnitt 5 tar upp kunskaps- och databehov, medan avsnitt 6 rör pågående forskning och datainsamling. Avsnitt 7 fokuserar på aktuella förvaltningsfrågor, samt diskuterar förväntade effekter av olika kategorier av fiskebestämmelser. Avsnitt 8 innehåller sammanfattande kommentarer.

2. Bakgrund

Havsöringens biologi

Öringen (*Salmo trutta*) är beroende av sötvatten för sin reproduktion. De individer som lämnar sitt födelsevattendrag för att födosöka i havet kallas havsöring. I inlandsbestånd vandrar öringen, istället för till havet, till närliggande sjöar (insjööring) eller närliggande lugnområden i vattendragen (stationär öring, bäcköring). Havsöringen skiljer sig från sin nära släkting laxen genom att den förekommer i mindre vattendrag och biflöden till större älvar utmed hela kusten, och att den har en betydligt mer komplex livshistoria, som dessutom är mer plastisk i och med att strategin för att vandra eller stanna i vattendraget i stor grad påverkas av intra-och interspecifik konkurrens, habitat (föda och skydd), vattentemperatur och vattenflöde (Nevoux m.fl. 2019). Detta innebär att det kan finnas stationär öring i samma vattendrag som havsvandrande öring (havsöring), vilket försvårar arbetet med att ta fram biologiska referenspunkter och statusbedömningar.

Grundläggande information om havsöringens biologi med fokus på svenska förhållanden finns i Degerman m.fl. (2001). Havsöringen vandrar upp på hösten för att leka i vattendrag och biflöden längs hela svenska kusten. Honorna lägger sin rom på 5-30 cm djup i steniga-grusiga bottnar i strömmande partier. Rommen kläcks framåt våren, och de små öringungarna tillbringar första sommaren på grunda partier i svagt strömmande vatten nära lekområdet, och kallas då för stirr. Efter 1-5 år i vattendraget vandrar de unga havsöringarna ut i havet för att växa till sig, och de kallas under utvandringen för smolt. I vissa fall har även utvandring av yngel konstaterats. Termerna stirr och smolt används även för lax.

Väl ute i havet uppehåller sig havsöringen vanligtvis på 0-3 m djup, nära kusten, där de först livnär sig på pungräkor, havsborstmask och småfisk (speciellt spigg och tobis), innan de helt går över till fiskdiet. Havsöringen stannar ofta nära kusten i närheten av dess uppväxtvattendrag, och vandrar periodvis gärna upp i närliggande vattendrag utanför lektid (Jensen m.fl. 2015). Det finns även långvandrande havsöring i både norra och södra Östersjön. Havsöring från Tornelälven kan t.ex. vandra 20-30 mil ner mot Kvarken (Degerman m.fl. 2012), och storvuxna, långvandrande havsöringsbestånd i Södra Östersjön kan vandra upp till 100 mil då de följer sillstim. Även havsöring från Hallands öppna kust kan företa längre vandringar.

Efter en tid i havet, som varierar påtagligt, återvänder havsöringen för att leka. Likt laxen återvänder de flesta havsöringar till samma vattendrag som de föddes i. Efter lek kan den vuxna havsöringen stanna över vintern innan den vandrar tillbaka till havet (sk. kelt; Östergren & Rivinoja 2008). Under våren sker även en viss uppvandring till vissa vattendrag av sk. blänkare (med olika ursprung), som enbart stannar en kortare period i sötvatten.

Havsöringen har tre kritiska perioder då dödligheten är hög (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. Här orsakas den höga dödligheten av predatorer, särskilt vid passage av dammar, sjöar och andra lugnvatten. Den tredje är återvandringen till lekplatsen, då öringen kan påverkas av hög fiskedödlighet och begränsade vandringsmöjligheter i vattendrag.

Havsöringens genetik

Eftersom havsöringen leker i mindre vattendrag består arten av hundratals lokala populationer uppdelade i små vattendrag och biflöden till större älvar utmed hela svenska kusten. Artens beteende att (oftast) återvända till sitt födelsevattendrag för att leka leder till att genetiska skillnader mellan lokala populationer uppstår och bibehålls. Det finns ofta ett samband mellan genetisk och geografisk distans, där populationerna blir mer genetiskt lika ju närmare de ligger varandra (och *vice versa*). 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), och i Östersjön finns en tydlig genetisk gradient med skilda populationer från södra Östersjön till Bottenviken (Östergren m.fl. 2016; Palm & Söderberg 2019). Det finns även exempel på genetiskt skilda havsöringspopulationer i olika biflöden inom större vattendrag (Östergren & Nilsson 2012).

Fiske och förvaltning

Det sker inget kommersiellt riktat fiske mot havsöring i Sverige. Istället fångas största delen av havsöringen inom fritidsfisket. Längs kusten spöfiskas havsöring med flera metoder som t.ex. spinn- och flugfiske från strand eller ankrad båt, samt via kustnära trollingfiske riktat mot havsöring. Havsöring fångas även i fritidsfiske med nät i kustnära områden, men detta fiske är numera begränsat längs flera kustavsnitt genom förbud mot nätfiske på vatten innanför 3-meters kurvan vissa tider av året (FIFS 2004:36).

Fritidsfisket saknar rapporteringsskyldighet och fångsterna är därför dåligt kända, med undantag för enstaka större ”laxvattendrag” där de lokala reglerna i vissa fall kräver rapportering. En större nationell enkätstudie om fritidsfiske, vilken omfattar 17 000 personer, utförs årligen av HaV och SCB (SCB 2019a) för att ta fram uppgifter om fångster. Denna metod ger dock fångstskattningar med låg precision för arter som öring eftersom få fiskare och därmed begränsade uppgifter om fisket fångas upp med dessa enkätutskick. Den låga precisionen gör att resultaten från enkätstudien inte går att dela upp på mindre geografiska områden och/eller redskapstyper.

Eftersom havsöringen har en komplex livshistoria, och är uppdelad på många små utspridda populationer som är utsatta för varierande fiske och miljöpåverkan, är övervakningen av beståndens status och utveckling, liksom förvaltningen

utmanande. Fisket efter öring i havet regleras t.ex. inte internationellt genom beslut som tas inom EU. Det finns heller ingen nationell förvaltningsplan för öring, men arten förvaltas ofta lokalt med stöd av nationella regler och föreskrifter. Föreskrifterna i Sveriges kustområden som reglerar fiske efter öring varierar mellan olika kustområden beroende på generella skillnader i öringsbeståndens ekologi, naturgivna skillnader mellan olika regioner, och fiskerättsliga förutsättningar (HaV 2015).

Datainsamling

Utöver den nationella enkätstudien som nämns ovan finns i dagsläget inga särskilda program för att på nationell nivå samla in fångststatistik för havsöring. Arten övervakas dock i viss mån indirekt i laxvattendragen inom EU:s datainsamlingsprogram (DCF; datainsamling för genomförandet av EU:s gemensamma fiskeripolitik) för lax, eftersom data för båda arterna erhålles i samband med elfiske, smoltträkning (smoltfällor) och övervakning av vuxen återvändande fisk (fiskräknare). DCF-insamlingen sker dock bara i älvar och bedöms därför inte ge en representativ bild av havsöringens situation generellt. I syfte att ge en mer heltäckande bild av situationen för havsöring har det därför under de senaste tre åren årligen utförts 50 riktade elfisken i typiska havsöringslokaler (se beskrivning nedan). Utöver detta finns elfiskedata från olika övervaknings- och uppföljningsprogram (kalkning och restaurering) vilka ingår i kommunal eller regional miljöövervakning. Årligen inrapporteras 200-300 elfiskeundersökningar från olika lokaler till Svenskt elfiskeregister (SERS). Dessa är dock ojämnt spridda över landet och många saknar längre tidsserier.

Beståndsanalys och rådgivning

Status för havsöring i Östersjöområdet analyseras översiktligt varje år inom Internationella havsforskningsrådets (ICES) arbetsgrupp WGBAST (Working group for Baltic salmon and trout; ICES 2020a). Vidare sammanfattas på nationell nivå havsöringens fångster och beståndsstatus för Östersjöområdet samt västkusten i den resurs och miljööversikt som SLU Aqua årligen sammanställer på uppdrag av HaV (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Inom ICES tillfälliga arbetsgrupp WGTRUTTA (Working Group to develop and test assessment methods for Sea trout populations (anadromous *Salmo trutta*)) sammanställs kunskap och data om havsöring. Gruppen utvärderar även befintliga beståndsmodeller och utvecklar nya modeller för statusbedömning av havsöring (ICES 2017a, b; 2020b).

3. Beståndsstatus och trender

Det är svårt att överblicka situationen för samtliga lokala bestånd av havsöring, eftersom det finns så många utmed den svenska kusten (Helcom 2011a). Det är inte heller klarlagt hur stor betydelse alla småvatten har för den totala produktionen av havsöring. För många lokala bestånd saknas data helt, och bestånden i närliggande åar kan dessutom ofta ha olika status och utveckling (Degerman m.fl. 2015).

I Svenskt vattenarkiv Svar (SMHI 2007) finns ca 28 000 vattendrag med en avrinningsyta större än 200 km², och med en sammanlagd sträcka på 192 000 km (SMHI 2010). Räknar man in även mindre vattendrag (1-6 meter breda) kan sträckan skattas till 412 000 km (SCB 2005). Många av dessa områden är dock inte tillgängliga för havsvandrande fisk. Man räknar med att åtminstone 400 enskilda vattendrag som mynnar i havet är havsöringsförande. Utöver dessa tillkommer tillrinnande biflöden i större vattendrag vilka också hyser havsöring och som kan utgöra separata populationer. Totalt kan det därför finnas 600-800 lokala populationer av havsöring i Sverige (Degerman m.fl. 2015).

Tabell 1. Översikt av storlek på habitat lämpliga för havsöring per vattendistrikt (Helcom, 2011a,b).

	Bottenviken	Bottenhavet	Egentliga Östersjön och Öresund	Västerhavet
Huvudflodområden	1-30	31-54	54-94, 118-119	94-116
ICES SD	31	30	23-25, 27-29	21-22
Antal vattendrag / populationer i Helcoms databas	13 större laxvattendrag + 46 mindre vattendrag (80% av dessa är biflöden till större vattendrag)	11 större laxvattendrag + 73 mindre vattendrag (23% är biflöden till större vattendrag)	172 (4 laxvattendrag + 7 biflöden till större vattendrag)	60
Tillgänglig medianlängd (km)	53	20	17	14
Avrinningsområdets storlek (km ²)	320	70	44	52
Medelflöde (m ³ /s)	4,6 m ³ /s	0,7	0,4 m ³ /s	0,6 m ³ /s
Ekologisk status enl. vattendirektivet (andel god, OK, dålig; %)	42, 41, 17	37, 40, 23	20, 46, 14	20, 78, 2
Kalkning (% av vattendrag)	40	75	21	65
Självreproduktion (andel vattendrag; %)	95	95	99	100
Utsättningar	Luleälven, Skellefteälven, m.fl.	Nio vattendrag	Åvaån, Marströmmen, Ljungbyån, Mörrumsån	Lagan, Göta älv, Nissan
Uppmärksammade problem	Vattenkraft, rensningar, dammbyggen, flottningar	Försurning, övergödning	Försurning, övergödning, tusentals vandringshinder	Försurning, markavvattning, reglering, vandringshinder

Rekryteringsstatus

Havsöringens status utvärderas områdesvis utifrån elfiskedata och antal räknade lekfiskar där sådana data finns (Helcom 2018; ICES 2020a). I Svenskt elfiskeregister (SERS) finns elfiskedata från mer än 20 000 lokaler från hela Sverige (inklusive inlandet) fördelade på drygt 6 000 vattendrag, av vilka havsöring observerats på minst 21% av lokalerna och i 17% av vattendragen.

För Östersjöområdet skattas rekryteringsstatus av ICES arbetsgrupp WGBAST genom jämförelser av observerade tätheter av årsungar (0+) på fasta elfiskelokaler med beräknade förväntade (optimala) tätheter av stirr. Den senare referensnivån erhålls via en särskild regressionsmodell (Ekvation 1, ICES 2015) baserad på den aktuella lokalens bedömda lämplighet som öringhabitat (THS, *trout habitat score* 0-12; baserat på flera fysiska parametrar), vattendragets bredd, dess årliga medellufttemperatur, samt latitud och longitud:

Ekvation 1:

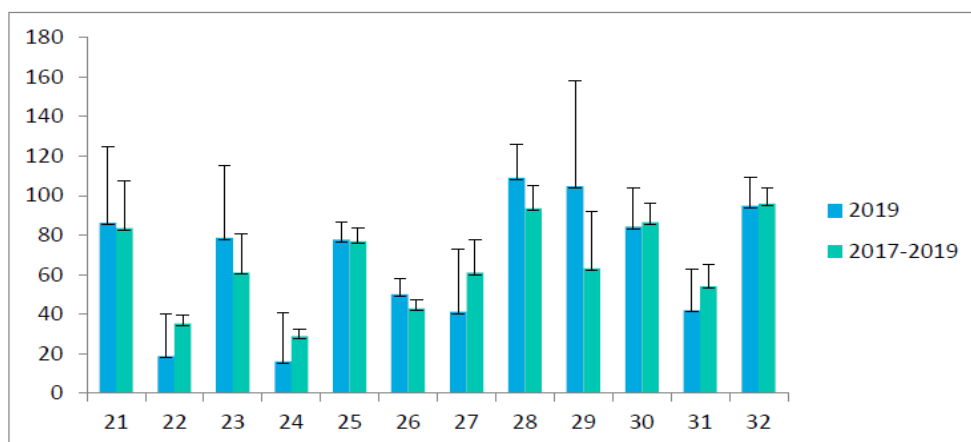
$$\text{Log}_{10}(0+\text{optimal density}) = 0.963 - (0.906 \cdot \text{logwidth}) + (0.045 \cdot \text{airtemp}) - (0.037 \cdot \text{longitude}) + (0.027 \cdot \text{latitude}) + (\text{THS} \cdot 0.033).$$

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 (särskilt norra delen) är det dock osäkert om dessa lokaler reflekterade full reproduktionspotential. Därför kan det vara så att regressionsmodellen inte ger lika säkra skattningar för den norra delen av utbredningsområdet i Östersjön som för den södra. Status kan dessutom tekniskt skattas högre än 100%, eftersom det referensvärde som tas fram i regressionsmodellen inte bygger på enskilda år med högst observerade tätheter, utan på ett medelvärde för de tre år som haft högst tätheter. Alternativa modeller och metoder för att skatta referensvärden och status är under utveckling inom ICES arbetsgrupp WGTRUTTA (ICES 2020b).

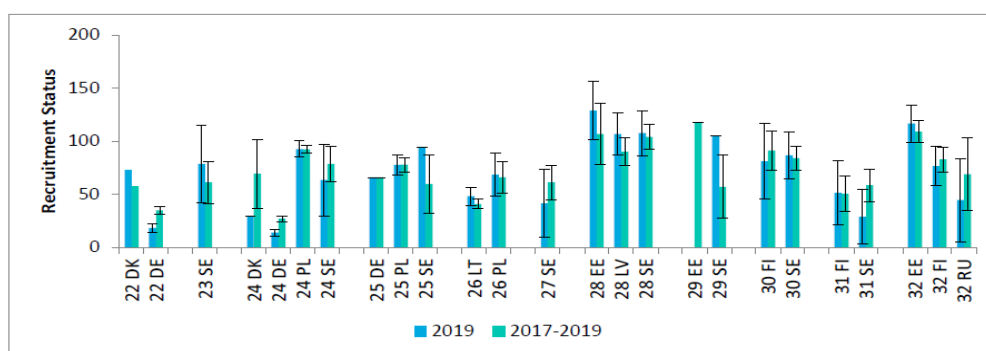
För WGBASTs årliga rapport analyseras ett urval av vattendrag från flera länder runt Östersjön, som visar rekryteringsstatus i Östersjön per delområde (Figur 1a), och per delområde och land (Figur 1b). Vi använder samma metod för statusbedömning i denna rapport men har utökat antalet lokaler jämfört med ICES analyser, och inkluderar alla lokaler som provtagits minst 2 gånger under perioden 1990-2019, har THS-värde större än 4, och ligger i vattendrag med ett avrinningsområde som är högst 1000 km².

Helcom har utvecklat en statusindikator för havsöring som bygger på ovanstående ICES-skattningar av observerade och förväntade (potentiella) tätheter av stirr i olika områden samt data på uppvandring av lekfisk. Enligt denna indikator varierar status mellan regioner (Figur 2), och bedöms vara särskilt låg i Östersjöns östra (ICES delområden 26 och 28) och norra delar (ICES delområden 29-32), medan status skattas högre i dess sydvästra delar (ICES delområden 21-27).

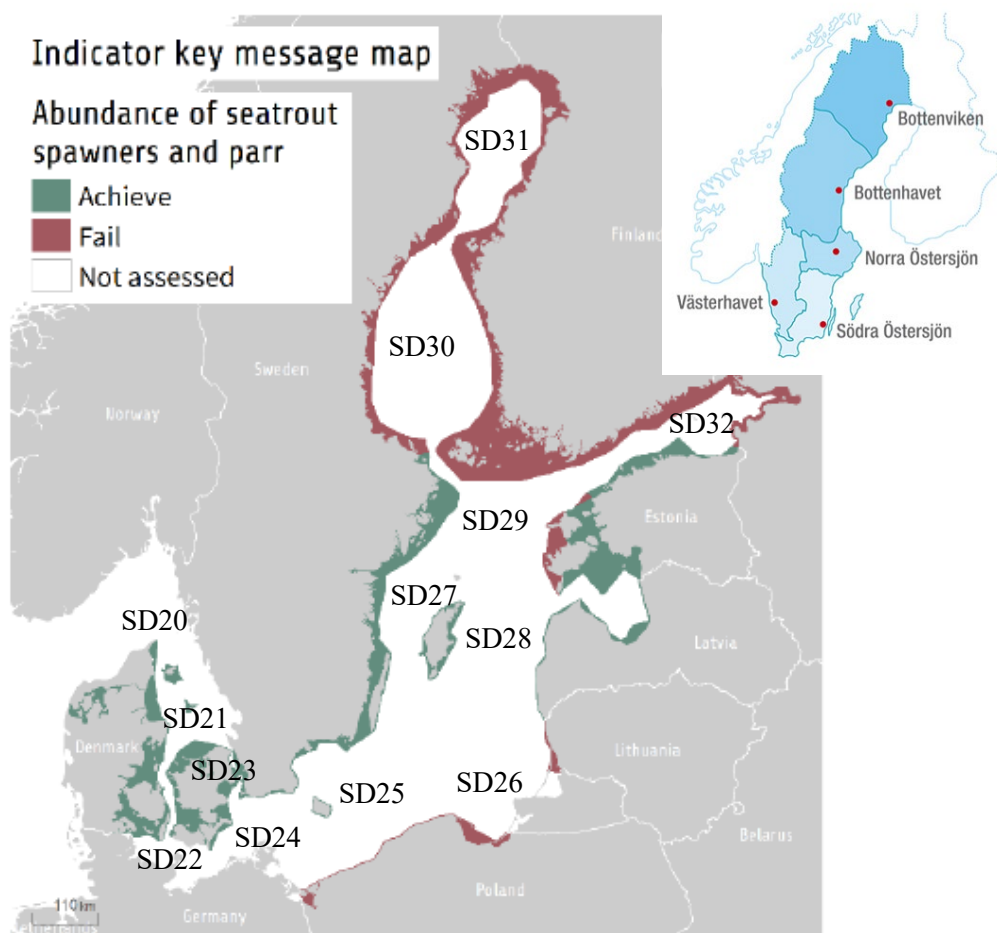
(a)



(b)



Figur 1. Genomsnittlig rekryteringsstatus (%) hos havsöring i vattendrag runt Östersjön uppdelat på (a) ICES delområden, och (b) ICES delområde per land. Figurer från ICES (2020a).



Figur 2. Skattad status för havsöring baserad på antal lekfiskar och stirrtätheter. Figur från Helcom (2018). Här är även ICES delområden (SD20-32) inlagda. Den lilla kartan visar Sveriges vattendistrikt.

Nedan följer en mer detaljerad genomgång av status och utveckling hos de svenska havsöringsbestånden i olika delar av Östersjön.

Bottenviken och Bottenhavet

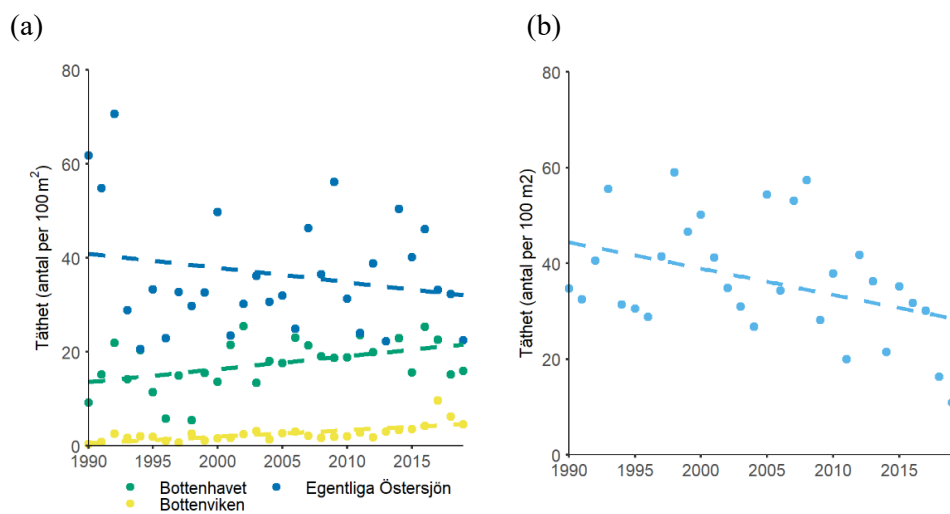
Bestånden i norra Bottenviken är svaga, vilket antas vara orsakat av nättfiske på kusten (även om detta numera är begränsat), vandringshinder, flottledsrensningar och vattenkraftutnyttjande (Degerman m.fl. 2015). Tätheterna av öringungar i vattendragen är mycket låga, men visar en något ökande trend under perioden 1990-2019 (se *Bottenviken* i Figur 3a och *SD31* i Figur 4). De sista två åren syns dock en minskning i medeltätheter, vilket också reflekteras i rekryteringsstatusen som sjunkit något den senaste 3-årsperioden (55%) jämfört med tidigare 3-årsperiod (59%; Figur 5). Tätheten av öringungar är något högre i Bottenhavet än i Bottenviken (se *Bottenhavet* i Figur 3a, och *SD30* i Figur 4), och tätheterna har även i detta område ökat under perioden 1990-2019 (Figur 4) medan rekryteringsstatus har sjunkit från 83% under 2014-2016 till 71% under de senaste tre åren (Figur 5). De långsiktigt positiva trenderna för havsöringen i Bottenhavet och Bottenviken (Figur 3) kan hänföras till regleringar av fisket och restaureringsåtgärder, men kan också återspegla en förbättrad överlevnad i havet som en följd av något kortare isvintrar (Degerman m.fl. 2015).

Egentliga Östersjön

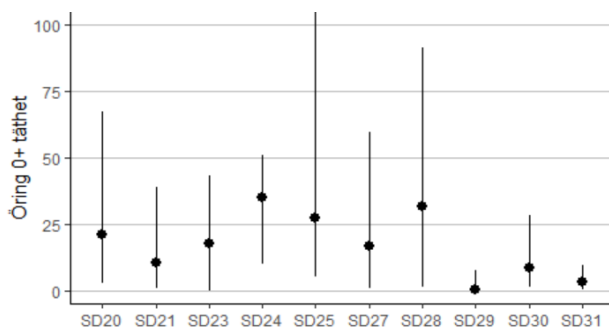
I egentliga Östersjön är tätheterna av öringungar i vattendragen högre än i Bottenhavet (se *Egentliga Östersjön* i Figur 3) och rekryteringsstatus är relativt god (78%, Figur 5). Södra ostkustens bestånd varierar dock betydligt i täthet (*SD23-SD29*, Figur 4). Sämst är förhållandena i de flacka jordbruksområdena. Detta orsakas av övergödning, kanalisering, vandringshinder, vattenkraftutnyttjande och extremt låg vattenföring sommartid på grund av ett utdikad landskap (Degerman m.fl. 2015). I sydkustens vattendrag är status generellt god, men i vissa vattendrag kan vattenbrist råda sommartid som ett resultat av utdikning och vattenuttag, samtidigt som jordbruket påverkar vattenkvaliteten i många år och rovfisk kan vara ett problem i nyanlagda dammar (Degerman m.fl. 2015).

Västkusten

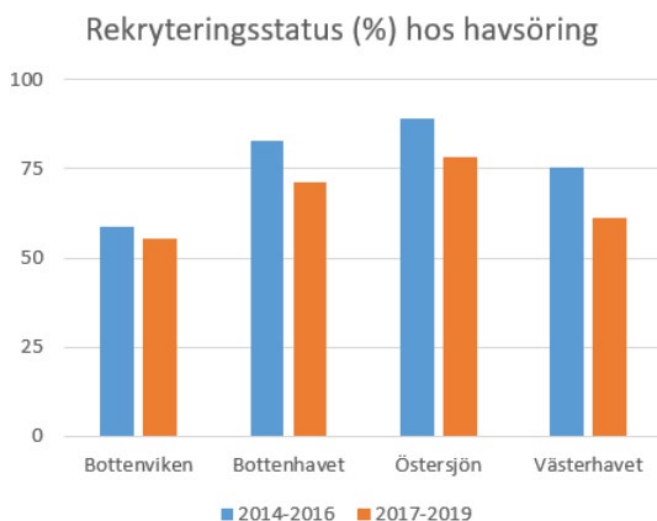
Många av västkustens vattendrag är små och produktiva. Dessutom har många omfattande biotop- och kalkningsåtgärder genomförts, vilket sammantaget gör att tätheterna av öring tidigare varit ganska höga på västkusten (Degerman m.fl. 2015). Dock har tätheten av öringstirr i vattendragen sjunkit under senare år (Figur 3b), och rekryteringsstatus har minskat från 75% under 2014-2016 till 61% för åren 2017-2019 (Figur 5). Genom att många vattendrag är små påverkas öringsbestånden av torra och varma somrar med höga vattentemperaturer, då vissa delar av vattendragen torkar ut. Utdikning utgör en bidragande orsak till låga vattenflöden sommartid. Dessutom ökar laxen i flera vattendrag samtidigt som öringen då trängs undan.



Figur 3. Tätheter (medianvärden) av öringungar (totala tätheten) 1990-2019 i svenska vattendrag som rinner ut i (a) Bottenviken (gul), Bottenhavet (grön) och Egentliga Östersjön (blå), samt (b) Västerhavet (ljusblå). Samtliga trender (streckade linjer) utom den för Egentliga Östersjön är statistiskt signifikanta. Figurer från resurs och miljööversikten (HaV, 2020), uppdaterade med data från 2019.



Figur 4. Tätheter för årsungar av öring 0+ (median med 25 och 75% percentiler) under perioden 2015-2019 uppdelat på ICES-delområden (svenska vattendrag <1000 km² och med THS>4).



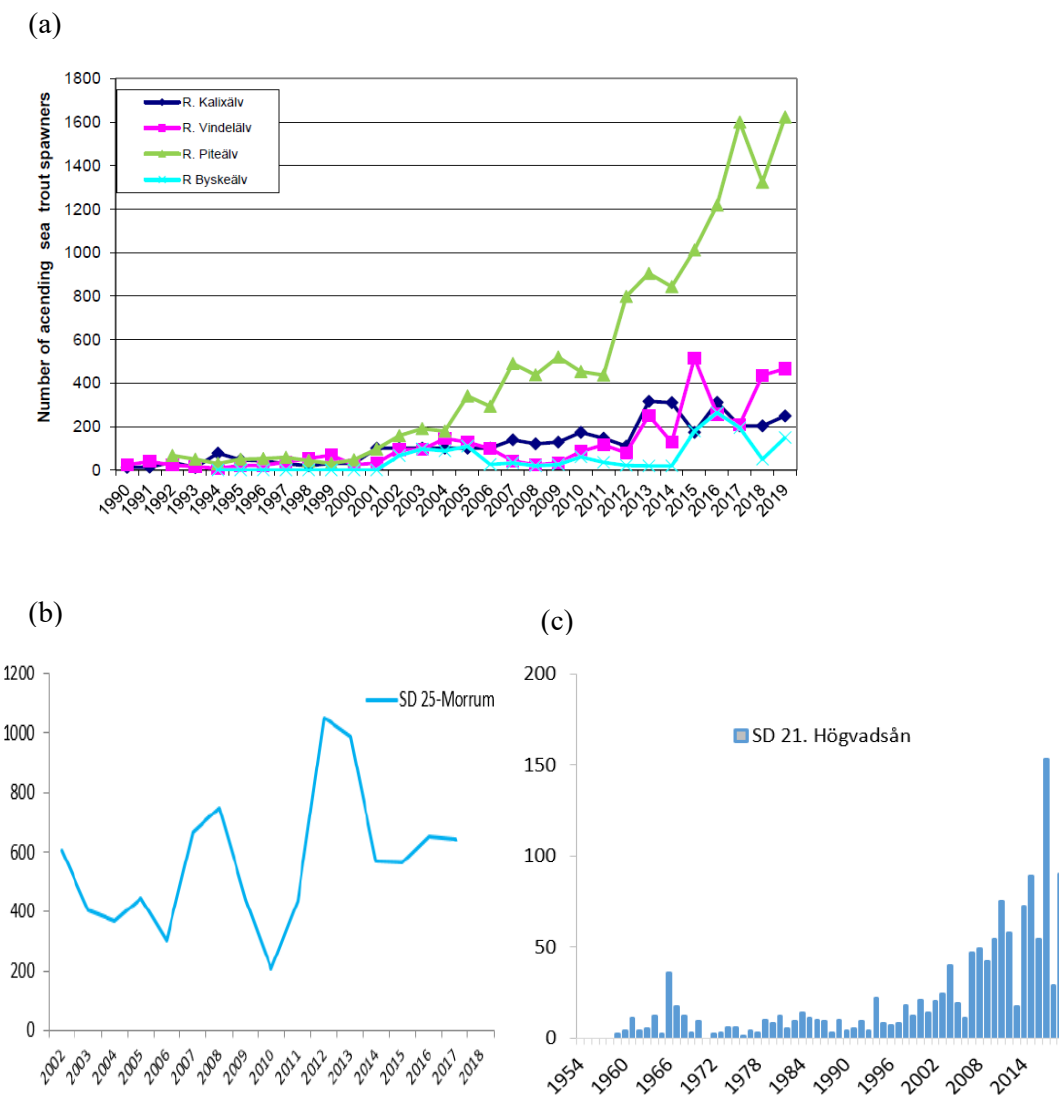
Figur 5. Analys av ett utökat antal svenska elfiskelokaler (data från SERS) med WGBAST rekryteringsmodell, där data från 380 vattendrag uppdelade på Bottenviken, Bottenhavet, Östersjön (och Öresund), och Västerhavet insamlade under åren 2014-2016 och 2017-2019 ingår. Staplarna visar medianvärden.

Lekfisk och smolt

Havsöringen återvänder i regel till sitt födelsevattendrag för att leka. Under hösten kan fisken ansamlas i stim utanför mindre vattendrag i avvaktan på lämpliga vattenförhållanden för att stiga upp till lekområdet. I Östersjöns större vattendrag vandrar däremot örningen, likt laxen, i regel upp tidigare under sommaren. Uppgifter om lekbeståndets storlek i olika vattendrag är ovanliga, men fem lekfiskar per 100 m² kan förekomma i goda bestånd (Degerman m.fl. 2015).

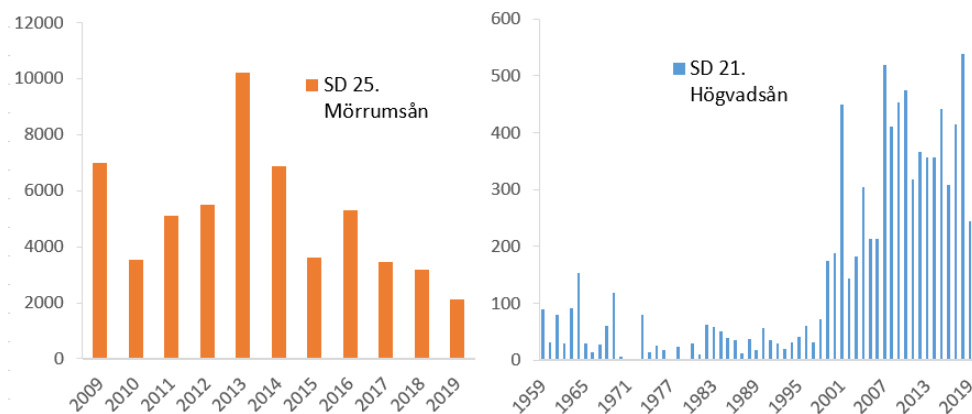
I Sverige räknas både smolt och lekfisk av lax och havsöring i Högvadsån, Mörrumsån och Testeboån. Även i Åvaån, söder om Stockholm, räknas vuxen havsöring och öringsmolt. Automatisk räkning av lekfisk sker i ytterligare sju vattendrag, där lax dominerar men där även havsöring registreras i olika omfattning. Räkning av lekfisk i typiska havsöringsvattendrag (dvs. mindre vattendrag) är däremot sällsynt, även om information i olika omfattning finns från Selångersån (ICES delområde 30), Åvaån (delområde 27), Själsoån på Gotland (delområde 27), samt Nybroån (delområde 24). I de flesta fall sker räkningen en bit upp i vattendraget, ofta i anslutning till första vandringshindret där det finns fisktrappa eller fiskväg.

Fiskräkningsdata visar på en ökande mängd lekfisk som går upp i de större älvarna i Bottenhavet och Bottenviken (Figur 6a). I Mörrumsån är det större variation i antalet lekfisk från år till år, utan någon tydlig trend under 2000-talet (Figur 6b). I Högvadsån (biflöde till Ätran på västkusten) har antalet öringar som fångats i fällan vid Nydala kvarn och lyfts uppströms ökat stadigt sedan 1950-talet (Figur 6c).



Figur 6. (a) antal lekfisk (havsöring) som räknats i vattendrag i ICES delområden 30-31, (Figur från ICES, 2020a), (b) antal öring som räknats i Vaki-räknare i Mörrumsån, 2002-2017 (2018 räknades ej hela säsongen och räknaren var ej i bruk 2019; Figur från ICES 2020a), och (c) antal havsöringar i Högvadsån 1954-2019.

Öringen vandrar vanligtvis ut från vattendragen till havet när de är ca 10-20 cm. Utvandringen sker under våren eller senare under sommaren i de större ”fjällälvarna”. Smoltåldern ökar med latituden, från 1-3 år på svenska syd- och västkusten till upp emot 3-6 år i norra Sverige. Tidsserier av smolt från ett laxvattendrag i Östersjön och ett på västkusten visar att antalet räknade öringsmolt minskat de senaste åren i Mörrumsån, men ökat i Högvadsån (Figur 7).

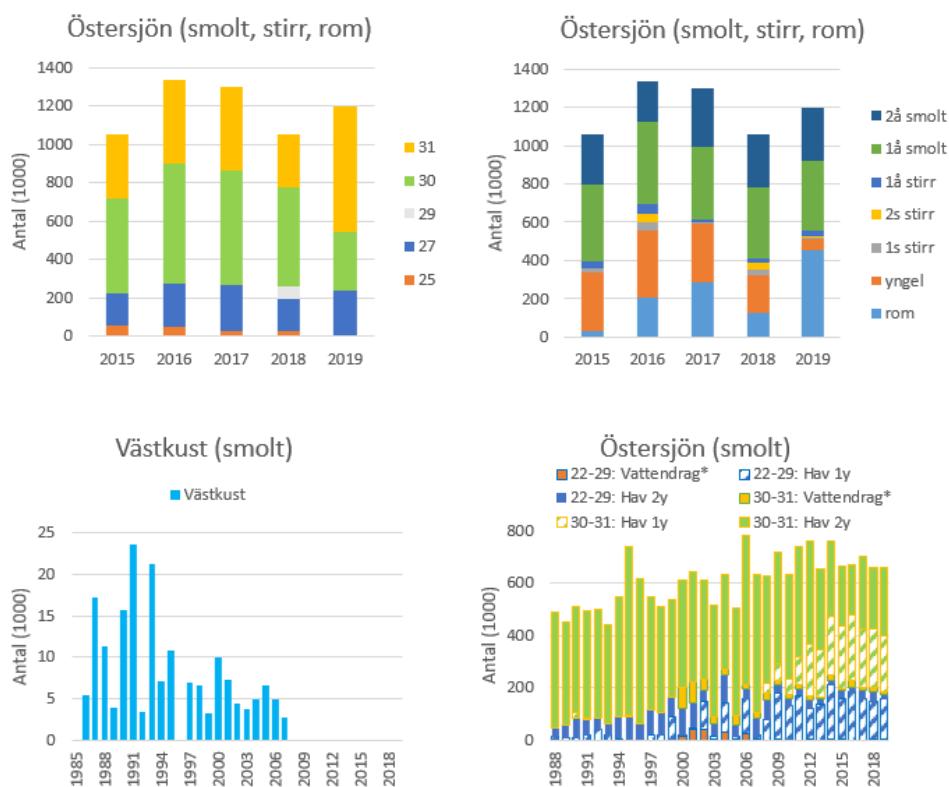


Figur 7. Skattad smoltutvandring från Mörrumsån (övre delarna) 2009-2019 och från Högvadsån 1959-2019.

Utsättningar

År 2019 sattes nära 1.2 miljoner öringar (rom, stirr och smolt) ut i svenska vattendrag mynnande i Östersjön, varav ca 646 000 som smolt (54%; Figur 8). Enligt vattendom sätts öringsmolt ut årligen i nio norrlandsälvar som kompensation för vattenkraftutbyggnad. Även längre söderut sker utsättning av öring, ofta med enda syfte att understödja ett fiske (tex. i Stockholms skärgård). På västkusten sattes det ut odlad öring under åren 1998-2005.

Fettfenan klipps bort på all odlad smolt av havsöring (och lax) som sätts ut så att denna kan skiljas från vild fisk. I Umeälven och Dalälven sätts det även ut smolt märkta med s.k. PIT-tags (6000 och 2000 smolt år 2019). PIT-märken används även vid fångst-återfångstförsök i syfte att beräkna utvandringmängder av vild öring- och laxsmolt.



Figur 8. Övre raden: utsättningar av öring 2015-2019 i svenska vattendrag i Östersjön uppdelat per ICES område (SD 25-31) och livsstadium (data från tabell 5.6.1, ICES 2020a). Nedre raden: Utsättningar av öring längs västkusten och i Östersjön, 1985(1988)-2019. (mängden smolt från vattendrag* i nedre högra delfiguren är skattad från mängden utsatt rom, yngel och stirr).

Förväntad utveckling

Beståndsutvecklingen för havsöring påverkas av fiske, vandringsmöjligheter i vattendragen, flottledsrensning och annan mänsklig påverkan (ICES 2013). Därutöver har både säl och skarv ökat i antal vilket sannolikt har en negativ effekt på vissa havsöringsbestånd (Hansson m.fl. 2018; Jepsen m.fl. 2018, Larsen m.fl. 2015; Suuronen & Lehtonen 2012).

Havsöringens rekryteringsstatus förväntas utvecklas positivt i de områden där fisket reglerats, om inte de positiva effekterna överskuggas av andra faktorer såsom ökad predation och/eller minskade arealer av lämpliga öringhabitat. Även fortsatta restaureringar av vattendrag förväntas få stora positiva effekter på den framtida utvecklingen av öringbestånden. Framför allt finns chans till ökade produktionsarealer i och med att många vandringsvägar kan komma att återskapas under kommande decennier (nationell plan för omprövning av vattenkraften, <https://www.havochvatten.se/vattenkraft-och-arbete-i-vatten/vattenkraftverk-och-dammar/nationell-plan-for-omprovning-av-vattenkraft/nationell-plan-for-omprovning-av-vattenkraft.html>). Då vi går mot ett varmare klimat ökar samtidigt

risker för att status i många mindre vattendrag försämras (särskilt i södra Sverige), då arealen av lämpliga öringhabitat riskerar att krympa pga. vattenbrist sommartid och försämrade möjligheter för vandring.

4. Exploatering i fisket

Fiskerier

Yrkesfisket i Östersjön fångar endast en begränsad mängd havsöring (som bifångst) längs med kusterna (8 ton eller 3 388 havsöringar år 2019, Figur 9 och 10a). Fritidsfisket står för den absolut största delen av den öring som landas (uppskattningsvis 90% av den totala svenska fångsten i Östersjön, men notera att dessa siffror är osäkra och baseras på enkätstudier; Figur 10a och 11a). På västkusten är yrkesfisket efter havsöring sedan flera år i stort sett obefintligt, men fritidsfisket kan vara omfattande (Figur 10b). Den totala omfattningen är dock osäker, och det är vidare oklart om det förekommer några skillnader i fångsterna i Kattegatt och Skagerrak (Figur 11b).

Nedan följer en kortfattad beskrivning av olika fiskekategorier.

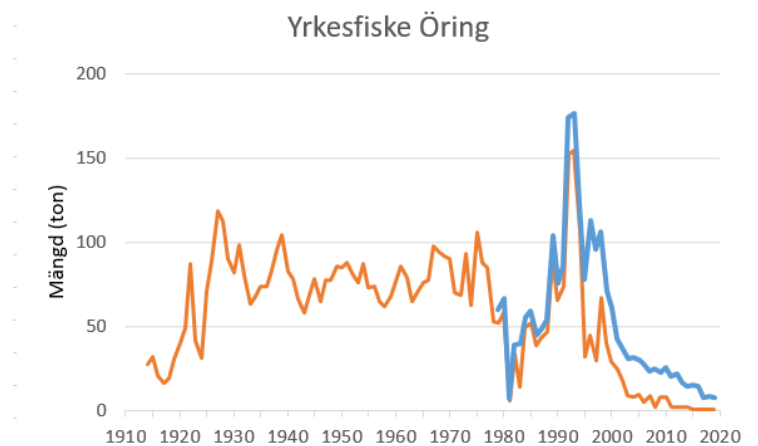
Spöfiske i vattendragen – I större vattendrag (>10 m) är fisket riktat mot blänkare dvs. öring i god kondition som befinner sig i vattendrag utan att ha lekt (vår, senhöst och vinter) eller lekfisk (sommar/sensommar). I några vattendrag förekommer även vinterfiske efter utlekt fisk. I de utbyggda älvarna fiskas det intensivt efter odlad öring nedströms de nedersta kraftverken.

Spöfiske på kusten – Havsöring fiskas längs hela den svenska kusten, främst genom fritidsfiske med spö (spinn och fluga) från land och båt. I vissa områden bedrivs även ett kustnära trollingfiske riktat efter öring. Spöfiske sker framför allt under vår och höst, på vissa håll även under vintern. Det förekommer dock stora regionala skillnader. Fångsten av öring i spöfiske på kusten inkluderas i skattningar från den nationella fritidsfiskeenkäten (SCB 2019a).

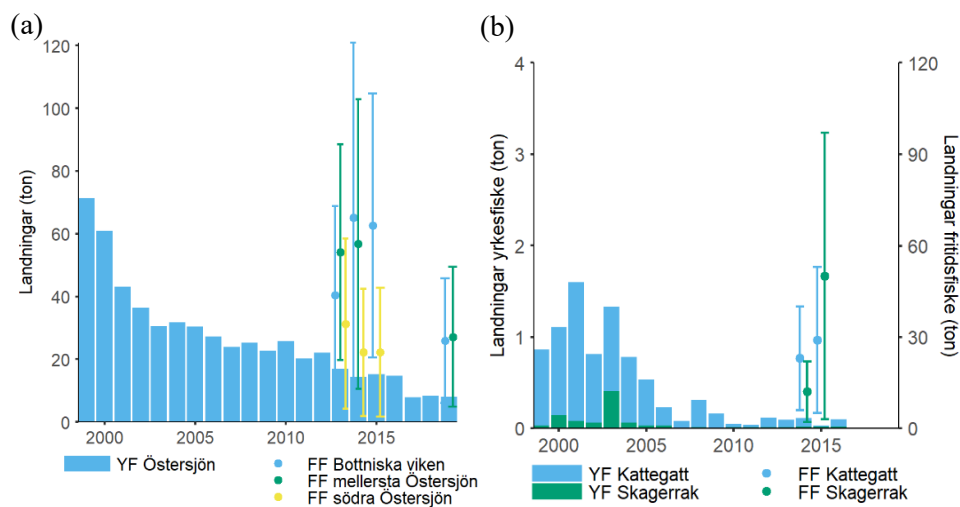
Fasta fällor på kusten – En del öring fångas i de fasta redskap som används av yrkesfiskare för att fånga främst lax längs Östersjökusten och i de större vattendragens mynningsområden (Degerman m.fl. 2015). Användandet av fasta redskap i fritidsfisket minskade kraftigt när saluförbud infördes 2011 för fisk som fritidsfiskefångats i havet. Flertalet av dessa fiskare ansökte om fiskelicens med de krav på fångstrapportering m.m. detta innebär.

Nätfiske på kusten – Havsöring fångas även i det nätfiske som bedrivs längs kusterna, i första hand av fritidsfiskare. Då detta fiske bedömts ha stor påverkan på bland annat havsöring har restriktioner införts på senare tid. År 2006 begränsades nätfisket på grundare vatten än 3 meter på Norrlandskusten. År 2019 infördes även liknande begränsningar för nätfiske från norra Uppsala län till Västernorrlands län.

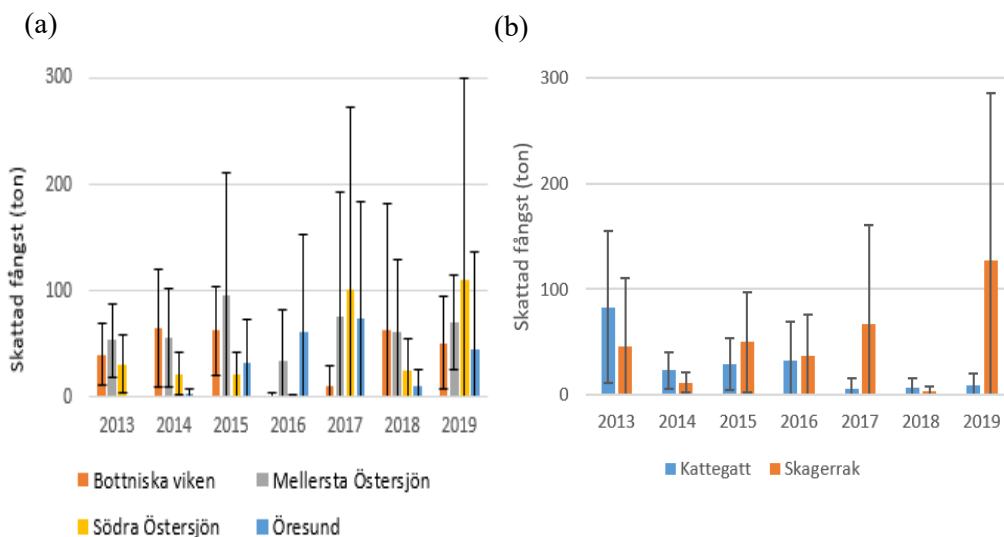
Havsfiske – Ute till havs är havsöringsfisket ringa, men i södra Östersjön har det förekommit omfattande felrapportering av lax som havsöring (ICES 2020a).



Figur 9. Sveriges totala landningar av öring (ton) i yrkesfisket 1914-2019. Orangea linjen bygger i hög grad på försäljningsstatistik som sedan 1979 kompletteras med uppgifter från loggböcker (blå linje). (Data från SCB 2019b).



Figur 10. Sveriges landningar av öring (ton) i (a) Östersjön 1999-2019; och (b) västkusten 1999-2019. (YF = Yrkesfiske, FF = Fritidsfiske), Figur från Resurs och miljö-översikten (HaV, 2020). I denna figur visas inte skattningar för fritidsfisket de år som anses allt för osäkra (men visas i Figur 11 nedan). Fritidsfisket inkluderar både behållen och återutsatt fångst.



Figur 11. Skattad fritidsfiskefångst (behållen och återutsatt fångst) från enkätundersökningar i (a) Östersjön; och (b) västkusten. Notera dock att dessa skattningar bedöms som allt för osäkra för att dra några slutsatser.

Fiskeregler

Regelverket när det gäller fiske efter havsöring är komplext med stora regionala skillnader. Fiskebegränsningar sker med minimimått, fredningstider, fredningsområden, antalsbegränsningar och redskapsbestämmelser. Grundläggande element är fredning under lekvandring och lek, samt på västkusten fredning under del av den tid då utlekt fisk återhämtar sig. För kompletta fiskeregler hänvisas till www.svenskafiskeregler.se samt FIFS 2004:36 (om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön), och FIFS 2004:37 (om fiske i sötvattensområdena).

5. Kunskaps- och databehov

- *Övervakning av havsöring* – Ett nationellt elfiskeprogram för havsöring behöver utvecklas för att täcka de övervakningsbehov som finns, inklusive tillgång till data för statusbedömningar nationellt och inom ICES arbetsgrupper. I planeringen av detta övervakningsprogram bör ingå en utvärdering av vilka elfiskelokaler som är lämpliga, hur många som ska utses och hur ofta dessa bör fiskas för att uppfylla uppsatta syften och mål med övervakningen (Donadi m.fl. 2020).

HaV har under tre år finansierat extra elfisken riktade mot havsöring (se pågående forskning nedan). För södra Östersjön har föreslagits ett gemensamt insamlingsprogram för vattendrag med havsöring i syfte att lättare kunna bedöma ekologisk status, beräkna smoltproduktion och göra påverkansbedömningar i förhållande till miljömålen (Nilsson m.fl 2010).

Många vattendrag med havsöring övervakas inte överhuvudtaget, och för dessa saknas således kunskaper om produktion och status. Studier av vattendrag i Västmanlands län har dock visat att det går att skatta förekomst av öring i fritt strömmande vatten baserat på GIS-analyser, kombinerat med elfiskedata från SERS (Tamario m.fl. 2018). För större vattendrag med dämmen predikterade en logistisk modell korrekt förekomst av öring i 82% av de utvärderade fallen, medan andelen var 70% för mindre vattendrag utan dämmen. Med en multipel linjär modell kunde även förväntad öringtäthet skattas, vilken förklarade 47% av den observerade variationen av tätheter. Man borde utreda vidare om denna typ av modeller kan användas för att hitta lämpliga övervakningslokaler. Även GIS-baserade skattningar av produktionsarealer för havsöring vore värdefulla.

- *Indexvattendrag* – För havsöring är det inte realistiskt att övervaka samtliga vattendrag där arten förekommer (se avsnitt 7). 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. 2015). 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. Ett annat syfte är att inhämta detaljerad kunskap om förhållandet mellan antalet lekfiskar och resulterande rekrytering av stirr och smolt, vilket kan användas för bedömning av liknande vattendrag där man bara har tillgång till elfiskedata och/eller information på antalet uppvandrande lekfiskar. Ett ytterligare syfte med indexvattendrag är att ta fram kunskap om öringens överlevnad under olika livsstadier, inklusive perioden till havs.

Data från indexvattendrag utgör viktig information för olika typer av beståndsmodeller (likt den som utvecklats för lax i Östersjön, se ICES 2020a). I Sverige finns flera indexvattendrag för lax där även information från öring samlas in. Eftersom havsöringens habitatval skiljer sig från laxens finns dock behov av att upprätta indexvattendrag anpassade särskilt till havsöring (ICES 2011, 2013). Degerman m.fl (2015) har tidigare föreslagit att Själsöån (Gotland), Åvaån (Stockholm), Kävlingeån (Skåne) och Himleån (Halland) kan utgöra lämpliga indexvattendrag. En mer omfattande genomgång av potentiella övervaknings- och indexvattendrag har nyligen påbörjats av SLU Aqua (Lo Persson, rapport under bearbetning). Analyser av data från det nationella elfiskeregistret (SERS) i kombination med information från experter med lokalkännedom (bl.a. personer på länsstyrelserna) har resulterat i en lista med 50 potentiella indexvattendrag spridda från Norrbotten till Bohuslän. Om räkning av uppvandrande lekfisk av någon anledning är svår att genomföra kan istället lekgruppsinventeringar göras, där genetisk metodik används för att särskilja

lax från öring (om aktuellt) samt för skattningar av antalet framgångsrika lekfiskar.

- *Fiskestatistik* – Det saknas idag grundläggande kunskap om fritidsfiskets fångster av öring i Sverige och i andra länder (ICES 2020a). Som beskrivits ovan, domineras det svenska fisket efter havsöring av fritidsfiske på kusten (spöfiske från strand eller små båtar och i nätfiske) vars fångstmängder och omfattning är dåligt kända. Utan fullgod fiske- och fångststatistik kan resursen havsöring inte förvaltas på ett bra sätt (Degerman m.fl. 2015). I Sverige samlas fångststatistik främst in från större laxälvar, och fångsterna i havsöringsvattendragen är därför långt ifrån kompletta. Än så länge finns heller ingen riktad insamling av data från fritidsfisket från kusten (Kagervall m.fl. 2017).

6. Pågående forskning och datainsamling

Nationell beståndsovervakning havsöring – Som nämns ovan pågår sedan 2018 en satsning finansierad av HaV för att öka kunskapen om förekomsten och åldern av sturr i ett urval av typiska havsöringshabitat. Årligen elfiskas 50 lokaler som valts ut i samråd mellan SLU och Länsstyrelserna. Fokus i denna insamling har varit att förbättra och komplettera nuvarande bristfälliga dataunderlag för havsöring, med ett särskilt fokus på vattendrag som även identifierats som tänkbara indexvattendrag (Lo Persson, rapport under bearbetning).

Internationella arbetsgrupper – Inom ICES WGBAST insamlas data om lax och havsöring från hela Östersjöområdet (Sverige, Danmark, Finland, Tyskland, Polen, Estland, Lettland, Litauen och Ryssland). Inom ICES arbetsgrupp WGTRUTTA har man fokus på ett större Europeiskt perspektiv och där ingår även experter från 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). Under 2017-2019 arbetade gruppen med att sammanställa data och att utveckla modeller som kan beskriva och utvärdera havsöringens status (se nedan). Vidare jämförs och analyseras förhållandet mellan lekfisk och smoltproduktion för nio olika vattendrag i Storbritannien, Frankrike, och Sverige (ICES 2020b). Inom detta samarbete har bl.a. en översiktsartikel publicerats som beskriver öringens livshistoria med fokus på artens benägenhet att vandra ut i havet (Nevoux m.fl. 2019). WGTRUTTA kommer att fortsätta under ännu en tre-års period (2020-2022).

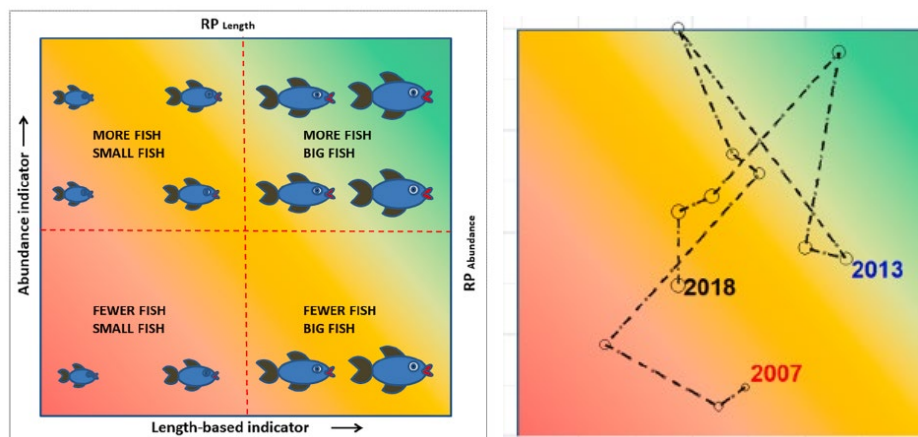
Referensvärden för rekrytering – WGBAST statusberäkningar för havsöring i Östersjöområdet baseras på en enkel regressionsmodell som tar hänsyn till klimat, geografiskt läge och elfiskelokalernas ”lämplighet” för öring. Som beskrivs ovan (avsnitt 3), skattar modellen en referensnivå (rekryteringspotential) baserad på de högsta observerade tätheterna i tidsserier från ett urval av vattendrag. Inom

WGTRUTTA utvecklas en förbättrad metod, där referensnivåer beräknas utifrån en annan (s.k. ”hockey-stick”) modell baserad på kumulativ täthet av sturr på enskilda lokaler med långa tidsserier eller för olika grupper av närliggande lokaler. Utifrån dessa referensvärden byggs en icke-linjär regressionsmodell som tar hänsyn till samband mellan latitud och longitud, och med vilken rekryteringsstatus kan beräknas per lokal och huvudflodområde.

Beståndsmodell – Det saknas idag en beståndsmodell för havsöring som täcker in hela livscykeln. Med en livscykelmodell likt den som finns utvecklad för lax i Östersjön skulle beståndsstatus kunna utvärderas utifrån antalet smolt som lämnar vattendragen eller antalet lekfiskar som återvänder till vattendragen, istället för (som idag) baserat på sturr-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 havsöring förekommer i ett mycket större antal vattendrag (inkl. biflöden). Därför är det realistiskt att en öringmodell kan bli heltäckande. Detta behöver dock inte vara ett problem så länge de populationer som ingår är representativa för ett större område.

Inom WGTRUTTA 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.

Längd-baserad modell – En längd-baserad indikatormodell baserad på data 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 12; Shephard m.fl. 2019), vilket kan vara särskilt lämpligt där grundläggande data för statusanalys eller referensnivåer 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 beståndet förändrats över tid.



Figur 12. Längd-baserad indikatormodell utvecklad inom WGTRUTTA där tidsserier för standardiserade fångster (y-axeln) jämförs med en längdbaserad indikator (x-axeln). Principen illustreras till vänster medan höger delfigur visar ett exempel från Shimna river i Nordirland. Trender över tid (streckad linje i högra figuren) reflekterar händelser (eng. pressure-state events) som påverkat fiskens längdfördelning och abundans (från Shephard m.fl. 2019).

Genetik – För att utveckla en mer beståndsanpassad förvaltning av havsöring krävs ökad kunskap om artens genetiska populationsstruktur. Detta arbete har inte kommit lika långt som för lax, även om det under senare år getts ökad uppmärksamhet (Aldvén 2016; Bekkevold m.fl. 2020; Palm & Söderberg 2019, Östergren m.fl. 2016). Med hjälp av genetisk information kan lokala populationer identifieras och kartläggas. Utifrån detta kan bland annat andelen individer från enskilda populationer i blandfångster från kusten uppskattas statistiskt. Genetisk ursprungsbestämning kan även användas för att studera migrationsmönster för havsöring från olika vattendrag och kustavsnitt.

Retrout – Under åren 2018-2021 pågår ett ”Blue-growth” projekt delvis finansierat av INTERREG Baltic Sea Region Program med målet att förbättra potentialen för hållbar öringsfisketurism i Östersjön genom förbättrad ekologisk status i vattendragen (Retrout 2017-2021). Projektet arbetar bland annat med att ta fram lämpliga restaureringsåtgärder.

7. Aktuella förvaltningsfrågor

Förvaltningsmodell för havsöring

Förekomst av många (ofta små) bestånd medför svårigheter med, och höga kostnader för, en heltäckande övervakning och bedömning av beståndsstatus. För havsöring bör därför en områdesbaserad förvaltning vara mer lämplig eftersom det är realistiskt att övervaka alla individuella bestånd. Samtidigt uppvisar större

regioner ofta gemensamma trender beroende på klimat och fisketryck (ICES, 2020a). En majoritet av de flesta havsöringar vandrar relativt korta avstånd i havet (Degerman m.fl. 2015). Exempelvis visade en nyligen genomförd genetisk studie av havsöring i och kring Ullångersfjärden (Västernorrland) att havsöringen där till största delen var av lokalt vilt och odlat ursprung (Palm & Söderberg 2019). Detta resultat antyder att åtgärder i närliggande vattendrag har en direkt koppling till de lokala fiskemöjligheterna, samtidigt som utformningen av t.ex. fiskeregler i första hand förväntas påverka de lokala bestånden (Palm & Söderberg 2019).

Degerman m.fl. (2015) föreslog sju nationella förvaltningsområden för havsöring inför bedömningar av beståndsstatus och för att möjliggöra en bättre samordning av olika regelverk. För varje område föreslogs att ett antal mindre vattendrag väljs ut för övervakning med elfiske och beräkning av rekryteringsstatus. De föreslog vidare att det inom varje förvaltningsområde bör finnas ett indexvattendrag som kan ge information om havsöverlevnad och hur många honor som måste leka för att nå uppsatta förvaltningsmål, samt för att generera data inför framtida beståndsmodeller. Med utgångspunkt från ovanstående förslag bör ett införande av nationella förvaltningsområden för havsöring utredas vidare.

Eftersom havsöringen har en komplex livshistoria och utnyttjar flera habitat med krav på goda strömvattenmiljöer, fria vandringsvägar och en god miljö på kusten bör förvaltningen vara ekosystembaserad. Den bör dessutom vara adaptiv så till vida att beståndsutvecklingen följs upp kontinuerligt och ändras vid behov. Över lag behöver förvaltningen av havsöring närma sig de arbetssätt som präglar laxförvaltningen, dock med andra primära förvaltningsmål (se nedan).

Förvaltningsmål

Hittills saknas beslutade förvaltningsmål för havsöring i Sverige. Det finns dock goda möjligheter att förvalta arten på nationell nivå, då den inte heller förvaltas på internationell nivå. Ur förvaltningssynpunkt behöver mål för havsöring definieras vilka är möjliga att utvärdera. Oavsett mål, är det lämpligt att arten förvaltas områdesbaserat (inom förvaltningsområden) och adaptivt med hänsyn taget till olika bevarandenaspekter.

För många kommersiellt fiskade arter används produktionsinriktade förvaltningsmål (likt MSY för lax). Förvaltningen av havsöring bör dock primärt inriktas på bevarandemål (Degerman m.fl. 2015), vilka tar hänsyn till bl.a. populationernas utdöenderisker och förlust av genetisk variation. Lämpligen bör bevarandemålen även inbegripa andra arter i miljön som är beroende av god status hos havsöringsbestånd (t.ex. flodpärlmussla och kungsfiskare). Det behöver utarbetas riktlinjer för hur bevarandemål sätts, kontrolleras och uppnås för havsöring. Eftersom kunskap till stor del saknas inom detta område har SLU Aqua fått i uppdrag av HaV att under 2021 utvärdera lämpliga bevarandemål för små och sårbara bestånd av laxfisk, och för vilka ett produktionsbaserat förvaltningsmål kan vara mindre lämpligt.

Eftersom fisket efter havsöring i huvudsak utgörs av fritidsfiske kan även ”kvalitetsmål” vara lämpliga där den uttalade ambitionen t.ex. är att fånga stor troféfisk i god kondition, samt att fisket är väl organiserat. Möjligheten att fånga riktigt stor fisk kan exempelvis göra mer för betalningsviljan bland sportfiskare än den totala mängden fisk som fångas (Paulrud & Laitila 2004). Kvalitetsmål formuleras lämpligen lokalt eller regionalt av fiskevårdsområden eller motsvarande. Det är dock viktigt att kvalitetsmål inte äventyrar uppsatta bevarandemål.

Utvärdering av specifika kategorier av fiskebestämmelser

Beståndsutvecklingen för havsöringen i skilda kustområden och vattendrag kan kräva olika förvaltningsåtgärder, där regleringar av fisket ofta ingår som en viktig del. I uppdraget från HaV ombads SLU analysera vilka kategorier av fiskebestämmelser som effektivast bedöms stärka bestånden. Fiskeregleringarna för havsöring består främst av fredningstider, minimimått/fönstermått, antalsbegränsningar, regler om tillåtna redskap, samt särskilda fredningsområden i anslutning till vattendragens mynningar i havet. De åtgärder som diskuteras i biologiska underlag avseende lax på västkusten (Jones 2020), laxfiske i Norrländska vattendrag (Kagervall m.fl. 2020) och kustfiske efter lax (planerat att färdigställas november 2020) är i många fall relevanta även för havsöring. Nedan diskuteras dock några relevanta fiskebestämmelser närmare.

Fredningstid och fredningsområden

Fredningstider och -områden används för att skydda havsöringsbestånd under leken och den efterföljande utvandringen. För många svaga bestånd är även fredning före lek av betydelse. Fredningstider bör anpassas efter tidpunkten för lekvandringen och kan även behöva anpassas efter vattentemperaturen, eftersom fisken lätt stressas vid höga temperaturer och sjukdomstillstånd kan drabba beståndet (Sportfiskarna 2019). Degerman m.fl. (2015) poängterar vidare att även fiske efter lektiden kan ha negativa effekter, och föreslår fortsatt fredning senare under året (se även Dannewitz m.fl. 2017).

Förväntade effekter av fredningstid för fritidsfiske på lax analyserades av Jones (2020) för nio vattendrag på västkusten. Han fann att 25% av lekbiomassan hos laxhonor kunde sparas genom att införa fiskestopp efter att 75% bedömts ha vandrat upp i vattendraget, men att de negativa konsekvenserna för fritidsfisket av en sådan regel skulle bli större än om man införde anpassade maximimått i vattendrag med reducerad status. Det är dock osäkert om utökade fredningstider skulle ha liknande effekt på öring, då öringen spenderar mer tid i vattendrag under året (Jensen m.fl. 2015). Dessutom är tiden för lek mycket variabel i mindre vattendrag, vilket gör det svårt att anpassa fredningstiden till lokala förhållanden (Degerman m.fl. 2001).

För större bestånd som tål beskattning bör fiske på lekvandrande havsöring generellt flyttas närmare älvmynningsarna och in i älvarna för att minska blandfiske på olika bestånd. För svaga havsöringsbestånd rekommenderas dock fredade mynningsområden (Pedersen m.fl. 2011). I syfte att skydda upp- och utvandrande

lax och havsöring finns redan idag mer än 100 fredningsområden i Östersjön, och ungefär lika många på västkusten (FIFS 2004:36). Fredningsområden har visat sig vara en viktig och väl fungerande metod för att stärka havsöringsbestånd (Degerman m.fl. 2015), och det är lämpligt att man fortsatt ser över om ytterligare fredningsområden behövs. Dock kan stora fredningsområden negativt påverka möjligheterna till fiske efter andra arter. Det är därför angeläget att se över hur fredningsområden bör anpassas för att vara av adekvat storlek och utformning.

Begränsning av uttag

I anslutning till älvar med kompensationsutsättning finns möjlighet att utnyttja den resurs som utgörs av odlad lax och havsöring. Odlad havsöring (och lax) sätts ut för att kompensera för vattenkraftens skador på vattendragen, och den fisk som sätts ut bör i så hög grad som möjligt fiskas upp för att undvika ”överskott” som medför biologiska risker för vilda bestånd. För att undvika negativ påverkan på vilda populationer i närområdet krävs dock redskap som medger skonsam återutsättning av bifångad vild (oklippt) havsöring och lax.

Nätfiske efter havsöring är numera begränsat via reglerade fisketider och förbud att lägga nät på grunt vatten (se avsnitt 4 ovan). Dessa begränsningar är lämpliga eftersom omfattande nätfiske på kusten kan få stora negativa effekter då öringen i regel vandrar strandnära och ytligt (Degerman m.fl. 1998; Pedersen m.fl. 2011). Ett intensivt nätfiske kan innebära ett starkt selektivt tryck mot att allt färre hanar havsvandrar och att honorna stannar ute till havs så kort tid som möjligt, speciellt för bestånd i små vattendrag (Gibson 1993). Ett ytterligare problem vid nätfiske är att undermålig öring som fångas oftast är svårt skadad eller död redan vid vittjningen (Petersson m.fl. 2009). Nätskador på en fisk medför en betydligt försämrad överlevnadschans.

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 att använda fångstkvoter för att begränsa fiske analyserades av Kagervall m.fl. (2020), som kom fram till att effekten av dygnskvoter väntas vara begränsad så länge fångsten per ansträngning inte är tillräckligt hög (säg, mer än 1 fisk per fiskare och dag). Alternativt kan personliga säsongskvoter eller särskilda älv-kvoter, där fisket i älven stoppas när denna kvot uppnåtts, införas (Kagervall m.fl. 2020). Det senare kräver dock bl.a. god fångstrapportering samt uppföljning av fångster i realtid. Dessutom måste man beräkna lämpligt uttag vilket kräver stora mängder data, en beståndsmodell, och ett förvaltningsmål (se Dannewitz m.fl. 2020).

Längdbaserade fiskeregler

I en längdbaserad förvaltning regleras fisket mot en särskild storlek på fisken genom regler som anger minsta (minimimått) eller största (maximimått) fisk som får landas. Med ett s.k. fönsteruttag (minimi- och maximimått samtidigt) skyddas både små och stora fiskar, då dessa måste återutsättas.

Minimimått syftar till att skydda unga individer och ge dem möjlighet att leka åtminstone en gång. 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 & Lundberg 2000; Nordwall m.fl. 2000). Kagervall m.fl. (2020) fann emellertid att minimimått för lax i syfte att reglera älvfiske förväntas få liten biologisk effekt då detta främst skyddar småvuxen hanlax (s.k. grilse) som har liten betydelse för produktionen. Dock kan ett minimimått hindra fiske efter t.ex. smolt.

För några vattendrag som mynnar i Östersjön är medelstorleken hos lekande havsöring 60-65 cm, och ett minimimått på 50 cm förväntas skydda ca. 6.5% av lekfisken i Vindelälven och 20% av lekfisken i Åvaån (Tabell 2). Med andra ord torde ett minimimått på 50 cm ha relativt liten effekt på produktionen, då enbart en liten andel av fisken fredas. På västkusten är dock storleken bland lekande havsöring mindre än i Östersjön. I Anråseå var exempelvis den dominerande storleken på lekfisk 40-44 cm (Berntsson & Johansson 1977), medan den i ett annat vattendrag var i genomsnitt 42 cm (median 39.5 cm). Ett minimimått på 45 cm väntas därmed freda majoriteten av honorna i dessa vattendrag.

Maximimått går ut på att skydda stora fiskar (sk. superlekare) i syfte att maximera äggproduktionen, då stora honor ofta lägger fler och större ägg än mindre honor (Jonsson 1985). Att spara superlekare innebär en inskränkning på fritidsfisket, men kan vara en effektiv åtgärd i syfte att skydda sårbara bestånd av havsöring. Kagervall m.fl. (2020) fann att maximimått kan vara ett effektivt sätt att skydda de fraktioner av en laxpopulation som kraftigast bidrar till reproduktionen. Jones (2020) analyserade storleken på lax som fångats vid fritidsfiske i några laxvattendrag på västkusten, och fann att i bestånd med låg beståndstatus skulle älvsspecifika maximimått på 89-94 cm innebära att 25% av honorna (i vikt räknat) ska återutsättas. Om Jones (2020) metod appliceras på fritidsfiskets öringfångster i några vattendrag på västkusten (Figur 13a), framgår att ett maximimått på 55 cm skulle behövas för att 25% (i vikt) av honorna i fångsten ska återutsättas (Figur 13b).

För sårbara bestånd kan även fönsteruttag användas – en regel som redan idag används i vissa vattendrag i Norrbotten (30-45 cm). Med fönsteruttag kan man spara både de yngsta individerna och de största som är särskilt värdefulla för reproduktionen. Samtidigt tillåts fiske på mindre stationär öring om/när sådan förekommer. En utvärdering av förväntade effekter av fönsteruttag på olika öringsbestånds status och utveckling skulle dock behöva genomföras.

Tabell 2. Storlek på lekfisk (öring) och andelen som är under 50, 55 och 60 cm i vattendrag som mynnar i Östersjön. Data från Tabell 1 i Degerman m.fl. (2015).

Huvudflod nr	Vattendrag	N	Lekfisk medellängd (cm)	% under		
				< 50 cm	< 55 cm	< 60 cm
28	Vindelälven	713		6,5	16,5	31
36	Galasjöån	128	60,8	6,3	25,8	50
62/63	Åvaån		61	19,9	26,8	43,9
66	Kilaån	9	-	11	11	22
86	Mörrumsån	908	65	1,7	6,7	18
92	Kävlingeån	357	61,6	9	23	46

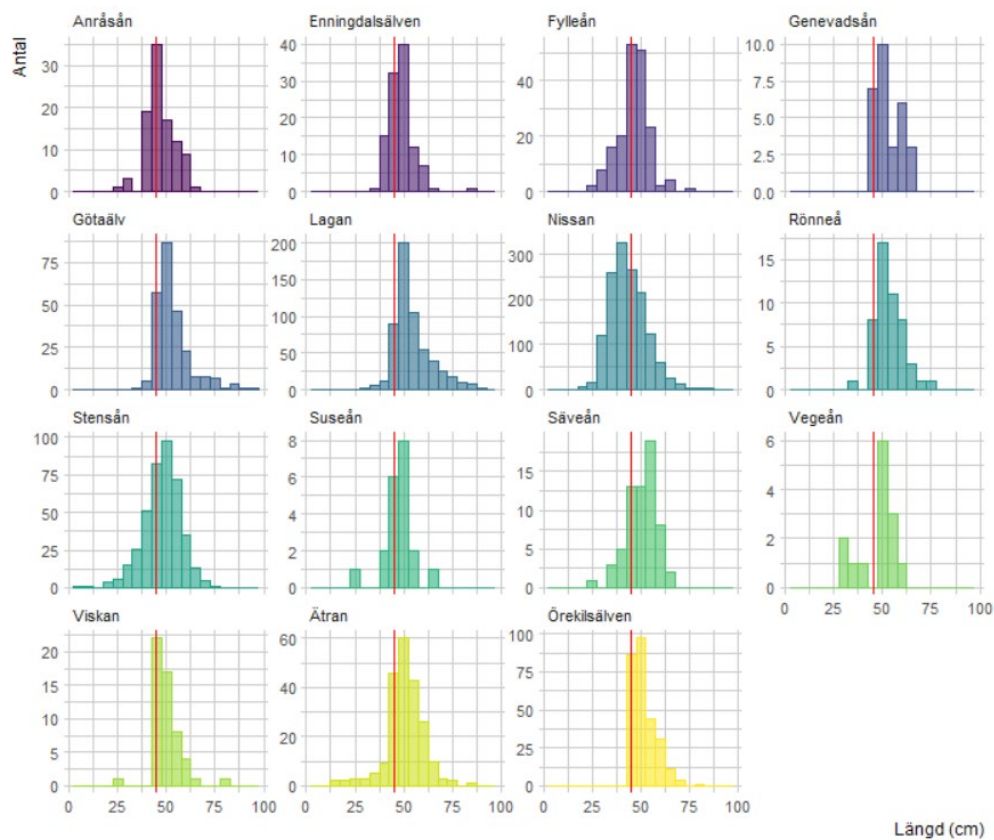
8. Sammanfattande kommentarer

Uppskattningsvis finns 600-800 lokala populationer av havsöring i Sverige, och det är därför lämpligt att arten förvaltas områdesbaserat genom att inrätta förvaltningsområden. Enklare statusbedömningar baserade på elfiskedata indikerar att havsöringens rekryteringsstatus varierar mellan vattendrag och kustavsnitt. Status på västkusten har tidigare varit relativt bra, men har på senare år sjunkit. Status för havsöringen i Bottenviken har däremot länge varit låg, men visar en långsiktigt svag positiv trend. Även för Bottenhavet finns en svagt positiv trend över tid, medan beståndssituationen i Egentliga Östersjön är mer stabil men varierande.

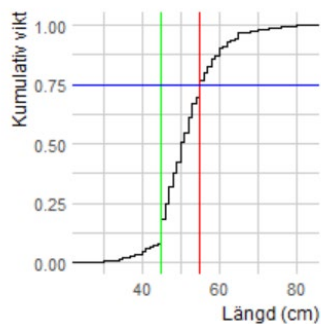
Övervakningen av Sveriges havsöring behöver samordnas och utvecklas, bland annat genom ett specifikt elfiskeprogram och inrättande av indexvattendrag. Beståndsmodeller för statusbedömning behöver utvecklas. Därutöver behövs bättre kunskap om fritidsfiskets ansträngning och fångster med god regional upplösning. Förvaltningsmål för bevarande och hållbart nyttjande av havsöring som resurs behöver också utvecklas och definieras.

Beståndsutvecklingen för havsöringen i skilda kustområden och vattendrag kan kräva olika förvaltningsåtgärder, där regleringar av fisket ofta ingår som en viktig del. I detta underlag har vi diskuterat tänkbara kategorier av fiskeregleringar och vilka effekter dessa förväntas få på fiskets uttag. För att förbättra situationen för havsöringen behövs dessutom fortsatta åtgärder för att förbättra artens livsmiljöer i sötvatten. Lämpliga åtgärder inkluderar fortsatt kalkning av försurade vattendrag, habitatvård, att säkerställa naturliga flödesregimer samt hålla vandringsvägar öppna. För reglerade vattendrag bör vattenföringen på hösten vara tillräckligt hög för att locka och vägleda öringen, samt möjliggöra uppvandring i vattendragen.

(a)



(b)



Figur 13. (a) Storleksfördelning för öring fångad vid fritidsfiske i vattendrag på västkusten (honor och hanar tillsammans), samt (b) kumulativ vikt av öringhonor baserat på honornas längd (alla vattendragen sammanslagna). Den blå linjen visar 75% av honornas kumulativa vikt, medan den röda vertikala linjen visar den längd som denna andel motsvarar. Den gröna vertikala linjen visar dagens minimimått på 45 cm. Data från Sötvattenslaboratoriet (SLU), Drottningholm.

9. Erkännanden

Stort tack till Johan Lundgren och Ulf Carlsson (Länsstyrelsen), samt Douglas Jones och Johan Östergren (SLU) för värdefulla kommentarer på en tidigare version av rapporten. Arbetet finansierades av Havs- och vattenmyndigheten inom projektet "Förvaltning av lax och öring" (Dnr 1701-2020).

10. Referenser

Aldvén D (2016). Migration in Anadromous brown trout. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg. PhD thesis. ISBN: 978-91-628-9722-2.

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* (Online), 13(2): 400-416.
<https://doi.org/10.1111/eva.12877>

Berntsson K-E & Johansson R (1977). Havsöringundersökningar i Anråseån. Medd. fr. Havsfiskelab., nr 230. 20 sid.

Dannewitz J, Kagervall A, Palm S (2017). Synpunkter på förslag till ändringar i FIFS 2004:37. Biologiskt underlag till HaV. 4 sid.

Dannewitz J, Dahlgren V, Kagervall A & Palm S (2020). Svenska laxbestånd i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. Biologiskt underlag, Sötvattenslaboratoriet, SLU Aqua, Drottningholm, 49 sid.

Degerman E, Nyberg P, Näslund I & Jonasson D (1998). Ekologisk fiskevård. Sportfiskeförbundet. 335 sid.

Degerman E, Nyberg P & Sers B (2001). Havsöringens ekologi. FINFO nr 10. 121 sid.

Degerman E, Leonardsson K & Lundqvist 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 (2015). Havsöring – en utmaning för förvaltningen, PM, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 36 sid.

Donadi S, Degerman E, Sandin L, Sers B, Spjut D, Tamario C, Andersson M & Dahlberg M (2020). Utvärdering av standardiserat vadringsfiske – 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.

Elliott JM (1994). Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press. Kap. 8 "Mechanisms responsible for population regulation in young brown trout."

Gibson RJ (1993). The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3:39-73.

Hansson S, Bergström U, Bonsdorff E, Härkönen T, Jepsen V, Kautsky L, Lundström K, Lunneryd S-G, Ovegård M, Salmi J, Sendek D, & 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(3): 999-1008.

Hav- 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, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, 70 sid.

Havs- och vattenmyndigheten (2020). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Resursöversikt, Havs- och Vattenmyndigheten, Göteborg. Rapport 2020:3.

HELCOM (2011a). Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in Sweden – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 126B*.

HELCOM (2011b). Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 126A*.

HELCOM (2018). Abundance of sea trout spawners and parr. HELCOM core indicator report, ISSN 2343-2543.

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.

ICES (2017b). Report of the workshop on sea trout 2 (WKTRUTTA2), 2-5 February 2016, ICES headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/SSGEPD:20.

ICES (2020a). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 2:22. 261 sid. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5974>

ICES (2020b). 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>.

Jensen AJ, Diserud OH, Finstad B & Rikardsen AH (2015). Between-watershed movements of two anadromous salmonids in the Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 855-863. doi: 10.1139/cjfas-2015-0015.

Jepsen N, Flávio H & Koed A (2018). 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>.

Jones D (2020). Laxbestånd på svenska västkusten – status och förvaltningsbehov. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 19 sid.

Jonsson B (1985). Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114:182-194.

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.

Larsen F, Krog C, Klausstrup M & Buchmann K (2015). Kortlægning af sælskader i dansk fiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 299–2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 74 sid.

Nevoux M, Finstad B, Davidsen JG, Finlay R, Josset Q, Poole R, Höjesjö J, Aarestrup K, Tolvanen O & Jonsson (2019). Brown trout *Salmo trutta*: A review of ecological factors affecting abundance and life history of a partly anadromous fish. *Fish and Fisheries* 20:1051-1082, <https://doi:10.1111/faf.12396>.

Nilsson N, Degerman E, Andersson HC & Halldén A (2010). Förslag till gemensamt resurs- och miljöövervakningsprogram med elfiske i kustmynnande

vattendrag i södra Östersjön och Vättern. Länsstyrelsen i Stockholms län och Länsstyrelsen i Jönköpings län. 44 sid.

Nordwall F & 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 Manag.Ecol.* 7(5):413-424.

Palm S & Söderberg L (2019). Genetisk analys av havsöring från Västernorrland. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 19 sid.

Paulrud A & 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>

Pedersen S, Heinimaa P & Pakarinen T (2011). Workshop on Baltic sea trout. 1-13 October 2011. DTU Aqua report 248. 95 sid.

Petersson E, Aho T & Asp A (2009). Fritidsfiskets nätfångster av öring i Bottenhavet och Bottenviken. I: Fem studier av fritidsfiske 2002-2007, Finfo 2009:1.

Retrout (2017-2021). Sustainable fishing tourism in the Baltic Sea. <https://retrout.org/> och <https://projects.interreg-baltic.eu/projects/retrout-116.html>

SCB (2005). Smala vattendrag. Statistiska meddelanden SM 0501.

SCB (2019a). Fritidsfiske i Sverige 2019. Statistiska meddelanden. Serie JO – Jordbruk, skogsbruk och fiske.

SCB (2019b). Det yrkesmässiga fisket i havet 2019. Definitiva uppgifter. Statistiska meddelanden JO 55 SM 2001.

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>

SMHI (2007). Svenskt Vattenarkiv (SVAR). Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI). <http://www.smhi.se>

SMHI (2010). Sveriges vattendrag. Faktablad nr 44-2010.

Sportfiskarna (2019). Öringfiskevård. Författare Degerman och Näslund. Sportfiskarna december 2019. 26 sid.

Suuronen P & Lehtonen E (2012). The role of salmonids in the diet of grey and ringed seals in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea. *Fisheries Research*, 125: 283-288.

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, Dnr 623-3303-18. 38 sid.

Östergren J & Rivinoja P (2008). Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows-Northern Sweden. *River Research and Applications*. 24: 551–563. DOI: 10.1002/rra.1141.

Östergren J & 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.1600-0633.2011.00529.x.)

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.