



Aqua reports 2025:1

Svenska laxbestånd i Östersjön

– datainsamling, beståndsanalys och rådgivning

Johan Dannewitz, Stefan Palm, Rebecca Whitlock, Tuomas Leinonen,
Elin Dahlgren, Anders Kagervall



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser



Medfinansieras av Europeiska unionen

Datansamling inom DCF finansieras till 60 % av medel från Europeiska havs-, fiskeri- och vattenbruksfonden (EHFVF).

Svenska laxbestånd i Östersjön – datainsamling, beståndsanalys och rådgivning

Baltic salmon populations in Sweden – data collection, stock assessment and biological advice

Johan Dannewitz, <https://orcid.org/0000-0003-3548-6023>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Stefan Palm, <https://orcid.org/0000-0002-9890-8265>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Rebecca Whitlock, <https://orcid.org/0000-0003-0058-634X>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Tuomas Leinonen, <https://orcid.org/0000-0002-3328-229X>,
Finska naturresursinstitutet (LUKE), Helsingfors, Finland

Elin Dahlgren, <https://orcid.org/0000-0001-9477-0935>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Anders Kagervall, <https://orcid.org/0000-0003-4790-2696>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Johan Östergren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Daniel Holmqvist, Ume/Vindelälvens Fiskeråd

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr: 2223-23 (SLU-ID: SLU.aqua.2023.5.4-18)

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.

Rekommenderad citering:	Dannewitz J, Palm S, Whitlock R, Leinonen T, Dahlgren E & Kagervall A (2025). Svenska laxbestånd i Östersjön – datainsamling, beståndsanalys och rådgivning. Aqua reports 2025:1. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.7rhm2lbkt
Publikationsansvarig:	Sara Bergek, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör:	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2025
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Lek- och uppväxtområde för lax i Ljungan, foto: Johan Dannewitz
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2025:1
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-588-5
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.7rhm2lbkt
Nyckelord:	Salmo salar, förvaltning, fiske, genetik, ekosystem, bevarande

Sammanfattning

De vilda laxbestånden i Bottniska viken har generellt uppvisat en positiv utveckling sedan slutet av 1990-talet, och flera älvbestånd uppnår idag det MSY-baserade förvaltningsmålet. Laxens överlevnad i havet har dock försämrats under de senaste 2-3 åren. Bakomliggande orsaker till nedgången är oklara, men forskning pågår för att öka kunskapen om faktorer som påverkar laxens överlevnad i havet. Om den låga överlevnaden i havet fortsätter under en längre period förväntas detta resultera i kraftigt försämrad tillgång på lax vilket kommer påverka fiskemöjligheterna i både havet och älvarna.

Laxbestånden i södra Östersjön har sedan slutet av 1990-talet inte uppvisat samma positiva utvecklingstrend som laxen i Bottniska viken, och flera av de sydliga bestånden bedöms fortfarande ha låg status.

Fisket efter lax har förändrats under de senaste årtiondena, från att ha varit ett utpräglat blandbeståndsfiske i havet och längs kusterna, till att ske framförallt längs kusterna i Bottniska viken och i älvarna. Ett stort inslag av blandbeståndsfiske finns dock fortfarande i form av yrkes- och fritidsfiske längs Sveriges och Finlands kuster, samt som fritidsfiske i södra Östersjön. Exploateringsgraden (andel av den fiskbara resursen som fiskas upp) under 2022 beräknades till mellan 1 och 3 % i södra Östersjön, medan exploateringsgraden längs Sveriges och Finlands kuster samma år varierade mellan bestånd med ett genomsnitt på 12 %. Mer osäkra skattningar av exploateringsgraden i älvfisket indikerar att odlade bestånd genomgående exploateras relativt hårt (medelvärde på 16 % under 2022) medan exploateringsgraden av vild lax är betydligt lägre men varierar kraftigt mellan älvar (0-15 % med medelvärde på 3 % under 2022).

En nationell indelning av laxbestånden i förvaltningskategorier, baserad på status och förväntad framtida utveckling (samt eventuell annan information), bedöms kunna underlätta anpassningen av fiskeregler till beståndssituationen. I detta underlag presenteras ett uppdaterat förslag på hur ett sådant system kan utformas. Den uppdaterade modellen för indelning av bestånden i förvaltningskategorier har breddats till att omfatta även åtgärdsbehov i sötvatten utöver fiskeregleringar, exempelvis behov av habitatrestaureringar eller förbättrade möjligheter för fiskvandring.

Det är önskvärt att utvecklingen av en beståndsanpassad fiskeförvaltning fortsätter för att i högre grad kunna styra fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd i syfte att förbättra möjligheterna till återhämtning för svagare vilda bestånd. Sådana möjligheter bedöms finnas på nationell svensk nivå, även om detta kan kräva kompletterande data och analyser. Det finns även behov av att implementera ekosystemansatsen i fiskeförvaltningen i stort, för att i högre omfattning än hittills kunna ta hänsyn till artinteraktioner och fiskets påverkan på ekosystemen.

Summary

The wild salmon stocks in the Gulf of Bothnia have generally shown a positive development since the late 1990s, and several stocks today achieve the MSY-based management goal. However, the survival of salmon at sea has declined over the past 2-3 years. The exact causes of the decline remain unclear, but ongoing research aims to deepen our understanding of how various factors influence salmon survival at sea. If the low survival rate at sea continues for a longer period, a significant decline in abundance of salmon is expected, which will negatively affect fishing opportunities in both the sea and the rivers.

Salmon stocks in the southern Baltic Sea have not shown the same positive development trend since the late 1990s as salmon in the Gulf of Bothnia, and several of the southern stocks are still considered to have a low status.

Fishing for salmon has changed in recent decades, from being mainly a mixed-stock fishery at sea and along the coasts, to taking place mainly along the coasts of the Gulf of Bothnia and in rivers. However, a large element of mixed-stock fishing still exists in the form of commercial and recreational fishing along the coasts of Sweden and Finland, as well as recreational fishing in the southern Baltic Sea. The exploitation rate in 2022 was estimated to be between 1 and 3 % in the southern Baltic Sea, while the exploitation rate along the coasts of Sweden and Finland varied between stocks with an average of 12 %. More uncertain estimates from river fisheries indicate that the exploitation rate of reared salmon stocks is relatively high (average of 16 % in 2022) while the exploitation rate of wild salmon is significantly lower but varies greatly between rivers (0-15 % with an average of 3 % in 2022).

A national classification of salmon stocks into management categories, based on status and expected future development as well as other relevant information, can facilitate the adaptation of fishing regulations to the status of individual stocks. In this report, an updated version of such a classification system is presented, which has been broadened to include also needs of management measures in freshwater in addition to fisheries regulations, e.g. habitat restorations or improved opportunities for fish migration.

The development of stock-specific management of salmon fisheries should be continued to be able to steer fishing towards reared stocks and stronger wild stocks, which would improve possibilities for weaker wild stocks to recover. Such a development is considered possible in Sweden, although this may require supplementary data and analyses. There is also a general need to implement the ecosystem approach in fisheries management to be able to take into account species interactions and the impact of fishing on ecosystems.

Innehållsförteckning

1. Inledning	8
2. Östersjölaxen	10
2.1. Biologi och beståndsstruktur	10
2.2. Klassificering av svenska laxvattendrag i Östersjön	13
2.2.1. Vildlaxälvar	13
2.2.2. Älvar med kompensationsodlad lax	14
2.2.3. Älvar med vild och odlad lax	14
2.2.4. Potentiella laxvattendrag	15
2.3. Laxen i ekosystemet	17
2.3.1. Reproduktionsstörning, M74	18
2.3.2. Hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk	19
3. Förvaltningsmål	20
3.1. MSY-baserade förvaltningsmål	20
3.2. Andra förvaltningsmål för laxfiske	25
3.3. Biologiska och bevarandeariktade förvaltningsmål	26
4. Fisket och dess förvaltning	28
4.1. Laxfiskets utveckling i Östersjön	28
4.2. Svenskt laxfiske i Östersjön	31
4.3. Internationell förvaltning	35
4.4. Nationell förvaltning	37
5. Biologisk övervakning av östersjölax	39
5.1. Datainsamling	39
5.2. Beståndsanalyser	40
5.3. Biologisk rådgivning	42
6. Laxbeståndens status och utveckling	43
6.1. Historisk utveckling	43
6.2. Nuvarande beståndstatus	49
6.2.1. Ices senaste statusbedömning för vilda laxbestånd	49

6.2.2.	Odlade och potentiella laxbestånd.....	53
6.3.	Framtida beståndsutveckling.....	54
7.	Fiskemönster och exploateringsnivåer.....	56
7.1.	Utveckling av en migrationsmodell.....	56
7.2.	Analys baserad på data till och med 2022	57
7.2.1.	Beståndssammansättningen längs kusten	59
7.2.2.	Exploateringsnivåer för enskilda bestånd.....	63
7.2.3.	Var fiskas enskilda bestånd längs kusten?.....	67
8.	Påverkansfaktorer utöver fiske	75
8.1.	Vattenkraft	75
8.2.	Förändrade ekosystem.....	76
8.3.	Klimatförändringar	77
9.	Indelning av laxbestånd i förvaltningskategorier.....	79
9.1.	Identifiering av åtgärdsbehov inom laxfiskets förvaltning.....	80
9.2.	Identifiering av övriga åtgärdsbehov	82
10.	Kunskaps- och databehov	86
11.	Utmaningar för förvaltningen.....	88
11.1.	Val av förvaltningsmål	88
11.2.	Beståndsbaserad förvaltning	89
11.2.1.	Internationell förvaltning.....	89
11.2.2.	Nationell förvaltning	91
11.2.3.	Fördelning av resursen	92
11.3.	Ekosystembaserad förvaltning	93
12.	Erkännanden.....	95
13.	Referenser.....	96
14.	Bilaga 1.....	105

1. Inledning

Av det hundratal vattendrag runt Östersjön som en gång hyste vilda laxbestånd finns idag endast en mindre andel kvar. Utbyggnaden av vattenkraft under 1900-talet är den enskilt största orsaken till det minskade antalet vildlaxälvar, men även timmerflotningen hade stor negativ påverkan på älvarnas produktion av lax. Under efterkrigstiden tillkom ett omfattande fiske efter lax ute till havs och längs flera länders kuster vilket försämrade situationen för den vilda laxen i Östersjön ytterligare, och under 1980-talet hade produktionen sjunkit till mycket låga nivåer. När omfattande utbrott i laxsjukdomen M74 drabbade östersjöaxen i början av 1990-talet bedömdes hotet mot de återstående vilda laxbestånden som akut.

Den allvarliga situationen gjorde att länderna runt Östersjön enades om en aktionsplan för att rädda vildlaxen, *Salmon Action Plan* (SAP), vilken trädde i kraft 1997. Under 2000-talet har produktionen av vild lax i Östersjön ökat markant, beroende på en kombination av kraftigt reducerat fiske, minskad dödlighet i M74 samt omfattande restaureringsarbeten i älvarna. Enligt Internationella havsforskningsrådets (Ices) beräkningar har den årliga produktionen av vildlax i Östersjön ökat från ca 500 000 smolt under början av 1990-talet till omkring 3 miljoner smolt under senare år (Ices 2024a). Samtidigt frisläpps ca 5 miljoner odlade laxsmolt varje år i Östersjön, varav 1,5-2 miljoner i Sverige, som kompensation för reproduktionsförluster kopplade till vattenkraftens utbyggnad. Under de allra senaste åren har återvandringen av vuxen lax till flera älvar varit oväntat svag, vilket tycks bero på försämrad havsöverlevnad (Ices 2024a).

I denna rapport beskrivs kunskapsläget gällande laxbeståndens status och utveckling i Östersjön. Rapporten utgör en uppdaterad version av ett tidigare kunskapsunderlag (Dannewitz m.fl. 2020a) som togs fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten inför översyner av bestämmelser för fiske efter lax och öring i vattendrag och längs östersjökusten. Dessutom har uppdaterade delar ur två ytterligare kunskapsunderlag om östersjöaxens biologi och förvaltning (Dannewitz m.fl. 2020b, 2023) inkluderats. Utöver uppdaterade analyser av beståndens status och fiskets påverkan på beståndsutvecklingen har även ett nytt kapitel inkluderats som behandlar andra påverkansfaktorer än riktat laxfiske (t.ex. vattenkraft). Behovet av ett ekosystemperspektiv i den biologiska rådgivningen och förvaltningen har också getts större fokus i denna reviderade version.

Rapporten är indelad i ett antal kapitel. En relativt detaljerad bakgrund om laxens biologi, fiskets och förvaltningens utveckling, samt hur bestånden övervakas genom datainsamling, analys och rådgivning ges i kapitlen 2-5. Kapitel 6 innehåller information om beståndens historiska utveckling, nuvarande status och förväntade framtida utveckling. I kapitel 7 presenteras nya analyser av fisket i havet, längs kusten och i älvarna, medan kapitel 8 behandlar andra påverkansfaktorer som produktion av vattenkraft samt förändringar av Östersjöns ekosystem. En indelning av bestånden i förvaltningskategorier i syfte att identifiera behov av förvaltningsåtgärder presenteras i kapitel 9. En kort genomgång av kunskaps- och databehov ges i kapitel 10. Avslutningsvis (kapitel 11) diskuteras utmaningar när det gäller framtidens förvaltning av laxen och de ekosystem som arten nyttjar.

2. Östersjölaxen

2.1. Biologi och beståndsstruktur

Laxen är en utpräglad vandringsfisk som nyttjar både sötvatten och havet under sin livscykel (SLU Fiskbarometern 2024). Leken sker under september–november i strömmande vattendrag över grus- och stenbottnar. Den befruktade rommen, som kläcks tidigt nästkommande vår, läggs i gropar och täcks över med grus och sten. Efter att ha kläckts i rinnande vatten stannar laxungarna kvar i älven under ett till fem år och kallas då för stirr. Därefter söker sig den unga laxen nedströms för att påbörja födosöksvandringen i havet samtidigt som den genomgår olika fysiologiska anpassningar. Utvandringen från älvarna sker under vår-försommar och laxen kallas då för smolt. Under havsfasen vandrar merparten av östersjölaxarna till södra Östersjön som utgör det huvudsakliga uppväxt- och födosöksområdet.

Efter att ha tillbringat 1-4 år till havs återvänder de flesta laxar till sin hemälv för lek (SLU Fiskbarometern 2024). Generellt lämnar laxen södra Östersjön under april-maj och når älvarnas mynningar någon månad senare. Stora honor av vild lax anländer i regel först. Den kompensationsodlade laxen anländer lite senare, vilket även gäller den mindre hanlax som endast stannat ett år i havet (ofta kallad *grilse*). Det förekommer dock ganska stora överlapp i vandringsstid mellan odlad och vild lax samt variation i vandringsstid mellan lax från olika älvar (t.ex. Östergren m.fl. 2015a; Whitlock m.fl. 2018, 2021). Vidare sker lekvandringen senare på säsongen och är mindre i omfattning de år när vintern och våren varit kall (Karlsson m.fl. 1995; Ices 2013). Den numerärt lägre återvandringen efter kallare vintrar anses främst bero på att könsmognaden hos en ökad andel av individerna skjuts upp till kommande år.

Tidigare studier har visat att lax från älvarna i Bottniska viken i hög grad följer finska kusten under vandringen mot hemälvarna (Östergren m.fl. 2015a; Whitlock m.fl. 2018, 2021). Lax från mer sydliga svenska vattendrag längs norrlandskusten viker av västerut kring norra Kvarken, och i vissa fall vandrar dessa laxar därefter söderut för att nå sin hemälv i Bottenhavet (Karlsson m.fl. 1995; Siira m.fl. 2009).

Laxen i Östersjön är inte genetiskt homogen utan består av många mer eller mindre genetiskt särpräglade och distinkta lokala populationer. I mindre vattendrag tycks samtliga laxar tillhöra samma genetiska population, medan det i större älvar

kan förekomma genetiska skillnader mellan lax i olika delar av vattensystemet (Miettinen m.fl. 2021, 2024), vilket återspeglar laxens förmåga att med hög precision återvända till sitt födelseområde. I denna rapport har vi valt att använda termen älvbestånd (eller endast bestånd) för samtliga laxindivider från en viss älv, trots att större älvar ibland kan innefatta flera lokala populationer.

Tidigare studier visar att laxen efter senaste istiden tycks ha koloniserat Östersjön från olika områden (refugier). En invandringsvåg från ett östligt beläget refugium anses ha gett upphov till de laxbestånd som idag återfinns i sydöstra Östersjön (Estland, Lettland och Litauen) och Finska viken, medan Bottniska vikens älvar (norra Sverige och Finland) antas ha koloniserats västerifrån via det öppna sund som under en period för drygt 10 000 år sedan fanns i Mellansverige. Bestånden i sydvästra Östersjön (södra Sverige) kan i sin tur härstamma från ett ytterligare sydligt refugium (Säisä m.fl. 2005).

Utöver genetiska skillnader mellan geografiska områden som sannolikt återspeglar artens invandringshistorik, har det efter koloniseringen av Östersjön tillkommit genetisk differentiering mellan älvar orsakad av s.k. genetisk drift och naturlig selektion, vilket sammantaget gör att de flesta laxvattendrag i Östersjön idag hyser genetiskt distinkta laxbestånd som antas vara anpassade till sina lokala miljöförhållanden. Ungefär 6 % av den totala genetiska (selektivt neutrala) variationen hos östersjölaxen förklaras av skillnader mellan de tre olika ursprung, medan ca 5 % förklaras av skillnader mellan älvbestånd inom respektive ursprungsgrupp (Säisä m.fl. 2005).

Idag finns 27 vattendrag i Östersjön som enligt Ices (2024a) hyser vilda bestånd av lax (figur 1). I ytterligare ett antal älvar förekommer vild och odlad lax tillsammans där omfattningen på den naturliga reproduktionen varierar. Vissa älvar är så kraftigt exploaterade av vattenkraft att naturlig reproduktion i princip är omöjlig; i flera av dessa vattendrag sätts det ut odlad laxsmolt i mängder som enligt tidigare utvärderingar ansågs motsvara den ursprungliga utvandringen av vild laxsmolt (t.ex. Montén 1988). Klassificeringen av laxvattendrag diskuteras mer i detalj i nästa avsnitt.

Totalt frisläpps omkring 5 miljoner odlade smolt i Östersjön varje år som kompensation för reproduktionsförluster i och med vattenkraftens utbyggnad, varav Sverige frisläpper mellan 1,5 och 2 miljoner från sju olika älvbestånd (Ices 2024a). De odlade bestånden saknar naturliga lekplatser (mycket begränsade möjligheter kan finnas i vissa älvar), men likt sina vilda artfränder återvandrar även de flesta odlade laxar till hemälven. Där infångas varje år nya laxar för avel.



Figur 1. Älvar med vilda laxbestånd (mörkblått), "blandade" bestånd (ljusblått, varierande andel vild lax) samt odlade bestånd (rött) i Östersjön. Älvområden som inte är tillgängliga för lax illustreras i ljusgrått. Vattendrag som klassificeras som potentiella visas inte. I figuren ses även Ices delområden (22-32 inom Östersjön) samt Ices indelning av laxbestånden i sex beståndsanalysgrupper, s.k. "assessment units". Från Ices (2024a).

2.2. Klassificering av svenska laxvattendrag i Östersjön

Ursprungligen fanns lax i 80-120 vattendrag runt Östersjön (Verspoor m.fl. 2007) varav åtminstone 37 i Sverige (Carlin 1951). Som beskrivs ovan minskade dock antalet vilda bestånd under 1900-talet, och sedan decennier upprätthålls många älvars bestånd helt eller delvis via utsättning av odlad lax.

Inom Ices arbetsgrupp för lax och havsöring i Östersjön (Wgbast) används ett system för att klassificera laxvattendrag inom fyra huvudkategorier: vilda, odlade, blandade (eng. *mixed*) samt potentiella (Ices 2018). I korthet anger kriterierna att ett vilt laxvattendrag ska vara helt självreproducerande och helt utan eller med endast begränsade utsättningar. I de blandade vattendragen förekommer naturlig produktion parallellt med utsättningar, medan de odlade vattendragen är helt beroende av odling och utsättning. Potentiella laxvattendrag anses i dagsläget inte vara självreproducerande, men bedöms kunna erhålla vild status någon gång i framtiden givet att relevanta åtgärder vidtas och ger avsett resultat.

För närvarande finns enligt Ices (2024a) 27 vilda, 14 blandade och 17 odlade laxvattendrag kring Östersjön (figur 1). Utöver dessa finns även en förteckning över 22 potentiella laxvattendrag i vilka det sker pågående återintroduktionsprogram och/eller observeras naturlig reproduktion av lax (Ices 2024a). Hittills har Ices valt att endast beakta hela vattensystem vid klassificeringar och statusbedömningar, snarare än enskilda biflöden. Arbete med att granska och, vid behov, uppdatera listorna över olika kategorier av laxvattendrag pågår kontinuerligt.

2.2.1. Vildlaxälvar

Enligt Ices finns idag 16 svenska laxvattendrag med vild status i Östersjön, inklusive Torneälven som bildar gräns mot Finland (tabell 1). Tidigare, t.o.m. 1990-talet och i vissa fall något längre, skedde regelbundna eller tillfälliga utsättningar av lax (ägg, yngel, stirr, smolt) i flera av vildlaxvattendragen. Utsättningarna skedde i första hand för att ”bevara” bestånden när situationen för den vilda laxen var som mest kritisk på grund av den kombination av hårt fiske och hälsoproblematik (M74) som omnämns tidigare, men även för att gynna det lokala fisket. I de flesta vildlaxvattendrag har restaureringar efter tidigare flottledsrensningar genomförts, och i flera fall pågår ännu sådana återställningsprojekt.

Mer än hälften av de svenska vildlaxvattendragen är i olika grad påverkade av vattenkraftsutbyggnad (tabell 1); i fyra fall finns definitiva vandringshinder (kraftverksdammar) som helt förhindrar laxens möjlighet att sprida sig längre uppströms i vattensystemet, medan det i nio vattendrag finns partiella vandringshinder i form av dammar försedda med fiskväg som måste passeras för att nå lek- och uppväxtområden uppströms. I de flesta av de senare vattendragen finns även lämpliga habitat nedströms första vandringshindret, men i Umeälven

måste all lax passera en fisktrappa för att kunna bidra till reproduktionen i biflödet Vindelälven. Ovannämnda dammar och kraftverk påverkar även möjligheterna för smolt och utlekt vuxen fisk att ta sig levande nedströms. För flera vildlaxvattendrag med partiella vandringshinder diskuteras eller genomförs åtgärder som kan förbättra vandringsmöjligheterna för lax och andra fiskarter.

2.2.2. Älvar med kompensationsodlad lax

Sju svenska östersjöälvar som tidigare utgjorde viktiga producenter av vildlax är idag helt beroende av odling (tabell 1). Sedan mer än ett halvt sekel sker årliga så kallade kompensationsutsättningar av lax- och havsöringsmolt (i några fall även sik-, harr- och ålyngel) för att ”ersätta” fisket för den förlust som vattenkraftsutbyggnad i dessa älvar inneburit. Utsättningarna regleras av vattendomar (Länstyrelserna 2019). I Dalälven förekommer viss reproduktion av lax och havsöring nedan första vandringshindret, men denna naturliga produktion är liten och starkt påverkad av odlad fisk; därför betraktas Dalälven som ett odlat (och ej blandat) laxvattendrag av Ices. För några av de svenska odlade laxälvarna, exempelvis Dalälven (Hagelin m.fl. 2018), finns utredningar som visat att viss naturlig produktion kan vara möjlig att återskapa, givet att laxen (och havsöringen) ges möjlighet att vandra uppströms förbi idag definitiva vandringshinder, samt att de även klarar att ta sig levande nedströms i tillräcklig omfattning.

2.2.3. Älvar med vild och odlad lax

Enligt Ices rådande klassificering saknar Sverige ”blandade” laxvattendrag, där det förekommer relativt omfattande naturlig produktion samtidigt som det sätts ut betydande mängder odlad lax. Eventuellt kan dock Moälven, hittills klassat som potentiell laxälv (se nedan) samt Gideälven (hittills oklassad) ingå i denna kategori. I Moälven som mynnar vid Örnsköldsvik var laxen och havsöringen länge helt borta, men efter att vattenkvaliteten förbättrats inleddes utsättningar under 1990-talet med vilda och odlade stammar i syfte att återintroducera de båda arterna. Parallellt har även tidigare flottledsrensade områden restaurerats och fiskvägar byggts. Åtgärderna har resulterat i årlig naturlig reproduktion av lax och havsöring i älvens korta huvudfåra och i en av dess tre huvudgrenar (Utterån), medan vandringsproblematik inneburit att resultatet i de andra två älvgrenarna hittills varit skralt. Utsättningar av odlad lax och öring har pågått i Moälven tills relativt nyligen (Palm 2019). Även om fler utsättningar inte skulle ske kan det därför dröja ytterligare några år innan Moälven kan komma att klassificeras som ett vilt laxvattendrag av Ices, vars kriterier kräver att den avkomma som föds i älven helt ska härstamma från i sin tur vildfödda föräldrar.

I Gideälven (belägen strax norr om Moälven) finns mindre reproduktionsområden för lax och havsöring nedströms första kraftverket vid Gideåbacka samt

på lokaler upp till andra kraftverket, ett område som endast kan nås via en ”fiskhiss” vid dammen i Gideåbacka (ca 1,5 km från havet). Enligt vattendom har man sedan 1980-talet årligen satt ut kompensationsodlad lax- och havsöringsmolt med härstamning från Skellefteälven, då Gideälvens ursprungliga stammar bedömdes som utdöda. Under senare år (2022-2024) har dock inga smoltutsättningar ägt rum, då Skellefteälven drabbats av kräftpest vilken skulle kunna spridas till Gideälvens bestånd av flodkräfta.

Förekomst av stirr vid sporadiska elfisken samt en betydande andel vildfödd (oklippt) vuxen lax och öring (30-40 %) bland den lekfisk som årligen fångas och hissas över dammen vid Gideåbacka tyder på att naturlig reproduktion av båda arterna förekommer kontinuerligt (Palm & Söderberg 2017). Därför behöver det utredas om Gideälven bör erhålla status som ett potentiellt eller blandat laxvattendrag, vilket kan resultera i behov av en mer regelbunden datainsamling och ett system för statusbedömning (om älven exempelvis skulle klassas som blandad).

2.2.4. Potentiella laxvattendrag

I dagsläget finns endast tre svenska vattendrag (Moälven, Alsterån, Helge å) på Ices lista över potentiella laxvattendrag (Ices 2024a). Tidigare ingick även Testeboån och Kågeälven, men 2013-2014 erhöll dessa vattendrag status som vilda efter att utvärderingar av utsättningsstatistik och elfiskedata visat att tidigare återetableringsprogram varit framgångsrika, och att Ices kriterier för när ett vattendrag kan betraktas som vilt hade uppfyllts (Ices 2018). Det är oklart varför endast fem svenska vattendrag hittills stått medtagna på Ices lista, men det kan återspegla att listan togs fram inom ramen för tidigare SAP, och att man där främst fokuserade på tidigare laxvattendrag där det fanns en uttalad ambition och bedömd möjlighet att i framtiden återfå självreproducerande bestånd.

I en äldre sammanställning av svenska befintliga och tidigare laxvattendrag som utfördes inom Vandringsfiskutredningen (Carlin 1951) omnämns inte mindre än 11 vattendrag mynnande i Östersjön som idag varken betraktas som vilda, odlade eller potentiella av Ices (och därför ej står medtagna i tabell 1): Bureälven, Husån, Gideälven, Nätraån, Gnarpån, Harmångersån, Delångersån, Norralaan, Hamrångeån, Gavleån och Motala ström. De flesta av dessa vattendrag är jämförelsevis små och de refereras idag därför ofta till som ”havsöringsvattendrag”. Med undantag för Bureälven och Gideälven ansågs laxen redan vara försvunnen när sammanställningen från 1951 genomfördes.

Det finns behov att gå igenom och uppdatera Ices lista över svenska potentiella laxvattendrag (Ices 2024a), och ett sådant arbete har nyligen initierats. Det kommer dock krävas att man tar ställning till några viktiga frågor. En sådan är om det, i enlighet med tidigare förslag (Ices 2000), bör finnas historiska källor som anger tidigare laxförekomst, eller om även vattendrag utan sådan dokumentation kan

komma i fråga. Som exempel kan nämnas Hörnån i Västerbotten, som varken omnämns av Carlin (1951) eller listas av Ices, men där naturlig rekrytering av lax skett årligen det senaste decenniet trots avsaknad av utsättningar sedan 1990-talet (Söderberg & Palm 2017). En annan fråga som behöver beaktas är om det finns någon nedre gräns för hur litet ett vattendrag kan vara i termer av vattenföring och tillgängliga habitat för att kunna hysa ett självreproducerande bestånd av östersjölox. Även frågan om delar av större vattensystem (som enskilda biflöden) ska kunna er hålla separata klassningar som laxvattendrag behöver utredas och diskuteras närmare.

Tabell 1. Svenska vilda, odlade och potentiella laxvattendrag i Östersjön sorterade från norr till söder, inklusive uppgifter om storlek, skattad produktionsförmåga etc. (uppgifter från Ices 2017, 2020a, 2024a). D=definitivt och P=partiellt vandringshinder i form av damm med fiskväg. D(tot) och P(tot) anger att all lax berörs (ev. laxhabitat finns endast uppströms). Notera att tidigare naturliga vandringshinder som idag är försedda med fiskväg (t.ex. Jokkfall, Kalixälven) ej är beaktade.

Vattendrag	Kategori (ICES)	Längd, km (tillgänglig)	Medelvattenföring, m ³ /s	Habitat, ha	PSPC x 1000 (90% PI) ¹ alt. utsättningsskyldighet	Vandringshinder (damm/ar)
Torneälven	Vild	522	383	5562	1716 (1489-2010)	
Kalixälven	Vild	461 (323)	295	2612	608 (488-757)	
Råneälven	Vild	217	44	387	58 (41-90)	
Luleälven	Odlad	461 (21)	507	0	550	D(tot)
Piteälven	Vild	402 (85)	168	576	26 (23-30) ³	P(tot)
Åbyälven	Vild	175	15	184 ²	20 (10-39)	P
Byskeälven	Vild	228	40	564	119 (92-162)	
Kågeälven	Vild	96 (34)	10	96	17 (0,1-35)	
Skellefteälven	Odlad	440 (22)	162	0	118	D(tot)
Rickleån	Vild	147 (41)	16	34	8 (5-14)	P
Sävarån	Vild	142 (75)	12	23	9 (6-17)	P
Vindelälven	Vild	467 (453)	190	1806	258 (221-321)	P(tot)
Umeälven	Odlad	470 (47)	253	0	94	D(tot)
Öreälven	Vild	240 (70)	34	244	14 (7-46)	P
Lögdeälven	Vild	204 (100)	19	210	22 (10-66)	
Moälven	Potentiell	135 (28)	26	6-8 ³	-	P
Ångermanälven	Odlad	463 (70)	500	0	210	D(tot)
Indalsälven	Odlad	430 (10)	455	0	320	D(tot)
Ljungan	Vild	399 (19)	138	50 ²	5 (3-12)	D
Ljusnan	Odlad	443 (0,5)	230	0	214	D(tot)
Testeboån	Vild	113 (21)	12	11	2,5 (1,4-6) ³	P, D
Dalälven	Odlad	542 (9)	348	4	190	D
Alsterån	Potentiell	127 (20)	11	2-4	-	P, D
Emån	Vild	229 (45)	30	41	7 (0,1-17)	P, D
Mörumsån	Vild	186 (33)	28	49	35 (28-44)	P, D
Helge å	Potentiell	202 (34)	46	5-7	-	D

¹ Ices 2024a; ² Uppdaterad areal (Ices 2024a); ³ Sannolikt underskattning

2.3. Laxen i ekosystemet

Med sin anadroma livshistoria är laxen beroende av rinnande sötvatten, älvmyrningar, kuster och öppet hav. De vandringar som sker mellan dessa olika akvatiska ekosystem innebär att laxen påverkas av ett flertal miljöfaktorer samtidigt som den är beroende av god vattenkvalitet och fungerande vandringsvägar.

I sötvattensmiljön är laxen väl anpassad till ett liv i snabbt strömmande vatten. De uppväxande laxungarna påträffas företrädesvis på platser där få andra fiskarter trivs. Laxen fyller därmed en unik nisch där den anses upprätthålla en viktig del av den lokala födoväven i vattendraget genom att konsumera insekter och smådjur samtidigt som den själv utgör byte åt andra arter (Kulmala m.fl. 2013). Uppväxande lax (och öring) utgör även värdorganism för larver av den starkt hotade flodpärlmusslan (*Margaritifera margaritifera*) som är rödlistad och omfattas av EU:s Art- och habitatdirektiv. Den vuxna laxens grävande vid leken bidrar till att hålla bottensubstrat rena från sediment och växtlighet. Den lax som dör efter leken bidrar även med transport av näringsämnen från havet upp i vattendraget, även om denna effekt inte är lika betydelsefull som hos stillahavslaxarna där samtliga individer dör efter leken (t.ex. Naiman m.fl. 2002).

I havet utgör den vuxna laxen en pelagisk predator där god tillgång på föda resulterar i snabb kroppstillväxt. I Östersjön domineras födan bland större laxar (>30 cm) av sill och skarpsill samt delvis storspigg (Jacobson m.fl. 2018). Det faktum att laxen i havet är fåtalig i jämförelse med andra rovfiskar (t.ex. torsk) innebär att den inte anses reglera andra arters förekomst i någon större omfattning, medan den kan påverkas av andra arter i det marina ekosystemet. Tidigare studier har till exempel funnit ett positivt samband mellan rekryteringen av strömming och laxens överlevnad under det första året i havet (Mäntyniemi m.fl. 2012), samt ett negativt samband mellan förekomsten av torsk i delar av Östersjön och laxens överlevnad under det första året i havet (Friedland m.fl. 2017). Ett negativt samband har även observerats mellan ytvattentemperaturen i Bottniska viken under hösten och laxens överlevnad under den initiala havsfasen (Friedland m.fl. 2017), men troligen representerar detta inte ett direkt orsakssamband.

I havet och längs kusten utgör laxen byte för större fiskar, marina däggdjur samt fåglar. I Östersjön sammanfaller ökningen av sälbeståndet under de senaste decennierna med en ökad havsdödlighet för östersjö-laxen (Mäntyniemi m.fl. 2012), och det finns beräkningar som visar att sälarnas uttag av lax totalt sett kan vara av samma storleksordning som det sammanlagda yrkes- och fritidsfisket efter lax i havet (Hansson m.fl. 2017). Även predation från fågel (t.ex. skarv) och fisk på utvandrande laxsmolt i älvar och mynningsområden kan utgöra en betydelsefull dödlighetsfaktor (Säterberg m.fl. 2023). Kunskapsbrist råder dock om vilken påverkan predation från de ökande populationerna av säl och skarv har haft på status och utveckling för enskilda laxbestånd.

I egenskap av toppredator ackumulerar laxen miljögifter såsom dioxiner och PCB. Sverige har ett undantag från EU:s regler som innebär att svenska yrkesfiskare får sälja lax från Östersjön i Sverige, trots att fisken innehåller dioxin och PCB som överskrider EU:s gränsvärden. Ett krav för detta undantag är att Livsmedelsverket informerar medborgarna om kostråd för östersjölax (se Livsmedelverkets hemsida för mer information). Även reproduktionsstörningen ”M74” hos östersjölax anses vara kopplad till Östersjöns ekosystem och laxens diet till havs (se nedan).

2.3.1. Reproduktionsstörning, M74

”Miljöfaktor-74” (M74) är en reproduktionsstörning hos östersjölax vilken kännetecknas främst av dödlighet hos nykläckta yngel. Fenomenet orsakas av brist på tiamin (vitamin B1) i rom, där också föräldragenerationen uppvisar låga tiaminhalter, en obalans mellan fettsyror samt tecken på oxidativ stress. Tidvis syns även beteenderubbningar hos vuxen fisk som då brukar benämnas ”vinglare”. Vid odling av lax kan utvecklingen av M74 motverkas genom tiaminbehandling av rom och yngel. Tiaminbrist har även föreslagits för andra fiskarter i Östersjön samt sjöfågel som gråtrut och ejder (Balk m.fl. 2016; Engelhardt m.fl. 2020).

M74-prevalens sammanställs årligen sedan 1974 baserat på observationer av yngeldödlighet på laxodlingar, där ny återvändande avelsfisk används varje år. Som komplement analyseras sedan 2015 tiaminhalter i obefruktad laxrom från ett begränsat antal odlade stammar. Under 2024 genomförs även försök att göra mätningar på vilda stammar. Sammantaget uppvisar älvarna en likartad trend över tid där M74-prevalensen varierat kraftigt mellan år. Under 1990-talets första del nådde M74 vissa år extrema nivåer, med över 80 % drabbade honor. Den M74-relaterade dödligheten hos nykläckta laxyngel i Östersjön ökade under perioden 2016–2018 från mycket låga nivåer 2011–2015, men har sedan 2019 återigen varit relativt låg, dock med viss mellanårsvariation. Preliminära data från 2024 visar att det i medeltal var yngel från 8 % av honorna som drabbades av M74.

De bakomliggande mekanismerna till laxens tiaminbrist och M74 är till stora delar ännu okända, men ett flertal hypoteser har lyfts fram vilka omfattar förändringar i Östersjöns födovävsstruktur och laxens diet, oxidativ stress samt påverkan av miljögifter (Hylander m.fl. 2020). M74-prevalensen hos lax har visat sig korrelera till populationsstorleken av ung skarpsill i Östersjön (Mikkonen m.fl. 2011). Senare studier har dock visat att detta korrelativa samband även kan förklaras av artsammansättningen av växt- och djurplankton, samt av biomassan strömning såväl som skarpsill (Majaneva m.fl. 2020). Problematiken med tiaminbrist verkar således böttna i en förändrad födovävsstruktur och hur tiamin överförs mellan trofiska nivåer, där även abiotiska faktorer som exempelvis koncentrationer av näringsämnen och vattnets grumlighet anses påverka flödet (Ejssmond m.fl. 2019).

2.3.2. Hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk

Sedan 2014 har en annan form av hälsoproblem observerats hos uppvandrande lax. Fiskarna uppvisar ett slött beteende, hudrodnader och inre blödningar, som i sötvatten följs av sekundära svampinfektioner som ofta leder till döden (Weichert m.fl. 2021). ”Syndromet” med hudskador följt av svampangrepp har fått namnet *Red Skin Disease* (RSD). Främst är det vuxen lax som drabbas, men i vissa fall även havsöring. Förekomsten av dessa hälsoproblem har varierat avsevärt mellan älvar och år. I vissa älvar har mängden död lax vissa år varit betydande, även om kvantitativa uppskattningar av antalet individer och dess andel av beståndet saknas. Från andra älvar finns hittills inga säkra rapporter om förhöjda nivåer av död lax. Rapporter har även inkommit om lax med snarlika symptom från laxvattendrag utanför Östersjön (svenska västkusten, södra Norge, Brittiska öarna och Kolahalvön).

I Vindelälven och Ljungan har sjukdomsproblematiken kraftigt påverkat rekryteringen av ungar och därmed beståndsutvecklingen, men i övriga älvar har inga tydliga samband mellan försämrad hälsa hos den vuxna laxen och beståndsutvecklingen setts. Rekryteringen av ungar i Vindelälven har uppvisat en återhämtning under de senaste åren. Även i Ljungan tycks situationen ha förbättrats, då tätheten av ungar i älven ökade markant 2022 jämfört med föregående fem år (Ices 2024a). Som ett resultat av tidigare års dåliga rekrytering förväntas dock återvandringen av vuxen lax vara fortsatt svag fram till och med år 2024 i Vindelälven och 2025 i Ljungan, vilket påverkar fiskemöjligheterna på dessa båda bestånd.

Sedan 2016 har Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) undersökt hälsoläget i ett flertal vattendrag (Mörrumsån, Torneälven, Ljungan, Stockholms ström och Umeälven). Analyser avseende patogener har dock inte gett något entydigt svar angående orsaken (SVA 2023). Tiaminbrist har diskuterats i samband med den ökade dödligheten hos vuxen laxfisk, men avsaknad av effekt efter tiaminbehandling av återvändande vindelälvslox, samt att tiaminhalterna hos laxen inte skiljer sig signifikant mellan olika vattendrag, tyder på att tiaminbrist inte är ensam orsak till problemen (SVA 2019). Orsakerna till observerade hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk är således ännu okända, inklusive möjliga kopplingar mellan dessa symptom och tiaminbrist (M74). Den årliga datainsamling som genomförs inom EU:s datainsamlingsprogram (DCF, se avsnitt 5.1) indikerar dock att hälsoläget i svenska laxälvar har förbättrats under de senaste 3-5 åren (Ices 2024a). Likaså har betydligt färre observationer av sjuk fisk inkommit jämfört med tidigare år (pers. kom. Charlotte Axén, SVA).

3. Förvaltningsmål

Grundläggande vid all fiskförvaltning är att skydda och bevara de biologiska resurser och den biodiversitet som utgörs av välmående och produktiva bestånd i hav, sjöar och vattendrag. För att utvärdera måluppfyllelse och beståndsstatus krävs biologiska referensnivåer som kan jämföras med data och resultat från miljöövervakning. Utöver biologiska hänseenden är ofta målet att gynna och utveckla hållbart fiske med hänsyn taget till bland annat samhällsekonomiska aspekter. Nedan ges en beskrivning av de förvaltningsmål och referensnivåer som används, eller kan användas, för statusbedömningar och vid förvaltning av vilda bestånd av östersjölox. För en diskussion om olika förvaltningsmål hänvisas också till avsnitt 11.1.

3.1. MSY-baserade förvaltningsmål

Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik (*Common Fisheries Policy* - CFP) har medlemsländerna tagit ett övergripande beslut om att fiskbestånd som är kommersiellt exploaterade i havet ska förvaltas enligt principen om MSY (*Maximum Sustainable Yield*). För lax gäller detta specifikt bestånden i Östersjön, där yrkesmässigt havsfiske förekommer och en internationell fiskekvot (TAC) beslutas årligen baserat på biologisk rådgivning från Ices. MSY kan beskrivas som den största årliga fångst som kan tas ut från ett bestånd utan att beståndet förväntas minska (eller öka) över tid. Eftersom östersjöloxen exploateras kommersiellt i havet gäller således MSY som förvaltningsmål. För östersjölox uttrycks målnivåerna i antal individer, medan biomassa (ton) används för marina arter. Status utvärderas på smoltstadiet, dvs nuvarande smoltproduktion i antal jämförs med den produktion av smolt som krävs för att uppnå MSY-målet.

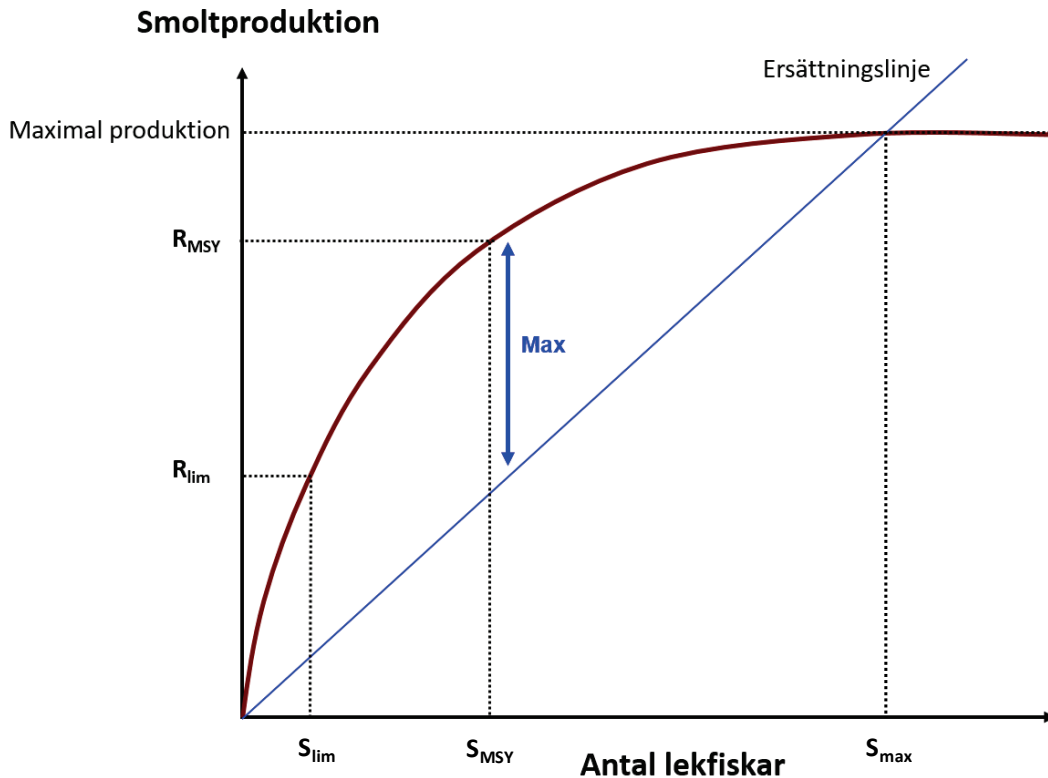
Att man fokuserar på smolt och inte återvandrande lekfisk vid bedömning av status har främst historiska skäl. I samband med vattenkraftens utbyggnad gjordes beräkningar av hur mycket smolt älvarna ursprungligen hade producerat (t.ex. Montén 1988). Dessa beräkningar användes som underlag vid domstolsbeslut om hur stora mängder odlad smolt kraftbolagen ålades att sätta ut som kompensation för bortfallet av naturlig produktion. Detta fokus på älvarnas smoltproduktion har sedan hängt kvar, till exempel beslutades om smoltproduktionsmål för vildlaxälvar inom den tidigare aktionsplanen för lax (avsnitt 4.3). Status skulle dock lika gärna

kunna utvärderas genom att jämföra antalet uppvandrande vuxna laxar som överlever till lek med det antal lekfiskar som krävs för att uppnå MSY.

Figur 2 illustrerar MSY-principen med hjälp av en typisk rekryteringsfunktion för lax i Östersjön. Funktionen beskriver sambandet mellan antalet lekfiskar och den resulterande smoltproduktionen. Vid ett lågt antal lekfiskar ökar mängden smolt nästan linjärt, medan ett ökat antal lekfiskar och högre täthetsberoende dödlighet bland avkomman (t.ex. via ökad födokonkurrens) leder till att rekryteringskurvan böjer av för att slutligen närma sig det aktuella vattendragets bärkraft (*carrying capacity*). I samma figur är även en så kallad ersättningslinje inlagd, vilken visar den mängd smolt som teoretiskt sett behöver produceras för att beståndets numerär varken ska minska eller öka över tid. Linjens lutning beror av hur hög den naturliga dödligheten är från smoltstadiet till dess individerna återvänder för att reproducera sig (ju högre sådan dödlighet desto brantare lutning, då fler smolt behövs för att ersätta ett givet antal lekfiskar).

Det faktum att rekryteringsfunktionen överlag anger fler smolt än ersättningslinjen innebär att beståndets numerär förväntas öka till nästa generation, så länge fiskets uttag är mindre än vad som anges av skillnaden mellan kurvan och linjen. Vattendragets maximala produktionspotential utgörs av skärningspunkten mellan ersättningslinjen och rekryteringsfunktionen (det ofiskade jämviktsläget), medan MSY motsvarar den nivå där "överskottet" - avståndet mellan ersättningslinjen och rekryteringsfunktionen - är som störst (figur 2). Vid fiskeförvaltning som strikt följer MSY-principen bör beståndet alltså befinna sig på denna nivå vilken ligger under produktionspotentialen, och fiskets uttag ska där varken vara lägre eller högre än det beräknade överskottet. I verkligheten fluktuerar dock både formen på rekryteringsfunktionen och ersättningslinjens lutning samtidigt som det råder osäkerhet för parametrarna i dessa funktioner. Detta innebär att fiskets maximala uttag (enligt MSY) behöver justeras över tid (se nedan).

Det faktum att produktionen av smolt är högre än vad som anges av ersättningslinjen är själva grunden till att det finns möjlighet att bedriva ett långsiktigt hållbart fiske. Notera dock att fisket kan vara hållbart, d.v.s. bedrivs utan att antalet individer minskar långsiktigt, även om beståndet ligger under eller över MSY-nivån. Skillnaden är att det möjliga uttaget (antalet landade/avlivade fiskar) i så fall blir mindre. Ska beståndet uppnå "100 % smoltproduktion" krävs dock att fiskeuttaget minskas till noll, d.v.s. ingen fiskerelaterad dödlighet kan längre förekomma (varken till havs, längs kusten eller i älven).



Figur 2. Exempel på rekryteringsfunktion hos lax. Ersättningslinjen illustrerar hur mycket smolt som krävs för att beståndet inte ska minska (eller öka) i numerär över tid. MSY definieras som den nivå där produktionsöverskottet (avståndet mellan ersättningslinjen och kurvan), och därmed det möjliga fiskeuttaget, är som störst. I figuren framgår smoltproduktionen vid MSY (R_{MSY}) och vid den lägre säkerhetsnivån (R_{lim}), samt motsvarande antal lekfiskar vid dessa referensnivåer (S_{MSY} och S_{lim}). I figuren anges även maximala antalet lekfiskar (S_{max}) vid ett ofiskat jämviktsläge, d.v.s. vid ett scenario utan fiske i havet och älven. Se texten för mer information.

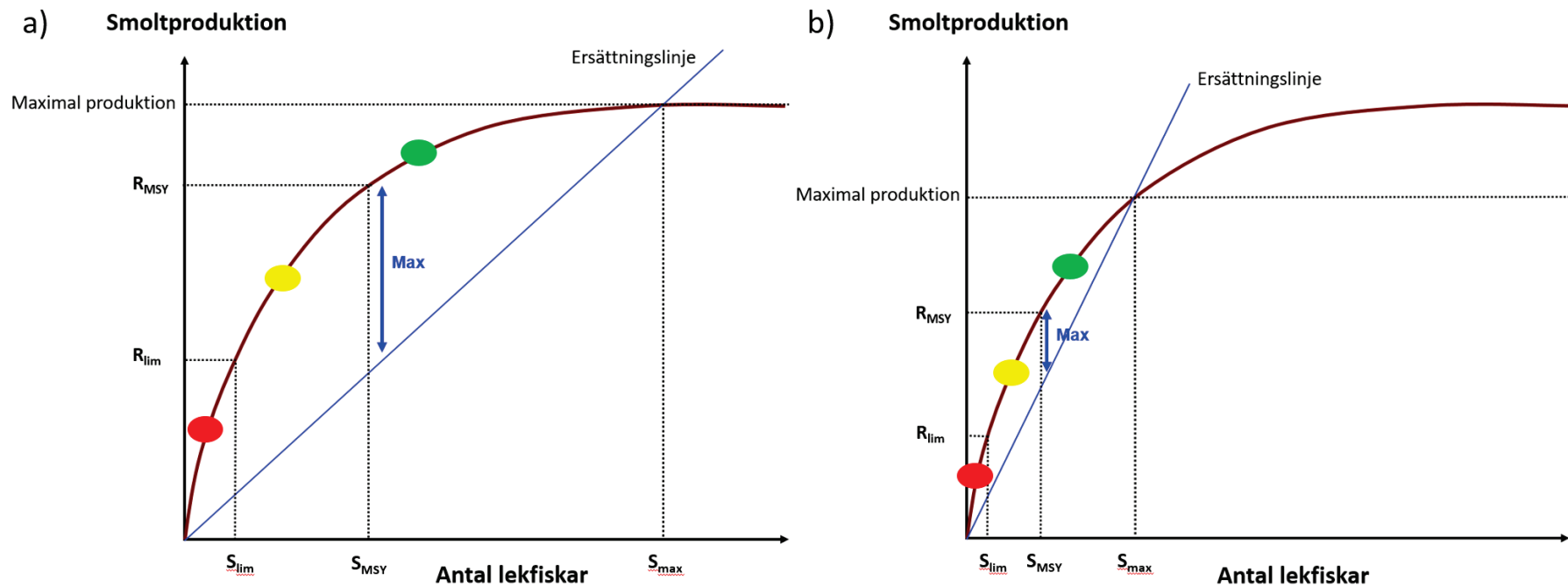
Ices tillämpar beståndsspecifika MSY-nivåer (R_{MSY}) för de bestånd från Sverige och Finland som hittills ingår i den analytiska beståndsmodell som används för östersjölox (Ices 2020a,b, 2024a). MSY-nivån varierar mellan ca 60 och 85 % av älvarnas nuvarande produktionspotential. Variationen mellan laxvattendrag beror på att rekryteringsfunktionerna ser delvis olika ut; vissa älvars bestånd tycks ha en brantare rekryteringsfunktion än andra, sannolikt beroende på att den täthetsberoende dödligheten för laxungarna (stirren) under sötvattensfasen är jämförelsevis lägre i dessa vattendrag. Bestånd med branta rekryteringsfunktioner kan producera stora mängder ungar per vuxen individ då vattendraget ännu inte är fullbesatt och effekten av täthetsberoende dödlighet fortfarande är låg. I vattendrag med flackare rekryteringsfunktioner krävs under motsvarande omständigheter fler lekfiskar för att producera samma mängd smolt, beroende på en generellt högre täthetsberoende dödlighet.

Som en del av den MSY-baserade förvaltningen av östersjölox har dessutom en lägre referensnivå (R_{lim}) implementerats (Ices 2020a,b, 2024a). R_{lim} definieras som den nivå från vilket ett bestånd förväntas nå R_{MSY} inom en laxgeneration (6-7 år)

om allt fiske i hav och älv upphör. Enligt Ices senaste analyser skattas smoltproduktionen vid R_{lim} att variera mellan olika bestånd i olika älvar från ca 15 till 45 % av smoltproduktionspotentialen (figur 2). R_{lim} utgör en ”lägsta säkerhetsnivå” vilken inget bestånd bör underskrida – en analog till referensnivån B_{lim} som används inom Ices rådgivning för marina arter (som torsk och sill). Bestånd som underskrider R_{lim} har reducerad reproduktiv kapacitet som det tar lång tid (>1 laxgeneration) att återuppbygga, även vid kraftiga begränsningar av fisket.

MSY-målet utgör ett produktionsmål vilket inte bör sammanblandas med bevarandemål (avsnitt 3.3). Notera vidare att MSY-nivån för laxbestånden i Östersjön (samt relaterade statusbedömningar) gäller under rådande förhållanden. Således tas inte hänsyn till förekomst av eventuella produktionsområden ovan definitiva vandringshinder som kraftverksdammar, vilka kan utgöra potentiella lek- och uppväxtområden om vandringshinder tas bort (eller fungerande fiskvägar installeras). Detta innebär att ett bestånd i en delvis utbyggd älv, där en betydande del av de lämpliga habitaterna idag inte kan nås av laxen, ändå kan erhålla en högt skattad status givet att mängden lekfiskar och smolt är tillräckligt hög i relation till den rådande potentiella produktionskapaciteten i det område i älven som idag kan nyttjas av laxen (kapitel 6).

Även för den naturliga överlevnaden under havsfasen, som varierar över tid, används rådande situation vid beräkningar av laxbeståndens status i relation till MSY. Havsöverlevnaden påverkar mängden återvandrande vuxen lax och därmed fiskemöjligheterna, men har också en direkt påverkan på ett laxbestånds produktionspotential, MSY-nivå och status. Figur 3 illustrerar hur produktionspotentialen, MSY-nivå och storleken på det möjliga fiskeuttaget vid MSY påverkas vid hög respektive låg havsöverlevnad. Vid låg överlevnad är ersättningslinjen brant, vilket innebär färre återvändande vuxna laxar vid en given smoltproduktion, en sänkt produktionspotential och MSY-nivå, samt ett möjligt uttag i fisket som är lägre jämfört med en situation då överlevnaden är hög. Av figur 3 framgår även att det vid en låg havsöverlevnad krävs färre lekfiskar och lägre smoltproduktion för att ett laxbestånd ska uppnå MSY-målet. Fluktuationer i laxens havsöverlevnad påverkar således såväl den totala förekomsten av lax som fiskemöjligheterna i både havet och älvarna, men även de målnivåer som används vid utvärdering av status (se vidare diskussion i kapitel 6).



Figur 3. Exempel på hur hög (a) och låg (b) överlevnad under havsfasen (vilket påverkar lutningen på ersättningslinjen, se text och figur 2) påverkar smoltproduktionspotentialen (maximal produktion), antalet smolt som krävs för att nå MSY (R_{MSY}) och den lägre säkerhetsnivån (R_{lim}), motsvarande antal lekfiskar som krävs för att nå MSY (S_{MSY}) och den lägre säkerhetsnivån (S_{lim}), samt det möjliga fiskeuttaget vid MSY (det maximala avståndet mellan ersättningslinjen och rekryteringskurvan) för ett laxbestånd. I figuren anges även maximala antalet lekfiskar (S_{max}) vid ett fiskat jämviktsläge, d.v.s. vid ett scenario utan fiske i hav och älv, samt statusbedömningar illustrerade med tre färger beroende på var beståndet befinner sig på rekryteringskurvan i relation till referensnivåerna R_{MSY} och R_{lim} .

Slutligen bör noteras att HaVs uppställda mål för den nationella förvaltningen (HaV 2015) anger att ”de svenska bestånden av naturproducerad vild lax ska nyttjas långsiktigt hållbart på nivåer där bestånden når minst 80 % av den potentiella smoltproduktionen”. Denna målnivå utgår ifrån den proxy för MSY som Ices tidigare använde vid statusutvärderingar för östersjölax (75 % av den potentiella smoltproduktionskapaciteten), som justerades upp något för att beakta osäkerheter i data och analyser (HaV 2015). Även i den motsvarande finska fleråriga förvaltningsstrategin från 2014 anges 80 %-nivån som förvaltningsmål.

I samband med att Ices nu utvecklat ett system där status utvärderas i relation till beståndsspecifika MSY-nivåer (som varierar mellan 60 och 85 % av den nuvarande potentialen; se ovan) kan den nationella målnivån behöva revideras. Det är även oklart hur HaVs målnivå ska tolkas för vildlaxvattendrag med vandringsproblematik orsakad av exempelvis kraftverk med dåligt fungerande fiskvägar som sänker den skattade produktionspotentialen (exempelvis Testeboån, Vindelälven, Åbyälven och Piteälven); ska status utvärderas i relation till produktionspotentialen under nuvarande förhållanden (likt Ices utvärderingar, vilket kan vara lämpligt som underlag för fiskeförvaltning) eller baserat på potentialen i en situation med förbättrade eller mer ”ursprungliga” vandringsmöjligheter (vilket kan vara lämpligt vid utvärderingar av vattenkraftens miljöpåverkan)?

3.2. Andra förvaltningsmål för laxfiske

Vid fiskeförvaltning kan man tillämpa andra mål än MSY. Det kan inte minst finnas argument för att sätta högre mål, exempelvis för att tillgodose att det finns ”tillräckligt” med lax i en älv för att skapa underlag för gynnsam utveckling av sportfisketurism. Exempelvis förekommer begreppet *Maximum Economical Yield* (MEY) där beståndsmålet och förvaltningen anpassas så att de ekonomiska intäkterna från fisket blir så stora som möjligt (Holma m.fl. 2018). För älvfiske efter lax som förvaltas enligt MEY krävs ett högre antal lekfiskar och ett lägre fiskeuttag än vid en MSY-baserad förvaltning, eftersom det är möjligheten att fånga fisk som främst attraherar fisketurister (t.ex. Goodyear 2007; Beardmore m.fl. 2011). Fördelningen av laxen som fiskbar resurs mellan exempelvis havs- och älvfiske handlar dock om politiska och samhällsekonomiska avvägningar snarare än om biologiska frågor.

3.3. Biologiska och bevarandeariktade förvaltningsmål

Utöver produktionsmål kan även andra/kompletterande mer biologiskt grundade förvaltningsmål formuleras med fokus på andra aspekter än endast antalet landade individer. För lax kan detta exempelvis innebära att man eftersträvar en ålders- eller storleksstruktur med en hög andel flergångslekare, vilket kan ses som positivt för såväl beståndet som fisket (individer som lekt tidigare är i regel större samt lägger fler och större romkorn). Ett högre antal lekfiskar än vid MSY kan eventuellt även bedömas som behövt med hänsyn taget till ekosystemaspekter, även om vi hittills inte känner till att några sådana vetenskapligt förankrade mål finns formulerade.

För numerärt svaga och hotade populationer kan bevarandeariktade förvaltningsmål vara mer lämpliga än MSY. Dessa mål formuleras vanligen i termer av ett lägsta antal reproducerande individer som krävs för att risken för utdöende ska förbli tillfredställande låg sett över en viss tidshorisont. Liknande mål förekommer även med avseende på genetisk variation, där den genetiskt effektiva populationsstorleken (N_e) utgör en avgörande faktor för hur hastigt inaveln ökar och ärftlig variation förloras genom slumpmässig s.k. *genetisk drift*. Utöver demografiskt och genetiskt definierade minsta populationsstorlekar diskuteras ibland även ekologiskt inriktade målnivåer, där antalet individer sätts i relation till artens behov av, och påverkan på, det övriga ekosystemet (t.ex. Evens m.fl. 2021). För en art som lax utgörs ytterligare bevarandeariktade aspekter av potentiella evolutionära förändringar (såsom tidigarelagd könsmognad eller förändrad vandringstid) som kan bli resultat av ett hårt och selektivt fiske (Miettinen m.fl. 2024), samt de negativa effekter som kan bli följd av att odlade individer ”felvandrar” till vilda bestånd (Palm m.fl. 2021; Östergren m.fl. 2021).

För vilda laxbestånd saknas idag allmänt etablerade bevarandebiologiska mål i linje med ovan. Exempelvis finns, oss veterligen, inga analyser som belyser hur olika populationsstorlekar relaterar till lokala utdöendesannolikheter och/eller förlust av genetisk variation (men se Rogell m.fl. 2022 för en förenklad analys). Genomförande av sådana ”sårbarhetsanalyser” förväntas ge värdefulla insikter, även om svårigheterna att i praktiken genomföra denna typ av beräkningar inte ska underskattas. En komplicerande faktor är att lokala älvbestånd inte är helt reproduktivt isolerade ifrån varandra, vilket behöver tas hänsyn till när effekter av slumpmässiga demografiska och genetiska processer i små lokala populationer utvärderas (Rogell m.fl. 2022).

För sårbarhetsanalyser krävs i regel individbaserade simuleringsmodeller särskilt anpassade för artens demografi och livshistoria (inklusive fiske) – ett ”verktyg” som hittills saknas för lax (Rogell m.fl. 2022). Möjlighet att med samma modeller analysera effekter av vandringshinder i utbyggda vattendrag är också viktigt för att erhålla mer generella resultat. Det senare framstår som särskilt angeläget givet att det idag saknas en tydlig definition av vad som utgör *gyvnnsam bevarandestatus* (GYBS) för en vandrande art som lax vilken förekommer

uppdelad i många lokala populationer (Ek m.fl. 2022, 2023). GYBS utgör ett centralt begrepp inom EU:s Art- och habitatdirektiv, och det hänvisas exempelvis ofta till GYBS i samband med den nyligen inledda nationella miljöprövningen av vattenkraft (NAP; se Regeringens beslut 2020-06-25, M2019/01769/Nm m.fl.) i Sverige.

De MSY-baserade förvaltningsmål som idag används för östersjölaxens fiskeförvaltning (se ovan) ska således inte förväxlas med biologiska bevarandemål vilka fyller andra syften. Trots detta förekommer ibland missuppfattningen att ett laxbestånd är ”biologiskt hotat” när det inte uppnår sin MSY-nivå. Så behöver dock inte vara fallet. Exempelvis är bestånden i Östersjöns större vildlaxälvar sannolikt inte hotade av lokalt utdöende eller genetisk utarmning när antalet lekfiskar befinner sig strax under den beräknade MSY-nivån; antalet individer kan ändå vara tillräckligt omfattande för att undvika negativa demografiska och genetiska slumphändelser. Situationen kan dock vara en annan i små laxvattendrag där det absoluta antalet individer som behövs för att uppfylla MSY-nivån är betydligt lägre (Rogell m.fl. 2022). Exempelvis har det beräknats att det i ett reproduktivt isolerat bestånd kan behövas omkring 800 lekande laxar per år för att uppfylla det etablerade långsiktiga bevarandemålet $N_e \geq 500$ (minst 500 genetiskt effektiva individer per generation) (Palm 2021). Utan kompletterande sårbarhetsanalyser kan därför inte uteslutas att vissa av dagens produktionsinriktade förvaltningsmål är (alltför) låga för en del av de allra minsta laxvattendragen, sett ur ett biologiskt bevarandeperspektiv.

4. Fisket och dess förvaltning

4.1. Laxfiskets utveckling i Östersjön

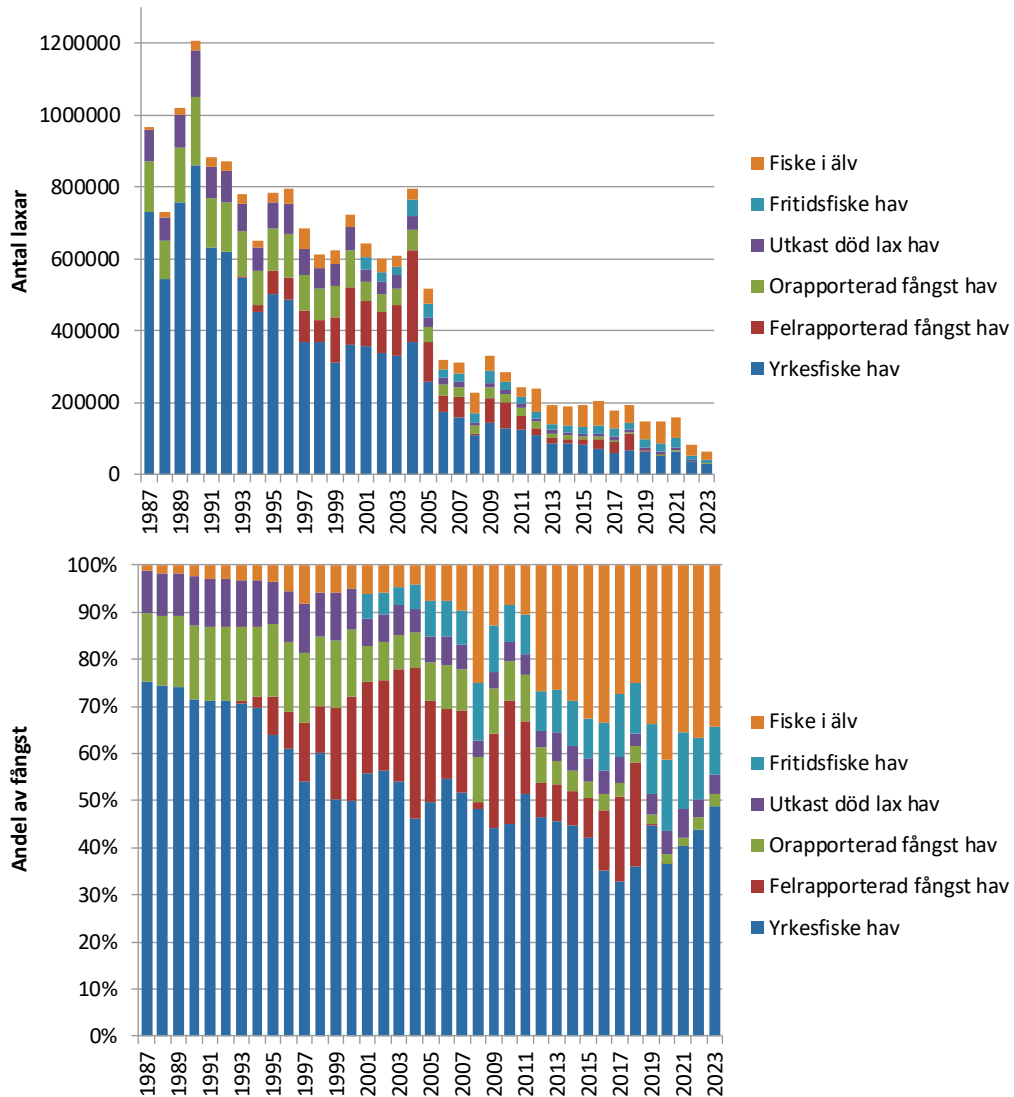
Hällristningar och andra arkeologiska fynd tyder på att människan fiskat lax alltsedan östersjöområdet koloniserades. Laxens betydelse som födoresurs har dock varierat genom historien, likaså var och på vilket sätt den fiskats. Fram till 1940-talet skedde fisket främst i älvarna, i varierande omfattning längs kusterna och i mindre omfattning ute till havs. Den årliga totalfångsten av lax i Östersjön var ca 1000 ton under första halvan av 1900-talet (Karlsson & Karlström 1994). Efter andra världskriget ökade exploateringen markant då utvecklingen av havsfisket tog fart. Detta fiske bedrevs främst med drivgarn och i mindre omfattning med långlina (flytande långrev) inom laxens huvudsakliga uppväxtområde i södra Östersjön. Exploateringen i havsfisket ökade successivt under andra halvan av 1900-talet. Den årliga totala laxfångsten i Östersjön nådde i början av 1990-talet 5000 ton (Karlsson & Karlström 1994), vilket motsvarade över 1 miljon laxar (Ices 2024a; figur 4). Vid denna tidpunkt hade de vilda laxbestånden minskat till mycket låga nivåer, främst beroende på ett alldeles för högt fisketryck. Lönsamheten i fisket upprätthölls främst genom utsättningar av odlad lax (se kapitel 6).

Under 2000-talet har de kvarvarande vilda laxbestånden återhämtat sig, om än i varierande grad (se kapitel 6), till stor del beroende på minskat yrkesfiske till havs (figur 4). År 2022 stoppades det riktade yrkesfisket efter lax i södra Östersjön helt för att skydda svaga laxbestånd från vattendrag i sydöstra östersjöområdet.

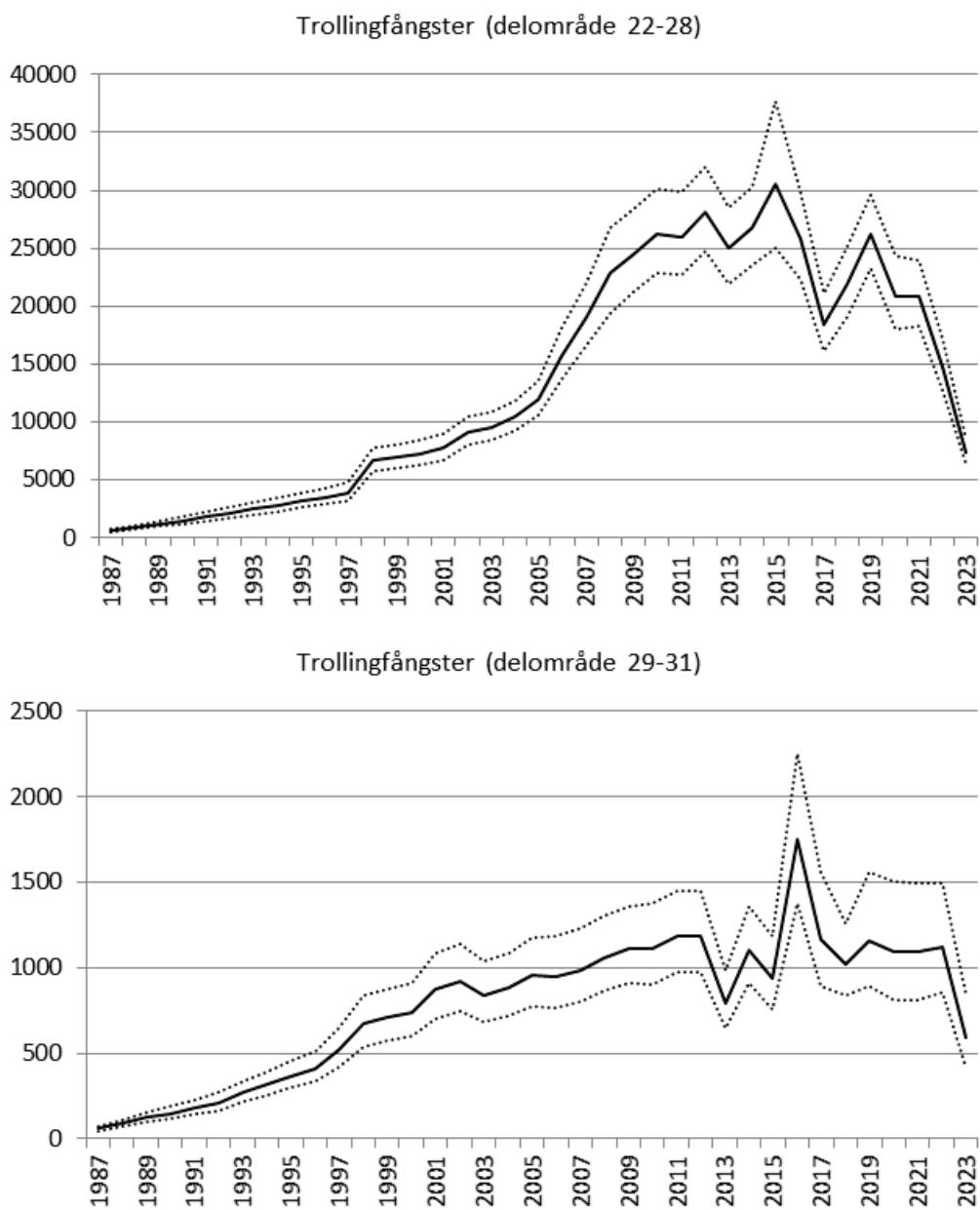
Fångsterna inom fritidsfisket till havs har legat på relativt stabila nivåer under 2000-talet. Medan fritidsfiske med mängdfångande redskap längs kusterna har minskat har trollingfiske i främst södra Östersjön ökat sedan 1990-talet (figur 5). År 2022 införde EU emellertid restriktioner för trollingfiske i Östersjön (se avsnitt 4.3), vilket har resulterat i minskande fångster under senare tid. Precis som det tidigare yrkesfisket till havs med långlina (och tidigare även drivnät) exploaterar trollingfisket samtliga laxbestånd, inklusive de svagaste från vattendrag i Baltikum, när dessa förekommer tillsammans under uppväxtfasen i södra Östersjön.

De totala älvfångsterna i Östersjön har ökat något under 2000-talet, parallellt med att mängden återvändande leklax blivit större (figur 4). En uppdelning av den totala rapporterade laxfångsten i Östersjön i kategorierna ”yrkesfiske” och

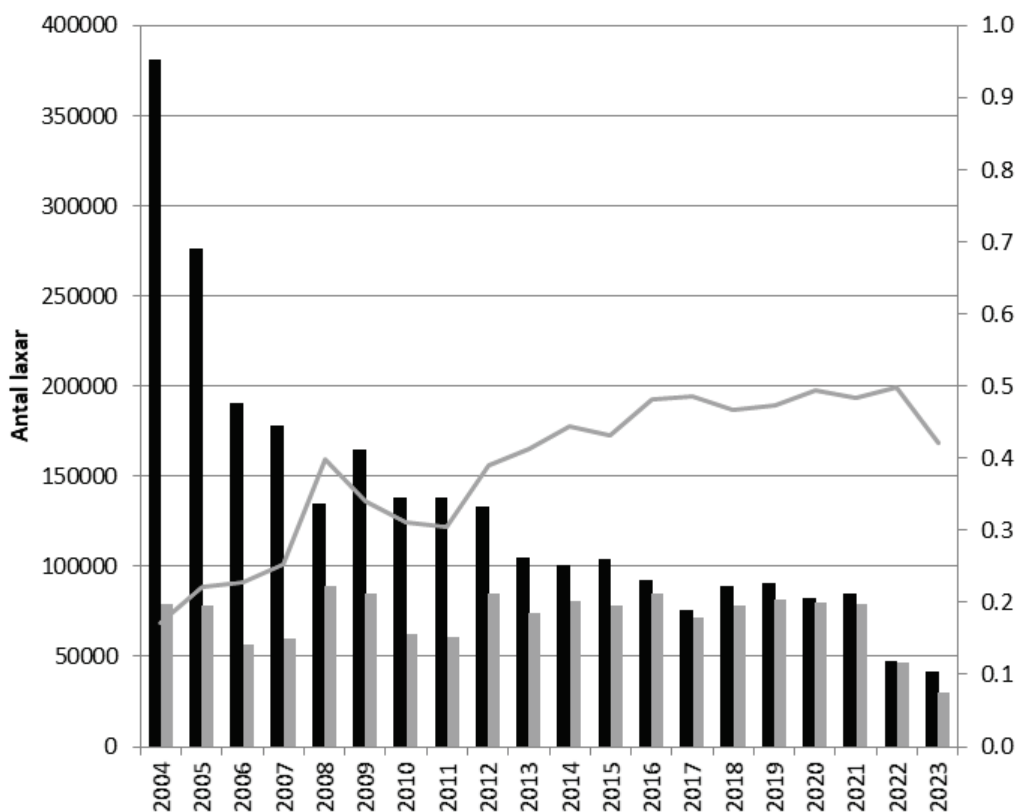
”fritidsfiske”, utan hänsyn taget till var fisket bedrivits (älv, kust eller hav), visar att fritidsfiskets andel av den totala fångsten ökat markant över tid och att den idag utgör 40-50 % (figur 6).



Figur 4. Totala fångster i hav (inkluderar även kust) och i älv (inkluderar även skattad orapporterad fångst samt visst yrkesfiske i ett fåtal älvar med odlad lax) i Ices delområden 22-31 (hela Östersjön förutom Finska viken) under perioden 1987-2023. Antal laxar i övre figuren och andelar av totalfångst i nedre figuren. Från Ices (2024a).



Figur 5. Samlade expertbedömningar av fångster (antal lax) inom trollingsfisket på uppväxande lax i södra Östersjön (Ices delområden 22-28, övre figuren) samt lekvandrande lax längre norrut (Ices delområden 29-31, nedre figuren). Vid bedömning av fångstens storlek inkluderas en dödlighet på 25 % för lax som återutsätts. Från Ices (2024a).



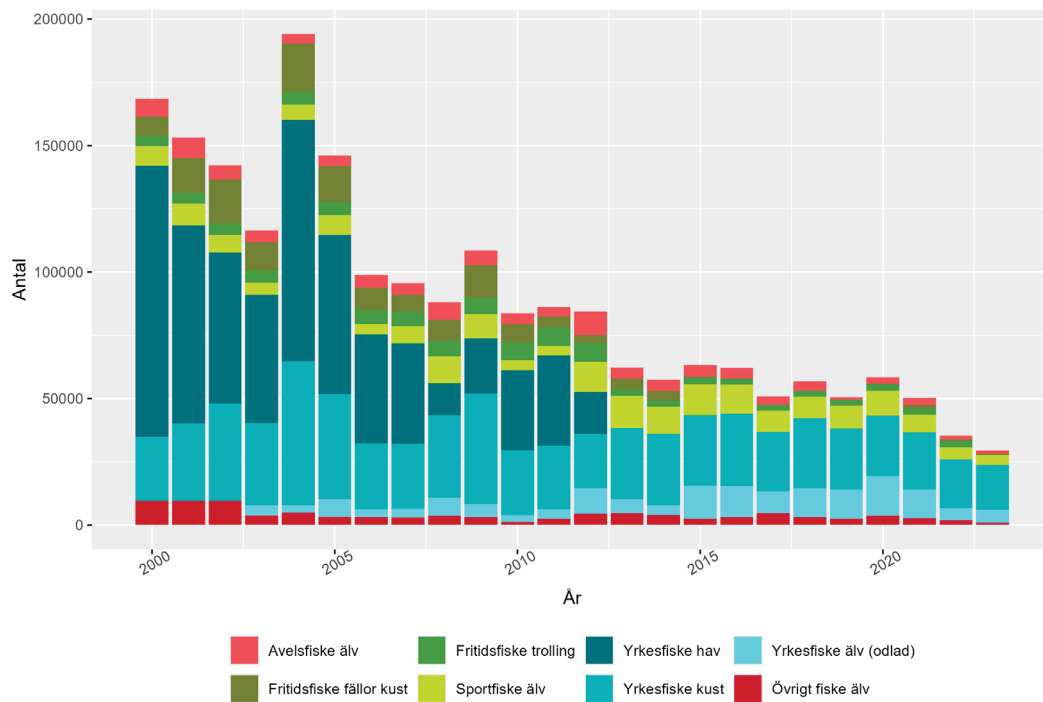
Figur 6. Rapporterade laxfångster inom yrkesfiske (svarta staplar) och fritidsfiske (grå staplar) för hela Östersjön (Ices delområden 22-32), samt fritidsfiskets andel av total rapporterad fångst (grå linje, höger y-axel). I kategorin fritidsfiske ingår rapporterade/skattade fångster från älv, kust och hav inklusive expertbedömningar av trollingfiskets fångster (figur 5). Från Ices (2024a).

4.2. Svenskt laxfiske i Östersjön

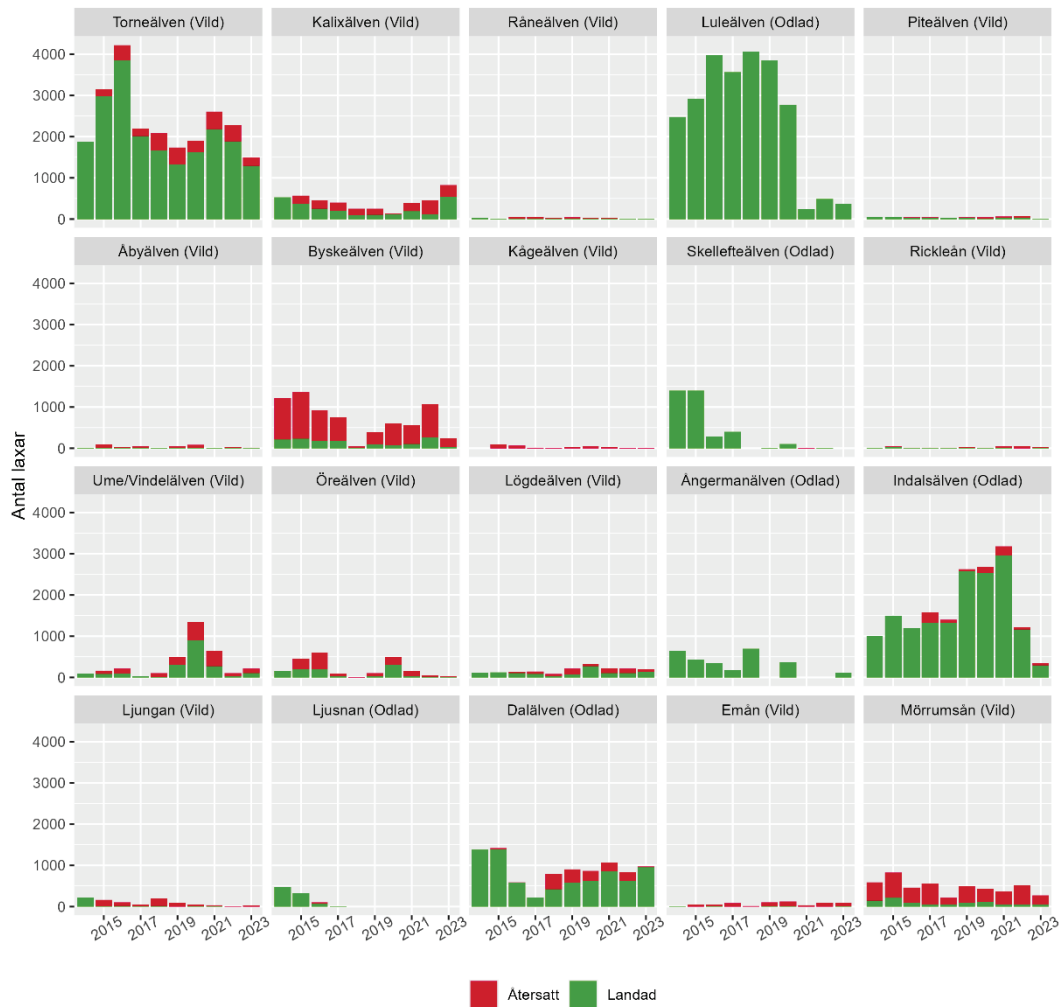
Utvecklingen inom svenskt fiske efter östersjölax följer i stort de trender som gäller för hela Östersjön. Svenskt yrkesfiske efter lax har minskat generellt under 2000-talet (figur 7). Utsjöfiske med drivnät är förbjudet i hela Östersjön sedan 2008 och det svenska yrkesfisket till havs med långlina fasades ut 2012-2013 (avsnitt 4.4). Yrkesfiskets kvoterade fångster längs kusten har varit relativt stabila över tid, medan fritidsfiskets fångster (landad/avlivad lax) i älvarna i större utsträckning styrs av tillgången på lax och därmed tenderar att variera mer mellan år. Fångsterna av lax i odlingarnas avelsfisken har varierat mellan år utan tydlig trend (figur 7).

Figur 8 visar rapporterade sportfiskefångster under senare år i flertalet svenska älvar med vilda och odlade laxbestånd. Det framgår tydligt att fångsterna främst sker i älvar med odlad lax. Figur 8 visar även förekomsten av s.k. ”Catch & Release”, d.v.s. andelen av fångsten som återutsätts. Figur 9 visar fångstutvecklingen inom sportfisket över en längre tidsperiod i tre vildlaxälvar där fångststatistiken anses vara av relativt god kvalitet, även bakåt i tiden. Här framgår

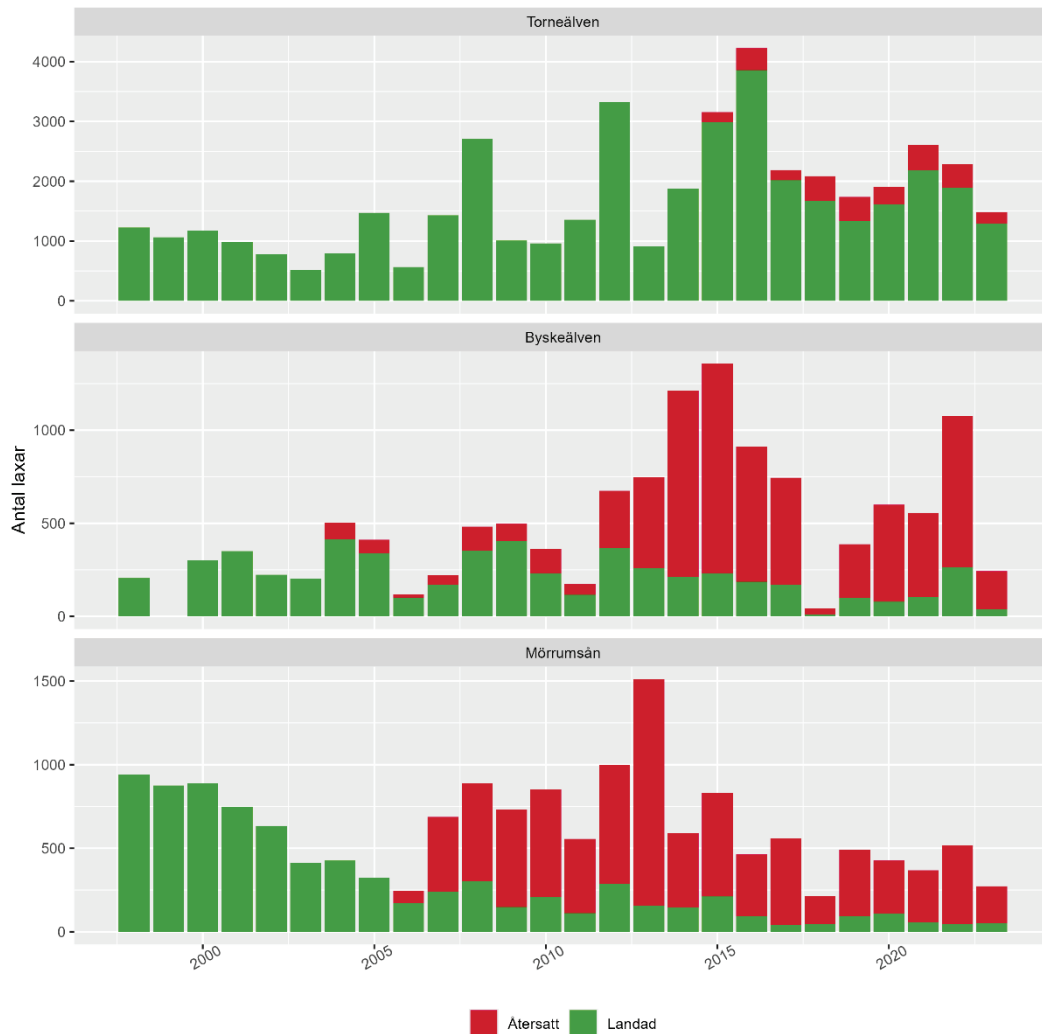
tydligt att andelen lax som återutsätts har ökat över tid, om än i varierande grad. Samtidigt kan stora årliga fluktuationer i älvfiskets fångster noteras, vilket till stor del återspeglar årsvariation för laxens återvandring (figur 12). Förutsättningarna för älvfiske efter lax påverkas dessutom ofta av säsongsvariation avseende vattentemperaturer och flöden.



Figur 7. Fångster av lax i Sverige 2000-2023. Figuren visar rapporterade fångster för yrkesfiske samt rapporterade och/eller uppskattade fångster för fritidsfiske, övrigt fiske och avelsfiske. Lax som återutsatts är inte medräknad, och inte heller eventuell dödlighet hos återutsatt lax. Större internationella och nationella fiskeregleringar vars effekter syns i figuren inkluderar 1) utfasning av drivgarn 2008 (EU-beslut), 2) utfasning av svenskt yrkesfiske efter lax i havet 2013, samt 3) förbud att landa vild (ej fenklippt) lax i det svenska trollingfisket 2013. Data/skattningar av fångster från HaV (yrkesfiske hav och kust), olika förvaltningsorganisationer (fångster i sötvatten) samt framtaget av SLU (fritidsfiske hav och kust). Dessa data utgör underlag för rapporteringen till Ices.



Figur 8. Svenska sportfiskefångster (rapporterade/uppskattade) av lax 2014-2023 i ett antal älvar med vilda och odlade laxbestånd. I figuren anges även antal som återutsatts (s.k. Catch & Release). Notera att kvaliteten på fångstuppgifterna varierar (se texten). Data/skattningar av fångster från olika förvaltningsorganisationer. Dessa data utgör underlag för rapporteringen till Ices.



Figur 9. Utvecklingen av fritidsfiske (med spö) i Torneälven (endast svenska fångster), Byskeälven och Mörrumsån 1998-2023. I figuren framgår också antalet återutsatta laxar. Fångststatistiken från dessa tre älvar är av relativt god kvalitet, förutom i Byskeälven 2018 och delvis 2019, då rapporteringen fungerade dåligt av olika skäl. I Torneälven sker även en andel av fritidsfisket med nät och håv. Data/skattningar av fångster från olika förvaltningsorganisationer. Dessa data utgör underlag för rapporteringen till Ices.

4.3. Internationell förvaltning

Östersjölax fiskas ute till havs, längs kusterna och i älvarna. Fisket sker sekventiellt eftersom laxen först exploateras i södra Östersjön (dock i mycket liten omfattning sedan 2022), därefter under lekvandringen längs kusterna och slutligen i älvarna. Sedan 1980-talet har det varit känt att östersjölaxen består av många genetiskt distinkta älvbestånd (Ståhl 1981, 1987), vilket utgör en utmaning för fiskets förvaltning. När fisket efter östersjölax var som mest omfattande under slutet av 1980-talet bedömdes många av de vilda bestånden vara akut hotade.

I havet dominerade kompensationsodlad lax och andelen vild lax utgjorde endast ca. 10-20 % (Karlsson & Karlström 1994). Det huvudsakliga fisket skedde i havet i form av ett utpräglat blandbeståndsfiske riktat mot samtliga älvbestånd, inklusive de svaga vildlaxbestånden. Kraftiga utbrott i laxsjukdomen M74 i början av 1990-talet förvärrade situationen ytterligare för den vilda laxen (medan man till stor del kunde upprätthålla utsättningarna av odlad lax). De storskaliga utsättningarna av odlad lax och ett högt marknadspris upprätthöll en ekonomisk lönsamhet i fisket, trots att det fanns mycket lite vild lax att fånga.

Under slutet av 1980-talet började restriktioner införas i syfte att minska exploateringen, bl.a. delades 1988 den omdebatterade ”*White Zone*” öster om Gotland mellan Sverige och dåvarande Sovjetunionen, vilket hindrade storskaligt utsjöfiske utanför de nationella fiskezonerna (Karlsson & Karlström 1994). Vid samma tidpunkt hade marknadspriset på lax börjat sjunka och därmed också lönsamheten. Sammantaget innebar detta att exploateringen successivt började minska något.

Ett kvotsystem (TAC – *Total Allowable Catch*) i syfte att reglera fisket efter lax i Östersjön infördes 1993 av Internationella fiskerikommissionen för Östersjön (IBSFC). Två förvaltningsområden med separata kvoter utsågs; Östersjön och Bottniska viken (Ices delområden 22-31) samt Finska viken (Ices delområde 32). Detta tvåkvotssystem gäller än idag. Kvoterna fördelas mellan medlemsländerna enligt ett politiskt överenskommet system, den så kallade ”relativa stabiliteten”, som förhandlades fram baserat på ländernas relativa laxfångster under åren innan kvotsystemet infördes.

TAC för Ices delområden 22-31 reglerade havsfisket initialt (mitten av 1990-talet) men efter några år begränsade inte längre kvoten fisket eftersom denna sattes högre än det faktiska uttaget av lax. En kraftig sänkning av TAC 2012, och mindre justeringar nedåt under efterföljande år, innebar att kvoten på nytt blev begränsande för fisket i vissa länder.

IBSFC tog i mitten av 1990-talet initiativ till en aktionsplan, *Salmon Action Plan* (SAP), för att rädda den vilda östersjölaxen. Aktionsplanen trädde i kraft 1997 och innehöll tydliga förvaltningsmål, bl.a. att alla vildlaxbestånd skulle uppnå en smoltproduktion motsvarande 50 % av den potentiella smoltproduktionen till år 2010 då planen löpte ut (Ices 2008). Nationella och internationella regleringar av

fisket i kombination med sjunkande lönsamhet inom yrkesfisket, låg dödlighet i M74 samt restaureringar av älvmiljöer gjorde att många vildlaxbestånd, framförallt i Bottniska viken, uppvisade en positiv utveckling under SAP-perioden (Ices 2008) – en trend som fortsatt även efter 2010 (se kapitel 6).

Inom EU infördes 2015 landningsskyldighet för alla kommersiellt viktiga fiskarter som regleras med TAC, inklusive laxen i Östersjön. Syftet var att minska utkastet av undermålig fisk, skapa incitament för utveckling av selektiva redskap samt förbättra fångststatistiken. Baserat på antaganden om hög överlevnad efter återutsättning infördes dock ett undantag för lax som fångas med fasta fällor, bottengarn, ryssjor och burar i Östersjön (kommissionens delegerade förordning (EU) 2018/211). Undantaget från landningsskyldigheten gjorde det möjligt att bedriva fiske efter andra arter (t.ex. sik) utanför laxfiskeperioden eller när den nationella laxkvoten var fylld. Att kunna återutsätta fångad lax gjorde det också möjligt att styra exploateringen mot odlad (fenklippt) lax, eftersom vild lax kunde återutsättas. Efterföljande studier av överlevnaden hos lax efter återutsättning från aktuella redskap indikerade dock relativt hög dödlighet vid traditionell vittjning, men att denna dödlighet kan reduceras genom vidareutveckling av redskapen samt skonsammare hantering av laxen vid fångst (Östergren m.fl. 2020; Ruokonen m.fl. 2022, 2023). En revidering av förordningen gjordes inför fiskesäsongen 2021 (kommissionens delegerade förordning (EU) 2021/1417), vilket innebar att endast fasta redskap försedda med vittjanpåse omfattades av undantaget från landningsskyldigheten. Dessutom infördes en utkastkvot som sätter en övre gräns för hur mycket lax som kan fångas och återutsättas. Inför perioden 2024-2026 beslutades om ett tillägg till förordningen som innebär att även pushup-fällor där fångsten töms direkt i en vattenfylld behållare i båten undantas från landningsskyldigheten (kommissionens delegerade förordning (EU) 2024/1296).

Ett viktigt steg mot en mer bestånds Anpassad förvaltning togs 2021 då EU:s fiskeministrar enades om ett förbud mot riktat yrkesfiske efter lax i södra Östersjön (söder om Ålands hav) under fiskesäsongen 2022. Samtidigt infördes omfattande restriktioner för fritidsfiske efter lax i södra Östersjön. Syftet var att minska fisket på svaga laxbestånd från vattendrag i Baltikum och södra Sverige, och beslutet tillkom som en konsekvens av en striktare biologisk rådgivning från Ices (Ices 2021). Detta beslut gällde även för fiskesäsongen 2023 (Ices 2022), och för 2024 års fiske utökades området med förbud mot riktat laxfiske till att inkludera även Ålands hav och Bottenhavet eftersom laxbeståndet i Ljungan bedömdes underskrida den lägre säkerhetsnivån R_{lim} (Ices 2023). Inför fiskesäsongen 2025 har EU:s fiskeministrar enats om att yrkesmässigt fiske åter är tillåtet i området från Ålands hav och norrut, likt under 2022-2023, med en bibehållen restriktiv reglering av trollingfiske i södra Östersjön.

En konsekvens av att större hänsyn tas till svagare bestånd vid beslut om kvoter för kustfisket innebär samtidigt att starka(re) vilda och kompensationsodlade

bestånd inte kan nyttjas fullt ut i linje med MSY-principen. Analyser visar exempelvis att det under nuvarande fisketryck årligen kan finnas ett överskott på omkring 30 000-35 000 odlade laxar som återvänder till älvarna men inte fiskas upp (Ices 2024a,b). En alltför stor återvandring av odlad lax som inte fiskas upp utgör ett hot mot den vilda laxens genetiska diversitet och integritet (Palmé m.fl. 2012; Ices 2020a; Östergren m.fl. 2021). Därför rekommenderar Ices (2024b) att fisket i älvar med odlad lax bör öka och/eller att utsättningsmängderna bättre anpassas till nuvarande fiskeexploatering.

Den internationella förvaltningen av det kustbaserade yrkesfisket efter lax i Östersjön såsom den är utformad idag kan således inte fullt ut nyttja enskilda bestånds exploateringsmöjligheter. Å andra sidan innebär detta att fångstmöjligheterna i många älvar är relativt goda jämfört med en situation där det överskott som kan exploateras enligt MSY i högre grad skulle nyttjas inom havsfisket.

4.4. Nationell förvaltning

Regleringar av kustfisket efter lax längs Sveriges och Finlands kuster har införts och skärpts successivt sedan början/mitten av 1980-talet (Romakkaniemi m.fl. 2003). Införande av olika typer av försommarfredning av lax i kustfisket under 1990-talet, i kombination med införande av TAC-regleringen 1993, anses vara den huvudsakliga orsaken till att vildlaxbestånden i Bottniska viken började återhämta sig i slutet av 1990-talet (Ices 2024a). Syftet med försommarfredning är att låta en del av den återvändande leklaxen vandra förbi och upp i vattendragen innan kustfisket startar. Sedan 2012 har dock den nationella kvoten ofta begränsat kustfisket i Finland och Sverige, och betydelsen av försommarfredningen bedöms därför ha minskat jämfört med den period då kvoten inte begränsade fisket (Palm m.fl. 2024).

Det finns emellertid andra fördelar med denna typ av tidsmässiga reglering, då det i första hand är den lax som anländer sent som exploateras, vilket innebär att fisketrycket minskar på tidigt anländande lax, där bland annat andelen stora honor är högre. Likaså antas generellt försommarfredning förskjuta exploateringen från vild till odlad lax eftersom den kompensationsodlade laxen i genomsnitt anländer senare än den vilda, om än med stor variation mellan lax från olika älvar (Whitlock m.fl. 2018, 2021).

Samtidigt kan tidsmässiga regleringar få andra konsekvenser om ett älvsystem hyser flera delbestånd med olika vandringstid. Nyligen genomförda studier av laxbestånden i Torneälven och Kalixälven visar att det finns mindre genetiska skillnader mellan laxungar från olika delar inom dessa älvar, men ingen övergripande genetisk skillnad mellan de båda älvarna (Miettinen m.fl. 2021). Den lax som leker högt upp i dessa båda vattensystem visade sig också anlända från

havet tidigare på säsongen och *vice versa*. Utifrån dessa resultat blir en sannolik konsekvens att tidpunkten när det huvudsakliga fisket äger rum (längs kusten och i älven) styr i vilken grad olika delbestånd i dessa älvar beskattas (Miettinen m.fl. 2024).

Sverige fasade ut sitt yrkesmässiga fiske efter lax i södra Östersjön 2012-13. Syftet var att flytta exploateringen från uppväxtområdet (där samtliga laxbestånd uppehåller sig) till svenska kusten där möjligheterna är större att rikta fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd. Under flera år har Sverige även valt att dela upp den nationella laxkvoten i olika kustområden, samt under vissa år reserverat en del av kvoten för fenklippt lax, i syfte att styra exploateringen mer mot de odlade bestånden. I samband med att det svenska yrkesfisket till havs fasades ut infördes även förbud mot att landa vild (oklippt) lax i det svenska fritidsfisket med troling i havet, en regel som sedan 2022 omfattar samtliga länder (avsnitt 4.3).

Variation i lokala förutsättningar gör att förvaltningen av fisket ibland måste ske på relativt begränsad geografisk nivå. Restriktiva fiskeregler används exempelvis i fredningsområdet utanför Ljungan i syfte att minska på exploateringen av ljuganlax – ett bestånd som likt Vindelälven under en period drabbades hårt av hälsorelaterade problem, vilka fortfarande påverkar återvandringen av vuxen lax. Torneälven, vilken bildar gräns mot Finland, utgör ett annat exempel, där fisket i gränsälven och dess mynningsområde förvaltas gemensamt av Sverige och Finland enligt en särskild gränsälvsöverenskommelse som bl.a. innehåller specificeringar om när yrkesfiske efter lax i mynningsområdet kan inledas (Palm m.fl. 2024).

Fritidsfiske efter lax i vattendragen och i havet regleras nationellt genom fångstbegränsningar och tidsmässiga begränsningar. Bestämmelserna om tillåtna/förbjudna redskap, fångst och fredningstider är omfattande och varierar dessutom mellan och inom olika älvar samt mellan kust/havs-områden. På Havs- och vattenmyndighetens hemsida (www.havochvatten.se) finns föreskrifter som reglerar fiske i älvar och i kustområden. Detaljerad information gällande bestämmelser för fritidsfiske i Sverige finns även på www.svenskafiskeregler.se. Ytterligare lokala fiskerestriktioner kan dessutom införas av berörda fiskevårdsområdesföreningar.

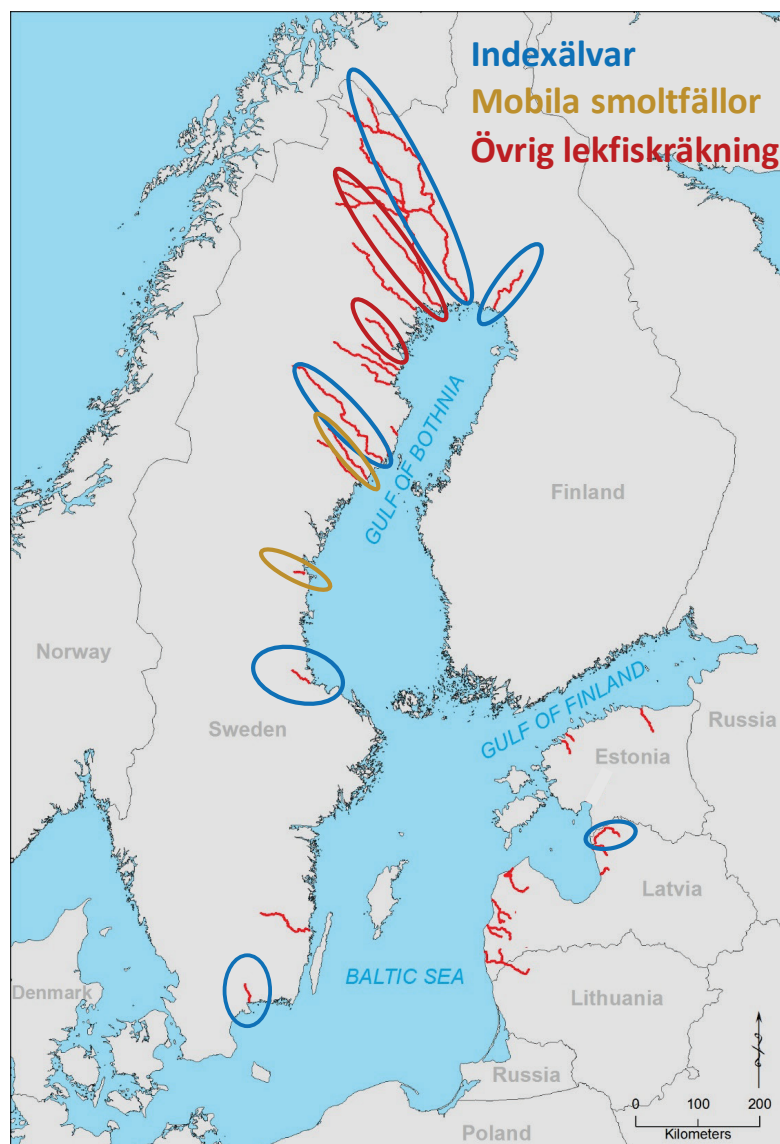
5. Biologisk övervakning av östersjölox

Datainsamling, analyser och rådgivning gällande laxbestånden i Östersjön ingår i (och finansieras av) EU:s datainsamlingsprogram (*Data Collection Framework*, DCF; Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2017/1004), med kompletterande stöd från nationella medel. Den biologiska övervakningen omfattar främst de vilda laxbestånden även om viss information från odlade bestånd samlas in, som utsättningsmängder av odlad smolt och M74-statistik.

5.1. Datainsamling

Inom det svenska övervakningsprogrammet för östersjölox inom DCF insamlas stora mängder data/information, som ligger till grund för beståndsanalyser och biologisk rådgivning. Samtliga vildlaxvattendrag elfiskas årligen inom DCF för övervakning av tätheter av laxungar, förutom Piteälven där huvudfåran är svår att elfiska och där endast sporadiska elfisken med annan finansiering sker i vissa delar av älvsystemet. Antalet elfiskelokaler varierar i relation till vattendragens storlek (10 till 80 lokaler per vattendrag, inklusive Torneälven där dock Finland står för en stor del av elfiskena). I sex s.k. indexälvar (figur 10) inom Ices delområden 22-31 (varav Sverige ansvarar för tre; Vindelälven, Testeboån och Mörrumsån) räknas varje år mängden utvandrande smolt samt antalet vuxna laxar som återvänder för lek. Smolträkning sker även i två ytterligare vattendrag som varierar över tid (2024 var dessa fällor placerade i Öreälven och Ljungan). Räkning av återvändande vuxen fisk sker även i Kalixälven, Råneälven, Piteälven, Byskeälven, Rickleån och Lögdeälven, där räkningen i Kalixälven finansieras inom DCF medan övriga vattendrag har annan finansiering. Av olika skäl ingår dock, utöver data från indexälvarna, hittills endast data (antal räknade vuxna laxar) från Kalixälven och Piteälven i Ices beståndsanalyser.

Utöver ovanstående övervakning av laxbestånden samlas det årligen in fångststatistik från yrkes- och fritidsfiske i hav och älv, data på antalet utsatta odlade smolt, information om dödlighet i laxsjukdomen M74, samt ytvattentemperaturer under vinterhalvåret i södra Östersjön. Insamlade data används som ingångsdata i Ices beståndsmodell, som uppdateras varje år (avsnitt 5.2).



Figur 10. Nuvarande datainsamling i Östersjöns vildlaxälvar. Samtliga vattendrag med vilda laxbestånd (rödmarkerade) elfiskas årligen inom DCF förutom Piteälven. I de totalt sex indexälvarna räknas även mängden utvandrande smolt och uppvandrande vuxen fisk. I Sverige används även två mobila smoltfällor som flyttas mellan vattendrag; under 2024 nyttjades dessa i Öreälven och Ljungan. Även räkningen av uppvandrande fisk i Kalixälven och Piteälven används i Ices beståndsmodell. Notera att för vissa av vattendragen är laxens nuvarande utbredningsområde större än vad som anges i figuren.

5.2. Beståndsanalyser

För laxen i Östersjön genomför Ices arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (Wgbast) årliga analyser av beståndens status och utveckling. Dessa analyser är baserade på data som i många fall samlas in på årlig basis av länderna runt Östersjön (avsnitt 5.1), och inkluderar både biologiska data (elfiskedata, smolträkning, räkning av vuxen lax etc.) samt fiskerelaterad information (t.ex. fångster i olika

områden). Resultat från modellen används när Ices formulerar råd till EU avseende fiskemöjligheter och bevarandeaspekter. Data och modellresultat används även för rådgivning och beslutsunderlag på nationell nivå.

Nedan följer en kortfattad beskrivning av hur data analyseras och används inom Ices/Wgbast. För en mer komplett beskrivning av datainsamlingen och livshistoriemodellen med referenser hänvisas till Ices (2024a) med tillhörande ”*Stock annex*” (Ices 2024c). Hittills omfattar den beståndsmodell som används inom Wgbast endast svenska och finska laxvattendrag i Bottniska viken och egentliga Östersjön, medan vattendragen med lax i Baltikum och Finska viken hanteras på ett mer förenklat vis.

I ett första steg används elfisketätheter tillsammans med smolträkningsresultat och annan älvspecifik information (t.ex. arean av tillgängliga uppväxtområden) för att i delmodeller beräkna initiala skattningar av mängden vildfödda smolt som lämnat de vilda laxvattendragen olika år. Liknande delmodeller används även för att hantera andra ingångsdata som årliga dödlighetsnivåer i M74 och andelen vild/odlad lax i fångster från södra Östersjön (baserat på fjällprover). Dessa resultat utgör tillsammans med tidsserier för fiskestatistik, utsättningsmängder, antalet vuxna laxar räknade i vissa älvar, märkningsdata samt ”expertbedömningar” av orapporterat fiske (där data per definition saknas) ingångsdata i en större livshistoriemodell. Livshistoriemodellen som används av Wgbast är baserad på s.k. Bayesiansk statistik, vilket medför fördelar vid hantering av osäkerheter förknippade med olika ingångsdata (”priors”) och erhållna skattningar (”posteriors”) av ett stort antal biologiska och fiskerelaterade parametrar.

Förenklat används livshistoriemodellen för att (1) beräkna hur mycket vild smolt som lämnat älvarna olika år, samt (2) hur stor andel av denna lax som överlevt postsmolt-stadiet (laxens första år i havet) och nått fångstbar storlek. Vidare beräknas (3) hur stor andel av det fiskbara beståndet som dör i yrkes- och fritidsfiske till havs, längs kusterna och i älvarna, (4) hur stor naturlig dödlighet för vuxen lax (inklusive sälpredation) som ägt rum parallellt med fisket, samt (5) hur stora mängder ägg som slutligen producerats av den lax som överlevt fram till leken. Baserat på relationen mellan mängden deponerade ägg olika år och antalet smolt (några år senare) beräknas slutligen (6) älvspecifika rekryteringsfunktioner som ligger till grund för Ices årliga statusbedömningar. Rekryteringsfunktionens form är baserad på längre dataserier över mängden uppstigande lax/antal deponerade romkorn och antalet utvandrande smolt, och styrs således av de rådande förhållandena i vattendraget under den tidsperiod då dessa data samlats in.

Som beskrivs i avsnitt 3.1 utvärderas status årligen för Östersjöns laxbestånd i förhållande till älvspecifika MSY-nivåer. Vid dessa utvärderingar jämförs den nuvarande smoltproduktionen med den smoltproduktion som krävs för att ge MSY för det aktuella vattendraget. MSY-nivån beror i sin tur av vattendragets smoltproduktionspotential (figur 2, 3) under rådande förhållanden avseende

vandringsmöjligheter, lek- och uppväxthabitatens storlek och kvalitet samt laxens naturliga överlevnad under havsfasen som skattas baserat på de senaste fyra åren med tillräckliga data (Ices 2024a).

5.3. Biologisk rådgivning

Wgbast utvärderar beståndens nuvarande status genom att jämföra den aktuella smoltproduktionen med beräknade referensnivåer som motsvarar smoltproduktion vid R_{MSY} och R_{lim} (se avsnitt 3.1). Fiske längs kusten och i älvar på återvändande lekfisk påverkar dock smoltproduktionen först några år framåt i tiden. Exempelvis förväntas fiske under 2025 främst påverka smoltproduktionen 2028 i vattendrag i södra Östersjön och Bottenhavet, medan smoltproduktionen i Bottenvikens vattendrag i första hand påverkas först 2029 (Ices 2024a,b). Den analys som Wgbast utför som underlag till Ices rådgivning är därför baserad på utvärderingar av hur olika mängd yrkes- och fritidsfiske under nästkommande kalenderår förväntas påverka de vilda laxbeståndens status i det korta perspektivet (förväntade mängder smolt några år framåt i tiden).

I de framtidsprognoser som ligger till grund för rådgivningen behöver även antaganden göras om den framtida utvecklingen för viktiga parametrar (så som postsmoltöverlevnad och dödlighet i M74). Som startvärden i framtidsprognoserna används de senaste tillförlitliga modellskattningarna för överlevnaden under postsmolt-stadiet och M74 (Ices 2024a,b). För de laxbestånd som i det korta perspektivet förväntas underskrida R_{lim} rekommenderas fiskestopp. Utöver fiskets påverkan på beståndens status på kort sikt tas även hänsyn till framtida utvecklingstrender; bestånd som i det korta perspektivet överstiger R_{lim} men inte uppnår R_{MSY} ska ha en förväntad långsiktig positiv utvecklingstrend.

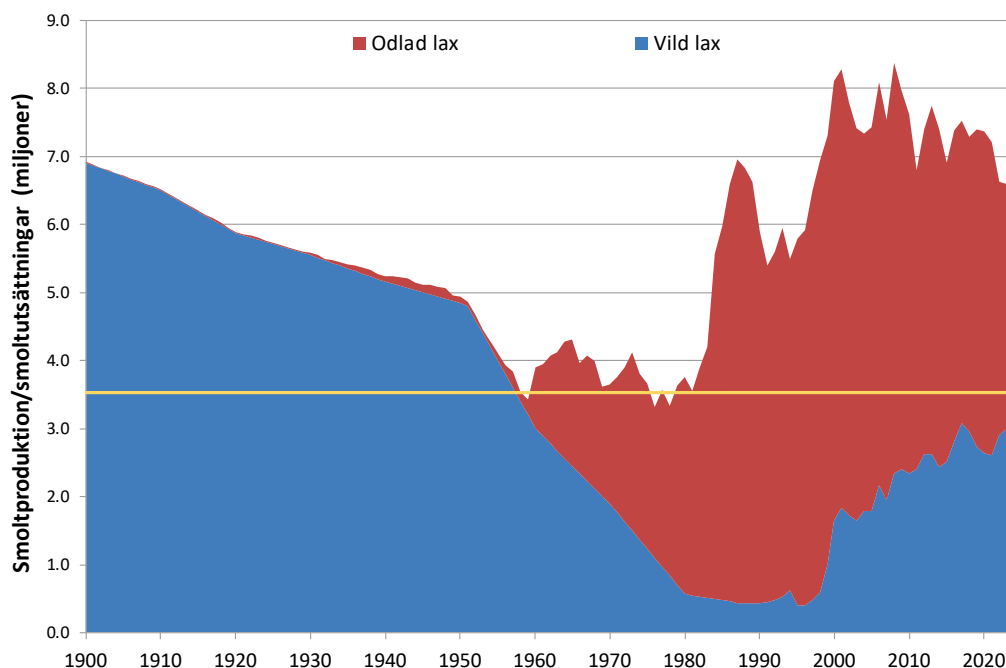
Baserat på ovan beskrivna framtidsprognoser (baserade på data t.o.m. föregående år) som tas fram av Wgbast beslutas därefter centralt inom Ices vilket biologiskt råd som skall ges till EU inför kommande kvotförhandlingar. Slutligen är det ländernas fiskeministrar som vid ett årligt möte under hösten avgör storleken av nästkommande års fiskekvoter för lax och andra kommersiellt fiskade arter i Östersjön. Utöver råd om fiskemöjligheter ger Ices även rekommendationer om åtgärder rörande ej fiskerelaterade påverkansfaktorer. Exempelvis rekommenderar Ices i sin senaste rådgivning (Ices 2024b) att de biologiska risker som är förknippade med felvandring av odlad lax till vildlaxvattendrag bör beaktas, vilket kan ske genom ökat fiske i älvar där endast odlad lax förekommer och/eller minskade utsättningsmängder av odlad lax. Tillsammans med annan information utgör Ices resultat och prognoser även kunskapsunderlag vid nationell rådgivning från SLU till förvaltande myndigheter (Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelserna).

6. Laxbeståndens status och utveckling

6.1. Historisk utveckling

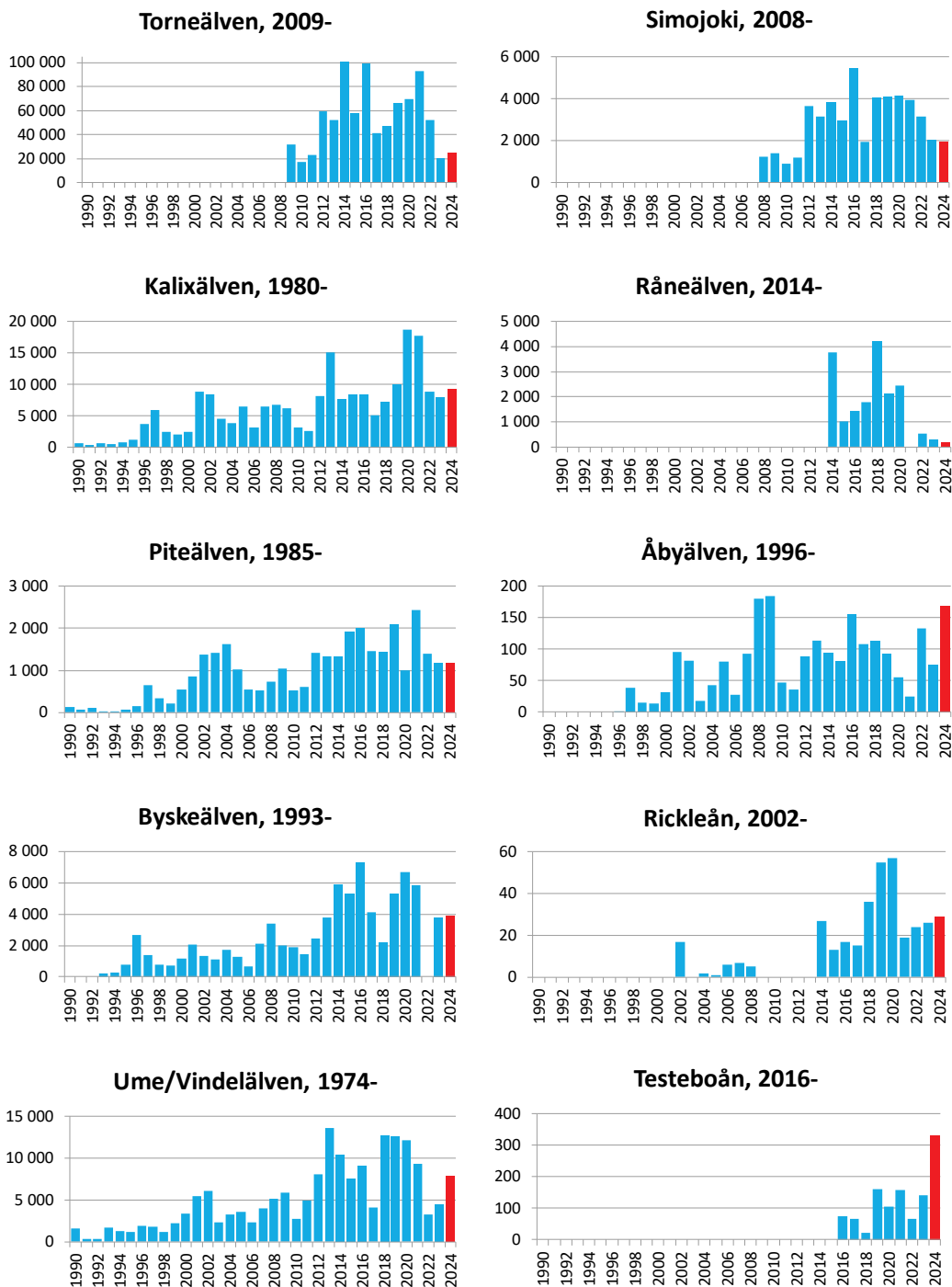
I början av 1900-talet beräknas produktionen av vild smolt i Östersjöns vattendrag ha uppgått till mellan 7 och 10 miljoner smolt. Utbyggnad av vattenkraft under främst första halvan av 1900-talet innebar dock att produktionen under denna period minskade successivt – en negativ utveckling som förstärktes när det storskaliga havsfisket tog fart under 1950-talet (figur 11). Parallellt bedrevs omfattande timmerflotning i älvarna, där stora arealer laxhabitat påverkades negativt av storskaliga rensningar och rätningar som genomfördes för att underlätta denna verksamhet. I början av 1990-talet tillkom dessutom omfattande yngeldödlighet i laxsjukdomen M74. Utsättningar av odlad lax påbörjades i stor skala under 1960-talet, och utsättningsmängderna har under senare årtionden varierat mellan 4 och 6 miljoner odlade smolt årligen (figur 11). Den odlade laxsmolten har således dominerat antalsmässigt under lång tid.

Den nästan rätlinjiga minskning av mängden vild laxsmolt under 1900-talets första hälft som syns i figur 11 ger en förenklad bild av verkligheten. Enligt sammanställda uppgifter från fasta laxfisken i Bottniska vikens laxälvar – den s.k. ”laxkurvan” – tycks tillgången på lax i själva verket ha varierat påtagligt mellan olika tidsperioder; under 1800-talets sista decennier och åren direkt efter andra världskriget var fångsterna betydligt större än under årtionden däremellan, trots en relativt konstant fiskeansträngning (Lindroth 1950). Eftersom fångsternas upp- och nedgångar var tydligt korrelerade mellan olika älvar blev slutsatsen att mängden återvandrande lax måste ha varierat påtagligt. Orsakerna till dessa storskaliga beståndsfluktuationer från 1800-talets slut till 1900-talets mitt har inte kunnat klarläggas, men naturliga processer kopplade till klimatiska förändringar har framhållits som en betydligt mer trolig förklaring än olika former av mänsklig påverkan (Lindroth 1950; Lindroth & Larsson 1984). Data och studier från senare årtionden har också visat på omfattande skillnader över tid i östersjöloxens havsöverlevnad under dess första år i havet. Dessa fluktuationer i laxens naturliga överlevnad, vilka bl.a. tycks vara korrelerade med havets temperatur, påverkar i hög grad fiskemöjligheterna och den mängd lax som återvänder till älvarna (avsnitt 3.1).



Figur 11. Produktionen av vild laxsmolt samt antal utsatta odlade laxsmolt i Östersjön sedan början av 1900-talet. Uppskattningar av vild smoltproduktion för åren 1900-1950 är behäftade med stora osäkerheter. Bakomliggande data från Lindroth (1974), Ices (2024a) och Östergren & Persson (opubl.). I figuren anges även den potentiella produktionskapaciteten av vild laxsmolt i Östersjöns vattendrag under nuvarande förhållanden (gul linje) enligt Ices (2024a). Uppdaterad figur från Dannewitz m.fl. 2020a.

Sedan SAP inleddes (1997) har utvecklingen för de vilda laxbestånden i framförallt Bottniska viken generellt sett varit positiv; totala produktionen av vild laxsmolt har ökat från en halv miljon till omkring 3 miljoner smolt årligen (figur 11). Uppvandringsdata för ett antal vildlaxälvar i Bottniska viken (figur 12) visar en motsvarande positiv utvecklingstrend under SAP-perioden (1997-2010) och åren därefter, om än med stor årsvariation. Minskat havsfiske, sjunkande dödlighet i M74 samt omfattande restaureringar av älvmiljöer (inklusive förbättrade möjligheter för fiskvandring i vissa vattendrag) anses vara de tre viktigaste förklaringarna till den positiva trenden sedan SAP inleddes (Ices 2024a). Uttryckt i antal smolt dominerar den odlade laxen fortfarande, men en betydligt lägre överlevnad jämfört med vildfödda individer gör att förhållandet ser annorlunda ut bland den större/äldre lax som överskrider minimimåttet (60 cm), där andelen vild lax idag beräknas uppgå till ca. 70 % (Ices 2024a).



Figur 12. Uppvandring 1990-2024 av lax i tio vildlaxälvar kring Bottniska viken (röda staplar indikerar preliminära data). Observera att räkning pågått olika länge i älvarna (ibland med periodvisa uppehåll) och att data därmed saknas för vissa perioder, samt att antalet laxar för flertalet älvar endast representerar en del av totala uppvandringen av lekfisk eftersom räkning sker på varierande avstånd uppströms mynningen.

Grundläggande för mängden återvandrande lax är tidigare års smoltproduktion samt efterföljande dödlighet i havet (naturlig samt fiskerelaterad). Även fluktuerande vintertemperaturer som påverkar könsmognaden tycks kunna förklara

en del av den observerade mellanårsvariationen i antalet laxar som återvänder för lek till älvarna (Ices 2013). Ices analys visar att den naturliga dödligheten under postsmolt-stadiet ökade successivt från mitten av 1990-talet fram till 2005 och har sedan dess varit relativt oförändrad (Ices 2024a), dock med viss mellanårsvariation som åtminstone delvis kan förklaras av en varierande tillgång på föda för den unga laxen (Mäntyniemi m.fl. 2012). Orsaken till att den naturliga dödligheten ökade markant kring millennieskiftet är ännu oklar men har föreslagits kunna bero på ökad predation under laxens första år i havet (Mäntyniemi m.fl. 2012; Friedland m.fl. 2017). Kraftiga minskningar av havsfisket under samma period kompenserade dock för den ökade naturliga dödligheten, vilket utgör en viktig förklaring till att många bestånd i framförallt Bottniska viken uppvisat en positiv utvecklingstrend sedan slutet av 1990-talet (se ovan).

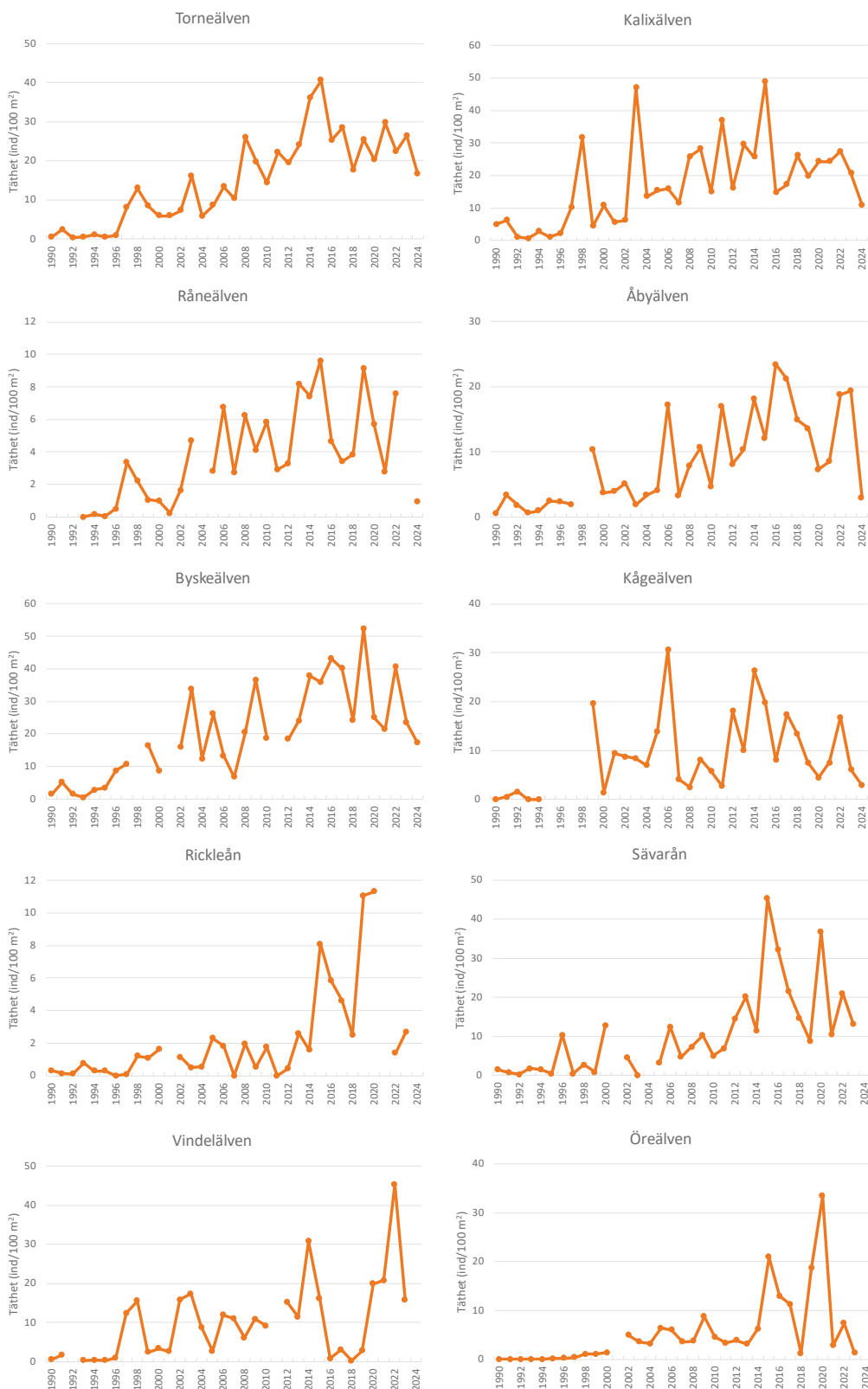
Data från 2022 och framförallt 2023 visar på en generellt sett svag återvandring av vuxen lax (figur 12), särskilt i Torneälven och Råneälven där antalet uppvandrande laxar 2023 var betydligt lägre än förväntat enligt Ices prognos. Även preliminära data från 2024 (som ännu inte använts i Ices analyser) indikerar fortsatt svag återvandring generellt, men framförallt i Torneälven och Råneälven. Orsaken till den oväntat svaga återvandringen under senare år är i dagsläget oklar, men mycket tyder på att laxens naturliga överlevnad i havet varit särskilt låg för den smolt som vandrade ut från älvarna under 2021 (Ices 2024a). En bredare analys av faktorer som påverkar laxens överlevnad i havet är dock nödvändig för att i detalj förstå vad som ligger bakom de senaste årens svaga uppvandring, och om den kan utgöra en tillfällig svacka eller inledningen på en längre period med försämrad havsöverlevnad. Under 2024-2026 kommer därför ett samarbetsprojekt med finska forskare att genomföras i syfte att öka kunskapen om olika dödlighetsfaktorers betydelse för laxen under havsfasen.

Precis som uppandringsdata tyder elfiskedata för uppväxande laxungar i älvarna på en överlag klart positiv utvecklingstrend sedan slutet av 1990-talet, om än med stor mellanårsvariation (figur 13). I de flesta vattendrag syns inga tydliga kopplingar mellan försämrad hälsa hos lekfisk (som tidigare observerats i många vattendrag, se avsnitt 2.3.2) och minskad mängd laxungar. Några undantag finns dock, där framförallt Vindelälven och Ljungan utmärker sig negativt. I dessa vattendrag minskade mängden årsungar kraftigt under de perioder när stora mängder sjuk vuxen lax observerades. Tätheterna av ungar var extremt låga i Vindelälven åren 2016-2019 och i Ljungan 2017-2021 (figur 13). Rekryteringen i Vindelälven har dock stigit påtagligt under senare år, och även i Ljungan indikerar elfiskedata från 2022 och 2024 (data från 2023 saknas) ett avsevärt förbättrat hälsoläge. De tidigare sjukdomsutbrotten i dessa båda vattendrag väntas dock påverka mängden återvändande lekfisk fram till och med 2024 (Vindelälven) respektive 2025 (Ljungan).

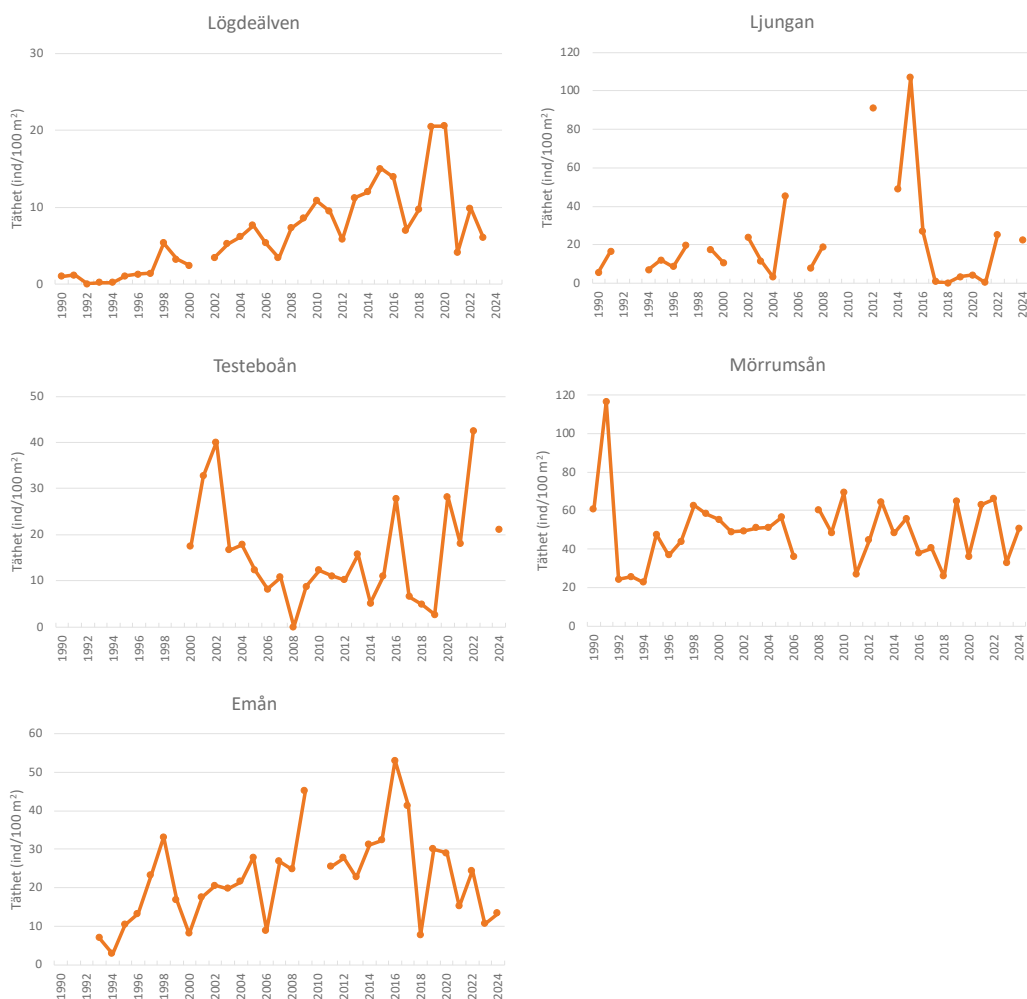
Även Öreälven avviker från andra älvar, då tätheten av årsungar varit låg under senare år (figur 13). Orsaken till detta är oklar.

Figur 13 inkluderar även preliminära data från elfisket 2024 för samtliga vattendrag utom Rickleån, Sävarån, Vindelälven, Öreälven och Lögdeälven (som inte var sammanställda då denna rapport färdigställdes). Tätheterna av årsungar 2024 var i många av vattendragen betydligt lägre än föregående år, vilket förklaras av den generellt svaga återvandringen av lekfisk under 2023. Komplet sammanställd och kvalitetssäkrad data från elfisket 2024 kommer att presenteras i 2025 års Ices Wgbast-rapport som publiceras i slutet av maj 2025.

Blickar vi söderut kan vi konstatera att utvecklingen under SAP-perioden för de vilda laxbestånden i sydöstra Östersjön står i skarp kontrast till utvecklingen i Bottniska vikens laxälvar. Framförallt har de små laxbestånden i Baltikum inte svarat positivt på tidigare minskningar i fisket och dessa anses fortfarande ha låg status (Ices 2024a,b). Sannolikt beror denna övergripande geografiska skillnad på flera samverkande faktorer. Som diskuteras ovan tycks laxbestånden i södra Östersjön generellt sett vara mindre produktiva och de bedöms därför vara känsligare för fiske och annan dödlighet (Ices 2014, 2020a). De sydliga vattendragen är i många fall också mer påverkade av lokala miljöproblem som utsläpp från jordbruk, igenslammade lekhabitat, olika typer av störningar för vandrande fisk (vandringshinder mm) etc. I vissa vattendrag är sannolikt även olagligt fiske fortfarande av betydelse. Ett varmare klimat med tidvis höga sommartemperaturer förväntas också ha en negativ påverkan, framförallt på bestånden i södra Östersjöns vattendrag (Ices 2014; avsnitt 6.2.1 och 8.3).



Figur 13. Genomsnittlig täthet av årsungar (0+) av lax i svenska vildlaxvattendrag i Östersjön under perioden 1990–2024. Data från 2024 saknas för Rickleån, Sävårån, Vindelälven och Öreälven på grund av att dessa data inte var sammanställda då denna rapport färdigställdes. Observera att skalan på y-axeln varierar. Data för 2024 är preliminära.



Forts. figur 13 fortsättning. Genomsnittlig täthet av årsungar (0+) av lax i svenska vildlaxvattendrag i Östersjön under perioden 1990-2024. Data från 2024 saknas för Lögdeälven på grund av att dessa data inte var sammanställda då denna rapport färdigställdes. Observera att skalan på y-axeln varierar. Data för 2024 är preliminära.

6.2. Nuvarande beståndsstatus

6.2.1. Ices senaste statusbedömning för vilda laxbestånd

Ices arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (Wgbast) gör årligen analyser av beståndens status. De senaste analyserna (Ices 2024a) av beståndens status (baserade på smoltproduktionen 2023) visar att flertalet av de svenska laxbestånden uppnår sina respektive R_{MSY} -nivåer (figur 14). Två bestånd (Åbyälven och Ljungan) befinner sig under R_{MSY} men överskrider den lägre säkerhetsnivån R_{lim} . Som nämns ovan har laxbestånden i sydöstra Östersjön (Baltikum) generellt sett lägre status än bestånd längre norrut. Många av dessa sydliga bestånd har inte svarat positivt på tidigare minskningar i fisket och flera bestånd bedöms underskrida R_{lim} .

Notera att ovanstående statusbedömningar avser smoltproduktionen år 2023, som främst är ett resultat av en förhållandevis god uppvandring av lekfisk 2019 och 2020. Smoltproduktionen och beståndens status förväntas sjunka inom några år som ett resultat av lägre återvandring av lekfisk från 2022 och framåt. Notera dock att Ices rådgivning om fiskemöjligheter 2025 inte är baserad på ovanstående statusbedömningar för smoltproduktionen 2023; istället används analyser av hur olika fisketryck under 2025 förväntas påverka smoltproduktionen och beståndens status några år framåt i tiden (se avsnitt 5.3).

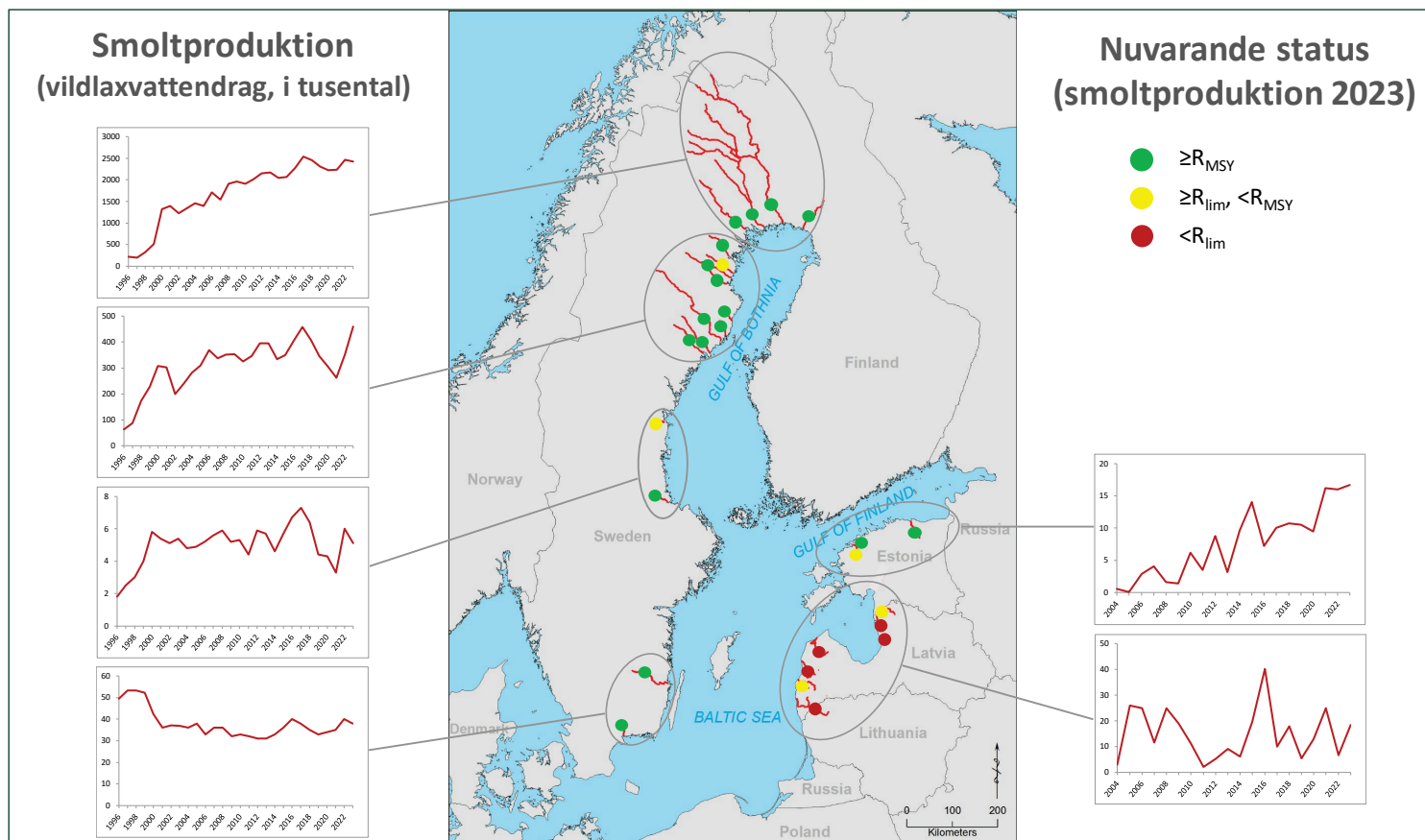
Att lax i olika älvar har rekryteringsfunktioner av avvikande form kan vara en förklaring till varför bestånd i södra och sydöstra Östersjön inte uppvisat samma positiva utvecklingstrend som de i Bottniska viken (Ices 2014, 2020a). Sydliga laxbestånd, såväl i Östersjön som i Atlanten, tycks överlag ha flackare rekryteringsfunktioner, vilket indikerar en generellt högre täthetsberoende dödlighet från romkorn till smolt. Laxen i dessa vattendrag förväntas därför inte tåla ett lika högt fisketryck som bestånd från mer nordligt belägna älvar, vilket kan vara en viktig förklaring till att de flesta sydliga bestånd inte "svarar" på de kraftiga minskningar av havsfisket som skett sedan 1990-talet. Tänkbara orsaker till relativt flacka rekryteringsfunktioner i mer sydligt belägna vattendrag kan vara ett högre predationstryck på laxungarna och/eller olika former av miljöbetingad stress (såsom höga sommartemperaturer). I de minsta laxvattendragen, och när antalet lekvandrande laxar är mycket lågt, finns även risk för att slumpmässiga demografiska händelser kan påverka och fördröja den lokala populationens återhämtningstakt (t.ex. Melbourne 2012).

Tidigare utvärderingar har visat att Ices beståndsmodell med god precision beskriver utvecklingen av laxbestånden i Bottniska viken som helhet (Ices 2016; figur 15). Bedömningar av status för enskilda bestånd varierar dock i kvalitet. Generellt kan sägas att för bestånd i älvar med omfattande datainsamling förväntas statusbedömningarna bli mer precisa än för de bestånd där datainsamlingen är mindre omfattande. Därutöver kan även modelltekniska begränsningar att hantera vissa fenomen, som vandringsproblematik vid kraftverksdammar, försämra precisionen och i värsta fall resultera i missvisande statusbedömningar.

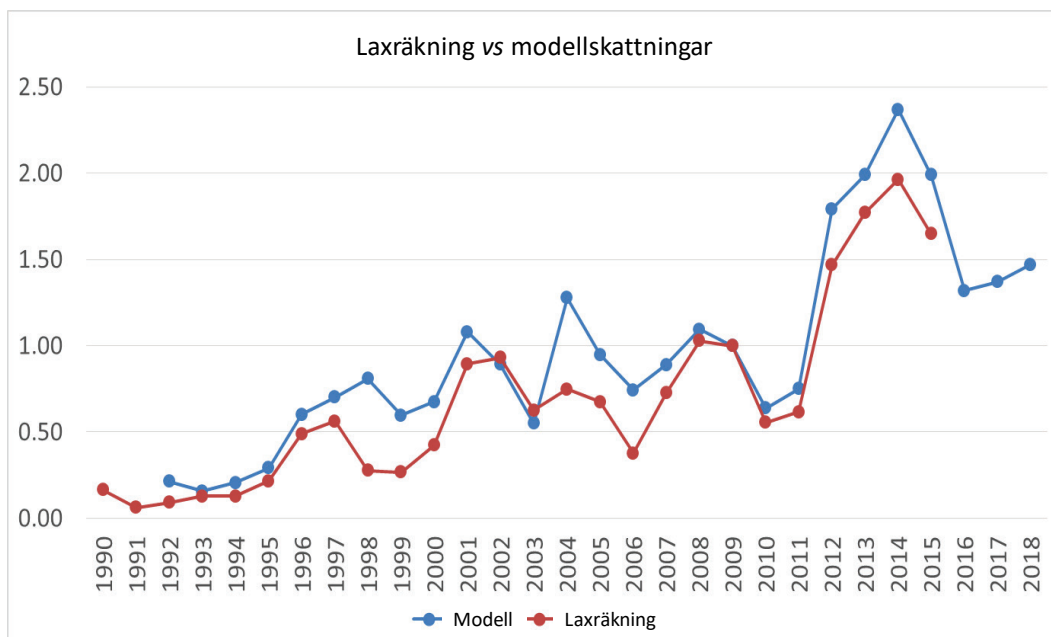
I de analyser av status som presenteras i figur 14 kan särskilt resultaten för Piteälven och Testeboån ifrågasättas av olika anledningar, vilket också påpekas av Wgbast samt Ices rådgivning (Ices 2024a,b). I dessa vattendrag finns kraftverk som negativt påverkar laxens vandringsmöjligheter. Eftersom Ices skattar status under nuvarande förhållanden (avsnitt 3.1) erhåller dock dessa bestånd relativt hög status, trots en uppenbar vandringsproblematik.

Även förenklingar i själva beståndsmodellen, såsom antagande om samma naturliga havsöverlevnad för samtliga bestånd, kan vara en möjlig delförklaring till de höga statusbedömningarna för Piteälven och Testeboån (Ices 2024a). För Piteälven är dessutom dataunderlaget ytterst begränsat, då den årliga övervakningen

endast omfattar räkning av vuxen lax (det begränsade elfiske som sker är inte heltäckande eftersom älven är mycket svårfiskad, och information om antalet utvandrande smolt saknas). Modellbrister och begränsat dataunderlag i kombination med frågetecken kring hur kraftverket i Sikfors påverkar laxens upp- och nedströmsvandring utgör en sannolik förklaring till att befintliga statusbedömningar för Piteälvens laxbestånd framstår som oväntat höga.



Figur 14. Den sammanlagda smoltproduktionen i vildlaxälvar i olika områden i Östersjön, samt status för enskilda vildlaxbestånd enligt Ices senaste analyser (Ices 2024a). Notera de olika skalorna på delfigurerna samt att de större älvarna i norra Bottniska viken står för en majoritet av den vilda produktionen. Smoltproduktionen år 2023 är ett resultat av mängden lekfisk som vandrade upp i älvarna under främst 2019 och 2020. Statusbedömningen för 2023 tar därmed inte hänsyn till den svaga återvandringen av lekfisk under senare år. Se text för mer information.



Figur 15. Index för årlig genomsnittlig uppvandring av lax i sju vattendrag i Bottniska viken (Torneälven, Simojoki, Kalixälven, Piteälven, Åbyälven, Byskeälven samt Vindelälven), uttryckt som antal laxar i relation till uppsteget 2009, enligt fiskräkning (röda symboler) samt enligt ICES beståndsmodell (blå symboler). Från Ices (2016).

6.2.2. Odlade och potentiella laxbestånd

Syftet med de omfattande utsättningarna av odlad östersjölax är främst att kompensera fisket för bortfallet av naturlig produktion i vattendrag med utbyggd vattenkraft. Ices gör inga statusbedömningar för dessa bestånd, eftersom målet är att den odlade laxen i så stor utsträckning som möjligt ska fiskas upp. Dock bör det återvända tillräckligt med vuxen lax för att säkerställa en avelsbas för odlingarna. Historiskt sett har det under vissa år varit brist på avelsfisk. Generellt har dock minskningarna i fisket sedan 1990-talet i kombination med bibehållna utsättningsmängder inneburit att mängden återvändande odlad lax ökat över tid och att avelsbehoven i odlingarna blivit tillgodosedda.

En alltför stor återvandring av odlad lax är inget att eftersträva, då fisken tenderar att ansamlas i stora mängder på små ytor i de utbyggda vattendragen, med risk för bl.a. sjukdomsutbrott. Som exempel rapporterades under 2020 problem med en alltför stor mängd odlad lax som ansamlats vid dammen i Älvkarleby, Dalälven. Dessutom finns risk att felvandrad odlad lax reproducerar sig med lax från vilda bestånd, vilket utgör ett hot mot den vilda laxens genetiska diversitet och integritet (Palmé m.fl. 2012; Östergren m.fl. 2021; Ices 2020a, 2024b) – en risk som förväntas öka ju större mängd odlad lax som återvandrar. Ices senaste analyser (Ices 2024a,b) visar att det under nuvarande fisketryck kan finnas ett årligt överskott på omkring 30 000-35 000 odlade laxar över minimimåttet som återvänder till sina hemälvar och inte fiskas upp.

I potentiella laxvattendrag sker biologisk övervakning/datainsamling mer sporadiskt eftersom dessa inte ingår i EU:s datainsamlingsprogram. Tillgänglig information visar att produktionen av vild lax varierar stort mellan de svenska potentiella älvarna och även inom delar av dessa. I Moälven varierar mängden lax mellan olika delar av vattensystemet, främst på grund av vandringsproblematik. Dessutom sattes man till relativt nyligen (2019) ut odlad lax i delar av älven, vilket också kan påverka den naturliga rekryteringen genom att den utsatta fisken återvänder för lek och då möjligen främst till den del av älven där den sattes ut. I Alsterån tycks lax endast förekomma i låga tätheter i vattendragets allra nedersta del. I Helge å pågick utsättningar till 2008 och efter det har den naturliga rekryteringen av lax fluktuerat kraftigt mellan år. Även i vissa andra vattendrag, ännu ej klassificerade av Ices, finns data på tätheter av laxungar. I Hörnån har lax exempelvis lekt årligen under det senaste decenniet, med relativt goda medeltätheter av ungar som följd (ca. 5-10 individer per 100 m²).

6.3. Framtida beståndsutveckling

Enligt Ices senaste prognoser (Ices 2024a,b) över laxbeståndens utveckling över längre tid (några laxgenerationer) förväntas samtliga vilda bestånd ligga kvar på stabila nivåer (bestånd med god status) eller öka (svagare bestånd), givet ett framtida fisketryck som motsvarar Ices rådgivning för 2025. Nivåerna som bestånden befinner sig på i dagsläget samt återhämtningstakten för svagare bestånd varierar dock stort mellan olika vattendrag.

Ices framtidsprognoser bygger dock på olika antaganden. Ett centralt antagande är att den naturliga överlevnaden i havet kommer att vara oförändrad och på samma nivå som observerats under senare år. Om detta antagande äventyras, exempelvis genom att den naturliga överlevnaden i havet försämras framgent, ger Ices prognoser en för positiv bild av framtiden och vice versa. Det kan också nämnas att Ices beståndsmodell hittills är baserad på skattningar av en årlig naturlig havsöverlevnad gemensam för samtliga vilda bestånd, vilket är ett förenklande antagande som sannolikt är delvis felaktigt.

Ices framtidsprognoser visar vidare att även ganska stora förändringar av fiskeexploateringen i Östersjön (t.ex. $\pm 40\%$ i yrkesfiskets fångster) väntas få relativt små effekter på beståndens framtida utveckling (Ices 2024a,b). Under nuvarande förhållanden, med en låg total fiskeexploatering sett ur ett historiskt perspektiv, har istället andra faktors relativa betydelse för beståndsutvecklingen ökat, som exempelvis överlevnaden för den unga laxen i havet (postsmolt-stadiet) samt predation på vuxen lax från säl. Även till synes små förändringar av överlevnaden under postsmolt-stadiet, säg från 10 till 20 %, förväntas resultera i stora förändringar av antalet återvändande lekfiskar, i detta fall en fördubbling. Jämte årsklasstyrka samt variation i hur stor andel av den uppväxande laxen som

könsmognar och återvandrar, utgör idag variation i överlevnad under postsmoltstadiet en av de viktigaste förklaringarna till att mängden återvandrande lax varierar påtagligt mellan år.

Den svaga återvandringen av vuxen lax under senare år (figur 12), som sannolikt beror på försämrad överlevnad för postsmolt (avsnitt 6.1), är oroväckande. En fortsatt försämrad överlevnad för ung lax i havet (vilket Ices inte tar höjd för i sina framtidsprognoser) väntas få stora negativa konsekvenser för bestånden (mindre lax) och fiskemöjligheterna i både havet och älvarna, och skulle även påverka älvarnas produktionspotential samt de referensnivåer som används vid utvärdering av status (avsnitt 3.1).

7. Fiskemönster och exploateringsnivåer

Vidareutveckling av en mer bestånds- och ekosystembaserad förvaltning kräver god kunskap om exploateringen i fisket. Det kustnära yrkesfisket på lekvandrande lax utgör en särskilt utmaning, då detta fiske i varierande omfattning sker på blandade bestånd. Likaså utgör fritidsfiske i hav och älv en utmaning eftersom det inte råder generell rapporteringsskyldighet för detta fiske, vilket innebär att fångsterna i stor utsträckning måste uppskattas.

I detta kapitel beskrivs en migrationsmodell som kan användas för att skatta beståndssammansättningen i tid och rum samt exploateringen av enskilda bestånd i det kustnära yrkesfisket på blandade bestånd. I kapitlet presenteras resultat från en uppdaterad analys som inkluderar genetiska data och fångststatistik från Sverige och Finland för åren 2013-2014 och 2020-2022. I kapitlet presenteras och jämförs även skattningar av exploateringsnivåer i havs-, kust- och älvfisket under 2022.

7.1. Utveckling av en migrationsmodell

Med finansiering från HaV har SLU Aqua utvecklat en Bayesiansk statistisk migrationsmodell för laxbestånden i Bottniska viken och södra Sverige (Whitlock m.fl. 2018, 2021). I denna modell används Ices skattningar av årliga förekomster av olika laxstammar i södra Östersjön samt information från tidigare märkningsstudier om vandringshastighet och vandringsvägar från uppväxtområdena i södra Östersjön som ingångsdata. Till modellen tillförs även genetisk information från stickprov från både det svenska och finska kustfisket. Som ingångsdata ingår även information om eventuell fenklippning vilket ger möjlighet att skilja på genetiskt lik lax från vilda och odlade bestånd från samma eller närliggande vattendrag (t.ex. odlad lax från Umeälven vs vild lax från Umeälvens biflöde Vindelälven).

Migrationsmodellen möjliggör mer precisa skattningar av förekomst i tid och rum för olika laxbestånd längs de svenska och finska kusterna, jämfört med analyser som är baserade enbart på genetiska data från sporadiskt utvalda fiskeplatser. I modellen används även detaljerad geografisk fångstinformation, vilket möjliggör skattningar av totala fångster och exploateringsgrad för enskilda laxbestånd. Målet är att så småningom använda dessa beståndsspecifika skattningar som ingångsdata i Ices beståndmodell och därmed ersätta nuvarande grova

antaganden om hur de svenska och finska laxfångsterna i kustfisket fördelas mellan vilda och odlade laxbestånd från olika älvar. Migrationsmodellen kan även användas för att simulera/studera vilka effekter spatiala och temporala förändringar av fisket väntas få på exploateringen av enskilda laxbestånd (Whitlock m.fl. 2021).

Sammantaget skattar modellen förekomst och exploatering i tid och rum för 17 vilda och 10 odlade laxbestånd från vattendrag i Sverige och Finland. Den levererar skattningar med geografisk och temporal upplösning motsvarande de rumsliga boxar som illustreras i figur 16, uppdelat i tvåveckors-perioder från 15 april till 18 augusti. De geografiska boxarna numreras i stigande ordning från 1 till 24, där varje box delas in i en västlig (V) och en östlig (Ö) del, som anges efter boxens nummer (t.ex. box 14V, se figur 16). Modellen är fortfarande under utveckling och orapporterade fångster i kustfisket hanteras ännu inte, även om hänsyn tas till osäkerheter i observerade data (Whitlock m.fl. 2018, 2021).

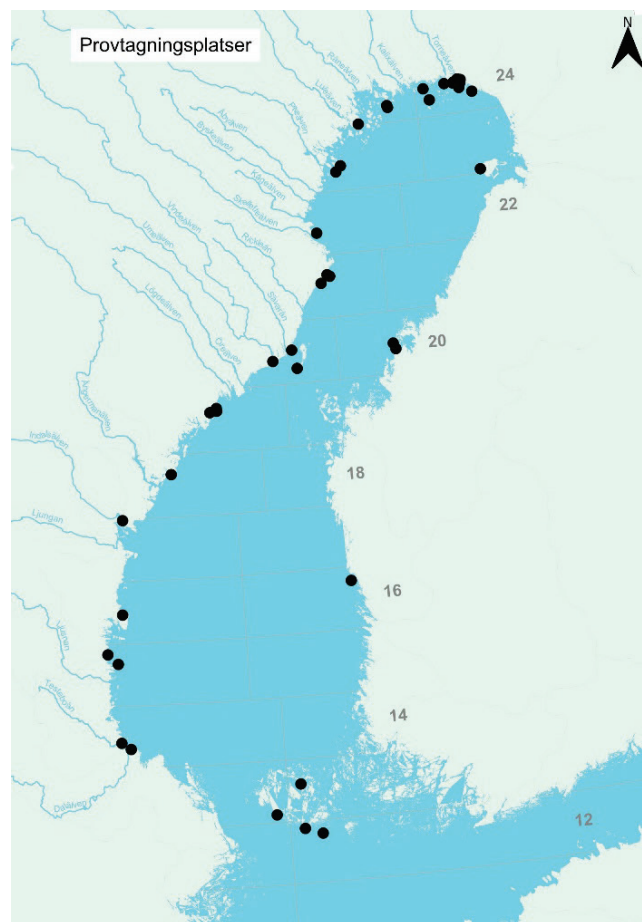
7.2. Analys baserad på data till och med 2022

Genetiska data har stor styrande effekt i ovanstående beskrivna migrationsmodell. Hittills tillgänglig genetisk information om beståndssammansättningen i kustfiskets fångster är dock begränsad till relativt få insamlingslokaler. På grund av svårigheter att använda modellen med större datamängder valdes genetisk information och fångststatistik från åren 2013-2014 och 2020-2022 ut för analyser som presenteras i denna rapport. Geografiska positioner för lokaler där genetisk provtagning skett under dessa år illustreras i figur 16. För en del lokaler är stickprovsstorleken liten, och vissa lokaler har bara provtagits under en fiskesäsong, vilket gör skattningar av beståndssammansättning samt fångster och exploateringsgrad för olika bestånd mer osäkra. Om en insamlingslokal ligger nära en älvmyrning kan beståndssammansättningen i denna fångst dessutom mycket väl avvika från övriga delar av samma box, vilket i värsta fall kan leda till delvis missvisande skattningar av den övergripande beståndssammansättningen i den aktuella boxen. Fortsatt utveckling av modellen samt kontinuerlig insamling av nya genetiska data förväntas successivt öka möjligheten att mer korrekt skatta fångster och laxförekomster i tid och rum.

Inför slutförandet av denna rapport fanns dessutom begränsat med tid att köra modellen, vilket innebar att modellen sannolikt inte hann konvergera tillfredsställande. Framförallt indikerar resultaten nedan att förekomsten av lax från Kalixälven, och därmed den totala mängden lax, i box 23V-24V är underskattad (avsnitt 7.2.1; jmf. Whitlock m.fl. 2018; Dannewitz m.fl. 2020b). Detta introducerar osäkerheter gällande exploateringsgraden för detta bestånd, och innebär även att förekomsten och exploateringen av övriga bestånd i detta område (Råneälven, Luleälven och Piteälven) sannolikt överskattas. Dock överensstämmer den skattade

exploateringsgraden för dessa bestånd för åren 2013-2014 (avsnitt 7.2.2) ganska väl med tidigare resultat för samma år (Whitlock m.fl. 2021).

Resultaten som presenteras nedan indikerar vidare en viss (i de flesta fall mycket låg) exploatering i de nordostliga delarna av Bottenviken (boxarna 22Ö-24Ö, se avsnitt 7.2.3) för flera bestånd som normalt inte förekommer i detta område enligt tidigare studier (Östergren m.fl. 2015a; Dannewitz m.fl. 2020b). Sannolikt beror även dessa missvisande resultat på ovan nämnda konvergeringsproblem. Resultat från migrationsmodellen som presenteras i avsnitt 7.2.1-7.2.3 bör därför betecknas som preliminära och tolkas med försiktighet. En längre och mer omfattande analys med modellen är planerad att genomföras under vintern 2025.



Figur 16. Karta över Östersjön med de rumsliga boxar som används i migrationsmodellen för lax, numrerade från 1 till 24 (kartan täcker in boxarna 12-24). Varje box delas in i en västlig och en östlig del, som i texten anges med "V" respektive "Ö" efter boxens nummer, t.ex. box 14V utanför Dalälven och Testeboån. I figuren anges även lokaler där genetisk provtagning av fångster gjordes under en eller flera fiskesäsonger under åren 2013, 2014 samt 2020-2022. Den exakta positionen för en del av dessa insamlingslokaler är okänd och punkten har då godtyckligt placerats kustnära inom aktuell (korrekt) box.

7.2.1. Beståndssammansättningen längs kusten

I figur 17-19 presenteras skattningar från migrationsmodellen av beståndssammansättningen (illustrerad med pajdiagram) inom respektive geografiskt område (box) under tre utvalda tvåveckorsperioder; 13-26 maj, 10-23 juni samt 8-21 juli 2022. Dessa resultat redovisas även i tabellform i bilaga 1. Resultaten är, med några undantag (se avsnitt 7.2 för beskrivning av felkällor), i linje med resultat från tidigare analyser (Whitlock m.fl. 2018, 2021; Dannewitz m.fl. 2020b).

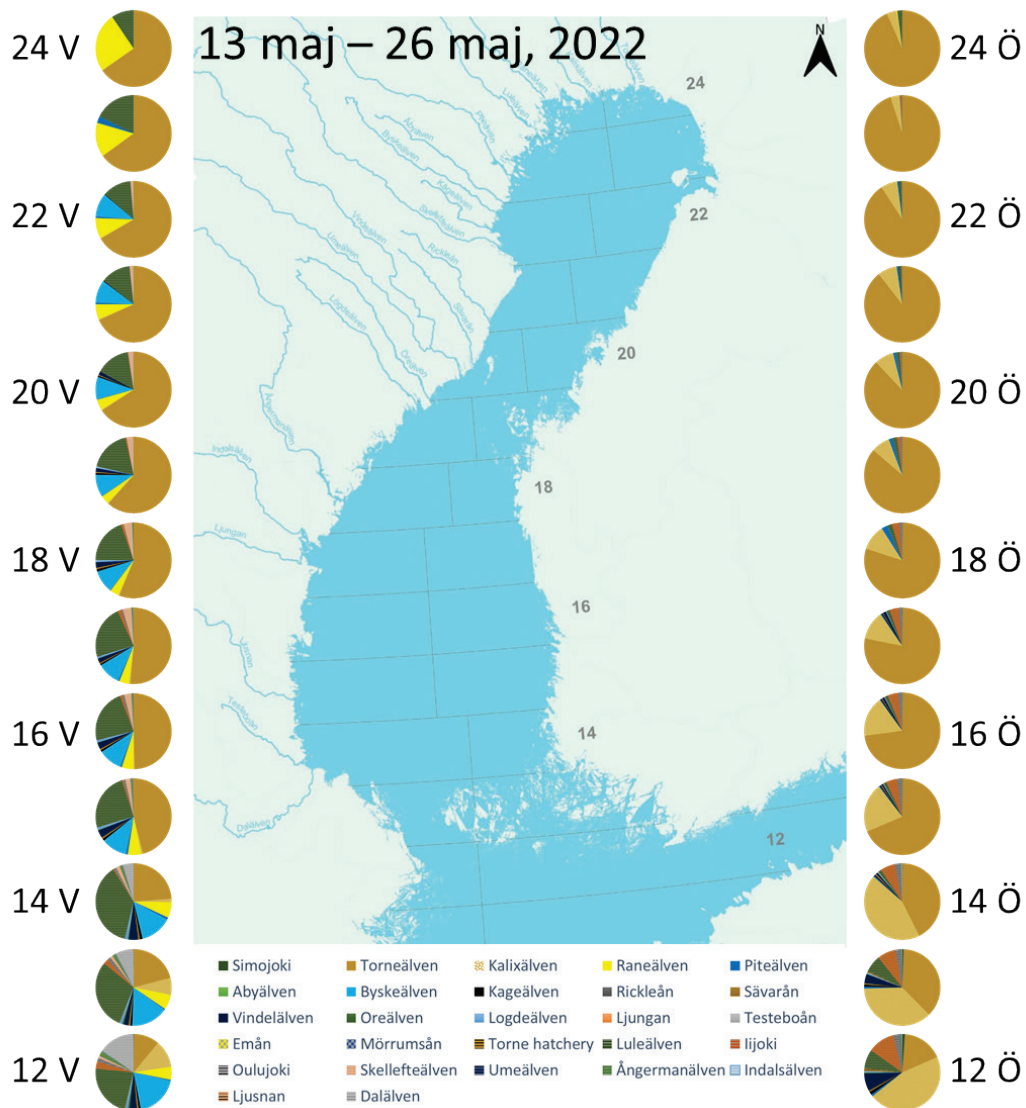
I regel förekommer älvsegen lax i relativt hög andel utanför respektive älvmyrning, även om det i samtliga boxar finns inslag av bestånd från andra älvar. Längs kuststräckor som saknar älvmyrningar är blandningen av olika laxbestånd däremot ofta påtaglig. I Ålands hav förekommer exempelvis många bestånd blandade under hela vandrings säsongen (figur 17-19). Vidare tycks vildlaxbestånden från de nordligaste älvarna främst vandra längs den finska kusten. Dock uppträder dessa bestånd i varierande omfattning även längs den svenska kusten. Resultat för Råneälven visar exempelvis att detta bestånd företrädesvis vandrar längs svenska kusten och i lägre omfattning längs den finska kusten, vilket avviker något från tidigare resultat (Dannewitz m.fl. 2020b) som indikerade en jämnare fördelning mellan ländernas kuster.

Även tidigare märkningsstudier (t.ex. Siira m.fl. 2009) har visat att de nordliga laxbestånden företrädesvis följer finska kusten för att delvis snedda över mot svenska kusten vid Norra Kvarken. Man har också observerat att lax till viss del därefter kan vandra söderut för att nå de älvar som ligger söder om Kvarkenområdet (Siira m.fl. 2009). Detta vandringsmönster har även stöd av äldre studier av märkt och återfångad lax (Karlsson m.fl. 1995).

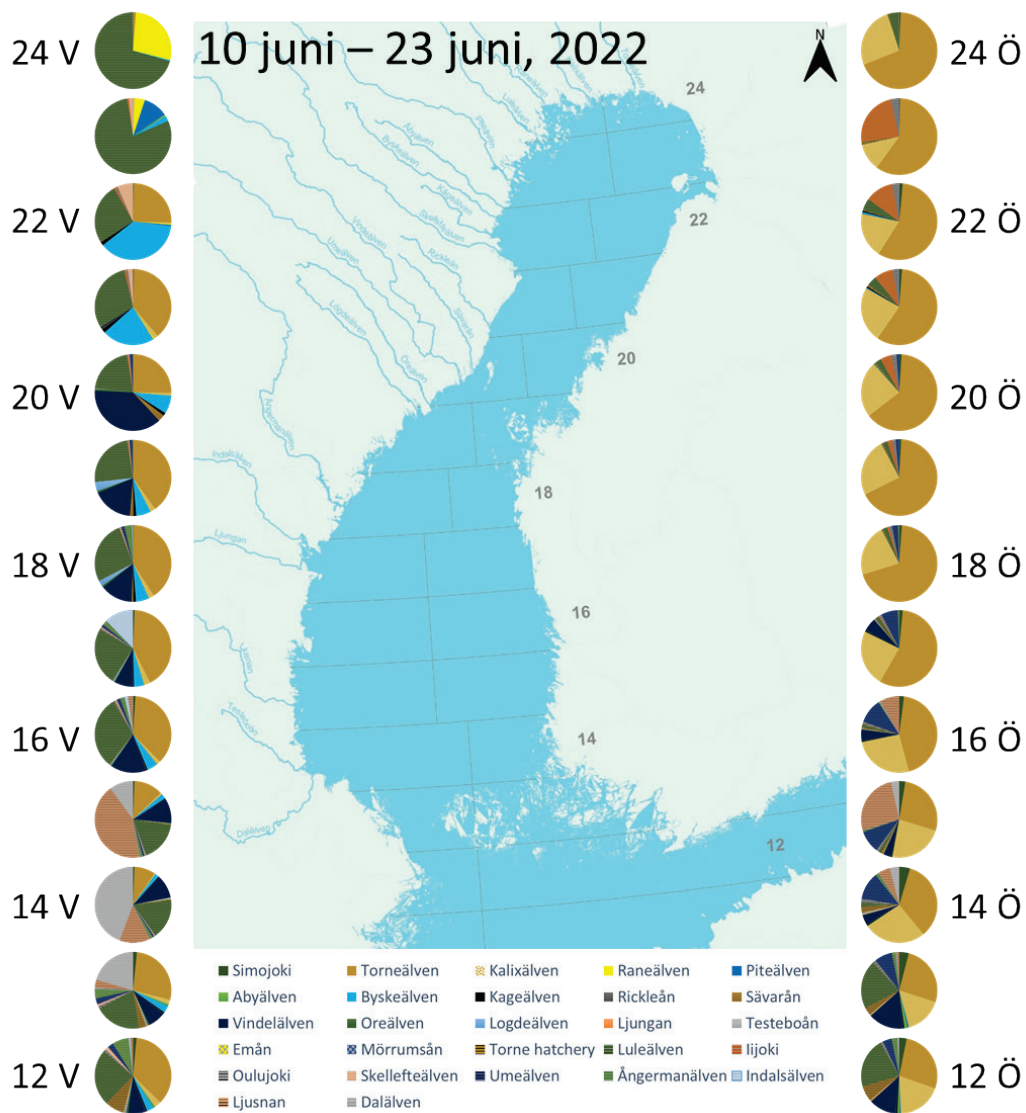
Stamsammansättningen varierar även över tid inom säsong. Vilda laxbestånd lekvandrar relativt tidigt, där framförallt Råneälven, Kågeälven, Sävarån och Lögdeälven utmärker sig (figur 20). Således är andelen vild lax i både Bottenhavet och Bottenviken som störst tidigt och mitt under säsongen för att därefter avta (bilaga 1). Detta överensstämmer med tidigare observationer av att odlad lax generellt sett lekvandrar senare (Östergren m.fl. 2014; Whitlock m.fl. 2018, 2021). Dock finns även studier som tyder på att odlad lax passerar/uppehåller sig i Ålands hav tidigt på säsongen (Siira m.fl. 2009). Det senare kan förklara förekomsten av relativt många bestånd, även odlade, i detta område under stora delar av vandrings säsongen (figur 17-19, bilaga 1).

På grund av utrymmesskäl och begränsat med tid presenteras i denna rapport endast figurer över beståndssammansättningen under säsongen 2022. En viss mellanårsvariation i förekomst och andelar av olika laxbestånd i tid och rum är att förvänta, exempelvis beroende på variation i årsklasstyrka. Tidigare studier visar dock att sammansättningen av lax i fångster från det svenska kustfisket förefaller vara relativt stabil mellan år, då samma stammar fångades i liknande andelar på de

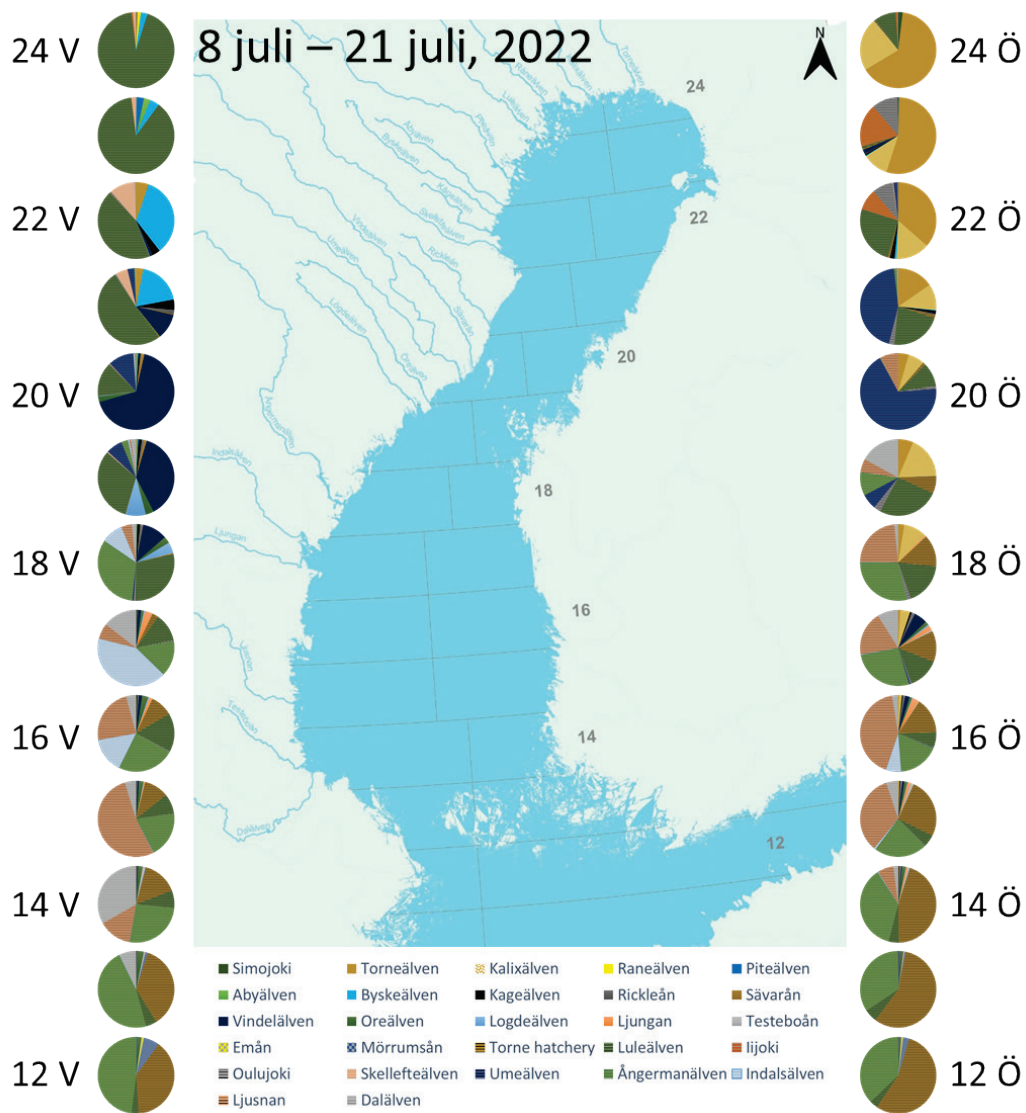
platser där upprepad provtagning genomfördes 2013 och 2014 (Östergren m.fl. 2015a). Säsongen 2022 kan dessutom betraktas som ett normalår vad gäller tiden för laxvandringen (Palm m.fl. 2024), varför resultaten som presenteras i denna rapport bedöms vara representativa även för många andra år (notera dock felkällor beskrivna i avsnitt 7.2).



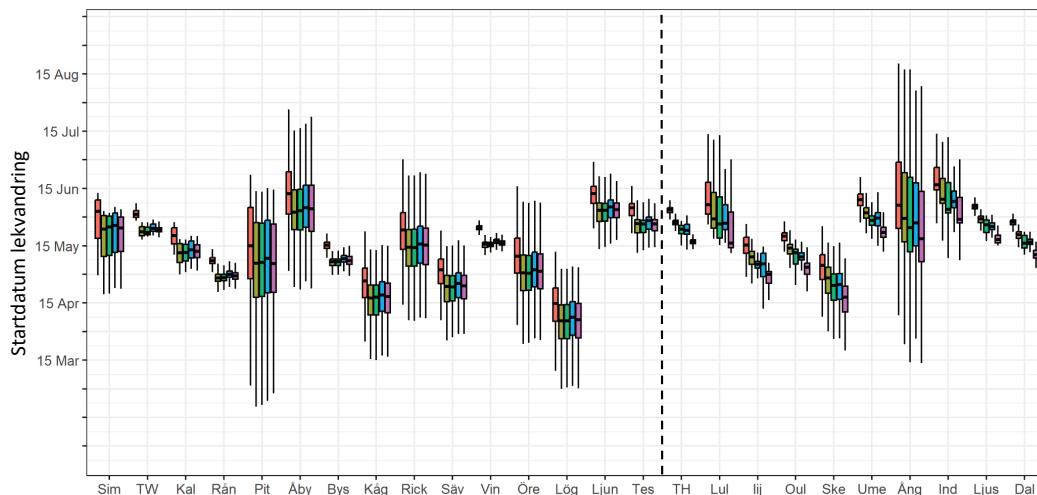
Figur 17. Beståndssammansättningen i Ålands hav och Bottniska viken under perioden 13-26 maj 2022, enligt resultat från migrationsmodellen. Resultaten redovisas även i tabellform i bilaga 1. Se texten för mer information.



Figur 18. Beståndssammansättningen i Ålands hav och Bottniska viken under perioden 10-23 juni 2022, enligt resultat från migrationsmodellen. Notera underskattningen av förekomsten av lax från Kalixälven i box 23V-24V (se avsnitt 7.2). Resultaten redovisas även i tabellform i bilaga 1. Se texten för mer information.



Figur 19. Beståndssammansättningen i Ålands hav och Bottniska viken under perioden 8-21 juli 2022, enligt resultat från migrationsmodellen. Notera underskattningen av förekomsten av lax från Kalixälven i box 23V-24V (se avsnitt 7.2). Resultaten redovisas även i tabellform i bilaga I. Se texten för mer information.



Figur 20. Skattat startdatum för lekvandringen från södra Östersjön till respektive bestånds hemälv för åren 2013 (röd), 2014 (brun), 2020 (grön), 2021 (blå) och 2022 (rosa). Horisontella linjer inom varje box illustrerar medianvärden, boxarna 50-procentiga konfidensintervall och lodräta linjer det största och minsta värdet som underskrider 1,5 gånger interkvartilavståndet mellan första och tredje kvartilen. Benämningarna "TW" och "TH" representerar lax från Torneälven respektive Kemi älv. Se texten för mer detaljer.

7.2.2. Exploateringsnivåer för enskilda bestånd

Exploateringsgrad definieras som andelen av ett bestånd som försvinner genom fiske. Med bestånd menas i detta sammanhang vanligen all fångstbar fisk, men för vandrande arter som lax är det inte alltid självklart hur beståndet ska definieras, särskilt om fisket sker sekventiellt på olika livsstadier inom åtskilda geografiska områden. Notera vidare att bestånd i denna rapport och i andra sammanhang även används som en biologiskt definierad benämning på lax från en särskild älv (även kallat distinkt/lokal population etc.).

Exploateringen i havsfisket i södra Östersjön skattas genom att fångsten jämförs med den totala mängden lax som vid tiden för detta fiske uppnått minimimåttet. Exploateringen i kustfisket beräknas genom att sätta fångsterna i relation till antalet laxar som det aktuella året uppskattas köns mogna och genomföra lekvandringen. Exploateringen i älv skattas slutligen baserat på älvfångsten i relation till antalet laxar som samma år beräknas vandra upp i den aktuella älven. Det faktum att exploateringsgraden beräknas på delvis olika sätt för havs-, kust- och älvfiske innebär att skattningarna inte är direkt jämförbara. Exempelvis kan samma exploateringsgrad i kustfisket och älvfisket motsvara olika stora fångster beroende på det faktum att fisket sker sekventiellt och att den totala mängden lax därför gradvis minskar.

Tabell 2 visar skattad exploatering av enskilda bestånd inom havs-, kust- respektive älvfisket. Analyserna avser exploateringen under 2022 eftersom detta är det senaste året som vi, via migrationsmodellen som beskrivs ovan, kan erhålla

skattningar av kustfiskets exploatering av enskilda bestånd. Exploateringen i havsfisket i södra Östersjön omfattar endast fritidsfiske (trolling) eftersom yrkesmässigt fiske i detta område varit förbjudet sedan 2022. Eftersom samtliga bestånd förväntas uppträda blandat på uppväxtområdet i södra Östersjön erhåller bestånden samma exploateringsgrad; exploateringen av de vilda bestånden under 2022 uppskattas ha varit 1 % medan motsvarande siffra för de odlade bestånden var 3 % (Ices 2024a). Den lägre exploateringen för vilda bestånd beror på det regelverk som infördes på EU-nivå 2022, och som förbjuder landning av oklippt (vild) lax vid trollingfiske inom detta område. En viss fiskerelaterad dödlighet (25 %) förväntas dock för återutsatt trollingfångad lax (Ices 2024a). Det regelverk för trolling som infördes 2022 begränsar i viss mån även fisket på odlad lax genom ett maximalt uttag (bag-limit) på en odlad lax per person och dag.

I tabell 2 presenteras även skattningar av exploateringen på beståndsnivå inom kustfisket 2022 enligt den migrationsmodell som presenteras ovan. Resultaten visar att exploateringsgraden varierade påtagligt med en relativt hög exploatering för de mest nordliga bestånden och lägre exploatering för de mer sydligt belägna bestånden (men se information om möjliga felkällor i avsnitt 7.2). Den genomsnittliga exploateringsgraden var likartad (12 %) för vilda och odlade bestånd. Figur 21 visar skattad exploateringsgrad för enskilda bestånd i kustfisket under flera år (2013-2014 samt 2020-2022), och figur 22 fångster i antal för samma år. Den för många bestånd lägre exploateringsgraden år 2022 (figur 21) förklaras åtminstone delvis av en lägre fiskekvot detta år jämfört med tidigare år, men kan i vissa fall också bero på förändringar i fiskets geografiska utbredning och mellanårsvariation i laxbeståndens relativa abundans och fördelning i tid och rum.

Fiskeexploateringen i älvfisket 2022 skattades genom att på älvnivå relatera den årliga rapporterade/skattade fångsten (allt förekommande älvfiske, dock ej återutsatt lax) till antalet laxar som enligt Ices (2024a) bestandsmodell förväntades vandra upp samma år. Resultatet från denna räkneövning visar att exploateringsgraden 2022 varierade påtagligt mellan bestånd (tabell 2). Dock måste skattningarna betecknas som mycket osäkra för de flesta vattendrag, främst beroende på brister i fångststatistiken men också på varierande osäkerheter för de modellbaserade skattningarna av antalet uppvandrande laxar. Ices modell misstänks exempelvis överskatta mängden återvandrande lax i varierande omfattning (Palm m.fl. 2024), vilket påverkar ovanstående kalkyler; för Torneälven skattades exploateringen i älvfisket år 2022 till 23 % då beräkningarna baseras på uppvantringsdata från räkningen i Kattilakoski (Palm m.fl. 2024), vilket kan jämföras med en exploateringsgrad på 15 % då beräkningarna baseras på Ices-modellens skattningar av mängden uppvandrande lax (tabell 2).

Trots ovanstående osäkerheter framträder en del intressanta mönster; de odlade bestånden tycks exploateras i högre grad än de vilda inom älvfisket (genomsnittlig exploatering 16 vs 3 %, tabell 2). Skillnaden beror delvis på förekomst av yrkesfiske

i vissa vattendrag med odlad lax (under senare år främst i Luleälven), men även förekomst av avelsfiske, visst fritidsfiske med mängdfångande redskap samt ett omfattande sportfiske där återutsättning ("catch and release"; C&R) inte är lika vanligt som i många vildlaxvattendrag. Skattningarna i tabell 2 för flera av de vilda bestånden är samtidigt mycket låga. I vissa fall beror detta på ett utbrett C&R-fiske (figur 8 och 9), där en allt större del av fångsten återutsätts. I andra fall handlar det sannolikt om underskattningar då fångststatistiken för många vattendrag är undermålig (t.ex. Kalixälven).

Tabell 2. Exploatering av enskilda bestånd år 2022 inom havsfisket i södra Östersjön, kustfisket i Bottniska viken samt älvfisket. I tabellen anges även föreslagen förvaltningskategori enligt tabell 3 (avsnitt 9.1). Se texten för mer information.

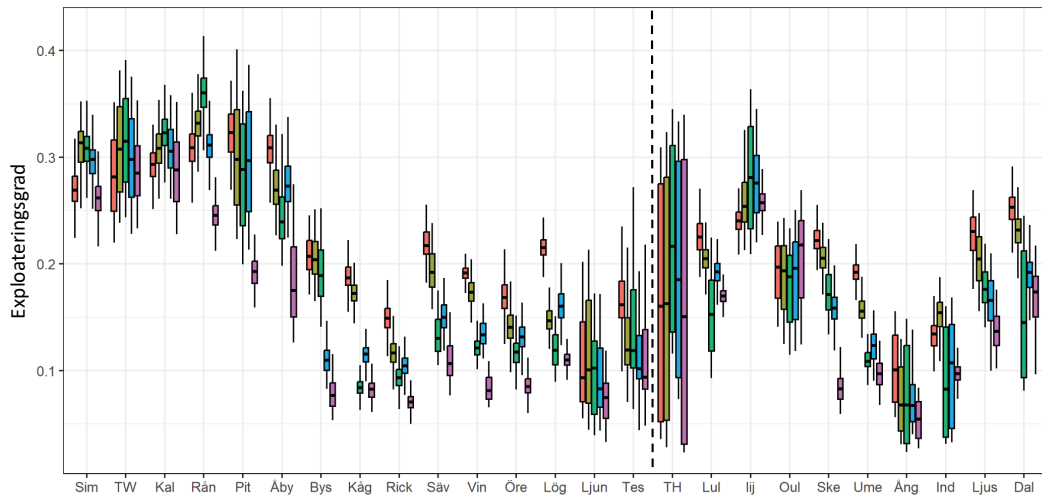
Bestånd	Ursprung	Förvaltnings- kategori (fiske)	Exploateringsgrad		
			Havsfiske	Kustfiske	Älvfiske
Torneälven ¹⁾	Vild	2	1%	29%	15%
Kalixälven	Vild	1	1%	29%	<1%
Råneälven	Vild	2	1%	25%	<1%
Piteälven	Vild	2	1%	19%	2%
Åbyälven	Vild	2	1%	18%	<1%
Byskeälven	Vild	1	1%	8%	3%
Kågeälven	Vild	1	1%	8%	0%
Rickleån	Vild	1	1%	7%	0%
Sävarån	Vild	1	1%	11%	0%
Vindelälven ²⁾	Vild	1	1%	8%	1%
Öreälven	Vild	1	1%	9%	2%
Lögdeälven	Vild	1	1%	11%	14%
Ljungan	Vild	2	1%	7%	0%
Testeboån	Vild	2	1%	9%	0%
Emån	Vild	1	1%	0%	0%
Mörrumsån	Vild	1	1%	0%	2%
Luleälven	Odlad	1	3%	17%	42%
Skellefteälven ³⁾	Odlad	1	3%	8%	6%
Umeälven ²⁾	Odlad	1	3%	10%	1%
Ångermanälven ³⁾	Odlad	1	3%	5%	8%
Indalsälven ³⁾	Odlad	1	3%	10%	23%
Ljusnan ⁴⁾	Odlad	1	3%	14%	i. u.
Dalälven	Odlad	1	3%	17%	16%

¹⁾ Exploateringsgrad i älvfisket baserad på fångsten i hela älven (Sverige+Finland)

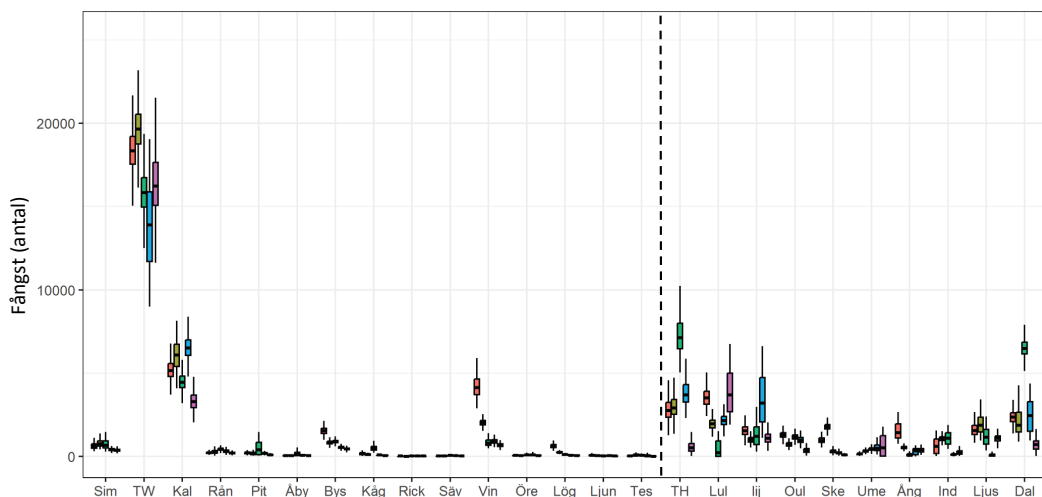
²⁾ Exploateringsgrad i älvfisket skattad för vild och odlad lax sammanslagen

³⁾ Ej komplett fångststatistik för älvfisket och därmed underskattad exploateringsgrad

⁴⁾ Fångststatistik för älvfiske saknas för det aktuella året



Figur 21. Total exploateringsgrad i det svenska och finska kustfisket för vilda (till vänster om den streckade linjen) och odlade (till höger om den streckade linjen) laxbestånd i Bottniska viken för åren 2013 (röd), 2014 (brun), 2020 (grön), 2021 (blå) och 2022 (rosa). Vilda respektive odlade bestånd är listade från norr till söder. Exploateringsgraden anger fångsten i relation till antalet laxar per bestånd som uppskattningsvis lekvandrade längs kusterna under samma år, med hänsyn taget till förekomst av naturlig dödlighet (t.ex. sälpredation) under vandringen. Horisontella linjer inom varje box illustrerar medianvärden, boxarna 50-procentiga konfidensintervall och lodräta linjer det största och minsta värdet som underskrider 1,5 gånger interkvartilavståndet mellan första och tredje kvartilen. Benämningarna "TW" och "TH" representerar Torneälven respektive Kemi älv. Se texten för mer detaljer.



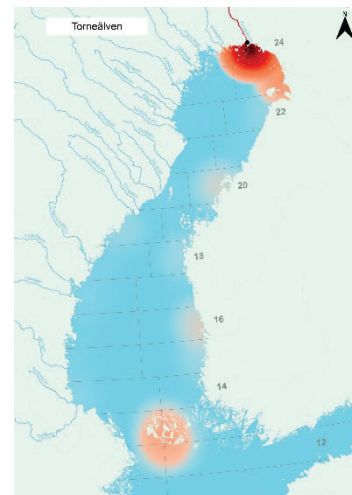
Figur 22. Totala fångster (antal laxar) i det svenska och finska kustfisket för vilda (till vänster om den streckade linjen) och odlade (till höger om den streckade linjen) laxbestånd i Bottniska viken för åren 2013 (röd), 2014 (brun), 2020 (grön), 2021 (blå) och 2022 (rosa). Horisontella linjer inom varje box illustrerar medianvärden, boxarna 50-procentiga konfidensintervall och lodräta linjer det största och minsta värdet som underskrider 1,5 gånger interkvartilavståndet mellan första och tredje kvartilen. Benämningarna "TW" och "TH" representerar Torneälven respektive Kemi älv. Se texten för mer detaljer.

7.2.3. Var fiskas enskilda bestånd längs kusten?

I beståndsspecifika textavsnitt nedan anges föreslagen förvaltningskategori avseende fiskesäsongen 2025 (se avsnitt 9.1), total exploateringsgrad i kustfisket under 2022 (från tabell 2) samt skattat antal fångade laxar under samma år (median och 90-procentigt konfidensintervall) för laxbestånden i Bottniska viken. Notera att dessa skattningar är behäftade med mer eller mindre stora osäkerheter (avsnitt 7.2). I de tillhörande figureerna, där aktuell älv är utmärkt i starkare färg, illustreras kustfiskets fångster 2022 med så kallade "heat maps". Mörkare röd färg illustrerar större fångster för det aktuella beståndet och vice versa. Kustfiske förekommer från box 12Ö och norrut för finskt kustfiske (som inkluderar allt fiske på Åland) och från box 14V och norrut för svenskt kustfiske. Observera att den geografiska upplösningen är begränsad till modellens boxar, och att det därför inte går att dra slutsatser om var fångsten sker inom enskilda boxar. Notera vidare att nedanstående "heat maps" inte kan användas för att jämföra storleken på fångster från olika bestånd (jfr. figur 22) eftersom färgintensiteten speglar olika stora fångster för olika bestånd. Figureerna syftar således endast till att, för varje enskilt bestånd separat, åskådliggöra hur fångsten är fördelad mellan olika kustavsnitt.

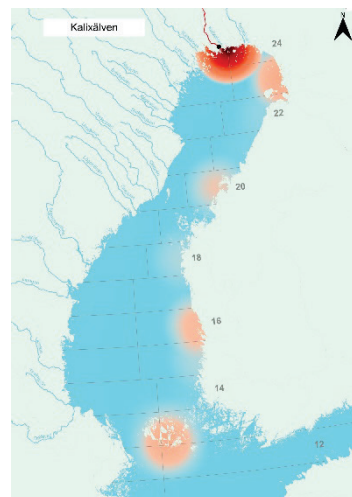
Torneälven

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 29 %, vilket motsvarar en fångst på 16228 (13812-19642) laxar. Torneälven är med god marginal den älv som producerar mest vild lax i Östersjön. Beståndet exploateras framförallt i Ålands hav och längs den finska kusten under lekvandringen, samt i de nordligaste delarna av delområde 31, främst i området utanför älvmyrningen.



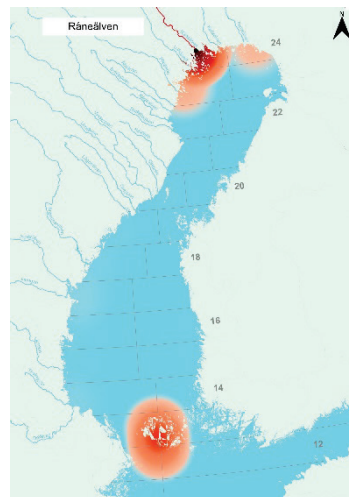
Kalixälven

Förvaltningskategori **1**. Exploateringsgrad 2022 ca 29 %, vilket motsvarar en fångst på 3293 (2491-4294) laxar. Kalixälven är den näst största vildlaxproducerande älven i Östersjön. Kalixälvslox exploateras, precis som Torneälvslox, främst längs den finska kusten från Ålands hav och norrut, samt i området utanför älvmyrningen. Notera att förekomsten i box 23V-24V, och därmed möjligen även den totala exploateringsgraden, är underskattad för detta bestånd (avsnitt 7.2).



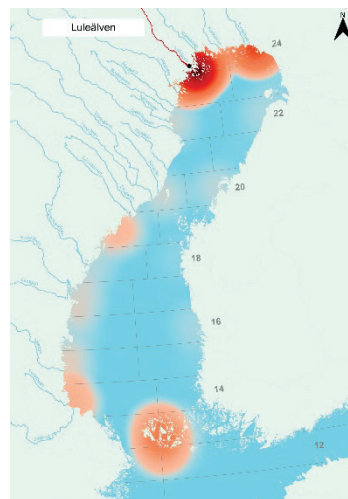
Råneälven

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 25 %, vilket motsvarar en fångst på 202 (116-319) laxar. Enligt migrationsmodellen bedöms beståndet främst exploateras i Ålands hav och i älvens "hemmabox" (24V), men se avsnitt 7.2 för möjliga felkällor. Misstankar finns att Råneälvslox fångas i den yttre delen av Luleälvens terminalfiskeområde, som ligger nära Råneälvens mynning och där andelen vildlox är relativt hög (Östergren m.fl. 2014). Kompletterande genetisk provtagning från detta område behövs dock för att utvärdera om så är fallet.



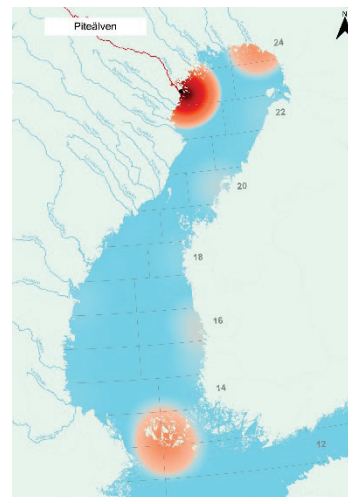
Luleälven

Förvaltningskategori **1**. Odlat bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 17 %, vilket motsvarar en fångst på 3689 (2355-5621) laxar (se avsnitt 7.2 för möjliga felkällor). Bland de svenska östersjöälvarna med kompensationsodling av lax sker de största utsättningarna i Luleälven. Vandringsmönstret avviker något från de vilda laxbestånden i Bottenviken, då Luleälvsloxen tycks lekvandra både längs den finska och svenska kusten. Exploateringen sker i båda ländernas kustfiske men framförallt i området utanför älvmyningen. Ett relativt omfattande yrkesfiske sker även i älvens sötvattensområde, men dessa fångster räknas inte in i kustexploateringen (och avräknas inte heller kvoten) utan inkluderas i älvfisket.



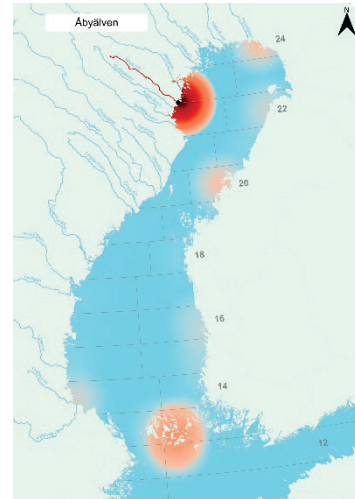
Piteälven

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 19 %, vilket motsvarar en fångst på 98 (51-159) laxar (se avsnitt 7.2 för möjliga felkällor). Exploateringen tycks främst ske i Ålands hav, längs den finska kusten och i den box där Piteälven mynnar (box 23V). Dataunderlaget för Piteälven är knapphändigt och älvens laxproduktion och beståndets status bedöms som osäker (Ices 2024a). Resultaten för denna älv bör därför tolkas med försiktighet.



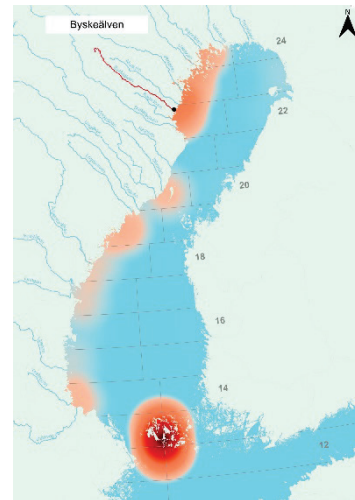
Åbyälven

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 18 %, vilket motsvarar en fångst på 51 (35-72) laxar. Lax från Åbyälven vandrar sannolikt främst längs finska kusten initialt, precis som de mer nordligt belägna laxbestånden. Exploateringen tycks dock ske främst i box 23V, i kustområdet utanför och norr om älvmyningen, sannolikt i viss mån inom den södra delen av Luleälvens terminalfiskeområde.



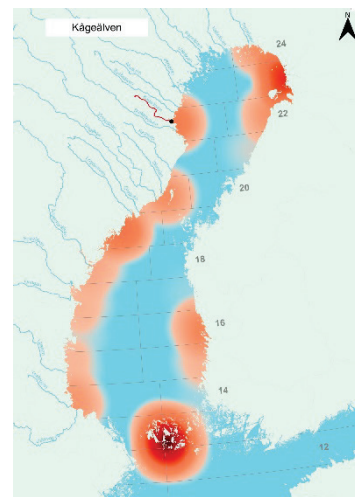
Byskeälven

Förvaltningskategori **1**. Exploateringsgrad 2022 ca 8 %, vilket motsvarar en fångst på 449 (341-594) laxar. Lax från Byskeälven exploateras främst i Ålands hav och längs svenska kusten, med störst fångster i Ålands hav samt området utanför älvmyningen (22V). Viss exploatering sker även längre norrut (box 23V-24V).



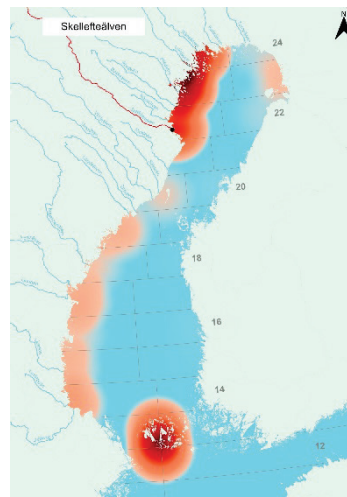
Kågeälven

Förvaltningskategori **1**. Exploateringsgrad 2022 ca 8 %, vilket motsvarar en fångst på 63 (40-103) laxar. Kågeälvslaxen tycks vandra längs både den svenska och finska kusten, och exploateras därmed i både svenskt och finskt kustfiske. Lax från detta bestånd fångas även söderut i Ålands hav. Fångsterna skattade för box 22Ö-24Ö representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



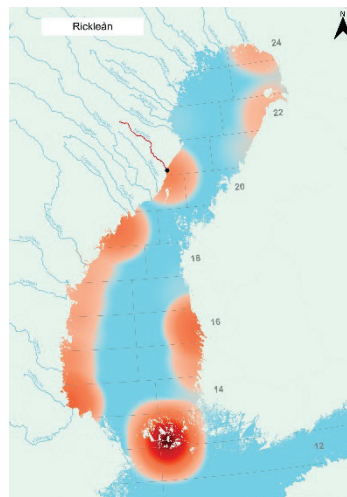
Skellefteälven

Förvaltningskategori 1. Odlat bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 8 %, vilket motsvarar en fångst på 88 (37-179) laxar. Lax från Skellefteälven vandrar likt andra svenska kompensationsodlade stammar främst längs den svenska kusten. Fångsterna beräknas vara störst i Ålands hav samt i området utanför och norr om älvmynningen.



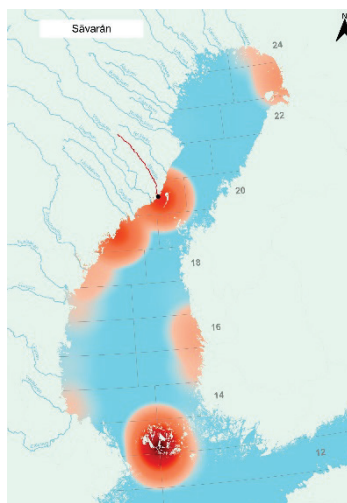
Rickleån

Förvaltningskategori 1. Exploateringsgrad 2022 ca 7 %, vilket motsvarar en fångst på 21 (13-65) laxar. Lax från Rickleån förekommer längs både den svenska och finska kusten. Beståndet exploateras i Ålands hav och på båda sidor om Bottenhavet, samt i området utanför mynningen. De skattade (mycket låga) fångsterna i nordöstra delen av delområde 31 (box 22Ö-24Ö) representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



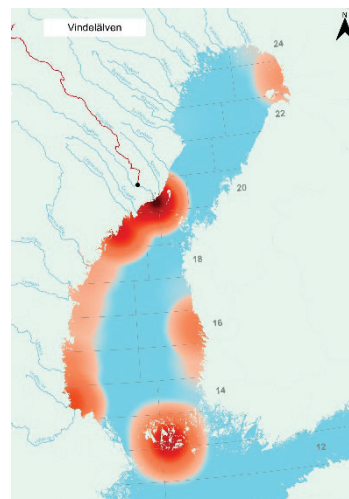
Sävarån

Förvaltningskategori 1. Exploateringsgrad 2022 ca 11 %, vilket motsvarar en fångst på 31 (21-45) laxar. Laxen från Sävarån tycks följa samma vandringsvägar som den från Rickleån, och exploateras således längs både den svenska och finska kusten i Bottenhavet, i Ålands hav samt i området utanför mynningen. De skattade (mycket låga) fångsterna i box 23Ö-24Ö representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



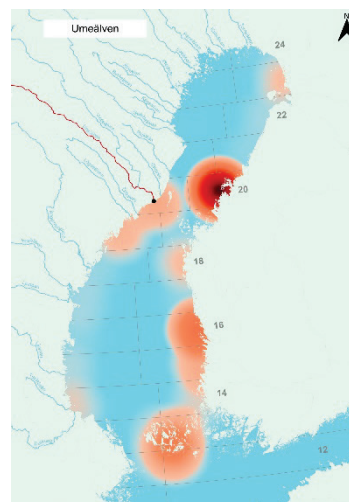
Vindelälven

Förvaltningskategori 1. Exploateringsgrad 2022 ca 8 %, vilket motsvarar en fångst på 680 (529-886) laxar. Vindelälvsloxen tycks följa samma vandringmönster som bestånden från Sävarån och Rickleån. Beståndet exploateras initialt främst i Ålands hav och sedan längs både den svenska och finska kusten i Bottenhavet, men de största fångsterna tas i box 20V utanför Umeälvens mynning. De skattade (relativt låga) fångsterna i box 23Ö representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



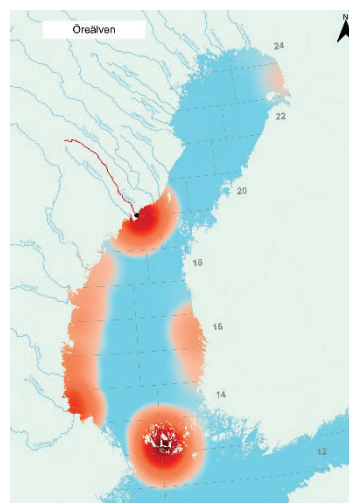
Umeälven

Förvaltningskategori 1. Odlad bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 10 %, vilket motsvarar en fångst på 516 (6-1472) laxar. Odlad lax från Umeälven vandrar och exploateras i Ålands hav och längs både den svenska och finska kusten i Bottenhavet. De skattade relativt stora fångsterna i box 20Ö, och även de mycket låga fångsterna i box 23Ö, representerar sannolikt missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2). Tidigare analyser (Dannewitz m.fl. 2020b) visade störst fångst i området utanför Umeälvens mynning (box 20V), likt för Vindelälvslox (se ovan).



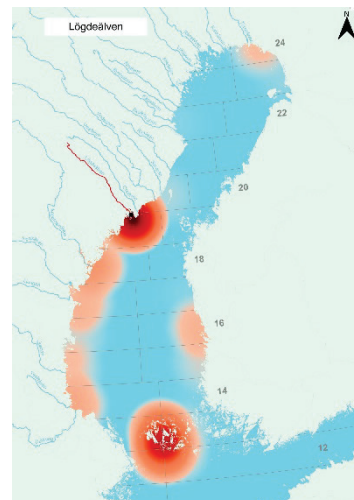
Öreälven

Förvaltningskategori 1. Exploateringsgrad 2022 ca 9 %, vilket motsvarar en fångst på 60 (35-115) laxar. Exploateringen av Öreälvslox sker, likt för flera vildlaxbestånd i Västerbotten, i Ålands hav, längs både den svenska och finska kusten i Bottenhavet samt i västra delarna av norra Kvarken (box 19V och 20V). De skattade (mycket låga) fångsterna i box 23Ö representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



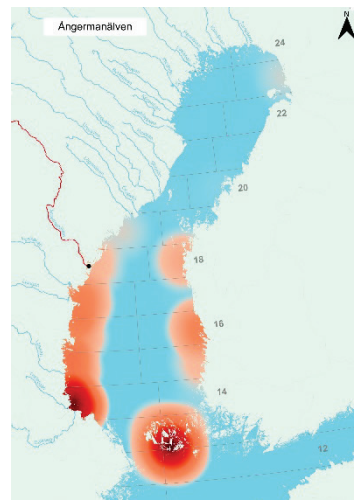
Lögdeälven

Förvaltningskategori 1. Exploateringsgrad 2022 ca 11 %, vilket motsvarar en fångst på 57 (40-81) laxar. Beståndet exploateras i Ålands hav, längs både svensk och finsk kust i Bottenhavet samt i norra Kvarken. De största fångsterna tas i området utanför mynningen (box 19V). De skattade (mycket låga) fångsterna i box 24Ö representerar sannolikt ett missvisande resultat beroende på ”konvergeringsproblem” (se avsnitt 7.2).



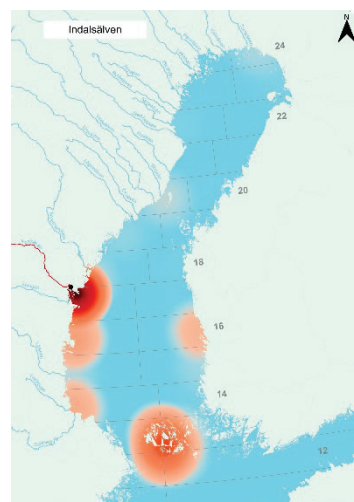
Ångermanälven

Förvaltningskategori 1. Odlat bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 5 %, vilket motsvarar en fångst på 392 (177-553) laxar. Lax från Ångermanälven exploateras främst längs den svenska kusten i Bottenhavet, men fångas även i Ålands hav och längs finsk kust i Bottenhavet. De största fångsterna 2022 togs i området utanför Dalälvens mynning (14V), där de totala laxfångsterna detta år var betydligt större än i området utanför Ångermanälvens mynning (box 18V).



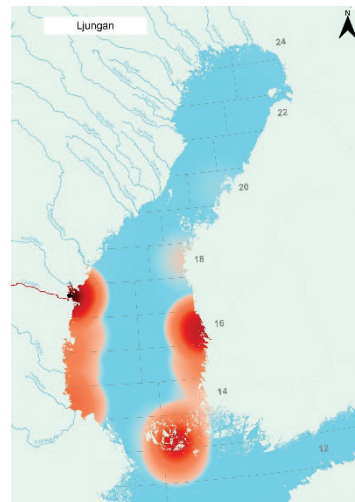
Indalsälven

Förvaltningskategori 1. Odlat bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 10 %, vilket motsvarar en fångst på 209 (94-496) laxar. Beståndet exploateras i Ålands hav samt längs både svensk och finsk kust i Bottenhavet. Den största fångsten sker i ”hemmaboxen” (box 17V).



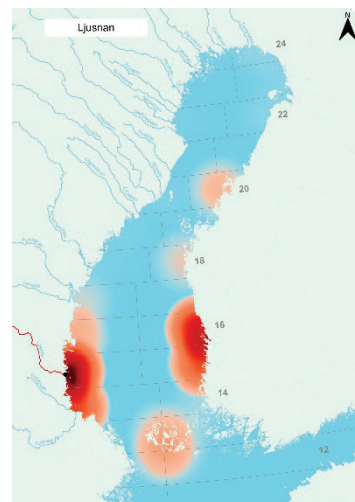
Ljungan

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 7 %, vilket motsvarar en fångst på 25 (9-77) laxar. Lax från Ljungan exploateras i Ålands hav samt längs både den svenska och finska kusten i Bottenhavet. Fångsterna är som störst i Ljungans ”hemmabox” (box 17V).



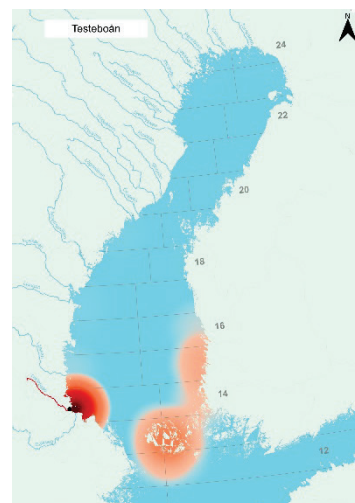
Ljusnan

Förvaltningskategori **1**. Odlat bestånd. Exploateringsgrad 2022 ca 14 %, vilket motsvarar en fångst på 1086 (716-1445) laxar. Lax från Ljusnan exploateras främst i svenskt kustfiske utanför mynningen (box 15V) samt i boxarna 15Ö och 16Ö längs finska bottenhavskusten.



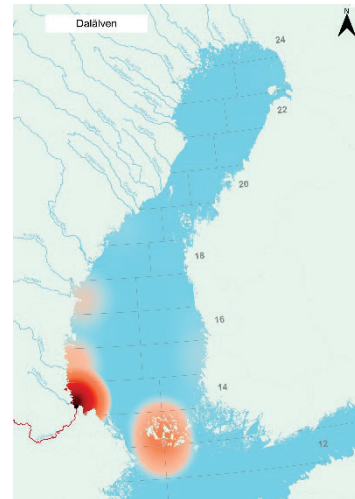
Testeboån

Förvaltningskategori **2**. Exploateringsgrad 2022 ca 9 %, vilket motsvarar en fångst på 18 (7-48) laxar. Lax från Testeboån exploateras främst i kustfisket inom box 14V, men i viss omfattning även i Ålands hav och något längre norrut på finsk sida.



Dalälven

Förvaltningskategori 1. Odlat bestånd.
Exploateringsgrad 2022 ca 17 %, vilket motsvarar en fångst på 714 (180-1257) laxar. Den huvudsakliga exploateringen sker utanför mynningen (box 14V) och i viss mån en bit norrut i Bottenhavet. Dalälvslox fångas även i Ålands hav.



8. Påverkansfaktorer utöver fiske

Som beskrivs i avsnitt 3.1 utvärderar Ices status för bestånden av östersjölax under rådande förhållanden genom att på vattendragsnivå jämföra nuvarande smoltproduktion med den mängd smolt som motsvarar MSY – en nivå som bl.a. styrs av vattendragets potentiella smoltproduktionskapacitet. Denna potentiella kapacitet motsvarar den förväntade smoltproduktionen i en situation där inget fiske sker i älv och hav men där övriga förhållanden (t.ex. tillgängliga arealer och vandringsmöjligheter) hålls oförändrade jämfört med dagens situation.

Ices beståndsmodell är således avsedd för utvärderingar av nuvarande fiskemöjligheter och fiskets påverkan på beståndens status och utveckling. För att utvärdera effekter av andra faktorer som påverkar laxen i ett vattendrag, som kraftverk och dammar, är däremot denna modell olämplig. För sådana syften behövs kompletterande analyser, t.ex. med hjälp av de beräkningsverktyg som utvecklats vid SLU i Umeå (Leonardsson & Nilsson 2021) och som kan användas för att exempelvis utvärdera hur produktionen av lax i älvar påverkas om nya lek- och uppväxtområden görs tillgängliga genom byggande av fiskvägar och förändrade flödesförhållanden. Nedan behandlas påverkan av vattenkraft respektive förändrade ekosystem på laxens olika livsmiljöer, där framtida förändringar och åtgärder kan få mer eller mindre stora konsekvenser för artens utbredning och förekomst.

8.1. Vattenkraft

Den nuvarande årliga produktionen av vild laxsmolt i Östersjön, inklusive Finska viken, uppskattas till omkring 3 miljoner smolt (figur 10), vilket kan jämföras med den uppskattade potentiella produktionskapaciteten under nuvarande förhållanden, för samma område som uppgår till ca 3,5 miljoner smolt (Ices 2024a). Detta står i stark kontrast till grova uppskattningar av vildlaxproduktionen i början av 1900-talet, som anger mellan 7 och 10 miljoner smolt (figur 10). Den betydligt lägre nuvarande produktionspotentialen beror främst på att många större vattendrag som tidigare hyste stora vildlaxbestånd idag nyttjas för produktion av vattenkraft. Utöver helt utbyggda älvar, som exempelvis Luleälven, finns även flera vildlaxälvar med definitiva eller partiella vandringshinder i form av dammar (tabell 1 och 3). I dessa älvar ligger delar av, eller samtliga, laxens lek- och uppväxtområden.

uppströms dessa hinder, vilket påverkar laxens reproduktion negativt i varierande grad.

En miljöanpassning av vattenkraften, liknande den omprövning av vattendomar som initierats i Sverige, har förmodligen potential att öka produktionen av vild lax i Östersjön mer än justeringar av dagens historiskt låga exploateringsnivåer inom fisket. Genom att avlägsna vandringshinder och dammar, genomföra flödesjusteringar (ökad minimitappning och minskad korttidsreglering) samt anlägga nya eller förbättra befintliga fiskvägar kan produktionen av lax öka. Hur stora dessa ökningarna kan bli beror dock på vilka miljöanpassningar som kommer att beslutas och genomföras efter sammanvägningar av motstående samhällsnyttor och behov, såsom elproduktion och miljöintressen. Vidare är det viktigt att åtgärderna följs upp, så att det kan fastställas om dessa gett önskad effekt.

8.2. Förändrade ekosystem

Förändrade ekosystem förväntas kunna påverka laxen på en rad olika sätt i de olika livsmiljöer där arten förekommer. I sötvatten påverkas bestånden, förutom av vattenkraft, av tidigare flottledsrensningar som minskat både storleken och kvaliteten på artens lek- och uppväxthabitat. Restaureringar av områden som redan idag är tillgängliga för lax förväntas därför öka produktionspotentialen. Stora insatser har redan genomförts, och återställningsprojekt pågår i flera laxälvar. Andra påverkansfaktorer i sötvatten inkluderar försurning, försämrad vattenkvalitet orsakat av jord- och skogsbruk och utsläpp (t.ex. från gruvverksamhet).

I havet påverkas östersjölaxen bland annat av predation från andra arter. Förändringar av Östersjöns ekosystem kan därför påverka laxens havsöverlevnad. Predationstrycket varierar bland annat beroende på laxens ålder och storlek. Under postsmolt-stadiet är den unga laxen särskilt sårbar, då den kan bli föda för en rad predatorer, bland annat sjöfåglar, rovfiskar och säl. När laxen blivit större förväntas säl, särskilt gråsäl, vara den huvudsakliga predatorn (Hansson m.fl. 2017). Predationstrycket kan även variera beroende på från vilken älv laxen härstammar, även om stamspecifika skattningar av denna dödlighetsfaktor ännu saknas. Exempelvis kan den lägre havsöverlevnaden hos odlad lax bero på en högre dödlighet genom predation (t.ex. Säterberg m.fl. 2023). Även mellan vilda laxbestånd från olika älvar och kustavsnitt finns sannolikt skillnader i havsöverlevnad som, åtminstone delvis, kan bero på skillnader i predationstryck. Överlag är dock kunskapsläget om betydelsen av predation på lax i havet begränsat.

Under sin tid i havet påverkas laxen också av flera andra omvärldsfaktorer, såsom födotillgång, miljögifter och algblomningar, även om kunskapsläget även i dessa fall är begränsat. Dessa faktorer förväntas påverka laxens överlevnad, vilket i sin tur påverkar mängden uppväxande lax och antalet individer som återvänder till älvarna för lek. En framtida utbyggnad av havsbaserad vindkraft utgör en ytterligare

påverkansfaktor som kan få konsekvenser för laxen, men även i detta fall är kunskapsläget begränsat (Koehler m.fl. 2024).

Befintliga skattningar av den vilda östersjölaxens överlevnad under det första havsåret visar en påtaglig nedgång, från över 30 % i början av 1990-talet till omkring 10-15 % under senare år, och under 2021 observerades den hittills lägsta överlevnaden (knappt 8 %, Ices 2024a,b). Fortsatta fluktuationer och i värsta fall en fortsatt negativ trend i laxens naturliga havsöverlevnad förväntas få stora negativa konsekvenser med minskande mängd lax, minskad produktionspotential i älvarna samt försämrade framtida fiskemöjligheter (avsnitt 3.1). De bakomliggande orsakerna till de betydande förändringarna i östersjölaxens havsöverlevnad under senare årtionden är fortfarande delvis oklara, men forskning pågår för att undersöka betydelsen av olika påverkansfaktorer under havsfasen (avsnitt 6.1).

8.3. Klimatförändringar

Ett förändrat klimat förväntas påverka laxen i Östersjön, både under tiden i sötvatten och i den marina miljön. Att förutse effekterna på beståndsnivå är dock svårt på grund av komplexa interaktioner mellan miljöförändringar, lokala förhållanden och genetiska skillnader mellan lax från olika vattendrag och delar av Östersjön. Vissa lokala populationer kan ha förmågan att anpassa sig eller till och med dra nytta av klimatförändringarna, medan andra riskerar att minska i antal eller till och med försvinna. Att bevara laxens genetiska mångfald är därför avgörande för att stärka deras motståndskraft mot framtida miljöförändringar. Nedan ges endast en kort sammanfattning av kunskapsläget för hur östersjölaxen kan påverkas av klimatförändringar i sötvatten respektive hav. För mer omfattande litteratursammanställningar hänvisas exempelvis till Ices (2017) samt Palm & Dannewitz (2023) med referenser.

I älvarna kan stigande temperaturer och förändrade nederbördsmonster påverka laxens tillväxthastighet, överlevnad och vandringstid. Förändrade vattenflöden och temperaturer kan dessutom påverka äggens överlevnad och störa synkroniseringen mellan ynglens kläckning och den tidpunkt då olika födoorganismer blir tillgängliga. Generellt förväntas lax i älvar med tillgång till kallare vatten, till exempel via källflöden, vara mer motståndskraftig mot temperaturhöjningar. Effekterna av klimatförändringarna väntas dock variera mellan olika geografiska områden. I sydliga laxvattendrag förväntas ökade sommartemperaturer och torra orsaka stress och högre dödligheter. I norr kan mildare vintrar ge minskad isbildning, vilket kan påverka den uppväxande laxens energibudget negativt med sannolikt ökad dödlighet som följd (Finstad m.fl. 2004). Samtidigt kan ökade medeltemperaturer och längre växtsäsonger leda till ökad tillväxt och förändringar av den unga laxens livshistoria (t.ex. sjunkande smoltålder), med oklara konsekvenser för de nordliga älvarnas produktionsförmåga.

I den marina miljön kan ett förändrat klimat bland annat påverka laxens tillväxt, överlevnad och könsmognadsålder. De flesta studier har dock fokuserat på lax i norra Atlanten, och kunskapen om östersjölaxen är mer begränsad. Hittills har inga betydande förändringar i östersjölaxens tillväxtmönster observerats, men överlevnaden under postsmoltfasen har sjunkit kraftigt sedan 1990-talet (avsnitt 6.1). Denna nedgång sammanfaller med en ökning av sälbeståndet och förändringar i medeltemperaturen samt stora ekosystemförändringar i Östersjön, vilket försvårar tolkningen av potentiella orsakssamband. Vidare har årliga fluktuationer i laxens postsmoltöverlevnad visat sig vara korrelerade med tillgången på ung sill/strömning (Mäntyniemi m.fl. 2012) samt havstemperaturen, där mildare höstar är förknippade med lägre överlevnad (Friedland m.fl. 2017). Även här är de möjliga orsakssambanden oklara, inklusive i vilken grad dessa är kopplade till mer storskaliga förändringar av klimatet.

9. Indelning av laxbestånd i förvaltningskategorier

Förutsättningarna för laxen varierar påtagligt mellan områden och vattendrag i Östersjön, vilket avspeglar sig i varierande beståndsstatus. Den bakomliggande problematiken kan se olika ut i olika vattendrag; vissa bestånd kan vara utsatta för ett för högt fisketryck, medan andra drabbats av sjukdomsutbrott. I vissa fall kan låg status förklaras av att laxen i ett vattendrag är i färd med att kolonisera nya områden längre uppströms i älven, vilket temporärt kan resultera i låga tätheter av ungar i dessa områden. I andra fall påverkar dammar och kraftverk laxens möjligheter att vandra, vilket inte tas hänsyn till i Ices statusbedömningar och underlag till fiskeförvaltningen (avsnitt 3.1) men som är relevant i ett bredare förvaltningsperspektiv, som vid miljöprovningar av vattenkraftens påverkan på ekosystem och fiskbestånd. Dessutom förekommer databrist och svagheter i Ices beståndsanalyser som påverkar bedömningen av vissa beståndsstatus.

Kunskap om vilka faktorer som påverkar laxbeståndets status och utveckling är nödvändig för att kunna besluta om effektiva förvaltningsåtgärder. Ett system för att identifiera åtgärdsbehov i olika vattendrag behöver således ta hänsyn till såväl beståndets status och förväntade framtida utveckling som till de bakomliggande orsakerna till låg status (vilka kan variera mellan vattendrag), samt det faktum att trovärdiga statusbedömningar i vissa fall saknas.

Nedan presenteras en modell för indelning av laxbestånden i tre *förvaltningskategorier*. Modellen bygger på det förslag som presenterades i Dannewitz m.fl. (2020a), men har reviderats och omfattar nu två separata indelningar. Den första indelningen syftar till att identifiera behov av åtgärder inom förvaltningen av laxfisket (avsnitt 9.1). Den andra indelningen fokuserar på åtgärdsbehov som återspeglar annan påverkan på bestånden än fiske, såsom kraftverk och dammar, som kräver andra typer av förvaltningsåtgärder än fiskerestriktioner (avsnitt 9.2).

9.1. Identifiering av åtgärdsbehov inom laxfiskets förvaltning

En indelning i förvaltningskategorier som underlag för den nationella förvaltningen av laxfisket syftar till att identifiera de bestånd där den fiskerelaterade dödligheten är för hög och fiskerestriktioner kan behövas, men också de bestånd med en så god status att fisket i vissa fall skulle kunna öka utan att uppsatta förvaltningsmål äventyras. En sådan indelning bör dock inte enbart bygga på information om nuvarande status. Ett minst lika viktigt kriterium är om, och i vilken utsträckning, bestånden tidigare svarat, och framgent förväntas svara, positivt på fiskeregleringar. Notera att indelningen syftar till att identifiera åtgärdsbehov inom det riktade fisket efter lax. Eventuell direkt eller indirekt påverkan på laxbestånden av fiske efter andra arter (t.ex. bifångst av lax vid pelagiskt trålfiske efter sill/skarpsill, se kapitel 10) tas inte hänsyn till.

Eftersom den föreslagna indelningen till stor del bygger på Ices årliga statusutvärderingar behöver den uppdateras årligen baserat på de senaste analyserna. Det förslag på indelning som presenteras i denna rapport bygger på resultat från Ices (2024a,b) **och gäller för fiskesäsongen 2025**. Fiske under 2025 påverkar smoltproduktionen främst 2028 i södra Sverige och Bottenhavet, samt 2029 i Bottenviken. Det fiskescenario i Ices rådgivning som bäst överensstämmer med beslutad TAC för 2025 (scenario 7 i Ices 2024b) ligger till grund för indelningen i kategorier. Den föreslagna indelningen i förvaltningskategorier illustreras i tabell 3 och har skett enligt följande:

- **Kategori 1 (grönt ljus)**. Bestånd som vid ett fiske motsvarande Ices rådgivning för 2025 (Ices 2024b, tabell 2, scenario 7) förväntas överskrida R_{MSY} med minst 50 % sannolikhet år 2028/2029. Utöver detta ska bestånden i denna kategori även uppvisa en stabil eller fortsatt positiv framtida utveckling vid ett fiske som motsvarar Ices rådgivning. Grönt ljus kan även ges för bestånd med en negativ utvecklingstrend, men som vid det långsiktigt stabila jämviktsläget förväntas överskrida R_{MSY} med minst 50 % sannolikhet.

Vid bedömning av utvecklingstrend har följande kriterier använts; en procentuell ökning eller minskning av sannolikheten att uppnå R_{MSY} (vid jämförelse mellan smoltproduktionen 2028/2029 och det långsiktigt stabila jämviktsläget) på minst 30 % bedöms motsvara en positiv respektive negativ utveckling. Vid förändringar av sannolikheten som underskrider 30 % bedöms beståndet vara stabilt. Nivån 30 % är godtyckligt vald för att ta höjd för osäkerheter och de mindre fluktuationer i skattad beståndsstatus som förekommer mellan enskilda år och analyser.

Fiske på bestånd i kategori 1 kan anses långsiktigt hållbart enligt gällande förvaltningsmål (MSY) utan behov av ytterligare regleringar utöver de som

finns idag. För vissa bestånd i denna kategori kan visst utrymme för ökad exploatering finnas, givet att allt fiske (i hav och älv) beaktas.

- **Kategori 2 (gult ljus).** Bestånd som förväntas uppnå R_{lim} , men inte R_{MSY} , med minst 50 % sannolikhet år 2028/2029, samt förväntas uppvisa en positiv framtida utveckling vid ett fiske som motsvarar Ices senaste rådgivning (se föregående punkt).

Fisket på bestånd i denna kategori bör inte öka, och för vissa bestånd kan det vara befogat att införa ytterligare begränsningar utöver de som finns idag. Önskemål om en snabbare återhämtningstakt, beaktande av nationella högre satta mål samt osäkerheter kring Ices statusbedömningar (se nedan) kan utgöra omständigheter som motiverar ytterligare begränsningar av fisket.

- **Kategori 3 (rött ljus).** Bestånd som 1) inte förväntas överskrida R_{lim} med minst 50 % sannolikhet år 2028/2029 vid ett fiske som motsvarar Ices senaste rådgivning, och/eller 2) uppvisar en negativ utvecklingstrend som gör att beståndets status på lång sikt förväntas underskrida R_{MSY} .

Fiske på bestånd i kategori 3 kan inte anses vara långsiktigt hållbart, och det finns mer eller mindre stora behov av ytterligare åtgärder, eller att redan införda restriktiva regler bibehålls. Utgångspunkten bör vara att inget fiske ska ske på bestånd i denna kategori.

Kompletterande information vid bedömning

Baserat på annan information finns en viss flexibilitet att justera ovanstående klassificeringar. Detta kan exempelvis vara motiverat för statusbedömningar som av olika skäl kan anses osäkra eller felaktiga, eller där viktig kompletterande information finns tillgänglig. Justeringar kan även göras i syfte att anpassa klassificeringen till eventuella nationella förvaltningsmål som är högre satta än det MSY-mål som används vid Ices statusutvärderingar.

För **Piteälven** och **Testeboån** bedöms Ices utvärderingar av status som osäkra och eventuellt missvisande (avsnitt 6.2.1). Därför flyttas i vårt exempel dessa bestånd ner från kategori 1 (grönt ljus) till kategori 2 (gult ljus).

Även **Torneälven** flyttas ner från kategori 1 till kategori 2. Älvspecifika råd för detta vattendrag till förvaltande svenska och finska myndigheter inför säsongen 2024 var att på olika sätt begränsa laxfisket i älven samt dess mynningsområde (Palm m.fl. 2024), trots tidigare bedömningar från Ices som angav en förväntat god beståndstatus. Rådet om ett minskat älv- och mynningsfiske gavs mot bakgrund av den oväntat svaga uppvandringen i Torneälven 2023, där uppställda förvaltningsmål inte uppfylldes, samt en expertbedömning att även 2024 års laxvandring i älven kunde bli lägre än de prognoser från Ices som då fanns tillgängliga (baserade på data t.o.m. 2022, Ices 2023). Denna expertbedömning stöds av senare inkomna preliminära uppgifter från laxräkning och fiske i älven, som visar att 2024 års uppvandring blev nästan lika svag som under 2023, och det

kan i dagsläget inte uteslutas att återvandringen av lax till Torneälven blir svag även 2025. Även **Råneälven** flyttas ner från kategori 1 till kategori 2, då återvandringen av vuxen lax under 2023 var oväntat låg, och preliminär information från uppvaanderingen 2024 antyder en fortsatt mycket svag återvandring.

Inför 2024 års fiske bedömdes **Ljungan** tillhöra kategori 3 på grund av omfattande sjukdomsutbrott i älven. Enligt Ices senaste analyser (Ices 2024a) skulle Ljungan uppdateras till kategori 1 inför 2025 års fiske men flyttas av försiktighetskäl ner till kategori 2 eftersom tidigare sjukdomsutbrott förväntas påverka återvandringen av vuxen lax (och därmed fiskemöjligheterna) till och med 2025. De lokala fiskerestriktioner som infördes i och utanför Ljungan i samband med sjukdomsutbrottet bör således behållas under 2025.

Möjligheten att väga in annan information gör systemet flexibelt och adaptivt men samtidigt delvis subjektivt. Trots detta bedöms ovanstående flexibla modell vara den lämpligaste i dagsläget, eftersom exempelvis viss osäkerhet råder gällande vissa bestånds nuvarande status. Som nämns ovan, och i linje med en adaptiv förvaltning, bör indelningen av bestånden i olika förvaltningskategorier ses över och uppdateras årligen.

Odlade och potentiella bestånd

I en situation där ovannämnda förvaltningskategorier används som verktyg inom förvaltningen av kustfisket bör hänsyn även tas till förekomsten av odlad lax i fångsterna. Som tidigare nämns saknas statusbedömningar för odlade laxbestånd i Östersjön. Minskningar i den totala fiskeexploateringen under lång tid har dock inneburit att det numera återvänder relativt stora mängder odlad lax till kusten och älvarna (Östergren m.fl. 2015b; Ices 2024b). De kompensationsodlade svenska laxstammarna placeras därför förslagsvis i kategori 1 (grönt ljus). Även för potentiella laxbestånd saknas statusbedömningar och framtidsprognoser. Tillgänglig information, som dock ofta är sporadisk, antyder att rekryteringen för dessa bestånd varierar påtagligt mellan år och att de generellt sannolikt har relativt låg status. Om hänsyn ska tas till potentiella laxbestånd vid förvaltningen av fisket bör dessa därför av försiktighetskäl placeras i kategori 3 (rött ljus), åtminstone tills mer information finns tillgänglig. Notera även att kunskapsläget för potentiella laxbestånd är bristfälligt. Exempelvis är flera av bestånden inte genetiskt kartlagda, vilket innebär att exploateringen av dessa i blandbeståndsfisket längs kusten ännu inte kan beräknas.

9.2. Identifiering av övriga åtgärdsbehov

Det finns många faktorer utöver fiske som påverkar den vilda laxen i sötvatten, och där olika förvaltningsåtgärder kan gynna beståndens status och framtida utveckling. Även för den marina miljön kan åtgärder utöver regleringar av laxfisket behövas,

men där är kunskapsläget hittills betydligt sämre. Därför fokuserar vi här endast på åtgärdsbehov i sötvatten.

Utbyggnaden av vattenkraft har haft stor negativ påverkan, och är den huvudsakliga orsaken till att antalet vattendrag med vilda laxbestånd i Östersjön minskat från omkring 100 i början av 1900-talet till dagens 27 (Ices 2024a; kapitel 8). Dessutom påverkar dammar och kraftverk laxens vandringsmöjligheter och reproduktion i många av de älvar som fortfarande hyser vilda laxbestånd (avsnitt 2.2.1). Även tidigare flottledsrensningar i vattendrag har negativt påverkat de habitat som laxen nyttjar för lek och uppväxt.

Ices bedömer beståndens status under nuvarande förhållanden i vattendragen med avseende på vandringsmöjligheter och tillgängliga lek- och uppväxtområden (avsnitt 3.1). Faktorer utöver fiske som påverkar laxförekomsten och beståndsutvecklingen, liksom behov av förvaltningsåtgärder, behöver således utvärderas separat.

I tabell 3 (kolumnen längst till höger) har älvar med vild lax delats in i tre kategorier i syfte att identifiera påverkan av andra faktorer än fiske, baserat på förekomst av vandringshinder, tidigare flottledsrensningar, predation, utsläpp mm. För sådana påverkansfaktorer saknas det tyvärr i många fall data för utvärdering av effekter på laxens reproduktion och överlevnad. Indelningen bygger därför i stor utsträckning på bedömningar, delvis baserade på tidigare genomgångar (Helcom 2011), och är mer godtycklig än ovanstående klassificering avsedd för fiskeförvaltning, vilket bör tas hänsyn till vid tolkningen av resultat. Vidare är gränsdragningen mellan de olika klasserna svår och delvis subjektiv. Nedanstående enkla modell ska därför ses som ett initialt försök att klassificera svenska laxvattendrag med avseende på effekter av olika påverkansfaktorer utöver fiske. Ambitionen är att framgent, i samverkan med länsstyrelsen och lokala förvaltningsorganisationer, vidareutveckla modellen genom bl.a. framtagande av mer objektiva bedömningsgrunder.

Indelningen i förvaltningskategorier med hänsyn taget till andra faktorer än fiske har skett enligt följande:

- **Kategori 1 (grönt ljus).** Älvar med bedömt jämförelsevis låg påverkan på laxbeståndet från andra påverkansfaktorer än fiske.
- **Kategori 2 (gult ljus).** Älvar med bedömt måttlig påverkan på laxbeståndet och/eller där kunskap saknas om olika påverkansfaktorers betydelse (utöver fiske).
- **Kategori 3 (rött ljus).** Älvar med bedömt stor påverkan (utöver fiske) på laxens möjligheter till vandring, fortplantning och/eller överlevnad.

I kolumnen "Övrigt" (tabell 3) har fem av de totalt 16 vildlaxälvarna tilldelats röd status och sex gul status, vilket indikerar ett stort respektive måttligt eller oklart behov av åtgärder utöver fiskeregleringar. Denna indelning baseras på en

sammanvägd bedömning av påverkan på respektive bestånd från vattenkraft, tidigare flottledsrensningar och andra potentiella faktorer (exempelvis predation). Samtliga älvar med röd status har kraftverk och dammar som antingen försvårar och/eller försenar uppströms- och nedströmspassage eller helt hindrar laxen från att nå en betydande del av sitt ursprungliga utbredningsområde. I flera av dessa vattendrag kan dessutom restaurering av laxens habitat och förändrad flödesregim vara fördelaktigt för arten. De gulmarkerade älvarna bedöms vara mindre påverkade av samma faktorer, och i vissa fall endast av enstaka. I andra fall bedöms påverkan vara betydlig men bakomliggande orsaker oklara. Även i de grönmarkerade älvarna finns behov av åtgärder, men i jämförelse är dessa behov mindre.

I samtliga vildlaxvattendrag finns mer eller mindre uttalade behov av att restaurera lek- och uppväxtområden. Exempel på vandringsproblematik som ligger till grund för ovanstående bedömningar är Vindelälven där märkningsstudier visat att endast 30-50 % av den återvandrande vuxna laxen lyckas ta sig förbi kraftverket vid Norrfors och vidare upp till lekområdena (Ices 2024a). Exempel på andra älvar med dokumenterad vandringsproblematik utgörs av Piteälven, Åbyälven och Testeboån (Gustafsson 2010; Länsstyrelsen 2016; Bergh 2021; Söderlund 2022; Dannewitz m.fl. 2022; Harlén 2023; Ices 2024a). I Ljungan är idag endast 20 km av älven tillgänglig för havsvandrande fisk, vilket utgör omkring 10 % av laxens historiska utbredning (Andersson 1989). Även i Emån och Mörrumsån är de översta delarna av laxens tidigare utbredningsområden (Carlin 1951) idag inte nåbara p.g.a. vandringshinder. I några fall finns misstankar om förhöjd påverkan av predation (t.ex. från skarv som etablerat kolonier nära Testeboåns mynning). Kågeälven är påverkad av utdikning, jordbruk och i viss mån gruvdrift (Helcom 2011). I Råneälven finns påverkan från skogsbruk (Helcom 2011), men i vilken utsträckning detta påverkar laxen är oklart. I Öreälven har rekryteringen av ungar av okänd anledning minskat under senare år (Ices 2024a).

Tabell 3. Åtgärdsbehov inom laxfiskeförvaltningen (för säsongen 2025) och den övriga förvaltningen av svenska vildlaxbestånd. Förväntad status år 2028 och 2029 om förvaltningen följer Ices rådgivning om fiskemöjligheter för 2025 (Ices 2024b). Siffror i rutorna anger sannolikhet (mellan 0 och 1) för måluppfyllelse avseende beståndsspecifika lägsta säkerhetsnivåer (R_{lim}) och MSY -mål (R_{MSY}). Gröna celler indikerar att både R_{lim} och R_{MSY} uppnås med minst 50 % sannolikhet (d.v.s. $\geq 0,50$ i tabellen), gula att R_{lim} men inte R_{MSY} uppnås med minst 50 % sannolikhet, medan röd markering indikerar att sannolikheten att uppnå både R_{lim} och R_{MSY} underskrider 50 %. I tabellen anges även förväntad framtida utvecklingstrend enligt Ices senaste långtidsprognos vid ett fisketryck som motsvarar Ices senaste rådgivning (Ices 2024b, scenario 7 i tabell 3c). I de två högra kolumnerna presenteras indelningar av bestånden i tre förvaltningskategorier, där fiskeförvaltning separerats från övrig förvaltning. Ices statusutvärderingar, förväntad framtida utvecklingstrend samt (i vissa fall) kompletterande information (där det senare kan ligga till grund för att höja eller sänka den ursprungliga kategoriseringen med ett steg) används för att identifiera behov av åtgärder inom fiskeförvaltningen under 2025. I den högra kolumnen har bestånden delats in i tre kategorier i syfte att identifiera effekter av andra påverkansfaktorer än fiske, baserat på graden av bedömd negativ påverkan från vandringshinder, tidigare flottledsresningar, predation, utsläpp mm. Grönt ljus indikerar bekräftad låg eller ingen påverkan, gult ljus indikerar måttlig påverkan eller att det saknas kunskap om olika påverkansfaktorerers betydelse, och rött ljus indikerar bekräftad stor påverkan på laxens möjligheter till vandring, fortplantning och/eller överlevnad. Se text för mer information samt beskrivning av olika påverkansfaktorerers betydelse i olika vattendrag.

Bestånd	Status år 2028/2029		Utvecklings-trend	Förvaltningskategorier	
	R_{lim}	R_{MSY}		Fiske	Övrigt
Torneälven	1.00	0.87	Stabil	2 ¹⁾	1
Kalixälven	1.00	0.88	Stabil	1	1
Råneälven	1.00	0.88	Stabil	2 ¹⁾	2
Piteälven	1.00	0.81	Stabil	2 ²⁾	3
Åbyälven	0.80	0.42	Positiv	2	3
Byskeälven	1.00	0.86	Stabil	1	1
Kågeälven	0.85	0.71	Stabil	1	2
Rickleån	0.99	0.73	Positiv	1	2
Sävarån	1.00	0.88	Stabil	1	1
Vindelälven	1.00	0.86	Stabil	1	3
Öreälven	0.97	0.74	Positiv	1	2
Lögdeälven	0.93	0.64	Positiv	1	1
Ljungan	0.88	0.65	Positiv	2 ³⁾	3
Testeboån	0.98	0.87	Stabil	2 ²⁾	3
Emån	0.70	0.59	Stabil	1	2
Mörrumsån	1.00	0.88	Stabil	1	2

¹⁾ Öväntat svag återvandring under 2023 och enligt preliminära data även 2024

²⁾ Osäker statusbedömning

³⁾ Tidigare sjukdomsutbrott med förväntad negativ påverkan på återvandringen av vuxen lax och därmed fiskemöjligheterna fram till och med år 2025

10. Kunskaps- och databehov

Data och annan information som behövs för de beståndsmodeller som idag används för att utvärdera de vilda laxbeståndens status i Östersjön beskrivs i närmare detalj i tidigare underlag från SLU Aqua och Ices (Dannewitz m.fl. 2023; Ices 2024a). I vissa fall finns behov av kompletterad/förbättrad datainsamling, vilket också finns beskrivet i ovanstående rapporter. Några särskilt viktiga områden av betydelse för rådande datainsamling, analys och rådgivning är följande:

- **Genetisk provtagning i kustfisket.** För att förbättra precisionen i den statistiska migrationsmodell som beskrivs i avsnitt 7.1 behövs återkommande provtagning och genetisk analys av lax fångad i kustfisket, baserat på stickprov utvalda med hänsyn till kustavsnitt och del av säsongen.
- **Modellutveckling.** Den beståndsmodell som används för statusbedömningar och framtidsscenarioer behöver delvis utvecklas och förfinas (Ices 2024a). Exempelvis finns behov av att inkludera flergångslek, vilket kommer att kräva kompletterande empiriska data. Vidare vore det värdefullt att i modellen skatta havsöverlevnaden separat för olika bestånd från olika älvar (idag antas ett gemensamt medelvärde), samt att tillåta olika skattningar av en älvs produktionspotential under olika tidsperioder (t.ex. före och efter borttagande av vandringshinder eller annan förbättring av habitatet).
- **Fritidsfiskestatistik.** Det finns ett generellt behov av bättre fritidsfiskestatistik för lax i både vattendrag och hav (Kagervall m.fl. 2017). Så länge ett centralt register över laxfiskare saknas, eventuellt kopplat till någon form av rapporteringsskyldighet, krävs omfattande och kostsam datainsamling samt metodutveckling för att erhålla robusta fångstskattningar för detta heterogena och geografiskt spridda fiske.
- **Havsöverlevnad.** Det krävs bättre kunskap om faktorer som påverkar östersjölaxens havsöverlevnad, såsom födotillgång, predation i älvmynningar och ute till havs, klimatförändringar och bifångst av lax inom pelagiskt trålfiske.

- **Laxhälsa.** Ökad kunskap behövs om bakomliggande orsaker och konsekvenser för laxbestånden av olika hälsoproblem (se avsnitt 2.3), i syfte att möjliggöra en bättre övervakning och mer realistiska beståndsanalyser och framtidsprognoser.

11. Utmaningar för förvaltningen

I Sverige finns en uttalad ambition att utveckla laxförvaltningen mot att bli mer beståndsanpassad (HaV 2015). En sådan utveckling har uppenbara fördelar genom att den kan möjliggöra snabbare återhämtning av idag svaga bestånd, om fisket riktas främst mot odlad lax och de vilda bestånd som tål fiske enligt uppsatta mål. Den nationella förvaltningen ska även vara ekosystembaserad (HaV 2015). En ekosystembaserad förvaltning präglas av bevarande och hållbart nyttjande av våra ekosystem, vilket bl.a. innebär att hänsyn ska tas till att olika arter påverkar varandra och att samspelet mellan människa och miljö ofta spänner över flera sektorer i samhället (t.ex. Grimvall m.fl. 2019).

I tidigare underlag från SLU Aqua diskuteras i detalj olika förslag på förvaltningsmodeller som syftar till att utveckla såväl den internationella som den nationella förvaltningen mot att bli mer bestånds- och ekosystemanpassad (Östergren m.fl. 2015b; Kagervall m.fl. 2020; Dannewitz m.fl. 2020a,b, 2023). Nedan har vi valt att fokusera på några särskilt viktiga aspekter som bör tas hänsyn till i kommande arbete.

11.1. Val av förvaltningsmål

Beslut om mål inom fiskeriförvaltningen är i första hand en fråga för beslutsfattare och förvaltande myndigheter. Forskningen kan dock bidra med kunskap och resonemang kring exempelvis biologiska och samhällsekonomiska konsekvenser av olika förvaltningsstrategier. Våra akvatiska resurser kan förvaltas på många olika sätt (kapitel 3). Nedanstående resonemang syftar till att problematisera och identifiera konsekvenser av, och i viss mån möjliga alternativ till, den MSY-baserade förvaltning som används idag.

Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik förvaltas kommersiellt viktiga arter enligt principen om maximal uthållig avkastning (MSY). För kommersiellt viktiga arter, där uttaget av biomassa är av central betydelse, kan MSY-konceptet vara relevant, men principen har samtidigt många nackdelar och har därför ifrågasatts (se t.ex. Mace 2001). MSY-principen, så som den idag tillämpas, tar inte hänsyn till beståndets ålders- och storleksstruktur som förväntas förändras vid fiske (se t.ex. kompletterande information i Ices (2024d) rådgivning för strömming i Bottniska viken), vilket kan få följd effekter i ekosystemet och på delar av fiskerinäringen.

Likaså praktiseras MSY vanligtvis i så kallade enartsmodeller, där fiskets effekter på andra arter och ekosystemet i sin helhet inte beaktas (avsnitt 11.3). Referensnivåer för MSY är dessutom dynamiska och påverkas av förändringar i den naturliga överlevnaden (avsnitt 3.1). För laxen (och kanske även andra arter som förekommer i bestånd bestående av relativt få reproducerande individer) är det dessutom oklart hur MSY-målet förhåller sig till bevarandaspekter, som vedertagna gränsvärden för utdöenderisk kopplad till demografisk stokasticitet samt kriterier för bevarande av genetisk variation (avsnitt 3.3).

Den bestandsstorlek som förväntas maximera fångstuttaget enligt MSY hos laxbestånden i Östersjön motsvarar en smoltproduktion på ca 60-85 % av den maximala smoltproduktionen (vid ett ofiskat jämviktsläge) under nuvarande förhållanden (avsnitt 3.1). Denna relativt höga andel kan ge intryck av att man vid fiske enligt MSY ligger ganska nära den maximala bestandsstorlek som förväntas i en situation helt utan fiske. På grund av rekryteringsfunktionens form motsvarar dock mängden lekfisk vid MSY en betydligt lägre andel i förhållande till den förväntade mängden lekfisk vid ett ofiskat jämviktsläge (figur 2). Det behövs således relativt få återvändande lekmogna laxar i en älv (i förhållande till hur mycket vuxen lax som skulle kunna återvända i en situation med lägre havsfiske) för att uppnå MSY-målet. Detta kan, bland annat, hämma utvecklingen av fisketurism i älvarna, framförallt om en stor del av det fiskbara överskottet vid MSY nyttjas i havs- och kustfisket innan laxen når upp i älvarna. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv kan det för en art som lax därför vara relevant att överväga alternativa förvaltningsmål, exempelvis principen om maximal ekonomisk avkastning (MEY, t.ex. Holma m.fl. 2018) som inte fokuserar på uttag av biomassa utan snarare det samhällsekonomiska bidraget från olika delar av fiskesektorn. Den ekonomiska avkastningen av ett mer utvecklat turistfiske efter lax i älvdalarna behöver dock vägas mot andra aspekter såsom bibehållande av ett småskaligt kustfiske och en levande kustbygd. Hur laxen som fiskbar resurs bör förvaltas är därför en politisk och samhällelig fråga, snarare än en strikt biologisk. Åtminstone så länge beståndens fortlevnad och långsiktiga livskraft inte riskeras av en alltför omfattande fiskedödighet totalt sett.

11.2. Beståndsbaserad förvaltning

11.2.1. Internationell förvaltning

Vid en beståndsbaserad förvaltning anpassas fiskeuttaget och förvaltningsåtgärder efter de enskilda beståndens status och bärkraft. Dagens internationella förvaltningssystem i Östersjön, med endast en kvot (TAC) för hela delområdet 22-31, begränsar emellertid manöverutrymmet inom den nationella förvaltningen och gör det svårt att i praktiken fullt ut bedriva en beståndsbaserad laxförvaltning på

nationell nivå (t.ex. Ices 2020a,b). De kraftiga internationella inskränkningar av fisket efter lax i södra Östersjön som infördes fiskesäsongen 2022 kan dock ses som ett viktigt steg mot en mer beståndsanpassad förvaltning. Denna förändring innebar att riktat yrkesmässigt fiske blev förbjudet inom det huvudsakliga uppväxtområdet för lax i södra Östersjön, där samtliga laxbestånd uppehåller sig inklusive de svaga bestånden från Baltikum (avsnitt 4.3).

Samtidigt kvarstår delvis problemen med dagens internationella förvaltningssystem i de områden där riktat fiske efter lax fortsatt är tillåtet. Den beslutade TAC:n för år 2022 kan användas som exempel. Under detta år fick kvoten, som var anpassad efter det svagaste beståndet (Ljungan) i området, endast nyttjas i Bottniska viken och Ålands hav under laxens lekvandring. Detta innebar att fisket längre norrut (SD 31), där lax från Ljungan normalt inte förekommer under lekvandringen, också begränsades och därför inte kunde nyttja det lokala överskott av odlad lax eller vild lax från bestånd som uppnått dagens förvaltningsmål (MSY). För det yrkesmässiga kustfisket i SD 31 innebar detta att fiskemöjligheterna blev lägre än om endast de lokala beståndens status hade beaktats. Samtidigt tog sig fler laxar upp i älvarna, vilket kan ses som positivt för fisket och turismen i älvdalarna.

Fiskestoppet som infördes 2022 i södra Östersjön har inte heller inneburit någon förändring av hur kvoten fördelas mellan medlemsländerna runt Östersjön. Trots att bara svenska och finska yrkesfiskare i praktiken har kunnat nyttja sin kvot i det riktade laxfisket i Bottniska viken och Ålands hav, delas TAC (som tidigare) mellan samtliga länder enligt rådande fördelningsnyckel, vilket innebär att fiskemöjligheterna inte kan nyttjas fullt ut såvida inte byte av kvoter mellan länder sker.

Ett sätt att komma runt ovanstående problem är att dela upp Östersjön i flera förvaltningsområden med separata TAC:er (Östergren m.fl. 2015b; Dannewitz m.fl. 2023), där fördelning av kvoterna endast omfattar de länder som kan bedriva riktat laxfiske inom respektive område. En mer detaljerad uppdelning av kvoten mellan olika områden kräver kunskap om hur vilda och odlade laxbestånd rör sig i tid och rum, information som delvis är möjlig att erhålla med den migrationsmodell som utvecklats av Whitlock m.fl. (2018, 2021) och som presenteras i kapitel 7.

Ett ytterligare alternativ som diskuteras i Östergren m.fl. (2015b) är att den av EU fastställda kvoten endast omfattar havsfisket i södra Östersjön, som är ett utpräglat fiske på blandbestånd (och där yrkesfiske riktat mot lax varit förbjudet sedan 2022). Kustfisket i Bottniska viken som idag till stora delar också utgör ett blandbeståndsfiske (om än i lägre omfattning) skulle då, precis som älvfisket, bli en nationell angelägenhet för Sverige och Finland. En sådan lösning förväntas ge ökade möjligheter att anpassa fisket efter enskilda bestånds bärkraft, men ställer samtidigt höga krav på de nationella förvaltningarna. Eftersom lax från svenska älvar i varierande omfattning återvandrar längs den finska kusten (t.ex. Whitlock

m.fl. 2018; avsnitt 7.2.3) skulle dessutom behovet öka av ett nära samarbete mellan Sverige och Finland avseende kustfisket i de båda länderna. Ett tredje möjligt alternativ vore enligt Östergren m.fl. (2015b) att man som i Atlanten starkt begränsar kvoterat och icke-kvoterat havsfiske på blandade vildlaxbestånd. Detta skulle i princip innebära att fiskemöjligheterna begränsas till älvar och mynningsområden där fångsterna helt domineras av lax från det lokala (vilda eller odlade) beståndet.

11.2.2. Nationell förvaltning

Inom ramen för den svenska kvoten (som styrs av den internationella förvaltningen, se ovan) finns möjligheter att förvalta kustfisket (och annat laxfiske) efter de enskilda beståndens bärkraft. Under senare år har flera insatser också gjorts i syfte att utveckla förvaltningen i denna riktning. Som exempel valde Sverige att fasa ut svenskt yrkesmässigt laxfiske i södra Östersjön redan 2013. Syftet var att flytta exploateringen till kusten där möjligheterna är större att rikta fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd för att på så sätt ge svagare bestånd möjlighet till återhämtning. Ett annat exempel är de fiskerestriktioner som gällt under sjukdomsåren i och utanför de två hårdast drabbade älvarna Vindelälven och Ljungan (Dannewitz m.fl. 2019; avsnitt 4.4). Nationella regelverk som syftar till att styra fisket mer mot odlad lax har också använts i varierande omfattning. Dessutom finns exempel på att lokala förvaltningsorganisationer i älvdalarna vid olika tillfällen begränsat fisket inom sötvattensområdet, exempelvis då vattentemperaturerna varit höga eller under år med svag uppvandring av lekfisk.

Möjligheter och begränsningar att reglera det svenska kustfisket i tid och rum i syfte att vidareutveckla idén med beståndsbaserad förvaltning har diskuterats utförligt i tidigare biologiska underlag från SLU Aqua (Östergren m.fl. 2015b; Dannewitz m.fl. 2020b, 2023). Resultat från den migrationsmodell som presenteras i kapitel 7 visar att det inom samtliga geografiska områden som modellen omfattar förekommer inslag av flera laxbestånd under hela fiskesäsongen (figur 17-19, bilaga 1). Detta innebär att ett kustfiske helt inriktat på vissa enskilda bestånd inte är möjligt, om inte fisket uteslutande sker tillräckligt långt inne i älvarnas mynningsområden eller i älvarnas sötvattensområden, där i princip enbart älvsegen lax förväntas. I dagsläget saknas dock tillräckligt detaljerad kunskap om beståndens geografiska fördelning för att kunna specificera hur nära älvarnas mynningsområden fisket måste ske för att helt inriktas på älvsegen lax, något som sannolikt varierar mellan älvar och år.

Även fiske som i varierande omfattning exploaterar blandade bestånd kan, genom rumsliga och tidsmässiga regleringar, till viss del styras i syfte att öka exploateringen av odlad lax och/eller vild lax från starka bestånd, och samtidigt minimera exploateringen av svagare vildlaxbestånd. Ett generellt mål för den nationella förvaltningen kan i så fall vara att långsiktigt minska inslaget av

blandbeståndsfiske längs kusten. Baserat på indelningen av bestånd i förvaltningskategorier (avsnitt 9.1) samt resultat från migrationsmodellen (kapitel 7) diskuterade Dannewitz m.fl. (2020b) olika förslag på hur kusten kan delas in i förvaltningsområden. En indelning av kustfisket i ett antal förvaltningsområden ökar möjligheterna att finjustera och styra fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd. Utöver rent biologiska aspekter behöver dock förvaltningen även ta hänsyn till andra faktorer. Ett stort antal förvaltningsområden längs kusten kan exempelvis medföra problem att i realtid följa infiskningstakten och stoppa fisket då lokala/regionala kvoter uppnåts. Även kontrollen av fisket förväntas bli mer komplicerad om kvoten delas upp mellan ett större antal geografiska områden och tidsperioder. Alltför få förvaltningsområden med ett lågt inslag av lokal förvaltning riskerar å andra sidan att resultera i att målsättningen med en beståndsbaserad förvaltning inte uppnås.

En mer genomgripande förändring av dagens förvaltning av kustfisket, i form av en modell med individuella kvoter i kombination med tidsmässiga regleringar, kan sannolikt minska åtminstone en del av de administrativa och kontrollrelaterade problem som beskrivs ovan. Med dagens förvaltningssystem och en gemensam kvot tenderar fiskare att använda många redskap för att på kort tid fånga så mycket lax som möjligt innan kvoten blir fylld. Införande av individuella kvoter skulle möjliggöra en långsammare infiskningstakt och en längre fiskesäsong med bättre förutsägbarhet och möjlighet till planering. Det skulle också möjliggöra en mer detaljerad styrning av fisket genom olika starttider i olika områden, i syfte att undvika exploatering av svagare vildlaxbestånd som anländer tidigt till kusten. Samtidigt kan då fisket i högre utsträckning än idag riktas mot odlad lax.

En modell med individuella kvoter enligt ovan kan i så fall behöva kombineras med någon typ av styrning av fiskeansträngningen (antal fiskare/redskap per område) för att undvika för höga lokala fisketryck, exempelvis genom att personliga kvoter knyts till geografiska områden/platser. Individuella kvoter kan även behöva kombineras med någon typ av märkning av laxen i syfte att underlätta uppföljning och kontroll. En förvaltning med individuella kvoter kräver vidare ett system för hur den svenska laxkvoten skall fördelas mellan enskilda fiskare.

11.2.3. Fördelning av resursen

En ytterligare fråga som på internationell och nationell nivå behöver hanteras är hur den ”fiskbara resursen” ska fördelas mellan olika intressegrupper som fiskar i hav och sötvatten. Denna fördelningsfråga är mer av politisk än biologisk natur och kräver juridiska och samhällsekonomiska ställningstaganden. Utan ett specificerat kvantitativt mål (som går att utvärdera) avseende andelen yrkes- och fritidsfiske i havet, samt hur stor andel av resursen som ska kunna exploateras i älvarna, finns risk att en till synes framgångsrik beståndsbaserad förvaltning av havsfisket med ökade fångster av vissa bestånd leder till att möjligheterna till fiske i vissa älvar

minskar. Utan fördelningsmål för resursen finns också den omvända möjligheten att yrkesfisket i havet kan komma att minska vid en situation med kraftigt ökat fritidsfiske i älvarna, eftersom Ices beräkningar av hur mycket lax som kan fångas i det yrkesmässiga fisket i havet utgår från den nuvarande omfattningen av fritidsfiske i sötvatten, som inte regleras internationellt (Ices 2024b).

11.3. Ekosystembaserad förvaltning

Ekosystemansatsen som begrepp syftar till att skapa hållbarhet i användningen av landområden, vatten och levande resurser, och har sitt ursprung i Konventionen om Biologisk Mångfald (www.cbd.int). Ekosystembaserad fiskförvaltning syftar till att tillämpa ekosystemansatsen i förvaltningen av våra fiskbestånd (Bryhn m.fl. 2018).

Fiskförvaltningen kan i dagsläget betraktas som mestadels enartsbaserad (t.ex. Del Santo O'Neill m.fl. 2024), där liten hänsyn tas till fiskbeståndens beroende av ekosystemens fysiska och biologiska förhållanden samt interaktioner mellan arter. Ices rådgivning om fiskemöjligheter för olika arter och bestånd tar idag inte hänsyn till fiskets direkta och indirekta effekter på andra arter, vilket är problematiskt då en till synes rimlig exploateringsnivå för ett fiskbestånd (i relation till uppsatta förvaltningsmål för detta bestånd) kan få negativa effekter på andra arter samt ekosystemet i sin helhet. Svårigheten att implementera ekosystembaserad förvaltning i praktiken beror på flera faktorer, där bristen på tillräckliga data- och kunskapsunderlag rörande exempelvis artinteraktioner (t.ex. Pope m.fl. 2019) och fiskbestånds rumsliga fördelning (t.ex. Moore m.fl. 2016) utgör viktiga faktorer.

För laxen i Östersjön har återvandringen av vuxen lekfisk till älvarna minskat markant de senaste två-tre åren (figur 12), vilket tros bero på försämrad överlevnad för den unga laxen under det första året i havet (Ices 2024a; avsnitt 6.1). Den försämrade överlevnaden påverkar förekomsten av lax och fiskemöjligheterna i både havet och älvarna, samt även de referensnivåer som används vid statusutvärdering (avsnitt 3.1). De bakomliggande orsakerna är i dagsläget inte klarlagda, även om det finns flera tänkbara hypoteser såsom födobrist, predation, bifångst i trålfiske och effekter av klimatförändringar och sjukdomsutbrott, som nu undersöks inom ett gemensamt svensk-finskt forskningsprojekt (avsnitt 6.1). Forskning och ökad kunskap om påverkansfaktorer i havet är nödvändig för att kunna påvisa ekosystemeffekter som kan vara viktiga att ta hänsyn till i förvaltningen av fiskbestånden i Östersjön.

En ekosystembaserad förvaltning måste utöver fisket även hantera andra faktorer som påverkar bestånden, ekosystemen och de ekosystemtjänster som olika arter bidrar med. Exempel på andra påverkansfaktorer av betydelse för laxen kan vara vattenkraft, tidigare utförda flottledsrensningar, jord- och skogsbruk, havsbaserad vindkraft, predation från säl och skarv etc. (kapitel 8; avsnitt 9.2). Målsättningar inom dessa områden, exempelvis återställning av habitat (jmf. EU:s nya

restaureringsförordning, Europaparlamentets och rådets förordning om restaurering av natur och om ändring av förordning (EU) 2022/869), begränsningar av påverkansgrad etc., bör tas fram och ingå i en ekosystembaserad förvaltningsmodell tillsammans med mål för fisket. Med detta följer, som nämns ovan, ökade kunskaps- och datainsamlingsbehov.

12. Erkännanden

Vi tackar Tapani Pakarinen (LUKE) för data på fångster i det finska kustfisket samt Magnus Larsson för hjälp med kartor som illustrerar resultat från migrationsmodellen. Tack också till Anders Berglund, David Jonsson, Marcus Bryntesson, Johan Lundgren, Christian Tegenfeldt, Tobias Borger, Dan Blomkvist, Nichlas Dahlen (samtliga från Länsstyrelsen) och Thomas Johansson (Östersjöloxälvar i samverkan) för värdefulla bidrag och synpunkter på kapitel 9, samt Johan Östergren (SLU) och Daniel Holmqvist (Ume/Vindelälvens Fiskeråd) för granskning av rapporten i sin helhet. Vi vill också rikta ett tack till alla yrkesfiskare som bidragit med fångstprover för genetisk analys, som delvis finansierades inom projekt "Ökad kunskap om kustlevande fiskbestånd i havsmiljön" (HaV dnr: 2912-2020) med EU-finansiering via Jordbruksverket. Många analysresultat som presenteras i rapporten är framtagna av Ices arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (Wgbast). Huvudsaklig finansiär av datainsamlingen för lax i Östersjön är EU (Europeiska havs-, fiskeri- och vattenbruksfonden, EHFVF) med medfinansiering från Havs- och vattenmyndigheten. Framtagandet av rapporten finansierades av Havs- och vattenmyndigheten inom projektet "Förvaltning av lax och öring" (HaV dnr: 2223-23).

13. Referenser

- Andersson T (1989). Vandringsöringen i övre Ljungan. PM, 28 s.
- Balk L, Hägerroth PÅ, Gustavsson H, m.fl. (2016). Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. *Sci Rep* 6, 38821. <https://doi.org/10.1038/srep38821>
- Beardmore B, Haider W, Hunt LM & Arlinghaus R (2011). The importance of trip context for determining primary angler motivations: Are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? *North American Journal of Fisheries Management* 31(5): 861–879. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.629855>
- Bergh M (2021). Åbyälven och dess bestånd av lax och havsvandrande öring. Projektarbete i fiskevård, 32 s.
- Bryhn A, Bergek S & Wennhage H (2018). Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning. *Aqua reports* 2018:20. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för akvatiska resurser. 51s. https://pub.epsilon.slu.se/15782/7/bryhn_a_et_al_181127.pdf
- Dannewitz J, Kagervall A, Dahlgren E & Palm S (2019). Åtgärder i syfte att stärka svaga lax- och öringbestånd i Bottniska viken. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 22 s. https://pub.epsilon.slu.se/22704/1/dannewitz_j_et_al_210305.pdf
- Dannewitz J, Palm S, Kagervall A, Whitlock R & Dahlgren E (2020a). Svenska laxbestånd i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 54 s. https://pub.epsilon.slu.se/21803/1/dannewitz_j_et_al_210201.pdf
- Dannewitz J, Palm S, Whitlock R, Larsson S & Fredriksson R (2020b). Biologisk rådgivning inför översyn av bestämmelser för fiske med fasta redskap efter lax och andra arter längs norrlandskusten. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 56 s. https://pub.epsilon.slu.se/22182/1/dannewitz_j_et_al_210211.pdf
- Dannewitz J, Kagervall A & Moberg B (2022). Lax och havsöring i Testeboån – datainsamling och beståndsanalys. *Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)*, 32 s. https://pub.epsilon.slu.se/26936/1/dannewitz_j_et_al_220208.pdf

- Dannewitz J, Ahlbeck Bergendahl I, Ek C, Kagervall A, Magnusson K, Palm S & Whitlock R (2023). Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska laxbestånd. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 48 s. <https://pub.epsilon.slu.se/32643/1/dannewitz-j-et-al-20240130.pdf>
- Del Santo O'Neill TJ, Rossberg AG & Thorpe RB (2024). An efficient tool to find multispecies MSY for interacting fish stocks. *Fish and Fisheries* 25: 441–454. <https://doi.org/10.1111/faf.12817>
- Carlin B (1951). Förteckning över laxförande delar av svenska vattendrag. Vandringsfiskutredningens betänkande (sid. 299-315). Svenska Vattenkraftföreningens publikationer 423 (1951:8), Stockholm.
- Ejsmond MJ, Blackburn N, Fridolfsson E, Haecky P, Andersson A, Casini M, . . . Hylander S (2019). Modeling vitamin B1 transfer to consumers in the aquatic food web. *Sci Rep* 9(1): 10045.
- Ek C, Ahlbeck Bergendahl I, Dannewitz J, Whitlock R & 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 s. Dnr: SLU.aqua.2022.5.4-395.
- Ek, C (2023). Underlag för gynnsamma referensarealer för lax. PM från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 13 s. Dnr: SLU.aqua.2023.5.1-230.
- Engelhardt J, Frisell O, Gustavsson H, Hansson T, Sjoberg R, Collier TK & Balk L (2020). Severe thiamine deficiency in eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *PLoS One* 15(1): e0227201.
- Evens R, Jacot A, Artois T, Ulenaers E, Neyens T, Rappaz L, Theux C & Pradervand J-N (2021). Improved ecological insights commission new conservation targets for a crepuscular bird species. *Animal Conservation* 24: 457–469.
- Finstad AG, Forseth T, Næsje TF & Ugedal O (2004). The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* 73: 959–966.
- Friedland KD, Dannewitz J, Romakkaniemi A, Palm S, Pulkkinen H, Pakarinen T, Oeberst R (2017). Post-smolt survival of Baltic salmon in context to changing environmental conditions and predators. *ICES Journal of Marine Science* 74: 1344-1355.
- Goodyear, CP (2007). Recreational catch and release: Resource allocation between commercial and recreational fishermen. *North American Journal of Fisheries Management* 27(4): 1189–1194.
- Grimvall A, Svedäng H, Farnelid H, Moksnes P-O & Albertsson J (2019). Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband. Rapport nr 2019:6, Havsmiljöinstitutet.

- Gustafsson S (2010). Migration losses of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts at a hydropower station area in River Åbyälven, Northern Sweden. Examensarbete vid SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö. 2010:12.
- Hagelin A, Calles O & Gullberg K (2018). LIV - Laxfisk i nedre Dalälven. Länsstyrelsen Gävleborg Rapportnummer: 2018:4 ISSN: 0284-5954.
- Hansson S, Bergström U, Bonsdorff E, Härkönen T, Jepsen N, Kautsky L, Lundström K, Lunneryd S-G, Ovegård M, Salmi J, Sendek D & Vetemaa M (2017). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. ICES Journal of Marine Science 75: 999–1008.
- Harlén M (2023). Nedströmsvandrande laxsmolt (*Salmo salar*) i Testeboån - En akustisk-telemetristudie för undersökning av nedströmspassage och effektiviteten av galleravledaren vid Strömsbro vattenkraftverk. Examensarbete 15p, Karlstads universitet. Dnr: 23:247.
- HaV (2015). Förvaltning av lax och öring. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:20.
- Helcom (2011). 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.
- Holma M, Lindroos M, Romakkaniemi A & Oinonen S (2018). Comparing economic and biological management objectives in the commercial Baltic salmon fisheries. Marine Policy 100: 207-214.
- Hylander S, Axén C, Fridolfsson E, Green M & Näsström T (2020). Tiaminbrist i Östersjöområdet. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2020:7.
- Ices (2000). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES CM 2000/ACFM:12. 125 pp.
- Ices (2008). Report of the Workshop on Baltic Salmon Management Plan Request (WKBALSAL), 13-16 May 2008, ICES, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/ACOM:55. 61 pp.
- Ices (2013). Report of the Inter-Benchmark Protocol on Baltic Salmon (IBPSalmon), By correspondence 2012. ICES CM 2012/ACOM:41. 100 pp.
- Ices (2014). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 26 March–2 April 2014, Aarhus, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:08. 342 pp.
- Ices (2016). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 30 March–6 April 2016, Klaipeda, Lithuania. ICES CM 2016/ACOM:09.257 pp.

- Ices (2017). Report of the Workshop on Potential Impacts of Climate Change on Atlantic Salmon Stock Dynamics (WKCCISAL), 27–28 March 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:39. 90 pp.
- Ices (2018). EU request to review the list of Baltic Sea wild salmon rivers in Annex I of the EC Multiannual plan on Baltic Sea salmon. ICES Special Request Advice Baltic Sea Ecoregion, 31 May 2018.
- Ices (2020a). Workshop on Baltic Salmon Management Plan (WKBaltSalMP). ICES Scientific Reports 2:35. 101 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5972>
- Ices (2020b). ICES Special Request Advice, Baltic Sea ecoregion, published 4 May 2020.
- Ices (2021). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 15 September 2021.
- Ices (2022). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 31 May 2022.
- Ices (2023). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 31 May 2023.
- Ices (2024a). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 6:42. 425 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25868665>
- Ices (2024b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 31 May 2024.
- Ices (2024c). Salmon (*Salmo salar*) in Subdivisions 22-31 (Main Basin and Gulf of Bothnia) and Subdivision 32 (Gulf of Finland). ICES Stock Annexes. 71 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.25869088>
- Ices (2024d). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 16 September 2024.
- Kagervall A, Degerman E, Petersson E & Dannewitz J (2017). Underlag för förbättrad fritidsfiskestatistik – lax och havsöring. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 8 s. Dnr: SLU.aqua.2016.5.4-153.
- Kagervall A, Palm S & Dannewitz J (2020). Biologisk rådgivning med fokus på ändrade bestämmelser för fiske i älvar i Norrland. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 14 s. <https://res.slu.se/id/publ/109898>
- Karlsson L & Karlström Ö (1994). The Baltic Salmon (*salmo salar* L.): its history, present situation and future. Dana 10: 61-85.
- Karlsson L, Karlström Ö & Hasselborg T (1995). Laxens lekvandringstid i Bottniska vikens kustområden och dess samband med havsvattentemperaturen. Laxforskningsinstitutet, Meddelande 1/1995.

- Koehler B, Dannewitz J & Bergström L (2024). Kan havsbaserad vindkraft påverka vandrande lax? *Aqua notes* 2024:28. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för akvatiska resurser. 23 s. <https://doi.org/10.54612/a.206iiu3m7t>
- Kulmala S, Haapasaari P, Karjalainen TP, Kuikka S, Pakarinen T, Parkkila K, Romakka-niemi A & Vuorinen PJ (2013). TEEB Nordic case: Ecosystem services provided by the Baltic salmon – a regional perspective to the socio-economic benefits associated with a keystone species. In: Kettunen et al. Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries - Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Available also at: <https://www.unep.org/topics/teeb>.
- Leonardsson K & Nilsson K (2021). Modellering av fiskvägars betydelse för fiskbestånden. Energiforsk AB. Rapport 2021:765, 110 s.
- Lindroth A (1950). Laxbeståndets fluktuationer i de norrländska älvarna. Svenska vattenkraftsföreningens publikationer 415: 99-224.
- Lindroth A (1974). Appraisal of the artificial salmon reproduction in Sweden. Laxforskningsinstitutet, Meddelande 6.
- Lindroth A, Larsson P-O (1984). De svenska laxsmoltutsättningarna i Östersjön. Vattenfall, Norstedts tryckeri, Stockholm. 46 s.
- Länsstyrelsen (2016). Pilotprojekt för uppföljning av fiskvägens effektivitet samt förekomst av fördröjning på uppvandring av lax och öring med ekolodskamera i Sikfors kraftverk, Piteälven 2015. PM Länsstyrelsen i Norrbottens län, dnr: 531-3355-12-6.
- Länsstyrelserna (2019). Svensk kompensationsodling av lax och öring - med riktlinjer för godkänd smolt. Fiskeutredningsgruppen (FUG), Länsstyrelserna i Västra Götaland, Västernorrland och Norrbotten. PM, 29 s.
- Mace PM (2001). A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and fisheries* 2: 2-32.
- Majaneva S, Fridolfsson E, Casini M, Legrand C, Lindehoff E, Margonski P, . . . Hylander S (2020). Deficiency syndromes in top predators associated with large-scale changes in the Baltic Sea ecosystem. *PLoS One* 15(1): e0227714. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227714>
- Melbourne BA (2012). Demographic stochasticity. In A. Hastings and L. J. Gross eds. *Encyclopedia of Theoretical Ecology*. pp 706-712, Berkeley, University of California Press.
- Miettinen A, Palm S, Dannewitz J, Lind E, Primmer C R, Romakkaniemi A, Östergren J & Pritchard V L (2021). A large wild salmon stock shows genetic and life history differentiation within, but not between, rivers. *Conservation Genetics* 22: 35–51.

- Miettinen A, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Pakarinen T, Palm S, Persson L, Östergren J, Primmer CR & Pritchard VL (2024). Temporal allele frequency changes in large-effect loci reveal potential fishing impacts on salmon life-history diversity. *Evolutionary Applications* 17, e13690. <https://doi.org/10.1111/eva.13690>
- Mikkonen J, Keinänen M, Casini M, Pönni J & Vuorinen PJ (2011). Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *ICES Journal of Marine Science* 68(10): 2134-2144. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr156>
- Montén E (1988). Fiskodling och vattenkraft. 1988. Vattenfall. Tryckoffset AB. P.159.
- Moore C, Drazen JC, Radford BT, Kelley C & Newman SJ (2016). Improving essential fish habitat designation to support sustainable ecosystem-based fisheries management. *Marine Policy* 69: 32-41.
- Mäntyniemi S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Palm S, Pakarinen T, Pulkkinen H, Gårdmark A & Karlsson O (2012). Both predation and feeding opportunities may explain changes in survival of Baltic salmon post-smolts. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1574-1579.
- Naiman RJ, Bilby RE, Schindler DE, Helfield JM (2002). Pacific salmon, nutrients, and the dynamics of freshwater and riparian ecosystems. *Ecosystems* 5: 399–417.
- Palm S & Söderberg L (2017). Genetisk analys av lax från tre vattendrag i Västernorrland. PM från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 12 s. Dnr: SLU.aqua.2016.5.2-346.
- Palm S (2019). Genetisk analys av lax från Moälven. PM från SLU, 19 s. Dnr: SLU.aqua. 2018.5.2-427.
- Palm S (2021). Genetiskt bevarandemål för lax i Gullspångsälven. PM/Utlåtande till Länsstyrelsen Västra Götaland. 6 s. Dnr: SLU.aqua.2021.5.4-32.
- 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 & Dannewitz J (2023). Atlantic Salmon. Appendix 1 Species-Climate Information Sheets In: *Förväntad klimatpåverkan på kommersiellt viktiga fiskeresurser för svenskt fiske* (eds. Bartolino V., Bergström L., Erlandsson M., Koehler B.) Interimrapport till HaV (Dnr 1638-2020).
- Palm S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Pakarinen T, Veneranta L, Vähä V & Broman A (2024). Torneälvens bestånd av lax, havsöring och vandringsik – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2024. Rapport från Sveriges lantbruksuniversitet och Finska

naturresursinstitutet, 49 s. <https://pub.epsilon.slu.se/34248/1/palm-s-et-al-20240523.pdf>

- Palmé A, Wennerström L, Guban P & Laikre L (editors) (2012). Stopping compensatory releases of salmon in the Baltic Sea. Good or bad for Baltic salmon gene pools? Report from the Baltic Salmon 2012 symposium and workshop, Stockholm University, February 9–10, 2012. Davidsons Tryckeri, Växjö, Sweden.
- Pope JG, Bartolino V, Kulatska N, Bauer B, Horbowy J, Ribeiro JPC, Sturludottir E & Thorpe R (2019). Comparing the steady state results of a range of multispecies models between and across geographical areas by the use of the jacobian matrix of yield on fishing mortality rate. *Fisheries Research* 209: 259–270. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.08.011>
- Rogell B, Dannewitz J & Palm S (2022). Hur förhåller sig förvaltning enligt Maximum Sustainable Yield (MSY) till bevarande av laxpopulationer? Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 16 s. Dnr: SLU.aqua.2021.5.4-32.
- Romakkaniemi A, Perä I, Karlsson L, Jutila E, Carlsson U & Pakarinen T (2003). Development of wild Atlantic salmon stocks in the rivers of the northern Baltic Sea in response to management measures. *ICES Journal of Marine Science* 60: 329–342.
- Ruokonen TJ, Suuronen P, Pulkkinen H & Erkinaro J (2022). Release mortality of wild Atlantic salmon in coastal pontoon-trap fishery in the northern Baltic Sea. *Fisheries Research* 252: 106336. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022>
- Ruokonen TJ, Pulkkinen H, Mäntyniemi S, Erkinaro J & Suuronen P (2023). Effect of the trap net emptying method on release mortality of Atlantic salmon estimated by a Bayesian system model. *Aquaculture, Fish and Fisheries* 3: 366–379. <https://doi.org/10.1002/aff2.115>
- Siira A, Erkinaro J & Jounela P (2009). Run timing and migration routes of returning Atlantic salmon in the Northern Baltic Sea: implications for the fisheries management. *Fisheries Management and Ecology* 16: 177-190.
- SLU Fiskbarometern (2024). Resursöversikt 2023. <https://fiskbarometern.se> [2024-12-16].
- Ståhl G (1981). Genetic differentiation among natural populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Northern Sweden. *Ecological Bulletins* 34: 95-105.
- Ståhl G (1987). Genetic population structure of Atlantic salmon. In: Ryman N, Utter F (eds) *Population Genetics & Fishery Management*. University of Washington Press, Seattle and London.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2019). Fortsatta undersökningar av laxsjuklighet under 2018. Dnr 2018/171. 43 s.

- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2023). Hälsoövervakning av vildlevande fisk, kräfdjur och blötdjur 2022. Dnr 2021/39. 154 s.
- Säisä M, Koljonen M-L, Gross R, Nilsson J, Tähtinen J, Koskiniemi J & Vasemägi A (2005). Population genetic structure and postglacial colonization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea area based on microsatellite DNA variation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1887–1904.
- Säterberg T, Jacobson P, Ovegård M, Rask J, Östergren J, Jepsen N & Florin A-B (2023). Species- and origin-specific susceptibility to bird predation among juvenile salmonids. *Ecosphere* 14(12): e4724. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4724>
- Söderberg L, Palm S (2017). Genetisk analys av lax från Hörnån. PM från Sveriges lantbruksuniversitet, 4 s. Dnr: SLU.aqua.2017.5.4-186.
- Söderlund T (2022). Åbyälvens potential som levande vildlaxälv. Rapport från Skellefteå kommun, 30 s.
- Verspoor E, Stradmeyer L & Nielsen J (2007). *The Atlantic salmon: Genetics, Conservation and Management*. Blackwell Publishing Ltd, Oxford UK. 500 pp.
- Weichert FG, Axén C, Förlin L, m.fl. (2021). A multi-biomarker study on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) affected by the emerging Red Skin Disease in the Baltic Sea. *Journal of Fish Diseases* 44: 429–440. <https://doi.org/10.1111/jfd.13288>
- Whitlock R, Mäntyniemi S, Palm S, Koljonen M-L, Dannewitz J & Östergren J (2018). Integrating genetic analysis of mixed populations with a spatially explicit population dynamics model. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 1017–1035.
- Whitlock RE, Pakarinen T, Palm S, Koljonen ML, Östergren J & Dannewitz J (2021). Trade-offs among spatio-temporal management actions for a mixed-stock fishery revealed by Bayesian decision analysis. *ICES Journal of Marine Science* 78: 3625–3638. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab203>
- Östergren J, Palm S, Björkvik E & Dannewitz J (2014). Biologisk rådgivning och underlag inför beslut om kustfiskeregler 2014. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 19 s. Dnr: SLU.aqua.2014.5.5-58.
- Östergren J, Lind E, Palm S, Tärnlund S, Prestegaard T & Dannewitz J (2015a). Stamsammansättning av lax i det svenska kustfisket 2013 & 2014 – genetisk provtagning och analys. Biologisk rådgivning från SLU, 30 s. https://pub.epsilon.slu.se/13233/1/ostergren_j_et_al_160412.pdf
- Östergren J, Dannewitz J, Palm S, Degerman E, Kagervall A & Näslund I (2015b). Biologiskt underlag till arbetet med Havs- och vattenmyndighetens regeringsuppdrag om förvaltning av lax och öring. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 34 s. Dnr: SLU.aqua.2015-5.5-334.

- Östergren J, Blomqvist C, Dannewitz J, Palm S & Fjälling A (2020). Utkastdödlighet hos lax fångad i olika redskap. Rapport från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 21 s. Dnr: SLU.aqua.2020.5.5-2.
- Östergren J, Palm S, Gilbey J, Spong G, Dannewitz J, Königsson H, Persson J, Vasemägi A (2021). A century of genetic homogenization in Baltic salmon - evidence from archival DNA. *Proceedings of the Royal Society B*. 288: 20203147. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.3147>

14. Bilaga 1

Beståndsandelar i Ålands hav och Bottniska viken under perioden 13-26 maj, 10-23 juni och 8 juli-21 juli 2022, enligt resultat från migrationsmodellen. Box 12V-24V representerar svenska kusten från söder till norr, och box 12Ö-24Ö motsvarande för finska kusten (se figur 17-19). I tabellerna anges även andelen vild och odlad lax. Observera att tabellerna endast presenterar punktskattningar som är behäftade med mer eller mindre stora osäkerheter (avsnitt 7.2). Se texten för mer information.

13 maj – 26 maj, 2022

	12V	13V	14V	15V	16V	17V	18V	19V	20V	21V	22V	23V	24V	12Ö	13Ö	14Ö	15Ö	16Ö	17Ö	18Ö	19Ö	20Ö	21Ö	22Ö	23Ö	24Ö
Simojoki	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Torneälven	0.11	0.21	0.24	0.46	0.49	0.51	0.56	0.61	0.66	0.68	0.67	0.65	0.65	0.17	0.37	0.42	0.69	0.73	0.78	0.80	0.86	0.88	0.89	0.91	0.95	0.93
Kemijoki (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kalixälven	0.12	0.07	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.37	0.44	0.21	0.17	0.12	0.11	0.08	0.08	0.08	0.07	0.04	0.04
Råneälven	0.05	0.06	0.07	0.06	0.05	0.04	0.04	0.04	0.05	0.06	0.09	0.14	0.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Luleälven (odlad)	0.23	0.30	0.37	0.24	0.23	0.23	0.19	0.18	0.14	0.13	0.12	0.18	0.10	0.08	0.07	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02
Iijoki (odlad)	0.03	0.02	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.08	0.06	0.05	0.04	0.04	0.03	0.02	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00
Piteälven	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00
Oulujoki (odlad)	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Åbyälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Byskeälven	0.18	0.16	0.13	0.11	0.10	0.10	0.10	0.09	0.10	0.10	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kågeälven	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Skellefteälven (odlad)	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.04	0.04	0.03	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rickleån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sävarån	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vindelälven	0.03	0.02	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Umeälven (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Öreälven	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lögdeälven	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ångermanälven (odlad)	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Indalsälven (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljungån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljusnån (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Testeboån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dalälven (odlad)	0.15	0.08	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Emån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mörrumsån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vild lax	0.54	0.56	0.54	0.70	0.71	0.70	0.75	0.79	0.83	0.86	0.86	0.82	0.90	0.76	0.81	0.89	0.92	0.92	0.93	0.94	0.96	0.97	0.99	0.99	0.99	0.98
Odlad lax	0.46	0.44	0.46	0.30	0.29	0.30	0.25	0.21	0.17	0.14	0.14	0.18	0.10	0.24	0.19	0.11	0.08	0.08	0.07	0.06	0.04	0.03	0.01	0.01	0.01	0.02

10 juni – 23 juni, 2022

	12V	13V	14V	15V	16V	17V	18V	19V	20V	21V	22V	23V	24V	12Ö	13Ö	14Ö	15Ö	16Ö	17Ö	18Ö	19Ö	20Ö	21Ö	22Ö	23Ö	24Ö
Simojoki	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.04	0.05	0.03	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.00	0.01
Torneälven	0.36	0.27	0.09	0.12	0.37	0.42	0.41	0.40	0.25	0.38	0.25	0.00	0.01	0.27	0.26	0.34	0.27	0.44	0.57	0.69	0.67	0.64	0.58	0.58	0.60	0.68
Kemijoki (odlad)	0.08	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.03	0.03	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01
Kalixälven	0.03	0.02	0.00	0.01	0.02	0.03	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.00	0.19	0.16	0.26	0.23	0.26	0.24	0.22	0.24	0.24	0.24	0.19	0.12	0.26
Råneälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.28	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Luleälven (odlad)	0.24	0.20	0.17	0.17	0.31	0.24	0.27	0.24	0.21	0.30	0.26	0.79	0.70	0.21	0.20	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.04	0.05	0.00	0.04
Iijoki (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.05	0.08	0.12	0.24	0.00
Piteälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Oulujoki (odlad)	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.04	0.00
Åbyälven	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Byskeälven	0.03	0.03	0.02	0.02	0.04	0.04	0.06	0.06	0.08	0.22	0.37	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kågeälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00
Skellefteälven (odlad)	0.02	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.07	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rickleån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sävarån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vindelälven	0.07	0.07	0.10	0.10	0.15	0.08	0.14	0.17	0.38	0.01	0.00	0.00	0.00	0.11	0.15	0.04	0.03	0.05	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Umeälven (odlad)	0.02	0.03	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.08	0.12	0.09	0.10	0.07	0.03	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
Öreälven	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lögdeälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ångermanälven (odlad)	0.07	0.04	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Indalsälven (odlad)	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljungan	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljusnan (odlad)	0.01	0.04	0.13	0.43	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.26	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Testeboån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dalälven (odlad)	0.00	0.21	0.44	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Emån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mörrumsån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vild lax	0.54	0.44	0.23	0.27	0.60	0.59	0.67	0.73	0.77	0.66	0.66	0.18	0.29	0.64	0.64	0.72	0.57	0.77	0.89	0.92	0.92	0.89	0.84	0.80	0.72	0.95
Odlad lax	0.46	0.56	0.77	0.73	0.40	0.41	0.33	0.27	0.23	0.34	0.34	0.82	0.71	0.36	0.36	0.28	0.43	0.23	0.11	0.08	0.08	0.11	0.16	0.20	0.28	0.05

8 juli – 21 juli, 2022

	12V	13V	14V	15V	16V	17V	18V	19V	20V	21V	22V	23V	24V	12Ö	13Ö	14Ö	15Ö	16Ö	17Ö	18Ö	19Ö	20Ö	21Ö	22Ö	23Ö	24Ö
Simojoki	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Torneälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.05	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.06	0.04	0.15	0.36	0.55	0.64	
Kemijoki (odlad)	0.39	0.36	0.15	0.10	0.09	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.55	0.57	0.45	0.26	0.15	0.13	0.14	0.07	0.01	0.01	0.01	0.00	
Kalixälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.04	0.10	0.18	0.07	0.11	0.14	0.11	0.23	
Råneälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
Luleälven (odlad)	0.03	0.05	0.07	0.08	0.16	0.12	0.29	0.32	0.15	0.51	0.44	0.88	0.93	0.03	0.05	0.04	0.05	0.06	0.13	0.18	0.26	0.10	0.22	0.25	0.01	0.09
Iijoki (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.18	0.01	
Piteälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Oulujoki (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.03	0.01	0.02	0.09	0.11	0.00	0.00	
Åbyälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Byskeälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.19	0.34	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Kågeälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.04	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.01	0.00	0.00
Skellefteälven (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.11	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rickleån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Sävarån	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vindelälven	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.11	0.38	0.67	0.11	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00
Umeälven (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.07	0.11	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.07	0.68	0.44	0.02	0.00	0.00	0.00	
Öreälven	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	0.01	0.03	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lögdeälven	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ångermanälven (odlad)	0.48	0.47	0.26	0.20	0.24	0.15	0.33	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37	0.34	0.37	0.23	0.17	0.27	0.29	0.10	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
Indalsälven (odlad)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.42	0.09	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljungan	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.03	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ljusnan (odlad)	0.00	0.00	0.14	0.53	0.24	0.07	0.04	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.34	0.42	0.19	0.23	0.06	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00
Testeboån	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dalälven (odlad)	0.00	0.07	0.33	0.05	0.04	0.14	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.05	0.03	0.09	0.02	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Emån	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mörrumsån	0.07	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vild lax	0.10	0.05	0.04	0.04	0.07	0.07	0.21	0.54	0.73	0.40	0.44	0.10	0.05	0.05	0.03	0.05	0.07	0.09	0.18	0.13	0.24	0.11	0.29	0.54	0.69	0.89
Odlad lax	0.90	0.95	0.96	0.96	0.93	0.93	0.79	0.46	0.27	0.60	0.56	0.90	0.95	0.95	0.97	0.95	0.93	0.91	0.82	0.87	0.76	0.89	0.71	0.46	0.31	0.11

