



Aqua reports 2025:8

Rekryteringsindex för ål

– metodutveckling för framtagning av index för ålrekryter

Jennie Strömquist och Håkan Wickström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser



**Medfinansieras av
Europeiska unionen**

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

Rekryteringsindex för ål – Metodutveckling för framtagning av index för ålrekryter

Jennie Strömquist, <https://orcid.org/0009-0007-9791-101X>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Håkan Wickström, <https://orcid.org/0000-0001-6335-8833>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Andreas Bryhn, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Martin Ogonowski, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

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

Rekommenderad citering:	Strömquist J, Wickström H (2025). Rekryteringsindex för ål : Metodutveckling för framtagning av index för ålrekryter. Aqua reports 2025:8. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.4c493aga8b
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
Omslagsbild:	Ett ålyngel simmar i vattnet. Foto: Anders Asp
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2025:8
ISBN (elektronisk version):	978-91-8124-002-3
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.4c493aga8b
Nyckelord:	Ål, rekryteringsindex, metodutveckling, utsättningar

Sammanfattning

Ålbeståndets minskning i Sverige började uppmärksammas i början av 1970-talet då fångsterna av adult ål i yrkesfisket minskade kraftigt. I övriga Europa märktes en nedgång i fångsterna av glasål i början av 1980-talet. Som en del av arbetet med att förbättra situationen för europeisk ål utfärdade EU en förordning år 2007, som bland annat innebär att alla medlemsstater ska ta fram förvaltningsplaner för ål. Dessa ska innehålla åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål, med beaktande av regionala och lokala förhållanden. Sveriges ålförvaltningsplan fokuserar främst på ökad kontroll, inskränkningar i fisket, förbättrade möjligheter för blankål att vandra ut i havet, och stödutsättningar av importerade ålyngel. För att följa beståndets utveckling, och övervaka om åtgärderna får önskad effekt, används bland annat ett internationellt rekryteringsindex. Arbetet med att ta fram ett rekryteringsindex för Sverige påbörjades år 2010. Som ett första steg behövdes en lämplig metod för att skatta mängd ålyngel i ett vattendrag eller på en plats tas fram. En annan viktig aspekt är att rekryteringsindex inte ska vara påverkade av ålutsättningar. I Sverige märks alla importerade ålyngel sedan 2009 kemiskt med strontium (Sr) innan de sätts ut, vilket skapar en permanent Sr-märkning i ålarnas hörselstenar (otoliter) vilket gör det möjligt att skilja på utsatta ålar och naturliga rekryter. Eftersom denna provtagning är dödande (ålen måste dissekteras för att otoliterna ska kunna användas) så kan även annan viktig biologisk data samlas in, så som längd, vikt, parasitförekomst, och ålder.

Denna rapport sammanfattar resultaten från arbetet med att ta fram ett rekryteringsindex för ål i Sverige. Metodutvecklingsförsök för att skatta mängd ålyngel och för att samla in ål för vidare provtagning, gjordes med fallfälla, nättingfälla och elfisken. Fallfälla och nättingfälla användes på sammanlagt 19 platser (2010–2013). Elfiske utfördes i 5-16 vattendrag årligen mellan 2010-2020, . Två av vattendragen valdes ut som ”referensvattendrag”, vattendrag som ligger långt från platser där importerad ål satts ut, där de rekryterande ålynglen borde bestå av naturliga rekryter. Detta för att kunna jämföra storleks- och åldersfördelning hos rekryter mellan vattendrag där populationen endast består av naturliga rekryter, med vattendrag där ålynglen både kan härstamma från importerade utsatta (Sr-märkta) ålyngel och naturligt invandrade.

Försöken att samla in yngel med fallfälla i grunda kustområden, respektive med nättingfälla i rinnande vatten, resulterade i ett fåtal fångster. De låga fångsterna kan dels förklaras av praktiska problem med fällorna och dels att den låga tätheten av ålyngel gjorde att fällorna inte fungerade effektivt. Elfiske är den metod som ansågs mest framgångsrik. Största problemet med denna metod var att den inte fungerade tillfredställande vid låga tätheter vilket leder till att skattningar, och därmed jämförelser mellan lokaler blir osäkra.

På alla platser som undersöktes (oavsett metod) fann vi ålyngel av naturligt rekryterat ursprung. Importerade utsatta (Sr-märkta) ålyngel återfanns endast på totalt fyra av de undersökta platserna. Dessa fyra ligger i närheten av områden där man årligen sätter ut importerade yngel, varför förekomst av utsatta ålyngel var förväntat. Många platser där importerad utsatt ål inte återfanns ligger dock också i närheten av områden där ål sätts ut. Resultatet kan förklaras med att de utsatta ålynglen direkt simmar långt upp i vattendragen (uppströms de lokaler som undersökts), hellre än att stanna kvar i kustnära områden, alternativt att de av någon anledning simmar ut till havs igen, eller att dödligheten är hög. Detta i sig kan tyda på att de rör sig på ett annat sätt än de naturliga rekryterna. Resultatet innebär också att man inte enbart kan använda data över utsättningar för att få ett säkert svar på om ett rekryteringsindex är påverkat av utsättningar eller inte.

Sammantaget visar dessa undersökningar att elfiske är den metod (av de tre metoder som undersökts) som lämpar sig bäst för att skatta mängd ål och för att samla in ålrekryter. Undersökningen visar också att flera av de undersökta lokalerna lämpar sig väl för att skapa rekryteringsindex, eftersom många områden inte hade någon förekomst av importerade och utsatta ålyngel.

Summary

The decline in the Swedish eel stock was recognized in early 1970's when the commercial catches of adult eels decreased sharply. In the rest of Europe, a decline in catches of glass eel and elvers was also observed in the early 1980s. As part of the work to improve the situation for European eels, the EU issued a regulation in 2007, obliging member states to produce management plans for eel. Those plans should include measures for the recovery of the European eel considering regional and local conditions. Sweden's eel management plan focuses primarily on enforced control, restrictions in the fishery, improved migration possibilities for silver eels, and restocking with young eels. To monitor the development of the stock, and assess whether the management measures have the desired effect, an international recruitment index is used, among other things. The development of a recruitment index for Sweden commenced in 2010. As a first step, a suitable method for estimating the amount of eel in a watercourse or at a site needed to be developed. Another important aspect is that the recruitment index should not be affected by releases of eels (i.e., restocking). In Sweden, since 2009, all imported eels have been chemically marked with strontium (Sr) before stocking, which creates a permanent Sr marking in the eels' otoliths that make it possible to distinguish between stocked eels and natural recruits. Since this sampling is lethal (the eel must be dissected in order for the otoliths to be used), other important biological data can also be collected, such as length, weight, parasite prevalence, and age.

This report summarizes the results from the work on developing a recruitment index for eels in Sweden. Method development to estimate the amount of small eels and to collect eels for further sampling were done with a "Drop trap", "Lamprey traps" and electrofishing. Drop traps and Lamprey traps were used at a total of 19 locations (2010–2013). Electrofishing was conducted at 5–16 sites annually between the years 2010–2020. Two of the rivers were selected as "reference rivers"; watercourses located far from places where imported eels have been released, where the recruiting eel should consist of natural recruits). This is to be able to compare the size and age distribution of recruits between watercourses where the population consists only of natural recruits, with watercourses where the eel can both originate from stocked (Sr-marked) eel and naturally immigrated eels.

Our attempts to collect young eels using a drop trap in shallow coastal waters resulted in a few young eels only and the same result when using lamprey traps in running water. The low catches can partly be explained by practical problems with the traps and partly by the fact that the low density of eel meant that the traps did not work effectively.

Electrofishing was the best method according to our studies when estimating occurrence and densities of young eels. Low densities implies statistical problems when making estimates and comparisons between sites and years, respectively.

In all sites studied where we found young eels, there were always eels of natural origin irrespective of sampling method. Stocked, marked young eels were only found at four of the investigated sites.

These four are close to areas where stocked eels are released annually, so the presence of stocked, marked eel was expected. These results might imply that stocked eels quickly migrate far upstream (upstream of the investigated sites), rather than remaining in coastal areas. Alternatively, they swim out to sea again. Another explanation would be a different migration pattern compared to natural recruits. The result also means that stocking data cannot be used to answer whether a recruitment index is affected by stocking or not.

This report suggests that electrofishing is an appropriate method to monitor eel recruitment to freshwater streams.

The survey also shows that several of the investigated sites are well suited for creating recruitment indexes, as many of the areas had no presence of imported and stocked eels.

Innehållsförteckning

1. Inledning	8
1.1 Beskrivning av arten	10
2. Material och metoder	12
2.1 Val av lokaler.....	12
2.2 Provfiske med fallfälla	15
2.3 Provfiske med nättingfälla	16
2.4 Elfiske.....	17
2.5 Analyser av biologiskt material	19
2.5.1 Dissektioner	19
2.5.2 Otoliter för otolitkemianalyser och åldersbestämning.....	20
2.5.3 Otolitkemiska analyser.....	22
2.5.4 Åldersanalys	25
2.5.5 Parasiteringsgrad av <i>Anguillicola crassus</i>	26
3. Resultat	28
3.1 Metodutveckling för rekryteringsindex, fallfälla, nättingfälla, elfiske	28
3.2 Biologisk provtagning, otolitkemi, ålder, parasitering.....	30
3.3 Metodologiska avvikelser	32
4. Diskussion	35
4.1 Fiskemetoderna	36
4.1.1 Fallfälla.....	36
4.1.2 Nättingfälla	38
4.1.3 Elfiske	38
4.2 Dissektion.....	39
4.3 Otolitkemi	40
4.4 Åldersläsning.....	40
4.5 Metodologiska avvikelser	41
5. Slutsats	43
Tack	45
Referenser.....	46

1. Inledning

Ålbeståndets minskning i Sverige började uppmärksammas under 1970-talets början då fångsterna i yrkesfisket minskade kraftigt (Dekker m.fl. 2021). I övriga Europa märktes en nedgång i fångsterna av ål i början av 1980-talet. En kraftig minskning i rekrytering, alltså antalet ålyngel som når Europas kuster, har också observerats (Moriarty & Dekker, 1997). Överfiske av såväl yngel som vuxen ål, miljögifter, vandringshinder i form av kraftverksdammar, kraftverksrelaterad dödlighet, förändringar i klimat och havsströmmar, och introduktionen av *Anguillicoloides crassus*, en parasitisk simblåsenematod, är några av de faktorer man tror ligger bakom denna utveckling (Harrison m.fl. 2014). På grund av den kraftiga populationsnedgången klassas ålen sedan år 2005 som Akut hotad på den svenska rödlistan (SLU Artdatabanken), och sedan 2008 som Akut hotad även på den internationella naturvårdsunionens (IUNC) rödlista över hotade arter (Pike & Gollock, 2020). För att beståndet av ål ska kunna återhämta sig utfärdade EU en ny rådsförordning år 2007 (EG nr 1100/2007), som innebär att alla medlemsstater med akvatiska miljöer som kan anses vara naturliga livsmiljöer för europeisk ål, och där ett naturligt bestånd av ål finns, ska arbeta fram förvaltningsplaner för ål. Dessa ska innehålla åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål, med beaktande av regionala och lokala förhållanden. Målet med ålförordningen är att medlemsstaterna ska minska den antropogena mortaliteten så att minst 40 % av lekbiomassan (blankål), ska kunna ta sig ut i havet igen, där 40 % avser den andelen ål som skulle ha vandrat ut om ingen antropogen påverkan fanns. I Sveriges plan, från 2008, koncentreras åtgärder inom fyra områden; ökad kontroll, inskränkningar i fisket, förbättrade möjligheter för blankål att vandra ut i havet och stödutsättningar av importerade ålyngel (EG nr 1100/2007).

En farhåga i samband med stödutsättningar med hjälp av ål som har flyttats över större avstånd var att dessa yngel kanske inte beter sig som naturliga rekryter när de väl är utsatta på våra kuster. En annan fundering rör konkurrens och tillväxt. Eftersom de utsatta ålarna tillbringar en tid i karantän med jämn tillförsel av föda, kan man misstänka att en bra tillväxt tidigt i livet ger dessa ålar en fördel mot naturligt invandrade yngel. Om den naturliga rekryteringen dessutom är svag, kan det stora antalet utsatta ålar eventuellt tränga undan de naturliga rekryterna, och om de sedan inte beter sig som dem, kan följden i längden bli att de inte bidrar till lekbiomassan i samma utsträckning.

För att följa beståndsutvecklingen av ål och för att undersöka om åtgärderna har någon effekt utförs övervakning och datainsamling över stora delar av ålens utbredningsområde (ICES 2023). En viktig del av denna övervakning är att följa rekrytering genom att skapa rekryteringsindex (ICES 2023). För att ett rekryteringsindex ska fungera tillfredställande krävs att det bygger på en metod som effektivt skattar mängden ål i ett vattendrag, och som lämpar sig väl för att samla in ålyngel för vidare provtagning för att svara på frågor om ålder vid rekrytering, tillväxt, parasiteringsgrad, och inte minst om rekryterna är naturligt invandrande eller av importerad och utsatt härkomst (ICES 2023). Endast index från lokaler som inte har någon förekomst av importerad utsatt ål används i de beståndsuppskattningar som görs på internationell nivå för hela beståndet (ICES 2023) (bland annat eftersom ålynglen annars riskerar att räknas två gånger: både på den plats den först rekryterade till naturligt, och sedan igen på den plats dit den flyttats).

Eftersom man i genetiska studier har sett att den europeiska ålen är en panmiktisk art (Als m.fl. 2011, Enbody m.fl. 2021), så bedöms ålbeståndet årligen utifrån rekrytering inom hela utbredningsområdet för arten, en bedömning som görs av arbetsgruppen för ål, WGEEL (ICES 2024). Metoderna för insamling av glasålar/yingel varierar mellan länderna inom utbredningsområdet, eftersom det är stora skillnader i förutsättningarna; ska ålarna samlas in i den fria vattenmassan, i flodmynningar eller kustnära områden, eller ska insamlingen mest lämpligen ske i vattendrag? Harrison m.fl. (2014) beskriver insamlingar gjorda med sänknät från båtar, fiske med kastnät från stranden, yngelfällor i vattendrag och olika sorters trålar i den fria vattenmassan.

I Sverige har ålyngel satts ut under lång tid, på många olika platser, både stödutsättningar av importerade ålyngel och omflyttning av ål inom och mellan svenska vattendrag. Redan runt sekelskiftet (1900) började utsättningarna i våra insjöar, och sedan 1970- och 80-talet har ålyngel också satts ut längst kusterna, bland annat har ca 300 000–400 000 ålyngel satts ut på västkusten per år sedan 2010 (www.8fjordar.se). Ålyngel samlas in i områden där de lokalt fortfarande uppträder i relativt stora mängder (kunskap om tätheter är dock otillräcklig i nuläget, varför detta bara är ett antagande, ICES, 2016), från början från den engelska floden Severn, men enstaka år även från Frankrike. Efter Brexits inträde importeras ynglen återigen från franska Biscayabukten. Ålynglen importeras av Scandinavian Silver Eel (SSE), som har den enda nu verksamma karantänen för importerade ålyngel i Sverige. Vid ankomst till Sverige hålls ålynglen i karantän innan de sätts ut, det är viktigt för att säkerställa att de inte bär på virus och dylikt som kan hota den inhemska fiskfaunan. Sedan 2009 blir ålarna kemiskt märkta i ett bad med strontiumklorid (SrCl_2) innan utsättning. Strontium är ett ämne som binder till kalkrika hårda strukturer som otoliter ("hörselstenar"), vilka främst består av

kalciumpkarbonat och finns i ålens inneröra. Sr-märkningen är permanent och kan med otolitkemianalys detekteras för att skilja de importerade och utsatta ålarna från naturligt invandrade (Wickström & Sjöberg 2013).

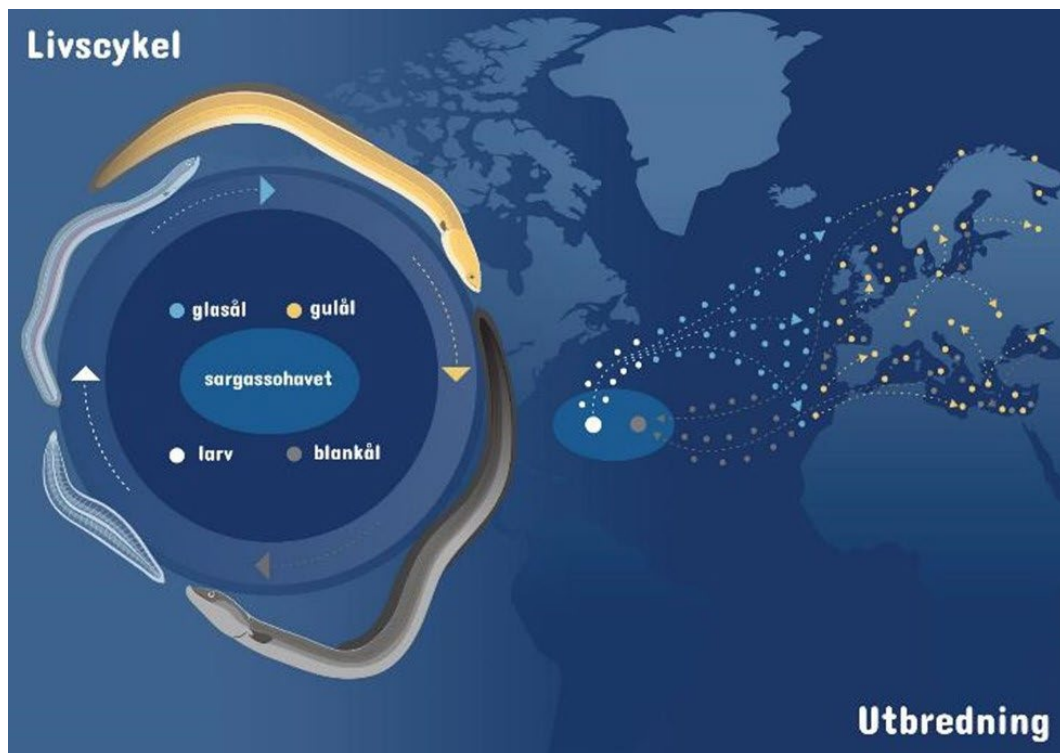
Denna rapport sammanfattar resultaten från arbetet med att ta fram underlag för ett rekryteringsindex för ål i Sverige. Metodutvecklingsförsök för att skatta mängd ålyngel och för att samla in ål för vidare provtagning gjordes med fallfälla, nättingfälla och elfisken (Tabell 1). Provtagning och dissektion gjordes för att undersöka förekomst av importerad och utsatt ål, samt för att samla in annan viktig biologisk data över ålder vid rekrytering, tillväxt, och parasiteringsgrad, eftersom detta är viktiga parametrar för övervakningen av beståndet.

1.1 Beskrivning av arten

Ålen har en komplicerad livscykel med flera olika livsstadier som är beroende av olika livsmiljöer (Figur 1). Sargassohavet har identifierats som den högst troliga platsen för ålens fortplantning (Schmidt 1912, Wright m.fl. 2022). När äggen har kläckts förs den platta leptocephalus-larven iväg med Golfströmmen mot Europas kuster. Under sin färd över Atlanten till våra kustvatten har larven omvandlats till ett opigmenterat litet yngel, en så kallad glasål (Pethon och Svedberg, 1998). Efter uppmot cirka 3 år når den sedan våra kuster, och under våren, allteftersom temperaturen ökar, börjar glasålen få mer pigment och kallas nu vanligtvis för ålyngel. En andel av ynglen vandrar sedan mot sötvatten, upp i åar och bäckar, för att nå sjöar och vattendrag där de kan växa upp. Vandringen uppströms kan pågå under flera år och vara över 100 mil lång (Aprahamian 1988; Tesch 2003). Viss migration mellan vattendrag och kust kan inträffa under denna period (Durif m.fl. 2023). Under tillväxtperioden får ålen ett grå-gulaktigt pigment och kallas för gulål, fenor och ögon är under denna period relativt små (Figur 1). Detta stadium kan pågå i mer än 20 år (Tesch 2003).

Ålen kan bli betydligt äldre än så och vissa individer stannar i ett vattendrag under 50–80 år, enligt Poole och Reynolds (1996) återfanns ålar i vattensystemet Burrishole på Irland som var mellan 8–57 år gamla. Hanar verkar mogna till blankål tidigare än honor, vilket Holmgren m.fl. (1997) visade när de under 15 års tid följde utsatta ålar i en sjö på Gotland. De utvandrade ålarna samlades in i en fälla vid utvandring, vilket gjorde det möjligt att följa beståndet. Hanar vandrade i genomsnitt efter sin 4:e eller 5:e säsong i sjön, medan honorna vandrade ut efter 10–15 tillväxtsåsonger (Holmgren m.fl. 1997). Vad som avgör hur länge en ål stannar i gulålsstadiet är okänt. Under det sista stadiet kallas ålen för blankål. Ålen har nu börjat köns mogna och det är dags att återvända till Sargassohavet för att leka. Ålen är kraftigare, fettlagren är uppbyggda och ögonen större än hos en gulål (Figur

1). Fenorna har blivit mörkare och ibland spetsigare, bröstfenorna större, sidolinjen är tydligare och kroppsfärgen svart, silvrig och ålen kan till och med få en vacker bronsröd färg (ICES, 2011b). Efter att ålarna har förökat sig antas det att de dör, men detta vet vi inte med säkerhet. Med tanke på ålens minst sagt komplexa livscykel och många kvarvarande frågetecken är det inte konstigt att den oftast kallas för världens mest mystiska fisk (Prosek 2010; Svensson 2019).



Figur 1. Schematisk bild över ålens livscykel och utbredning. Ålen har en komplicerad livscykel med flera stadier: larv, glasål, gulål och blankål. Larverna kläcks i Sargassohavet och förs med Golfströmmen mot Europa och Nordafrikas kuster. Glasålen vandrar mot sötvatten för att nå gynnsamma uppväxtområden. Under vandringen får ålen ett grå-gulaktigt pigment och kallas gulål. Ålen mognar sedan till en blankål och vandrar tillbaka till Sargassohavet. Illustration: copyright Zara Olsson.

2. Material och metoder

2.1 Val av lokaler

Platserna för undersökningarna med elfiske, fiske med nättingfälla och fallfälla var fördelade längst Sveriges väst- och sydkust (Figur 2). Inga platser på ostkusten valdes ut på grund av tid- och ekonomiska begränsningar.

Fallfällan användes på totalt 11 vattenområden (platser) (Dynekilen, Getterön, Klagshamn, Lökebergs kile, Skälderviken, Arlov, Havstenssund, Höllviken, Vassbäck, Veddökilen, och Barsebäck) (Figur 2), valet av platser för denna metod baserades på var man tidigare gjort provtagningar med fallfälla i samband med undersökningarna för Öresundsbrorapporten (Appelberg m.fl. 2005). Platser där man då funnit ål valdes ut, med utgångspunkt från tillgänglighet och förmodad förekomst av växtlighet och bottensubstrat. De utvalda platserna utgjordes av vikar på västkusten med grunda sandiga, siltiga bottnar och med inslag av vegetation.

Nättingfälla användes i totalt åtta vattendrag (Vävrabäcken, Långevallsälven, Himleån, Anråsälven, Fylleån, Stensån, Höje å och Hornån) (Figur 2) som valdes ut med hjälp av elfiskeregistret, SERS, baserat på lokaler där ålförekomst tidigare hade registrerats. En annan faktor som spelade in var att dessa vattendrag låg i närheten av de kustnära platserna som fiskades med fallfälla. Då flera av platserna där ål sattes ut sammanföll med valet av provtagningsplatser med fallfälla, antog vi att märkta ålar också skulle kunna förekomma i vattendrag i anslutning till dessa platser.

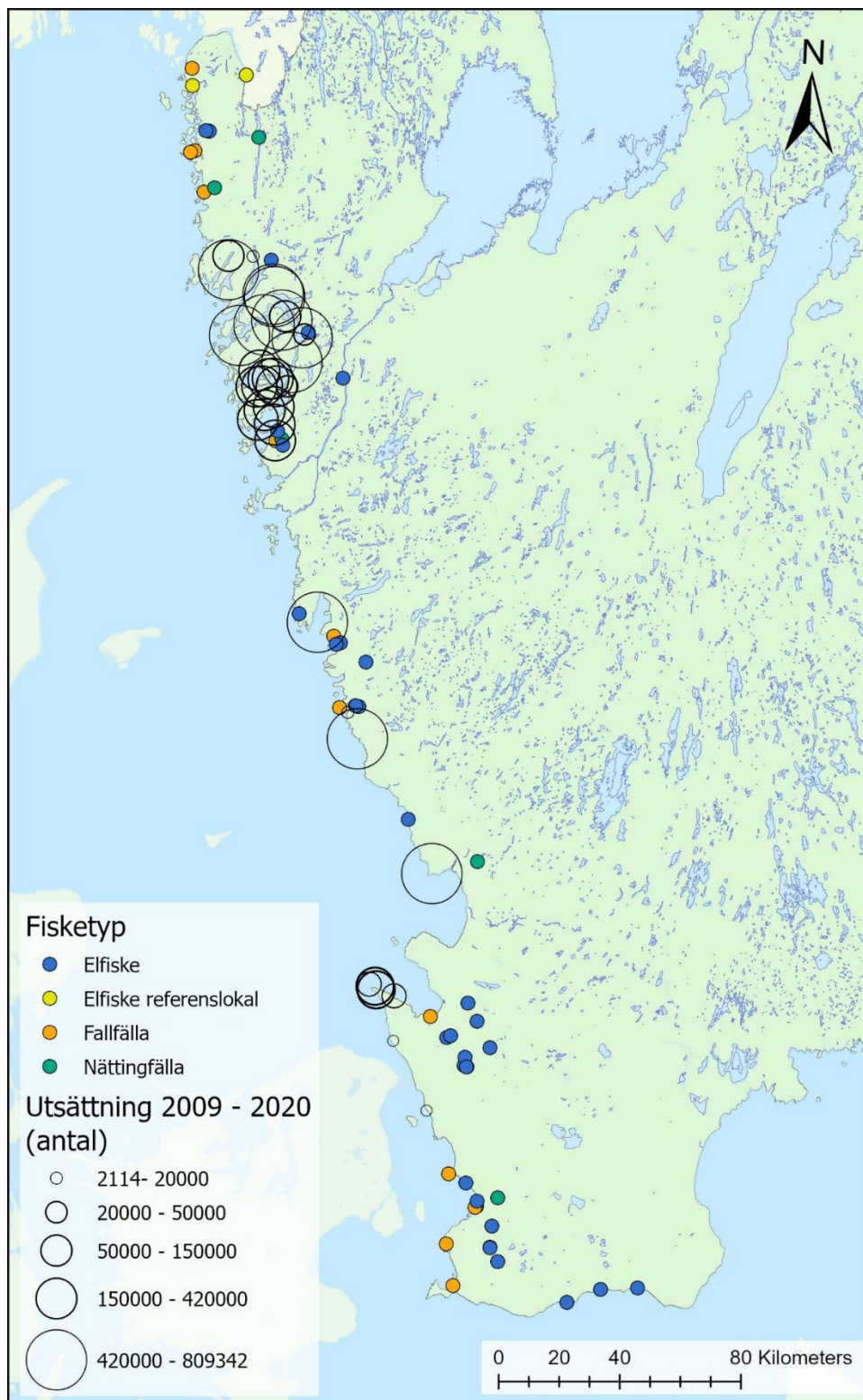
Elfiske utfördes på totalt 23 vattendrag (30 lokaler) (Sege å, Vege å /Öjabäcken, Himleån, Vävrabäcken, Hogarälven, Rössjöholmsån, Rönne å, Pinnån, Kävlingeån, Höje å, Dybäcksån, Nybroån, Arödsån, Strömsån, Kynne älv, Knapabäcken, Kollerödsbäcken, Kvarnabäcken, Löftaån, Storån, Viskan, Göta älv, och Örekilsälven, se mer information nedan under punkt 2.4) som togs fram med hjälp av elfiskeexperterna Erik Degerman och Berit Sers vid dåvarande Fiskeriverkets utredningskontor i Örebro. Kriterierna var att vattendragen skulle vara relativt opåverkade av omkringliggande verksamheter, till exempel jordbruk och industrier.

Vi sökte vattendrag där det förut funnits tidsserier med elfiske och där ål fångats (ej riktat fiske efter ål) men där man av olika anledningar slutat att fiska. Detta för att det där kunde finnas bra förutsättningar för fångster som möjliggör statistiska beräkningar.

Inom det undersökta området har ål satts ut på ett stort antal platser (Figur 2). Den nordligaste utsättningen vid kusten gjordes vid Kungshamn, ca 12 km norr om Lysekil.

Två av de elfiskade vattendragen, Strömsån som ligger vid kusten ca 65 km från Kungshamn och Kynne älv som rinner ifrån öster om Bullaresjöarna ca 30 km rakt in i landet, valdes ut för att bli "referensvattendrag", alltså vattendrag som ligger långt från platser där importerad ål satts ut, där det borde vara låg sannolikhet för importerade utsatta ålyngel att vandra upp (och de rekryterande ålynglen borde alltså bestå av naturliga rekryter) (Figur 2). Dessa båda vattendrag har en lång historia med stora bestånd av blankål (W. Dekker pers. kommentar), vilket alltså visar på en stor historisk invandring av naturliga rekryter norr om utsättningarna.

Referensvattendragen valdes ut för att vi ville jämföra storleks- och åldersfördelning hos rekryter mellan vattendrag där populationen endast består av naturliga rekryter, med vattendrag där ålynglen både kan härstamma från importerade utsatta (Sr-märkta) ålyngel och naturligt invandrade.



Figur 2. Karta över platser som provtagits med fallfälla (orangea punkter), nättingfälla (gröna punkter) och elfiske (blå punkter). Två "referensvattendrag (gula punkter) valdes ut i områden som ligger långt från platser där importerad ål satts ut. Utsättningsplatser och mängd importerade och utsatta ål 2009–2020 visas med ofyllda cirkelar, där storleken på cirkeln representerar mängd utsatt ål. Eftersom denna rapport endast avser utsättning och provfiske på västkusten visas inte utsättningar på ostkusten eller i insjöar.

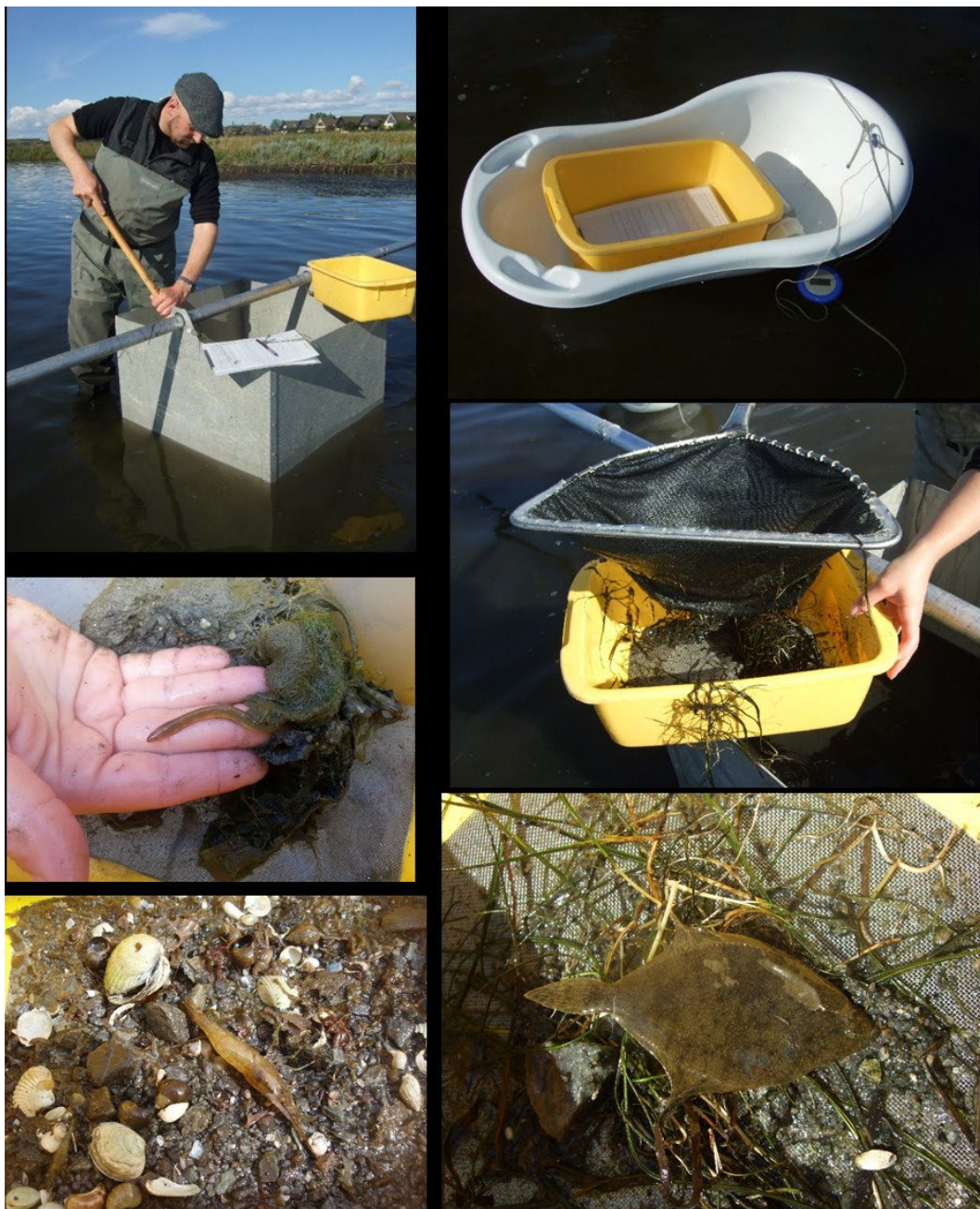
2.2 Provfiske med fallfälla

Fiske med fallfälla utfördes på totalt 11 platser, under maj 2010, augusti-september 2010–2012, och augusti 2013 (Tabell 2). Provtagningen baserades på en metod framtagen för undersökningar med avseende på epibentisk marin fauna, undersökningar som utförts på grundbottnar i Ljungskile och på västkusten (Öresund), samt undersökningar i samband med byggandet av Öresundsbron (Pihl & Rosenberg, 1982, Westerberg, 1993, Lagenfelt, 2000, Appelberg, 2005). Undersökningen påbörjades 2010 och då utfördes en vår- och en höstprovtagning. Metoden går ut på att en fälla om 0,7 m² bestående av en låda i metall utan lock och botten, bärs hängande på ett tvärgående rör mellan två personer. Röret vilar på personernas axlar, och genom att slumpmässigt ta ut en riktning och ett antal steg, går personerna i vattnet och med en lätt svängande rörelse släpps sedan fällan ner på botten, och ett tryck läggs på lådans kanter så att fällan står stadigt i bottenlammet; ett så kallat hugg (Figur 3).

För att kunna få med oss allt vi behövde ut i vattnet hade vi en liten badbalja på släp, eller ”Vackra Anna”, som den döptes till (Figur 3). Där kunde vi lägga insamlat material, såll, termometer, måttstock och protokoll. Positionen för varje hugg noterades med en handhållen GPS, vattentemperatur mättes liksom vattendjupet inuti fällan. Vegetationens täckningsgrad av rutans yta uppskattades, samt hur stor andel av rutans botten som täcktes av eventuella stenar.

I varje hugg tömdes fällan på växtlighet med hjälp av håv och kratta. Växtligheten sköljdes igenom i ett såll för att hitta eventuella djur. Sedan luckrades den översta delen av bottenlammet upp med hjälp av krattan, och kvarvarande djur håvades upp med en finmaskig håv (1,5 x 1,5 mm i stolpe). Innehållet i håven lades också i sållet, som sedan skakades i vattnet inuti (så att inget viktigt innehåll tappades utanför) fällan för att rensa bort sand och silt. Ingen exakt artbestämning utfördes, utan organismerna delades upp i grupper och både växtlighet och djur noterades på protokoll.

Då våren 2010 kom sent och var mycket kall, gjordes få hugg och endast på 5 platser. Höstprovtagningen däremot, utfördes enligt följande: om vi fick ål i något av de första 20 huggen fortsatte vi provtagningen till dess vi gjort 50 hugg. Om ingen ål påträffades i de första 20 huggen avbröt vi provtagningen på platsen. Fallfällan hade inför säsongen 2011 modifierats så att den var hopfällbar vilket gjorde arbetet väsentligt lättare. År 2011 beslöts det också att hela västkusten skulle ses som ett enda stort område. Fisket skedde sedan på platser som ansågs lämpliga baserat på de platser som provtogs 2010, och som hade lämpliga bottnar och största möjliga täckningsgrad av vegetation. År 2011–2013 fiskades fler platser med färre antal hugg. För att statistiskt säkerställa resultaten gjordes 15 hugg på varje plats, och på minst 10 platser.



Figur 3. Exempelbilder från provtagning med fallfälla. Placering på grunt vatten för att utföra ett så kallat hugg, undersökning av förekomst av ålyngel, utrustning, och exempel på de organismer som fångades inklusive ålyngel. Foto Jonas Pettersson, Anders Asp och Jennie Strömquist, SLU.

2.3 Provfiske med nättingfälla

Fiske med nättingfällor gjordes i åtta vattendrag år 2011–2012 (Tabell 3). Metodiken bakom fällorna bygger på ett metodutvecklingsprojekt för att fånga flodnejonögon, där ”syftet med projektet var att ta fram ett standardiserat fångsteffektivitetsvärde för nettingfällor med avseende på lekvandrande/lekande

flodnejonöga” (Lst Jönköpings län, 2008). Fällan är en avlång bur i metall, och har en längd och bredd av 80 respektive 20 cm. I fällans kortändor finns små ingångshål (Ø 18 mm) i vilka fiskarna vandrar in (Lst Jönköpings län, 2008). På alla sidor finns utstansade hål där vattnet kan passera. Den är byggd efter samma princip som en liten ålryssja, fiskarna ska kunna ta sig in genom en avsmalnande öppning, och väl inne i fällan har de sedan svårt att ta sig ut (Figur 4).

Tidsperioden var densamma som för fallfällorna, alltså augusti-september. I varje vattendrag placerades 6 stycken fällor på varierande ställen med ett visst (inte exakt uppmätt) avstånd från varandra. De placerades på platser i vattendragen där ål yngel kunde tänkas passera, där det var ett visst mått av strömmande vatten, eller på ställen med naturliga förträngningar för ålen att passera. På vissa lokaler användes stenar för att tynga ner fällorna, de knöts ibland även fast i träd på sidan av vattendrag där det förekom starkt strömmande partier. Fällorna låg ute i vattendragen ett dygn innan de vittjades.



Figur 4. Nättingfälla. Foto John Persson, SLU.

2.4 Elfiske

Elfiske utfördes i fem vattendrag år 2010, åtta vattendrag 2011 och 16 vattendrag 2012–2020 (där vissa av lokalerna var samma som för 2011) (Tabell 4). År 2010 utfördes elfisket av personal på institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) (Figur 5) enligt samma metodik som standardiserat elfiske med skillnaden att varje lokal endast fiskades en omgång.

År 2011–2020 utfördes elfisket av konsulter enligt metoden standardiserat elfiske (Degerman & Sers, 1999, Aqua reports 2014:15, Bergquist m.fl. 2014), med vissa anpassningar. Det riktade rekryteringsfisket efter ålyngel utfördes på en sträcka om 70 m strandlängd i de fall denna sträcka var möjlig att uppnå. Två utfiskningar utfördes. Uttaget av ålyngel skulle också vara maximalt 100 stycken som valdes ut för åldersläsning och otolitkemi.

Håven som personal på SLU använde vid elfisket 2010 var specialbeställd för att även passa till fallfälfisket (figur 3). Under alla andra elfisken användes en vanlig elfiskehäv.



Figur 5. Elfiske samt elfiskade ålyngel. Foto Jennie Strömquist, SLU

Tabell 1 . Sammanställning över vilket år och säsong samt med vilken metod fisket utövades, i/på hur många vattendrag/platser man fiskade samt vilka som utövade fisket.

År	Metod	Säsong	Antal vattendrag/platser	Utförare
2010	Fallfälla	Vår och höst	5	SLU Aqua
2010	Elfiske		5	SLU Aqua
2011	Fallfälla	Höst	9	SLU Aqua
2011	Elfiske		8	Konsult
2011	Nättingfälla	Höst	6	SLU Aqua
2012	Fallfälla	Höst	10	SLU Aqua
2012	Elfiske		9	Konsult
2012	Nättingfälla	Höst	3	SLU Aqua
2013	Fallfälla	Höst	9	SLU Aqua
2013	Elfiske	Höst	9	Konsult
2014-2020	Elfiske	Höst	15	Konsult

2.5 Analyser av biologiskt material

All ål som samlades in i de provfisken som utfördes av SLU Aqua med fallfälla, nättingfälla samt elfiske längdmättes först i fält. För att utföra längdmätningen så smidigt som möjligt användes bedövningsmedlet bensokain, som lösts i etanol 95 %. Stamlösningen (2,4 g bensokain i pulverform löstes i ca 100 ml etanol) späddes sedan ut i vanligt vatten (en stamlösning till 20 liter vatten). Ålar under 300 mm samlades in för vidare dissektion och analys (se punkt 2.5.1, 2.5.3 och 2.5.4). Ett maximum om 100 ålyngel togs upp från varje lokal och år, resterande ålyngel släpptes tillbaka. De ålar som samlades in för dissektion avlivades genom en överdos av bensokain innan de lades i etanol 95 %.

2.5.1 Dissektioner

Alla dissektioner utfördes på Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. Ålarna vägdes (Mettler PC4400, i gram med 2 decimalers noggrannhet), och längden mättes (standardiserad mätbräda), till närmsta millimeter. Ålynglen dissekerades sedan och otoliterna plockades ut och sparades för vidare analys (se avsnitt 4.2). Simblåsan öppnades för att räkna antalet synliga simblåseparasiter (*Anguillicola crassus*).

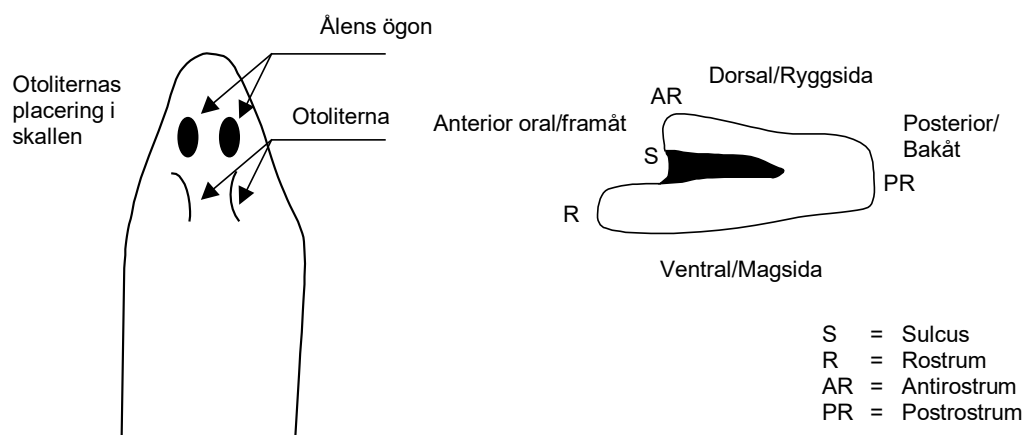
På yngel som var längre än 200 mm gjordes även ett försök att avgöra kön, även om detta kan vara svårt att göra på så små ålar. De ålyngel som samlats in från elfiske utfört av konsulter 2011–2016 dissekerades också, men för dessa ålar togs ett stickprov utifrån längdfördelning. Då vi började komma upp i ett stort antal

dissekerade yngel blev provtagningen efter år 2016 mer inriktad på att dissekera ålyngel inom vissa längdintervall för vilka det saknades data. Detta urval gjordes endast från lokaler där fångsten av ålyngel var stor. På lokaler där det samlades in få yngel fortsatte vi däremot att dissekera alla.

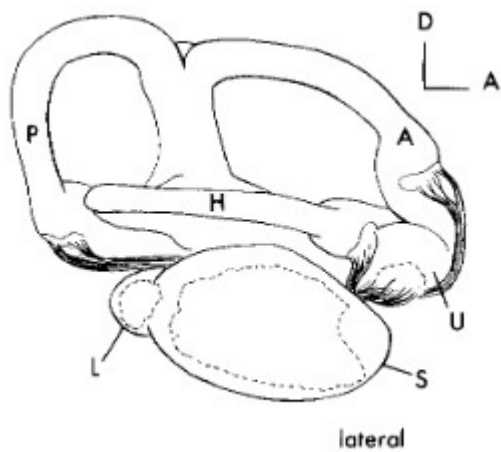
2.5.2 Otoliter för otolitkemianalyser och åldersbestämning

Otoliter (hörselstenar) är hårda kalkrika biomineraler som finns i den bakre delen av ålens kranium i innerörat. (Figur 6 visar sagittas läge och placering, samt dess olika delar. Ålen har tre par otoliter; sagitta, lapillus och asteriscus i tre med varandra förbundna epitelkammare som tillsammans kallas labyrinthen (Figur 7). Detta sinnesorgan utgör hörselapparaten hos ålen, och är även en del av balanssystemet (Morales-Nin 2000, och referenser däri). Likt årsringar i en trädstam formas nya lager av tillväxtzoner i otoliten under hela fiskens liv (Figur 8, Pannella, 1971; Popper m.fl. 2005) och ålens största otolit, sagitta, används vid åldersbestämning (Holmgren, 1998).

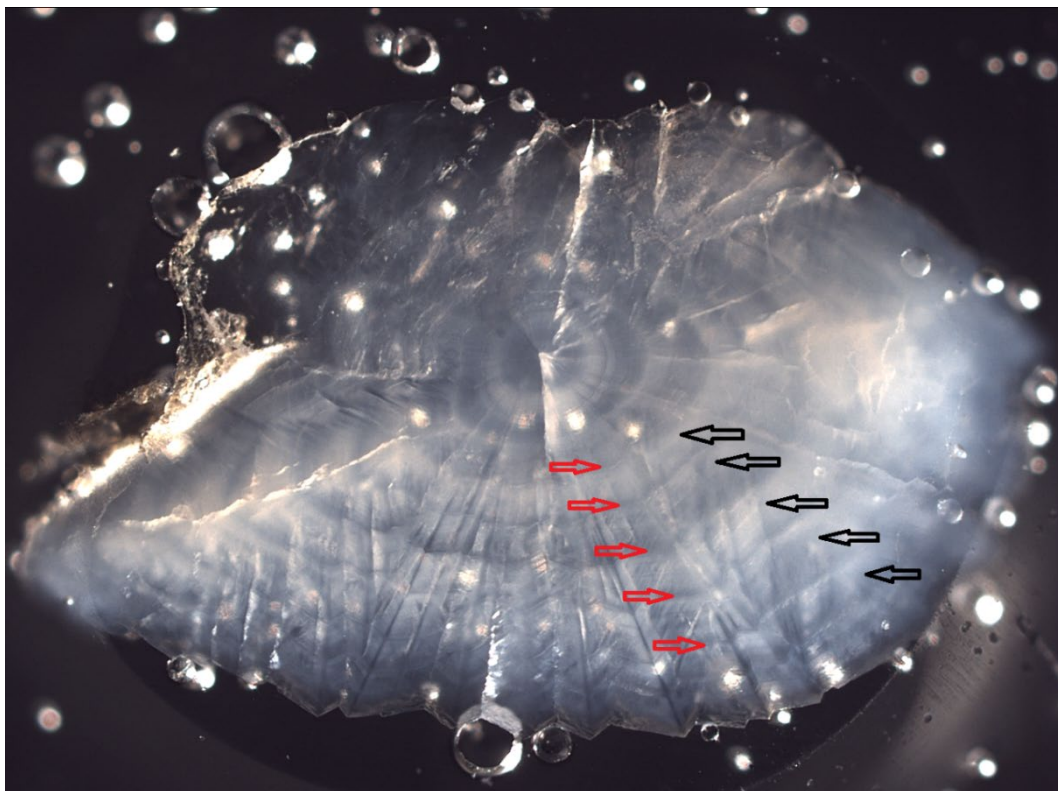
Otolitkemiska analyser av inlagrade spårämnen som reflekterar habitatval och fysiologi kan användas för att studera ålens livshistoria (Campana, 1999). Otoliter består främst av kalciumkarbonat i ett nätverk av keratinliknande proteiner (Degens m.fl. 1969). Aragonit är den kristallform av kalciumkarbonat som otoliter vanligtvis består av men det förekommer även kalcit (ingen bild) och vaterit (Figur 9 och 10), två mer ovanliga former som leder till att otolitens kristallina struktur och kemiska sammansättning förändras varpå otoliten inte kan användas till kemiska analyser eller åldersbestämning.



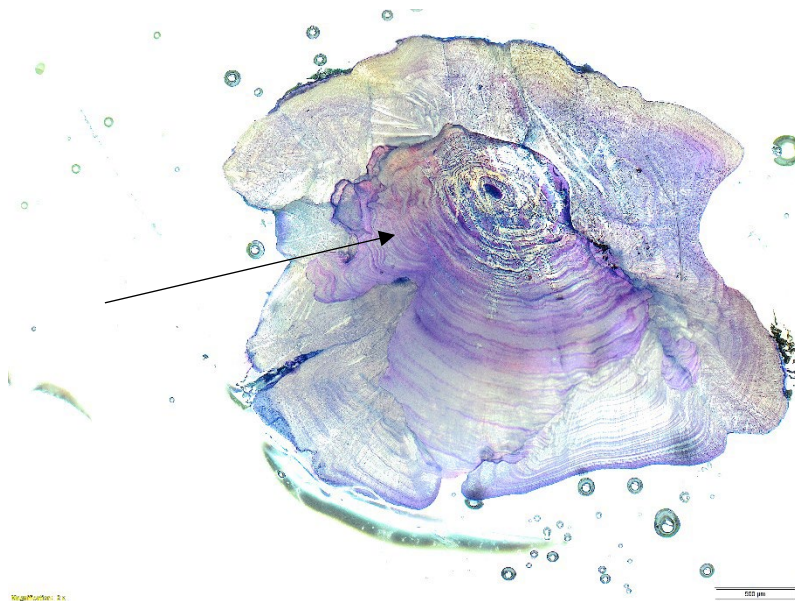
Figur 6. Otoliternas läge i ålens skalle, samt schematisk teckning av sagittaotolitens delar. Teckning Jennie Strömquist, SLU.



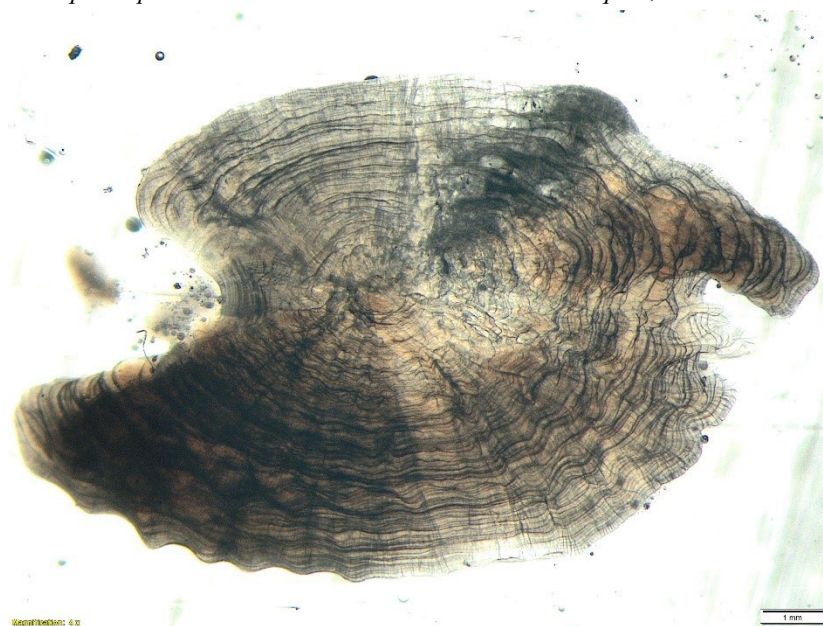
Figur 7. Sinnesorganet hos ål, även kallat labyrinthen; L = Lagena, S = Sacculus och U = Utriculus (de tre säckarna som innehåller de tre otoliterna lapillus, sagitta, och asteriscus), samt de tre båggångarna (P, A och H) (Retzius, G. 1881).



Figur 8. Visar en otolit uppbyggd av kalciumkarbonat i form av aragonit. De röda pilarna pekar på translucenta fält, de svarta pilarna på opaka fält. Dessa fält är tillväxtzoner som bildas varje år under ålens liv. Foto Anders Asp, SLU.



Figur 9. Visar en otolit delvis uppbyggd av kalciumkarbonat i form av vaterit istället för aragonit. Pilen pekar på området med vaterit. Foto Jennie Strömquist, SLU.



Figur 10. Visar en otolit som helt består av vaterit. Foto Jennie Strömquist, SLU.

2.5.3 Otolitkemiska analyser

När ålen befinner sig i karantän på SSE badas de ungefär en månad innan utsättning i en lösning innehållande strontiumchloride-6-hydrate, med en koncentration av 1 mg/m³ vilket skapar en permanent strontiummärkning i otoliten. Ålarna får gå utan mat i totalt tre dagar; efter två dagar stängs inkommande vatten av och under den tredje dagen tillsätts strontiumkloriden till vattnet. Under totalt 25 timmar (dosering

under en timme) får ålen sedan bada i det doserade vattnet innan vattnet återigen sätts på och strontiumkloriden sköljs ut (Richard Fordham, SSE, pers. komm.).

För att sedan ta reda på om ålynglen från provfiskena var märkta med strontium, och därmed av importerad och utsatt härkomst, utfördes otolitkemiska analyser. På grund av begräsningar i budget och tid togs beslutet att analysera otoliter från upp till 75 individer, från varje lokal. Vid de lokaler där fångsten av ålyngel varit stor, och många ålyngel därmed hade dissekerats, gjordes ett urval, procentuellt baserat på längdfördelningen för varje lokal.

Bearbetning av otoliterna samt kemisk analys beskrivs i detalj i Asp (2007) och sammanfattas här i korthet. Otoliterna monterades först i hårdplast (Struers EpoFix), slipades till att kärnan exponerades och polerades.

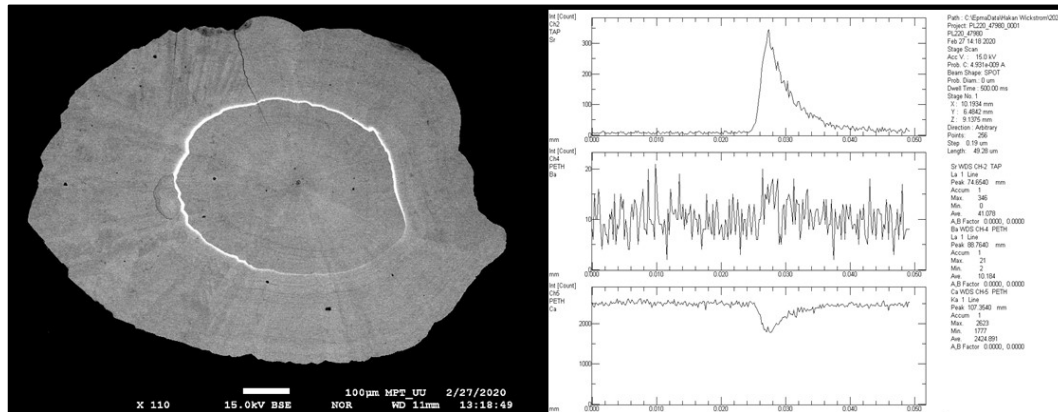
Otolitkemiska analyser utfördes sedan antingen med Wavelength-Dispersive Spectrometer (WDS) i en mikrosond (EPMA) på Geologiska institutionen vid Uppsala universitet, eller med Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (LA-ICP-MS) på Geologiska institutionen vid Lunds universitet. Anledningen att två olika metoder användes beror dels på COVID-19 pandemin och att WDS mikrosonden vid Uppsala universitet inte kunde användas under denna period, varför proverna under senare år analyserades med LA-ICP-MS vid Lunds universitet. Efter pandemin fortsatte proverna att analyseras vid Lunds universitet. Ytterligare en orsak är att det med LA-ICP-MS går att analysera fler spårämnen än med WDS mikrosonden. Därmed får man mer information som även kan användas till exempel till habitatstudier.

WDS Mikrosond

WDS-mikrosonden vid Uppsala universitet används för högkvantitativa analyser, för att bestämma ett fast ämnes kemiska sammansättning. Mikrosonden är i grunden ett elektronmikroskop som har optimerats för att producera en mycket stabil ström av elektroner, som fokuseras på en enda punkt. Otolitens yta ”bombarderas” med elektroner och eftersom varje grundämne avger en bestämd, känd uppsättning av röntgenstrålar, så kan man genom att jämföra dessa strålar med olika kalibreringsstandarder identifiera vilka grundämnens röntgenstrålar som avges och kvantifiera i vilka halter de förekommer. För detta behöver man då en WDS (wavelength-dispersive spectrometer). Den består av en monokrometer, till exempel en kristall, och en detektor. Kristallen sprider röntgenstrålarna genom Bragg-diffraktion vilka sedan kvantifieras i detektorn (Ul-Hamid m.fl. 2006).

Före analysen täcks otoliterna med ett tunt lager kol, för att undvika elektriska störningar. Bilderna på otoliterna gjordes i BSE-läge (dvs med en back-scattered elektrondetektor) och för att verifiera att de observerade ringarna verkligen var

strontium, bekräftades analysen med hjälp av transektkörningar med WDS för Sr (Figur 11) (Barker & Fournelle 1996). Detta gjordes även när ringar var svaga eller saknades.



Figur 11. Otolitkemianalys gjord med Wavelength-Dispersive Spectrometer (WDS) i en mikrosond (EPMA) vid Geologiska institutionen vid Uppsala universitet. Den lysande vita ringen på otolithbilden till vänster (tagen i BSE-läge, dvs med en back-scattered elektrondetektor) visar märkning med strontiumklorid. Detta verifieras i grafen till höger, där bilden längst upp visar en topp i strontiumhalten.

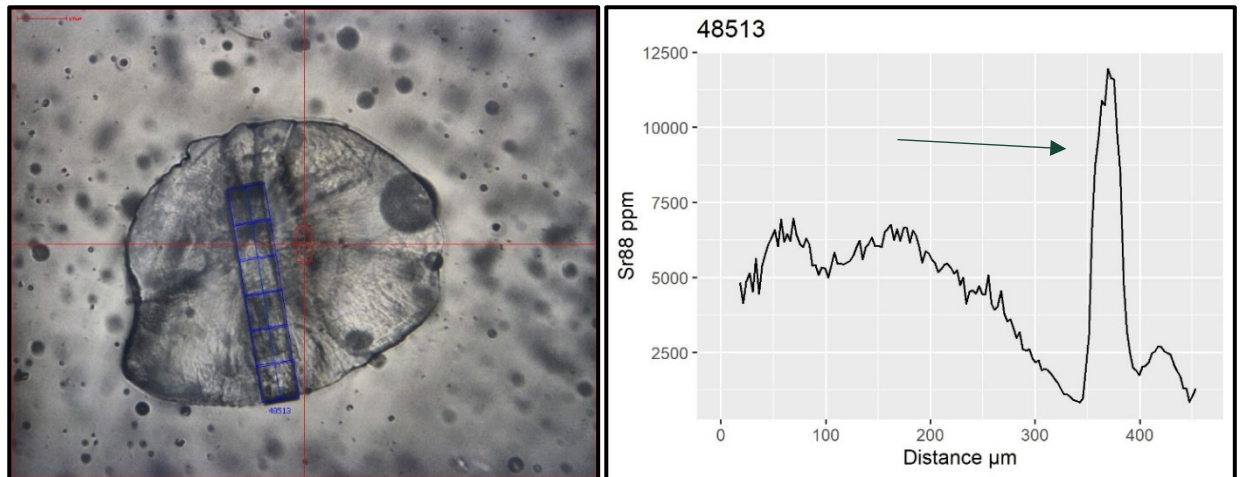
Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (LA-ICP-MS)

LA-ICP-MS, som användes vid Lunds universitet, är en kraftfull metod för att utföra kvantitativ grundämnesanalys i många fasta material (Geologiska institutionen, Lunds universitet 2021). En laserstråle ablaterar otolitens yta varvid aerosoler frigörs som transporteras för jonisering i plasma och därefter till en masspektrometer där jonerna detekteras och kvantifieras baserat på förhållandet mellan massa och laddning (Koch & Günther, 2017).

Instrumentet på Geologiska institutionen vid Lunds universitet bestod av en Teledyne Photon Machines G2-laser kopplad till en Bruker Aurora Elite-kvadrupol ICP-MS. Instrumentinställning och extern standardisering gjordes med referensstandard SRM (Standard Reference Material) NIST612 (National Institute of Standards and Technology), (Jochum m.fl. 2012) som syftade till att erhålla höga och stabila signalantal på relevanta isotoper, på låg oxidproduktion (under 0,5 % övervakning av $^{238}\text{U}/^{238}\text{U}^{16}\text{O}$ och $^{232}\text{Th}/^{232}\text{Th}^{16}\text{O}$) och på $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ med förhållandet 1. Primär kalibrering utfördes med MACS-3 karbonatstandard (Wilson m.fl. 2008) för kvantifiering av spårämnen i otoliterna och ^{43}Ca användes som intern standard med 38 viktprocent.

Analyserna kördes med standard-prov-standard kombinationer med pre-ablation av provets yta före varje analys för att undvika eventuell kontamination. Analyser gjordes som linjetransekter från kant till kant genom otolitens kärna (Figur 12). Laserstrålen var rektangulär, med långsidan vinkelrät mot skanningsriktningen och

varierade mellan 30-40 mikrometer gånger 70-90 mikrometer. Flödet var 3 J/cm² på kalibreringsstandard NIST612 och 2 J/cm² på karbonatstandard MACS-3 och otoliter. Baslinjekoncentrationer mättes under 30 sekunder före varje mätning och subtraktion gjordes med linjär interpolation (Pers. komm Tomas Naeraa, Lunds universitet). Datareduktion gjordes med Iolite-program version 3.71 med hjälp av X_Trace_Elements_IS-datareduktionsschemat (Paton m.fl. 2010; Woodhead m.fl. 2007).



Figur 12. Till vänster: Blå markering av linjetransekten på otolitens yta som analyserats med LA-ICP-MS på Geologiska institutionen vid Lunds universitet. Till höger: En transekt (blå linje i bilden till vänster) körs i LA-ICP-MS. Den vänstra grafen visar på y-axeln avståndet från centrum till kanten och den högra grafen visar en koncentration av strontium (ppm) längs linjetransekten där strontiummärkningen är markerad med en pil och x-axeln avståndet (μm) från otolitens kärna till kanten.

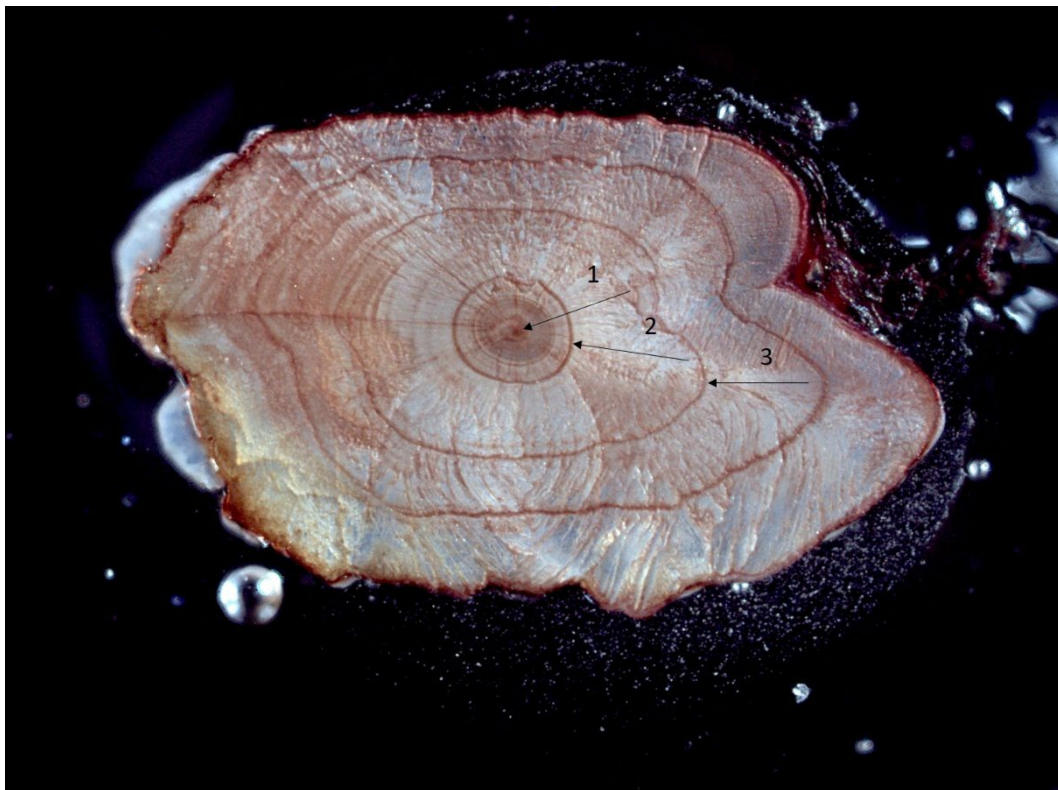
2.5.4 Åldersanalys

När otoliterna hade analyserats kemiskt och returnerats från respektive laboratorium ålderslästes de. Inlagring av kalk och protein i otoliter varierar över tid och ger så kallade annuli = årliga tillväxtzoner ("årsringar") vilket sker delvis på grund av säsongsmässig tillväxt men även på förändringar i miljön och födotillgång (Morales-Nin 1992). När otoliten monterats på objektglas slipas den till ett tvärsnitt för att exponera kärnan och årsringarna. Otoliterna åldersbestäms sedan i transmissionsmikroskop. I reflekterat ljus mot en mörk bakgrund kommer det växelvis fram mörka (translucenta) och ljusa (opaka) fält (Figur 8). De opaka fälten är zoner med god tillväxt (sommarperioden) medan translucent material avsätts när tillväxten är låg under vinterperioden, då ålen vanligtvis inte äter (ICES 2011b).

Åldersläsningen börjar med den första vinterzonen utanför "0:an", eller "zero band" (Figur 13). Detta är den första "ringen" utanför kärnan där den kontinentala åldersbestämningen börjar (~170 μm radie från centrum, eller populärt kallad "bulls

eye”). Ålynglet är vid ”zero band” sannolikt redan ett till tre år gammal (den havslevande fasen), men detta går inte att avgöra då inga årsringar har bildats här (ICES 2011b). Vinterzonerna ses oftast som kompakta, tunna och mörka (translucenta) ringar, och de räknas sedan ut mot otolitens kant. Eftersom otoliterna som analyserades i Uppsala var täckta med ett tunt lager kol polerades otoliterna för att avlägsna kolet. För att förstärka vinterzonerna visuellt färgas otoliten in med färgämnet Neutral rött (Ogonowski, 2007), eller numera med touledinblått.

Ett antal otoliter som inte analyserats kemiskt ålderslästes också, för att få ett större stickprov på åldersfördelningen. Otoliter från de två referenslokalerna ålderslästes endast och analyserades inte kemiskt.



Figur 13. Otolit som monterats, slipats och färgats (Neutral rött) för åldersläsning. 1 visar otolitens kärna, eller ”Bulls eye”. 2 visar glasålotoliten (”zero band”) och 3 visar första vinterzonen, d.v.s. slutet av år 1. Foto Jennie Strömquist, SLU.

2.5.5 Parasiteringsgrad av *Anguillicola crassus*

Eftersom simblåseparasiten kan påverka ålens tillväxt negativt (Kirk 2003) samlades data in på förekomst och antal parasiter hos all ål som dissekerades. *Anguillicola crassus* (Figur 14) är en parasitisk simblåsenematod som introducerades till Europa under 1980-talet med importerade, infekterade ålar från Japan (*Anguilla japonica*) (Moravec 1992). Väl introducerad i en sjö eller ett

vattendrag sprider sig parasiten snabbt inom ålpopulationen. Spridningen i ett akvatiskt system sker generellt genom intermediära värdar och annan fisk. Spridning mellan lokaler sker generellt genom transport av infekterad ål.

Infekterade ålar kan drabbas av skadliga effekter om infektionsgraden är hög. Till exempel kan dessa ålar få en större mottaglighet för bakteriella infektioner och andra tillstånd som kan leda till döden. Simblåsans vägg kan tjockna och en inflammation uppstå. Genom detta kan gasutbytet mellan epitelceller och de omgivande blodkärlen i simblåsans vägg påverkas negativt, och det leder i sin tur till att försurningen av blodet ökar vilket ger en långsammare avsättning av gas till simblåsan. Ålens simförmåga kan påverkas då simhastigheten sjunker, och ålens förmåga att migrera vertikalt kan också försämrats (Sjöberg m.fl. 2009).



Figur 14. *Anguillicola crassus*. Simblåseparasit hos ål. Foto Anders Asp, SLU.

3. Resultat

3.1 Metodutveckling för rekryteringsindex, fallfälla, nättingfälla, elfiske

För att ta fram en lämplig metod för att skatta mängd ålyngel för ett rekryteringsindex och för att samla in ål för vidare provtagning, gjordes försök med fallfälla, nättingfälla och elfisken (Tabell 1).

Totalt samlades 3840 stycken ålyngel in. Försöken med fallfälla resulterade i relativt låga fångster, 105 ålar fångades totalt med denna metod (Tabell 2). Det fanns vissa skillnader i antal fångade ålar mellan år och lokaler, med 0–23 ålar per år och lokal, med den högsta siffran om 23 ålar infångade i Veddökilen år 2012.

Försöken med nättingfälla gav sämre resultat, totalt fångades endast 14 ålar, fördelade på 0–6 ålar per år och lokal, med den högsta siffran om 6 ålar infångade i Långevallsälven 2011 (Tabell 3).

Elfiske var den metod som fungerade bäst, totalt fångades över 3700 ålar in med denna metod (Tabell 4). Fångsterna i elfisket varierade mellan lokaler och år (Tabell 4).

Tabell 2. Sammanställning av fisket med fallfälla fördelat per provtagningsplats, år fiskade, totalt antal hugg, totalt antal ål, antal otoliter som analyserats för strontium (Sr) och antal som var Sr märkta och alltså av importerad, utsatt, härkomst.

Plats	År	Antal hugg	Antal ål	Antal Sr-analys	Antal Sr märkta
Arlöv	2011-2013	50	2	2	0
Barsebäck	2012-2013	35	18	18	0
Dynekilén	2010-2013	100	8	0	NA
Getterön	2010-2012	62	0	0	NA
Havstenssund	2011-2013	55	8	8	0
Höllviken	2011-2013	50	2	1	0
Klagshamn	2010	30	0	0	NA
Lökebergs kile	2010-2013	138	15	12	11
Skälderviken	2010-2013	96	19	18	0
Vassbäck	2011-2013	63	10	10	0
Veddökilén	2011-2013	53	23	22	0

Tabell 3. Sammanställning av fisket med nättinfälla fördelat per vattendrag, år fiskade, totalt antal ål, antal otoliter som analyserats för strontium (Sr) och antal som var Sr märkta och alltså av importerad, utsatt, härkomst.

Vattendrag	År	Antal ål	Antal Sr-analys	Antal Sr märkta
Vävrabäcken	2011	1	1	0
Långevalsälven	2011	6	0	0
Himleån	2011	4	1	0
Anråsälven	2011	0	0	0
Fylleån	2011	0	0	0
Stensån	2012	2	2	0
Hornån	2012	0	0	0
Höje å	2011-2012	1	1	0

Tabell 4. Sammanställning av elfisket fördelat per vattendrag och lokal (för vissa vattendrag elfiskades flera lokaler), år fiskade, totalt antal ål, antal otoliter som analyserats för strontium (Sr) och antal som var Sr märkta och alltså av importerad, utsatt, härkomst. Två vattendrag; Strömsån och Kynne älv var referensvattendrag.

Vattendrag, lokal	År	Antal ål	Antal Sr- analys	Antal Sr- märkta
Sege å, lokal 1-3	2010	13	0	NA
Vege å/Öjabäcken lokal 1-3	2010	16	0	NA
Himleån, lokal 1-2	2010	5	1	0
Vävrabäcken	2010	0	0	NA
Hogarälven	2010	1	0	NA
Rössjöholmsån, lokal 1-2	2011-2020	119	69	0
Rönne å	2011	6	4	0
Pinnån, Stora Mölla	2011	1	1	0
Kävlingeån, lokal 1-2	2017-2020	46	46	0
Höje å	2012-2020	47	39	0
Dybäcksån	2017-2020	39	37	0
Nybroån	2017-2020	35	35	0
Arödsån	2011-2020	103	98	26
Strömsån	2011-2020	828	0	NA
Kynne älv	2011-2020	785	5	0
Knapabäcken	2017-2020	27	27	0
Kollerödsbäcken	2017-2020	27	25	2
Kvarnabäcken	2012-2020	111	75	1
Löftaån	2011-2020	704	193	0
Storån	2017-2018	0	0	NA
Viskan	2017-2020	35	34	0
Göta älv	2012-2013	4	4	0
Örekilsälven	2011-2020	769	157	0

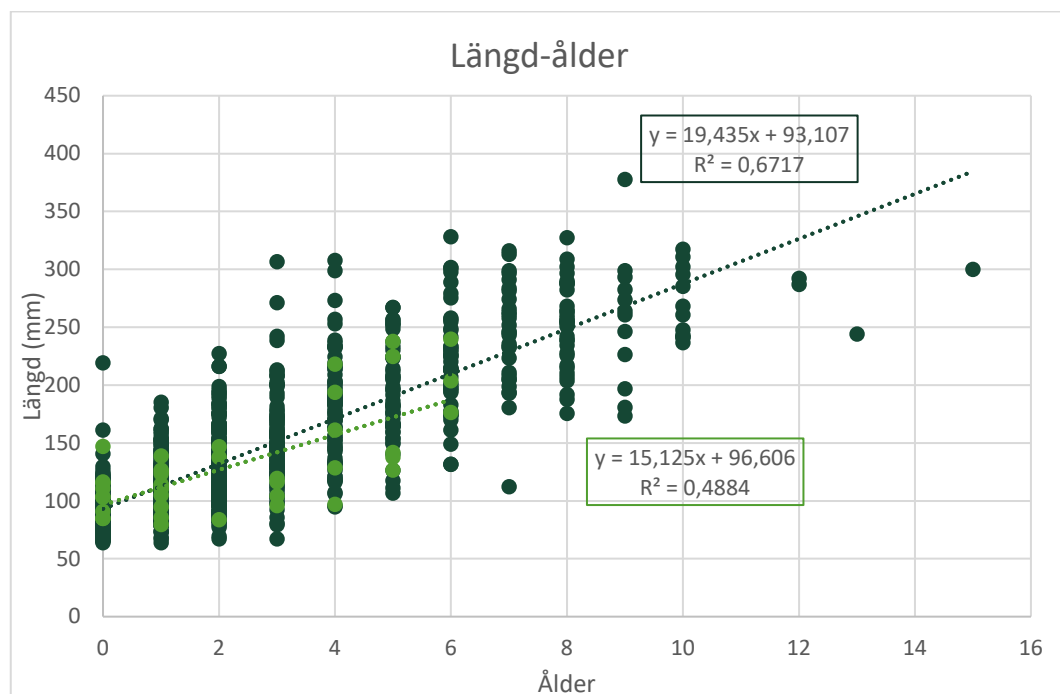
3.2 Biologisk provtagning, otolitkemi, ålder, parasitering

Från de tre fiskemetoderna dissekerades totalt 2371 stycken och otoliter samlades in för otolitkemi och åldersanalys. Eftersom strontiummärkningen av utsatta ålyngel påbörjades 2009 var det få yngel av de som infångades 2010 som bedömdes vara relevanta att analysera. Därför valdes endast ett mindre antal otoliter ut till ålderläsning för 2010, och ingen av dessa var så unga att de skulle ha kunnat vara

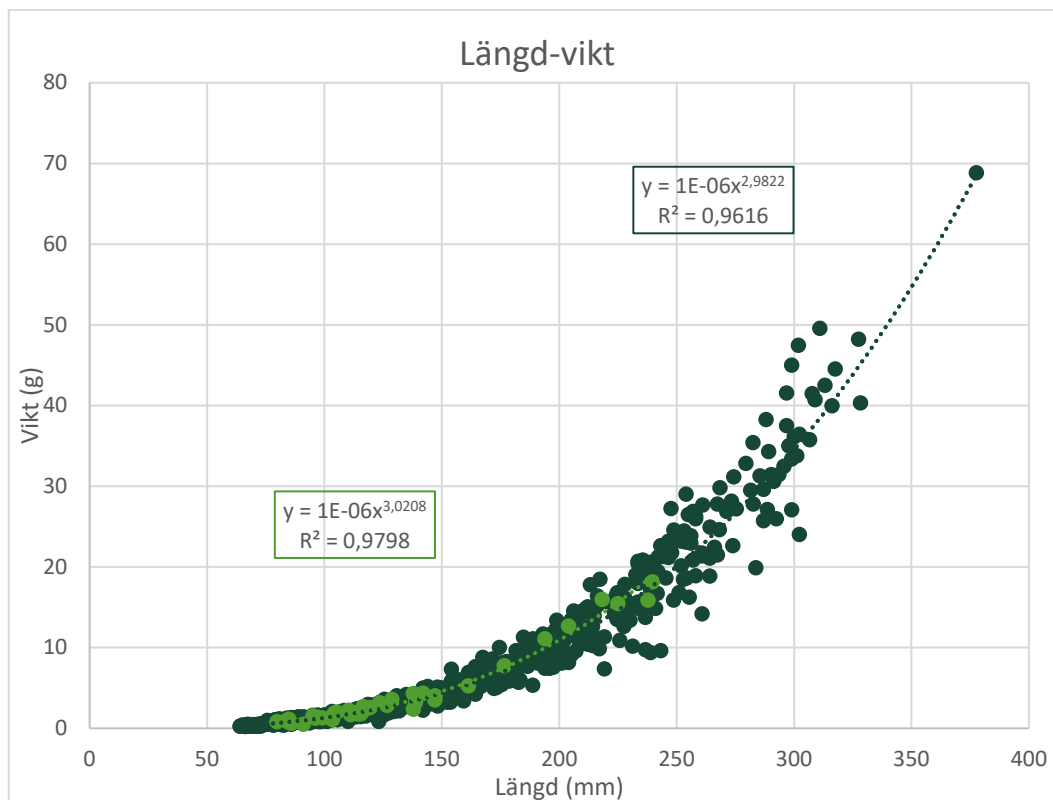
märkta. Ingen otolitkemi utfördes därför på 2010 års yngel. Bland alla otoliter som analyserades kemiskt för strontium-märkning så fann vi Sr-märkta otoliter endast på 4 platser: Lökebergs kile, Arödsån, Kvarnabäcken, och Kållerödsbäcken (Tabell 2-4, Figur 15 och 16).

Av de 2371 dissekerade ålarna ålderslästes 1464 stycken. Av dessa ålar var majoriteten, 96 %, mellan 0-10 år gamla. Endast ett fåtal var äldre, mellan 11-17 år gamla, och för tre stycken av de ålderslästa kunde åldern inte bestämmas. Av det totala antalet otoliter valdes 946 ut för otolitkemisk analys procentuellt enligt längdfördelningen, och på grund av ekonomiska begränsningar kunde fler inte analyseras inom ramen av detta projekt. Av dessa var endast 4,23 % märkta med Sr (alltså från utsatt härkomst).

Av de strontiummärkta ålarna ålderslästes 39 st. Av de omärkta ålarna ålderslästes 900 st. Det fanns ett tydligt samband mellan längd och ålder, visuell inspektion av data tyder på att detta samband inte skiljde sig åt mellan de ålar som var strontiummärkta (av utsatt härkomst) och de som var naturligt invandrande (Figur 15) (sprit- och fryskorrigering användes vid alla beräkningar av längd och vikt (Sundin m.fl. under bearbetning). Det fanns också ett förväntat samband mellan längd och vikt, som inte heller skiljde sig åt mellan de ålar som var strontiummärkta (av utsatt härkomst) och de som var naturligt invandrande (Figur 16).



Figur 15. Samband mellan längd och ålder för omärkta ålar, alltså ej strontiummärkta, av naturligt invandrat ursprung (blå datapunkter och linje) och strontium märkta, importerade och utsatta, ålar (röda datapunkter och linje).



Figur 16. Samband mellan längd och vikt för, omärkta ålar, alltså ej strontiummärkta, av naturligt invandrat ursprung (blå datapunkter och linje) och strontium märkta, importerade och utsatta, ålar (röda datapunkter och linje).

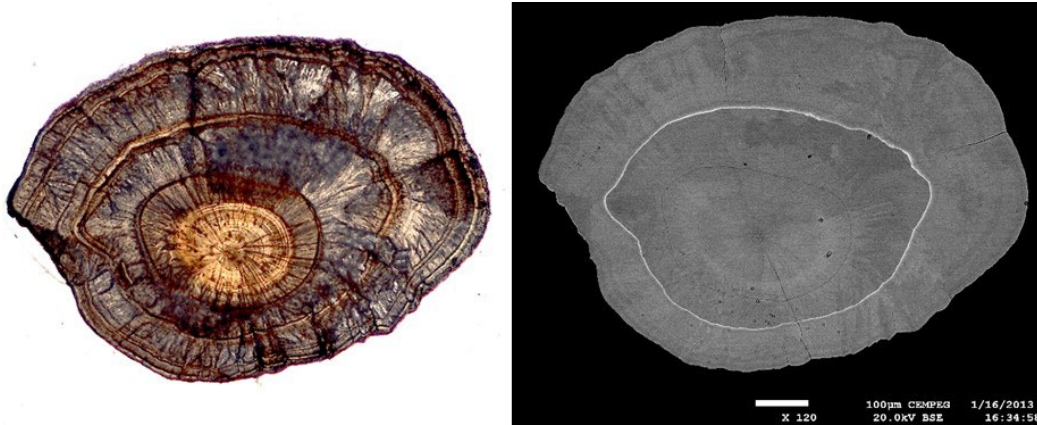
Fastän vissa ålyngel var väldigt små hade ett flertal yngel parasiten *Anguillicola crassus* i simblåsan. Totalt av de dissekerade ålarna hade 33 % parasiter i simblåsan, med en spridning på mellan 1 till 10 parasiter. I medeltal hade de infekterade ålynglen 1,87 stycken simblåseparasiter. I 93 ålyngel var denna undersökning inte möjlig att genomföra, då dessa individer var för små eller för torra för att öppna simblåsan på (spritförvarade).

Av de Sr märkta ålynglen hade 27 % *A. crassus* parasiter i simblåsan, med en spridning på 1 till 4 stycken parasiter, i medeltal 2 stycken. Motsvarande siffror för de omärkta ålarna var 35 % infekterade, en spridning på 1 till 10 stycken parasiter och i medeltal 1,99 stycken per yngel och simblåsa.

3.3 Metodologiska avvikelser

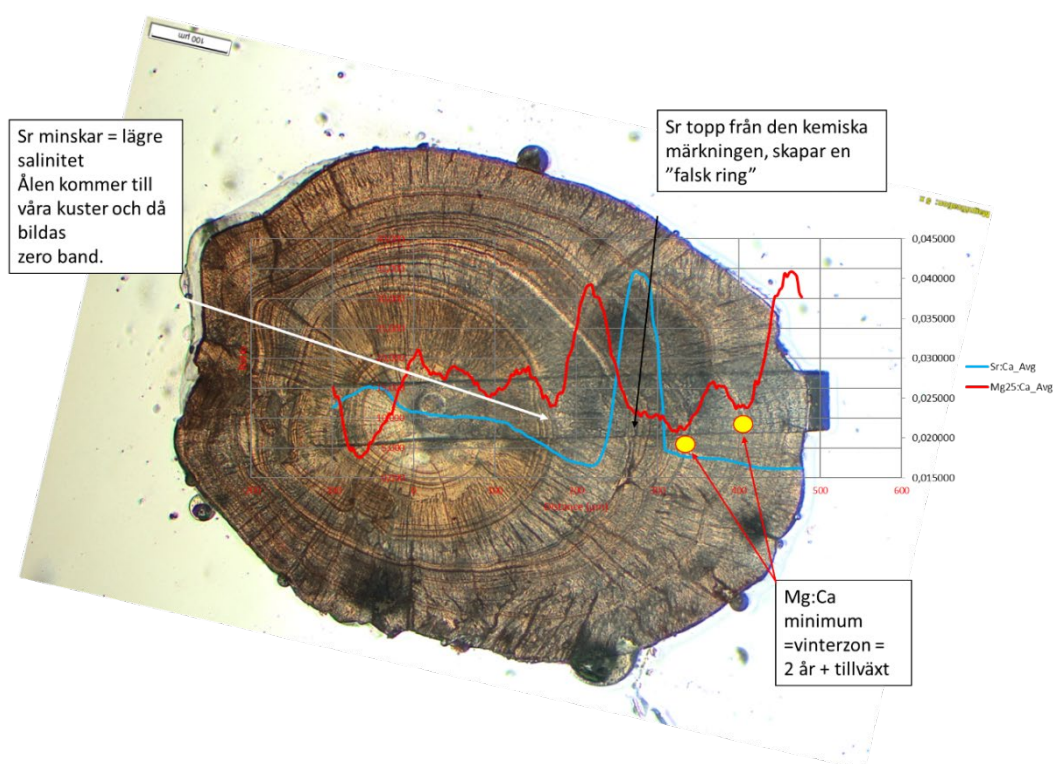
Under åldersläsningen framkom ett problem med de strontiummärkta ålarna (Figur 17). Det visade sig att den kemiska märkningen verkade kunna ge upphov till en ”märkningscheck”, eller stressmarkering, som ålen kan få av olika orsaker; såsom

svält, karantänering, plötsliga förändringar i livsmiljön, och även då inmärkning med kemiska ämnen, o.s.v. Denna föranledde en felläsning med ett år.



Figur 17. Otolit från ål som märkts med strontiumklorid. Den lysande vita ringen på den högra bilden sammanfaller med den infärgade första falska vinterzonen på den vänstra bilden. Foto Jennie Strömquist, SLU.

För att validera märkningschecken placeras otolitkemisk data från linjetransekter (LA-ICP-MS) ovanpå otolitbilden (Figur 18). På bilden är de äkta vinterzonerna markerade med gula prickar vilka sammanfaller med säsongsmässiga minimum i kvoten av magnesium/kalcium som reflekterar metabolisk status (Limburg m.fl. 2018, Mg:Ca, röd linje i Figur 18). Den höga koncentrationen från Sr-märkningen sammanfaller med den markerade "falska vinterzonen" (blå linje i Figur 18).



Figur 18. Otolit från ål som märkts med strontiumklorid med pålagd data (graf) från otolitkemisk analys. De äkta vinterzonerna (gula prickar), överlappar med områden där kvoten magnesium/kalcium (Mg:Ca) är som lägst (röd linje). Där märkningsmarkeringen framträder på otoliten finns en topp med hög strontiumkoncentration (blå linje). Foto Jennie Strömquist, SLU. Datahantering Yvette Heimbrand, SLU.

4. Diskussion

Rekryteringsövervakning är en prioriterad del av ålförvaltningen och grunden för den beståndsbedömning som görs internationellt av ICES. Pågående monitoring med hjälp av ålyngelsamlare, har bedrivits under lång tid och i ett flertal vattendrag i Sverige (Wickström 1986). Dessa data kan vara osäkra då samlarna kan ha byggts om under tidens gång, och vattendragen förändrats. Trålningar med forskningsfartygen Argos och Svea gällande glasål har gett låga fångster på senare år (Dekker m.fl. 2021), och håvning med Isaac-Kidd-yngeltrål i kylvattenkanalen till Ringhals kraftverk har visat en nedgående trend gällande infångade glasålar (Jaktén Langert m.fl. 2023).

För att förbättra datainsamlingen över rekrytering gjordes därför undersökningar kring möjligheterna att utöka övervakningen med fallfällestudier på västkusten samt nättingfällor och elfisken i vattendrag. En tidig frågeställning i arbetet med att ta fram ett rekryteringsindex var hur rekryteringen av ålyngel till våra kuster skulle utvecklas efter det att förvaltningsplanen från 2008 fått verka. Då rekryteringen av naturligt invandrade ålar har minskat kraftigt (Dekker m.fl. 2021) och antalet utsatta ålar på den svenska västkusten har antagits vida överstiga nivåerna av naturliga rekryter på senare år, uppkom naturligt en följdfråga; skulle de utsatta ålarna tränga bort de naturligt invandrade rekryterna? Ett sådant utfall skulle i så fall kunna påverka de svenska ålarnas bidrag till ålens lekbiomassa, då man i vissa studier har sett att de utsatta ålarna kan ha vissa problem med att hitta tillbaka till Sargassohavet igen (Prigge, m.fl. 2013, Shiao m.fl. 2006, Westin 2003, Sjöberg m.fl. 2016). Vissa studier pekar dock på att utsatta ålar kan navigera mot sargassohavet (Limburg m.fl. 2003, Westerberg m.fl. 2014), och att det inte verkar vara något problem.

Teorierna om hur de små ålynglen rör sig vid kusten när de har vandrat hit är många, och få svar finns att hitta i litteraturen. Något som har undersökts flera gånger är möjligheten att de rör sig med vissa strömmar kombinerat med vindar, till exempel beskrev Westerberg (1998) hur 0 + yngel följde med Jutlandströmmen runt Danmark och vidare mot den svenska kusten. Eftersom glasålar kommer till våra kuster redan under vintermånaderna, och fördelar sig längs med västkusten, är en relevant fråga att ställa; var tar de utsatta ålynglen vägen?

Dessa sätts ut under maj-augusti, när det redan finns en del naturligt invandrade yngel vid våra kuster. Vi vet helt enkelt inte hur de utsatta ålynglen rör sig när de sätts ut vid våra kuster. Vi har sett att det finns yngel kvar nära utsättningsplatser, till exempel Lökebergs Kile, och att de även söker sig uppåt i vattendrag som Arödsån och Kollerödsbäcken. Kan de fångas upp av andra, motgående strömmar som den Baltiska strömmen och istället föras ifrån den svenska kusten?

Våra undersökningar visar att det är ett fåtal av de ålyngel som fångas vid kusten och i vattendrag som är utsatta, och att det resultat vi oroade oss för, nämligen att de utsatta ålarna skulle komma att dominera fångsterna av ålyngel och att det skulle kunna innebära problem om de i slutändan inte betedde sig som de naturliga rekryterna, inte verkar gälla i vår undersökning.

Då inslaget av utsatta ålyngel i vår undersökning är relativt litet, kan inte några omfattande statistiska analyser göras vad gäller skillnader i tillväxt, ålder och parasiteringsgrad. Vår teori att de utsatta ynglen följer samma migrationsmönster ner utefter västkusten stöds endast av att de flesta märkta ålar har fångats söder om de största utsättningsplatserna. Lökebergskile är en årligt återkommande utsättningsplats för ålyngel. Här har det sedan 2011 i genomsnitt satts ut 32 000 ålyngel per år, men alla av de infångade ålynglen i Lökebergs kile var inte märkta med strontiumklorid (1 av 12 yngel var omärkt). Trots det stora inslaget av utsatt ål fanns alltså även här ett litet inslag av naturliga rekryter, vilket tyder på att de utsatta ålarna inte helt tränger undan de naturligt invandrade.

4.1 Fiskemetoderna

4.1.1 Fallfälla

Undersökningarna med fallfällan var en helt ny metod för oss när vi började, och arbetet med fällan blev därmed lite utav ett detektivarbete beträffande möjligheten att hitta lämpliga platser för ålyngel vilket visade sig vara en ganska arbetsam uppgift. Många timmar lades på att hitta bra platser utifrån våra önskemål och målsättningar gällande rätt bottensubstrat och vegetation, ett exempel visas i figur 19.

En handburen fallfälla är som metod betraktat tekniskt föredömligt enkel, men har sin största begränsning i den yta som kan täckas med en rimlig arbetsinsats. Dessutom är den begränsad till ett visst maximalt djup (ca 70 cm). I undersökningarna av effekten av Öresundsbron på fisket i och kring sundet (Appelberg m.fl. 2005) användes också en fallfälla, men då en båtburen sådan. Detta medger en större fälla som kan täcka en större yta (1m²) och ett större djup.

Dessutom använde man sig av en pump för att suga upp de övre decimetrarna av bottenslammet, och på så sätt ökade man sannolikheten att fånga de ålar som grävt ner sig ordentligt. Enligt rapporten fångades också störst andel ålar på vegetationsrika bottenar djupare än ca 100 cm. Båten som användes hade dock ett djupgående på ca 40 cm vilket gjorde att de inte kunde sätta fällan på riktigt grunt vatten, som man kan med en handburen fallfälla.

En stor arbetsinsats krävs för att få ett bra statistiskt dataunderlag för beräkningar av tätheter av ålyngel med den mindre fällan. Det finns dock vissa optimeringsmöjligheter för metoden. Valet av plats kan kanske väljas utifrån information om var man tidigare observerat högre tätheter av yngel. Valet av plats inom respektive område kan förbättras genom att man studerar var vegetationen är rikligast och vågexponeringsgraden är minst. Detta kan eventuellt underlättas genom att studera flygbilder som vid andra, liknande undersökningar, eller kanske genom att använda sig av drönare. Metoden kan utvecklas genom andra sätt att luckra upp det översta lagret av bottenslam än med en enkel kratta. Med allt detta kommer förstås metoden blir mindre slumpmässigt utförd, men med en större möjlighet att fånga ålyngel.

Tanken med våra undersökningar var dock att försöka upprätthålla ett så slumpmässigt arbetssätt vi kunde, så inga förändringar i själva insamlingsmetoden gjordes under de fyra åren vi var ute.

Mängden bottenvegetation skilde sig åt mellan platserna, till exempel fanns det gott om blåstång (*Fucus* sp.) på lokalerna Dynekilen nära Strömstad och Lökebergs kile norr om Göteborg, medan inslaget av dessa var betydligt lägre på övriga platser. På de nordligare platserna var mängden blåmusslor stor och dessa tjänade som substrat för blåstången. De förhållanden som gav ål i fällan var god täckningsgrad av större brunalger företrädesvis olika arter av *Fucus* som satt fast och inte flyttades av vågor. Detta stöds också av Appelberg et al. 2005, som anger att en täckningsgrad under 60 % sällan gav några ålar. Några rena ålgräsängar (*Zostera* sp.) fanns inte på någon av platserna även om mängden vissnade växtdelar av ålgräs vid Getterön, längs stränderna vid Skälderviken och i Klagshamn vittnade om att det fanns ålgräs i närheten, antagligen på ett något större djup än vad som nåddes med fallfällan. Själva bottenarna varierade mycket mellan platserna, med hårt packad sand på de mest utsträckta och öppna platserna till ren gytta i skyddade vikar.

Efter försök i fyra års tid med fallfällan avslutade vi denna metod. Den svaga rekryteringen av ålyngel till våra kuster har medfört att tätheten av yngel är så låg att underlaget av infångade ålyngel bedömdes vara för litet i förhållande till arbetsinsatsen.

4.1.2 Nättingfälla

Nättingfällor användes i vissa vattendrag under två år som komplement till fallfällorna och elfisket. Det var en lovande och annorlunda metod, med samma slags detektivarbete med att hitta lämpliga vattendrag som för fallfällorna, och tidskrävande arbete att spåra upp fiskerättsägare där sådana fanns för att få tillåtelse att utföra undersökningen.

Fällorna var dock mycket otympliga och besvärliga att handskas med. Det var dessutom svårt att förutsäga hur vattenflödet kunde förändras över ett dygn. Ibland låg fällorna torrt uppe på stenarna när vi skulle vittja dem, vid andra tillfällen hade de drivit med strömmen och låg på ett helt annat ställe än där de först placerats. Detta berodde till stor del på uppströms liggande dammar och dess vattenreglering, något man behöver ta med i beräkningen vid framtida användning av nättingfälla. För att undvika att fällorna flyttar på sig kan de antingen tyngas ner med hjälp av stenar som placeras ovanpå fällorna, eller genom att förankra fällorna med rep i omgivande buskar och träd.

Fångsten av ålyngel blev väldigt liten, och metoden var mycket tidskrävande. Efter ett par års försök bedömdes metoden därför som olämplig för syftet att övervaka rekryterande ålyngel, och den delen av undersökningarna avslutades. Ett annat metodutvecklingsprojekt med nättingfälla (Lst Jönköpings län, 2008), som utfördes i sju olika vattendrag på olika platser i Sverige gav också ett varierande resultat i fångsteffektivitet för flodnejonöga, vilket tyder på att denna metod inte är särskilt väl fungerande för andra arter heller.

4.1.3 Elfiske

Undersökningarna med elfiske visade att denna metod fungerade väl för att samla in ålyngel. Metoden verkar vara mindre effektiv för ål jämfört med andra arter eftersom vi upplevde att ålarna blev väsentligt mindre påverkade av den elektriska strömmen och inte verkade bli bedövade lika kraftigt. Spänningen måste behållas påslagen hela tiden tills ålarna var i håven. Mindre eller mycket små ålar en tendens att lockas mindre och blir därmed något mera svårfångade. Fisket måste därmed bedrivas i ett lägre tempo än vid vanliga elfisken efter till exempel öring. Vad gäller vattenhastighet och bottensubstrat/växtlighet fann vi att i lätt forsande grunda vattendrag, gärna med riklig påväxt av näckmossa, (*Fontinalis* sp) fick vi flest yngel.

Vad gäller fisket vi själva utförde (Fiskeriverket och senare SLU Aqua) så hade håven som användes en tillräckligt liten maskstorlek, och med ett bra djup som förhindrade att ålynglen rann igenom maskorna eller tog sig upp över kanterna. Håven upplevdes dock som något stor bland stenar och block och en del ål missades då den inte fick plats mellan stenarna. Denna håv specialbeställdes för att också

kunna användas i fallfällan, med en rak nederkant. En vanlig elfiskehåv är att föredra, dock gärna djupare än en vanlig håv eftersom ålar är bra på att slingra sig ur dessa. Då vårt motiv och därför utförandet (endast ett fiske/lokal) enbart var att konstatera förekomst av ål, är skattningar av tätheter i våra egna elfisken inte möjliga.

När mer vana konsulter sedan började fiska åt oss, med ett upplägg som det standardiserade elfisket bedrivs, blev utfallet ett annat. Skillnader mot ett standardiserat elfiske (Aqua reports 2014:15) var att man gjorde två utfisken istället för tre, och att lokallängden drogs ut till 70 m där det var möjligt för de lokaler som innan hade en uppmätt längd som var kortare. Uttaget av ålyngel skulle också vara maximalt 100 st som valdes ut för åldersläsning och otolitkemi för att inte plocka ut mer yngel än nödvändigt från en lokal. Fångsterna skiljde sig väldigt mycket mellan olika vattendrag.

4.2 Dissektion

Vid våra egna undersökningar längs västkusten förvarades alla yngel i etanol fram till dissektion, eftersom infrysning inte var möjligt. För de konsulter som anlätades varierade metoden som användes för att förvara ålynglen, i vissa fall blev de infrysade, och i vissa fall förvarade i etanol. Numera har vi ändrat instruktionerna för elfisket till att endast ta emot infrysade ålar eftersom krympningen av ålar lagda i etanol har varit svårare att beräkna jämfört med de som förvarats i frysa. Fryskrympning och spritkrympning är en viktig parameter att beräkna särskilt vid tillväxtberäkningar, för att kunna upptäcka eventuella skillnader mellan naturligt invandrade och utsatta ålyngel.

Dissektionen av ålyngel bestod av få moment i jämförelse med dissektion av stora blankålar, men den var ibland tidskrävande då ålynglen var små, och det krävdes mer fingertoppskänsla. Var ynglen dessutom spritade så var de uttorkade och platta, vilket försvårade särskilt räkningen av eventuella parasiter (*Anguillicoloides crassus*) i simblåsan. Vi lyckades därför inte att räkna parasiter på alla yngel. Vi ville undersöka om det kunde finnas skillnader i parasiteringsgrad hos naturliga och utsatta ålyngel, då det skulle kunna innebära en fördel för de ålar där parasiteringsgraden var liten eller saknades helt. Våra resultat visar att det inte finns någon statistisk signifikant skillnad i konditionsfaktor hos ålar som är märkta eller omärkta, vare sig de har parasiter i simblåsan eller inte.

En ytterligare utmaning med dissektionen av små ålar är att otoliterna ibland var väldigt små, och det hände tyvärr att de försvann under dissektionen, det var ett av

skälen till att alla otoliter inte analyserades med avseende på eventuell Sr-märkning eller ålderslästes.

4.3 Otolitkemi

Vad gäller märkning med strontiumklorid så har tidigare gjorda stickprov och kontroller visat att märkningsframgången är mycket god, och strontium verkar inte vara ett ämne som på något sätt skadar ålen (Wickström & Sjöberg 2013).

Att märkningen inte kan detekteras i otoliten vid den otolitkemiska analysen och att andelen märkta, utsatta ålar är så låg på grund av att ålen dör i och med att den utsätts för märkning med strontium, borde därför kunna uteslutas. Sättet att märka ålen på, genom att bada ålarna i en lösning med strontiumklorid, är också en relativt enkel procedur. Däremot är både preparationsmetoden av otoliterna och kemianalyserna tidskrävande, komplicerade och kostsamma, vilket kräver satsning på utrustning och kompetens. Detta innebär att det med dessa metoder endast är möjligt att analysera delprov för att avgöra andelen Sr-märkta ålar. Det kan i sin tur innebära en osäkerhetsfaktor och att man missar Sr-märkta ålar när samtliga provtagna ålar inte analyseras.

På SLU Aqua håller vi för närvarande på med ett inköp av en ny analysmaskin, en micro XRF. Metoden bygger på högupplösta analyser med hjälp av mikroröntgenfluorescens (μ XRF), där olika grundämnen detekteras över hela otolitens yta (Finnäs m.fl. 2022). Med hjälp av denna metod kan man analysera en stor mängd otoliter gällande Sr-märkning utan att preparera och förstöra otoliterna, och med mindre arbetsinsats.

Vårt antagande om hur yngel rör sig och fördelar sig längs kusten låg bakom beslutet att inte analysera otoliterna från Strömsån och Kynne älv med avseende på en eventuell strontiummärkning. Det antagandet kan behöva verifieras genom att låta analysera ett antal ålyngel även från dessa lokaler, vilket vi i framtiden kommer att kunna göra när vi har vår Micro XRF-maskin igång.

4.4 Åldersläsning

Då ål är en av de svåraste arterna att åldersbestämma kan man misstänka att något är fel om en ål under 300 mm bedöms vara så gammal som 17 år, vilket är en åldersbestämning som förekom i denna studie. Detta kan ha olika anledningar. En felaktig tolkning kan göras angående vad som är en "äkta" vinterzon, vilket kan innebära att ålen åldersläses till att vara äldre än den är. Det ska dock beaktas att

ålen kan ha hindrats på sin vandring och stoppats upp nedströms ett vandringshinder, där kan den ha förbrukat mycket energi och avstannat i tillväxt. I sådana fall kan en liten ål vara gammal (ICES WKAREA Report 2009).

Nya metoder undersöks ständigt för att verifiera åldersläsningar, till exempel otolitkemiska undersökningar med avseende på syreisotoper. Men då denna metod inte har använts för att verifiera de åldersläsningar som ingår i den här rapporten får vi lita till det traditionella sättet att bedöma ålarnas ålder. Det leder till att ett visst antal felläsningar görs, men det går inte att uppskatta hur många. En omläsning av de äldsta ålarna genomfördes dock vid ett senare tillfälle, och samma slutsats drogs vid detta tillfälle; ålarna verkar faktiskt vara så gamla.

Vid åldersbestämning görs också en uppskattning av svårighetsgraden enligt en bokstavsskala, från "b"; vilket betyder att man är säker på att läsningen är korrekt, till "bc" där läsningen kan skilja ± 1 år, vidare till "c", där man är lite mer osäker på sin läsning, $\pm 2-3$ år. Slutligen kan ett "d" användas, då är otoliten oläslig av olika anledningar, och ålder kan inte anges. En av anledningarna kan vara att istället för att kalciumkarbonatet binds in i sin vanligt förekommande form aragonit, så binds det in helt eller delvis i formen vaterit (Figur 9). Om hela otoliten är i form av vaterit, kan inga vinterzoner utläsas och då utgår dessa otoliter från ålderläsning (Figur 10).

4.5 Metodologiska avvikelser

Under arbetet med att åldersläsa de ålar som hade en strontiummärkning observerades att märkningen kan innebära problem för åldersläsningen. Ålar och andra fiskar reagerar ibland starkt på omgivningsfaktorer, såsom förändringar i vattentemperatur, födotillgång och andra typer av stress. Störningar kan synas som markeringar i otoliten, som en svagare eller ibland en ganska stark, men sannolikt falsk årszon. Ofta kan man se en stressmarkering alldeles efter 0:an, eller "zero band". Detta kan tyda på att ålen som yngel har befunnit sig i karantän. Vad man har kunnat se vad gäller märkningar med olika kemiska ämnen är att ålarna får en tydlig stressmarkering, en "märkningscheck" som den också kallas, som ofta till och med kan misstas för en äkta vinterzon, alltså en "årsring".

Fenomenet visas i figur 17; här ser man på den högra bilden en tydlig ring av strontium, som på den vänstra bilden lämnar efter sig en markering som vid åldersläsning av otoliten, och infärgad med Neutral rött, ser ut som en vanlig vinterzon. Skulle man inte veta annat, skulle ålen bestämmas till en 3 + gammal ål, och det är därmed lätt att överskatta åldern med ett år.

Detta skulle det kunna resultera i en underskattning av tillväxthastigheten för märkta ålar jämfört med naturliga rekryter, framför allt när det gäller unga ålar.

Ålynglen badas i strontium minst 4 veckor innan utsättning, som vanligtvis sker i juli-augusti. De i får karantänen dessutom en jämn tillförsel av föda och har en bra tillväxt. Därför borde märkningsringen inte sammanfalla med en äkta vinterzon som anläggs då vattnet är 4 grader eller lägre.

Detta har även kunnat verifieras med hjälp av dataanalys av otolitkemiska analyser på Geologiska institutionen vid Lunds universitet (figur 18).

Mg:Ca är en indikator på temperatur för snäckskal i marint habitat med hög salthalt, men i otoliter anser man att det indikerar metabolisk aktivitet med högre värden när fisken växer (Limburg m.fl. 2018). Den kan alltså visa på olika tillstånd hos ålen, till exempel svält. Ålen äter mer när det är varmare i vattnet, vilket gör att man kan se denna kvot till viss del även som temperaturberoende även hos fisk (Limburg m.fl. 2018). Precis innan märkningen är kvoten Mg:Ca hög (varmare temperatur, god tillgång på föda), och när märkningen görs (topp med hög strontiumhalt), går Mg:Ca ner, vilket kan visa på att ålarna utsätts för svält strax innan och under märkningstillfället.

5. Slutsats

Våra resultat visar inte på någon skillnad varken i längd vid en viss ålder, eller i längd-vikt förhållandet, eller i konditionsfaktorn beroende på parasiteringsgrad hos utsatta och naturligt invandrade ålyngel, men det är svårt att dra några egentliga slutsatser om detta eftersom inslaget av utsatta ålyngel är så litet i våra fångster. Utsatta ålyngel återfanns totalt sett endast på fyra av de 20 undersökta lokalerna. Vi kan därför dra slutsatsen att det finns vattendrag som passar bra för att använda sig av vid beräkning av ett rekryteringsindex; där det inte finns någon förekomst av utsatta ålar eller där den är väldigt låg. Att skatta förekomst och tätheter av ålyngel med hjälp av elfiske är den metod som efter våra försök ansågs mest framgångsrik, om än förknippat med vissa krav på val av lokal och elfisketeknik. Förutsättningen för elfiskena var att välja ut vattendrag med lokaler som tidigare har elfiskats, där tätheten av liten ål varit relativt hög.

Vårt elfiskeprogram löper dock på , vilket förhoppningsvis kommer att ge oss ett större statistiskt underlag med tiden.

Om vår teori om hur utsatta ålar rör sig längs den svenska kusten visar sig vara fel, och om de utsatta yngel istället följer med strömmar som rör sig upp mot den Norska kusten kan i området som bedömdes som ”referensområde” finnas ett stort inslag av utsatta ålar. Då begränsningar i projektet har medfört att denna uppföljning fått vänta, så kan det finnas fler spännande slutsatser att dra vid ytterligare otolitkemiska undersökningar från våra referenslokaler. Vad som också skulle vara intressant som en fortsatt studie är att följa inslaget av utsatta, ålar när de så småningom mognar till adulter i insjöar med förekomst av ål, men där inget fiske eller andra utsättningar sker. Hittar man märkt ål i sådana vatten så kan vidare slutsatser kanske dras om hur de utsatta ålarna rör sig och vart de tar vägen under sin uppväxt.



Figur 19. Fallfäällelokal i Dynekilen. Foto Jennie Strömquist, SLU.

Tack

Tack till personal på dåvarande Fiskeriverket och SLU Aqua som under årens lopp har arbetat med projektet. Ett särskilt tack till våra fältassistenter: Jonas Pettersson, Jimmy Blom, Bengt-Åke Jansson, Arne Fjälling, Tanja Martins och bortgångne Anders Asp. Tack också till Håkan Westerberg, Berit Sers, Erik Degerman, Josefin Sundin, samt bortgångne Ingvar Lagenfelt, som varit behjälpliga med att svara på otaliga frågor, och som har bidragit stort till rapporten. Tack även till alla elfiskekonsulter som har bidragit till vårt stora dataunderlag, varav vi särskilt vill nämna Per- Erik Jacobsen, Anders Eklöv och Lars Thorsson, som var med oss från första början.

Referenser

- Appelberg, M., Holmqvist, M., Lagenfelt, I., Lettevall, E., Sparrevik, E., Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske: underlagsrapport 1992-2005. Fiskeriverket.
- Asp, A., 2007. Revid Asp A och Strömquist, J, 2018, 2020. Metodbeskrivning för preparering och slipning av ålotoliter för Sr/Ca-analys med WDS Microprobe metoden. Anders Asp. Fiskeriverket och SLU Aqua-Sötvattenslaboratoriet.
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S., & Winberg, S. (2014). Standardiserat elfiske i vattendrag. Aqua reports, (2014: 15).
- Dahlberg, J. & Pettersson, J., 2010. PM angående skattning av ålekrytering längs Sveriges västkust: Några funderingar och preliminära resultat. Internt PM. Fiskeriverket-Sötvattenslaboratoriet.
- Dahlberg J, 2012. PM angående skattning av ålekrytering längs Sveriges västkust: Resultat från 2011 och 2012. Internt PM. Fiskeriverket-Sötvattenslaboratoriet.
- Campana, S. E., 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Marine Ecology Progress Series 188: 263-297.
- Degens, E.T., Deuser, W.G. & Haedrich, R.L. Molecular structure and composition of fish otoliths. Marine Biol. 2, 105–113 (1969).
<https://doi.org/10.1007/BF00347005>
- Degerman, E. & B. Sers, 1999. Elfiske - standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som för fiskare. Fiskeriverket Information (3). 69 p.
https://www.fiskeriverket.se/download/18.1cb5b8de10fc4b40c7480002347/ELFI_SKEKOMP.pdf
- 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. Aqua reports, (2021: 12).
- Enbody, E. D., M. E. Pettersson, C. G. Sprehn, S. Palm, H. Wickström, and L. Andersson. 2021. Ecological adaptation in European eels is based on phenotypic plasticity. Proceedings of the National Academy of Sciences 118.
- Finnäs, V., Lill, J.-O., Saarinen, T., Lindqvist, C., Heimbrand, Y., Jokikokko, E. & et al (2022) Micro-X-ray fluorescence image analysis of otoliths to distinguish between wild-born and stocked river-spawning whitefish captured in the Baltic Sea. Fisheries Management and Ecology, 29, 233–240.
- Förvaltningsplan för år Jo2008/3901. Jordbruksdepartementet, Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-11 Nr 21.

- Harrison, A. J., Walker, A. M., Pinder, A. C., Briand, C., & Aprahamian, M. W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24, 967-983.
- Holmgren et al, 1997. Sex-related growth of European eel, *Anguilla anguilla*, with focus on median silver eel age. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2775–2781 (1997)
- Holmgren K, 1998. Otolith length of eel (*Anguilla anguilla* L.) – the effects of body length, age, water temperature, sex and recent growth. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2264-2268.
- EU-kommissionens rådförordning, EG nr 1100/2007
- Geologiska institutionen, Lunds universitet (2021)
<https://www.geology.lu.se/research/laboratories-equipment/laser-ablation-inductively-coupled-plasma-mass-spectrometry-la-icp-ms> (Hämtad 2023-11-29)
- ICES. 2011b. Report of the Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA2). 22-24 March 2011, Bordeaux, France. ICES CM 2011/ACOM:43
- Jaktén Langert W., Sjöholm J. & Käll F. (2024). Biologisk recipientkontroll för Ringhals kärnkraftverk – Årsrapport för 2023. Aqua notes 2024:9. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. <https://doi.org/10.54612/a.70fs8gu2l3>
- Jochum, K.P., Weis, U., Stoll, B., Kuzmin, D., Yang, Q., Raczek, I., Jacob, D.E., Stracke, A., Birbaum, K., Frick, D.A., Günther, D. and Enzweiler, J. (2011), Determination of Reference Values for NIST SRM 610–617 Glasses Following ISO Guidelines. *Geostandards and Geoanalytical Research*, 35: 397-429.
<https://doi.org/10.1111/j.1751-908X.2011.00120.x>
- Joint EIFAAC/GFCM/ ICES Working Group on Eels (WGEEL). 2024. ICES Scientific Reports, 6:90.
- Kirk, R. S. (2003). The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology*, 10(6), 385-394.
- Retzius, G. 1881. *Das Gehorogan der Wirbelthiere*. Samson and Wallin, Stockholm, Vol. 1.
- Koch, J and Günther, D. 2017. Laser Ablation Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, Editor(s): John C. Lindon, George E. Tranter, David W. Koppenaal, *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry* (Third Edition), Academic Press, Pages 526-532, ISBN 9780128032244,
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803224-4.00024-8>.
 (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128032244000248)
- Lagenfelt I (2000) Fiskeribiologisk undersökning av grundområden i Ljungskile (2000). Fiskeriverket – Kustlaboratoriet.
- Lefebvre, F. and Fazio, G. and Crivelli, A. J., 9781845938062.0310, CABI, doi:10.1079/9781845938062.0310, (310–326), CABI, *Anguillicoloides crassus*, (2012)
- Luleå tekniska universitet (2017). Vanliga frågor och svar
<https://www.ltu.se/research/subjects/Malmgeologi/Laboratorium-och-utrustning/Laser-Ablation-ICP-MS-lab/Vanliga-fragor-och-vara-svar> (Hämtad 2023-11-29)

- Limburg, K. E., H. Wickstrom, H. Svedang, M. Elfman, and P. Kristiansson. 2003. Do stocked freshwater eels migrate? Evidence from the Baltic suggests "yes". Pages 275-284 in American Fisheries Society Symposium.
- Limburg, K. E., Wuenschel, M. J., Hüsey, K., Heimbrand, Y., & Samson, M. (2018). Making the otolith magnesium chemical calendar-clock tick: plausible mechanism and empirical evidence. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 26(4), 479-493.
- Melin, D. (2008). Regionalt metodutvecklingsprojekt avseende fångsteffektivitet hos nettingfällor. Länsstyrelsen i Jönköpings län.
- Morales-Nin B, 1992. Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. *FAO fisheries technical paper* 322: 1-5.
- Moravec, F., 1992. Spreading of the nematode *Anguillicola crassus* (Dracunculoidea) among eel populations in Europe. *Folia Parasitologica*, 39(3), pp.247-248.
- Moriarty, C., & Dekker, W. (1997). Management of the European eel. Marine Institute. Morales-Nin, B. (2000). Review of the growth regulation processes of otolith daily increment formation. *Fisheries research*, 46(1-3), 53-67.
- Ogonowski, M, 2007. Revid. Strömquist, J, 2016. Åldersbestämning för ål (*Anguilla anguilla*). Fiskeriverket och SLU Aqua-Sötvattenslaboratoriet.
- Pannella, G. (1971). Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science* 173(4002): 1124-1127.
- Paton, C., Hellstrom, J., Paul, B., Woodhead, J. and Hergt, J. (2011). Iolite: Freeware for the visualisation and processing of mass spectrometric data. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*. doi:10.1039/c1ja10172b.
- Pedersen, M. I. 2009. Does Stocking of Danish Lowland Streams with Elvers Increase European Eel Populations? *American Fisheries Society Symposium* 58:149–156
- Pethon P □ Svedberg U. 1998. Fiskar. Nordstedts natur. Andra upplagan. 245 p. Brepols s.a. Turnhout, Belgien.
- Pihl, L., & Rosenberg, R. (1982). Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, western Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 57(2-3), 273-301.
- Pike, C., Crook, V., Gollock, M., Beaulaton, L., Belpaire, C., Dekker, W., ... & Hanel, R. (2020). *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020.
- Poole, W.R., and Reynolds, J.D. 1996. Growth rate and age at migration of *Anguilla anguilla*. *J. Fish Biol.* 48: 633–642.
- 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.
- Prigge E, Marohn L, Hanel R. Tracking the migratory success of stocked European eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *J Fish Biol.* 2013 Feb;82(2):686-99. doi: 10.1111/jfb.12032. Epub 2013 Jan 24. PMID: 23398076.
- Shiao, J.-C., L. Ložys, Y. Iizuka, and W.-N. Tzeng. 2006. Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr: Ca ratios. *Journal of Fish Biology* 69:749-769.

- Sjöberg, N.B., Petersson, E., Wickström, H. and Hansson, S. (2009), Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, 74: 2158-2170. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02296.x>
- Sjöberg N.B., Wickström H., Asp A., & Petersson E. 2016. Migration of eels tagged in the Baltic Sea and Lake Mälaren—in the context of the stocking question. *Ecology of Freshwater Fish* 26(4), 517-532.
- Stötera, S., Degen-Smyrek, A. K., Krumme, U., Stepputtis, D., Bauer, R., Limmer, B., & Hammer, C. (2019). Marking otoliths of Baltic cod (*Gadus morhua* Linnaeus, 1758) with tetracycline and strontium chloride. *Journal of Applied Ichthyology*, 35(2), 427-435.
- Sundin, J., Persson, J., Skoglund, S. A correcting factor for the reduction of body length and mass of European eel during freezing and preservation in ethanol. Artikel under bearbetning.
- T.D. Als, M.M. Hansen, G.E. Maes, M. Castonguay, L. Riemann, K. Aarestrup, P. Munk, H. Sparholt, R. Hanel, L. Bernatchez. All roads lead to home: panmixia of European eel in the Sargasso Sea. *Mol. Ecol.*, 20 (2011), pp. 1333-1346, 10.1111/j.1365-294X.2011.05011.x
- Ul-Hamid, A., Tawancy, H. M., Mohammed, A. R. I., Al-Jaroudi, S. S., & Abbas, N. M. (2006). Quantitative WDS analysis using electron probe microanalyzer. *Materials characterization*, 56(3), 192-199.
- Westerberg H., Haamer J. & Lagenfelt I. 1993. A new method for sampling elvers in the coastal zone. *ICES CM* 1993/M:5. 10 s.
- Westerberg, 1998. Oceanographic aspects of the recruitment of eel to the Baltic Sea. Short note. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 1998. 349: 177- 185.
- Westerberg H., Sjöberg N.B., Lagenfelt I., Aarestrup K., & Righton D. 2014. Behaviour of stocked and naturally recruited European eels during migration. *Marine Ecology Progress Series* 496: 145-157.
- Westin L. 2003. Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series* 254: 307-311.
- Wickström, H., & Sjöberg, N. B. (2014). Traceability of stocked eels—the Swedish approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(1), 33-39.
- Wilson, S. A., Koenig, A. E., & Orklid, R. (2008). Development of microanalytical reference material (MACS-3) for LA-ICP-MS analysis of carbonate samples. *Geochimica et Cosmochimica Acta Supplement*, 72(12), A1025.
- Woodhead, J., Hellstrom, J., Hergt, J., Greig, A. & Maas, R (2007). Isotopic and elemental imaging of geological materials by laser ablation Inductively Coupled Plasma mass spectrometry. *Journal of Geostandards and Geoanalytical Research*, 31, p. 331-343.
- <https://www.8fjordar.se/>, Stenungssunds-, Orusts-, Tjörns-, Uddevallas-, och Kungälvskommun (2021). VÄLKOMMEN TILL 8+FJORDAR. Projektledare Niclas Åberg, informatör Ann-Christin Mathiasson (hämtad 2023-11-29)

