



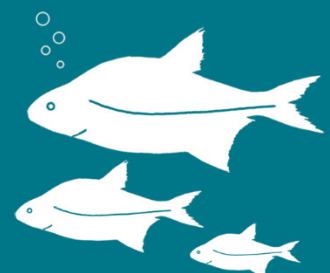
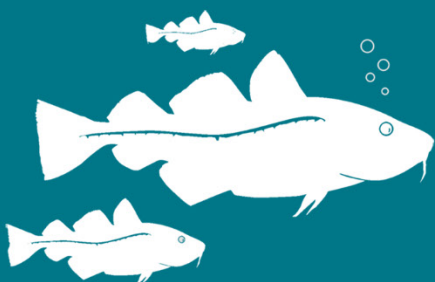
Aqua notes 2024:1

Utvärdering av ålyngelutsättning

– en uppdatering av svenska väst- och sydkustområden

Elin Myrenås

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för akvatiska resurser



Utvärdering av ålyngelutsättning – en uppdatering av svenska väst- och sydkustområden

Evaluation of eel restocking – An update on west and south coast areas in Sweden

Elin Myrenås, <https://orcid.org/0000-0003-3894-4501>,
Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Per Holliland, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Yvette Heimbrand, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 02080-2023 (SLU-ID: SLU.aqua.2023.5.1-203)

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.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, 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:	2024
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Torsk (t.v.): Fredrik Saarkoppel; Braxen (t.h.): SLU
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua notes
Delnummer i serien:	2024:1
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-705-6
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.1qef0n15mq
Nyckelord:	<i>Anguilla anguilla</i> , rekryter, utsättning, strontium, provfiske, ål
Rekommenderad citering:	Myrenås, E. (2024). Utvärdering av ålyngelutsättning; en uppdatering av svenska väst- och sydkustområden. Aqua notes 2024:1. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.1qef0n15mq

© 2024 Elin Myrenås

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

Sammanfattning

Som en av åtgärderna i den svenska ålförvaltningsplanen har ålyngel sedan 2009 köpts in från de sydvästra delarna av Europa, transporterats och släppts ut i svenska vatten (så kallade stödsutsläppningar). Förhoppningen är att på så sätt snabbt öka antalet lekmogen blankål som lämnar Sverige, som kan fortsätta sin vandring mot lekområdet i Sargassohavet. Alla importerade ålyngel som satts ut i Sverige sedan 2009 är märkta kemiskt med strontium vilket skapar en permanent strontiummärkning i ålarnas hörselstenar (otoliter) som gör det möjligt att skilja på utsatta ålar och naturliga rekryter. SLU, institutionen för akvatiska resurser, påbörjade en utvärdering av ålyngelutsläppningar i svenska vatten under 2022, i vilken utsläppningar av ål från svenska väst- och sydkusten ingick (Myrenås, 2022). Utvärderingen visade att strontiummärkta, utsatta, ålar främst återfanns i ett kustnära provfiske i området kring Orust och Tjörn. Under 2023 har ytterligare otolitikemiska analyser därför utförts på ål från detta område. Denna rapport innehåller en uppdatering av resultaten i Myrenås (2022) med ett större antal analyserade individer och ett jämnare stickprov per fiskeår (2013–2021).

Resultaten visar att utsatta ålar har något högre kondition än naturliga rekryter och något högre tillväxthastighet i ung ålder, men skillnaderna är generellt små sett ur ett biologiskt perspektiv. Detta resultat är samstämmigt med tidigare analyser, som var baserade på ett mindre stickprov (Myrenås 2022). Då alla ålar är ålderslästa är det möjligt att följa fångsterna av respektive årskull utsatt ål på årsbasis efter utsättning. Främst är det utsatta ålar från utsättningsåren 2010 och 2011 som är representerade bland de återfångade, märkta ålarna medan det från senare utsläppningar endast fångats ett fåtal individer eller inte några individer alls. Naturliga rekryter med beräknade ankomstår (d.v.s. beräknat antal år som hade passerat sedan glasålstadiet då de rekryterade naturligt till Sverige) fram till och med 2015 finns väl representerade i fisket medan senare ankomstår endast har ett fåtal representanter. Att de naturliga rekryterna är få de senaste åren kan förklaras av den generellt låga andelen rekryter till Europa, vilken ligger på historiskt låga nivåer. Utsläppningarna i området kring Orust och Tjörn har varit i storleksordningen 300 000–400 000 ålar årligen sedan start 2010. Anledningen till att ålar från de senare utsläppningarna inte återfångas i samma utsträckning som de tidigaste utsläppningarna skulle kunna bero på naturlig predation, sjukdomar, och/eller klimatförändringar, men detta är enbart spekulation och den verkliga orsaken är oklar.

Summary

One of the measures in the Swedish eel management plan, since 2009, is to restock glass eels in Swedish waters. The glass eel usually originates from southwestern Europe. The aim is to quickly increase the amount of silver eel that leaves Sweden to continue their spawning migration towards the Sargasso Sea. Since 2009, all restocked eels are marked chemically with strontium, creating a permanent strontium mark in the eels' ear stones (otoliths) which enables discrimination between restocked and natural recruits. In 2022, SLU, Department of Aquatic Resources, commenced an evaluation on the effects of restocking eels in Swedish waters, starting out with an evaluation of restocking at the west- and south coast of Sweden (Myrenås, 2022). The evaluation showed that strontium marked restocked eels were predominantly found in an area around Orust and Tjörn. During 2023, additional otolith chemical analyses have been conducted on eels from this particular area. This report is an update of the results in Myrenås (2022) with a greater sample size and a more balanced number of analysed individuals per fishing year (2013–2021).

The results show that restocked eels have higher condition compared to natural recruits, and higher growth rate at a young age, these differences are, however, generally small from a biological perspective. Since age has been estimated for all eels in the study, it is possible to follow recaptures of marked eels every fishing year from each restocking year onwards. The results show that it is mainly eels from the restocking years 2010–2011 that have been recaptured, while eels from later restocking years are few or absent. Natural recruits with an estimated arrival year (i.e., number of years that had passed since the glass eel stage at the time when they arrived naturally to Swedish waters) until 2015 are well represented in the catch while eels from later arrival years are few. The fact that natural recruits from later arrival years are few might be due to the general low numbers of recruits in the northern parts of Europe, which is currently at historically low levels. The restocking numbers in the area around Orust and Tjörn, have been around 300 000–400 000 eels annually since the start in 2010. The reason why restocked eels from later years are not represented in the catches could be due to natural predation, disease, and/or climate change, but this is speculation, and the true reason remains unclear.

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	6
2. Material och Metoder.....	8
2.1. Provfiske – ryssjor	8
2.2. Analyser	8
2.3. Beräkningar och statistiska analyser	9
3. Resultat.....	10
3.1. Fångster.....	10
3.2. Tillväxt.....	14
3.3. Kondition.....	14
4. Diskussion.....	17
5. Tack.....	19
Referenser.....	20

1. Inledning

Under 1900-talet konstaterades att den europeiska ålen (*Anguilla anguilla*) uppvisade både lägre rekryteringssiffror och en minskad populationsstorlek än tidigare (Dekker, 2003). För att vända den nedåtgående trenden antog EU en ålförordning 2007 (Rådets förordning (EG) nr 1100/2007). Ett krav inom förordningen är att medlemsländerna ska ta fram nationella förvaltningsplaner som omfattar åtgärder för att uppnå det långsiktiga målet i förordningen. Sverige, tillsammans med många andra länder, har därmed antagit nationella förvaltningsplaner (Förvaltningsplan för ål, 2008). Som en av åtgärderna i den svenska förvaltningsplanen har ålyngel köpts in från de sydvästra delarna av Europa och förflyttats hit till svenska vatten där de släppts ut på olika platser, både på kusten och i sötvatten (så kallade utsättningar eller restocking på engelska). Dessa utsättningar bygger på konceptet att glasål fångas i områden med förmodade höga tätheter och hög naturlig dödlighet, och flyttas till områden med förmodade låga tätheter och låg naturlig dödlighet (Förvaltningsplan för ål, 2008). Kunskapen om tätheter och naturlig dödlighet är dock otillräcklig i nuläget, varför detta bara är antaganden (ICES, 2016; 2023a, b). Förhoppningen med utsättningarna är att snabbt öka produktionen av lekmogen blankål nationellt, och att det ska få positiva effekter för beståndet som helhet. Stödutsättningar inom ramen för den nationella förvaltningsplanen har därför prioriterats i vattendrag där ålen har fri möjlighet att vandra ut, framför allt under senare år (Dekker m.fl. 2021). Efter år 2020 har ingen ål satts ut inom ramen för den nationella förvaltningsplanen. Importerad ål sätts dock fortfarande ut enligt krav i vattendomar, för att förstärka fiskemöjligheterna, eller som en frivillig bevarandeåtgärd. Om utsättningar av ål (oavsett syfte eller var i Sverige de görs, eller om de sätts ut i andra länder) har en positiv effekt på beståndet som helhet är dock inte känt i dagsläget (ICES, 2016; 2023a, b).

Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua), påbörjade en utvärdering av dessa ålyngelutsättningar 2022, varav en del bestod i att analysera effekterna av ålutsättningar vid den svenska väst- och sydkusten (Myrenås, 2022). I rapporten gjordes en sammanställning av förhållandet mellan naturligt rekryterade ålar och ålar som förflyttats hit, så kallade utsatta ålar, samt en analys av eventuella skillnader i kondition, tillväxt och ålder mellan de två grupperna (Myrenås, 2022). Ålarna som ingick i studien var fångade dels i ett

kustnära provfiske i området kring Orust och Tjörn, dels i elfisken i åar med avrinning till kusten i Sveriges västra – och södra delar (i närheten av utloppet). Denna jämförelse av naturliga rekryter och utsatta ålar är möjlig eftersom alla ålar som sätts ut i svenska vatten sedan 2009 märks kemiskt med strontiumklorid (SrCl_2) vilket skapar en permanent strontiummärkning i ålarnas hörselstenar (otoliter) (Wickström & Sjöberg 2014). Genom otolitkemiska analyser kan därmed ålens bakgrund avgöras (naturligt rekryterad eller hitflyttad för utsättning). Från de fisken som ingick i studien återfanns märkta ålar främst i området kring Orust och Tjörn och främst från de tidigare utsättningsåren (ålarnas otoliter var ålderslästa). I samma område har det gjorts utsättningar av märkta ålar varje år sedan 2010 (förutom 2021) inom ett projekt kallat 8+fjordar (8fjordar, 2019). Det dataunderlag som fanns tillgängligt vid den tidigare analysen (Myrenås, 2022) varierade mellan år (ojämn stickprovsstorlek) vilket påverkade osäkerheten i jämförelsen av återfångad märkt ål mellan år. Under 2023 har ytterligare otolitkemianalyser gjorts för att uppnå ett större och jämnare stickprov av analyserade ålar från området. Syftet med denna rapport är att uppdatera de statistiska analyserna i Myrenås (2022) baserat på nytillkomna resultat från otolitkemianalyser på ålar fångade i området kring Orust och Tjörn.

2. Material och Metoder

Totalt utfördes kemisk analys av strontium på 184 otoliter under 2023 för att uppnå ett större och jämnare stickprov av analyserade ålar från området kring Orust och Tjörn, för att komplettera dataunderlaget i Myrenås (2022). Av dessa var 183 stycken honor och en hane, varför de statistiska analyserna inte har delats upp på kön. Då detta är en uppdatering av den tidigare rapporten följer här en kortfattad version av material och metoder, för mer detaljer se Myrenås (2022).

2.1. Provfiske – ryssjor

I fjordarna mellan Orust och Tjörn sker årligen ett fiskerioberoende provfiske med ryssjor. Fisket utförs av SLU Aqua inom ramen för nationell och regional övervakning. Ålarna delas in i olika kategorier efter en okulär första bedömning av ålens utvecklingsstadium; gulål eller blankål. Endast gulålar har ingått i denna studie. Ur provfiskets fångst av gulål väljs sedan ett längdstratifierat urval av ålar ut för vidare dissektion och åldersanalys.

2.2. Analyser

Åldersanalysen består av flera steg. Först slipas otoliten för att exponera kärnan, sedan etsas och färgas den slipade ytan för att förstärka de årliga tillväxtzonerna och till sist räknas årsringarna i mikroskop för åldersbestämning (Morales-Nin, 1992; Pannella, 1971; Popper m.fl. 2005; ICES, 2009). Troligtvis är ålynglen redan tre år när de anländer till den europeiska kontinenten som glasålar, men då perioden i havet inte går att avläsa på otoliterna åldersbestäms de till att vara ett år vid första ringen efter glasålstadiet (ICES, 2011). Viss felmarginal finns i åldersläsningen av ål då det ibland uppstår falska ringar, vilket försvårar avläsningen (Deelder, 1976; ICES, 2011) samt att ålar äldre än 15 år har visat sig vara svårlästa (Jacobson m.fl. 2023). Nyligen gjordes provtagningsprogrammet om och numera åldersbestäms gulålar vartannat år och blankålar vartannat år. Det medför att inga ålar från fiskeåren 2020 och 2022 ingår i denna studie (eftersom blankål ålderslästes dessa

år och de är för gamla för att kunna vara märkta med strontium, kan härkomst därmed inte avgöras).

Från varje fiskeår mellan 2013–2021 (förutom 2020), har stickprov från de ålderslästa gulålarna valts ut för kemisk analys av strontium. Kriterier för detta urval var dels för att i möjligaste mån få ett jämnt antal ålar från varje fiskeår och dels att från varje fiskeår få så stor spridning som möjligt inom det aktuella åldersintervallet. Även några ålar som ålderslästs till att vara utsatta ett eller två år innan utsättningarnas början (2010) har tagits med för att ta hänsyn till åldersläsningens felmarginal (Håkan Wickström, pers. kom.). Första året, 2013 har endast 10 ålar analyserats då det inte fanns fler ålar i fångsten med rimlig ålder som kan bära på Sr-märkningen.

2.3. Beräkningar och statistiska analyser

Rapporten består av sammanfattande deskriptiv statistik för att visa procentandelen fångad ål med eller utan Sr-märkning per fiskeår. Kumulativ fångst av olika utsättningar samt tillväxtmönster för märkta och omärkta ålar har visualiserats.

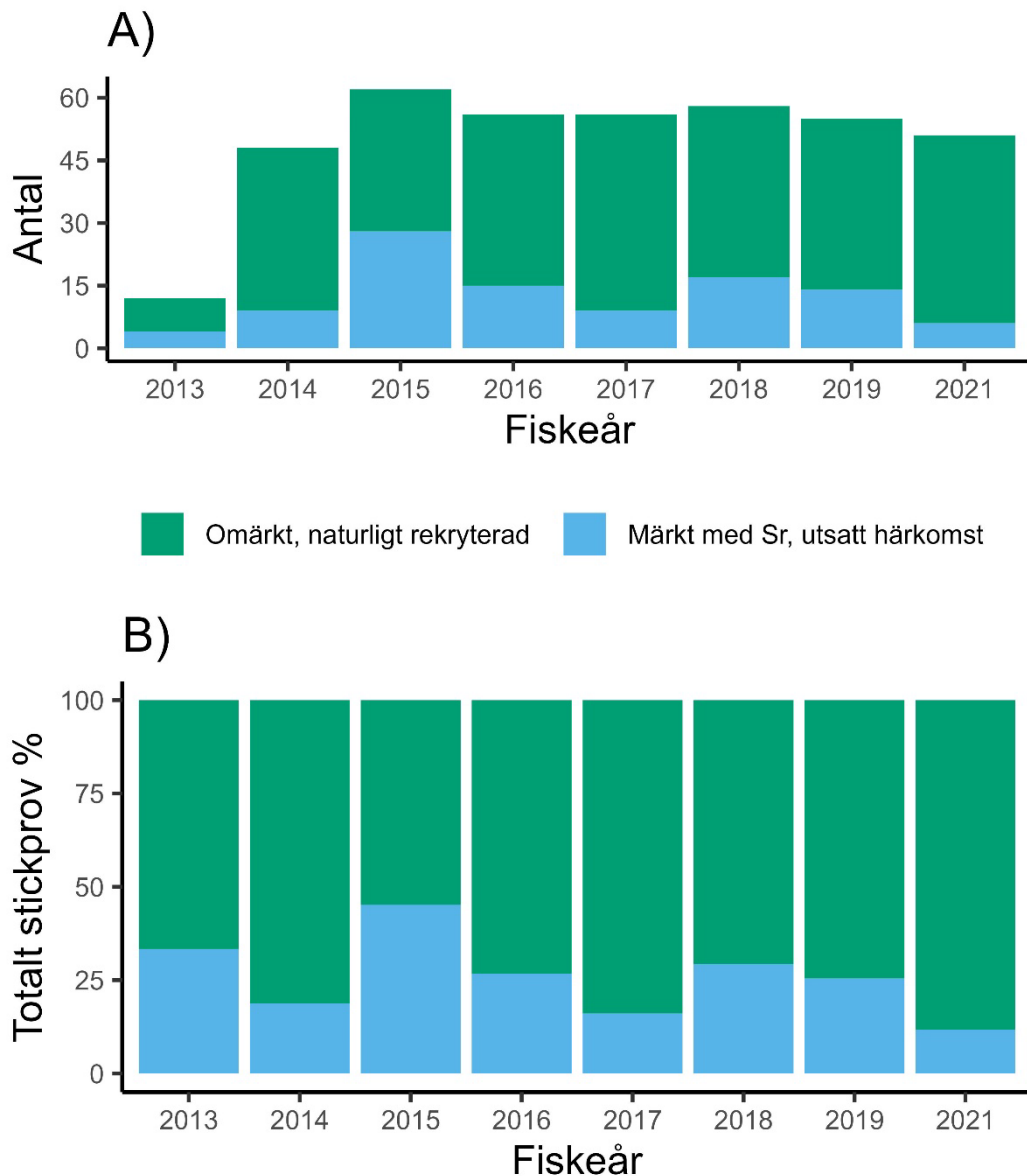
För de ålar som frysts och tinats före mätning och vägning gjordes en fryskorrigerad vikt och längd i enlighet med Simon (2013) eftersom ålen krymper och minskar i vikt när den förvaras fryst. Ålarnas kondition vid återfångst analyserades utifrån log-log förhållandet mellan vikt (g) och längd (mm), d.v.s. en jämförelse av vikten vid en viss längd. Ett sådant linjärt förhållande inkluderar samma parametrar som Le Crens konditionsindex (Le Cren, 1951). En linjär regressionsmodell användes för att jämföra eventuella skillnader i det linjära log-log förhållandet mellan vikt och längd med Sr-märkning som kategorisk variabel. Modellen anpassades med funktionen `lm()`. Tillväxthastigheten beräknades utifrån längd vid återfångst (fryskorrigerad enligt Simon, 2013) delat på ålder.

All visualisering av data, beräkningar och statistiska analyser utfördes med mjukvaran R, version 4.1.2 (R Core Team, 2022). Resultat har antagits vara signifikanta om $p < 0,05$.

3. Resultat

3.1. Fångster

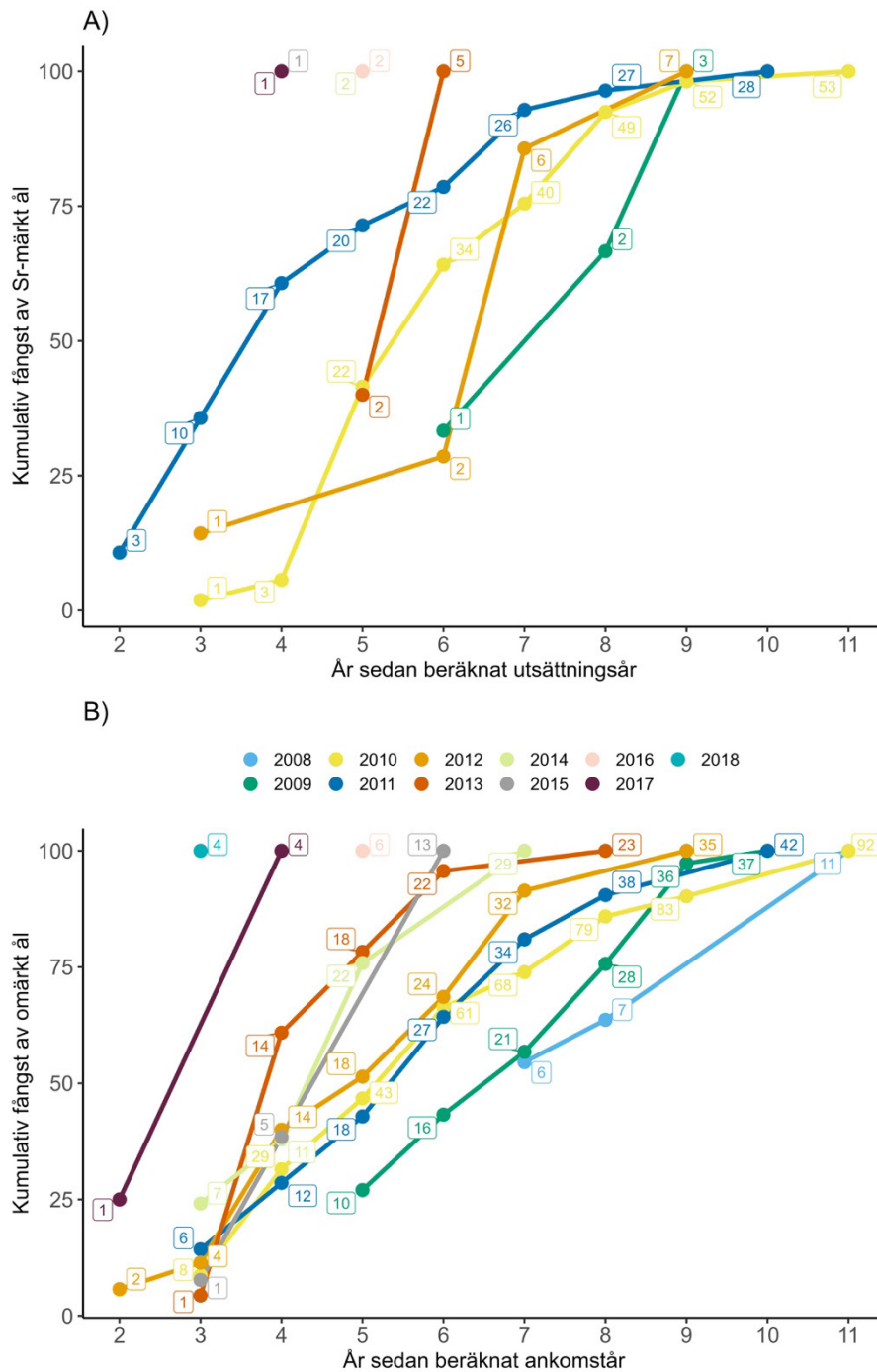
Totalt har 398 ålar från provfisket kring Orust och Tjörn analyserats för Sr-märkning (184 stycken under 2023 till denna uppdatering, resterande från tidigare analyser, se Myrenås, 2022). I huvudsak är dessa fördelade mellan fiskeåren 2014–2019 och 2021 men även ett fåtal från år 2013 har analyserats (Fig. 1A). Av de analyserade ålarna var 26 % märkta med strontium (Sr), d.v.s. importerade och utsatta ålar, och 74 % var naturliga rekryter. Andelen Sr-märkta ålar var som högst 2015 då stickprovet bestod av 45 % Sr-märkta ålar (Fig. 1B). Som lägst låg andelen Sr-märkta ålar på 12 % år 2021 (Fig. 1B).



Figur 1. Andel omärkt, naturligt rekryterad ål (grön stapel) och andel ål kemiskt märkt med strontium (Sr), alltså av importerad och utsatt härkomst (blå stapel), uttryckt i A) antal ål per fiskeår och B) procent per fiskeår. Figuren är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

Då alla ålar är ålderslästa är det möjligt att följa fångsterna av enskilda årskullar av utsatt ål på årsbasis efter utsättningen. Under fiskeperioden 2013–2021 återfångades märkta, utsatta ålar från de beräknade utsättningsåren 2009–2017. Det är dock främst märkta ålar från utsättningsåren 2010 och 2011 som är representerade bland de fångade ålarna (Fig. 2A). Från de senare utsättningsåren (2014–2017) har endast ett fåtal ålar återfångats och från utsättningsåren 2018, 2019 och 2021 har inga ålar alls återfångats (Fig. 2A). De omärkta ålarna visar däremot

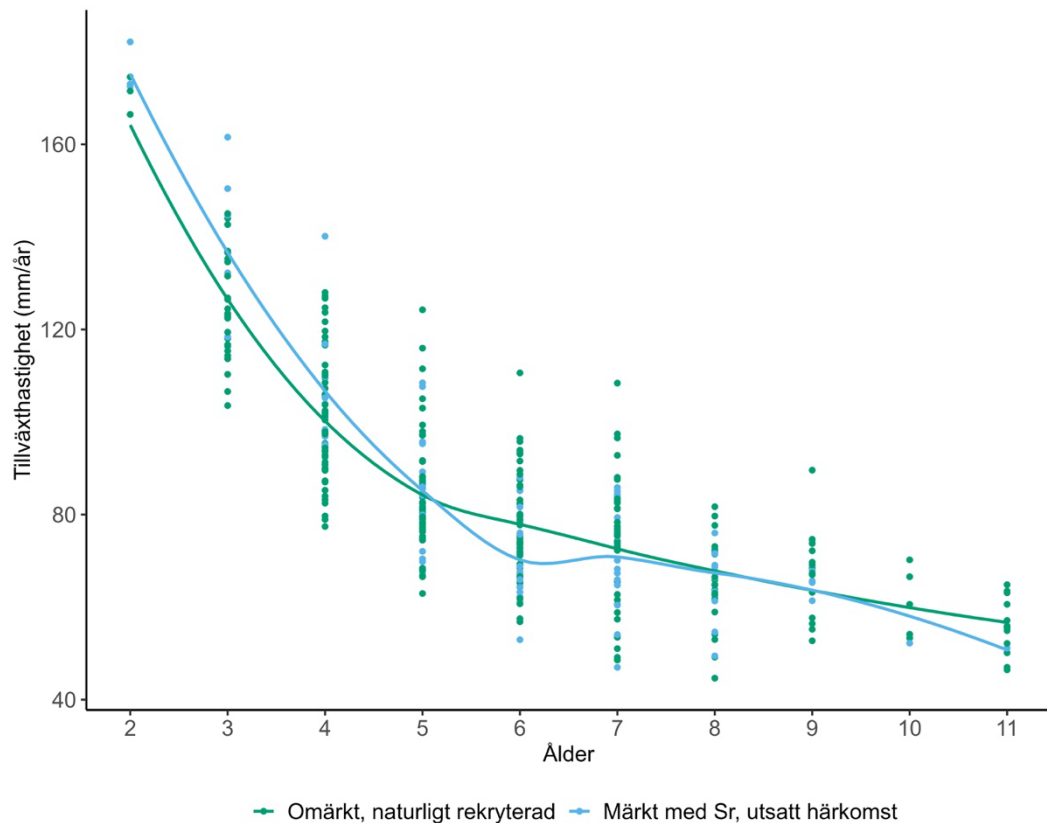
en mer jämn åldersfördelning i fångsterna (baserat på estimerat ankomstår, d.v.s. beräknat antal år som hade passerat sedan glasålstadiet då de rekryterade naturligt till Sverige) under 2008–2014. Men även för de naturligt rekryterade ålarna har endast ett fåtal ålar fångats med beräknat ankomstår 2016–2018 och inga fångster har gjorts av ål från 2019 eller 2021 (Fig. 2B). Generellt tar det ca tre till fyra år från utsättning eller ankomst till att ålarna blir fångade i detta provfiske (Fig. 2A-B). De tre utsatta ålar som har ett beräknat utsättningsår på 2009 tillhör troligtvis någon av de två första utsättningsåren 2010–2011, men har fått en förlängd ålder då utsättningarna började år 2010 i detta område.



Figur 2. Procentuell kumulativ fångst av totalt antal fångade ålar per år som ålen levtt för A) kemiskt märkt ål med strontium (Sr), alltså av importerad och utsatt härkomst, och B) omärkt naturligt rekryterad ål. Resultaten är uppdelade per beräknat utsättningsår för Sr-märkta ålar (2009–2017) och per beräknat år sedan ankomst för omärkta ålar (2008–2018) (d.v.s. beräknat antal år som har passerat sedan glasålstadiet då de rekryterade naturlig till Sverige). Total kumulativ fångst annoterat vid vardera år efter beräknat utsättningsår/ankomstår. Figuren är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

3.2. Tillväxt

Den genomsnittliga storleksspecifika tillväxten var något högre för de Sr-märkta, importerade och utsatta ålarna fram till att de hade levt i ca fem år. Efter att tillväxthastigheten har avtagit något vid ca sex års ålder förekommer ingen större skillnad för Sr-märkta och omärkta, naturligt rekryterade ålar (Fig. 3). Variationen i tillväxt är av samma storleksordning för både Sr-märkt och omärkt naturligt rekryterad ål.

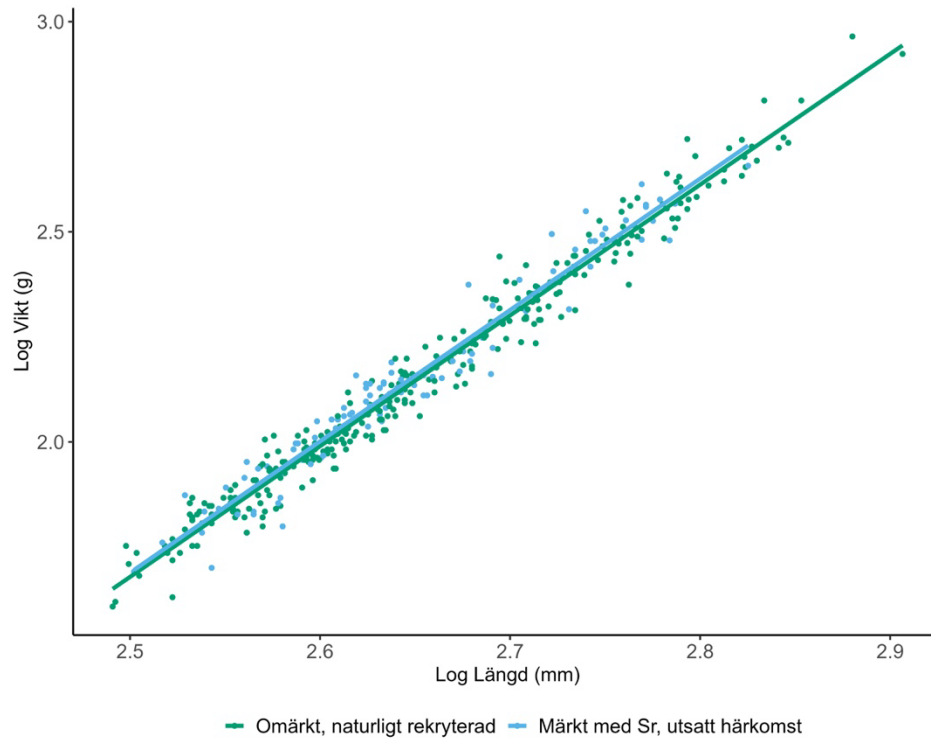


Figur 3. Storleksspecifik tillväxt uppdelat på ål kemiskt märkt med strontium (Sr), alltså av importerad och utsatt härkomst (blå datapunkter och linje), och omärkta, naturligt rekryterade ålar (gröna datapunkter och linje). Figuren är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

3.3. Kondition

De Sr-märkta, importerade och utsatta ålarna hade något högre kondition än de omärkta, naturligt rekryterade ålarna ($F_{2,395} = 6306$, $p < 0,05$) men skillnaden är liten ur ett biologiskt perspektiv (Tabell 1, Fig. 4). En jämförelse av icke log-transformerade vikt-längd kurvor för Sr-märkta, importerade och utsatta ålar och

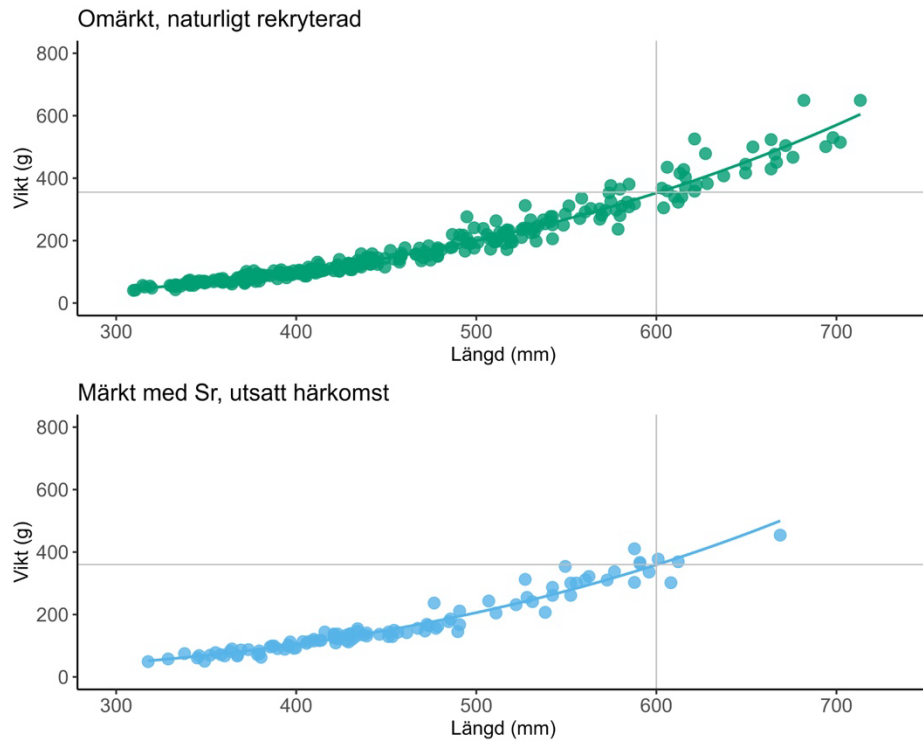
omärkta, naturliga rekryter visar minimala viktskillnader för en ål med längden 600 mm (Fig. 5).



Figur 4. Relativ vikt som en indikation på kondition (log vikt-log längd förhållande) för ål kemiskt märkt med strontium (Sr), alltså av importerad och utsatt härkomst (blå datapunkter och linje), och för omärkt, naturligt rekryterad ål (gröna datapunkter och linje). Figuren är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

Tabell 1. Resultat av linjär regressionsmodell för kondition, dvs log vikt – log längd förhållande + märkning för att undersöka skillnader i kondition mellan ål kemiskt märkt med strontium (Sr), alltså av importerad och utsatt härkomst, och omärkt, naturligt rekryterad ål. Modellen är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

Koefficient	Estimat	Std fel	t	p
Intercept	-6,09	0,73	-82,79	<0,05
Log-Längd	3,11	0,03	112,30	<0,05
Omärkt	-0,01	0,01	-2,26	<0,05



Figur 5. Längd-vikt förhållande uppdelat på ål kemiskt märkt med strontium (Sr), alltså av omärkt, naturligt rekryterad ål (övre panelen, gröna datapunkter och linje) och av importerad och utsatt härkomst (nedre panelen, blå datapunkter och linje). Linjerna visar det exponentiella förhållandet mellan vikt och längd och baseras på Le Cren's formel $y=a*x^b$ där a och b beräknats ur det linjära förhållandet mellan $\log(\text{vikt}) - \log(\text{längd})$ för vardera grupp av ål. Grå linjer visar genomsnittlig vikt vid längden 600 mm. Figuren är baserad på data från ålar provfiskade kring Orust och Tjörn 2013–2021.

4. Diskussion

Denna studie är en uppdatering av undersökningen presenterad i Myrenås (2022) och bygger på ett utökat och mer balanserat stickprov. En liten skillnad i kondition kunde konstateras mellan importerade och utsatta ålar (kemiskt märkta med strontium, Sr) och naturliga rekryter (omärkta), till skillnad mot resultaten i den tidigare studien där någon sådan skillnad inte kunde konstateras (Myrenås, 2022). De utsatta ålarna hade något högre kondition än de naturliga rekryterna. De utsatta ålarna hade även något högre tillväxthastighet än de naturliga rekryterna de första åren. Skillnaderna är däremot små och efter några år i det naturliga habitatet syns mindre skillnad mellan grupperna. Även i en studie gjord i Mälaren hade utsatta gulålar en något högre kondition än omärkta ålar men skillnaden var inte statistiskt signifikant (Myrenås & Jacobson, 2023). Utsatta ålar transporteras från sydvästra Europa till Sverige och blir matade medan de hålls i karantän i cirka tre månader före utsläpp. Denna hantering utgör en skillnad mot de naturliga rekryterna som tar sig till den svenska kusten på egen hand och då både gör av med energi och är beroende av att finna föda. Transporten och karantäntiden kan alltså eventuellt ge de utsatta ålarna ett försprång vilket kan vara förklaringen till att de har en något snabbare tillväxt och högre kondition de första åren.

För både naturliga rekryter och utsatta ålar från de första utsättningsåren (2010–2011) tar det generellt tre till fyra år innan de fångas i ryssjorna i provfisket. Att det dröjer några år beror troligtvis på att ålarna innan dess är för små för att bli fångade i redskapen på grund av ryssjornas maskstorlek. Däremot är de senare utsättningarna sämre representerade i fångsterna och dyker endast upp ett fåtal gånger och då oftast när det gått mer än fyra år sedan utsättning. I Myrenås (2022) lyftes frågan om orsaken till att senare utsättningar inte syns i fångsterna lika mycket som de första utsättningarna kan bero på att stickprovstorleken var ojämn de olika fiskeåren. I denna studie är stickprovstorleken varje fiskeår större och jämnare men fortfarande syns endast ett fåtal av de senare utsättningarna i fångsterna. Dessutom är den procentuella andelen fångad utsatt ål som högst år 2015 för att sedan minska och vara som lägst det sista fiskeåret. Även för omärkta ålar har endast ett fåtal representanter från de senaste beräknade ankomståren fångats i området, trots att det gått mer än tre- fyra år sedan ankomst. Detta kan vara

en indikation på att både utsatta och naturliga rekryter har en nedåtgående trend i området. Fångsterna av de olika utsättningarna/ankomstären i denna studie stämmer överens med resultaten av antal fångade ålar per ansträngning (NPUE) i en tidigare studie gjord i Hakefjorden (en lokal som ligger inom samma område som det som undersökts i denna studie) (Andersson m.fl. 2019). NPUE kunde där ses öka från 2010 till ca 2014 för att sedan minska (Andersson m.fl. 2019). Eftersom Andersson m.fl. (2019) inte tog hänsyn till om det var utsatta eller naturliga rekryter som fångades kan ökningen antas vara ål från de första årens utsättningar och minskningen representerar en minskning av både utsatta och naturliga rekryter. En minskning av de omärkta ålarna över tid kan eventuellt förklaras av de just nu historiskt låga nivåerna av ålrekryter till de norra delarna av Europa (ca 0,4 % jämfört med under perioden 1960–1979) (ICES, 2023a; b). Antalet ålar som har satts ut i detta område har däremot varit relativt jämt varje år sedan 2010 (8fjordar, 2019) så de återfångade utsatta ålarna borde inte följa samma nedåtgående trend som de naturliga rekryterna. I Myrenås (2022) ingick även analyser av ål fiskade med elfiske i några vattendrag med utlopp längs kusten i närheten av Orust och Tjörn. Ett fåtal märkta ålar fångades på dessa lokaler vilket tyder på att en del av den ål som satts ut söker sig från kustområdet där de satts ut till närliggande sötvatten, även om andelen märkta ålar var låg vid dessa sötvattenslokaler. Utsättningarna i området kring Orust och Tjörn har legat i storleksordningen 300 000–400 000 ålar årligen. Rimligtvis kan inte frånvaron av de senare utsättningarna i fångsterna förklaras med de fåtal som vandrar upp i intilliggande vattendrag. Den bakomliggande orsaken till nedgången skulle kunna bero på exempelvis sjukdomar, men preliminära data från Statens veterinärmedicinska anstalt, SVA, visar inte något tecken på att sjukdomar har ökat under senare år. Andra orsaker kan vara naturlig predation, och/eller klimatförändringar, men detta är enbart spekulation och den verkliga orsaken kvarstår att utforska.

5. Tack

Tack till Josefin Sundin för projektledning och Philip Jacobson för vetenskaplig rådgivning. Tack till personalen på institutionen för akvatiska resursers åldersanalyslaboratorium som preparerat otoliterna som ingick i denna studie. Jag vill också tacka all personal på SLU, institutionen för akvatiska resurser, som under årens gång samlat in data och genomfört biologiska analyser.

Referenser

- Andersson, J., Wickström, H., Bryhn, A., Magnusson, K., Odelström, A., Dekker, W. (2019). Assessing the dynamics of the European eel stock along the Swedish west coast. *Aqua reports* 2019:17, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Deelder, C.L. (1976). The problem of the supernumary zones in otoliths of the European eel (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)); A suggestion to cope with it. *Aquaculture*, 9, 373–379.
- Dekker, W. (2003). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and ecology*, 10 (6), 365–376
- Dekker, W., Van Gemert, R., Bryhn, A., Sjöberg, N., Wickström, H. (2021). Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2021: fourth post-evaluation of the Swedish eel management. 2021:12. ISBN: 978-91-576-9874-2.
- Förvaltningsplan för ål (2008). Förvaltningsplan för ål Jo2008/3901. *Jordbruksdepartementet, Bilaga till regeringsbeslut* 2008-12-11 Nr 21.
- ICES 2016. Report of the Workshop on Eel Stocking (WKSTOCKEEL). CM 2016/SSGEPD:21.
- ICES (2011). Report of the Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA2). 22–24 March 2011, Bordeaux, France. *ICES CM 2011/ACOM*:43.
- ICES (2023a). European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its natural range. ICES Advice: Recurrent Advice. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.21907860.v2>
- ICES (2023b). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports. 05:98. 138 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.24420868>
- Le Cren, E.D. (1951). The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20, 201–219. <https://doi.org/10.2307/1540>
- Jacobson, P., Wickström, H., Tärnlund, S., Reizenstein, M., & Sundin, J. (2023b). Ålen i Fardume träsk – en sammanställning över data 1980–2022. Aqua notes 2023:2. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.52399ldqvh>
- Morales-Nin B. (1992). Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. *FAO fisheries technical paper* 322, 1–5.
- Myrenås, E. (2022). Utvärdering av ålyngelutsättningar - Svenska väst- och sydkustområden. Aqua notes 2022:4. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.11hagsqss7>

- Myrenås, E., & Jacobson, P. (2023). Utvärdering av ålyngelutsättningar- Svenska insjöar. Aqua notes. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. In revision
- Pannella, G. (1971). Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science*, 173(4002), 1124–1127. doi: 10.1126/science.173.4002.112
- Popper, A. N., Ramcharitar, J., & Campana, S. E. (2005). Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. *Marine and freshwater Research*, 56(5), 497–504. <https://doi.org/10.1071/MF04267>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rådets förordning (EG) nr 1100/2007. Council Regulation (EC) No. 1100/2007 of 18 september 2007, Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Official Journal of the European Union* L 248/17.
- Simon, J. (2013). A correction factor for the shrinkage of total length and weight of European eels during freezing. *Journal of Applied Ichthyology*, 29 (4), 909–911. <https://doi.org/10.1111/jai.12104>.
- Wickström, H., Sjöberg, N. (2014). Tracability of stocked eel - the Swedish approach. *Ecology of freshwater fish* 23 (1), 33 - 39. <https://doi.org/10.1111/eff.12053>.
- 8fjordar (2019). 8+fjordar – ett annorlunda havsmiljöprojekt. En historisk och ekonomisk översikt 2005 – 2018. <https://www.8fjordar.se/wp-content/uploads/2021/09/Sammanstallning-8fjordar.pdf> (2022-11-15).