



Aqua reports 2020:14

Hållbart nyttjande av lågt exploaterade fiskbestånd

Ett pilotprojekt om ökat fiske på braxen

Göran Sundblad, Rebecka Svensson, Örjan Östman



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Hållbart nyttjande av lågt exploaterade fiskbestånd

Ett pilotprojekt om ökat fiske på braxen

Göran Sundblad, Rebecka Svensson, Örjan Östman

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser,
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

november 2020

Aqua reports 2020:14

ISBN: 978-91-576-9802-5 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:
goran.sundblad@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Martin Ogonowski, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Mikaela Bergenius, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Vid citering uppge:

Sundblad, G., Svensson, R., Östman, Ö. (2020). Hållbart nyttjande av lågt exploaterade fiskbestånd. Ett pilotprojekt om ökat fiske på braxen. Aqua reports 2020:14. Institutionen för akvatiska resurser, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Drottningholm Lysekil Öregrund. 65 s.

Nyckelord:

Beståndsuppföljning, fiskförvaltning, förvaltningsmål, indikatorer, livsmedelsstrategi, resursutnyttjande, underutnyttjade arter

Rapporten kan laddas ned från:

<http://pub.epsilon.slu.se/>

Finansiär:

Statens jordbruksverk via EHFF, Dnr 3.3.11-03109/2020 (SLU-ID: SLU.aqua.2020.5.1-237)

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

Chefredaktör:

Noél Holmgren, prefekt, institutionen för akvatiska resurser, Lysekil

Framsida: Vittjning av bottengarn i Mälaren. Foto: Teresa Soler, SLU.

Baksida: Braxen (*Abramis brama*). Foto: Simon Karlsson.

Sammanfattning

I linje med Sveriges livsmedelsstrategi finns det i dag ett intresse av att nyttja fler arter inom svenskt fiske. Målsättningen är att nyttja potentialen i arter och bestånd som i nuläget kan anses vara lågt exploaterade, det vill säga där uttaget förväntas kunna ökas utan att reproduktionsöverskottet minskar. För att belysa hur uppföljning och säkerställande av ett hållbart nyttjande kan gå till har vi sammanställt kunskap om braxen (*Abramis brama*), som är en av de arter som i dag kan anses ha bestånd med lågt eller inget fiske.

Vår genomgång av befintliga underlag gjorde oss positivt överraskade. Braxen, och troligen flera andra potentiellt intressanta arter, fångas relativt väl upp av befintlig resurs- och miljöövervakning, vilket möjliggör användande av både storleks- och abundansindikatorer i flera sjöar och kustområden. Att dessutom åldersläsning av braxen har genomförts i vissa mindre sjöar är mycket positivt då det möjliggjorde exemplifiering av mer avancerade indikatorer och förvaltningsmål för ett bestånd baserat på demografi, kroppstillväxt och dödlighet, till exempel beräkningar av 'Optimal längd', lämpliga fönsteruttag och uppföljning av andelen stor lekfisk (s.k. 'mega-spawners'). Vilka indikatorer som är lämpligast att använda i praktiken är dock avhängigt tillgängliga data och vilka mål som förvaltningen sätter upp för beståndet i fråga. De indikatorer som väljs ut för att mäta måluppfyllelsen kommer också att behöva referenspunkter, d.v.s. indikatorvärden som signalerar att åtgärder behövs. Vi fann dock stor geografisk variation i biologiska egenskaper som både täthet, tillväxt och demografisk struktur, varför vi anser att regionalt anpassade förvaltningsplaner och förvaltningsmål är det mest lämpliga.

För att ta fram regionalt anpassade indikatorer och referenspunkter till dessa mål krävs en initial datainsamlingsinsats. Bland de mest prioriterade underlagen i en fortsatt kunskapsuppbyggnad är en systematisk åldersläsning och bedömning av könsmodnhet. Vi ser det som mest prioriterat att samla information från de stora sjöarna (utom Vättern) och från havsbassängerna Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön, åtminstone under ett år för att möjliggöra en statusbedömning av indikatorer relaterade till naturlig demografi och hållbart uttag. Särskilt för braxen som blir könsmoden relativt sent, är långlivad och relativt stor, är längd och åldersfördelning vitala parametrar för att kunna skatta effekten av uttag på bestånden. Dessutom behövs en väl fungerande journalföring av fiskets fångster. I de fall där åldersläsning och fiskerioberoende underlag saknas anser vi att enklare längdbaserade indikatorer ska tas fram inom självskattningsprogram. Genom kontinuerlig längdmätning av fångsterna i ett fiske kan exempelvis indikatorn L10-median-L90 användas för en enklare uppföljning av rekryteringen till fisket och samtidigt indikera om fisketrycket är för högt, vilket förväntas visa sig genom en minskande andel stora individer.

I vår sammanställning redovisas ett antal indikatorer av varierande komplexitet men vilka som blir aktuella beror av vilka mål förvaltningen sätter upp. Vi har inte kunnat sätta referenspunkter eftersom det är beroende av de lokala förutsättningarna för just det förvaltningsområdet - men vi visar vilka indikatorer som fungerar för vad och bör kunna användas med relativt liten arbetsinsats. Vi har utgått från braxen, men vår målsättning är att indikatorerna skall vara användbara också i andra sammanhang där livsmedelsstrategins mål om ett ökat inhemskt resursutnyttjande i framtiden också inkluderar andra arter och bestånd.

Summary

In line with A National Food Strategy for Sweden, there is today an interest in utilising more species in the Swedish fishery. The goal is to realize the potential in species and stocks that can currently be considered to be at low exploitation levels, that is, where harvest can be expected to be increased without negative impacts on the reproductive surplus. To illustrate how a sustainable resource use can be ensured, we have compiled knowledge about bream (*Abramis brama*), which is one of the species that today can be considered to have stocks with little or no fishing.

Our review of existing data contained positive surprises. The bream, and probably several other potentially interesting species, are relatively well captured by existing resource and environmental monitoring, thus enabling the use of both size and abundance indicators in several lakes and coastal areas. The fact that age reading of bream has also been carried out in some smaller lakes is very positive as it enabled the exemplification of more advanced indicators and management goals for a stock based on demographics, growth and mortality, such as calculations of 'Optimal length', appropriate harvest slots and the proportion of large spawning fish (so-called 'mega-spawners'). Which indicators that are the most suitable to use in practice is dependent on available data and the management goals for the stock in question. The indicators selected to measure goal fulfilment will also need reference points, i.e. indicator values that signal that action is needed. However, we found large geographical variation in biological properties such as density, growth and demographic structure, which is why we believe that regionally adapted management plans and management goals are the most appropriate

In order to produce regionally adapted indicators and reference points, an initial data collection effort is required. Among the most prioritized data is a systematic age reading and assessment of sexual maturity. We see it as the highest priority to gather information from the Swedish Great Lakes (except Lake Vättern) and from the sea basins Gulf of Bothnia, the Bothnian Sea and the Baltic Proper, at least for a year to enable a status assessment of indicators related to natural demographics and sustainable use. Especially for bream, which becomes sexually mature relatively late, is long-lived and a relatively large species, length and age distribution are vital parameters for estimating the effect of harvest on stocks. In addition, we need a well-functioning reporting of fisheries catch. In cases where age reading and fisheries-independent data are lacking, we believe that simpler length-based indicators should be developed within self-assessment programs. Through continuous length measurement of the catches in a fishery, for example, the indicator L10-median-L90 can be used for a simple-to-use follow-up of the recruitment to the fishery and at the same time indicate if the fishing pressure is too high, which is expected to show as a decreasing proportion of large individuals.

In this report we describe a number of indicators of varying complexity, but which ones that should be used in practice depends on which goals management sets. We have not been able to set reference points because it depends on the local conditions for that particular management area - but we show which indicators work for what and should be operational with relatively little effort. We have illustrated this using bream, but we hope that the indicators are useful also in other contexts when the food strategy's goal of increased domestic resource utilization also includes other species and stocks.

Innehållsförteckning

1. Inledning	7
1.1. Fisk som resurs och dess förvaltning i Sverige	7
1.2. Braxen – modellart för ökat fiske	9
2. Metoder för beståndsuppföljning och förvaltningsmål	11
2.1. Förvaltningsmål pekar ut riktningen	11
2.2. Metoder för måluppföljning	11
2.2.1. Analytiska beståndsuppskattningar	12
2.2.2. Abundansindex	13
2.2.3. Längdindex, åldersindex och biologiska data	16
2.2.4. Metoder och indikatorer för förvaltningsmål	17
3. Braxen	21
3.1. Fisket efter braxen.....	21
3.2. Kunskapsläge – befintliga data	22
3.2.1. Hjälmmaren.....	23
3.2.2. Råneå	25
3.3. Livshistoriekaraktärer	27
4. Tillämpningar av indikatorer på braxen	30
4.1. Linf	32
4.2. Dödlighet.....	33
4.3. Lopt, mean length>Lopt och Pmega	33
4.4. Rekrytering	36
4.5. Large fish index	38
4.6. L10, median och L90	39
4.7. Lmat.....	40
5. Förslag kunskapsförsörjning för vetenskaplig rådgivning	41
5.1. Fler underlag behövs för uppföljning av hållbart nyttjande.....	42
5.2. Enkla indikatorer kan användas i självprovtagning	43
5.3. Slutord	44
Bilaga 1	45
Referenser	62

1. Inledning

1.1. Fisk som resurs och dess förvaltning i Sverige

I den svenska livsmedelsstrategin framhåller regeringen att man vill ta tillvara på den potential som finns inom det småskaliga yrkesfisket. Genom produktutveckling och en utökad beredningsindustri kan man skapa högre mervärden för kunder vilket möjliggör högre pris och ökad lönsamhet för producenterna (Prop. 2016/17:104, s. 60). Viljan att diversifiera fisket och öka tillgången till inhemska produkter lyfts också fram i strategin, där ett övergripande mål är att skapa ett robustare livsmedelssystem (Prop. 2016/17:104). Utöver förädling av nya produkter från de arter som fiskas idag finns det ett ökat intresse av att nyttja arter som i dag kan anses underutnyttjade, det vill säga för arter där uttaget skulle kunna ökas utan att reproduktionsöverskottet minskar.

Intresset för sådana arter har också ökat efterhand som bestånden av tidigare ekonomiskt viktiga arter som till exempel ål, torsk och laxfiskar har minskat och kraftigt utökade regleringar införts. Idag utgör import cirka 75 % av all sjömat som konsumeras i Sverige (Ziegler & Bergman 2017).

Ett styrmedel för att uppfylla livsmedelsstrategin är havs- och fiskeriprogrammet, som har som övergripande mål att “öka konkurrenskraften hos små och medelstora företag, skydda miljön och främja en hållbar användning av resurser samt att främja sysselsättningen”¹. Hållbart nyttjande är ett brett politiskt mål som återfinns i en rad överenskommelser och åtaganden, inte minst inom EU:s gemensamma fiskeripolitik, Agenda 2030 och de globala målen för hållbar ekologisk, ekonomisk och social utveckling.

För att säkerställa hållbart nyttjande krävs kvantitativa förvaltningsmål för uppföljning av fiskbeståndens status, vilket för underutnyttjade arter nästan helt saknas i dag eftersom det inte har bedrivits riktat fiske efter dessa i någon större omfattning. Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik ska nyttjandet av fisk och skaldjur anpassas till nivåer som säkerställer maximal hållbar avkastning (MSY), vilket för internationellt förvaldade arter bland annat regleras via fångstkvoter. Därtill används försiktighetsansatsen genom uppföljning av lekbiomassa och

¹ <https://jordbruksverket.se/stod/programmen-som-finansierar-stoden/havs--och-fiskeriprogrammet>

fiskeridödlighet, som om de avviker från referenspunkter ska förmå förvaltningen att agera för att minska fisketrycket (Ices 2012). För nationellt förvaltade arter finns det färre eller inga artspecifika eller kvantitativa förvaltningsmål uttryckta. Främst används förvaltningsmål relaterade till EU:s vattendirektiv (2000) eller havsmiljödirektivet (2008). För bedömning av ekologisk status enligt vattendirektivet finns fiskindex som representerar fiskfaunans artsammansättning, abundans och åldersstruktur. För bedömning av miljöstatus enligt havsmiljödirektivet finns indikatorer kopplade till diversitet eller fångst- och biomassaindex av vissa nyckelarter. Därtill finns övergripande mål på nationell nivå om naturlig storleks- och åldersfördelning (Östman *et al.* 2016).

På senare år pågår också ett nationellt arbete med att utveckla en mer ekosystembaserad fiskförvaltning som återspeglar status av alla komponenter i ett ekosystem (Bryhn *et al.* 2018). För att utvärdera om ett fiske är hållbart och för att åstadkomma en ekosystembaserad fiskförvaltning behövs dock indikatorer kopplade till de mål som satts upp (t.ex. Bryhn *et al.* 2017; Tam *et al.* 2017; Östman *et al.* 2020).

En långsiktigt hållbar förvaltning av enskilda fisk- och skaldjursbestånd eller hela ekosystem förbättras av vetenskapliga underlag av hög kvalitet. Dessa underlag tas i stor utsträckning fram av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) som på uppdrag av regeringen bedriver fortlöpande miljöanalys, vilket inbegriper hela kedjan från datainsamling och datalagring till framtagande av beslutsunderlag som belyser både användningen av naturresurser och miljökonsekvenserna av den. Råden används av förvaltande myndigheter för frågor om bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag och hav, vilket är Havs- och vattenmyndighetens ansvarsområde (HaV). Frågor som berör främjande av näringen och livsmedelsproduktion förvaltas av Statens jordbruksverk (SJV).

För att följa upp förvaltningsmål och beståndens utveckling används olika typer av underlag, vilka kan kategoriseras som fiskerieroende, fiskeriberoende och livshistoriekaraktärer. Skillnaden mellan de två första är från vilken källa underlagen kommer, om det är insamlat inom miljöanalys (t.ex. standardiserade provfisken) eller från fisket, vilket antas spegla tillståndet i naturen respektive fångsten. Livshistoriekaraktärer är egenskaper som beskriver biologin för en art eller ett bestånd, till exempel hur snabbt de tillväxer, längd vid könsmognad och naturlig dödlighet. Beroende på vilka dataunderlag som finns, kan olika metoder användas för beståndsuppskattning och -uppföljning. En generell indelning är i) analytiska modeller som ger kvantitativa uppskattningar av beståndets storlek och fiskeridödlighet, ii) index som visar på trender i beståndsutveckling (t.ex. fångst-per-ansträngning) och iii) storleks- eller livshistoriebaserade index som visar på demografisk struktur eller förändringar i ett bestånds biologi. Från analyserna tas olika indikatorer och referensvärden fram. Indikatorerna fungerar som underlag för

biologisk rådgivning och bedömningar av huruvida tillståndet är i linje med förvaltningsmålen.

Underlag för uppföljning av fisk och skaldjurs beståndsstatus bygger till stor del på datainsamling från yrkes- och fritidsfisket samt ett stort antal provfisken. Biologiska analyser av fångsten inkluderar åldersbestämning och bedömningar av könsmognad. Kunskap om åldersfördelningar är många gånger en nyckelparameter för säkrare bedömningar av en art eller ett bestånds status. Utifrån ålder, i provfisken och i fångsten, kan tillväxt, selektivitet och andra variabler tas fram och omsättas i vetenskapliga råd för hållbart nyttjande.

För internationellt förvaltade arter (till exempel, ål, lax, torsk, sill/strömming, skarpsill, makrill) koordineras datainsamlingen av EU genom överenskommelser inom den gemensamma fiskeripolitiken (HaV 2020b). Analyser och vetenskaplig rådgivning koordineras via Internationella havsforskningsrådet (Ices). Nationellt förvaltade arter följs upp via svensk miljöanalys, men då det ofta finns många bestånd av samma art runtom i landet blir underlagen ofta begränsade till vissa områden och arter. Detta skapar utmaningar för den vetenskapliga rådgivningen, framförallt när arter får nytt eller förnyat intresse.

1.2. Braxen – modellart för ökat fiske

En art som länge har haft lågt nyttjande som människoföda men fått ett förnyat intresse är braxen (*Abramis brama*). Braxen är en karpfisk tillhörande familjen *Cyprinidae*, dit även asp, björkna, elritsa, färna, id, löja, mört, ruda, sarv, stäm, sutare och vimma med flera arter hör. Braxen förekommer i stora delar av Sverige, både i sötvatten och längs delar av syd- och ostkusten. Leken sker på våren i grunda, varma vegetationsklädda miljöer. Särskilt större braxnar kan påträffas i den fria vattenmassan, men vanligast är att stöta på stim som födosöker kring mjuka bottenar. Braxens mun fungerar som en tratt och den är specialiserad på att äta bottenlevande djur som suges in tillsammans med sediment och detritus (dött organiskt material), som sedermera sorteras ut. Historiskt har arten haft en betydande roll som föda (Svärdson 1965), men intresset för braxen som matfisk svalnade under 1900-talets senare hälft, även om många fortfarande anser att den är god som rökt eller inkokt.

Inom yrkesfisket fångas i dagsläget braxen huvudsakligen som bifångst i bottengarn och i mindre omfattning i nät och andra redskap. En mindre andel bifångster utgörs av andra karpfiskar som asp (huvudsak i nät), id, mört, faren, sarv, björkna och sutare. Om intresset för braxen som matfisk har varit svalt används den i desto större utsträckning som kräftbete, åtminstone i vissa sjöar eftersom kräftbete inte får flyttas mellan sjöar.

Att braxen fått förnyat intresse har flera förklaringar. Att den fångas som bifångst i befintliga fisken innebär att ett ökat fokus också som matfisk inte nödvändigtvis medför någon större omställning eller ökad ansträngning i fisket.

Braxen är också av relativt lätthanterlig storlek för yrkesfisket. Storleken, till exempel i jämförelse med mört, gör att den också lämpar sig bra för en resurseffektiv förädling i större skala. Då braxen blir könsmogen relativt sent, är relativt stor och långlivad kan den ur ett ekologiskt perspektiv vara en representativ och intressant art att utgå ifrån för att belysa vissa av de frågor som uppstår när fisket på en art eller ett bestånd förväntas öka. Vilka bestånd som i dag kan anses ha en ökad fiskepotential, i vilka vatten, hur mycket av dessa som kan fiskas och hur de kan förvaltas på lång sikt är exempel på frågor att belysa då fisket står inför en diversifiering. Eftersom braxen är vanligt förekommande, samt i dag landas i förhållandevis små mängder, finns goda möjligheter att konceptuellt illustrera hur uppföljning kan gå till beroende av datatillgång. Det finns i dagsläget ingen riktad övervakning mot braxen men den fångas relativt väl upp av befintlig miljöanalys med standardiserade nätprovfisken. Biologiska analyser av braxen har utförts i mindre skala, men befintliga underlag kan användas för att illustrera vilka underlag som behövs för en robust uppföljning, hur uppföljningen kan gå till och vilka indikatorer som kan användas för att tillse ett långsiktigt hållbart resursutnyttjande.

Syftet med denna rapport är dels att ge en beskrivning av kunskapsläget gällande braxen i Sverige men framför allt visa på beståndsindikatorer som kan bli aktuella att använda vid utökat riktat fiske på nya arter beroende på vilka mål förvaltningen sätter upp. Målet är inte att i första hand sätta referenspunkter eftersom kunskapsunderlaget är för osäkert – utan vi vill visa vilka indikatorer som fungerar för vad och bör kunna användas med relativt liten arbetsinsats.

Beskrivningen utgår från braxen, men vår målsättning har varit att beskrivningen ska fungera också på ett mer konceptuellt plan, och därmed vara användbar för att illustrera hur svensk fiskeriförvaltning kan gå till även för andra fiskarter och bestånd.

2. Metoder för beståndsuppföljning och förvaltningsmål

2.1. Förvaltningsmål pekar ut riktningen

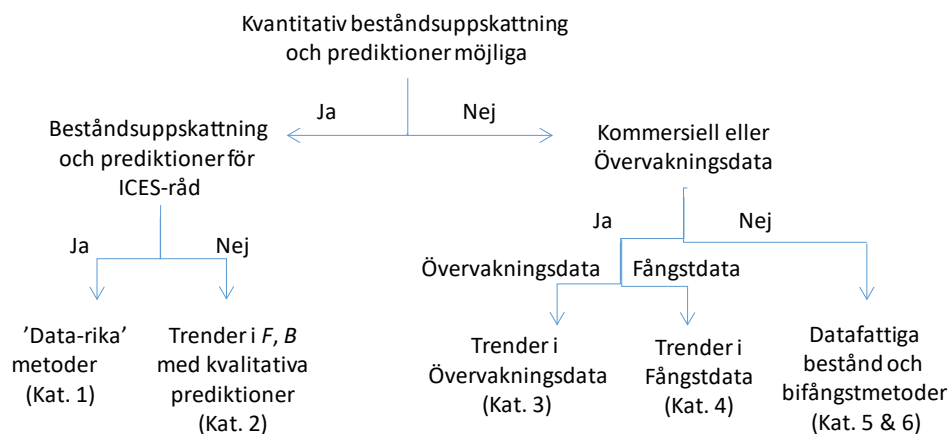
För att kunna bedöma om förvaltningsmål och därmed hållbart nyttjande nås måste bestånd eller ekosystem följas upp och referensnivåer bestämmas. I Sverige används tre principer för mål och uppföljning för hållbar förvaltning av fisk och skaldjursbestånd: 1) Långsiktigt hållbar avkastning från bestånd, vilket kräver detaljerade data och god kontroll på uttag. 2) Miniminivåer av biomassa- eller abundansindex, vilket kräver pålitlig övervaknings- eller fångstdata. 3) "Naturlik" eller "önskvärd" demografisk struktur, vilket kräver information om egenskaper så som storlek, ålder, och könsmognad (Östman *et al.* 2016). För lax finns dessutom mål angående genetisk mångfald och bevarandemål för att minska risker att genetiska effekter eroderar lokala anpassningar (Palm & Dannewitz 2018, Whitlock *et al.* 2018), men de flesta bestånd saknar i dag genetiska målsättningar (Laikre *et al.* 2016).

Utöver beståndsspecifika förvaltningsmål finns det även mål som inkluderar ekosystemets funktion, stabilitet och resiliens (förmåga att hantera störning) tillsammans med en ekonomiskt och socialt hållbar utveckling. Dessa förvaltningsmål för hela eller delar av ekosystemens funktion behöver utvecklas för att nå en ekosystembaserad förvaltning (t.ex. Tam *et al.* 2017). I denna rapport avgränsar vi oss i första hand till förvaltningsmål som används för uppföljning av enskilda bestånd.

2.2. Metoder för måluppföljning

Bedömningar av bestånd status och utveckling är grundstenen i all förvaltning av fisk och skaldjur. Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik beställs datainsamling, analys och fångstråd från den vetenskapliga organisationen Ices. Beroende av datatillgång tillämpar Ices sex olika kategorier för framtagande av fångstråden (Fig.

1, Ices 2012²). För de mest exploaterade bestånden i och runt Sverige, som sill, skarpsill och torsk, samlas det årligen in stora mängder data både från forskningsfartyg och från fisket vilket möjliggör analytiska beräkningar av beståndsuppskattningar och fångstråd som bygger på konceptet om maximal hållbar fångst (MSY, Figur 1). För de allra flesta fisk- och skaldjursbestånd i svenska vatten finns det dock i bästa fall bara data från antingen miljöanalys eller rapporter om fångster i fisket och då måste enklare indikatorer för beståndsstaus användas (Figur 1, Östman *et al.* 2016).



Figur 1. Beslutsträd enligt ICES (2012) för vilken typ av fiskeråd som bör användas beroende på tillgängliga data. För förklaringar av de olika kategorierna se huvudtexten.

2.2.1. Analytiska beståndsuppskattningar

För bestånd där kännedomen om biologiska data, som åldersstruktur, könsmognadsmönster, tillväxt och dödlighet, är god i kombination med bra data på fångster och storleksstruktur i fångsten är det möjligt att göra fullständiga (Kat. 1 i Fig. 1) eller relativa analytiska uppskattningar (Kat. 2 i Fig. 1). För dessa modeller kan prognoser göras baserat på förväntad kommande produktion i ett bestånd. Förvaltningsmål kan antingen vara i termer av absolut biomassa (MSY) eller fiskeridödlighet, alternativt relativa förvaltningsråd om hur fångsterna bör förändras från år till år.

De parametrar som ingår varierar mellan olika beståndsmodeller men de vanligaste är:

- åldersstruktur i fångsten

² Beskriven i text även här:

https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2019/2019/Introduction_to_advice_2019.pdf

- ålder vid könsmognad
- rekrytering
- relationen mellan lekbiomassa och rekrytering
- naturlig dödlighet (M)
- fiskeridödlighet (F)
- tillväxthastighet
- vandringsbenägenhet/home range
- fångst och ansträngning i fisket
- fiskerieroende fångst per ansträngning
- fiskets selektivitet
- längd-viktförhållanden

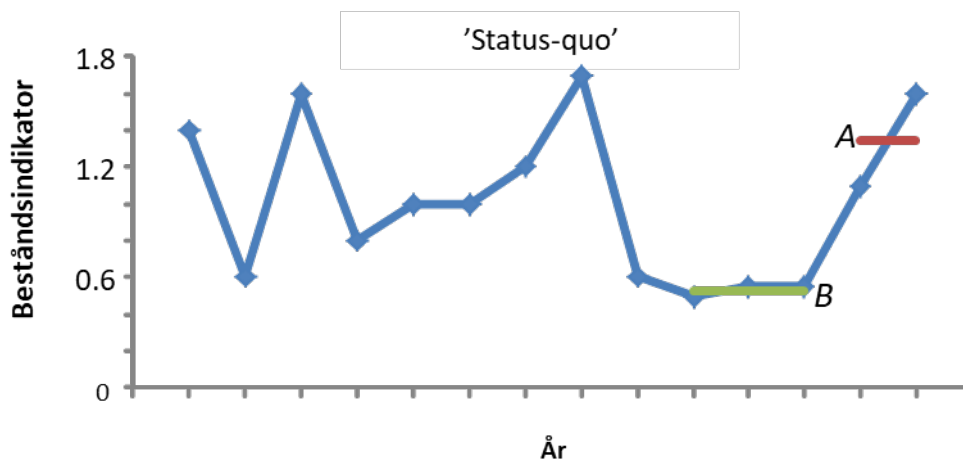
Dessa typer av mål och uppföljning är inte tillämpbara på bestånd som idag har lågt nyttjande eftersom data är otillräckliga.

2.2.2. Abundansindex

Abundansindex från antingen miljöanalys och forskningsundersökningar (Kat. 3 i Fig. 1) eller fiskets fångster (Kat. 4 i Fig. 1) inkluderar indikatorer som speglar beståndsstorlek (t.ex. fångst per ansträngning eller landning per ansträngning), vilket över tid ger en bild av trenden på beståndets status eller utveckling. Genom att använda indikatorer från miljöanalys eller fångster som anses spegla beståndets storlek är det möjligt att följa ett bestånds utveckling över tid och utifrån tidsserier sätta referenspunkter för bestånd. Här antas att ett eventuellt överfiske orsakar beståndsnedgångar och därmed negativa trender i övervakningsdata. Om ett sådant fångstindex eller landningsindex minskar eller sjunker under en miniminivå ska åtgärder sättas in för att förbättra beståndets situation, inte nödvändigtvis genom minskat fångst, medan ökande trender tyder på att fångsterna skulle kunna öka.

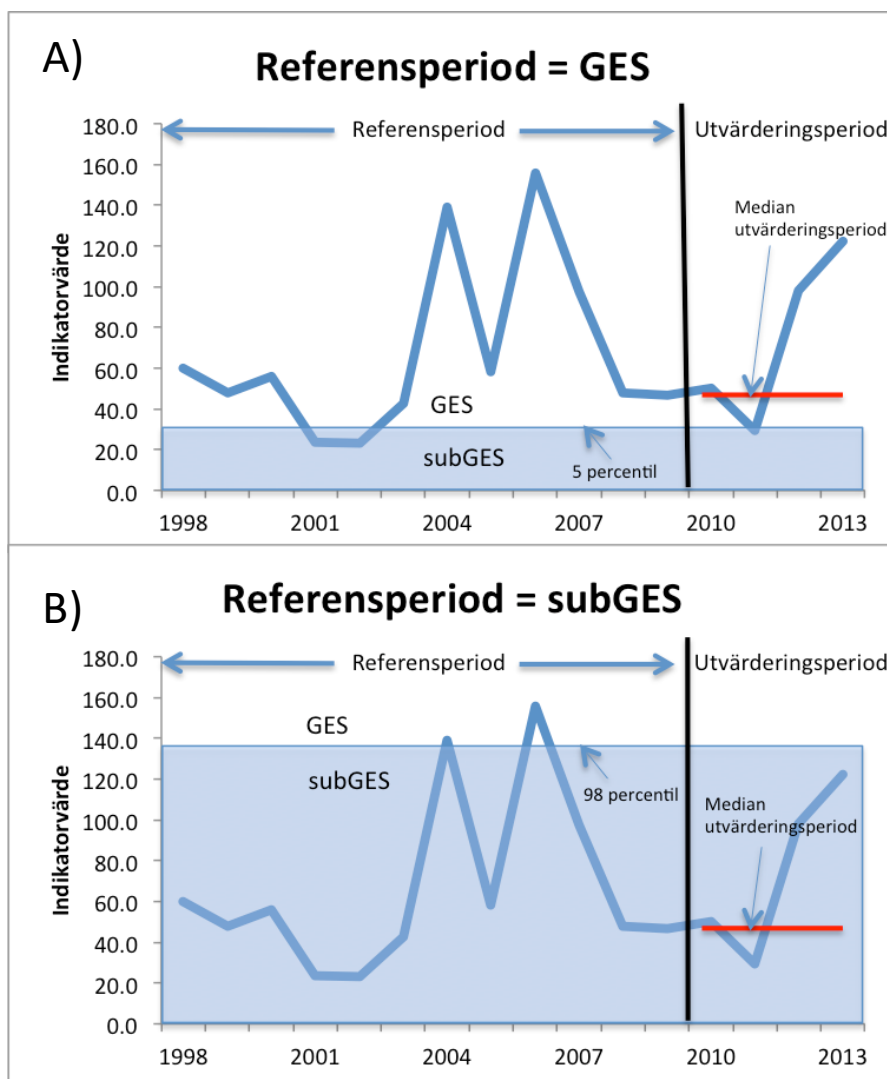
Ett exempel på hur Ices använder indikatorer i fångstråd är en så kallad biomassa/abundansindex-anpassad 'status quo'-fångst (Ices 2012, Fig. 2). T.ex. kan fångst per nät eller tråltimme användas som biomassa/abundansindex för hur fiskbeståndet förändras över tid. Medelvärdet för de två senaste årens index (A) jämförs med medelvärdet av de tre föregående årens index (B) (Fig. 2). Målet är att upprätthålla en 'status quo' mellan A/B, det vill säga att beståndet ska hållas kvar på sin nuvarande nivå (Fig. 2). Om kvoten $A/B > 1$ antas beståndet öka och fångsterna kan ökas proportionellt, medan om kvoten $A/B < 1$, antas beståndet

minska och fångsterna ska då minska proportionellt till A/B. För att undvika alltför kraftiga fluktuationer begränsas förändringar i A/B till 20% per år.



Figur 2. Exempel på fångstråd baserat på "status-quo" metoden. För att ge fångstråd används kvoten mellan medel för senaste två åren (A) och föregående tre år (B), vilket i detta fall ger en rekommendation om möjlighet till ökade fångster i fisket.

För många bestånd kan den totala fångsten vara okänd eller osäker, t.ex. på grund av att en stor andel tas i fritidsfisket, men att det ändå finns god tillgång på data från t.ex. nationell miljöanalys (Olsson 2019). En annan möjlighet för att ta fram förvaltningsmål med tillhörande referenspunkt för ett bestånd är att använda den metod som föreslås för statusbedömning av kustfisk i Östersjön inom havsmiljödirektivet (HELCOM 2018; Östman *et al.* 2020). En viktig del inom havsmiljödirektivet (2008) är att ett fångstindex ska bedömas i ljuset av rådande förhållanden och kännetecknas av långsiktigt hållbart nyttjande. Referenspunkten för en indikator behöver således inte motsvara ett naturligt och ostört tillstånd i miljön utan en långsiktigt hållbar situation. Metoden baseras på en tidsserieanalys med bedömning av beståndets tillstånd under en bedömningsperiod i förhållande till beståndets tillstånd under en föregående referensperiod (inom vatten- och havsmiljödirektivet tillämpas sexåriga bedömningsperioder). Eftersom många fiskbestånd ofta är lokala i sin förekomst och således kan svara på lokal miljöpåverkan (Olsson *et al.* 2012, 2015), ska statusen bedömas med en lokal utgångspunkt utifrån en lokal referensperiod. Dock krävs att tidsserier på indikatorer av beståndets tillstånd är runt 15 år eller längre (Figur 3). Om ett abundansindex under utvärderingsperioden ligger inom det område som anses vara hållbart kan fiske eller annan mänsklig verksamhet fortsätta tillåtas i nuvarande omfattning. Däremot om abundansindex ligger inom ett område som anses ej långsiktigt hållbart ska åtgärder vidtas.



Figur 3. Exempel på beräkning av kvantitativa förvaltningsmål utifrån en indikator av biomassa/abundans för en fiktiv art utifrån en 15 års period. De första tio åren används som referensperiod i beräkning av förvaltningsråd, men data används olika beroende på om man anser att det under referensperioden råder A) GES (God Ekologisk Status) eller B) subGES. I A) antas 'god miljöstatus' (GES) råda under referensperioden vilket ger att indikatorvärden med medianvärden över 30 (5e percentilen från referensperioden) motsvarar GES. I B) anses status vara dålig under referensperioden (subGES) och därför används 98e percentilen (140) som medianvärdesgräns för GES. I båda fallen används medianvärdet av statusklassningen under de senaste sex åren (utvärderingsperiod) för att beräkna medianvärdet som ligger till grund för bedömning av miljöstatus. Från Östman et al. 2016.

Rena trendanalyser av abundansindex, som till exempel regressionsanalyser över tid, kan också användas för att bedöma förändringar i ett bestånd över tid, vilket kan föranleda behov om åtgärder eller att fiske kan öka. Dessa analyser ger dock inte i sig en kvantitativ referenspunkt, d.v.s. en nivå som kan anses hållbar under rådande omständigheter, utan bara kvalitativa råd om ökning eller minskningar.

Abundansindex från fisket kan dock vara missvisande, och till och med öka trots att beståndet i verkligheten minskar på grund av ändrat antal eller beteende av fiskare (van Poorten *et al.* 2016). Sådana effekter uppstår till exempel när mindre erfarna fiskare slutar att fiska (p.g.a. minskande bestånd eller fångstbarhet), vilket gör att de kvarvarande mer erfarna fiskarna med högre fångster driver upp fångstindexet. Abundansindex som baseras på fångst-per-ansträngning är därför mest pålitliga när de samlas in fiskerioberoende inom ramen för långsiktig miljö- och resursövervakning. Andra problem som kan skapa missvisande resultat är ändrat beteende hos fisken som gör att de förekommer under annan period på året eller förflyttar sig till nya områden.

Utöver index relaterade till ansträngning (fångst per ansträngning, 'catch per unit effort' CPUE) finns det också metoder som sätter fångstråd utifrån absoluta fångstmängder. Den mest frekvent förekommande metoden är 'Depletion Corrected Average Catch' (DCAC) som används för vissa bestånd av amerikanska NOAA (MacCall 2009). Den lämpar sig framförallt när det finns tidsserier på fångstdata för relativt långlivade arter med låg variation i rekrytering och låg naturlig dödlighet, och det saknas index relaterade till CPUE. Idén bygger på att man likt GES-metoden ovan kan identifiera en period med hållbart uttag ur ett bestånd och en period med ohållbart nyttjande. Då kan DCAC användas för att sätta fångstråd som ska leda till på sikt hållbara fångster. Metoden är intressant att använda för underutnyttjade bestånd på sikt eftersom de kan antas ha lågt initialt utnyttjande och därför kan inkludera period med hög fångst som sedan minskar ifall det råder överfiske. Metoden kan dock inte vid en initial ökning av ett fiske användas för att sätta förvaltningsråd.

2.2.3. Längdindex, åldersindex och biologiska data

För de bestånd där även abundansindex saknas använder sig Ices av andra indikatorer på beståndsstatus (Kat. 6 i Fig. 1). Det finns flera olika populationsvariabler relaterade till ålders- eller storleksstrukturen på individerna i ett bestånd. Exempel på livshistoriekaraktärer är kroppstillväxt, individkondition, ålder eller storlek vid könsmognad, gonadstorlek, men även hur dödlighet varierar över olika åldrar/storlekar. Det ska direkt påpekas att även för bestånd där det finns analytiska förvaltningsmål eller fångstindex är längdindex eller biologiska data informativa för att påvisa demografiska förändringar i beståndet utöver förändringar i täthet/abundans. För nationellt förvaltade bestånd i svenska vatten finns dessutom ett uttryckt förvaltningsmål att bestånden ska ha en naturlig demografi och därmed ska längdindex tas hänsyn till i förvaltningen (t.ex. Vätternvårdsförbundet 2017). Denna typ av indikatorer går sällan att koppla direkt till ett kvantitativt fångstråd, utan kräver snarare mer indirekta åtgärder för att begränsa uttaget, totalt eller på vissa individer, ur ett bestånd. Sådana åtgärder kan

till exempel vara antal fiskedagar, fångstbegränsningar ('bag-limits'), fredningszoner eller perioder, och minimi- eller maximummått för uttagna individer (Froese 2004; Fitzgerald *et al.* 2018).

Tanken bakom längd-, åldersindikatorer och livshistoriekaraktärer är att ett högt fisketryck, eller annan hög dödlighet, i ett bestånd eller helt fiskesamhälle kan leda till en hög andel yngre och små arter/individer (Florin *et al.* 2013; Bergström *et al.* 2016), speciellt om fisket är storleksselektivt, vilket kan leda till en skev storleks- eller åldersstruktur. Fiske eller annan mänsklig påverkan kan också leda till förändringar i tillväxt, könsmognad, och investeringar i gonader (ovarier), och i värsta fall leda till evolutionära förändringar som kan ta lång tid att återhämta sig från (Florin *et al.* 2013; Rhoades *et al.* 2019). Bedömning av beståndsstatus kan göras genom minimigränser eller intervall för beståndets eller fiskesamhällets demografiska struktur, eller att fångsten ska utgöras till övervägande grad av önskvärda individer (Froese 2004; Greenstreet *et al.* 2011, 2012; Fitzgerald *et al.* 2018). Det finns ofta ingen entydig metod för att sätta kvantitativa referenspunkter och förvaltningsmål för dessa typer av indikatorer, men om det finns längre tidsserier (>15 år) kan metoden med referens och bedömningsperiod användas enligt ovan. En fördel är att om tidsserier saknas, kan det vara möjligt att använda data från mindre påverkade områden som information om "naturlig" demografi (Edgren 2005; Florin *et al.* 2013; Bergström *et al.* 2016).

2.2.4. Metoder och indikatorer för förvaltningsmål

En indikator ska helst mäta en specifik företeelse eller egenskap. I idealfallet kan utvalda indikatorer som mäter specifika delar av ett system sedan kombineras för att gemensamt ge en mer heltäckande bild av det system man vill beskriva eller följa. Om det finns uttalade mål med att följa systemet krävs det referenspunkter eller värden som indikatorn antingen ska vara nära, eller som inte får över- eller underskridas.

Bedömning av fiskesamhällen i sjöar syftar till att avgöra vilken status som råder enligt vattendirektivets definitioner (2000/60/EG). Ekologisk kvalitetskvot (EQR) beräknas enligt: det uppmätta tillståndet (0-1) / hur det borde vara (referenstillståndet = 1). Den ekologiska kvalitetskvoten sammanvägs för 8 olika index och resulterar i ett robust sammansatt index. Genom detta tillvägagångssätt får slumpen mindre genomslag. De ingående indexen är: 1. Antal inhemska fiskarter 2. Simpson's Dn (diversitetsindex baserat på antal individer) 3. Simpson's Dw (diversitetsindex baserat på biomassa) 4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter 5. Relativt antal av inhemska arter 6. Medelvikt i totala fångsten 7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (baserad på biomassa i totala fångsten) 8. Kvot abborre / karpfiskar (baserad på biomassa). Metoden används ej i de fem stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och Storsjön i Jämtland) då artantalet

i dessa sjöar är högt men dåligt representerad i nätprovfisken, som normalt används som underlag för bedömningarna.

I Östersjön finns indikatorn ”Abundance of coastal fish key functional groups – cyprinds and mesopredators” (HELCOM 2018) där braxen ingår som en art. Denna indikator ska ligga inom ett intervall där för mycket karpfiskar och mesopredatorer kan indikera övergödningssymptom medan för lite kan tyda på brist på föda för rovfiskar. Denna indikator för det kustnära fisksamhället anses uppnå gränsvärdet för god status längs Sveriges Östersjökust förutom i Norra Kvarnen och längs Roslagskusten (HELCOM 2018). I dessa områden skulle alltså ett ökat fiske på braxen kunna leda till förbättrad status för indikatorn även om det är främst mängden mört som driver statusbedömningarna.

Vi fokuserar i denna rapport på bestånd som kan anses vara underutnyttjade, d.v.s. arter med låg kommersiell fångst och som kan förväntas att tåla ett ökat uttag utan att reproduktion och föryngring eller demografiska strukturen påverkas i en uppenbart negativ riktning. I Sverige handlar det om cirka 50 arter som kan anses vara kommersiellt nyttjade (HaV 2020a), och därmed kan de flesta fiskbestånd i Sverige i dag anses vara underutnyttjade (det har noterats ca 255 olika fiskarter i Sverige). Per definition blir förvaltningsmål baserade på analytiska referenspunkter (Kat. 1-2 i Fig. 1) inte relevanta, bland annat eftersom fångstdata från fisket saknas från underutnyttjade arter. Fokus ligger därför på uppföljning och förvaltningsmodeller som baseras på provfiskeindex (CPUE) och olika demografiskt baserade metoder. Då vi ändå förväntar oss ett ökat fiske och därmed en möjlighet att samla in fångstdata från fisket, går vi även igenom ett antal indikatorer som bygger på rapportering och provtagning från fisket.

Att sätta förvaltningsmål för bestånd med otillräcklig data (Kat. 3-6 i Fig. 1) är inget nytt utan det finns ett flertal föreslagna generella metoder och indikatorer som kan användas för att göra bedömningar av ett bestånds status även med begränsade underlag. Utmaningen ligger snarare i bedömningen av vad som är en hållbar eller önskvärd situation och vilka referenspunkter som är tillämpliga. I Tabell 1 listar vi några olika generella förslag till förvaltningsmål och indikatorer som kan användas som uppföljning av målen. Det är viktigt att påpeka att alla indikatorer inte är tillämpbara på alla bestånd av braxen. Möjligheterna att nyttja olika indikatorer varierar beroende på tillgängliga underlag. Vi kommer därför också att försöka belysa vilka indikatorer som kan användas för olika förvaltningsmål som är möjliga att använda i dag och vilka som är möjliga om ytterligare data kan samlas in.

Tabell 1. Exempel på olika typer av generella förvaltningsmål med tillhörande indikatorer, beskrivning och referens. En del indikatorer kan i sig utgöra förvaltningsmål, till exempel om Balanserat eller Hållbart uttag, medan andra (Bevara stor fisk) saknar kvantitativa mål för indikatorn.

FÖRVALTNINGSMÅL	INDIKATOR	BESKRIVNING	REFERENS
BEVARA STOR FISK	Linf	Maximal längd av gamla individer	von Bertalanffy 1938
BEVARA STOR FISK	Lmat	Längd vid könsmognad	Froese 2004
BALANSERAT FÅNGSTUTTAG	L _{opt}	Storlek då biomassan av en kohort är som störst	Froese 2004
BEVARA STOR FISK	mL/L _{opt}	Medellängd hos individer >L _{opt}	Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
HÅLLBART UTTAG	Total dödlighet (Z)	Total dödlighet från ålders- eller längdstruktur i fångsten	Chapman & Robson 1960, Millar 2014
HÅLLBART UTTAG	Rekrytering	Fångst per ansträngning av rekryter	
SKYDDA ICKE KÖNSMOGEN FISK	Length _{25th} /L _{mat}	25e längdpercentilen i beståndet/L _{mat}	Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
SKYDDA ICKE KÖNSMOGEN FISK	Medellängd/L _{mat}	Medellängd hos individer >L _{mat}	Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
BEVARA STOR FISK	Length _{max5} /L _{inf}	Medellängden av de 5% längsta individerna dividerad med L _{inf}	Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
BEVARA STOR FISK	Length _{95th} /L _{inf}	95e percentilen i längdfördelningen dividerad med L _{inf}	Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
BEVARA STOR FISK	PMEGA	% individer >L _{opt} gånger 1.1 (L _{mega})	Froese 2004, Fitzgerald <i>et al.</i> 2018
BEVARA STOR FISK	L95, L90, L50, L10	Percentiler av längdfördelningen	Östman <i>et al.</i> unpubl.
BEVARA STOR FISK	Size-slope	Lutningen av sambandet mellan (log) antalet individer i en storleksklass längd, från provfiske	Gislason & Rice 1998; Jennings <i>et al.</i> 2002
BEVARA STOR FISK	Mean of max	Medel av maximum längd av alla arter i ett prov	Nicholson & Jennings 2004
BEVARA STOR FISK	Large Fish Index	% biomassa i fisksamhället >x cm	Greenstreet <i>et al.</i> 2011, 2012

HÅLLBART UTTAG	Status-quo	Kvoten i biomassa-index senaste två år över de tre föregående åren	Ices 2012
HÅLLBART UTTAG	ASCETS	Biomassa-index under bedömningsperiod över/inom referensnivåer från referensperiod	Östman <i>et al.</i> 2020

Eftersom olika indikatorer beskriver olika aspekter av statusen i ett bestånd bör det göras en sammanvägd bedömning av de olika indikatorerna. Det finns ingen entydig metod för att väga samman olika indikatorer, utan bedömningsmetoder behöver tas fram för enskilda bestånd beroende på tillgänglig data och uppsatta förvaltningsmål. Alla indikatorer kan dock signalera att något håller på att hända i ett bestånd och identifiera vilken typ av åtgärder (t.ex. fångstregleringar, storleksfönster, tids- eller områdesskydd) som skulle kunna vara lämpliga.

3. Braxen

3.1. Fisket efter braxen

Kommersiellt fiske efter braxen bedrivs bitvis på kusten, i de stora sjöarna Vänern, Mälaren och Hjälmaran samt i viss mån i andra mindre sjöar. Eftersom braxen slammar upp mycket näringsrikt sediment när de letar föda så har braxen också fiskats i så kallade reduktionsfisker, som syftar till att förbättra vattenkvaliteten, till exempel i Vallentunasjön utanför Stockholm och Ringsjön i Skåne. Reduktionsfiske har använts i relativt begränsad omfattning sedan 1980-talet i Sverige och har visat sig vara delvis användbart för att på sikt förbättra vattenkvaliteten, det vill säga ett förbättrat siktdjup och minskad mängd växtplankton i eutrofa (övergödda) sjöar (Bernes *et al.* 2015).

Inom det yrkesmässiga fisket i stora sjöarna fångas braxen i huvudsak i bottengarn (87%), där den tas som bifångst i fisken med annan inriktning, till exempel efter gös. Eftersom braxen främst varit en bifångst speglar yrkesfiskestatistiken inte beståndens utveckling. En ökad och förbättrad rapportering är på gång, vilket illustreras av ökade landningar (d.v.s. rapportering) sedan 2010 i Vänern och 2016 i Hjälmaran (HaV 2020a). Även i mindre sjöar har det och finns det ett visst riktat fiske mot braxen som ägnat till kräftfisket eller för humankonsumtion lokalt (direktförsäljning). En anekdot är att Ringsjöbraxen från 1928 hade ett eget varumärke. I det högra gällocket satt en knapp som signalerade dess ursprung och just Ringsjöbraxens fina kvalitet. Det påstås att både fisket och fisken varit fin i 150 år men varför just Ringsjön varit speciell förtäljer inte historien (Svärdson 1965).

Längs kusten har det hittills funnits ytterst sporadisk information om yrkesfiskets fångster, men 2019 påbörjades ett riktat fiske mot braxen i Bottenviken. Högkvalitativ rapportering från yrkesfisket kommer att utgöra ett viktigt underlag för fortsatta bedömningar.

Fritidsfisket efter braxen är ur ett nationellt resursförvaltningsperspektiv okänt och antagligen försumbart. I de nationella undersökningar som Statistiska centralbyrån (SCB) utför på uppdrag av HaV ingår braxen inom ”övriga arter”. Fritidsfiske efter braxen, och andra karpfiskar, är dock en i vissa kretsar populär

aktivitet. I Sveriges sportfiske- och fiskevårdsförbunds (Sportfiskarnas) storfiskregister har totalt 1 620 braxnar registrerats på frivillig basis 2010-2019. Antalet braxnar som registreras per år har minskat, från 252 stycken 2010 till 98 stycken år 2019 (estimat = -16,5, SE = 4,7, $R^2 = 0,61$, $F_{(1,8)} = 12,47$, $p = 0,008$). Gränsen för storfiskregistrering av braxen är 4.4 kg. Inga trender noteras för vikt och längd hos de registrerade fiskarna. Maxvikten de senaste tio åren har varit mellan 7,1 och 8,3 kg. Längder för troféfiskarna i registret är i genomsnitt 71 cm (min 54 och max 80 cm). En överväldigande majoritet av fiskarna kommer från Skåne och Kalmar (Rögle dammar och Hossmoån).

Ur ett historiskt perspektiv har braxen kallats “fiskevårdens problembarn” (Svärdson 1965). Detta då i) den varit en av arterna med högst genomsnittsalder i fångsten, ii) det funnits en stor risk att ett hårt fiske reducerat beståndet till vad som bäst kan liknas vid så kallade tusenbrödraskap, där många små individer får en försämrad tillväxt på grund av konkurrens och födobrist, samt iii) att fisket främst bedrivits antingen under lek eller på vintern då braxen kan samlas väldigt tätt i sjöarna (braxenstånd). När sådana ansamlingar fiskats med stora notar kan väldigt höga fångster göras på kort tid, vilket kraftigt försämrat fisket flera år därefter. Det har därför föreslagits att ett rationellt sätt att fiska braxen vore att fiska med vinternot vart fjärde-femte år och hela tiden däremellan låta sjöns braxen gå ofiskad. Då det i praktiken inte var lämpligt ur ett perspektiv av resursbehov eller äganderätt siktade fiskevården istället in sig på att minska fiskets effektivitet. Gunnar Svärdson (1965) nämner ett exempel på landets förste fiskeriintendent (1864), Hjalmar Widegren, som kämpade mot notar och småmaskiga redskap så till den grad att August Strindbergs intendent Borg i boken *I hafsbandet* ska bygga på denna intendent. Även om braxens historik kan vara roande kan vi konstatera att det under 1900-talets inledande hälft fanns en liknande problematik och behov av rådgivning som i dag. Då poängterade Svärdson att det är en svår balans mellan nyttjande och tillväxt, och därför - där det passar - kan vara lämpligt med fisketräda vissa år. Nu används andra redskap och förutsättningarna är annorlunda, men målsättningen densamma - att uppnå ett balanserat och långsiktigt hållbart fiske efter braxen.

3.2. Kunskapsläge – befintliga data

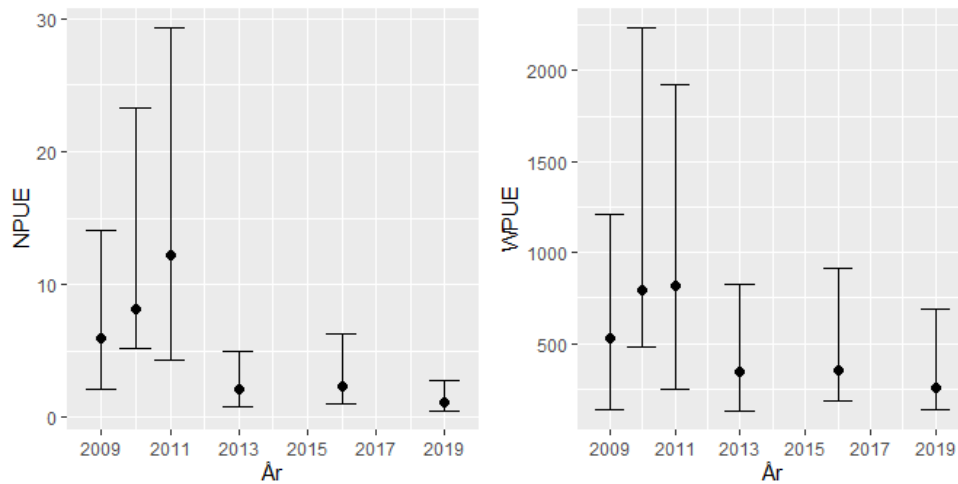
Underlag för sammanställningen av kunskapsläget kring braxen har vi hämtat från Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS) och från kustfiskedatabasen (KUL), för vilka SLU är datavärd. Analysen har delats upp i tre områden: i) stora sjöarna (Vänern, Mälaren och Hjälmaren), ii) övriga mindre sjöar, och iii) kusten. För att möjliggöra jämförelser inom dessa områden har vi i analyserna fokuserat på utvalda redskap. Sammanställningen fokuserar inledningsvis på abundansindex och längdfördelningar med syfte att beskriva variationer i beståndsutveckling och storlek. Eftersom fiske pågår i Hjälmaren och Råneå använder vi dessa områden för

att illustrera hur abundans- och längdindex kan se ut. En fullständig sammanställning över tillgängliga data som vi anser går att använda för analys av braxen finns i bilaga till denna rapport.

Abundansindex är beräknade som antal, eller vikt, per nät och natt, vilka är standardmått i fiskövervakningen (NPUE, WPUE). Längdfördelningarna beskrivs på två sätt, dels med histogram över andel eller antal individer per längdklass, och dels via L10, median och L90, som anger längden för den 10e percentilen kortaste (L10) respektive längsta (L90) av alla observerade längder, samt medianen i fördelningen. L10 indikerar alltså en rekryteringspotential för framtida fångster och bör inte vara nära medianvärdet, vilket skulle kunna indikera rekryteringsproblem i beståndet. L90 däremot beskriver längden av de största individerna och bör därför inte sjunka mot median utan vara betydligt högre. Ett lågt värde på L90 indikerar hög mortalitet eller dålig tillväxt i beståndet. Dessa indikatorer har valts ut då de är relativt lätta att beräkna, kommunicera och samtidigt kan spegla flera olika aspekter av ett bestånds status och utveckling. Det bör här också poängteras att dessa indikatorer är kopplade till redskapens selektivitet och att en förutsättning för deras användande är att beståndet har provtagits på ett representativt sätt.

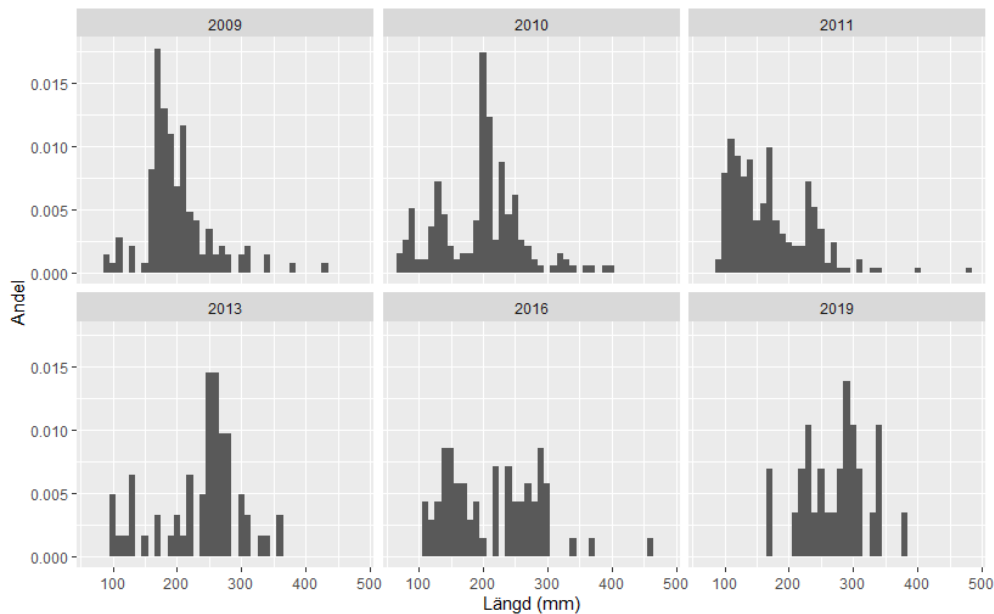
3.2.1. Hjälmare

I Hjälmare har det fångats 2 974 stycken braxnar 30-482 mm under provfiske åren 2002-2019 med tre olika nättyper, Bkust9, Bkust9+2 och Bnord12. I denna analys används endast nättyp Bkust9+2 eftersom den har modernast tidsserie. Dock har serien genomgått förändringar. I början (2009-2011) fiskades det nordvästra hörnet av Storhjälmaren på 0-10 m djup. De senaste tre tillfällena (2013, 2016 och 2019) fiskades det sydöstra hörnet av Storhjälmaren med ungefär samma ansträngning 0-10 m men också på 10-20 m djup. För ökad jämförbarhet har endast nät 0-10 m djup inkluderats i abundansanalyserna. NPUE har i genomsnitt varierat mellan 1-12 braxnar/nät och natt och WPUE mellan 256-815 g/nät och natt. Både NPUE och WPUE är lägre de tre senaste åren jämfört med de tre första åren i serien (Figur 4), men nedgångarna är inte statistiskt signifikanta ($R^2=0.58$, estimat = -48 (se=20), $F_{(1,4)}=5.482$, $p=0.079$, för NPUE var $p=0.113$). Att det är olika delar av Storhjälmaren som fiskats har mycket troligen påverkat resultaten. Det är okänt i vilken omfattning braxen rör sig inom Storhjälmaren och hur populationsstrukturen ser ut. Om man antar att de två delområdena representerar samma bestånd eller inte är avgörande för tolkningen av resultaten. .



Figur 4. Utveckling av NPUE (antal braxen per nät och natt) och WPUE (vikt (g) braxen per nät och natt) över tid på 0-10 m djup vid lokalen "Storhjälmaren" i Hjälmaran mellan åren 2009-2019 provfiskad med nättypen Bkust9+2. Nätpositionerna inom Storhjälmaren skiljer sig dock de tre första åren jämfört med de tre sista vilket troligen påverkat resultatet.

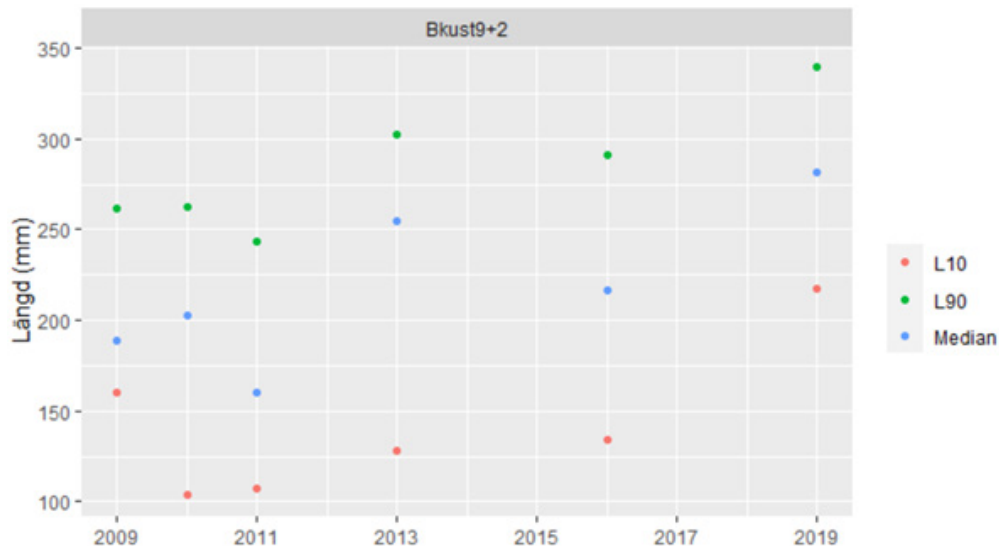
Nättypen Bkust9+2 fångar braxnar i alla storlekar, men inte så många <10 cm. Någon kohorteffekt (starka årsklasser) är svår att se i Hjälmaran på grund av för få provfiskade år (Figur 5), men det förekommer starka årsklasser i ett antal mindre sjöar som är årligen provfiskade under flera år (se avsnitt 4.4).



Figur 5. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Hjälmaran per år mellan åren 2009-2019 med nättyp Bkust9+2.

Längdindikatorerna L10, median och L90 uppvisade alla statistiskt signifikanta förändringar, när de två olika lokalerna (2009-2011 respektive 2013-2019)

analyseras gemensamt. Medianlängdens utveckling per år har varit ökande sedan år 2009 då medianlängden var strax under 200 mm till att vara närmare 300 mm år 2019 (Figur 6). Både L10 och L90 har ökat under samma period, där förändringen från och med 2013 kan bero på andra lokaler inom Storhjälmaren. Oavsett lokalförändringen indikerar ökningen i L10 svag rekrytering 2019 (Figur 5 & 6).

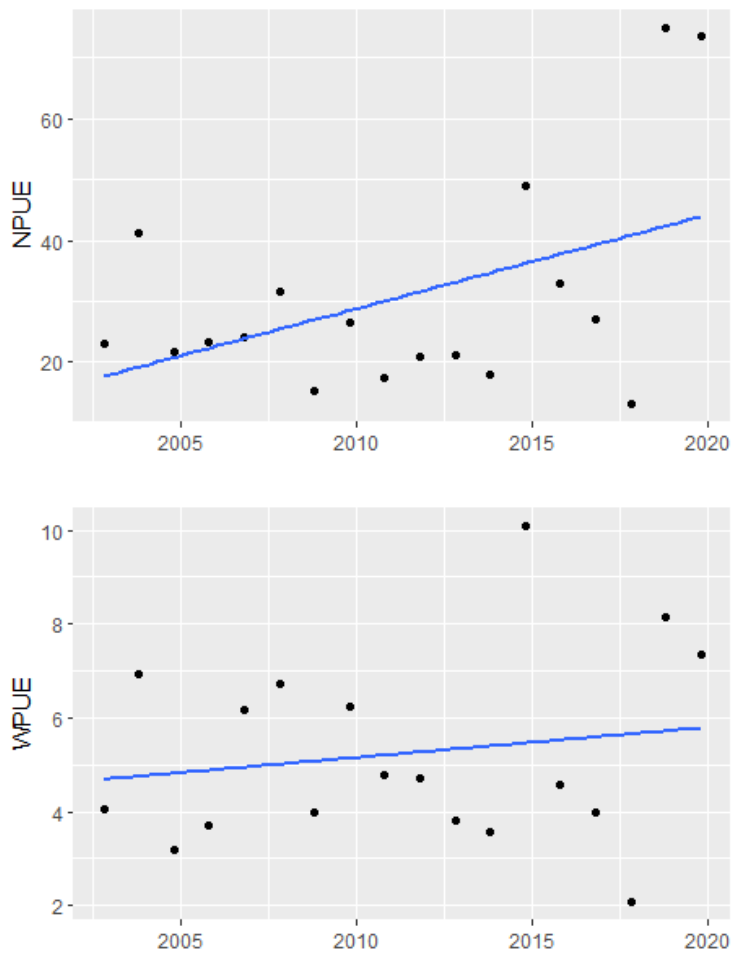


Figur 6. Indikator L10, median och L90 för längdfördelning hos braxen i Hjälmarén 2009-2019 med nättyp Bkust9+2.

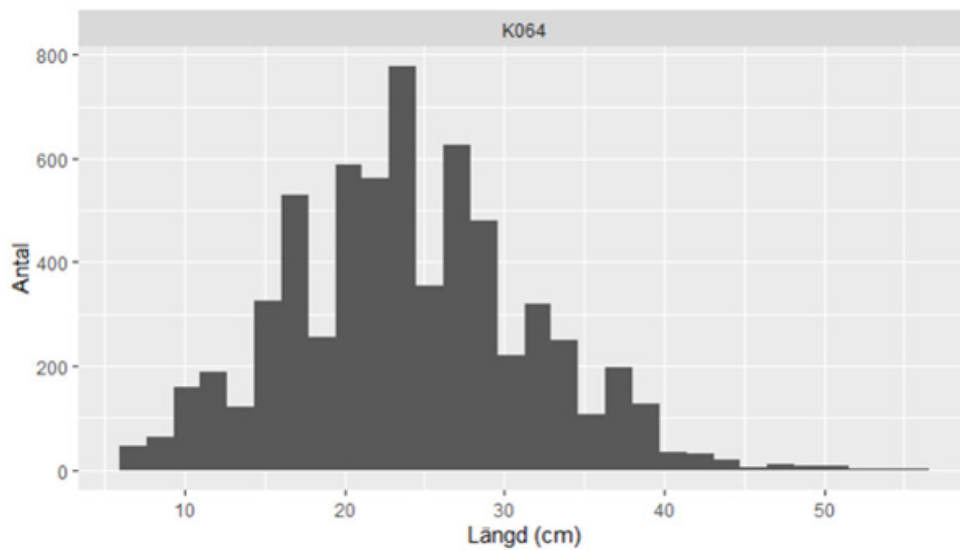
3.2.2. Råneå

I Råneå, Norrbottens län, i norra Bottenviken har 6 421 braxnar mellan 6-55 cm fångats under provfiske mellan åren 2002-2019 med redskapstyp Bkust9 (K064). NPUE var i genomsnitt mellan 13-75 braxnar per nät och WPUE mellan 2-10 kg/nät och natt. Värdet på NPUE var högst 2018 – 2019 men det har inte skett någon ökning sedan år 2002 ($R^2=0.21$, estimat = 0.004 (SE=0.002), $F_{(1, 16)} = 4.179$, $p=0.0578$, Figur 7). Även WPUE har inte förändrats sedan 2002 ($R^2=0.03$, estimat = 0.0002 (SE=0.0003), $F_{(1, 16)} = 0.4737$, $p=0.501$, Figur 7).

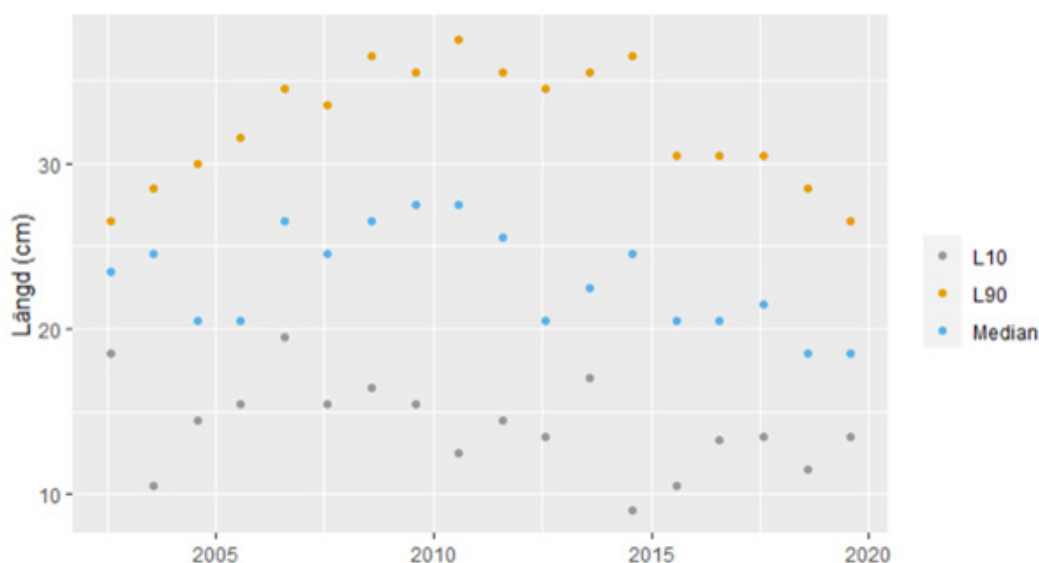
Provfisket domineras av braxen mellan 20-30 cm (Figur 8). Medianlängden har legat ganska stabil runt 25 cm sedan 2002 men efter en rejäl minskning 2016 är den år 2019 nere på ca 18 cm (Figur 9). Detsamma gäller L90, medan L10 verkar ligga stabilt. Orsaken till minskad längd i populationen är okänd men sammanfaller med en period med hög täthet och skulle kunna bero på ökad konkurrens.



Figur 7. Utveckling av NPUE (antal braxen per nät och natt) och WPUE (vikt (g) braxen per nät och natt) i Råneå mellan åren 2002-2019 med redskapet K064 (Bkust9), med linjär trendlinje.



Figur 8. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Råneå mellan åren 2002-2019. Endast redskap K064 (Bkust9) har använts.

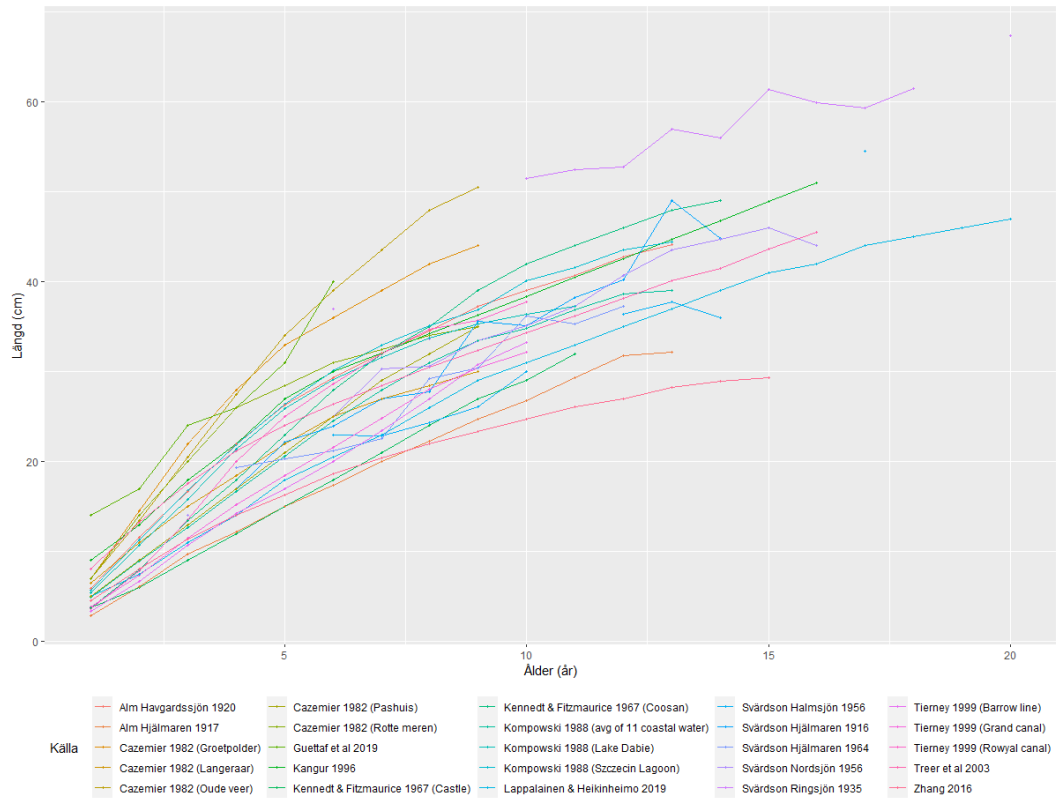


Figur 9. Längdfördelningen för L10, median och L90 i Råneå mellan åren 2002-2019 med redskapet K064 (Bkust9).

3.3. Livshistoriekaraktärer

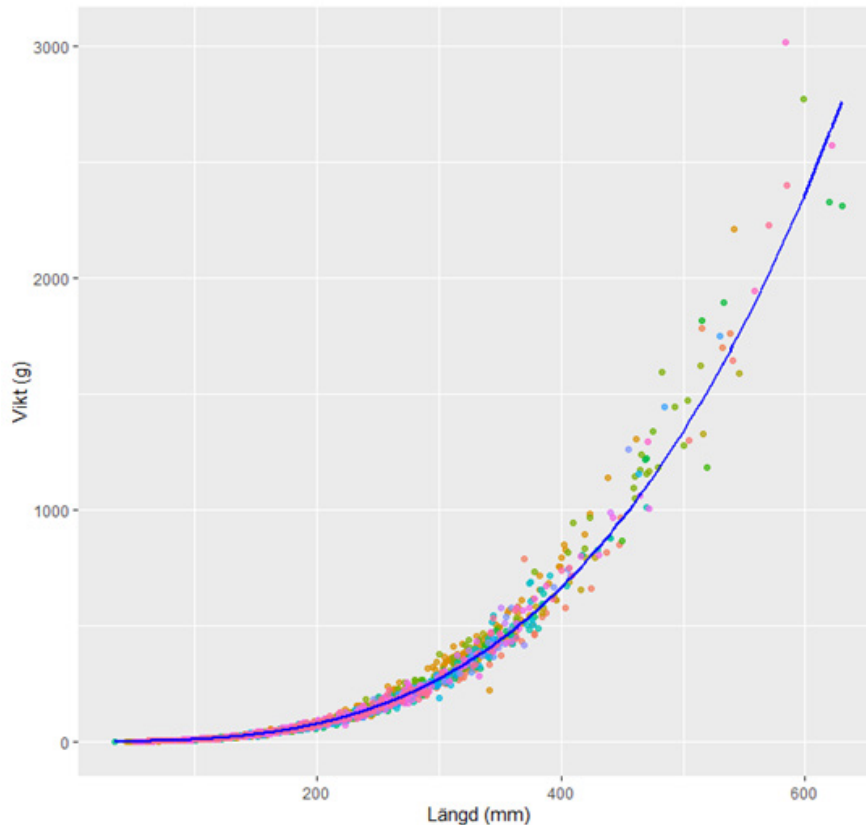
Livshistoriekaraktärer som kroppstillväxt, ålder eller storlek vid könsmognad, investering i reproduktion ('reproductive effort') och dödlighet kan ha stor inverkan på ett bestånds reproduktionsförmåga. Till exempel arter eller bestånd som växer långsamt och blir köns mogna sent är generellt mer känsliga för fiske eller förhöjd dödlighet än arter med snabb tillväxt och tidig köns mognad. Vår genomgång av egen data och litteraturuppgifter visar att braxen uppvisar en stor variation i livshistoriekaraktärer.

Baserat på en genomgång av den vetenskapliga litteraturen har 2-årig braxen visat sig vara mellan 6 och 17 cm, och en 10-årig braxen mellan 25 och 52 cm (Figur 10). Till skillnad från rovfiskarter som gädda och abborre uppvisar braxen en försumbar skillnad i tillväxt mellan kön (Zhang 2016, denna rapport), det vill säga hanar och honor har en liknande tillväxthastighet. Svärdson konstaterade (1965) att ”ytterst få andra svenska fiskar är genomsnittligt så gamla vid fångsten som braxen”, vilket också syns i tillväxthastigheten (Figur 10).



Figur 10. Braxens längd vid ålder baserat på litteraturuppgifter från olika källor. Notera tillväxten i Ringsjön, där beståndet förefaller vara betydligt längre än i många andra sjöar vid jämförbar ålder (lila linje överst, 10-20 års ålder), som rapporterats av Svärdson (1965). Antalet individer var dock lågt ($n=50$). Alm är från Backiel & Zawisza (1968).

Vikten hos en fisk ökar med längden. Kunskap om längd-viktförhållanden kan användas för att räkna upp längdförhållanden till totalvikter eller beräkna förväntad vikt av specifika längder och beräknas normalt som $Vikt = a \times Längd^b$, där a och b är empiriska konstanter. För braxen sammanställdes 2 401 individer från 63 olika mindre sjöar provfiskade 1972-2019, vilket resulterade i $a = 4,67 \times 10^{-6}$ och $b=3,1334$ ($R^2=0,99$, $F_{(1, 2399)}=4,2 \times 10^5$ $p<0,001$, Figur 11).



Figur 11. Vikt som en funktion av längd för 2 401 braxnar provfiskade i 63 sjöar 1972-2019. Färgerna på punkterna indikerar individer från olika sjöar. Linjen är en passning via ekvationen $Vikt = a \cdot Längd^b$, med $a = 4.7 \times 10^{-6}$ och $b = 3.1$.

Könsmognad kan definieras som när hälften av individerna av en viss ålder, eller längd, har utvecklat gonader och kan producera avkomma. I likhet med tillväxten varierar braxen i både ålder och storlek när den blir köns mogen. I litteraturen varierar ålder vid köns mognad mellan 3 och 10 år (Backiel & Zawisza 1968; Kompowski 1988; Lelek & Buhse 1992; Neja & Kompowski 2001; Adakbek *et al.* 2003; Zhang *et al.* 2017). Det verkar vara relativt små skillnader mellan könen vad gäller längd vid köns mognad, exempelvis anger Valoukas & Economidis (1996) 135 mm för hanar och 150 mm för honor; Lammens (1982) 250 mm för hanar och 265 mm för honor och Zhang *et al.* (2017) 178 mm för hanar och 204 mm för honor – vilket motsvarar 6-13% skillnad. Noterbart är att braxen i Hjälmaran har angetts bli köns mogen runt 8 år och 25 cm (Alm 1917 via Backiel & Zawisza 1968). Enligt referenserna ovan får 25 cm anses som normal längd vid köns mognad (medel 21.5 cm, min 13.5 cm, max 26.5 cm, N=9).

Den betydande variationen i livshistoriekaraktärer mellan olika bestånd av braxen kan innebära att olika bestånd är olika känsliga för ett eventuellt ökat uttag via fiske, och att man bör ha lokala referensnivåer för indikatorerna. Syftet här är inte att ge specifika referensnivåer, utan att visa att det kan vara vanskligt att låna data mellan bestånd och att uppskattningar på livshistoriekaraktärer för enskilda fiskade bestånd är önskvärda för att kunna utveckla lokal förvaltning.

4. Tillämpningar av indikatorer på braxen

Vi har beräknat ett antal indikatorer för braxen som vi bedömt lämpliga för uppföljning av beståndsstatus. Var och en av indikatorerna syftar till att beskriva vissa aspekter av beståndets demografiska struktur och kompletterar på så vis varandra (för koppling till förvaltningsmål hänvisas till Tabell 1). Alla indikatorer har inte varit möjliga att beräkna med nuvarande tillgänglig data men skulle kunna tillämpas på braxen vid mer omfattande datainsamling, till exempel på könsmodnads/investering i reproduktion. Andra indikatorer kan endast tillämpas för vissa specifika områden, beroende på hur mycket underlag som funnits tillgängliga. Där det inte varit möjligt att beräkna indikatorn har vi beskrivit vilka underlag som saknas.

Indikatorerna som valts ut från Tabell 1 sammanställs först här i en tabell (Tabell 2), vilken följs av förklarande stycken för varje indikator, hur den beräknas och vad den syftar till. I nästa kapitel diskuteras sedan hur indikatorerna kan kombineras för att få en mer komplett uppföljning av ett fiskbestånds status och hållbara nyttjande.

Tabell 2. Sammanställning av indikatorer, deras värden om det varit möjligt att beräkna samt vad som saknas om det inte varit möjligt att beräkna. Förklaring av indikatorerna ges i huvudtexten och i Tabell 1.

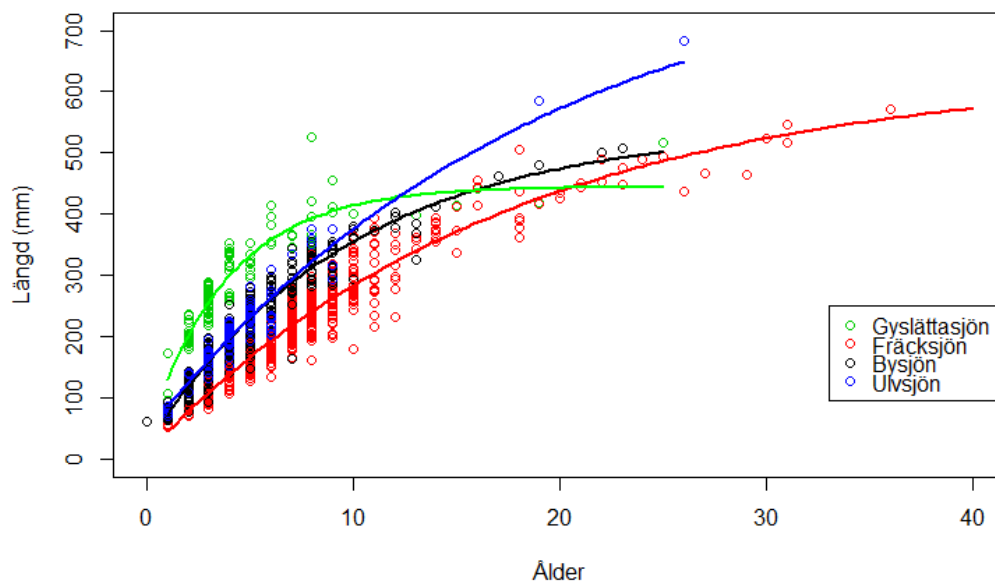
INDIKATOR	MÖJLIG	MEDELVÄRDE (RANGE)	INTE MÖJLIG	VAD SAKNAS?
LINF	Mindre sjöar (vissa)	Bysjön: 540 mm (SE 20) Fräcksjön: 635 mm (SE 22) Gyslättsjön: 445 mm (SE 11) Ulvsjön: 857 mm (SE 362)	Större sjöar, kust	Åldersdata
TOTAL DÖDLIGHET (Z)	Mindre sjöar (vissa)	Bysjön: 0,35 (KI 0.29-0.41) Fräcksjön: 0,26 (KI 0.21-0.32) Gyslättsjön: 0,35 (KI 0.21-0.48) Ulvsjön: NA	Större sjöar, kust	Åldersdata
LOPT	Mindre sjöar (vissa)	Bysjön: 253 mm Fräcksjön: 253 mm Gyslättsjön: 308 mm	Större sjöar, kust	Åldersdata

MEAN LENGTH > LOPT	Mindre sjöar (vissa)	Bysjön: 325 mm Fräcksjön: 341 mm Gyslättsjön: 373 mm	Större sjöar, kust	Åldersdata
PMEGA	Mindre sjöar (vissa)	Bysjön: 19 % Fräcksjön: 25 % Gyslättsjön: 19 %	Mindre sjöar, större sjöar och kust	Åldersdata, fångstdata
REKRYTERING (TILL FISKE ELLER REDSKAP)	Mindre sjöar	Ej beräknad, men möjlig		På kusten mindre mask-storlekar
	Större sjöar	Ej beräknad, men möjlig		
	Kust (10-12 mm maska, Bkust9)	Medel CPUE: 5,5 individer per nät och natt (spann 1-30)		
LARGE FISH INDEX (>30 CM)	Mindre sjöar	Varierande, se text		
	Större sjöar (Bkust9+2)	Hjälmaren 11% (49 av 797) Mälaren 13% (249 av 1 858) Vänern 9% (168 av 2 499)		
	Kust (Bkust9)	24 % (3 378 av 13 921 st)		
L10	Mindre sjöar	89,6 (52,0–170) mm		
	Större sjöar	78,5 (64,0–96,0) mm		
	Kust	180 (105–293) mm		
MEDIAN	Mindre sjöar	152 (61,0–255) mm		
	Större sjöar	164 (141–200) mm		
	Kust	275 (185–415) mm		
L90	Mindre sjöar	259 (141–382) mm		
	Större sjöar	317 (250–452) mm		
	Kust	383 (225–535) mm		
LMAT			Mindre sjöar, större sjöar och kust	Data om könsmognad

4.1. Linf

De allra flesta fiskar växer hela livet men tillväxten avtar när de blir äldre. Om provtagen fisk åldersbestämts kan längden vid en viss ålder användas som underlag för beräkning av tillväxt och vid vilken längd som tillväxten avtar. Linf, en förkortning av “length at infinity” är en indikator för hur långa individer av en fiskart teoretiskt skulle bli om de kunde bli oändligt gamla. Formellt definieras Linf som den asymptotiska längd där tillväxten är noll, och beräknas enligt $Linf = Lt/(1 - e^{-K(t-t_0)})$, där L =längd, t =ålder K =tillväxttakt (growth rate).

Eftersom braxen från provfisken i vissa mindre sjöar har åldersbestämts är indikatorn möjlig att räkna ut för dessa sjöar (Ogle *et al.* 2020), men inte för övriga mindre sjöar, de stora sjöarna eller kusten. I likhet med litteraturstudien (Figur 10) uppvisade de fyra sjöarna olika tillväxtmönster (Figur 12). Linf var mellan 45 och 86 cm (Tabell 2, Figur 12) och tillväxttakten var mellan 0.05 och 0.26. Snabbast tillväxt och lägst Linf observerades i Gyslättsjön.



Figur 12. Observerad (punkter) och beräknad (linje) längd vid ålder för braxen från fyra mindre sjöar i Sverige.

I dagsläget finns det information på längder på braxen från provfisken eftersom detta ingår i standardmetodiken. Däremot läses inte ålder på regelbunden basis, vilket krävs för att få fram Linf och tillhörande indikatorer från fler områden.

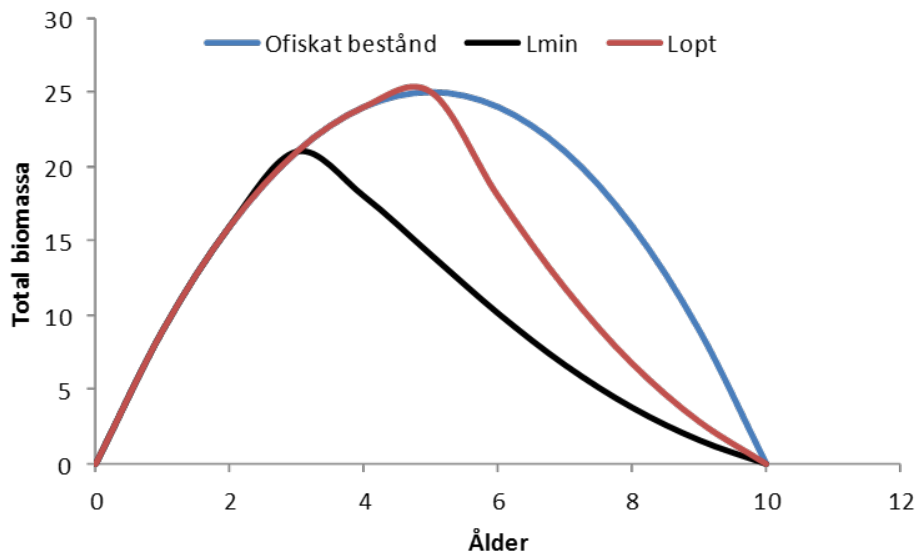
4.2. Dödlighet

Dödligheten (mortaliteten), d.v.s. i vilken takt som individer försvinner från en population, är en essentiell parameter för dynamiken hos fiskpopulationer, men notoriskt svår att uppskatta. Mortalitet delas in i två kategorier, dels naturlig mortalitet (M), som beror av naturliga orsaker som predation, sjukdom och hög ålder, och dels den mortalitet som beror av fiske (F). Den totala mortaliteten beror av båda dessa faktorer ($Z = M + F$). Mortalitet varierar med flera aspekter, inte minst fiskens storlek och ålder, där mindre storlekar har en högre risk för predation medan större individer, som närmar sig maximal ålder, har en ökad risk att dö av ålder snarare än predation. På motsvarande sätt påverkas dödligheten av storleksspecificiteten i fiskets redskap.

Det finns flera olika metoder för att skatta mortalitet (Pauly 1980; Hoenig 1983; Jensen 2011; Millar 2014). För de fyra mindre sjöarna med ålderslästa individer har vi beräknat dödligheten med funktionen `chapmanRobson` i R-paketet `FSA` (Ogle m fl 2020, Tabell 2). Metoden utgår från data över fångst-vid-ålder och lutningen på kurvan mellan ålder och andel individer av en viss ålder (Chapman & Robson 1960). Principiellt fungerar metoden så att ju färre gamla individer det finns desto brantare kommer lutningen från åldern med flest antal individer att bli. En brantare lutning indikerar en högre total mortalitet. Under antagandet att fisket efter braxen är lågt i dessa sjöar antog vi i analyserna att $M = Z$. För att kunna få information på dödlighet från fler områden krävs åldersläsning av braxnar från antingen provfisken eller fångst.

4.3. L_{opt} , mean length $> L_{opt}$ och P_{mega}

Det finns flera sätt att karaktärisera ett bestånds storleksstruktur och produktivitet. Den optimala längden (L_{opt}) är en förvaltningsmetod som skulle kunna användas. L_{opt} definieras som den kroppslängd då en årsklass i ett ofiskat bestånd når sin maximala biomassa (Fig. 13) och beräknas från storlekstillväxt och dödlighet (Froese 2004), men även från empiriska samband (Froese & Binohlan 2000). Denna längd, L_{opt} , beror på den individuella tillväxten och den naturliga dödligheten i en population, så att L_{opt} är den storlek då kroppstillväxtökningen är lika med den naturliga dödligheten. Formellt beräknas L_{opt} som $L_{opt} = L_{inf} \times (3 / (3 + M/K))$ där M är naturlig dödlighet och K är tillväxttakten från beräkningen av längd vid ålder. Om M är, eller antas vara, 50% större än K kan detta förenklas till $2/3 \times L_{inf}$.



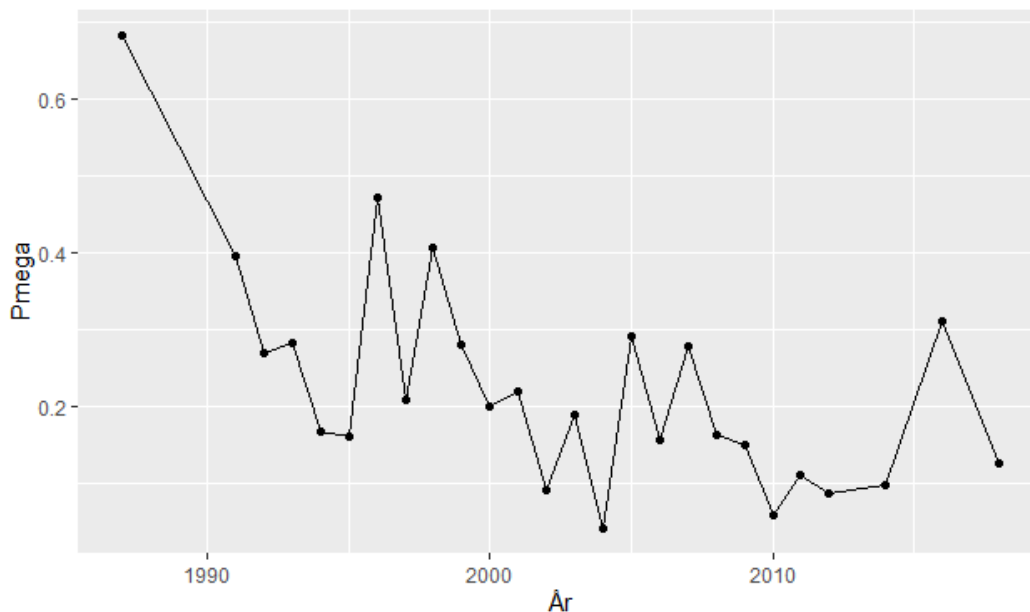
Figur 13. Exempel på hur biomassan i ett bestånd av olika åldersklasser kan variera beroende på olika fisketryck där L_{min} är ett minimimått för tillåtet fiske (t.ex. vid könsmognad) och L_{opt} där fiske är tillåtet först vid optimal längd.

Denna populationsdynamiska analys tillämpas sällan som förvaltningsmodell, eftersom den innebär att fisket på ett bestånd begränsas till storleksklasserna större än L_{opt} . Idén bygger på att en årsklass ska uppnå sin maximala biomassa innan de börjar fiskas upp vilket som regel innebär att fiskar med god marginal hunnit bli köns mogna eftersom kroppstillväxten ofta avtar vid köns mognad. Principen med L_{opt} innebär dock inte nödvändigtvis att fisket kan eller bör vara fritt på alla längder över L_{opt} . Om tillräckligt många stora individer ska överleva måste fiskeridödligheten anpassas till en lämplig nivå på dessa individer. Även skydd av riktigt stora individer, så kallade ”mega-spawners” har föreslagits för att skydda dessa som kan bidra med hög fekunditet (potentiell fortplantningskapacitet) och som i vissa fisken kan vara eftertraktade som troféer (Ahrens *et al.* 2020).

Ett sätt att följa bevarandemålet för stora individer är indikatorn ”mean length $>L_{opt}$ ”, vilken beräknas som medellängden av individer $>L_{opt}$ i fiskerioberoende provfisken. En liknande indikator som också fokuserar på stora individer är P_{mega} (Fitzgerald *et al.* 2018). Istället för att beräknas som en längd beräknas P_{mega} som andelen fisk $>L_{mega}$, där $L_{mega} = L_{opt} \times 1.1$. För P_{mega} har en referenspunkt på minst 30-40% föreslagits indikera en hälsosam och önskvärd ålders- och längdstruktur och att under 20% kan ses som ett kritiskt referensvärde vilket är skäl för oro (Froese 2004; Fitzgerald *et al.* 2018). Referensnivåer för ”mean length $>L_{opt}$ ” varierar mellan arter- och bestånd eftersom de beräknas i faktiska längder och inte som en andel. Även vilket redskap som används behöver beaktas, då storleksselektivitet kan påverka längdfördelningen och därmed andelen av olika individstorlekar.

Oavsett referensnivåer är målsättningen att indikatorerna ska överstiga ett visst värde, vilket kan följas över tid. Från de mindre sjöarna med ålderslästa braxnar kunde dessa indikatorer räknas fram (Tabell 2). Lopt låg i spannet 25-31 cm och "mean length >Lopt" var cirka 33-37 cm. Analyserna visade att Lopt, och därmed "mean length >Lopt" och Pmega, är känsliga för vilken mortalitet som används i beräkningen. Resultaten visade dock att i de tre mindre sjöarna där Pmega kunde beräknas var indikatorn 19-25% (totalt för alla år). Detta värde är under föreslagna nivåer på minst 30-40%, men om det beror på avvikelser vid datainsamling (stora fiskar fångas inte representativt på grund av för små maskor) eller ekologiska orsaker kan vi inte säga generellt. Detta illustrerar dock behovet av beståndsanpassade referenspunkter. Lämpligast följs dock indikatorn över tid, vilket kan exemplifieras med Pmega för Fräcksjön i Västergötland där den sjunkit över tid, vilket är illavarslande men oklar orsak (Figur 14), samt den underliggande storleksfördelningen (Figur 15). Resultaten från Fräcksjön illustrerar dels den mer generella nyttan av en indikator, i bemärkelsen att den sammanfattar den relativt komplexa informationen från årliga längdfördelningar (Figur 15) till en mer lättförståelig och lättare kommunicerbar utveckling (Figur 14). De faktiska värdena för Pmega förefaller ha varit relativt stabilt (givet årlig variation) efter en nedgång i början av tidsserien. Noterbart är de senare åren i serien, från 2009, då Pmega förefaller stabil. Däremot, i den faktiska längdfördelningen (Figur 15) ser man att det saknas individer >40 cm och det senaste året, 2018, saknas även mindre storlekar (<18 cm), vilket illustrerar behovet av att beakta flera olika indikatorer vid bedömning av status och utveckling. Braxnar från fler sjöar och områden behöver åldersläsas för att få en bättre förståelse för hur indikatorvärden kan variera och vad som är lämpliga och hållbara referensnivåer.

På motsvarande sätt kan indikatorerna beräknas utifrån längdmätningar av fiskets fångster. Referensnivåer och målsättning blir då annorlunda. I idealfallet ska Pmega vara noll och ingen fisk >Lmega ska förekomma i fångsten om förvaltningsmålet är att stora lekfiskar ('mega-spawners') ska bevaras (Froese 2004; Fitzgerald *et al.* 2018).



Figur 14. Utveckling av indikatorn Pmega för Fräcksjön i Västergötland.

4.4. Rekrytering

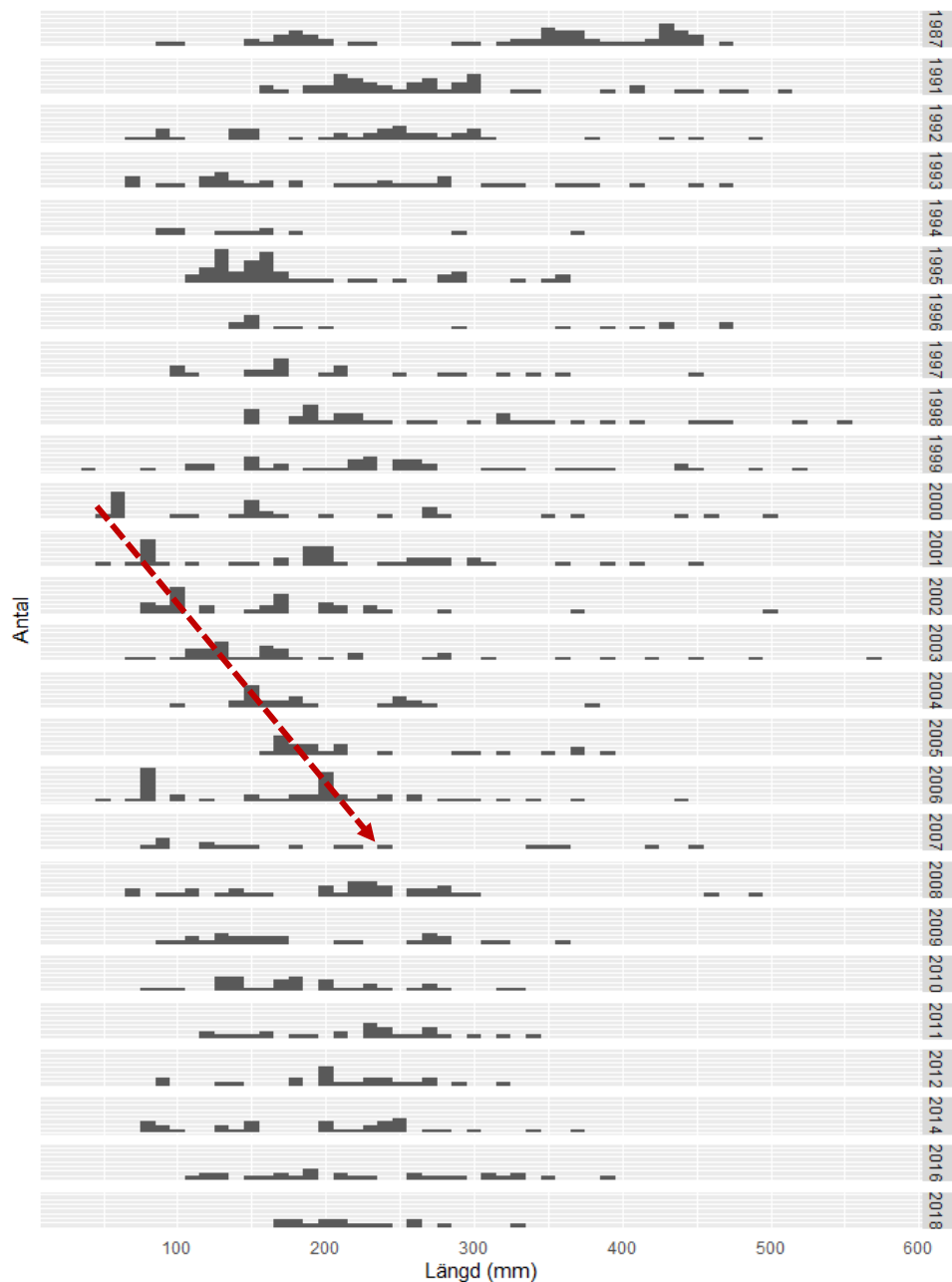
Med rekrytering menas här rekrytering till ett fiske eller till ett redskap. För många arter varierar produktionen av årsyngel beroende på miljöfaktorer (ofta vattentemperatur och is-utbredning). För år med en högre rekrytering än vanligt, så kallade starka årsklasser, kan en indikator som mäter denna produktion användas för att förutse fiskets förutsättningar kommande år. Om rekryteringen är låg flera år i rad utan starka årsklasser kan det visa på en rekryteringsstörning eller överfiske och att åtgärder bör vidtas.

En rekryteringsindikator kan mätas som antal rekryter (individer i en viss storleksklass) via ett abundansindex. Antingen i fiskerioberoende övervakning med små maskor, som då får möjlighet till längre framförhållning, eller som ett storleksspecifikt fångstindex.

Eftersom näten i de mindre sjöarna har flera finmaskiga paneler (t.ex. Bnord12 har 5, 6.25 och 8 mm maska, och Bkust9+2 har 6.25 och 8 mm) fångas små, unga individer, på ett mer representativt sätt, vilket skulle kunna användas som en rekryteringsindikator. I vissa mindre sjöar, som fiskats många år i rad (ca 10-20 år), kan vi i våra analyser se pulser med små individer (kohorter) som kommer in i längdfördelningen och sedan successivt klingar av. Exempelvis för Fräcksjön i Västergötland förefaller år 2000 (men även 2006) vara år då en stark årsklass rekryteras till provfisket för att sedan successivt försvinna efter ca 7 år (Figur 15).

Längs kusten används i standardiserade fiskenät (Nordiska kustöversiktsnät, K064, Bkust9) med minsta maskor 10 och 12 mm, och generellt tillämpas att fiskar

mindre än 12 cm inte fångas representativt i förhållande till sin abundans och används inte för analys. Vi har i dagsläget inga säkra data på hur gamla braxnar är när de är 12 cm men är gissningsvis 1-2 år. Det går naturligtvis att beräkna ett index för rekrytering till redskapet på individer tagna i dessa maskor, men i dagsläget kan vi inte avgöra om det är användbar information eftersom vi saknar kunskap om åldersspridningen i dessa storleksklasser. Denna indikator är därför i dagsläget främst användbar i mindre och stora sjöar där finmaskiga redskap används.



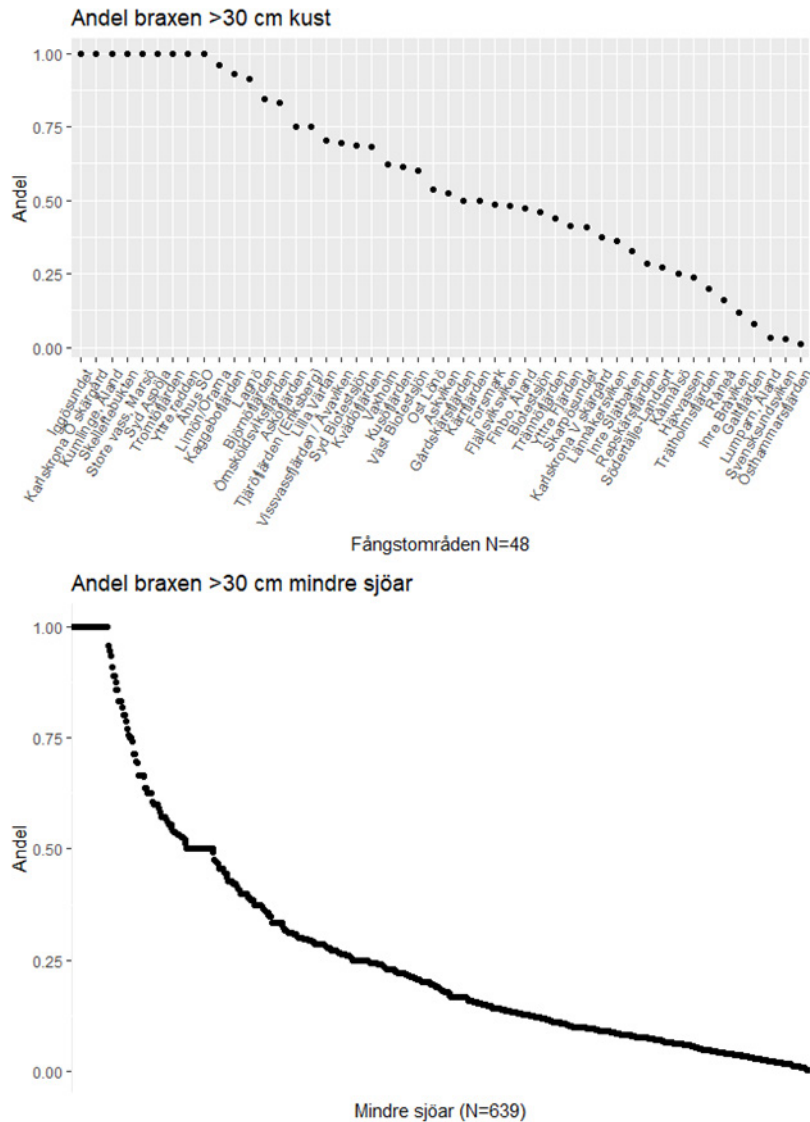
Figur 15. Årlig längdfördelning för braxen provfiskad i Fräcksjön 1987-2018. Totalt antal individer per år har varit mellan 12 och 60 stycken (medel 32, standardavvikelse 12). År 2000 syns en stark årsklass rekryteras till redskapet.

4.5. Large fish index

På motsvarande sätt som för små individer kan stora fiskar i populationen följas genom att analysera proportionen av individer (biomassa eller antal) som är längre än ett visst gränsvärde. Eftersom den fiskerioberoende övervakningen längdmäter all fångst, och redskapen som används fångar också stora individer, är denna indikator möjlig att räkna för braxen och andra arter som normalt fångas i nätprovfisken både i mindre sjöar, stora sjöar och på kusten.

Andelen stora individer i ett provfiske kan användas som indikator på dels fisketryck, eftersom det oftast är de stora individerna som brukar vara känsliga för fiske, och dels för ekosystemfunktioner, särskilt gällande rovfisk som har en strukturerande roll i födoväven. Vad gäller braxen finns ännu inget lämpligt gränsvärde för vad som kan definieras som "stor". För att illustrera förekomsten av stor braxen testades gränsvärdet 30 cm. Även om redskapen inte är exakt jämförbara mellan kust och inlandet verkar det ändå finnas en högre andel stor braxen längs kusten än i sjöarna. I de stora sjöarna var andelen braxen >30cm i provfiskefångsten ungefär hälften av värdet på kusten som helhet (Tabell 2). Även fördelningen av Large fish index visade på skillnader mellan inlandets mindre sjöar och kusten. Av kustens provfiskeområden var det relativt många som hade mer än 50% stor braxen medan det för mindre sjöar var vanligare med lägre andelar (Figur 16), vilket indikerar att regionalt anpassade referenspunkter är nödvändiga för denna indikator. I dagsläget kan denna indikator användas på alla bestånd med provfiskedata men vilken referenspunkt som är lämplig för att definiera stor fisk återstår att utreda.

Även om 'Large fish index' syftar till att följa mål om att bevara stor fisk påverkas den av mängden små fiskar, till exempel kan det sjunka efter år med god rekrytering innan fisken har hunnit bli gammal (jmf Fig. 15), och kommer därför variera naturligt över tid. Indikatorn varierar kraftigt mellan områden (Fig. 16), och i princip över hela intervallet 0-100%, vilket knappast speglar fisketryck eller ens dödlighet utan beror mer på lokala förutsättningar som habitat, kanske livshistoria, och tidpunkt på året. Återigen visar detta på stor rumslig variation av indikatorer för braxen och det finns därför ingen optimal nivå, eller ens miniminivå som är generellt användbar. Däremot kan indikatorn användas som en varning att något är på väg att hända om den minskar över tid, eller är lågt relativt ett i övrigt liknande vatten.



Figur 16. Andelen braxen >30 cm per provfiskeområde med fångster av braxen på kusten och per mindre sjö. Namnen på de individuella sjöarna ryms inte i figuren och har därför exkluderats.

4.6. L10, median och L90

De längdbaserade indexen L10, median och L90, anger längder för olika sektioner (percentiler) av längdfördelningen i fångst eller provfiske. Dessa indikatorer kan enkelt användas var för sig eller i förhållande till varandra. L10 är en indikator för rekryteringspotentialen medan L90 är en indikator på tillväxt och dödlighet. Som kan ses i Tabell 2 och i bilagan är det dock stora spann i alla tre indikatorer mellan områden varför ett generellt gränsvärde som förvaltningsmål kan vara svårt att tillämpa. Ofta anses det önskvärt med en stor spridning av längdfördelningen i en population vilket skulle indikera både god reproduktion som god tillväxt/överlevnad. Därför skulle man eventuellt kunna använda L10 och L90 i

förhållande till medianen som en indikator på spridning i beståndets längdfördelning.

Dessa indikatorer är möjliga att beräkna för alla provfiskade områden, och eftersom de är lätta att räkna ut kan de potentiellt användas inom fisken med egenuppföljning, t.ex. inom fiskevårdsområden i mindre sjöar, där fiskerioberoende mätningar saknas. De underlag som krävs är då längdmätningar av provfisken eller fångster.

4.7. Lmat

Längd vid könsmognad (Lmat) är en nyckelvariabel för ett hållbart fiske. Att fiska på storlekar under Lmat leder ofta till rekryteringsproblem och överfiske (t.ex. Gough *et al.* 2020). Längd vid könsmognad kan dock vara variabelt. Vår analys av litteraturen visade att braxen kan könsmogna mellan 3 och 10 års ålder samt mellan 14 och 27 cm (för referenser se kap 3.3). Det är troligt att längd vid könsmognad skiljer sig mellan områden på kusten och inom och mellan sjöar. I dagsläget förekommer ingen bedömning av könsmognad eller gonadstorlek på braxen i samband med övervakning eller fiske och vi saknar även längdmätningar av fiskets fångster varför en bedömning av denna indikator inte går att göra. Undersökningar av braxens könsmognad är därför en högst önskvärd variabel att i fortsättningen samla in.

5. Förslag kunskapsförsörjning för vetenskaplig rådgivning

Braxen är, trots sin allmänna förekomst och sin förr stora ekonomiska betydelse i viss mån en okänd fisk – skrev Gunnar Svärdson 1965. Vi kan, så här 55 år senare, i viss mån dela den uppfattningen. Kanske är det ett uttryck för det fiskeribiologiska skrået, att tillräckligt med kunskap är ouppnåeligt. Eller så speglar det braxens betydelse för fiskeriförvaltningen. Den har inte varit mest prioriterad, men är inte heller oviktig. Det har alltid funnits en viss mängd information, men inte tillräckligt för att kunna genomföra operativa analyser.

För braxen fanns det för oss ändå förvånansvärt mycket tillgänglig data, både i vår egen miljö- och resursövervakning och tillgänglig i litteraturen, men eftersom ingen gjort någon ansträngning att ställa samman detta tidigare så har kunskapen om tillgänglig data varit dålig. Ur ett förvaltningsperspektiv finns möjligheter att använda modeller av typen kategori 3, och 5-6 (Fig. 1) beroende på område. Vår sammanställning har visat på ett flertal indikatorer som är lämpliga att använda, och vi rekommenderar just att försöka använda flera indikatorer eftersom de reflekterar olika delar av tillståndet i beståndet. På grund av den betydande rumsliga variationen av indikatorer som vi inte vet vad den beror på kan vi inte rekommendera att man lånar information från ett bestånd till ett annat utan att förvaltningsbeslut främst fattas på förändringar i indikatorer över tid.

Det som generellt saknas för förvaltningsbeslut är därför underlag för beräkningar från fler områden och över tid, vilket är det som krävs för att identifiera referenspunkter för hållbart nyttjande. Vi kan förvänta oss att även för en del andra potentiellt underutnyttjade bestånd som kanske nors, sarv, benlöja, lake och gärs (?) kan motsvarande data faktiskt finnas tillgängliga, och vad som krävs är resurser för sammanställningar.

Det finns gott om data från relativt ofiskade bestånd. Inte minst från de mindre sjöarna. Att braxen från vissa av dessa sjöar har ålderslästs är mycket positivt. Det har möjliggjort exemplifiering av vad som kan anses vara mer ”avancerade” metoder, som kräver kunskap om tillväxt och dödlighet för att kunna beräkna optimal längd, lämpliga fönsteruttag och uppföljning av andelen ’mega-spawners’ (Pmega).

Både fångst och beståndsstorlekar av braxen är okända för de flesta svenska bestånd av braxen (med eventuellt undantag för fångst i de stora sjöarna), men

fångst tros vara låg relativt beståndsstorlek för de flesta braxenbestånd i Sverige. Därför antar vi att de indikatorvärden vi beräknat reflekterar ofiskade friska bestånd, vilket inte är det samma som önskvärda eftersom braxen i vissa områden kan bli väldigt dominant och grumla upp näringsämnen och minska vattenkvaliteten. Data från de provfisken vi sammanställt och den tillgängliga litteraturen visar att dock att braxen har stor variation i tillväxtmönster och livshistoria (ålder/längd vid könsmognad) mellan olika bestånd, vilket skulle innebära att det beror på andra faktorer om fisket är generellt lågt. Det är ett intressant mönster men vad det beror på vet vi inte. Det visar dock att det kan vara vanskligt att ”låna” data från andra bestånd. De referenspunkter som tagits fram för vissa mindre sjöar är därför inte troligt lämpliga att applicera inom de fisken som nu är under uppstart i de stora sjöarna eller längs kusten.

5.1. Fler underlag behövs för uppföljning av hållbart nyttjande

En systematisk åldersläsning och bedömning av könsmognad skulle vara mycket värdefull information för att bättre bedöma braxenbeståndens status. Dessa underlag får anses vara bland de mest prioriterade i den fortsatta kunskapsuppbyggnaden. Vi ser det som mest prioriterat att kunna få information från ålderslästa braxnar från de stora sjöarna (utom Vättern) och från något provfiske i varje havsbassäng (Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön) åtminstone för något år för att kunna bedöma flera indikatorer relaterade till naturlig demografi och hållbart uttag.

I praktiken skulle det innebära att det slumpvist samlades in hörselstenar från minst ca 50-100 braxnar med känd vikt och längd från enskilda provfisken och eventuellt yrkesfiskets fångster, för att bestämma deras ålder. Metoder för åldersbestämning av braxen finns utvecklade och nästa steg handlar därför mest om att någon måste genomföra åldersläsningen. Detta är inget som till en början behöver upprepas varje år, men om det sker ett omfattande fiske är det viktigt med regelbundna åldersläsningar för att upptäcka förändrade livshistoriemönster.

Könsmognad och gonadstatus är lite besvärligare eftersom braxen leker på våren och många provfisken sker på sommaren/hösten efter lek. Det finns oss veterligen inte heller någon etablerad metod för att skatta könsmognad på braxen. Här kan ett alternativ vara att samla in gonader från yrkesfisket som fiskar på våren och väga dem i förhållande till braxens längd och vikt för att ta fram ett gonadsomatiskt index (*GSI*), som kan visa på relativ reproduktionsansträngning och hur den ändras över tid och mellan platser (Flores *et al.* 2015).

Särskilt för braxen som blir könsmogen relativt sent, är långlivad och relativt stor är längd och åldersfördelning i fångsten vitala parametrar för att kunna skatta

effekten av uttag på bestånden. Om fisket på braxen ökar bör det därför tas in data på totalfångster och längdfördelningar i fångsten. De fiskare som längs kusten har ett riktat fiske har i ett avtal med organisationen Race for the Baltic förpliktat sig att delge sådan data som en del av ett program för egenuppföljning. Parallellt behövs fiskerioberoende övervakning, vilket förutom att det kan möjliggöra prediktioner av starka årsklasser och kommande bra fiske också kan generera pålitliga abundansindex och referenspunkter.

Braxen och andra fiskarter som idag fångas i liten utsträckning för livsmedel kan utgöra viktiga framtida arter för att uppnå målen om mer inhemsk livsmedelsproduktion, men för att det ska bli hållbart är det viktigt att man sätter rätt förvaltningsmål från början och inte försöker komma in med förvaltningsmål redan när/om bestånd är överfiskade. För arter som braxen och id som kan bli stora och gamla gäller det också att inte bara titta på avkastning eller uttag utan att också direkt inkludera demografisk struktur i enlighet med nationella förvaltningsmål. Vår genomgång visar att åtminstone braxen uppvisar stor variation i både täthet och demografisk struktur som biologiska egenskaper. Vi tror det därför kan vara svårt att sätta generella förvaltningsmål för hela eller alla sjöar och havsbassänger. För att ta fram regionalt anpassade mål och referenspunkter krävs en initial datainsamlingsinsats, kompletterat med uppföljning över tid. Att braxen kan antas ha varit relativt ofiskad är en stor fördel här eftersom vi kan få kunskap om indikatorvärden under relativt ofiskade betingelser.

Vi har inte hittat någon information om migrationsmönster, vandringsbeteenden och huruvida braxen är hemortstrogen och leker på samma plats över tid. Det saknas också information om populationsstruktur och eventuella genetiska skillnader inom olika sjöar och kuststräckor, vilket på sikt är intressant för att definiera olika bestånd.

5.2. Enkla indikatorer kan användas i självprovtagning

Det är dock viktigt att inse att braxenfiske eller fiske på andra karpfiskar är inget som åtminstone till en början kommer generera stora inkomster till yrkesfiskare utan mer fungera som ett komplement till annat fiske. Speciellt som fisket är spritt över många olika bestånd blir en gemensam miljöövervakning av braxen väldigt kostsam. Skulle alltför höga krav från förvaltningen komma på uppföljning av ett riktat braxenfiske skulle det troligen förhindra att fiske efter braxen, eller andra lågt exploaterade bestånd, utvecklas.

I de fall där åldersläsning och fiskerioberoende underlag saknas anser vi att enklare indikatorer ska tas fram inom självskattningsprogram. I dessa fall föreslår vi L10, median och L90. Att mäta längden på fångsten innebär förstås mer arbete för den enskilda fiskaren, men det ökar också chanserna till ett långsiktigt hållbart nyttjande genom att indikera om beståndsförändringar är på gång. Om det är flera

fiskare eller om fångsten är stor kan stickprov användas, men om det fiskas över stora delar av året bör stickprov tas från flera olika tillfällen.

Dessutom anser vi att en utökad, eller eventuellt bara fungerande, journalföring ska göras. Yrkesfiskets fångster journalförs redan idag men eftersom braxen och andra karpfiskar kan anses vara en bifångst rapporteras den inte alltid. Om yrkesfiskare har redskap för riktat braxenfiske bör en fångstjournal föras över fångst och ansträngning så att fångst per vittjning kan beräknas och användas som fångstindex över tid.

5.3. Slutord

Vilka av våra indikatorer som blir aktuella i skarpt läge beror av vilka mål förvaltningen sätter upp. Vi har inte kunnat sätta referenspunkter eftersom det är beroende av de lokala förutsättningarna för just det förvaltningsområdet - men vi har visat vilka indikatorer som fungerar för vad och bör kunna användas med relativt liten arbetsinsats. Vidare anser vi att målsättningar bör specificeras i förvaltningsplaner. Det pågår ett arbete med att ta fram förvaltningsplaner för Mälaren, Hjälmaren och Stockholms skärgård, drivet av Länsstyrelsen i Stockholms län. Vi förutser att de indikatorer vi här beskrivit kan komma att vara användbara i det arbetet.

Braxen som konceptart är inte ett nytt begrepp - *Många andra fiskar reagerar i sin tillväxt på samma sätt som braxen både beträffande beståndstätheten och klimatet men i bägge fallen är braxen ett paradexempel* (Svärdson 1965). Vi hoppas att vi med denna rapport kunnat visa inte bara vad vi vet om braxen, utan också gett en ökad förståelse för vilken kunskap som behövs för att säkra långsiktigt hållbart nyttjande av akvatiska resurser. Det är vår förhoppning att de metoder och förslag som presenterats här för braxen ska vara användbara också i andra sammanhang när livsmedelsstrategins mål om ett ökat inhemskt resursutnyttjande i framtiden också inkluderar andra arter. Förädling och produktutveckling av arter som nyttjas hållbart är till nytta för yrkesfisket som bransch och för samhället som helhet.

Bilaga 1

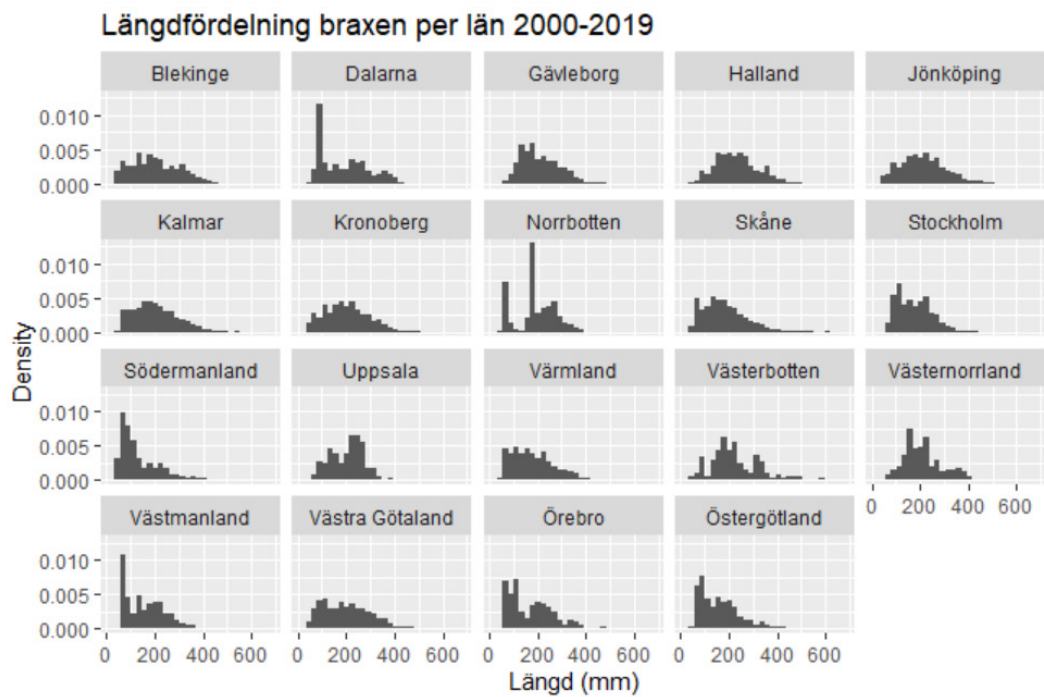
Denna bilaga består av en sammanställning över tillgängliga data för analys av braxen. Sammanställningen fokuserar på abundansindex och längdfördelningar för att ge en beskrivning av variationer i beståndsutveckling och storlek vilket kan fungera som referensmaterial för uppföljning av olika braxenbestånd. Abundansindex är beräknade som antal, eller vikt, per nät och natt, vilka är standardmått i fiskövervakningen (NPUE, WPUE). Längdfördelningarna beskrivs på två sätt, dels med histogram över andel eller antal individer per längdklass, och dels via L10, median och L90. Råneå och Hjälmaran beskrivs i rapporten, i det följande redovisas övriga kustområden, stora sjöar och mindre sjöar.

Mindre sjöar

LÄNGDER

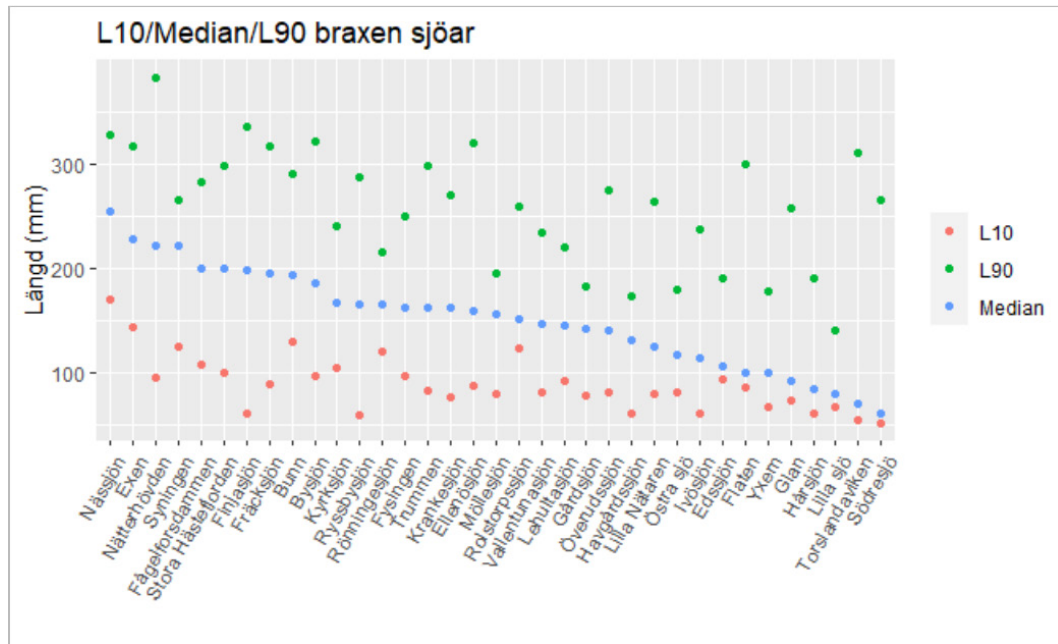
För längdanalysen användes data från år 2000 och framåt. 18 nättyper har använts under provfiske dessa år men endast nättyp Bnord12 används i denna analys.

Längddata analyseras per län för att ge en överblick över skillnader i landet. Generellt ser längdfördelningen liknande ut för alla länen med en topp omkring 150-200 mm. Dalarna, Norrbotten, Södermanland och Västmanland sticker ut med höga andelar av mindre braxen i fångsten (Figur 17).



Figur 17. Längdfördelning över fångade braxnar i sjöprovfiske per län med nättyp Bnord12 mellan åren 2000-2019. Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren har exkluderats ur grafen och analyseras separat.

L10, median och L90 analyseras vidare i de sjöar där över 200 braxnar har fångats under minst 5 år, exklusive de stora sjöarna som analyseras separat. L10 varierar från 52-170 mm, medianen varierar från 61-255 mm och L90 varierar från 141-382 mm. Varken L10 eller L90 verkar vara relaterade till medianen (Figur 18).

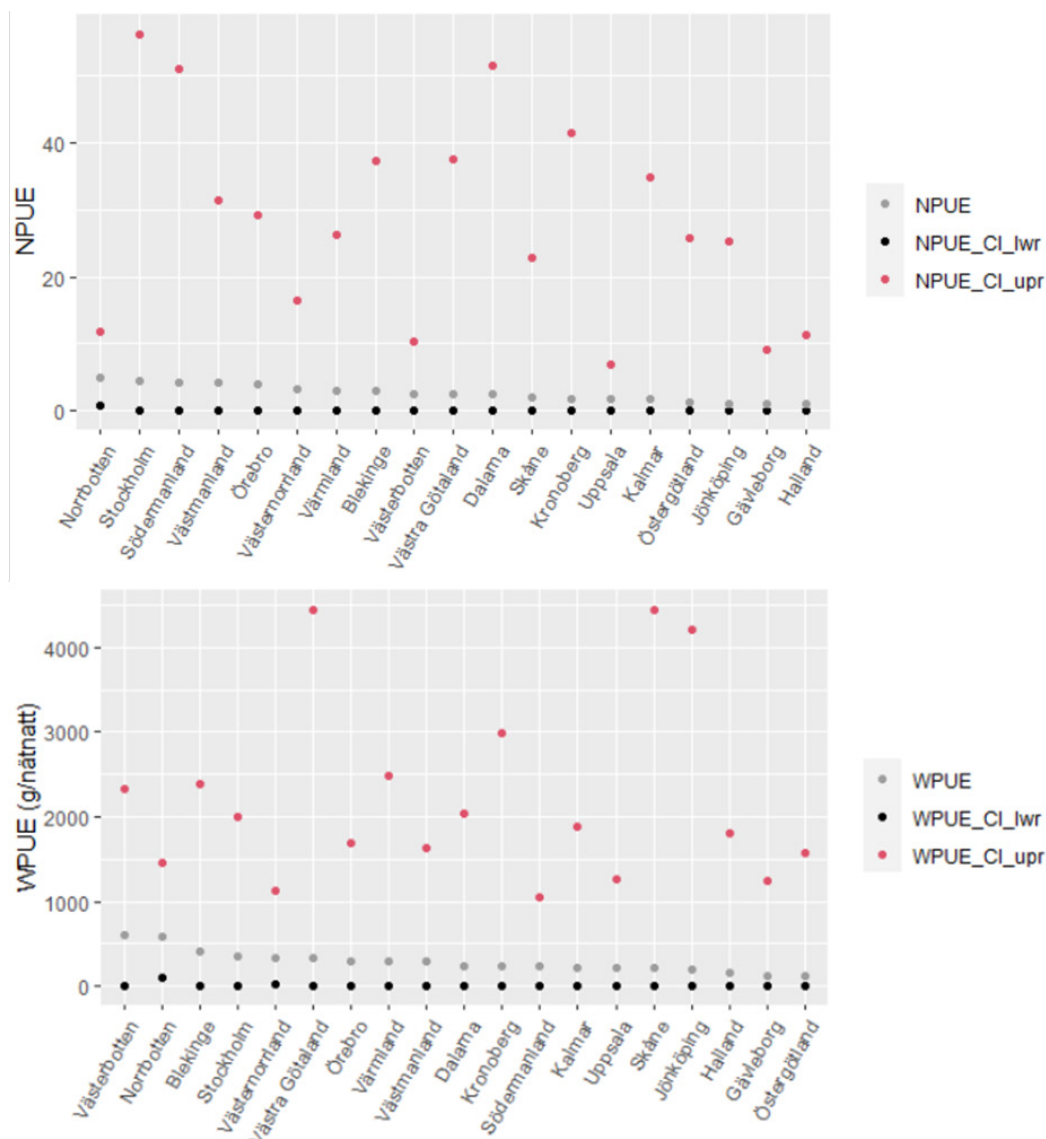


Figur 18. L10, median och L90 för alla sjöar provfiskade i minst fem år mellan åren 2000-2019, där mer än 200 braxnar har fångats totalt (sorterade efter median). Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren har exkluderats ur grafen och analyseras separat. Bnord12 är den nättyp som använts i alla sjöar

ABUNDANSINDEX (CPUE)

För CPUE används fångstdata från år 2000 och framåt. 19 nättyper har använts under provfiske dessa år men endast nättyp Bnord12 används i analysen då den nättypen har bäst tidsserier.

CPUE analyseras per län för att få en översikt om var braxen provfiskas i störst utsträckning. Norrbotten har det högsta NPUE-värdet för alla år medan Halland har det lägsta (Figur 6). Norrbotten har även det högsta WPUE-värdet för alla år och Örebro har det lägsta (Figur 7). Stockholm har det största NPUE-värdet i det högre konfidensintervallet medan Skåne har det största WPUE-värdet i det högre konfidensintervallet.



Figur 19. Grafen visar medianen av NPUE och WPUE samt det tillhörande nedre och övre konfidensintervallet (95%) per län mellan år 2000-2019, med nättyp Bnord12. Vätern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren har exkluderats ur grafen och analyseras separat

Stora sjöarna

LÄNGDER

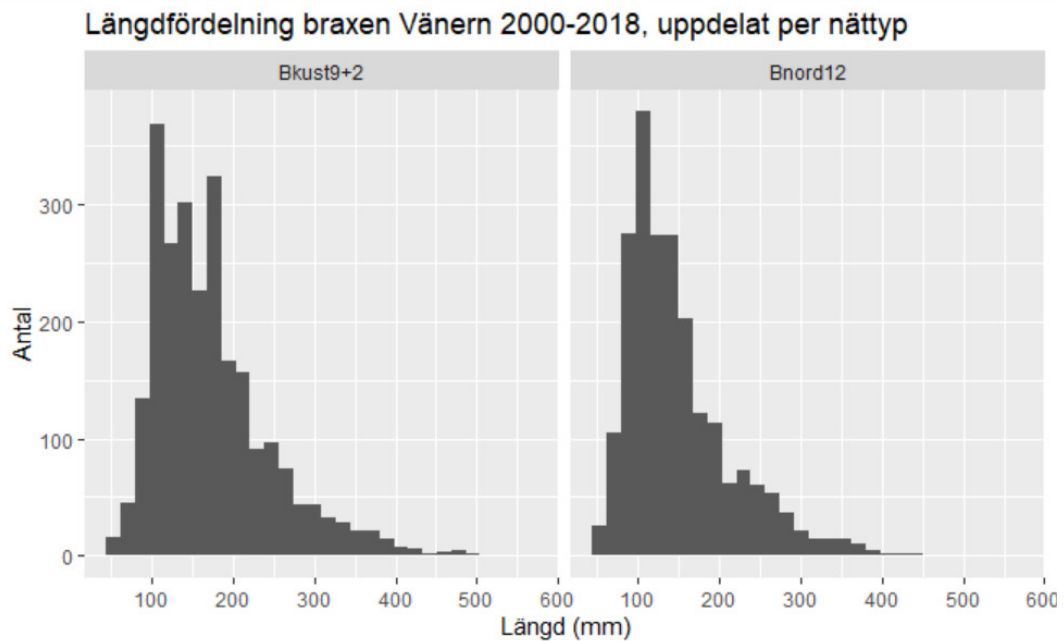
Vänern

I Vänern har 5371 braxnar mellan 47–560 mm fångats under provfiske mellan åren 2000-2018. Fyra nättyper har använts, Bkust9+2, Bnord12, Bss och Bkust9, men de två sistnämnda tas bort ur analysen på grund av för få år med provfiske.

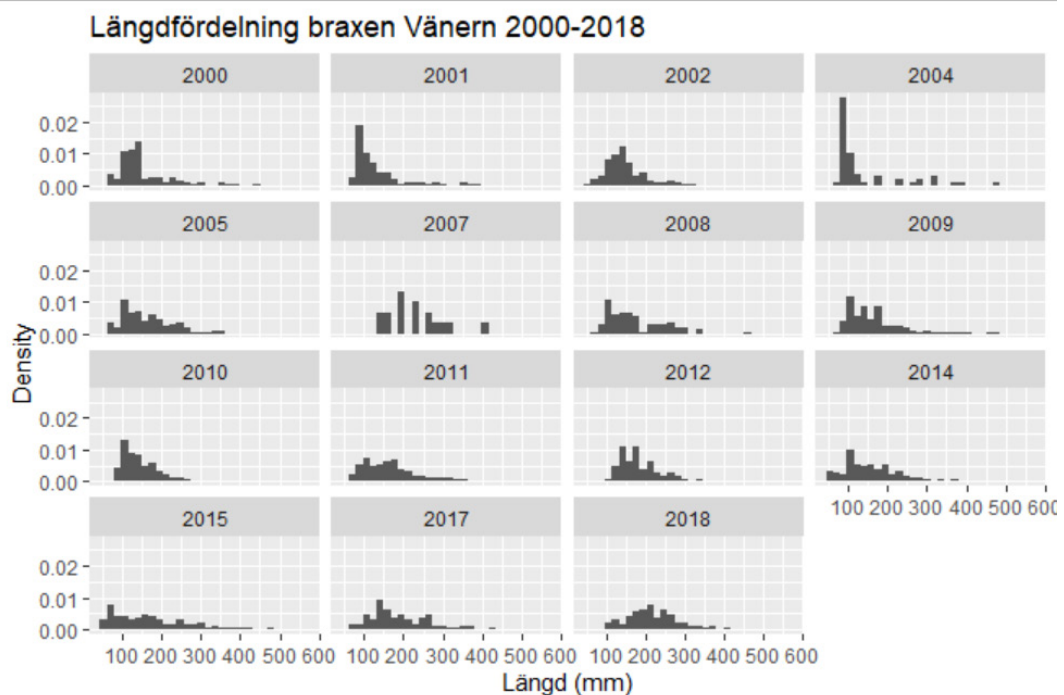
De två återstående redskapen har en liknande storleksfördelning (Figur 20).

Vid analys av längdfördelningen per år tycks inga kohorteffekter ses och längdfördelningen skiljer sig mellan år (Figur 21).

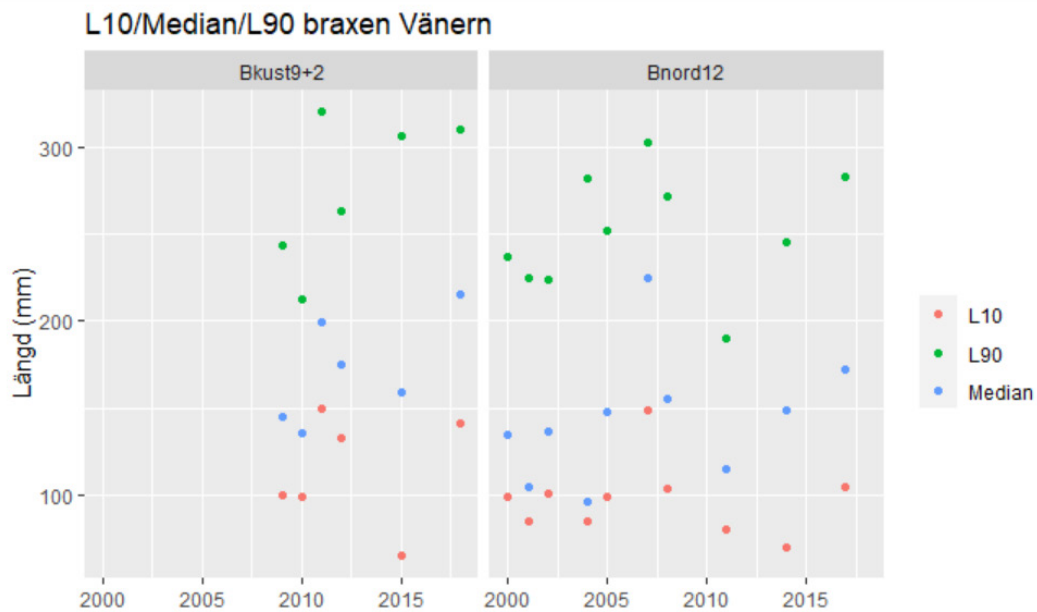
För nättypen Bkust9+2 ökar medianen mellan åren 2009-2019, vilket även gäller L90 (Figur 22). L10 varierar. För nättyp Bnord12 varierar både L10, medianen och L90 men alla ligger på samma nivå under hela perioden.



Figur 20. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Väneren per redskap mellan åren 2000-2018.



Figur 21. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Väneren per år mellan åren 2000-2018 med nättyp Bkust9+2 och Bnord12



Figur 22. Längdfördelningen av L10, median och L90 för braxen fångad i provfiske i Vänern mellan åren 2000-2018 med nättyperna Bkust9+2 och Bnord12.

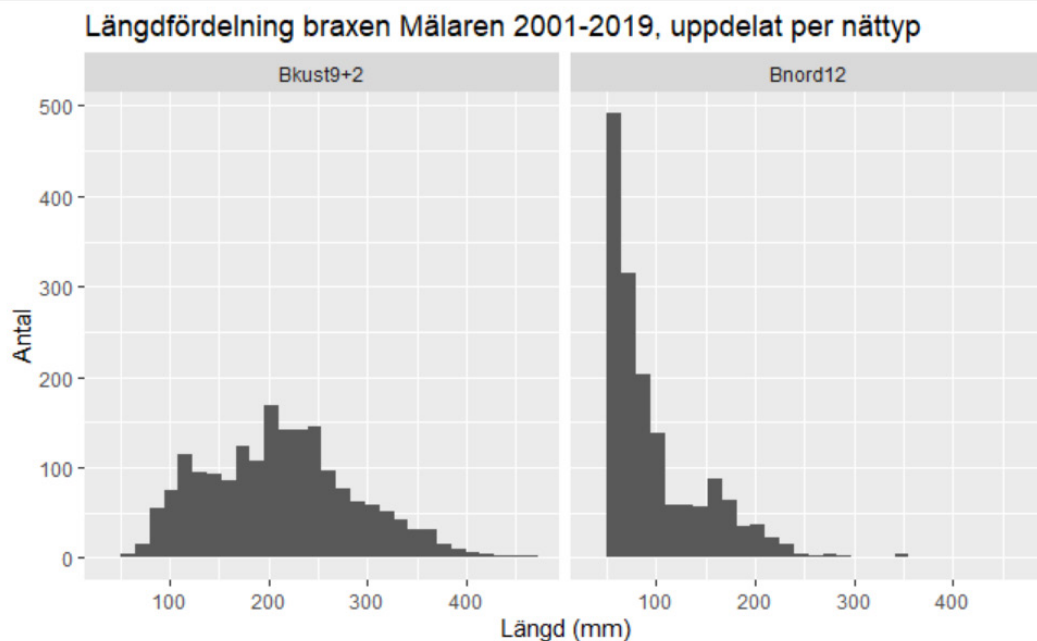
Mälaren

I Mälaren har 3684 braxar mellan 50-471 mm fångats under provfiske mellan åren 2001-2019 med fyra olika nättyper, Bkust9, Bkust9+2, Bnord12 och Sön. Nättyp Bkust9 och Sön tas bort ur analysen på grund av låga fångster av braxen och få provfiskade år.

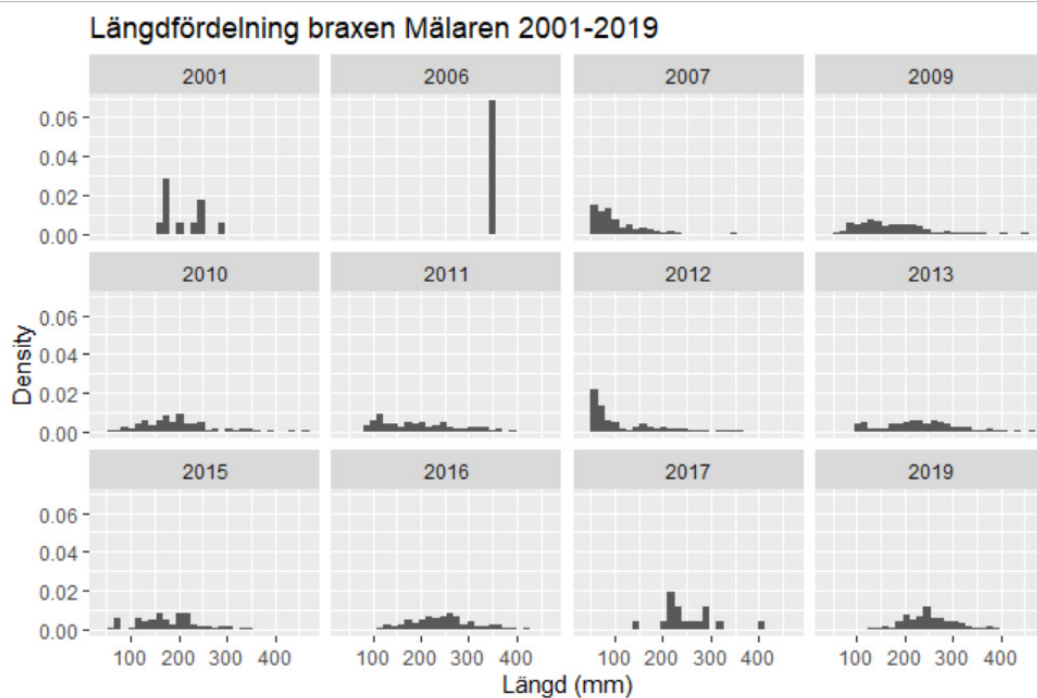
De två olika redskapen har till skillnad från i Vänern olika längdfördelning (Figur 23). Bkust9+2 är den nättyp som fångar braxen i alla storleksklasser medan Bnord12 har en högre andel <10 cm. Skillnaden kan eventuellt förklaras av att provfisket skett i olika områden eller vid olika tillfällen.

För braxen fångad i provfiske mellan åren 2001-2019 i Mälaren ansas inga kohorteffekter för något av åren (Figur 24). Längdfördelningen hos fångsten skiljer sig en del mellan åren, allt från att vara tydligt normalfördelad till att domineras av mindre braxar. Till exempel, år 2012 har stora fångster av braxen mellan 50-100 mm vilket kan förklaras av att nättypen Bnord12 hade ett lågt L10 och median det året, detsamma gäller 2007 (Figur 25).

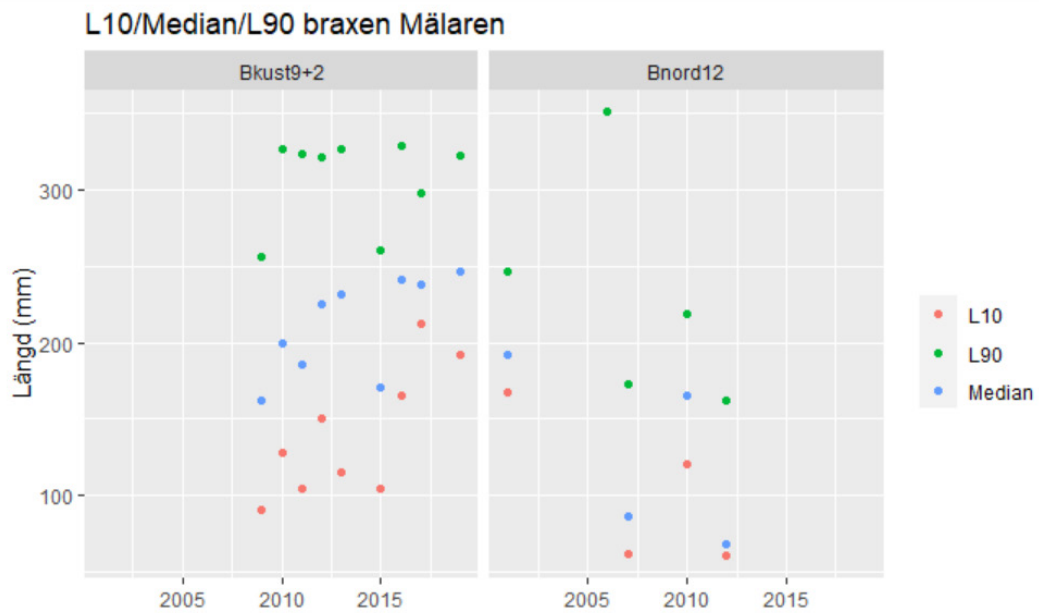
För nättypen Bkust9+2 ökar medianen av fångsten av braxen i Mälaren mellan åren 2009-2019 vilket kan förklaras av att även L10 har ökat i samma takt, medan L90 ligger någorlunda stabilt under samma period (Figur 25). För nättyp Bnord12 kan istället en nedgång i både L10, median och L90 antas, men det finns lite för få mätpunkter för att detektera förändringar.



Figur 23. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Mälaren för olika nättypen åren 2001-2019. Nättyp Sön och Bkust9 tas bort på grund av låga fångster och få provfiskade år.



Figur 24. Längdfördelning över fångade braxnar i provfiske i Mälaren per år mellan åren 2001-2019 med nättyp Bkust9+2 och Bnord12. Observera att nättyperna inte tas med i analysen vilket kan påverka längdfördelningen av fångsten



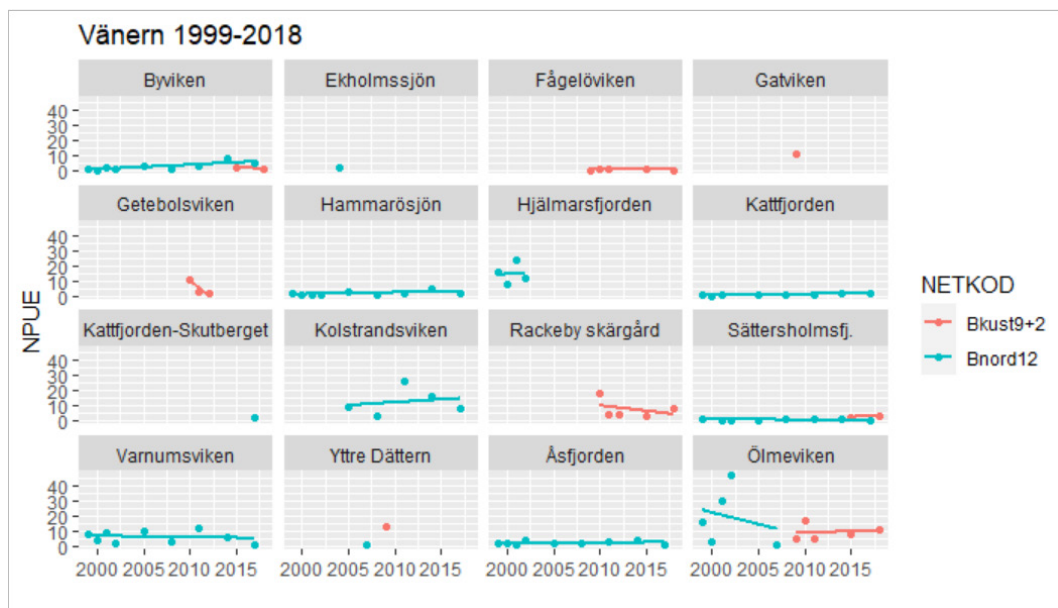
Figur 25. Längdfördelningen för L10, median och L90 för fångad braxen i provfiske i Mälaren mellan åren 2001-2019 med två olika nättyp.

ABUNDANSINDEX (CPUE)

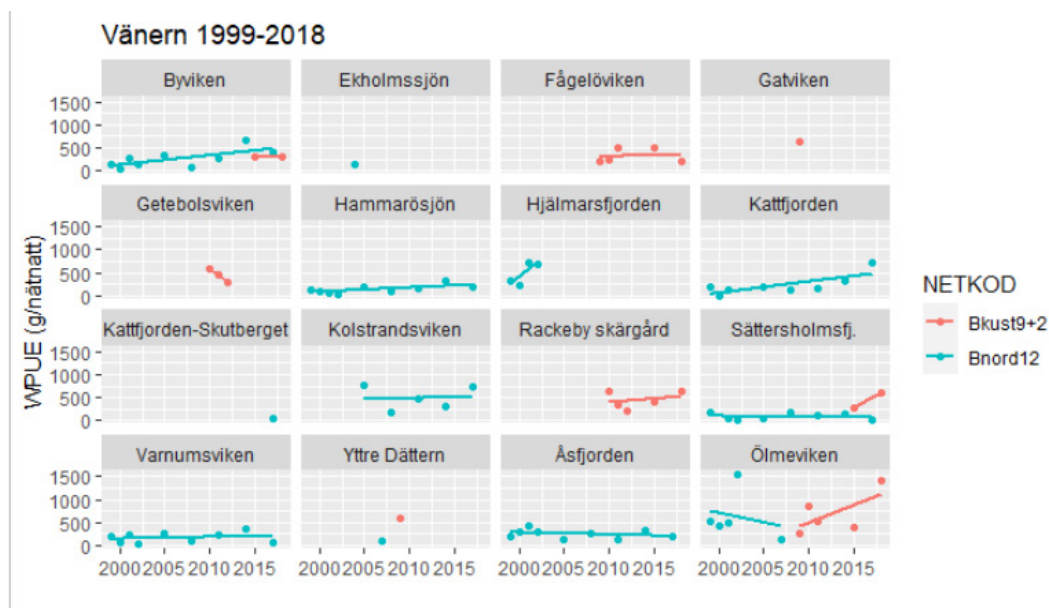
Vänern

I Vänern har braxen fångats i provfiske sedan 1990 med fem olika redskapstyper. NPUE har i genomsnitt legat mellan 0,17-12 och WPUE mellan 132–2882. I den här analysen används nättyp Bkust9+2 och Bnord12 och data analyseras från år 1999.

Från år 1999 och fram till år 2019 provfiskades Vänern med både Bnord12 och Bkust9+2 på 16 olika lokaler, där trenderna av NPUE har legat stabilt för de flesta lokaler (Figur 26). WPUE visar också en stabil men något ökande trend för de flesta lokaler (Figur 27).



Figur 26. Utvecklingen av NPUE över år på lokaler i Vänern mellan åren 1999-2018 med nättyper Bkust9+2 och Bnord12.

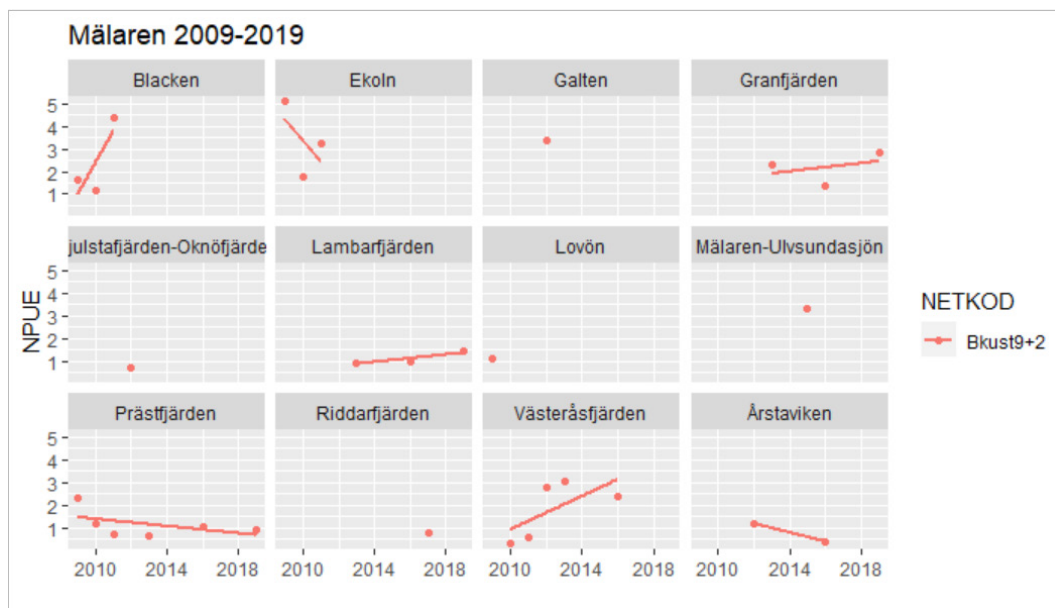


Figur 27. Utvecklingen av WPUE över år på lokaler i Vänern mellan åren 1999-2018 med nättyper Bkust9+2 och Bnord12.

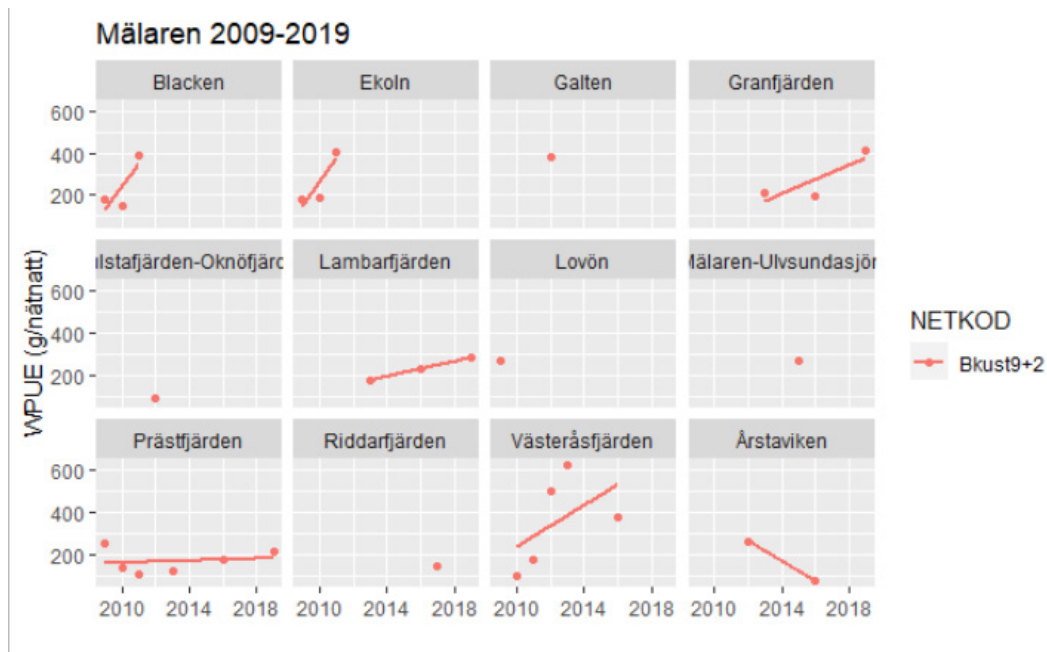
Mälaren

I Mälaren har braxen fångats i provfiske sedan 1955 med åtta olika redskapstyper, men i denna analys används bara den mest använda Bkust9+2. NPUE har legat mellan 0-61 och WPUE mellan 0-1328.

NPUE i Mälaren varierar mellan lokalerna, och fem av tolv lokaler har endast fiskats en gång (Figur 28). Det samma gäller WPUE (Figur 29).



Figur 28. Utvecklingen av NPUE över år på lokaler i Mälaren mellan åren 2009-2019 med nättypen Bkust9+2.



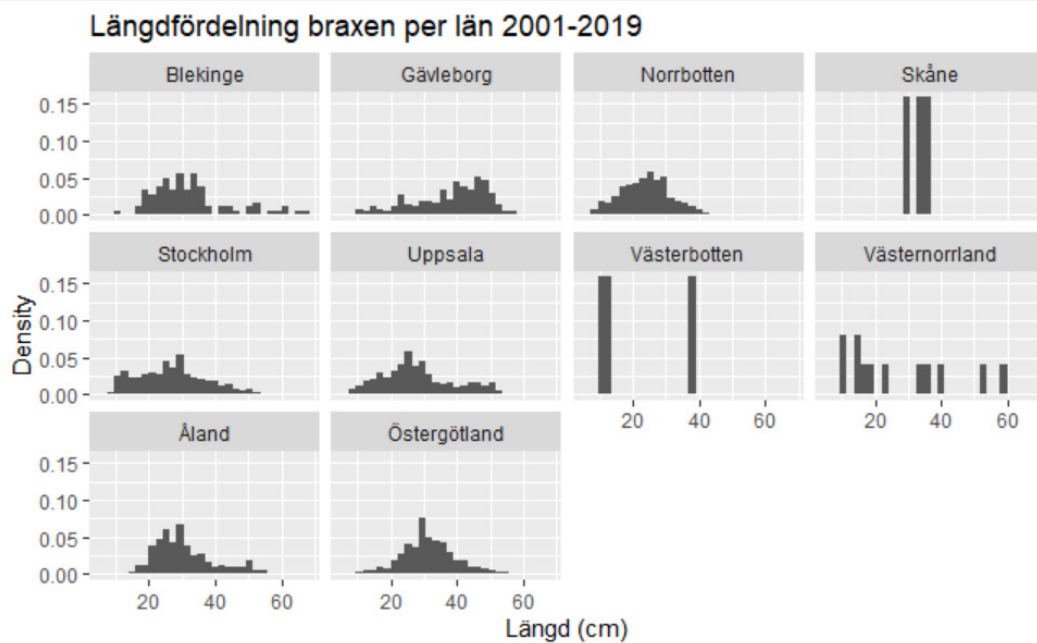
Figur 29. Utvecklingen av WPUE över år på lokaler i Mälaren mellan åren 2009-2019 med nättypen Bkust9+2.

Kust

LÄNGDER

För längdanalysen används data från provfiske på kusten mellan år 2000-2019. För att få en bättre överblick delas även fångstområdena upp per län. Endast nättyp

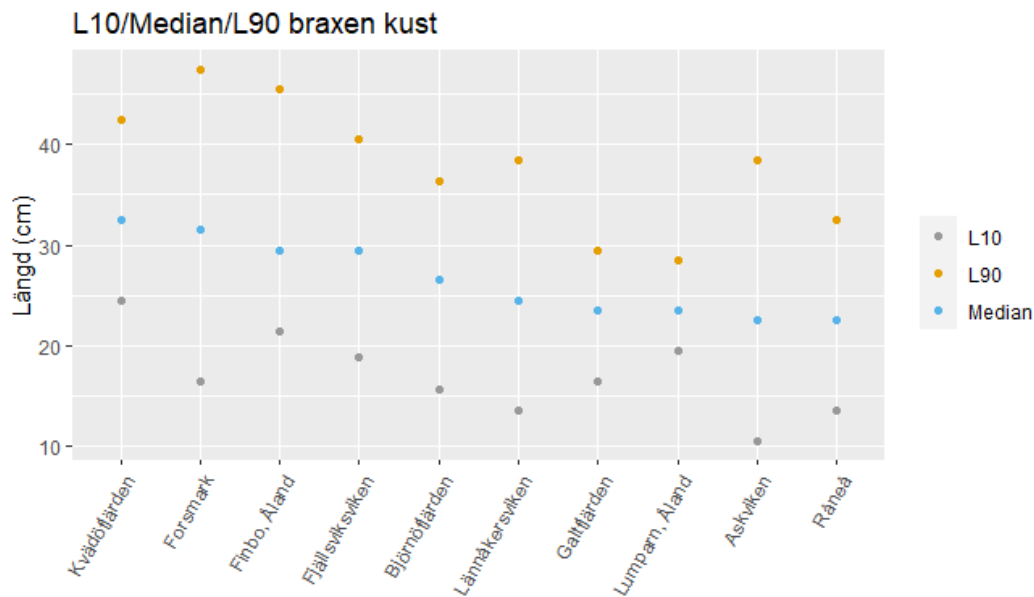
K064 används i analysen. Gävleborg sticker ut från mängden med en fångst som domineras av större individer (Figur 30).



Figur 30. Längdfördelning över fångade braxnar i kustprovfiske per län med redskapstyp K064, mellan åren 2001-2019.

De fångstområden där fler än 200 braxnar har fångats inom minst fem år används för att göra vidare analyser på de längddata som samlats in. Biotestsjön tas bort. Får fjärden tas också bort eftersom fångstområdet inte har några inrapporterade längder av de provfiskade braxarna.

Längdmedianen hos braxen fångad i de olika områdena varierar från 33 cm ner till 23 cm (Figur 31). L10 och L90 följer medianen någorlunda. Kvädöfjärden har både den högsta medianen och L10-värdet medan Forsmark har det högsta L90 värdet.



Figur 31. Längdfördelningen för L10, median och L90 för alla fångstområden provfiskade i minst fem år mellan åren 2000-2019, där mer än 100 braxnar har fångats totalt med redskapet K064

STOCKHOLM - Askviken, Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Lännåkersviken

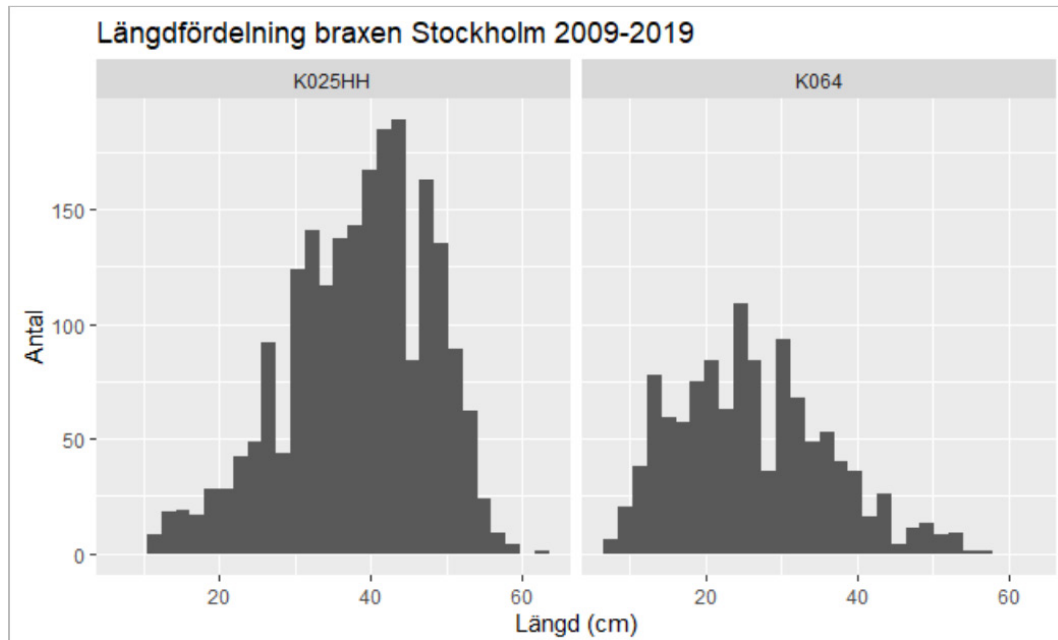
I Stockholm har 3256 braxnar mellan 7-62 cm fångats under provfiske mellan åren 2009-2019 med två redskap, K025HH och K064.

- I Askviken har 807 braxnar mellan 8-62 cm fångats under provfiske mellan åren 2009-2016. Med två redskap, K025HH och K064.
- I Björnöfjärden har 1583 braxnar mellan 7-58 cm fångats under provfiske mellan åren 2011-2019. Med två redskap, K025HH och K064.
- I Fjällsviksviken har 136 braxnar mellan 9-52 cm fångats under provfiske mellan åren 2011-2019. Med ett redskap K64.
- I Lännåkersviken har 730 braxnar mellan 8-58 cm fångats under provfiske mellan åren 2009-2016. Med två redskap, K025HH och K064.

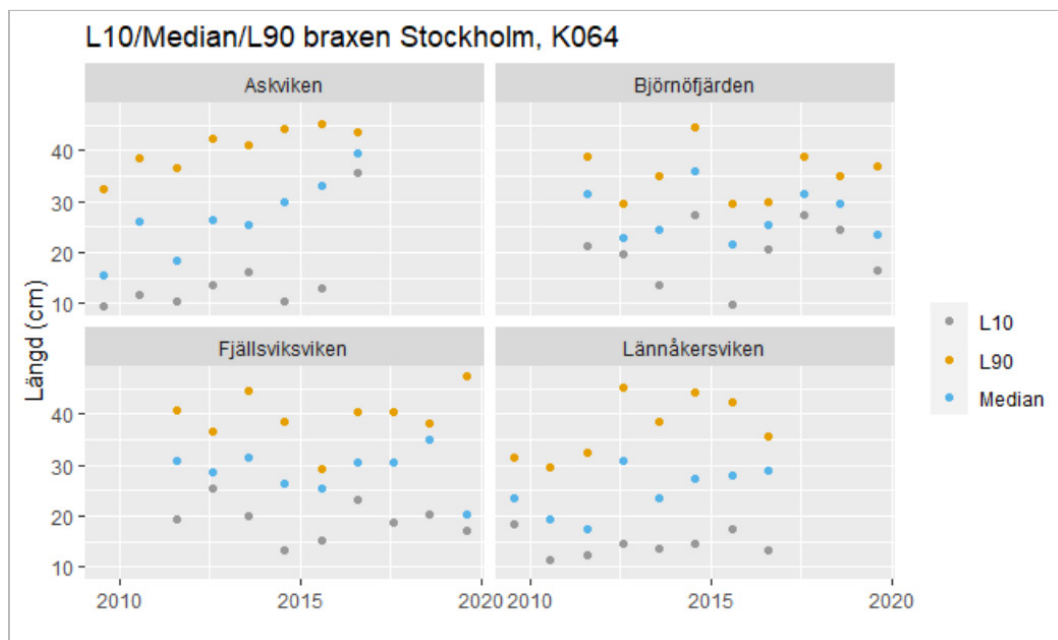
Längdfördelningen skiljer sig åt mellan redskapen vilket visar på olika redskapseffekter där K025HH generellt fångar större braxnar än K064 (Figur 32). Fångsten av braxen med redskap K025HH domineras av individer runt 40 cm medan redskap K064 domineras av braxen runt 20-30 cm.

Tittar man på de olika fångstområdena som har fiskats med redskap K064 är det Askviken som sticker ut, där längdmedianen ökar från omkring 15 cm år 2009 till närmare 40 cm år 2019 (Figur 33). L90 har också ökat men inte i samma takt som medianlängden medan L10 ligger stabilt. De andra tre fångstområdena varierar en del men ligger generellt på samma nivå, det samma gäller L10 och L90.

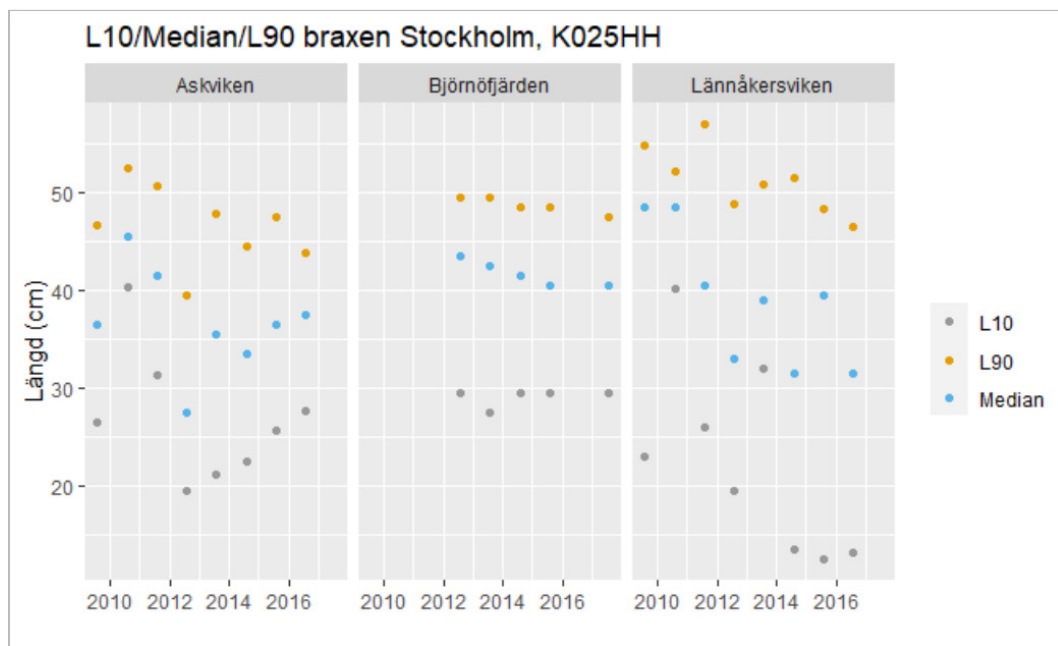
Tittar man istället på de fångstområden som fiskats med redskap K025HH ses inte samma ökning i Askviken, vi ser också en minskning av längdmedianen i Lännåkersviken, detsamma gäller L10 och L90 (Figur 34). Björnöfjärden ligger stabilt över åren för alla tre värden.



Figur 32. Längdfördelning över fångade braxar från kustprovfiske i Stockholm mellan åren 2009-2019. Två redskap har använts, K025HH och K064.



Figur 33. Längdfördelningen för L10, median och L90 i de fyra fångstområdena i Stockholm mellan åren 2009-2019 med redskapet K064.

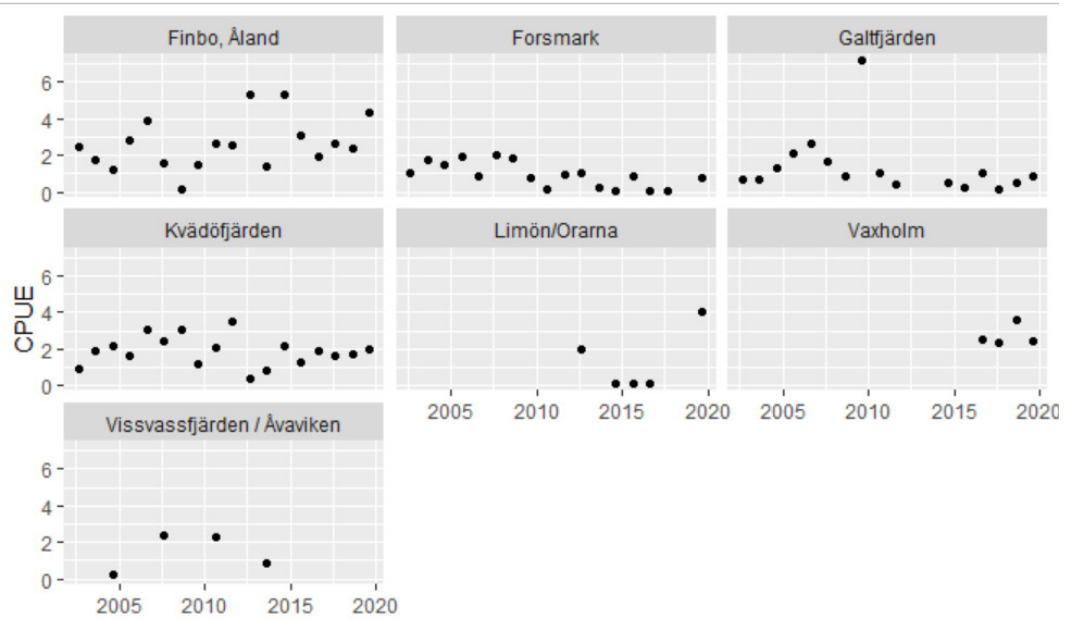


Figur 34. Längdfördelningen för L10, median och L90 i de fyra fångstområdena i Stockholm mellan åren 2009-2019 med redskapet K025HH.

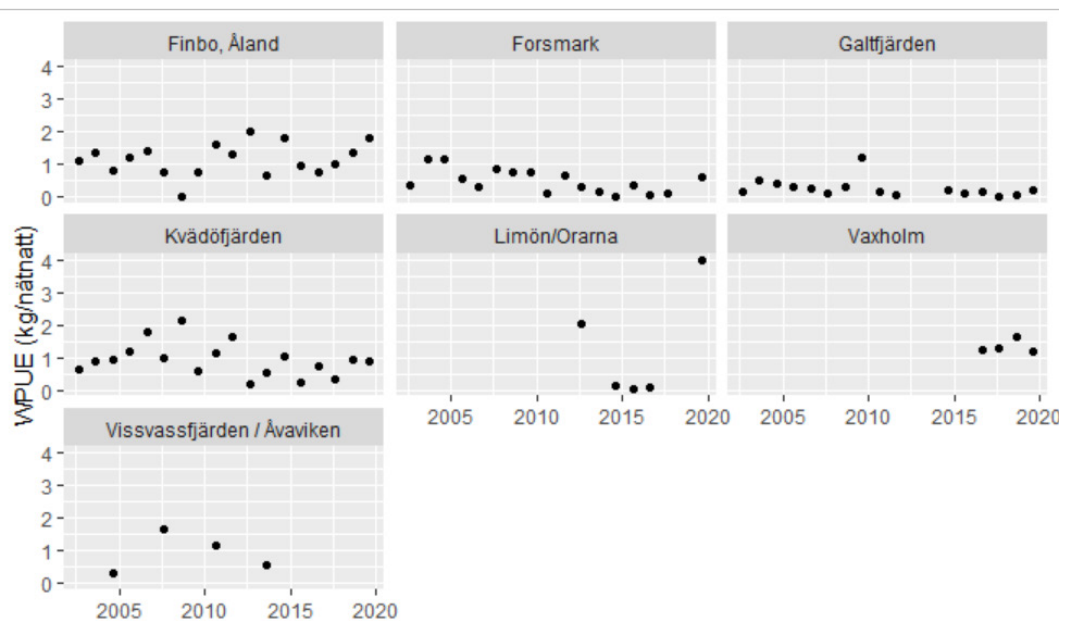
ABUNDANSINDEX

För CPUE används fångstdata från år 2001 och framåt. 12 redskapstyper har använts under provfiske dessa år men de med få fångster av braxen tas inte med i analysen. Kvar blir redskap K064 och till viss del K025HH. Djupstratum under 10 m tas bort för att kunna jämföra områden med varandra då de flesta braxnar fångas grundare än 10 m. De fångstområden där fler än 200 braxnar har fångats inom minst fem år används för att göra vidare analyser. Biotestsjön tas bort.

CPUE varierar mycket per område och verkar inte visa någon tydlig trend (Figur 35). Finbo, Åland verkar ha en något ökande trend medan Forsmark och Galtfjärden pekar lite nedåt. Kvädöfjärden ligger stabilt. Samma gäller för WPUE (Figur 36).



Figur 35. Utveckling av CPUE per år från 2001-2019 för fångstområdena fiskade i minst fyra år. Redskap K064 har använts i alla områden och djupstratum djupare än 10 m har tagits bort. Råneå, Askviken, Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Lännåkersviken analyseras separat



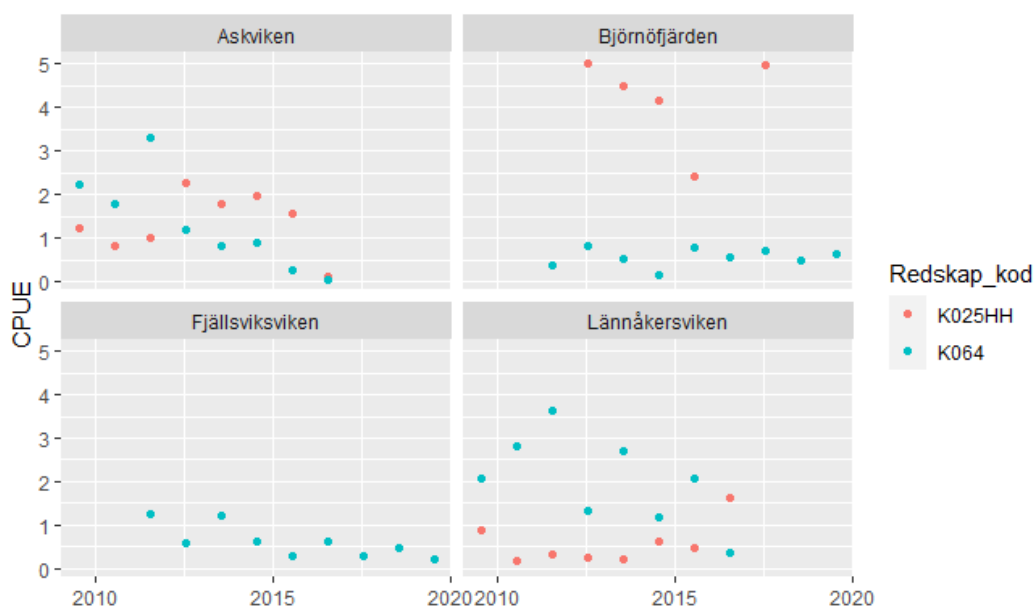
Figur 36. Utveckling av WPUE per år från 2001-2019 för fångstområdena fiskade i minst fyra år. Redskap K064 har använts i alla områden och djupstratum under 10 m har tagits bort. Råneå, Askviken, Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Lännåkersviken analyseras separat.

Stockholm – Askviken, Björnöfjärden, Fjällsviksviken och Lännåkersviken

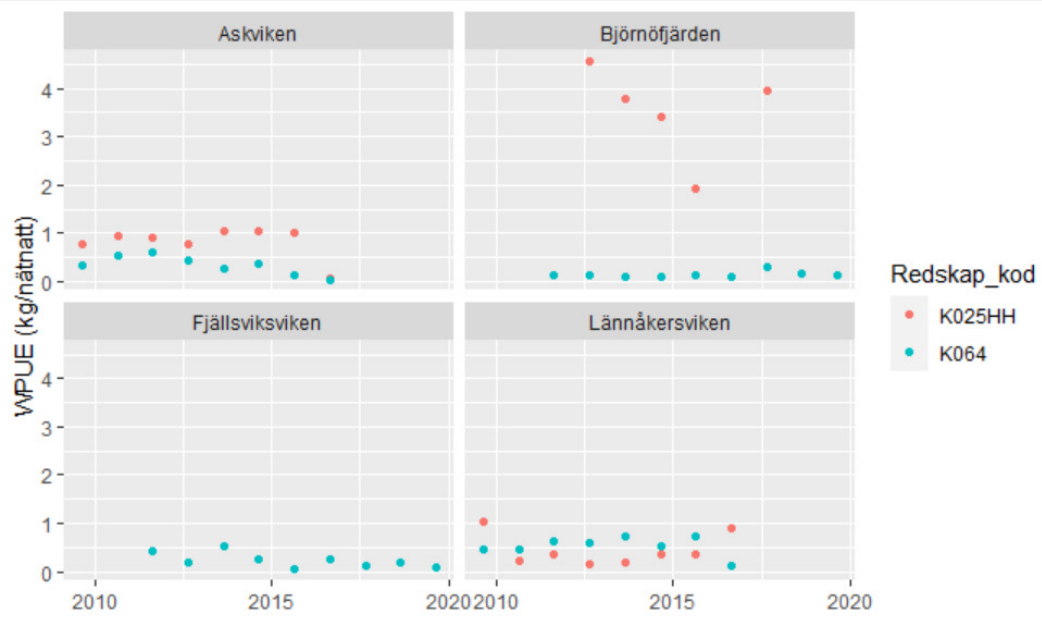
I Stockholm har braxen fångats i provfiske sedan 2009 i fyra olika lokaler med två olika redskapstyper (Figur 37). CPUE har i genomsnitt legat mellan 0,05-5 och WPUE mellan 0,042-4,6.

- I Askviken har CPUE legat från 0,056-3,3 och WPUE från 0,042-1,1 mellan åren 2009-2016. Med två redskap, K025HH och K064.
- I Björnöfjärden har CPUE legat från 0,14–5,0 och WPUE från 0,086-4,6 mellan åren 2011-2019. Med två redskap, K025HH och K064.
- I Fjällsviksviken har CPUE legat från 0,21–1,3 och WPUE från 0,044-0,54 mellan åren 2011-2019. Med ett redskap K64.
- I Lännåkersviken har CPUE legat från 0,17–3,6 och WPUE från 0,11–1,0 mellan åren 2009-2016. Med två redskap, K025HH och K064.

CPUE har legat stabilt för Björnöfjärden och Fjällsviksviken medan Askviken och Lännåkersviken tyder på en nedåtgående trend vid provfiske med redskap K064 (Figur 37). För WPUE ser vi mer stabila värden i alla fångstområden (Figur 38).



Figur 37. Utvecklingen av CPUE över år i de fyra Stockholmsområdena mellan åren 2009-2019 med redskapen K025HH och K064



Figur 38. Utvecklingen av WPUE över år i de fyra Stockholmsområdena mellan åren 2009-2019 med redskapen K025HH och K064.

Referenser

- Adakbek, K.J., Liu, J. & Chen, Q.Y. (2003). Studies on the biology and exploitation of *Abramis brama* Berg in the Ulungur Lake. *J. Shanghai Fisheries University*, (12), ss. 366–370
- Ahrens, R.N.M., Allen, M.S., Walters, C. & Arlinghaus, R. (2020). Saving large fish through harvest slots outperforms the classical minimum-length limit when the aim is to achieve multiple harvest and catch-related fisheries objectives. *Fish and Fisheries*, vol. 21 (3), ss. 483–510
- Backiel, T. & Zawisza, J. (1968). Synopsis of biological data on the bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758). *FAO Fisheries Synopsis*, (36)
- Bergström, U., Sköld, M., Wennhage, H. & Wikström, A. (2016). *Ekologiska effekter av fiskefria områden i Sveriges kust- och havsområden*. (Aqua reports, 2016:20)
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D. & Van Donk, E. (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence*, vol. 4 (1), s. 7
- von Bertalanffy, L. (1938). A QUANTITATIVE THEORY OF ORGANIC GROWTH (INQUIRIES ON GROWTH LAWS. II). *Human Biology*, vol. 10 (2), ss. 181–213 Wayne State University Press.
- Bryhn, A., Bergek, S. & Wennhage, H. (2018). *Nulägesbeskrivning, fallstudier, metoder och verktyg för ekosystembaserad fiskförvaltning*. (2018:20). Öregrund Drottningholm Lysekil: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. Tillgänglig: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/aqua-reports-xxxx_xx/aquarapporter/2018/aqua-report-2018_20_ver181126.pdf
- Bryhn, A.C., Lundström, K., Johansson, A., Ragnarsson Stabo, H. & Svedäng, H. (2017). A continuous involvement of stakeholders promotes the ecosystem approach to fisheries in the 8-fjords area on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74 (1), ss. 431–442
- Cazemier, W.G. (1982). The growth of bream (*Abramis brama* L.) in relation to habitat and population density. *Hydrobiological Bulletin*, vol. 16 (2–3), ss. 269–277
- Chapman, D.G. & Robson, D.S. (1960). The Analysis of a Catch Curve. *Biometrics*, vol. 16 (3), ss. 354–368 [Wiley, International Biometric Society].
- Edgren, J. (2005). *Effects of a no-take reserve in the Baltic Sea on the top predator, northern pike (Esox lucius)*. (Degree works, 2005:28). Stockholm: Systems ecology.
- Fitzgerald, C.J., Delanty, K. & Shephard, S. (2018). Inland fish stock assessment: Applying data-poor methods from marine systems. *Fisheries Management and Ecology*, vol. 25 (4), ss. 240–252
- Flores, A., Wiff, R. & Diaz, E. (2015). Using the gonadosomatic index to estimate the maturity ogive: application to Chilean hake (*Merluccius gayi gayi*). *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72 (2), ss. 508–514 Oxford Academic.

- Florin, A.-B., Bergström, U., Ustups, D., Lundström, K. & Jonsson, P. (2013). Effects of a large northern European no-take area on flatfish populations. *Journal of Fish Biology*, vol. 83, ss. 939–962
- Froese, R. (2004). Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Fish and Fisheries*, vol. 5 (1), ss. 86–91
- Froese, R. & Binohlan, C. (2000). Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, vol. 56 (4), ss. 758–773
- Gislason, H. & Rice, J. (1998). Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 55 (3), ss. 362–370
- Gough, C.L.A., Dewar, K.M., Godley, B.J., Zafindranosy, E. & Broderick, A.C. (2020). Evidence of Overfishing in Small-Scale Fisheries in Madagascar. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7 Frontiers. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00317>
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M. & Fryer, R.J. (2011). Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68 (1), ss. 1–11 Oxford Academic.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M. & Fryer, R.J. (2012). A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 69 (2), ss. 343–345 Oxford Academic.
- Guettaf, M., Rachedi, M., Gueroui, Y., Bousbia, A., Chelaghmia, M.A. & Maoui, A. (2019). Age and growth of common bream, *Abramis brama* (L.), caught at Hammam Debagh Reservoir (Guelma, northeast Algeria). *Fisheries & Aquatic Life*, vol. 27 (3), ss. 149–158
- HaV (2020a). *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019*. (2020:3). Göteborg: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- HaV (2020b). *Så förvaltas fiskresursen 2020*. (2020:10). Göteborg. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2020-02-06-sa-forvaltas-fiskresursen.html>
- HELCOM (2018). *Abundance of coastal fish key species*. (HELCOM core indicator report) Tillgänglig: <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species>
- Hoenig, J. (1983). Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fishery Bulletin National Oceanic and Atmospheric Administration*, vol. 1983 (81), ss. 898–903
- ICES (2012). *ICES implementation of advice for data-limited stocks in 2012 in its 2012 advice*. ICES CM 2012/ACOM 68. Tillgänglig: <https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2012/ADHOC/DLS%20Guidance%20Report%202012.pdf>
- Jennings, S., Greenstreet, S., Hill, L., Piet, G., Pinnegar, J. & Warr, K.J. (2002). Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable-isotope analysis, size-spectra and community metrics. *Marine Biology*, vol. 141 (6), ss. 1085–1097
- Jensen, A.L. (2011). Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, NRC Research Press Ottawa, Canada. DOI: <https://doi.org/10.1139/f95-233>

- Kangur, P. (1996). On the biology of bream, *Abramis brama* (L.) in Lake Peipsi in 1994. *Hydrobiologia*, vol. 338 (1–3), ss. 173–177
- Kennedy, M. & Fitzmaurice, P. (1967). The Biology of the Bream *Abramis Brama* (L) in Irish Waters. s. 75
- Kompowski, A. (1988). Growth rate of bream, *Abramis brama* (L., 1758), in lake Dabie and the Szczecin lagoon.
- Laikre, L., Lundmark, C., Jansson, E., Wennerström, L., Edman, M. & Sandström, A. (2016). Lack of recognition of genetic biodiversity: International policy and its implementation in Baltic Sea marine protected areas. *Ambio*, vol. 45 (6), ss. 661–680
- Lammens, E.H.R.R. (1982). Growth, condition and gonad development of bream (*Abramis brama* L.) in relation to its feeding conditions in Tjeukemeer. I: Gulati, R.D. & Parma, D.S. (red.) *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands: 25th anniversary of the Limnological Institute of the Royal Netherlands Academy of Art and Sciences*. Dordrecht: Springer Netherlands, ss. 311–320.
- Lelek, A. & Buhse, G. (1992). *Fische des Rheins: — früher und heute —*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-06645-4>
- MacCall, A.D. (2009). Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 66 (10), ss. 2267–2271 Oxford Academic.
- Millar, R.B. (2014). A better estimator of mortality rate from age-frequency data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, NRC Research Press. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0193>
- Neja, Z. & Kompowski, A. (Agricultural U. (2001). Some data on the biology of common bream, *Abramis brama* (L., 1758), from the Miedzyodrze waters. *Acta Ichthyologica et Piscatoria (Poland)*. Tillgänglig: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PL2001000812> [2020-10-16]
- Nicholson, M.D. & Jennings, S. (2004). Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, vol. 61 (1), ss. 35–42
- Ogle, D.H., P. Wheeler, and A. Dinno. 2020. FSA: Fisheries Stock Analysis. R package version 0.8.30.9000, <https://github.com/droglenc/FSA>.
- Olsson, J. (2019). Past and Current Trends of Coastal Predatory Fish in the Baltic Sea with a Focus on Perch, Pike, and Pikeperch. *Fishes*, vol. 4 (1), s. 7
- Olsson, J., Bergström, L. & Gårdmark, A. (2012). Abiotic drivers of coastal fish community change during four decades in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, vol. 69 (6), ss. 961–970
- Olsson, J., Tomczak, M.T., Ojaveer, H., Gårdmark, A., Pöllumäe, A., Müller-Karulis, B., Ustups, D., Dinesen, G.E., Peltonen, H., Putnis, I., Szymanek, L., Simm, M., Heikinheimo, O., Gasyukov, P., Axe, P. & Bergström, L. (2015). Temporal development of coastal ecosystems in the Baltic Sea over the past two decades. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv143>
- Palm, S. & Dannewtiz, J. (2018). Genetisk status och bevarandemål för lax och öring i Gullspångsälven. Utlåtande. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. 17 sid. dnr SLU.aqua.2018.5.5-379.
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 39 (2), ss. 175–192 Oxford Academic.

- van Poorten, B.T., Walters, C.J. & Ward, H.G.M. (2016). Predicting changes in the catchability coefficient through effort sorting as less skilled fishers exit the fishery during stock declines. *Fisheries Research*, vol. 183, ss. 379–384
- Rhoades, O.K., Lonhart Steve I. & Stachowicz John J. (2019). Human-induced reductions in fish predator boldness decrease their predation rates in kelp forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 286 (1900), s. 20182745
- Svärdson, G. (1965). *Braxen*. (13–27). Drottningholm.
- Tam, J.C., Link, J.S., Rossberg, A.G., Rogers, S.I., Levin, P.S., Rochet, M.-J., Bundy, A., Belgrano, A., Libralato, S., Tomczak, M., van de Wolfshaar, K., Pranovi, F., Gorokhova, E., Large, S.I., Niquil, N., Greenstreet, S.P.R., Druon, J.-N., Lesutiene, J., Johansen, M., Preciado, I., Patricio, J., Palialexis, A., Tett, P., Johansen, G.O., Houle, J. & Rindorf, A. (2017). Towards ecosystem-based management: identifying operational food-web indicators for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74 (7), ss. 2040–2052
- Tierney, D., Donnelly, R.E. & Caffrey, J.M. (1999). Growth of bream, *Abramis brama* (L.), in Irish canals and implications for management: Growth of bream in Irish canals. *Fisheries Management and Ecology*, vol. 6 (6), ss. 487–498
- Treer, T., Opačak, A., Aničić, I., Safner, R., Piria, M. & Odak, T. (2003). Growth of bream, *Abramis brama*, in the Croatian section of the Danube. *Czech Journal of Animal Sciences*, vol. 48, ss. 251–256
- Valoukas, V.A. & Economidis, P.S. (1996). Growth, population composition and reproduction of Bream *Abramis brama* (L.) in Lake Volvi, Macedonia, Greece. *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 5 (3), ss. 108–115
- Vätternvårdsförbundet (2017). *Förvaltningsplan fisk och fiske Vättern 2017-2022*. (127). Jönköping. Tillgänglig: https://www.vattern.org/wp-content/uploads/2017/03/Manus_170503-CH_MASE170705.pdf
- Whitlock, R., Mäntyniemi, S., Palm, S., Koljonen, M.-L., Dannewitz, J. & Östergren, J. (2018). Integrating genetic analysis of mixed populations with a spatially explicit population dynamics model. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 9 (4), ss. 1017–1035
- Zhang, Z., Liu, C., Ding, H., Xie, P., Ma, X., Guo, Y. & Xie, C. (2017). Reproductive biology of bream *Abramis brama* (L.) in the lower reaches of the Irtysh River, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, vol. 35 (6), ss. 1471–1481
- Zhang, Z.-M., Xie, C.-X., Ding, H.-P., Liu, C.-J., Ma, X.-F. & Cai, L.-G. (2016). Age and growth of bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) in the downstream section of Irtysh River in China. *Journal of Applied Ichthyology*, vol. 32 (1), ss. 105–109
- Ziegler, F. & Bergman, K. (2017). *Svensk konsumtion av sjömat - en växande mångfald*. (RISE Research Institutes of Sweden, 2017:07)
- Östman, Ö., Beier, U., Ragnarsson Stabo, H., Olsson, J., Svedäng, H., Sundelöf, A., Sandström, A. & Florin, A.-B. (2016). *Förvaltningsmål för nationellt förvaltade fiskbestånd - en översikt av kvantitativa mål*. (2016:10). Öregrund Drottningholm Lysekil: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. Tillgänglig: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/aqua-reports-xxxx_xx/aqua-reports-2016-10-forvaltningsmal-nationellt-forvaltade-bestand.pdf
- Östman, Ö., Bergström, L., Leonardsson, K., Gårdmark, A., Casini, M., Sjöblom, Y., Haas, F. & Olsson, J. (2020). Analyses of structural changes in ecological time series (ASCETS). *Ecological Indicators*, vol. 116, s. 106469

