



Aqua reports 2023:13

Båtefiske i lugnflytande år 2021

– metod, resultat och erfarenheter

Joacim Näslund, Björn Ardestam, Malin Hällbom, Ola Renman,
Thomas Staveley



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Båtefiske i lugnflytande åar 2021 – metod, resultat och erfarenheter

Boat electrofishing in slow-flowing rivers 2021 – method, results, and experiences

Joacim Näslund	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser https://orcid.org/0000-0003-1091-2225
Björn Ardestam	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Malin Hällbom	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Ola Renman	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Thomas Staveley	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser https://orcid.org/0000-0002-8689-3561

Rapportens innehåll har granskats av:

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

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 02818-2020 (SLU-ID: SLU.aqua.2020.5.1-244)

Rapporten har tagits fram på författarnas eget initiativ. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2023
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	AI-genererad bild av en gädda omgiven av blixtar, i form av en oljemålning (DALL·E 2, Joacim Näslund; licens: CC0)
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2023:13
ISBN:	978-91-8046-691-2
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.76acmsrd73
Nyckelord:	båtefiske, elfiskebåt, miljöövervakning, standardiserad metodik, vattendrag
Rekommenderad citering:	Näslund, J., Ardestam, B., Hällbom, M., Renman, O. & Staveley, T. (2023). Båtefiske i lugnflytande åar 2021 – metod, resultat och erfarenheter. Aqua reports 2023:13. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) https://doi.org/10.54612/a.76acmsrd73

Sammanfattning

Båtelfiske är en provtagningsmetod som använts relativt sparsamt i Sverige. Denna rapport sammanfattar en provtagningsinsats i företrädesvis lugnflytande vattendrag i södra Sverige under år 2021. Syftet med provtagningen var att med en ny standardiserad metod [vilken togs fram i samband med detta provfiske, men har publicerats separat (*Havs- och vattenmyndigheten, Övervakningsmanual för akvatisk miljöövervakning: Fisk i rinnande vatten – elfiskebåt, version 1.0*)] samla in ett dataunderlag som kan används för utveckling av bedömningsgrunder för ekologisk status inom vattenförvaltningen. Eftersom mer data kommer krävas för att utveckla robusta bedömningsgrunder fokuserar rapporten huvudsakligen på att 1) beskriva och motivera metoder och val av insamlad data, 2) beskriva fångsterna i grova drag, i förhållande till tidigare skattad fysikalisk-kemisk status och ett antal omgivningsvariabler, och 3) undersöka vilka typer av vattendrag som vi saknar data från efter insatsen 2021. Rapporten avslutas med en sektion som presenterar de erfarenheter vi fått under 2021 års elfisken.

Totalt fångades 18 arter och 8885 individer i 18 vattenförekomster (38 provfiskeplatser). Arterna som fångades i flest provfisken var: mört (18 vattenförekomster, vfk; 37 provfiskeplatser, pfp), abborre (17; 34), benlöja (16 vfk; 31 pfp), gädda (15 vfk; 29 pfp) och sarv (9 vfk; 16 pfp). Vi noterade att ovanligare arter med känd förekomst i ett vattendrag inte alltid fångas, att bottenlevande arter inte fångades i särskilt stor utsträckning, att gädda tenderar att fly undan elfiskebåten på icke-håvbart avstånd och att stimlevande fisk (t.ex. benlöja och yngel av karpfisk) till relativt stor andel kan missas när mängden individer som påverkas av elfisken är stor. Med kännedom om dessa skevheter i data (d.v.s. jämfört den antagna faktiska fiskförekomsten) torde dock ändå bedömningar om den ekologiska statusen gå att göra, åtminstone i grova drag, t.ex. genom analys av relativ frekvens och storleksfördelning av vanligt förekommande arter. Olika miljövariablers relation till fångsten (antal arter och antal individer) undersöktes grafiskt med slutsatsen att mer data krävs för att se generella mönster.

Observerad dödlighet var i genomsnitt 3,4 %, men variationen mellan olika provfiskeplatser var stor (spänn 0 – 31 %). Överlag var dock observerad dödlighet betydligt lägre än 10 %. Vad gäller fördröjd dödlighet är läget idag okänt.

Vattendragstyper där data saknas efter 2021 års båtelfisken utgör en allt för lång lista för att summeras i denna sammanfattning (se istället sammanställning i Tabell 2-5).

Generellt anser vi att den nya standardiserade metoden förefaller fungera bra i medelstora vattendrag med relativt höga fisktätheter, däremot verkar det finnas potentiella problem att fånga tillräcklig mängd fisk i större vattendrag (antagligen på grund av att fisken är mer rumsmässigt utspridd).

Nyckelord: båtelfiske, ekologisk status, fisk, miljöövervakning, vattenförvaltning

Summary

Boat electrofishing is a sampling method that has been used relatively sparingly in Sweden. This report summarizes a sampling effort in predominantly slow-flowing rivers in southern Sweden during the year 2021. The purpose of the sampling was to use a new standardized method [which was developed in connection with the sampling in 2021, but has been published separately (*Havs- och vattenmyndigheten, Övervakningsmanual för akvatisk miljöövervakning: Fisk i rinnande vatten – elfiskebåt, version 1.0*)] to collect data to be used for the development of a fish-based biological quality element for assessing ecological status within Swedish water management. Given that more data will be required to develop a robust quality element, the report mainly focuses on 1) describing and justifying the methods and choice of collected data, 2) describing the catches in general terms, in relation to previously estimated physico-chemical status and a number of environmental variables, and 3) investigate the types of water bodies for which we lack data. The report ends with a section presenting the experiences gained during the 2021 electrofishing.

A total of 18 species and 8885 individuals were caught in 18 water bodies (38 test fishing sites). The species that were caught in most of the samples were: roach (18 water bodies, wb; 37 test fishing sites, tfs), perch (17 wb; 34 tfs), bleak (16 wb; 31 tfs), northern pike (15 wb; 29 tfs) and rudd (9 wb; 16 tfs). We noted that rarer species with known occurrence in a river are not always caught, that bottom-dwelling species were not caught to a very large extent, that pike tend to escape from the electric fishing boat at an unreachable distance, and that shoaling fish (e.g. bleak and cyprinid fry) to a relatively large proportion can be missed when the number of individuals affected by electrofishing is large. With knowledge of these biases in the data (i.e. compared to the assumed actual fish abundance), assessment of the ecological status should still be feasible, at least in rough terms, e.g. through analysis of relative frequency and size distribution of commonly occurring species. The relationship between various environmental variables and the catch (number of species and number of individuals) was examined graphically, with the conclusion that more data is required to detect general patterns.

Observed mortality averaged 3.4 %, but the variation among different sites was large (range: 0 – 31 %). Overall, however, observed mortality was substantially lower than 10%. As far as delayed mortality is concerned, the situation is currently unknown.

Water body types where data is missing after the 2021 boat electrofishing effort make up a far too long list to be summarized here (see instead compilation in Table 2-5).

In general, we consider the new standardized method to be well-functioning in medium-sized watercourses with relatively high fish abundance. However, there appear to be potential problems in catching sufficient quantities of fish in larger watercourses (probably due to the fish being more spatially dispersed).

Keywords: boat electrofishing, ecological status, fish, environmental monitoring, water management

Innehållsförteckning

1. Inledning	7
1.1. Bakgrund - båtelfiske.....	7
1.2. Båtelfiskeprovtagning 2021	10
2. Metod	11
2.1. Urval av provplatser.....	11
2.2. Tidpunkt för fiske	16
2.2.1. Årstid.....	16
2.2.2. Tid på dygnet	16
2.3. Fiskemetodik: standardiserat båtelfiske	17
2.4. Artbestämning	20
2.5. Mätning av fisk.....	21
2.6. Notering av utvecklingskador.....	21
2.7. Fångst per ansträngning (CPUE).....	23
2.8. Analyser.....	24
2.8.1. Fångst: Arter och individer.....	24
2.8.2. Elfiskeskador och –mortalitet.....	24
2.8.3. Utvecklingskador.....	24
2.8.4. Miljövariablers relation till fångsten.....	25
2.8.5. Påverkansfaktorers relation till fångsten.....	25
3. Resultat	26
3.1. Fångst: Arter och individer.....	26
3.1.1. Elfiskeskador och –mortalitet.....	28
3.1.2. Miljövariablers och påverkansfaktorers relation till fångsten	29
4. Diskussion	38
4.1. Urval av provplatser och framtida provtagning	38
4.2. Fångst: Arter och individer.....	39
4.3. Elfiskeskador och mortalitet.....	39
4.4. Miljövariablers och påverkansfaktorers relation till fångsten.....	40
4.5. Är båtelfiskedata jämförbara med vadningselfiskedata?.....	41
4.6. Alternativa båtelfiskemetoder för framtida provtagning	42
4.7. Potential för båtelfiske i lentiska miljöer	43

4.8. Kvalitativ utvärdering av båtelfiskets potential för statusklassificering inom vattenförvaltning.....	44
5. Praktiska erfarenheter och problem.....	47
5.1. Förberedelser inför fiske.....	47
5.1.1. Fiskerättsägares tillstånd.....	47
5.1.2. Sjösättningsmöjligheter.....	48
5.1.3. Hinder i vattendragen.....	49
5.1.4. Desinficering och spridning av främmande arter.....	51
5.1.5. Planering av alternativa rutter vid fiske av flera år.....	51
5.1.6. Utmätning av provplatsens delsträckor.....	51
5.2. Problem vid fisket.....	52
5.2.1. Fångstbarhet.....	52
5.2.2. Elfiskeskador på fisk.....	54
5.2.3. Mätning av stora mängder fisk (bildanalys).....	55
5.2.4. Ankring.....	57
6. Tack.....	58
Informationsresurser.....	59
Referenser.....	60
Bilaga 1.....	70

1. Inledning

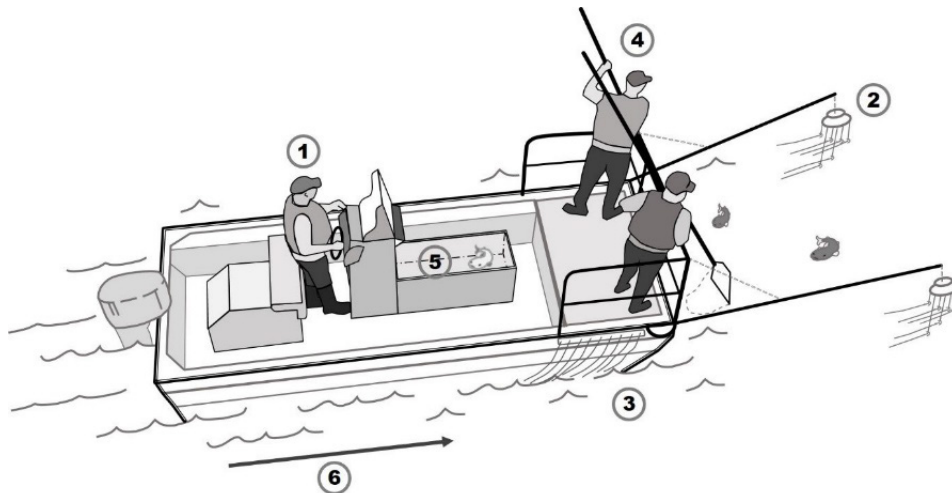
1.1. Bakgrund - båtelfiske

Elfiske med båt är en provtagningsmetod som fram till dagens datum använts relativt sparsamt i Sverige, även om flera exempel finns (Bilaga 1). I flera andra europeiska länder används dock båtelfiske för miljöövervakning och i Nordamerika är metoden väletablerad (Temple & Pearsons 2007). Det generella kunskapsläget i Sverige får anses vara lågt, då enbart ett fåtal personer har god erfarenhet av praktiskt båtelfiske (indikeras av ett lågt antal utförare i Tabell B1, Bilaga 1).

För svensk standardiserad miljöövervakning baserad på fisk används i dagsläget i huvudsak nätprovfisken (Havs- och vattenmyndigheten 2016; 2018a) i sjöar och vadvningsselfisken i vattendrag (Havs- och vattenmyndigheten 2017a; 2018b). Vidare är det index som används för bedömning av ekologisk status i vattendrag (Vattendragsindex, VIX) utformat för att bedöma strömmande miljöer med historisk förekomst av laxfisk, och då enbart baserat på vadvningsselfiske (Beier m.fl. 2007; Havs- och vattenmyndigheten 2018b). Detta innebär att i huvudsak grunda strömmande sektioner av vattendrag övervakas, medan fiskbestånd i större, djupare och lugnflytande vattendrag sällan övervakas. Generellt finns därför inte mycket systematiskt insamlad information om fiskfaunan i icke-vadbara delar av större vattendrag tillgänglig. Viss information från icke-standardiserad provtagning finns i Global Biodiversity Information Facility:s databas (GBIF 2021). Svenskt elfiskeregister (SERS) inkluderar i dagsläget enbart vadvningsselfisken (SERS 2021), även om båtelfisken också samlas in för arkivering om så önskas. Således finns ett tydligt behov av en effektiv metodik för att öka datamängden om fiskfaunan (primärt artförekomst, artsammansättning och storleksfördelning) i större och djupare vattendrag, både ur ett miljöövervakningsperspektiv och ett generellt kunskapsperspektiv. Jämfört med undersökningstypen *strömöversiktsnät* (Fjälling m. fl. 2015; Havs- och vattenmyndigheten 2017b) har båtelfiske fördelen att vara relativt skonsam mot fiskindividerna som fångas (givet att metoden utförs korrekt), samt att den fångade fisken överlever hanteringen och kan återutsättas. Detta är i linje med försöksdjursetiska rekommendationer (3R; *replace, reduce, refine*; Jordbruksverket 2021). För vattendrag finns även undersökningstypen *fiskräknare*

(Havs- och vattenmyndigheten 2021) vilken dock främst lämpar sig för övervakning av passerbarhet vid fiskvägar i anslutning till konnektivitetsbarriärer. Molekylära metoder såsom metabarcoding av vattenprover (miljö-DNA, eng: *eDNA*) har stor potential för framtida undersökningar (Blancher m.fl. 2022), speciellt som komplement till andra metoder eftersom denna metod har hög kapacitet att detektera olika arter men begränsad eller avsaknad av kapacitet för kvantitativa bedömningar av abundans och storleks-/åldersfördelning. I dagsläget saknas undersökningstyper för miljö-DNA-baserade provtagningar för fisk.

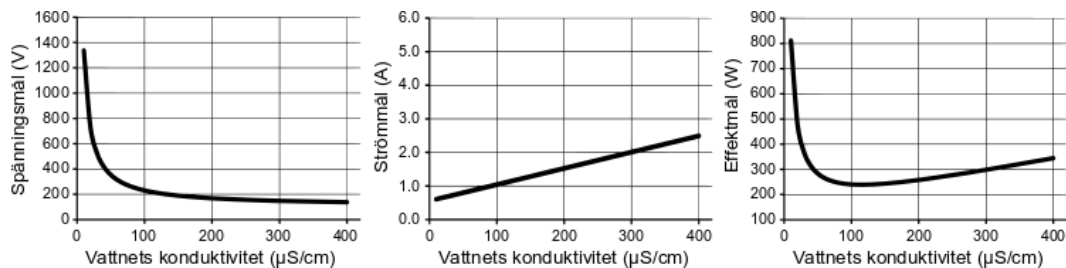
Fiske med elfiskebåt är en metod som kan vara lämplig för datainsamling från just större vattendrag (men även från kantzoner i sjöar och kustvikar i brackvatten; VFK 2020a, 2020b). Vid båtelfiske används en specialanpassad elfiskebåt (Figur 1), utrustad med generatordriven pulsator, anod-försedda bommar som sträcker sig framför båten, en plattform där håvare kan stå för att fånga fisk och sump för förvaring av levande fisk. Båten har typiskt aluminiumskrov och detta utgör då katoden, ofta med en extra katod-struktur kring fören (en serie med stålvarjor som hänger ner i vattnet; kallad katodkjol, eng: *cathode skirt*). Flera typer av anoder kan användas, t.ex. utfällbara paraply-anoder (även kallade spindelanoder; standardanod för de flesta kommersiellt tillverkade båtar; Figur 1) eller sfäriska anoder (Martinez & Tiffan 1992), vilka båda hängs från anodbommar som kan justeras i sidled för att bestämma det elektriska fältets form och storlek. En annan konfiguration är att koppla en serie vajeranoder till en fixerad tvärgående bom som hänger framför båten (se foto på framsidan till Carlstein m.fl. 2001). Även uppblåsbara forsbåtar används; dessa har fördelen att de kan förflyttas och sjösättas på ett mer flexibelt sätt än en aluminiumbåt och är lämpliga för grundare snabbt strömmande vattendrag (Museth 2012); för denna typ av båt utgör skrovet inte katod utan enbart katodkjol (Museth m.fl. 2014), alternativt släpande katodvarjor (Martinez & Kolz 2018), används. Den generatordrivna pulsatorn (ofta benämnd GPP; *Generator Powered Pulsator*) genererar ett elektriskt fält mellan anod och katod, med en effekt som typiskt ligger mellan 5-10 kW, beroende på modell. Den elektriska strömmen som genereras genom pulsatorn kan vara växelström eller likström, och likströmmen kan vara antingen rak eller pulserande med olika pulsfrekvenser (Hz). Strömmens karaktär ställs in via en panel vid styrpulpeten, där även en monitor finns som visar olika variabler relevanta för fisket.



Figur 1. Illustration av en elfiskebåt. 1) Förare, som även styr strömpåslag. 2) Positiv elektrod (anod) av "paraply"-typ. 3) Negativ elektrod (katod). 4. Del av besättningen som fångar in den fisk som bedövats i det elektriska fältet som uppstår mellan den positiva och negativa elektroden. 5. Förvaringskärl för infångad fisk. 6. Strömriktning. Figurkälla: Andersson 2021, publicerad med tillstånd.

Många faktorer påverkar elfiskets effektivitet (se t.ex. Tabell 12 i Temple & Pearsons 2006), men en av de viktigaste miljöfaktorerna är vattnets konduktivitet (förmågan att leda elektrisk ström). Effektiviteten beror på effektöverföring mellan vatten och fisk (*Power Transfer Theorem*, PTT; Kolz 1989; Miranda & Dolan 2003), vilket innebär att vattnets ledningsförmåga i förhållande till fiskens ledningsförmåga är nyckelparametern som bestämmer hur en fisk påverkas av ett elektriskt fält. Effektöverföringen är som effektivast när vattnet och fisken har samma konduktivitet, vilket innebär konduktivitet mellan ca. 50 – 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$, beroende på fiskart (American Fisheries Society använder 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som ett generellt värde för en genomsnittlig sötvattensfisk; Miranda 2009). Konkret innebär PTT att man inte kan använda sig av fixerade målvärden för effekt, spänning eller strömstyrka i vatten med olika konduktivitet. Istället justeras effekten baserat på vattnets konduktivitet (genom att manipulera spänning och strömstyrka) för att kunna bibehålla en standardiserad fångstbarhet. Elektrisk effekt (P ; Watt) är produkten av spänning (U ; Volt) och strömstyrka (I ; Ampere). Effekten som krävs för effektivt fiske är som lägst när vattnets konduktivitet är identisk med fiskens konduktivitet, ökar kraftigt när vattnet har lägre konduktivitet och ökar svagt när vattnet har högre konduktivitet. I vatten med låg konduktivitet bestäms effektiviteten i huvudsak av utgående spänning, men ju högre konduktiviteten blir desto större roll spelar strömstyrkan. Lågkonduktiva vatten (t.ex. fjällvatten) kräver därför hög spänning och relativt låg strömstyrka, medan högkonduktiva vatten (t.ex. slättlandsåar och kuståar med saltvatteninträngning) kräver relativt låg spänning och hög strömstyrka (Figur 2). Noterbart är att elektrodernas typ och konfiguration påverkar fiskets effektivitet vid en given inställning (till stor del beroende på resistansen hos elektroderna i vattnet; Martinez & Kolz 2013). Detta

innebär att olika båtar kräver olika inställningar för att nå samma effekt. En gummibåt har en annan elektrodkonfiguration än en aluminiumbåt (där skrovet används som katod) och olika typer av anoder/katoder har olika resistans. En bra kortfattad guide till PTT finns att hämta från US Fish and Wildlife Service (se Informationsresurser) och mer detaljerad grundläggande information om elfiske kan inhämtas från rapporten *Standardiserat elfiske i vattendrag* (Bergquist m.fl. 2014).



Figur 2. Målbilder för spänning och ström under olika konduktivetsförhållanden, för att nå en standardiserad effekt anpassad för fångstbarhet, allt annat lika (notera att ett konstant effektmål vid olika konduktivetsförhållanden leder till olika fångstbarhet). Anpassad från dokumentet "Power Transfer Theory of Electrofishing, in a Nutshell", US Fish and Wildlife Service (se Informationsresurser).

1.2. Båtelvfiskeprovtagning 2021

Under sensommaren och hösten 2021 genomfördes ett, ur historiskt svenskt perspektiv, ett relativt stort antal båtelvfiske, koordinerat av SLU Aqua och finansierat av Havs- och vattenmyndigheten. Syftet med provtagningen var att på ett standardiserat sätt samla in båtelvfiskedata från stora till medelstora lugnflytande åar med olika påverkanstryck, som underlag för utveckling av bedömningsgrunder för statusklassificering i vattendrag. Målsättningen var att täcka in ett så stort geografiskt område och så många olika typer av åar som möjligt. På grund av begränsad tidsram och budget fokuserades dock insamlingen till södra halvan av Sverige. Insamlad data planeras användas till utveckling av ett fiskbaserat index för bedömning av ekologisk status (Karr 1981; Birk m.fl. 2012) enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG; Europeiska kommissionen 2000).

Syftet med denna rapport är att redovisa metod och fångst, samt erfarenheter, från 2021-års provfiske, för framtida referens. För indexutveckling krävs mer data och de deskriptiva analyser som presenteras här är tänkta att nyttjas för planering av framtida kompletterande datainsamling, med syfte att slutligen utveckla en bedömningsgrund för båtelvfiske.

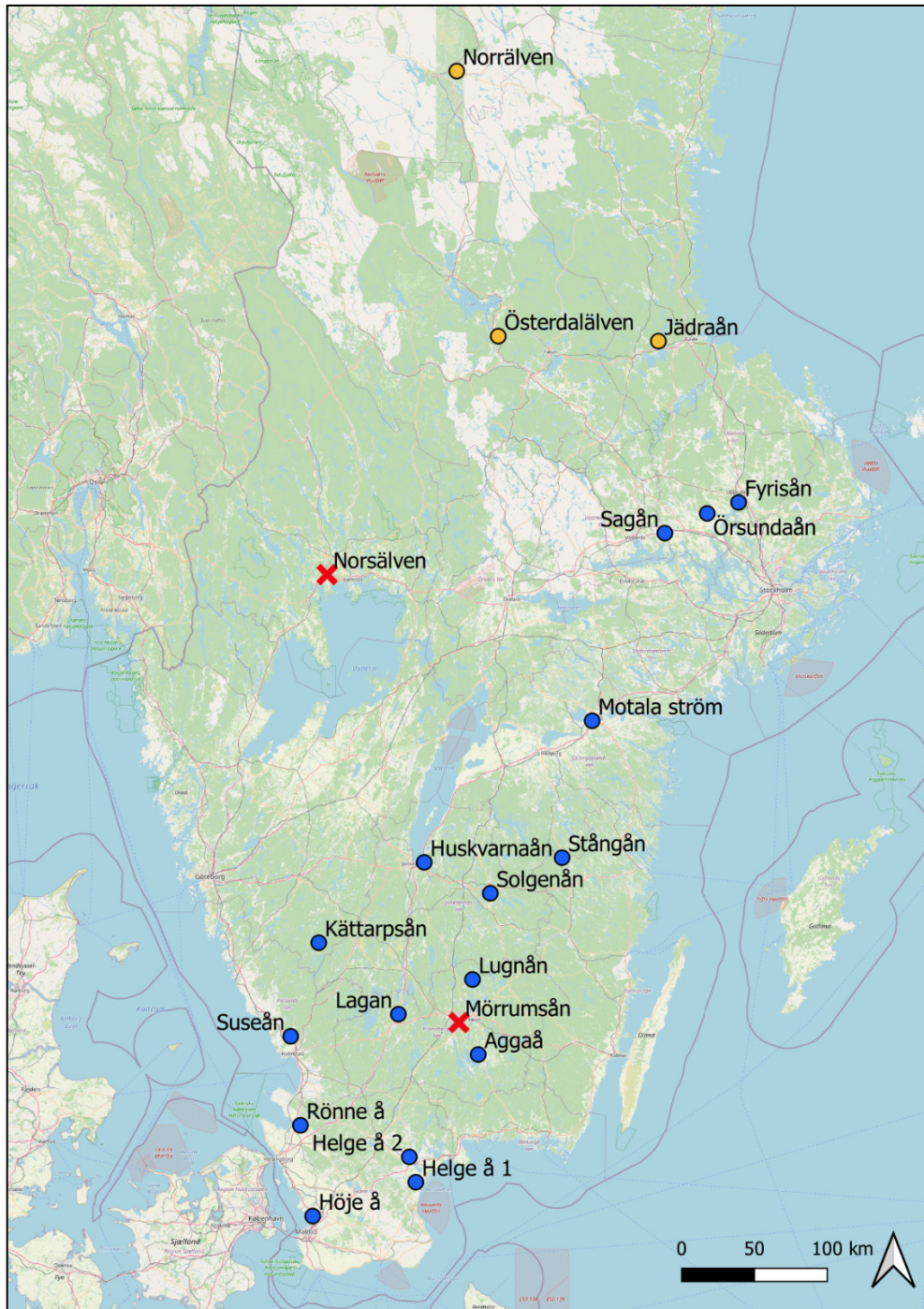
2. Metod

2.1. Urval av provplatser

De fiskade provplatsernas geografiska utbredning visas i Figur 3. Urvalet av lämpliga provplatser (vattenförekomster) för båtelfiske baserades i huvudsak på information från *Vatteninformationssystem Sverige* ('VISS'; VISS 2022). Grunderna för urvalen baserades primärt på följande typologisk och geografisk avgränsning:

- Vattendistrikt Västerhavet (SE5), Södra Östersjön (SE4) eller Norra Östersjön (SE3)
- Flacka vattendrag (F; $<0.1\%$ lutning)
- Stora (S; $>1000 \text{ km}^2$) eller mellanstora (M; $100 - 1000 \text{ km}^2$) tillrinningsområden

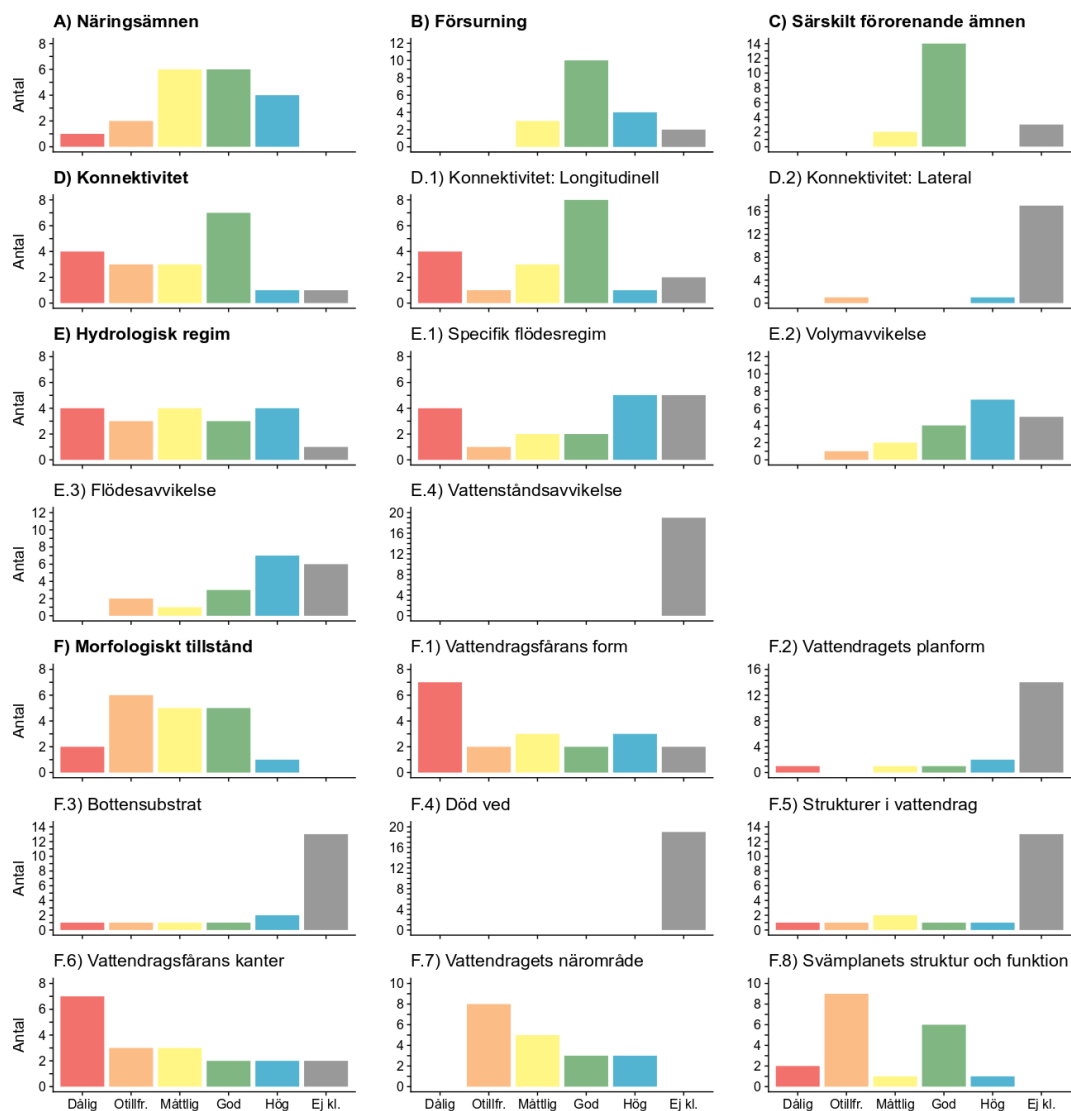
Dessutom tillades tre vattenförekomster till från vattendistrikt Bottenhavet (SE2). Vattendragen från det primära urvalet var, med enstaka undantag, statusklassade i VISS med avseende på kategorierna *Näringsämnen*, *Konnektivitet*, *Hydrologisk regim* och *Morfologiskt tillstånd* (Figur 4). Även statusklassning med avseende på *Försurning* var tänkt att ingå som urvalskriterium, men saknades för en stor mängd vattendrag (detta har dock till viss del uppdaterats senare). Urvalet fokuserade på att få en stor spridning av statusklasser inom varje kategori, samt en god geografisk spridning. Två vattenförekomster där fiske var planerat kunde inte fiskas på grund av hinder i vattendraget (Mörrumsån) och extremt högt flöde (Norsälven). Istället fiskades Motala ström och Fyrisån, vilka inte ursprungligen var med på urvalslistan. Dessa vattenförekomster valdes ur ett tillgänglighetsperspektiv, beroende på var i landet fältpersonalen var stationerad för tillfället. Fiskad vattenförekomst i Motala ström klassificeras som ett medellutande vattendrag, men fiskad sträcka var flack då den låg uppströms en kraftverksdam (således är samtliga fiskade sträckor flacka med lutning $< 0.1\%$; notera att Figur 5D anger värdena för vattenförekomsterna, vilket inte representerar faktiskt fiskad sträcka).



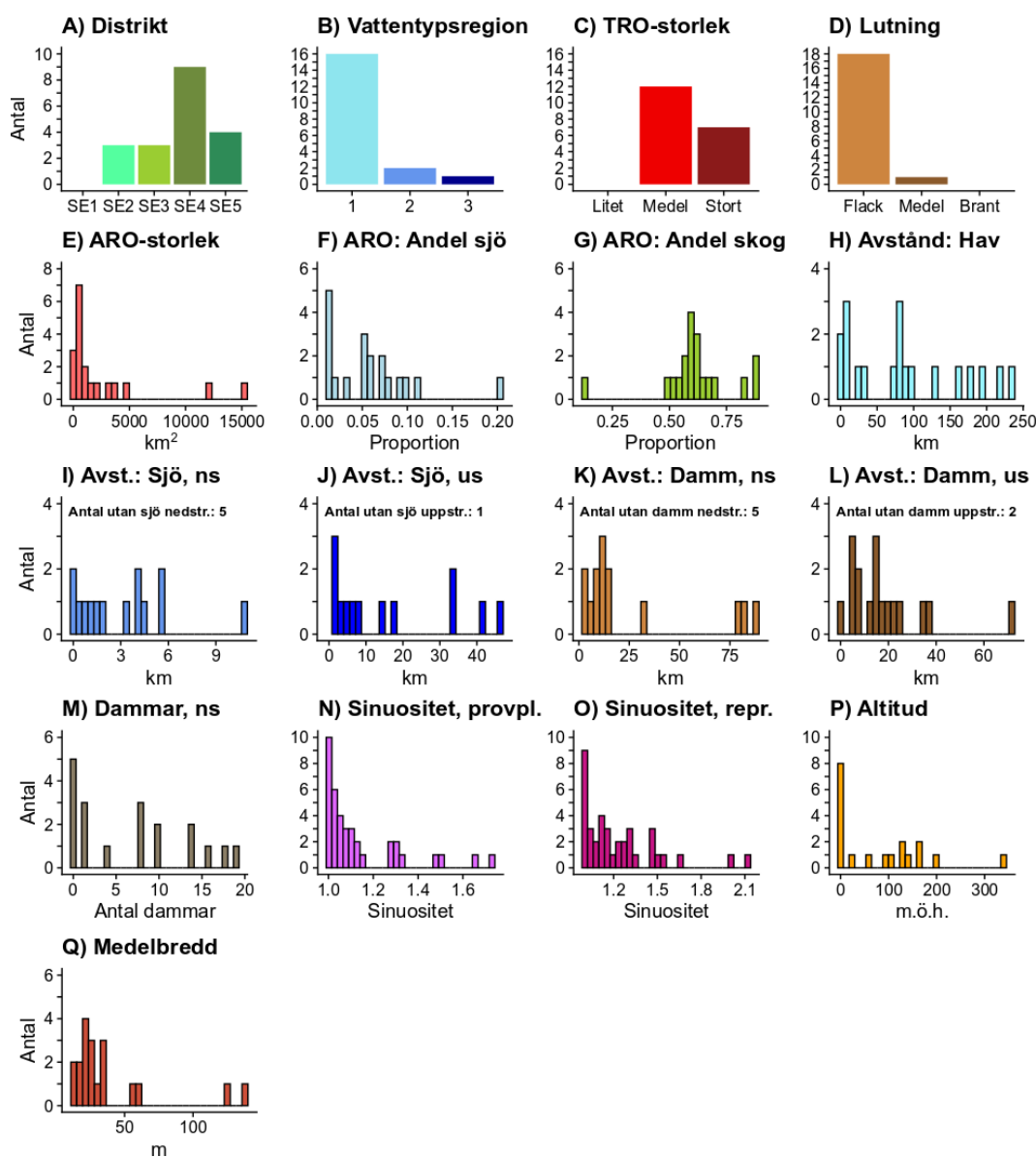
Figur 3. Fiskade provplatser. Blå provplatser fiskades av SLU, gula provplatser fiskades av konsult (F.A.S.T – Fiskeresursgruppen) och provplatser markerade med röda kryss var planerade att fiskas, men fisket kunde inte genomföras p.g.a. hinder i vattendraget (Mörrumsån) eller höglöde (Norsälven). Bakgrundskarta: OpenStreetMap, <https://www.openstreetmap.org/>.

Slutlig fördelning efter vattendragens typologi redovisas i Figur 5A-D. Vidare noterades eller mättes ett antal omvärldsp parametrar som ansågs viktiga för att kunna beskriva miljöförhållanden i de fiskade provplatserna. Avrinningsområdets (ARO) storlek i km², andel sjö i ARO och andel skog i ARO hämtades från Svenskt vattenarkivs rapporter (SMHI 1994, 1996, 1998), under antagandet att dessa värden inte förändrats markant sedan informationen sammanställdes på 1990-talet (Figur 5E-G). Med hjälp av tolkningar och mätningar från Eniros flygbilder (<http://eniro.se/>) bestämdes även avstånd till hav, avstånd till närmsta sjö (lentisk vattenmassa där sjölevande arter kan anses dominera fiskfaunan) nedströms och uppströms, avstånd till närmsta damm (alla transversella barriärer för fiskvandring räknades som dammar, utan hänsyn till förekomst av fiskväg eftersom denna information ofta saknas) nedströms och uppströms, antal dammar nedströms, vattendragets sinuositet utefter provplatsens sträckning och över en standardiserad sträcka på 30 gånger vattendragets medelbredd och vattendragets medelbredd (baserat på fem jämt fördelade transversella mätningar utefter fiskad provplats) (Figur 5H-O, P). Information om altitud hämtades från Lantmäteriets rikstäckande raster *GSD-Höjddata, grid 2+* (Figur 5P). Dessa data syftar främst till att ge en övergripande bild över hur de utvalda provplatserna sammantaget representerar spannet av omgivningsparametrarna, för att utgöra en grund för vidare urval av nya provplatser under kommande båtelfisken, men de inkluderas även i analyser av fångsten från de elfiskade provplatserna.

Totalt sett innebar urvalet av provplatser att vattendrag inom vattenregion *Södra Sverige* (Region 1) fiskades i störst utsträckning (16 vattenförekomster), med ytterligare mindre bidrag från vattenregionerna *Norra Sverige < 200 m* (Region 2; 2 vattenförekomster) och *Norra Sverige 200–800 m* (1 vattenförekomst) (Figur 5B). Inga vattenförekomster från vattenregionen *Norra Sverige > 800 m* var inkluderade (dessa är sällan, om någonsin, lämpliga för båtelfiske). Den generella exkluderingen av vattenförekomster i norra Sverige baserades på logistiska begränsningar, samt det faktum att nordligare vattendrag har vadningsselfiskats på grunda strömsträckor i en betydligt högre omfattning än sydligare vattendrag (de senare saknar ofta dessa miljöer). Nordligare vattenförekomster kommer dock vara fokus i kommande båtelfiskeundersökning (planerad till 2022).



Figur 4. Fördelning av statusklassificeringar för båtutfiskade vattenförekomster under förvaltningscykel 3 (2017-2021), enligt VISS. Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer: A) Näringsämnen, B) Försurning, C) Särskilt förorenande ämnen. Hydromorfologi: E) Hydrologisk regim, F) Morfologiskt tillstånd. För hydromorfologiska kvalitetsfaktorer presenteras även status för relevanta underkategorier av kvalitetsfaktorerna, vilka utgör grunden för den generella klassificeringen. Status klasser: Röd = Dålig status, Orange = Otillfredsställande status, Gul = Måttlig status, Grön = God status, Blå = Hög status, Grå = Ej klassificerad i VISS. Se <https://viss.lansstyrelsen.se/> för mer information om klassificeringarna.



Figur 5. Representation av olika geografiska och miljömässiga parametrar bland de vattenförekomster som valts att båtelfiskas. A) Vattendistrikt (SE1: Bottenviken; SE2: Bottenhavet; SE3: Norra Östersjön; SE4: Södra Östersjön; SE5: Västerhavet). B) Vattentypsregion (1: Södra Sverige; 2: Norra Sverige < 200 m.ö.h.; 3: Norra Sverige > 800 m.ö.h.). C) Tillrinningsområdets storlek (Litet: <100 km²; Medel: 100 – 1000 km²; Stort: >1000 km²). D) Vattendragets lutning (Flack: <0.1%; Medel: 0.1 – 2 %; Brant: > 2%). E) Avrinningsområdets (ARO) storlek (kontinuerlig skala). F) Andel sjö inom ARO (kontinuerlig skala). G) Andel skog inom ARO (kontinuerlig skala). H-L) Avstånd till hav (H), nedströms liggande sjö (I), uppströms liggande sjö (J), nedströms liggande damm (K), uppströms liggande damm (L) (kontinuerliga skalor, km). M) Antal dammar nedströms (kontinuerlig skala). N-M) Sinuositet över provplats (N), samt över 30 × vattendragets medelbredd (M). P) Altitud (kontinuerlig skala, m.ö.h.). Q) Medelbredd (kontinuerlig skala, m; fem transekter per provplats). Värderna representerar vattenförekomster, förutom för sinuositet (M-N) där värderna representerar enskilda provplatser.

2.2. Tidpunkt för fiske

2.2.1. Årstid

Årstid för fisket bestämdes på förhand till perioden augusti – september. I praktiken fiskades även ett vattendrag i början av oktober, p.g.a. att några fisken inte kunnat genomföras som planerat, vilket förlängde fiskeperioden något. Elfiske kan bedrivas även på andra årstider (vinter: Carlstein m.fl. 2006b; vår: EnviroPlanning 2019b; sommar: Bergquist m.fl. 2007), men eftersom fiskar varierar i beståndsstruktur, beteende och habitatval mellan årstider (t.ex. Heggenes & Dokk 2001; Brönmark m.fl. 2010) bör tidpunkten standardiseras för att erhålla jämförbara data. Fiske under vår skulle kunna ge fler arter i system med lekvandrande karpfiskarter, och fiske under sommar skulle kunna ge generellt högre fångster då aktiviteten hos fisken kan vara högre (åtminstone för arter som trivs i lite högre temperaturer). Elfiske under vintern ($< 7^{\circ}\text{C}$) kan vara svårt om fisken är inaktiv och/eller gömmer sig bland bottenstrukturer under denna period (vilket t.ex. gäller många laxfiskar och ål; Bremset 2000; Roni & Fayram 2000; Westerberg & Sjöberg 2015); båtelfiske under tidig vinter har dock visat sig fungera väl i t.ex. Österdalälven (Carlstein m.fl. 2006b).

Förekomst av fångstbara årsyngel ansågs vara av högt potentiellt indikatorvärde för användning i framtida bedömningsgrunder eftersom det indikerar lyckad fortplantning under året (Jurajda m.fl. 2010). Detta var den primära anledningen till att fiskena fokuserades till sensommar – höst. Denna period rekommenderas även av FAME-konsortiet som utvecklade det Europeiska fiskindexet EFI (FAME Consortium 2005).

2.2.2. Tid på dygnet

Alla fisken genomfördes på dagtid för att följa svensk/europeisk standard för elfiske (SIS 2006a,b). Flera studier visar dock att både fler arter och fler individer (åtminstone av vissa arter) kan fångas vid nattfiske (t.ex. Baumgartner m.fl. 2008; Museth m.fl. 2017; VFK 2020a). Om målet med elfisket inte är ett standardiserat elfiske utan istället t.ex. inventering av förekommande arter, bör en kombination av dag- och nattfiske övervägas. Fiske på dagtid är dock betydligt mer lämpligt ur säkerhets- och arbetsmiljösynpunkt.

2.3. Fiskemetodik: standardiserat båtelfiske

Vid planeringen av projektet fanns ingen etablerad standardiserad metodik, varför en metodik behövde utvecklas; i dagsläget finns dock en publicerad övervakningsmanual, vilken till stor del baseras på den metod som togs fram för fisket som beskrivs här (Havs- och vattenmyndigheten 2022). Dokument som beskriver den svenska (och europeiska) standarden för provtagning av fisk med elektricitet berör båtelfiske kortfattat, men inte på den detaljnivå som krävs för att kunna designa en lämplig provtagningsdesign fullt ut (SIS 2006a, 2006b). Från Sverige fanns en pilotstudie för utveckling av kvantitativt båtelfiske från Fiskeriverket (Bergquist m.fl. 2007) vilken baserades på en modifierad variant av österrikiskt stratifierat ”strip-fiske” (eng: *strip-fishing*; ty: *Streifenbefischung*; Schmutz m.fl. 2001).

Stratifierat fiske kräver kartering av målområdet innan fisket sker; vid stratifiering baserat på habitatkaraktär behövs någon form av biotopkartering av den akvatiska miljön, medan djupbaserad stratifiering enbart kräver ekolodning. Ansträngningen som krävs i båda fallen är dock mycket stor, och behöver göras på ett sätt som inte påverkar det efterföljande elfisket. Båtkörning i det tänkta provtagningsområdet riskerar att störa fisken, vilket innebär att man inte bör göra karteringen strax innan själva fisket utan en lämplig tid före (t.ex. dagen innan). Detta i sin tur betyder att varje fiske skulle ta mer än en dag i anspråk (en dag för kartering och en dag för fiske). Metodik som används i t.ex. Belgien¹, Frankrike (Tomanova m.fl. 2013) och i vissa fall i USA (Perez m.fl. 2017) undviker att fiska på djupare områden i de centrala delarna av åfåran, och fokuserar istället helt på att köra utmed strandlinjen, vilket har visat sig att ändå leda till tillräcklig representation av fiskfaunan för att bedöma hydromorfologisk status och ge värdefull data för fiskeriförvaltning (Zajicek & Wolter 2018). Enbart strandnära fiske är dock inte lämpligt för komplett inventering av förekommande arter (Zajicek & Wolter 2018) och i vissa länder fiskas hela bredden, alternativt stratifierat strip-fiske som spänner hela bredden, även för standardiserad provtagning med ändamål att bedöma ekologisk status (t.ex. Österrike: BNT 2019). Riktlinjerna för båtelfiske för ekologisk statusbedömning enligt de pan-europeiska fiskindexen EFI och EFI+ rekommenderar att fisket sker med enkelt utfiske utmed strandlinjen (FAME Consortium 2005; EFI+ Consortium 2009). Även standarden SS-EN 14011 beskriver detta som en möjlig metodik i vattendrag över 15 m bredd och noterar att enbart fiske i vattendragets marginaler (utmed stranden) kan fiskas med någon mån av effektivitet i många fall, men även att hela bredden ska fiskas om det finns en gradient av strömförhållanden tvärs vattendraget (SIS 2006b). Standarden SS-EN 14962 anger att litoral provtagning är

¹ Opublicerat dokument: *Veldprotocol: Het Vlaams geïntegreerd referentiemeetnet voor de visfauna* (kommunicerat av Jan Breine, Research Institute for Nature and Forest (INBO), Belgien)

lämplig för vattendrag djupare än 2 m (SIS 2006a). För att reducera tiden som krävs för att genomföra ett fiske användes därför metodiken där elfisket **enbart sker längs strandlinjen, utan någon form av stratifiering baserat på habitat eller djup** [liknande metod motiveras t.ex. av VFK (2018)]. För att hålla metoden standardiserad fiskades även vattendrag med mindre än 15 m bredd enbart utmed stranden. Strandzonen är det område där mest fisk förväntas fångas, eftersom habitatet tenderar att vara mer variabelt i denna zon (varierande djup, vegetation och habitatskomplexitet) jämfört med åfårens centrala del, vilken ofta är mer homogen och dessutom ibland för djup för att effektivt fånga t.ex. bottenassocierade arter. Pilotstudier i Svartån (Örebro län) visar att båtelfiskefångsten på djupare habitat är artfattigare än fångsten på grundare (strandnära) habitat, och dessutom mer varierande (typisk resultat består av antingen av en större mängd individer av stimlevande arter, t. ex. benlöja, eller mycket få fiskar) (Bergquist m.fl. 2007; se även VFK 2018). Fångsten i 2021 års undersökningar representerar därmed enbart fiskfaunan i strandzonen, men metoden vilar på antagandet att en sådan fångst ändå kan vara indikativ för den ekologiska statusen i vattendraget. **För att fångsten ska kunna representera alla habitat som förekommer i strandzonen måste en tillräckligt lång sträcka fiskas, så att de fiskade habitaterna proportionerligt motsvarar de olika habitaterna på sträckan som man vill bedöma status för.**

Enligt SIS/CEN-standard (SIS 2006b) ska en elfiskeprovplats vara minst 50 m i vattendrag där båtelfiske är relevant (våtbredd >5 m). Instruktioner för fisken som ska bedömas med hjälp av det europeiska fiskindexet EFI+ (EFI+ Consortium 2009) anger dock att provplatsen skall vara 10-20 gånger vattendragets våta bredd, med en minimumlängd på 100 m och en minimumarea på 1000 m². För att med god säkerhet täcka in den variation i habitat som förekommer i större vattendrag, och för att ha en god chans att fånga tillräckligt med fisk, bedömdes att **en provplats bör vara 1000 m lång** (längre vid lågt antal fångad fisk och potentiellt kortare vid fångst av mycket fisk); 1000 m långa provplatser rekommenderas också i t.ex. Karr (1981). **Provplatsen består av ett antal delsträckor (100-500 m) separerade med buffertsträckor på 20 m** för att sprida ut fisket ytterligare något längs vattendragets sträckning (distans mellan start- och stoppunkt är alltså längre än 1000 m). I 2021-års fiske genomfördes fisket, med något undantag, i provplatser av 1000-m längd, uppdelade på 10 stycken 100-m delsträckor. För mycket breda vattendrag understiger en 1000-m provplats den rekommenderade provplatslängden på 10 × våtbredden, men här kan istället flera provplatser provtas och vid behov slås samman. Erfarenheter från Norge antyder att det i vissa större vattendrag kan krävas en total fiskad yta av 10000 m² för att bedöma ekologisk status (Museth m.fl. 2016, 2017). Detta är något som kräver bedömning som baseras på tidigare erfarenhet i målvattendraget, vilket i dagsläget saknas för de flesta svenska vattendrag. För att bedöma status i en vattenförekomst bör

naturligtvis fisket ske inom vattenförekomstens sträckning, vilket ibland begränsar provplatsens längd till vattenförekomstens totala längd (potentiellt kan båda sidor av vattendraget fiskas, givet att fisket på ena sidan inte stör fisken på den andra sidan).

Baserat på information från båtelfiskeutförare från flera europeiska länder [Sverige (VFK 2020b), Norge², Österrike³) drogs slutsatsen att elektriciteten inte bör vara påslagen kontinuerligt, eftersom man flyttar det elektriska fältet kontinuerligt framåt på ett sådant sätt att många fiskar kommer reagera med flyktbeteende innan den blir så pass påverkad av spänningsfallet över kroppen att elektrotaxi och/eller elektronarkos infinner sig^{4,5}. Man riskerar med andra ord att fösa fisken framför båten eller åt sidan, bort från båten och utanför håvbart avstånd, vilket påverkar fångsten negativt (effekten kallas på engelska '*fright bias*'). Observationer vid en testkörning av SLU:s elfiskebåt i Sagån i juni 2021 tydde på att detta var fallet för t.ex. benlöja, vilket var den art som kunde observeras nära ytan i det annars grumliga vattnet (fisken observerades simma bort från båten, utan att fångas, när elaggregatet var kontinuerligt aktivt). För att inte riskera att fösa fisken framför båten beslutades att **fiska varje delsträcka av en provplats i en serie av etapper bestående fem sekunders påslagen ström⁶, mellan vilka båten framförs 1-2 båtlängder⁷** (1 båtlängd i lugnflytande provplatser, och 2 i snabbare flöde; det senare blev aldrig aktuellt i de provtagna provplatserna; metodiken illustreras i Figur 6). Med denna metod kan fisken "övertäckas" när strömmen slås på, istället för att känna av det annalkande elektriska fältet och fly. Fisket sker medströms och när vattenhastigheten är tillräckligt hög kan båten med fördel framföras enbart något snabbare än flödeshastigheten, vilket underlättar håvning då elchockad fisk driver en längre tid framför fören med denna strategi (Museth m.fl. 2013). I långsamflytande vatten fungerar dock inte denna strategi, utan båten måste då framföras snabbare än vattnets hastighet. Metoden baseras på muntligt/skriftligt kommunicerad information om hur båtelfiske bedrivs i Norge och Österrike och överensstämmer även någorlunda med hur vissa tidigare elfisken bedrivits i Sverige (t.ex. VFK 2018). Fem sekunders elpåslag kan möjligtvis anses vara kort, men bedömdes vara lämpligt efter pilotfiske i Sagån där siktdjupet var mycket begränsat.

² Pers. komm.: Jon Museth, Norsk Institutt for naturforskning (NINA), Norge

³ Pers. komm.: Vinzenz Bammer, Institute for Aquatic Ecology and Fisheries Management, Österrike.

⁴ Ett alternativ som skulle kunna fungera med kontinuerligt påslagen ström är att köra båten i ett "sick-sack"-mönster mellan strandzon och ut mot ca 2-m vattendjup. Då föser man åtminstone fisken in mot strandkanten under halva fiskets gång och där kan fisken troligtvis fångas då den hindras att fly av själva strandkanten. Metoden används t.ex. i Carlstein & Sundbaum (2014).

⁵ Noterbart är att inte heller vadningselfiske normalt bedrivs med strömmen ständigt påslagen - istället slås den på under ett svep med anoden, varefter anoden flyttas till ett nytt område för ett nytt svep utan att strömmen är på; vid vadningselfiske är det dock enklare att täcka av ett helt område med aktivt fiske, jämfört med fiske med en relativt svårnavigerad båt.

⁶ Rekommendation från Vinzenz Bammer, Institute for Aquatic Ecology and Fisheries Management, Österrike.

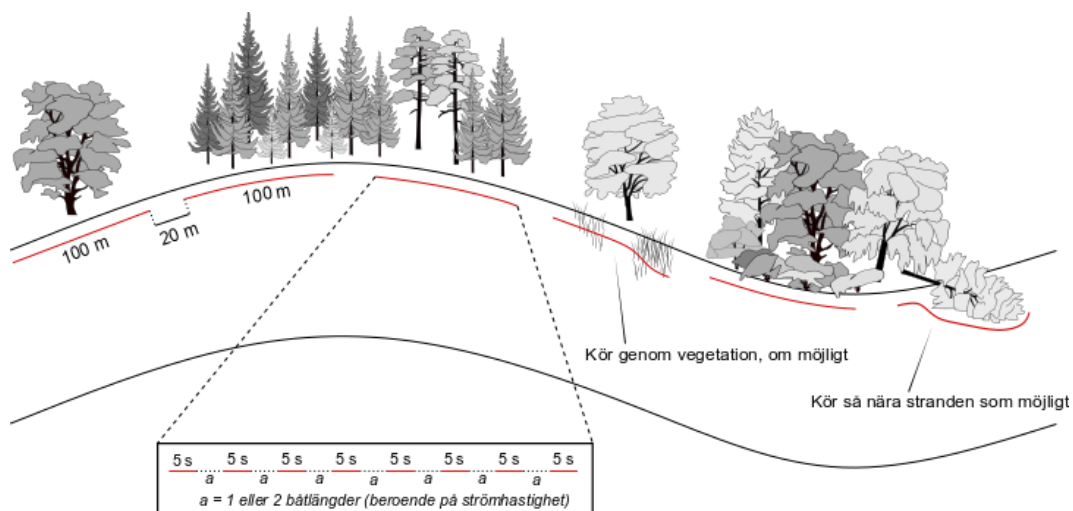
⁷ Rekommendation från Jon Museth, Norsk Institutt for naturforskning (NINA), Norge

Längre påslag skulle kunna leda till att fisk som inte observeras kan skadas om de befinner sig nära anoderna en längre tid. Av denna anledning anses fler men kortare påslag vara motiverat ur ett djuretiskt perspektiv, eftersom många vattendrag har kraftigt begränsat siktdjup i de södra delarna av landet.

Avståndet mellan anoderna sattes till 2 m, baserat på experimentella resultat där 1,9 m anodavstånd visades mer effektivt än 1,3 m och 3,2 m (Miranda & Kratchovil 2008); 2 m avstånd används även av t.ex. Martinez & Kolz (2013) och rekommenderas generellt i Martinez & Kolz (2018). **Två aktiva håvare** nyttjades vid samtliga fisken. **Håvskäften var 2.5 m långa (8 fot) och hade nät med 42 × 40 cm öppning (16,4 × 15,6 tum), 31 cm djup (12 tum) och 6,35 mm (0.25 tum) maskspalt.**

2.4. Artbestämning

Arter bestämdes i fält med hjälp av en egenkonstruerad bildnyckel, vilken baserats på Nationalnyckeln (Kullander m.fl. 2012) och även inkluderade meristiska artkaraktärer såsom antal fenstrålar i fenorna och antal fjäll längs sidolinjen för karpfiskarter, samt kompletterande fotografier som hämtats från olika källor på internet.



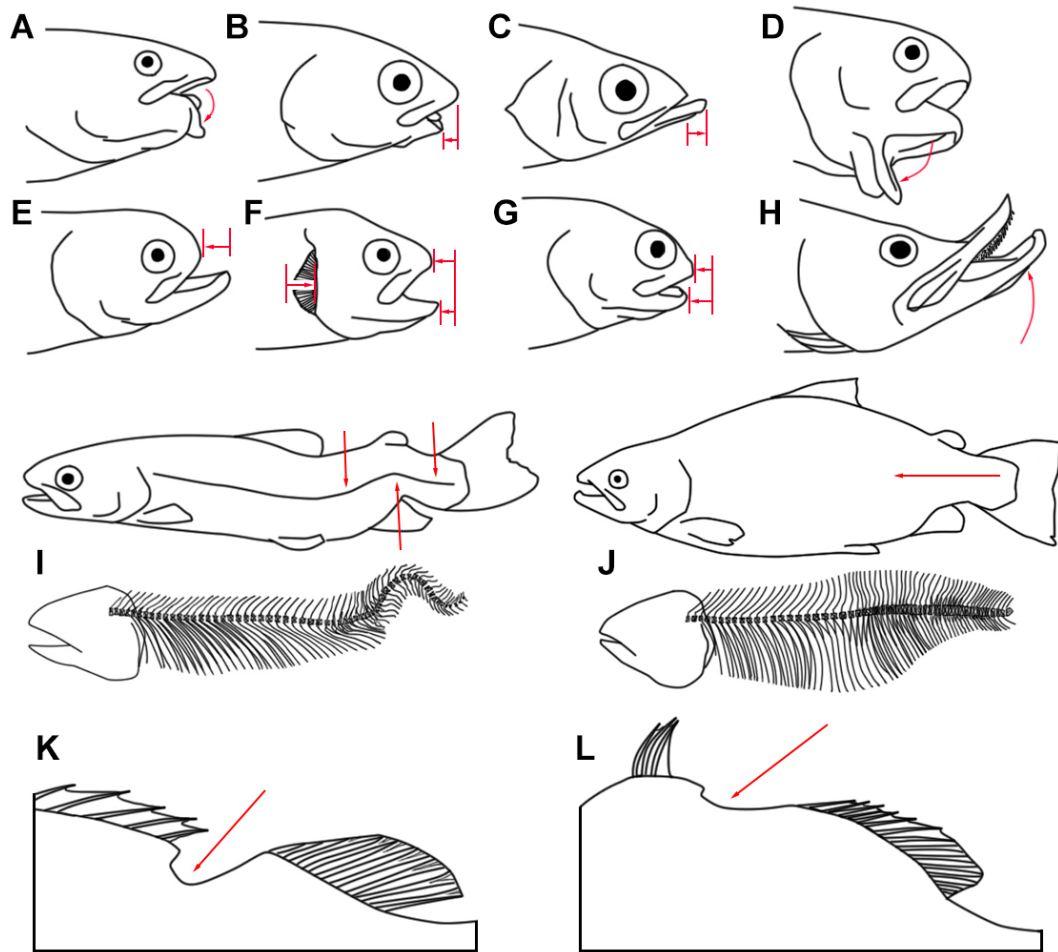
Figur 6. Generaliserad beskrivning av fiskestrategin för en provplats, bestående av ett antal fiskade delsträckor (i detta fall sex stycken 100 m långa delsträckor), vilka är separerade med 20 m långa icke-fiskade sträckor (för att sprida ut fisket över en längre sträcka av vattendraget). Inom varje delsträcka fiskas ett antal etapper bestående av 5-sekunders elchocker med båten i rörelse framåt. Etapperna separeras av en eller två båtlängder icke-fiskad sträcka, beroende på strömhastighet (en båtlängd vid lugnflytande förhållanden, två båtlängder vid snabbflytande förhållanden). Båten framförs utmed stranden eller så nära stranden som möjligt.

2.5. Mätning av fisk

Kroppslängd (maximal totallängd; från nospets till yttersta spetsen av stjärtfenan, med fenan hopvikt) av fångad fisk mättes individuellt till närmsta millimeter. Även årsyngel mättes individuellt i samtliga fall. På en provplats (Huskvarnaån) fångades stora mängder karpfiskyngel (mört, braxen och benlöja; > 1000 individer). Huvuddelen av dessa fotograferades i grupper av 10-55 individer mot en bakgrund bestående av laminerat millimeterpapper (kamera: Pentax K-7; objektiv: Sigma 17-70 mm 1:2.8-4 DC; använd brännvidd: 45-70 mm – 35-mm ekvivalent: 67-105 mm, d.v.s. fotograferat med brännvidd motsvarande teleobjektiv, vilket minimerar bilddistorsion). Från fotografierna mättes sedan maximala totallängden med hjälp av datorprogrammet ImageJ 1.53k (<http://imagej.nih.gov/ij/>; Schneider m.fl. 2012), med vilken man kan bestämma en uppmätt sträcka i bilden baserat på hur många pixlar som en känd sträcka inom bilden innehåller. Kort beskrivning av metodik för att mäta längd från digitala bilder beskrivs under avsnitt 5.2.3 *Praktiska erfarenheter: Problem vid fisket: Mätning av stora mängder årsyngel*.

2.6. Notering av utvecklingskador

Individer som fångades under fisket undersöktes med avseende på utvecklingskador i form av deformationer på antingen huvud eller ryggrad (Figur 7). Morfologiska deformationer kan potentiellt påvisa påverkan från flera olika faktorer, såsom kemisk förorening, ogynnsamma temperatur- eller syreförhållanden under utveckling, suboptimalt näringsintag, sjukdomar och parasiter (Näslund & Jawad 2021). Den exakta orsaken till deformationerna kan sällan utrönas utan vidare undersökningar, men ett högt antal deformerade individer kan indikera att någonting inte står rätt till i ekosystemet (Bengtsson 1979). Exempel på noterbara deformationer på huvudet inkluderar t.ex. förkortade käkar (överkäke: 'mopshuvud', båda käkarna: 'rundhuvud'), missformad underkäke (t.ex. förkortad, förlängd eller krokig underkäke), deformerade mungipor (Carlstein m.fl. 2002, 2003, 2004) och förkortade gällock. Exempel på ryggradsskador inkluderar olika former av uppenbart krökt eller förkortad kroppsform (skolios, lordos, kyfos, kompression), deformerad ryggsida ("sadelryggssyndrom") och avsaknad av stjärtfena. Deformationer som inte ingick i undersökningen inkluderade fjälldeformationer, sidolinjedeformationer, fendeformationer och färgavvikelser, eftersom dessa ofta är mindre uppenbara och därmed tar längre tid att undersöka.



Figur 7. Exempel på utvecklingskador (ytterligare typer av deformationer förekommer). A) Missbildad krokig underkäke; B) förkortad underkäke; C) abnormt lång underkäke (överkäke normal; jämför med E); D) "dubbelmun", delar av underkäksapparaten sitter inte ihop; E) förkortad överkäke, "mopshuvud" (underkäke normal; jämför med C); F) både över- och underkäke förkortade, "rundhuvud", och förkortat gällock; G) både över- och underkäke förkortade, "rundhuvud"; H) missbildad uppåtriktad käkapparat; I) krokig ryggrad (olika typer av krokighet: skolios – krokig i sidled, lordos – krokig i höjldled, ryggrad kurvar nedåt, kyfos – krokig i höjldled, ryggrad kurvar uppåt; ofta förekommer olika kombinationer av krokighet, fisken som avbildas lider av skolios och kyfos); J) ryggradskompression, fisken är kortare än normalt på grund av missbildad ryggrad (förkortad kropp kan dock även vara orsakat av t.ex. skolios/lordos/kyfos); K-L) två exempel på "sadelrygg-syndrom", abnorma inbuktningar i ryggen på grund av missbildning av ryggkotornas dorsala utskott, ofta saknas även delar av ryggfenorna.

2.7. Fångst per ansträngning (CPUE)

I resultaten av denna rapport analyseras fångsten som fångst per ansträngning (CPUE; 'catch-per-unit-effort'). Tid med påslagen elektricitet används som mått på ansträngning; fångsten på en provplats delas helt enkelt med fiskad tid (antal sekunder). Detta anses vara en kostnadseffektiv metod att använda för övervakningsfisken (Carlstein m.fl. 2008a), då ansträngningsmått i form av fiskad sträcka och -area är krävande att skatta i fält vid båtelfiske (eftersom strömmen inte är påslagen hela tiden kan inte hela sträckan från startpunkt till slutpunkt räknas som fiskad sträcka). Fångst per ansträngning är acceptabelt som index för fiskabundans enligt SIS/CEN-vägledningen SE-EN 14962:2006 (SIS 2006a), utan specifikt krav på huruvida ansträngningen ska vara tid, sträcka eller area. Enligt SIS/CEN-standarden SE-EN 14011:2006 skall tätheter av fisk kunna rapporteras som antal per 100 m² (SIS 2006b). Denna standard är dock i huvudsak inriktad på vadningselfisken, även om båtelfiske omnämns i korta stycken i texten. Att få ut relevanta skattningar på tätheter från båtelfiske bedöms här vara svårt på grund av 1) att en relativt stor proportion fisk ofta missas vid håvning (olika arter och livsstadier har dessutom olika fångsbarhet; se avsnitt 5.2.1 *Problem vid fisket: Fångsbarhet* nedan), 2) att fisket inte täcker hela vattendragsbredden, samt 3) att fångsbarhet inte går att skatta då inga upprepade utfiskningar görs (även om de skulle göras är de sannolikt inte lämpliga för populationsskattning, då det är mycket svårt att fiska hela vattendragssträckans area). Om man ändå vill rapportera fångst per sträcka eller fångst per area (vilket t.ex. krävs om indexet EFI+ skall användas; EFI+ Consortium 2009) så är dock metoden som beskrivs ovan anpassad för att kunna göra en skattning av faktiskt fiskad sträcka och area. Beräkningen kräver att man fiskar på ett mycket konsekvent sätt, med avseende på längd på delsträcka, avstånd mellan etapper (i båtlängder) och de enskilda strömpåslagets varaktighet (i sekunder).

Fiskad sträcka kan skattas genom formeln (termbeskrivningar: se Tabell 1):

$$D_E = (N_T \cdot D_D) - \left(\frac{t_e/N_T}{t_c} - 1 \right) \cdot N_T \cdot L_b$$

Fiskad yta kan sedan skattas genom formeln (termbeskrivningar: se Tabell 1):

$$A_E = D_E \cdot B_E$$

Tabell 1. Beskrivningar av termer för formler

Term	Beskrivning
A_E	Effektivt fiskad area
B_E	Effektiv avfiskad bredd (ca 4 m vid fiske med två anoder monterade med 2 m mellanrum)
D_D	Längd på delsträcka (inklusive ej fiskade sträckor inom delsträckor, mellan etapper)
D_E	Effektivt fiskad sträcka för provplatsen
L_b	Båtlängd (m)
N_T	Antal fiskade delsträckor
t_e	Effektivt fiskad tid på provplatsen (sekunder; avläses från elfiskebåtens digitala panel efter fisket)
t_c	Tid med påslagen elektricitet per etapp (sekunder; rekommenderat: 5 s)

Termen $\left(\frac{t_e/N_T}{t_c} - 1\right)$ i första modellen beräknar medelantalet båtlängder som förflyttats mellan varje elchocksetapp på delsträckorna. Ett alternativ är att räkna och notera antalet båtlängder i elfiskeprotokollet.

2.8. Analyser

2.8.1. Fångst: Arter och individer

Antalet fångade arter och individer summerades och analyserades grafiskt per provplats och vattenförekomst. Både antal arter och individer plottades mot tiden med påslagen ström för att se hur ansträngning påverkar fångsten. Storleksfördelning för varje art och provplats redovisas som punktgrafer med medianvärde för den maximala totallängden. Detta ger en grov överblick över storleksfördelning inom och mellan provplatser.

2.8.2. Elfiskeskador och –mortalitet

Andel elfiskeskadade och döda individer analyserades grafiskt baserat på histogram över dels procent skadade och döda individer (båda kategorierna sammanslagna, eftersom döda individer också rimligtvis är skadade) och dels procent döda individer. Även punktdiagram nyttjades för att se hur skador och mortalitet förhåller sig till det totala antalet fisk som fångats. I de senare analyserna användes ett riktvärde på 10 %, baserat på en genomsnittlig mortalitet från exponeringsexperiment redovisade i Dolan & Miranda (2004). I kombination ger dessa grafiska analyser en bra överblick över både generella mönster och extremvärden som indikerar hur det kan se ut i de värsta fallen.

2.8.3. Utvecklingsskador

Inga individer med utvecklingsskador eller deformationer noterades i fångsten och analyserades därför inte.

2.8.4. Miljövariablers relation till fångsten

Flera olika miljövariabler är potentiellt relevanta för utveckling av framtida bedömningsgrunder. Här utvärderas ett antal variabler som identifierades som potentiellt relevanta och kunde skattas antingen i fält eller baserat på kartanalys eller litteratursammanställningar. Analyser skedde grafiskt eftersom endast ett begränsat antal vattenförekomster inkluderades i undersökningen; datamaterialet har därmed en svag statistisk styrka och dessutom är syftet med analysen enbart att få en bild över vilka potentiella samband (linjära eller icke-linjära) som förekommer och vilken representation som finns i de olika variabelvärdena, för framtida referens vid planering av vidare båtelfisken. Vi begränsar oss till att analysera antal arter och total fångst per ansträngning. Potentiella samband beskrevs grafiskt med punktdiagram och både lokala (loess)- och linjära regressionslinjer. Inga statistiska resultat redovisas i form av signifikans eller parameterestimater, eftersom dessa analyser i huvudsak är preliminära analyser av samband mellan fångst och given miljövariabel. Säkrare analyser där signifikans blir relevant kräver mer data från fler provplatser över flera år, vilket väntas finnas tillhanda först efter ytterligare några fältsäsonger. För loess-regressioner redovisas 95 % konfidensintervall grafiskt för regressionslinjerna, i huvudsak för att ge en bild av variationen i data och den relativa skattade precisionen av regressionen i olika dataområden längs x-axeln; inga starka slutsatser bör baseras på dessa intervall eftersom vi vet att de inte representerar strikt korrekta intervall p.g.a. att den hierarkiska strukturen i data inte tagits hänsyn till (flera provplatser kan komma från samma vattenförekomst, vilket innebär att de inte är oberoende av varandra). En tekniskt korrekt modellstruktur skulle inkorporera vattenförekomst som en slumpvariabel under vilken de olika provplatserna grupperas (s.k. mixed modeller; eng: *mixed models*). För ändamålet att undersöka potentiella relationer mellan fångst och olika miljövariabler antogs att alla fiskade provplatser var oberoende av varandra, vilket leder till pseudoreplikering (Hurlbert 1984). Olika provplatser från samma vattenförekomst redovisas med hjälp av en färgskala, så att det finns möjlighet att grafiskt bedöma deras likhet med varandra.

2.8.5. Påverkansfaktorers relation till fångsten

Fångsten (antal arter och CPUE för totala antalet individer) i förhållande till olika påverkansfaktorerna, såsom de redovisas i VISS (VISS 2022), analyserades grafiskt baserat på frekvensdiagram och medianvärden. Detta ger en överblick över genomsnittlig fångst och variation i fångst i vattenförekomster med olika statusklassning för en given påverkansfaktor. Liksom i tidigare beskrivna analyser för miljövariabler togs ingen hänsyn till pseudoreplikering. Olika arter är utan tvekan olika känsliga för olika påverkansfaktorer, men vi avvaktar med arts specifika analyser till dess att data från fler båtelfisken finns tillgängliga.

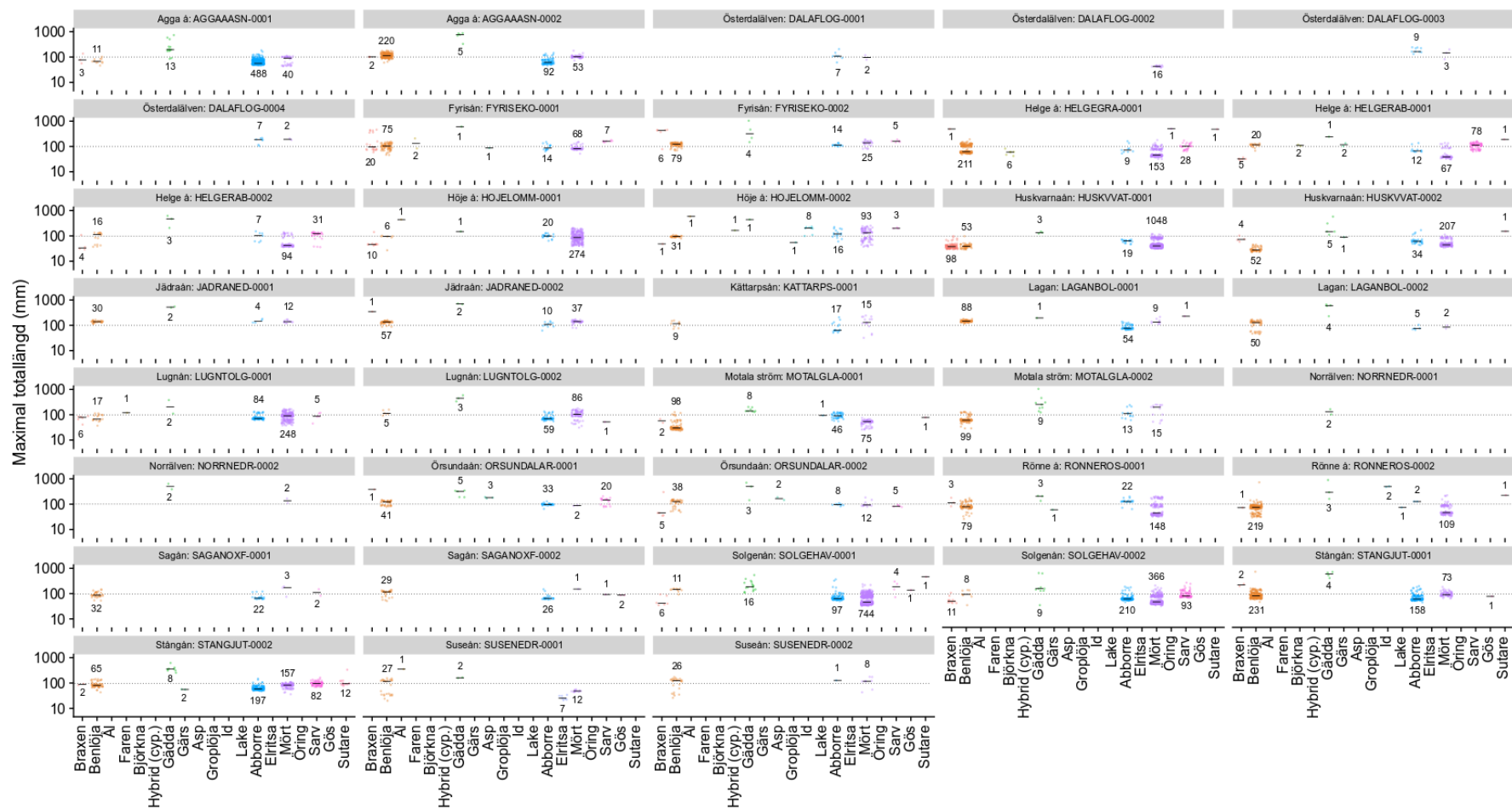
3. Resultat

3.1. Fångst: Arter och individer

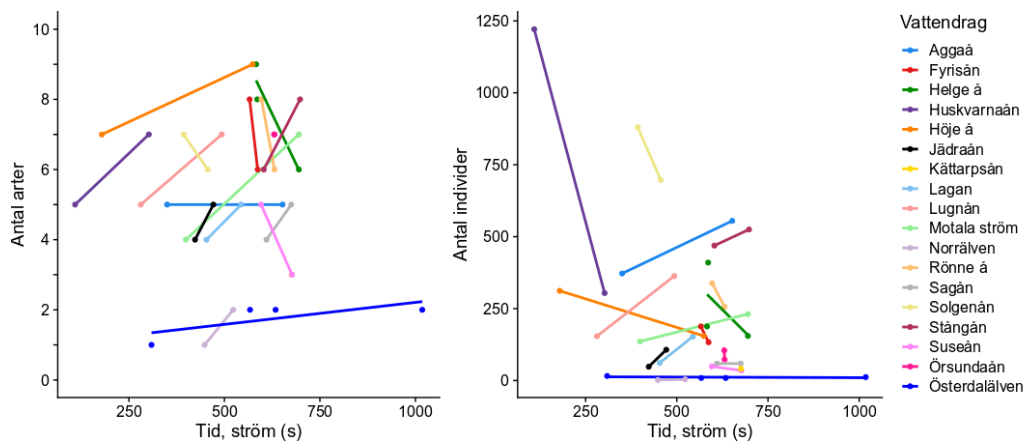
Totalt fångades 18 arter och 8885 individer (se Figur 8 för ett urval); ytterligare en art observerades utan att fångas (havs- eller flodnejonöga; Suseån). Antal fångade individer och storleksfördelning redovisas i Figur 9. Vanligast förekommande art var mört (18 av 18 vattendrag; 37 av 38 provplatser), följt av abborre (17 vattendrag; 34 provplatser), benlöja (16 vattendrag; 31 provplatser), gädda (15 vattendrag; 29 provplatser) och sarv (9 vattendrag; 16 provplatser). Abborre och gädda observerades i ytterligare ett vattendrag vardera, utan att fångas. Både antal arter och antal individer per provplats, i förhållande till aktiv fisketid (med ström påslagen) varierade stort mellan vattendrag (Figur 10A-B).



Figur 8. Exempel på fiskar fångade under 2021 års båtelfiske. A) Sarv, Solgenån, B) stor benlöja, Helge å, C) juvenil braxen, Solgenån, D) sutare, Helge å, E) årsyngel av benlöja, Suseån, F) groplöja, Höje å, G) öring, Helge å, H) juvenil gös, Solgenån, I) asp, Örsundaån, J) abborre, Solgenån, K) juvenil gädda, Rönne å, L) hybrid mellan två olika arter av karpfisk (föräldraarter okända), Höje å. Foto: JN (A, C, H, J), TS (B, D, E, G, K), BA (F, I, L).



Figur 9. Fångst från varje fiskad provplats. Y-axeln representerar individuell maximal totalängd (totalängd med stjärtfenan hopfälld); X-axeln visar fångade arter. För varje art representerad i fångsten är medianlängd markerad med svart horisontellt streck; siffran som står i anslutning till datapunkter anger antalet fångade individer. Notera log₁₀-skala på y-axeln. En detaljerad PDF-version av figuren finns att hämta på: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.23514231>.

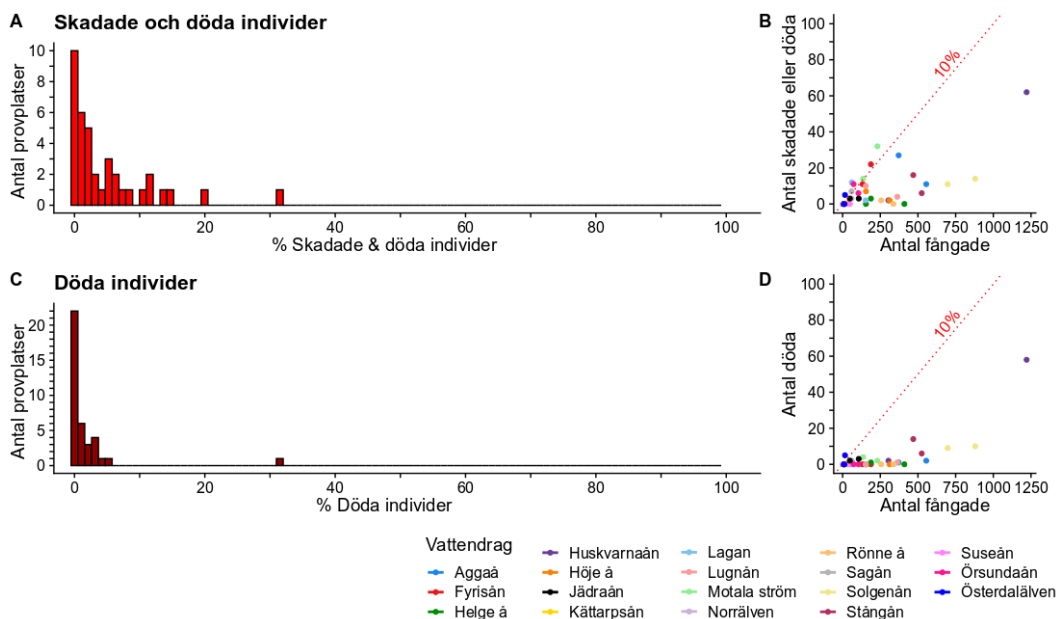


Figur 10. Punktdiagram över fångst av antal arter (vänster) och antal individer (höger) per ansträngning (tid med påslagen ström i sekunder). Provplatser från samma vattendrag är redovisade i samma färg och sammanbundna med linjer i respektive färg.

3.1.1. Elfiskeskador och –mortalitet

Skador och/eller död registrerades hos totalt 309 fiskindivider (3,4%), med stor variation mellan provplatser [från 0% (0 av 410) till 31% (5 av 16); Figur 11A-B]. Vad gäller elfiskerelaterad död (skattat baserat på individer som dog eller var uppenbart döende innan mätning) så drabbades 125 individer (1,4%) i samband med fisket (Figur 11C-D). Högsta proportionen döda återfanns i ett fiske med mycket liten fångst och utgjordes av 5 individer i en total fångst av 16 mörtar (årsyngel) i Dalälven. Största antalet döda individer under ett fiske var 58 (57 mört och 1 löja; majoriteten årsyngel) orsakades på den provplats som även hade högst antal fångade fiskar (Huskvarnaån).

Ytterligare mortalitet än den registrerade elfiskedödligheten observerades för karpfiskyngel (mört, löja och braxen; ej kvantifierad), vilken till synes var en effekt av stress och skador i samband med hantering för mätning av kroppslängd, snarare än skador relaterade till elfisket (vid våra fisker observerades att karpfiskyngel tenderar att förlora många fjäll, även vid varsam hantering).

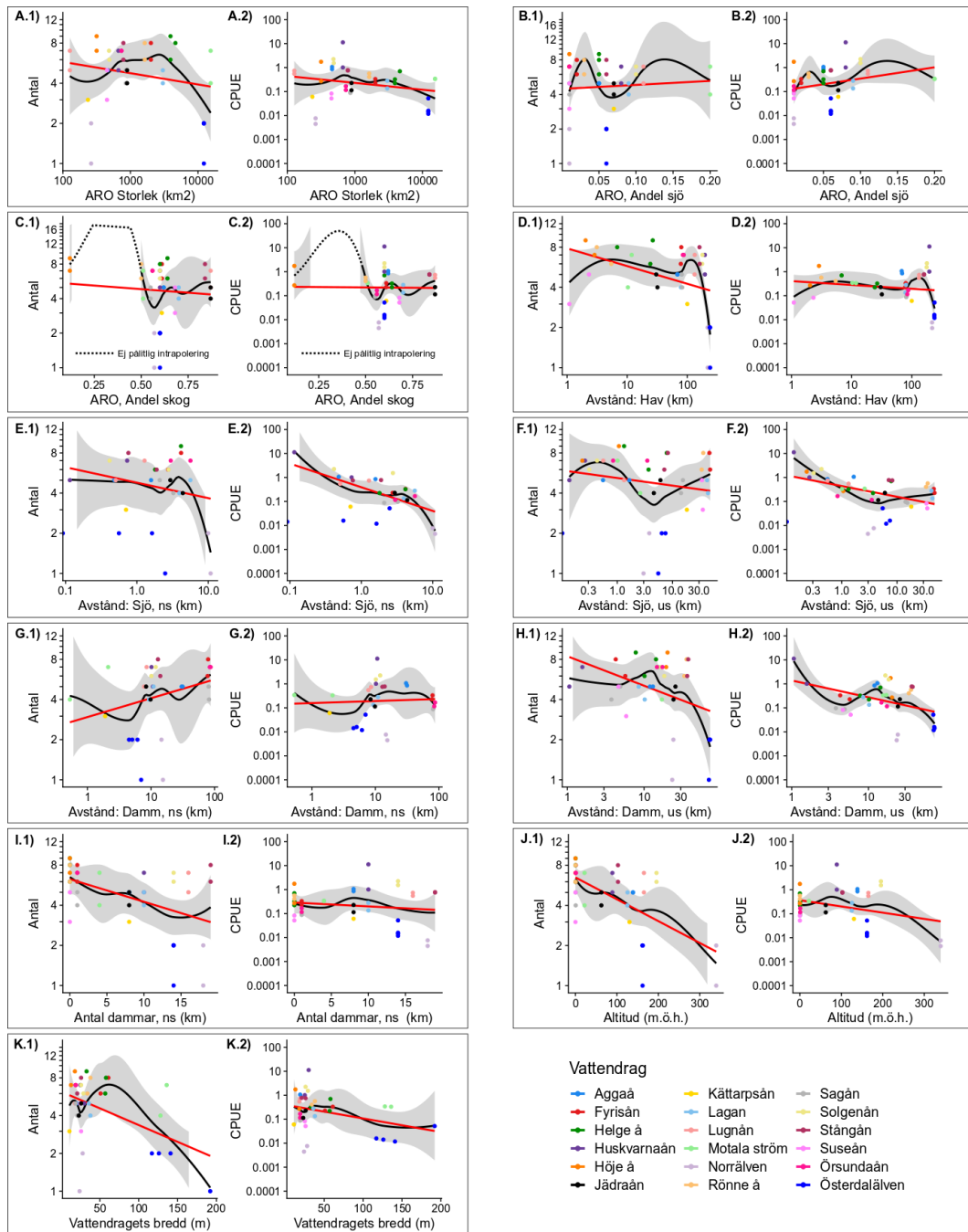


Figur 11. Döda och skadade fiskar under båtelfisket 2021. A) Histogram över andel (%) skadade eller döda individer per provplats. B) Andel (%) skadade eller döda individer i relation till antal fångade individer. C) Histogram över andel (%) döda individer per provplats. D) Andel (%) döda individer i relation till antal fångade individer..

3.1.2. Miljövariablers och påverkansfaktorers relation till fångsten

Flertalet miljövariabler relaterade till provplatsernas övergripande geografi (Figur 12, Tabell 2), provplatsernas vattenkaraktär (Figur 13, Tabell 3) och provplatsernas morfologiska och biologiska karaktär (Figur 14, Tabell 4) undersöktes i förhållande till fångst (antal arter och total fångst per ansträngning). Även om statistisk modellering av data utfördes så bör resultaten ses som deskriptiva, på grund av låg stickprovsstorlek i förhållande till den variation av vattendrag som förekommer i Sverige. Med data från endast 19 vattendrag finns ingen möjlighet att täcka in det fulla spannet av samtliga miljövariabler. Resultat i form av grafiska analyser och tolkningar av dessa presenteras i Figur 12-14 och Tabell 2-4.

Påverkansfaktorernas relation till fångsten (antal arter och total fångst per ansträngning) redovisas grafiskt i Figur 15, med tolkningar av resultat i Tabell 5.

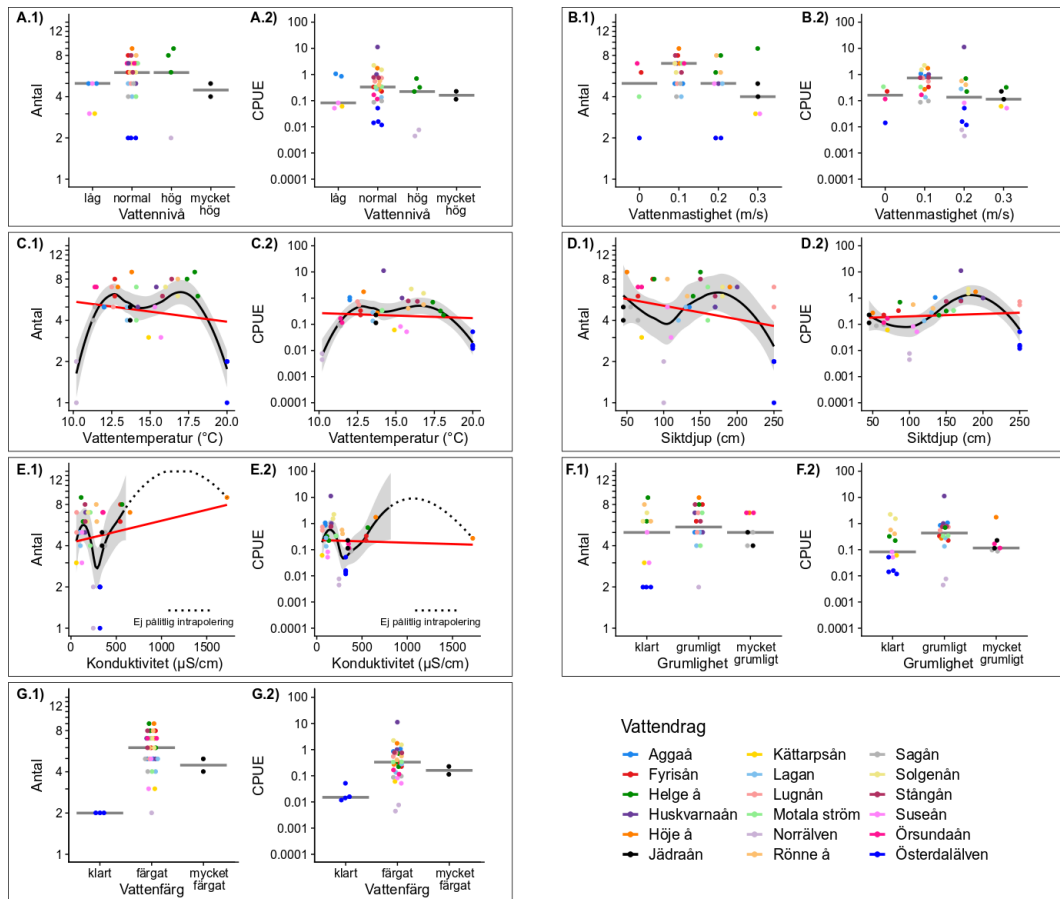


Figur 12. Antal arter och fångst per ansträngning (CPUE; ansträngning, E = sekunder aktivt fiske) för samtliga fångade arter i relation till: A) avrinningsområdets storlek; B) andel sjö i avrinningsområdet; C) andel skog i avrinningsområdet; D-H) avstånd till havet (D), närmsta sjö nedströms (E), närmsta sjö uppströms (F), närmsta damm nedströms (G), och närmsta damm uppströms (H); I) antal dammar (artificiella vandringsbarriärer, både definitiva och partiella hinder) nedströms; J) altitud; K) vattendragets bredd. Svart linje visar loess-regression, med 95% konfidensband i grått; röd linje visar prediktion från linjär regression. Tolknningar av resultaten finns i Tabell 2.

Tabell 2. Preliminär tolkning av samband mellan fångst (antal arter och total fångst per ansträngning, CPUE) och olika miljövariabler, baserat på data i Figur 12. Notera att analysen gjorts visuellt och på begränsat dataunderlag; vidare statistisk analys ansågs inte lämplig förrän mer data finns tillgänglig

Miljövariabel	Samband: arter	Samband: CPUE	Särskilt behov, framtida fisken*
ARO storlek (Fig. 12A)	Potentiellt \cap -format samband.	Inget uppenbart potentiellt samband.	Vattenförekomster från små och stora ARO.
Andel sjö i ARO (Fig. 12B)	Inget uppenbart samband.	Potentiellt svagt positivt samband.	Vattenförekomster med hög andel sjö uppströms.
Andel skog i ARO (Fig. 12C)	Inget uppenbart samband.	Inget uppenbart samband.	Vattenförekomster med låg andel skog uppströms.
Avstånd till hav (Fig. 12D)	Inget uppenbart samband; låg fångst i en vattenförekomst påverkar kurvan kraftigt i högra marginalen.	Inget uppenbart samband.	Mer data behövs, men inget särskilt behov identifierat
Avstånd till närmsta sjö nedströms (Fig. 12E)	Inget uppenbart samband; kurvan påverkas av enstaka vattenförekomst i högra marginalen.	Potentiellt negativt samband.	Vattenförekomster med extremvärden (0.1–0.5 km och >8 km från närmsta uppströms liggande sjö)
Avstånd till närmsta sjö uppströms (Fig. 12F)	Inget uppenbart samband.	Potentiellt tröskelsamband; negativt mellan 0-3 km, därefter inget uppenbart samband.	Mer data behövs, men inget särskilt behov identifierat
Avstånd till närmsta damm nedströms (Fig. 12G)	Inget uppenbart samband.	Inget uppenbart samband.	Vattenförekomster med kort avstånd till närmsta damm nedströms.
Avstånd till närmsta damm uppströms (Fig. 12H)	Potentiellt tröskelsamband; inget uppenbart samband mellan 0-15 km, därefter potentiellt negativt samband.	Potentiellt svagt negativt samband.	Vattenförekomster med extremvärden (< 3 km och >30 km).
Antal dammar nedströms (Fig. 12I)	Potentiellt svagt negativt samband. Potentiellt mer variation vid högre antal dammar.	Inget uppenbart samband.	Vattenförekomster med 3-7 dammar nedströms.
Altitud (Fig. 12J)	Potentiellt negativt samband.	Inget uppenbart samband	Vattenförekomster med altitud > 200 m.ö.h.
Vattendragets bredd (Fig. 12K)	Potentiellt \cap -format samband, alternativt tröskelsamband (negativt vid >70 m.ö.h.)	Potentiellt svagt negativt samband	Vattenförekomster med bredd över 70 m.

* Beskriver särskilt behov av vidare datainsamling för att få bättre täckning av given miljövariabels spridning.

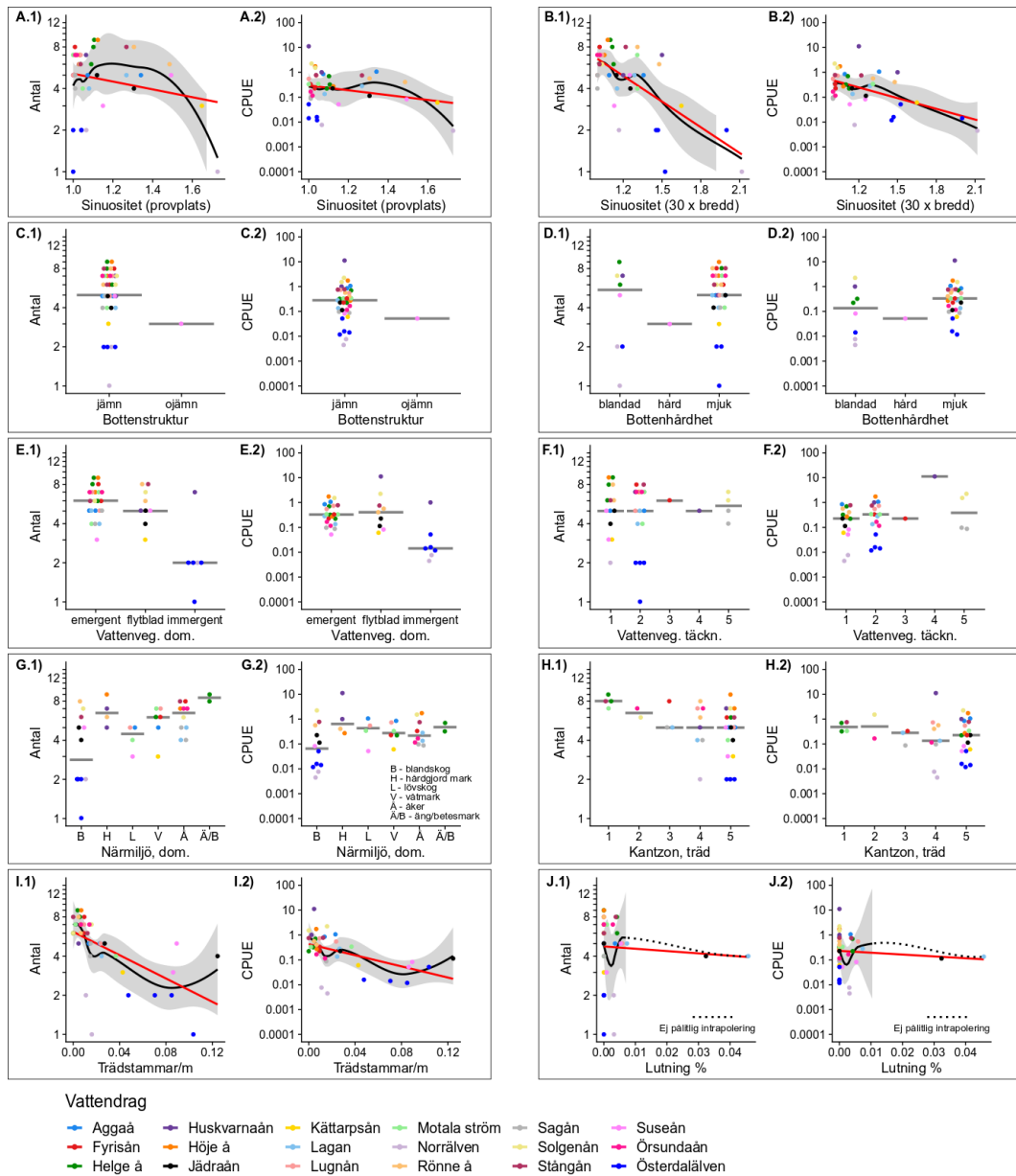


Figur 13. Antal arter och fångst per ansträngning (CPUE; ansträngning, E = sekunder aktivt fiske) för samtliga fångade arter i relation till: A) vattennivå; B) vattenhastighet (m/s); C) vattentemperatur ($^{\circ}\text{C}$); D) siktdjup (cm); E) konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$); F) grumlighet; G) vattenfärg. Kontinuerliga oberoende data: svart linje visar loess-regression, med 95% konfidensband i grått; röd linje visar prediktion från linjär regression. Kategoriska oberoende data: grå linje visar median. Tolkningar av resultaten finns i Tabell 3.

Tabell 3. Preliminär tolkning av samband mellan fångst (antal arter och total fångst per ansträngning, CPUE) och vattenkaraktär, baserat på data i Figur 13. Notera att analysen gjorts visuellt och på begränsat dataunderlag; vidare statistisk analys ansågs inte lämplig förrän mer data finns tillgänglig.

Miljövariabel	Samband: arter	Samband: CPUE	Särskilt behov, framtida fisken*
Vattennivå (Fig. 13A)	Inga tydliga skillnader, men huvuddelen av provplatserna fiskades vid normalvattenföring.	Inga tydliga skillnader, men huvuddelen av provplatserna fiskades vid normalvattenföring.	Fisken bör ske vid normalvattenföring, men avvikande fisken krävs för utvärdering.
Vattenhastighet (Fig. 13B)	Potentiellt högst fångst vid 0.1 m/s; bristande dataunderlag.	Potentiellt högst fångst vid 0.1 m/s; bristande dataunderlag.	Generellt större spann av olika vattenhastigheter behövs.
Vattentemperatur (Fig. 13C)	Potentiellt \cap -format samband; alternativt inget samband.	Potentiellt \cap -format samband; alternativt inget samband.	Fisken från förhållanden med $<11^{\circ}\text{C}$ och $>18^{\circ}\text{C}$ krävs för att utvärdera effekten av vattentemperatur; dessa förhållanden kan dock vara olämpliga för undersökningar.
Siktdjup (Fig. 13D)	Inget tydligt enkelt samband.	Inget tydligt enkelt samband.	Provplatser med siktdjup >2 m.
Konduktivitet (Fig. 13E)	Inget tydligt samband.	Inget tydligt samband.	Provplatser med >700 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
Grumlighet (Fig. 13F)	Inga tydliga skillnader.	Potentiellt högre fångst vid grumliga förhållanden, jämfört med klara eller mycket grumliga förhållanden.	Provplatser med mycket grumligt vatten.
Vattenfärg (Fig. 13G)	Går ej utvärdera; för få provplatser med klart eller mycket färgat vatten.	Går ej utvärdera; för få provplatser med klart eller mycket färgat vatten.	Provplatser med klart och mycket färgat vatten.

* Beskriver särskilt behov av vidare datainsamling för att få bättre täckning av given vattenkaraktärsvariabels spridning

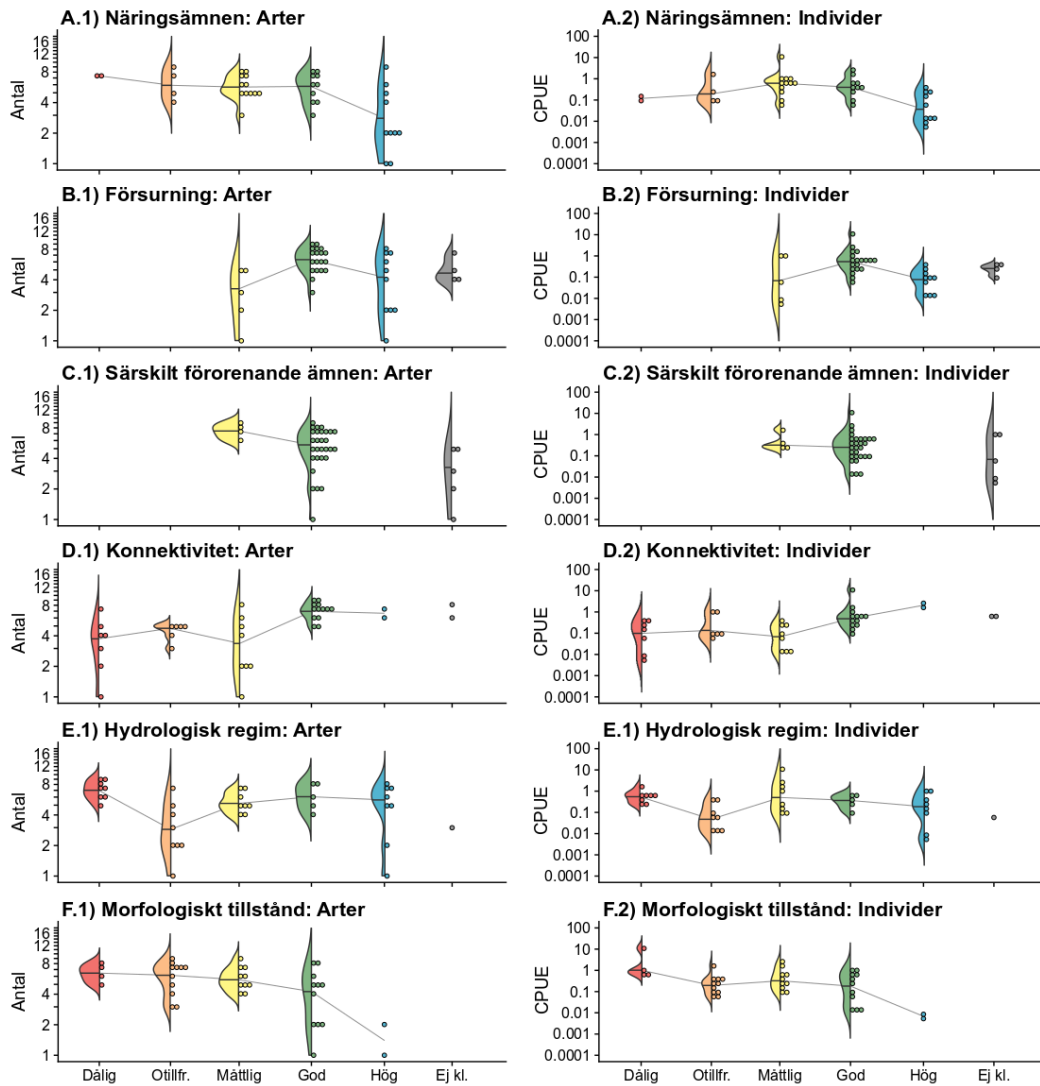


Figur 14. Antal arter och fångst per ansträngning (CPUE; ansträngning, E = sekunder aktivt fiske) för samtliga fångade arter i relation till: A) sinuositet över provplatsens sträckning; B) sinuositet över en representativ sträckning av vattendraget (30 × vattendragets bredd); C) bottenstruktur; D) bottenhårdhet; E) dominerande vattenvegetation; F) vattenvegetationens täckningsgrad; G) dominerande närmiljötyp; H) träd i kantzonen; I) antal trädstammar i vattnet per meter; J) vattendragets lutning (%). Kontinuerliga oberoende data: svart linje visar loess-regression, med 95% konfidensband i grått; röd linje visar prediktion från linjär regression. Kategoriska oberoende data: grå linje visar median. Tolkningar av resultaten finns i Tabell 4.

Tabell 4. Preliminär tolkning av samband mellan fångst (antal arter och total fångst per ansträngning, CPUE) och olika miljövariabler, baserat på data i Figur 14. Notera att analysen gjorts visuellt och på begränsat dataunderlag; vidare statistisk analys ansågs inte lämplig förrän mer data finns tillgänglig.

Miljövariabel	Samband: arter	Samband: CPUE	Särskilt behov, framtida fisken*
Sinuositet, provplatsens sträckning (Fig. 14A)	Potentiellt \cap -format samband, alternativt tröskelsamband (negativt vid värden >1.4).	Inget tydligt samband, men potentiellt tröskelsamband (negativt vid värden >1.3). Ackumulering av data vid låga värden, varför substantiell variation i fångsten mellan olika vattenförekomster kan observeras.	Vattenförekomster med hög sinuositet. Osäkert om denna variabel är informativ; sannolikt är sinuositeten över en mer representativ sträckning (30 × provplatsens medelbredd; Fig 13B) en bättre variabel att undersöka, speciellt för större vattendrag där sinuositeten annars ofta blir väldigt låg.
Sinuositet, 30 × provplatsens medelbredd (Fig. 14B)	Potentiellt negativt samband, alternativt tröskelsamband (negativt vid värden >1.4).	Potentiellt negativt samband, alternativt tröskelsamband (negativt vid värden >1.3).	Vattenförekomster med hög sinuositet.
Bottenstruktur (Fig. 14C)	Går ej utvärdera; enbart en provplats med ojämn bottenstruktur.	Går ej utvärdera; enbart en provplats med ojämn bottenstruktur.	Provplatser med ojämn bottenstruktur.
Bottenhårdhet (Fig. 14D)	Relativt lika antal arter fångade från provplatser med blandad och jämn botten; enbart en provplats med ojämn bottenstruktur.	Relativt lika CPUE-värden från provplatser med blandad och jämn botten; enbart en provplats med ojämn bottenstruktur.	Provplatser med hård botten.
Vattenvegetation, dominerande typ (Fig. 14E)	Potentiellt färre arter på provplatser med dominans av immergent vegetation.	Potentiellt lägre CPUE på provplatser med dominans av immergent vegetation.	Vattenförekomster med dominans av immergent vegetation.
Vattenvegetation, täckning (Fig. 14F)	Relativt lika antal fångade arter, dock är data från provplatser med högre täckningsgrad begränsad.	Relativt lika CPUE-värden, dock är data från provplatser med högre täckningsgrad begränsad.	Provplatser med värden i kategori 3–5.
Närmiljö, dominerande typ (Fig. 14G)	Potentiella skillnader finns, men större dataunderlag behövs för utvärdering.	Potentiella skillnader finns, men större dataunderlag behövs för utvärdering.	Flertalet typer av dominerande närmiljö saknas.
Träd i kantzon (Fig. 14H)	Lika värden för provplatser med relativt hög andel skog i kantzon (kategori 4-5); data från provplatser med lägre andel träd är begränsad.	Lika värden för provplatser med relativt hög andel skog i kantzon (kategori 4-5); data från provplatser med lägre andel träd är begränsad.	Provplatser med lägre andel träd i kantzon (kategori ≤ 3).
Antal trädstammar i vattnet (Fig. 14I)	Potentiellt negativt-, eller tröskelsamband (tröskel vid ca 0,4 stammar/m).	Potentiellt negativt-, eller tröskelsamband (tröskel vid ca 0,4 stammar/m).	Provplatser med högt antal stammar per meter.
Lutning % (Fig. 14J)	Inga uppenbara samband.	Inga uppenbara samband.	Provplatser med lutning > 0.01%.

* Beskriver särskilt behov av vidare datainsamling för att få bättre täckning av given miljövariabels spridning.



Figur 15. Antal arter och fångst per ansträngning (CPUE; ansträngning, E = sekunder aktivt fiske) för samtliga fångade arter i relation till generella påverkansfaktorer (såsom vattenförekomsten i fråga klassats i VISS för vattenförvaltningens tredje förvaltningscykel): A) näringsämnen; B) försurning; C) särskilt förorenande ämnen; D) konnektivitet; E) hydrologisk regim; F) morfologiskt tillstånd. Data visas som sannolikhetstäthetsfunktioner (vänster) tillsammans med punkthistogram (höger) för varje statusklass på x-axeln. Medianerna för statusklasserna sammanlänkas med grå linjer. Vattenförekomster som saknar klassificering redovisas under "Ej kl.". Tolkningar av resultaten finns i Tabell 5.

Tabell 5. Preliminär tolkning av jämförelser i fångst (antal arter och total fångst per ansträngning, CPUE) mellan olika statusklasser för generella påverkansfaktorer, baserat på data i Figur 15. Notera att analysen gjorts visuellt och på begränsat dataunderlag; vidare statistisk analys ansågs inte lämplig förrän mer data finns tillgänglig.

Påverkansfaktor	Samband: arter	Samband: CPUE	Särskilt behov, framtida fisken*
Näringsämnen (Fig. 15A)	Potentiellt lägst antal arter vid hög status.	Potentiellt högst antal individer i vattenförekomster med måttlig och god status, samt lägst i hög status.	Vattenförekomster med dålig status.
Försurning (Fig. 15B)	Potentiellt högst antal arter vid god status.	Potentiellt högst antal individer vid god status.	Vattenförekomster med sämre än god status.
Särskilt förorenande ämnen (Fig. 15C)	Ej lämpligt för preliminär utvärdering (data saknas för flera statusklasser).	Ej lämpligt för preliminär utvärdering (data saknas för flera statusklasser).	Vattenförekomster med sämre än god status.
Konnektivitet (Fig. 15D)	Potentiellt färre arter vid sämre än god status.	Potentiellt färre individer vid sämre än god status.	Vattenförekomster med hög status.
Hydrologisk regim (Fig. 15E)	Inga uppenbara samband.	Inga uppenbara samband.	Relativt jämt fördelad data.
Morfologiskt tillstånd (Fig. 15F)	Potentiellt färre arter vid hög status (dock otillräckligt med data från vattenförekomster med dålig och hög status).	Potentiellt fler individer vid dålig status och färre individer vid hög status (dock otillräckligt med data från vattenförekomster med dålig och hög status)	Vattenförekomster med dålig och hög status.

* Beskriver särskilt behov av vidare datainsamling för att få bättre täckning av given påverkansfaktors spridning.

4. Diskussion

4.1. Urval av provplatser och framtida provtagning

Denna rapport syftar till stor del till att ge ett underlag för urval av framtida båtelfiskeprovtagningar i Sverige, med syfte att samla in ett bra datamaterial för utveckling av bedömningsgrunder för ekologisk status enligt Vattendirektivets kravställning. Provplatserna som valdes ut för fisket under 2021 var i huvudsak belägna i södra och sydöstra Sverige. Nordligaste provplatserna var belägna i södra Jämtland. Detta innebär att framtida undersökningar behöver täcka in norrländska vattendrag och vattendrag i mellersta och sydvästra Sverige (det saknas t.ex. helt vattendrag i anslutning till Väneren). Vidare bör vissa redan fiskade provplatser återbesökas vid upprepade tillfällen för att undersöka hur *konsekventa* fångsterna är över tid. Brister i dataunderlaget som försvårar en övergripande analys på nationell nivå rör även bristande representation inom flera miljövariabler och påverkansfaktorer (se Tabell 2-5). I det optimala fallet tas även hänsyn till specifika kombinationer av olika miljövariabler och påverkansfaktorer, men detta får anses vara ett mål i ett mycket längre tidsperspektiv eftersom båtelfisken är krävande både vad gäller tid och resurser, vilket begränsar antalet provplatser som kan fiskas per år. En större insats som inbegriper de konsulter som kan utföra båtelfisken på ett standardiserat sätt kan sannolikt snabba på processen att samla in de data som krävs för att utveckla goda bedömningsgrunder för båtelfiske.

I och med publiceringen av en övervakningsmanual för båtelfiske under 2022 (Havs- och vattenmyndigheten 2022), där en rekommenderad standardiserad metodik beskrivs, kan sannolikt även båtelfisken som beställs utanför SLU inorporeras i framtida analyser, så länge resultaten samlas in av en nationell datavärd. Även data från Norge och Finland skulle kunna nyttjas för utveckling av en svensk, eller nordisk, bedömningsgrund, så länge det insamlade datamaterialet är kompatibelt med det svenska.

4.2. Fångst: Arter och individer

Generellt erhöles relativt goda fångster i de flesta vattendrag, med avseende på antal fisk. Några undantag fanns dock, t.ex. provplatserna i Västerdalälven och Norrälven, där mycket få individer fångades. Fångsternas representativitet av den lokala fiskfaunan är i stora drag okänd, då referensdata i dagsläget saknas. I 16 av vattendragen (de som fiskades av SLU) togs vattenprover strax nedströms den mest nedströmsliggande provplatsen för analys av eDNA med metabarcoding. De preliminära analyserna tyder på att det i många fall finns fler arter i området än vad som fångats under elfisket. Jämförelser mellan resultaten från båtelfiskena och eDNA från vattenproverna pågår vid publicering av denna rapport. Framför allt verkar det som att bottenlevande arter missas till högre grad, vilket bedöms vara en konsekvens av att siktdjupet begränsar detektion av arter vid botten. Vi noterade även att vissa arter är svårare att fånga (t.ex. gädda och stimlevande fisk såsom benlöja). Vid höga lokala tätheter missas också en relativt stor mängd individer (t.ex. mört, i synnerhet när det gäller yngelstim). Resultaten bör därmed inte anses vara goda kvantitativa värden av den faktiska fiskfaunan, utan snarare metodberoende semi-kvantitativa estimat. Så länge en standardiserad metod används och hänsyn tas till de miljövariabler som påverkar fångstbarheten bör dock båtelfiske kunna nyttjas för bedömning av ekologisk status, givet att det går att hitta skillnader i fångsten som är indikativa för ekologisk status (se diskussion nedan).

4.3. Elfiskeskador och mortalitet

Studier från USA visar att det förekommer blödningar hos 0–25% (medel: 3%), ryggradsfrakturer hos 0–22% (medel: 3%) och mortalitet hos 0–75% (medel: 10%) av individerna av tre olika fiskarter (öringabborre *Micropterus salmoides*, blågälad solabborre *Lepomis macrochirus* och prickig dvärgmal *Ictalurus punctatus*) (Dolan & Miranda 2004). Olika arter påverkades på olika sätt och frakturer och mortalitet berodde på elfiskebåtens inställningar. En annan studie från USA indikerade mortalitet på 1,3% hos öringabborre, 0,7% hos svartabborre *Micropterus dolomieu*, 5,3% hos blågälad solabborre och 0% hos vanlig solabborre *Lepomis gibbosus*, med låga frekvenser av externa skador (som högst 3,4% hos blågälad solabborre) och inga indikationer på ryggradsfrakturer; mortalitet orsakades (till synes) i huvudsak av bristningar i aortan och andra närliggande blodkärl (Bardygula-Nonn m.fl. 1995). Från Nya Zeeland finns studier på kortfenad ål *Anguilla australis* (mortalitet: 4–8%; ryggradsfraktur: 8–12%; interna blödningar: 0,28%), grå mulle *Mugil cephalus* (mortalitet: NA; ryggradsfraktur: 14%; interna blödningar: 24%) och Nyzeeländsk nors *Retropinna retropinna* (mortalitet: 5,2%; ryggradsfraktur: 10%; interna blödningar: 0%) (de Villiers 2013). Från Sverige finns mortalitetsskattning

från båtelfisken i Göta älvs system, vilka har påvisat en mortalitet på ca. 8%, i huvudsak gällande små individer av benlöja och mört (Carlstein & Sundbaum 2014).

Jämfört med dessa tidigare studier är våra resultat relativt goda vad gäller uppenbara externa skador och mortalitet (3,4% synligt skadad eller död fisk vid fisket; 1,4% observerad mortalitet) och observationen att det förekommer stor variation mellan arter och provplatser stämmer överens med tidigare resultat. Generellt låg mortaliteten under 10%, med undantag för ett fåtal fisken. Den maximala mortaliteten (31%) erhöles på grund av ett fåtal döda fiskar från en provplats med mycket låg fångst (5 av 16 mörttyngel i Dalälven). Mortaliteten utgjordes till stor del av mörttyngel, men även större individer dog, t.ex. på grund av att de hamnat i direktkontakt med en anod under pågående fiske eller som en konsekvens av för lång exponering av elektricitet nära en anod. Korta påslag av elektricitet användes för att minska risken för fisk som simmar in i anoderna, men dessa olyckor är omöjliga att helt undvika.

Vid reduktionsfiske av gädda i Rosenkällasjön (November 2019), där gäddor flyttades till ett närliggande vattendrag, kunde en mortalitet på 0.002% (5 av 2863 individer) direkt påvisas, varav två observerades döda i vattendraget först dagen efter de fiskats (F.A.S.T.-Fiskresursgruppen 2019). De senare resultaten tyder på en mycket låg mortalitet, men även på att all mortalitet inte är omedelbar vid fångst. Sannolika orsaker till fördröjd mortalitet är interna blödningar och stress, vilket observerats i samband med båtelfiske av t.ex. de Villiers (2013; se ovan). Således är sannolikt mortalitetsskattningar baserade på observationer från själva fisket underskattande. Vidare studier av frekvensen av interna skador (blödningar och ryggradsfrakturer) på svenska fiskarter är nödvändiga för att bättre förstå effekten av båtelfiske på de fiskindivider som utsätts för metoden.

Se även avsnitt 5.2.2 *Praktiska erfarenheter: Problem vid fisket: Elfiskeskador på fisken* nedan.

4.4. Miljövariablers och påverkansfaktorers relation till fångsten

De preliminära analyser som hittills gjorts för miljövariablers och påverkansfaktorers relation till fångsten indikerar vissa svaga mönster som är värda att titta närmre på när mer data från fler vattenförekomster finns tillgänglig. Baserat på 2021-års fisken kan dock inga tydliga slutsatser dras vad gäller totalt antal fångade arter eller individer. Framför allt beror detta på att det saknas god replikering över hela spannet av möjliga värden för prediktorvariablerna (d.v.s.

miljövariabler och påverkansfaktorer). I flera fall beror trender potentiellt på enstaka provplatser i extremerna av en prediktorvariabels dataspann, varför data från fler provplatser med liknande karaktär är nödvändigt att samla in. Analys på artnivå ansågs inte vara motiverad på grund av lågt stickprov av fiskade provplatser. Framtida analyser baserade på ett större dataunderlag måste dock se närmre på specifika arter och deras relation till diverse miljövariabler och påverkansfaktorer. Det finns ett stort behov av ytterligare båtelfisken, utförda med samma metodik som här nyttjats, för att möjliggöra relevanta analyser och utveckling av säkra bedömningsgrunder baserade på båtelfiske.

4.5. Är båtelfiskedata jämförbara med vadningselfiskedata?

Det snabba svaret på ovanstående fråga är med högt bedömd sannolikhet: nej. Även om båda fångstmetoderna nyttjar elektricitet för att samla in fisk så skiljer ändå metodiken mellan båt- och vadningselfiske, vilket innebär att insamlad data inte representerar samma typ av information. Vadningselfiske på provplatser som är lämpliga för detta fiske (grunda, strömmande provplatser med hårdbotten) kan utföras mycket kontrollerat, på ett sätt som systematiskt täcker av hela den önskade undersökningsarean under flera på varandra efterföljande utfisken. Båtelfiske däremot kan inte täcka av ett område fullständigt, eftersom båten inte kan manövreras på ett lika precist sätt som en elfiskestav vid vadning i ett grunt strömmande område. Dessutom har fisken stor möjlighet att fly inom de stora ytor som medelstora till stora åar utgör. Vid båtelfiske i sjön Båven kunde man med hjälp av sonarkamera se att vuxna malar reagerar på den annalkande båten med undvikande beteende, vilket leder till att de inte fångas (Jeuthe m.fl. 2018). Medan vadningselfiske kan nyttja successivt utfiske för en god bedömning av både fångstbarhet och populationsskattning är detsamma sällan möjligt vid båtelfiske och man begränsas generellt till att bedöma fångsten baserat på fångst-per-ansträngning (CPUE; *catch per unit effort*). CPUE-skattningar kan jämföras mellan olika områden så länge samma typ av ansträngning används (d.v.s. samma metod och samma ansträngningsenhet; potentiellt baserat på värden korrigerade för diverse miljövariabler som påverkar fångstbarheten), men kan inte direkt jämföras mot andra typer av ansträngningar eftersom fångstbarheten skiljer sig åt mellan de olika typerna (exempelvis, fångst per tidsenhet är inte densamma för båtelfiske och vadningselfiske) (Bergquist m.fl. 2007).

Om vadningselfiske och båtelfiske hade kunnat utföras i samma typ av miljöer hade korrektionsfaktorer kunnat utvecklas, men denna typ av jämförande data måste anses vara mycket svårt att samla in eftersom miljöer där både båt- och

vadningsselfiske kan genomföras är sällsynta. Jämförelser mellan båt- och vadningsselfisken i Ätran (utförda i samma sträcka av ån, men på olika områden) visar att fångsterna skiljer sig mellan metoderna (Spjut m.fl. 2016). En liknande studie genomfördes i Österrike (Donau), där strandkanten fiskades med vadningsselfiske och den utomliggande strandnära zonen fiskades med båtelfiske, och även där påvisade resultaten substantiella skillnader i fångsten (Loisl m.fl. 2013).

4.6. Alternativa båtelfiskemetoder för framtida provtagning

För standardiserat båtelfiske finns flera alternativa metoder som skulle kunna vara lämpliga för att kunna bedöma ekologisk status. Fångst-återfångst är en metodik som teoretiskt sett kan ge bra skattningar av absoluta tätheter inom ett fiskat område. Problemet med denna teknik är att den tar mycket tid i anspråk. Fiskar som fångas i ett initialt fiske mäts, märks och återutsätts och därefter behöver fisken få tid att återetablera sig på sina ståndplatser. Ett nytt fiske bedrivs en tid senare och andelen märkta och omärkta fiskar används för att beräkna tätheter för olika arter (White m.fl. 1982). Tid mellan fångst och återfångst varierar mellan studier men minst 24 timmar rekommenderas generellt för att fisken ska återgå till normalt beteende (Temple & Pearsons 2006). Metoden utgår från flera antaganden, varav två viktiga men sällan realiserade antaganden är 1) att det inte sker in- eller utvandring av fiskar till och från det fiskade området mellan fiskena, samt 2) att inte fångst och märkning påverkar sannolikhet för återfångst (White m.fl. 1982). Dessa antaganden är inte nödvändigtvis sanna i miljöer som båtelfiskas då 1) fisk mycket väl kan flytta sig in eller ut ur området mellan fiskena (information om mobilitet över en tidsperiod av enstaka dagar saknas dock för de flesta svenska fiskarter), och 2) fångst med elfiskebåt skulle kunna göra att fisken försvinner ut ur området på grund av den störning elfisket orsakar, eller dör på grund av märkningen, orsakat antingen av känslighet mot fångst och hantering (kan misstänkas vara fallet för t.ex. benlöja) eller av en högre predation efter återutsättning om återhämningsperioden inte varit tillräcklig. En pilotundersökning i Svartån visade att enbart 9 av 188 märkta fiskar kunde återfångas efter tre dagar; totalt fångades 414 individer under de två fiskena (Bergquist m.fl. 2007). Fisktätheten skattades till 1413 individer per hektar, under antagandet att ingen fisk flyttade in eller ut ur området och att tidigare fångst inte påverkade fångstbarheten under återfångst; om antagandena inte är korrekta så är dock skattningen mycket osäker. Fångst-återfångstmetoden är mer lämplig för att bedöma populationer av enstaka målarter med hög förekomst och inte ovanliga arter som enbart förekommer i enstaka exemplar i den initiala fångsten.

En potentiellt användbar metod för populationsskattning är punktfiske (eng: *point abundance fishing* eller *point sampling*), där man fiskar en större mängd punkter utmed strandkanten, istället för transekter (Persat & Copp 1989). Punktfiske har visat sig ge likvärdiga resultat (artrikedom, relativ proportion av arter och storleksfördelning) jämfört med kontinuerligt transektfiske vid fiske efter årsyngel i ån Morava (östra Tjeckien); punktfiske var dock mer tidseffektivt än den senare metoden (Janáč & Jurajda 2007). Liknande slutsats dras från en litteratursammanställning av punktprovfiske (både vadningselfiske och båtelfiske), med noteringen att resultatens precision och noggrannhet minskar för större fisk (Copp 2010). Metoden kan dock också ge resultat som är enklare att kontrollera med avseende på effektivt fiskad yta, eftersom det är relativt lätt att räkna ut effektivt fiskad area under punktprovtagning. Punktfiske kan dessutom ge bra data över huruvida fisken aggregerar i vattendraget, eftersom man binärt kan skatta förekomst/avsaknad av fisk för varje enskild punkt på ett relativt enkelt sätt (Persat & Copp 1989). Punktfiske är dock, enligt vår tolkning, inte i linje med gällande anvisningar i svenska/europeiska standardprotokoll för elfiske (SIS 2006a,b). Metoden används dock inom exempelvis fransk miljöövervakning (Tomanova m.fl. 2013). Jämförelse mellan punktfiske och den metod som använts under elfiskena beskrivna i denna rapport vore intressant.

4.7. Potential för båtelfiske i lentiska miljöer

Båtelfiske lämpar sig inte enbart för rinnande vatten, utan kan även nyttjas i mer eller mindre stillastående vatten såsom sjöar (t.ex. Brabrand m.fl. 2017; VFK 2020a) och kraftverksdammar-/magasin (Brodin m.fl. 2018), och även i bräcka kustvikar om inställningarna på båten är rätt (Thorfve 2020; VFK 2020b). Just kraftverksdammar och magasin bör vara av intresse för bedömning av ekologisk status enligt vattendirektivet. Dessa miljöer utgör ofta före detta vattendragssträckor och torde behöva bedömas som just vattendrag om man utgår från att bedömningen skall göras med referensekosystemet som grund. Då miljöerna är mycket långsamflytande till stillastående, och ofta djupa, bör varken vadningselfiske eller strömöversiktsnät vara lämpliga metoder, och data insamlad från standardiserat nätprovfiske går inte att jämföra med annan vattendragsdata. Studier i Danmark visar dessutom att båtelfiske fungerar relativt väl som ett alternativ till nätprovfiske i sjöar (Menezes m.fl. 2013). Vissa arter fångas mer effektivt med båtelfiske än med nät (t.ex. gädda, ål och sutare) medan andra fångas bättre med nät (t.ex. gös och abborre), vilket sannolikt beror på att elfisket enbart bedrevs utmed stränderna (d.v.s. en liknande provtagningsmetod som beskrivs i denna rapport) medan näten var mer utspridda i sjöns öppna delar (Menezes m.fl. 2013). Rapporter från Sverige indikerar att t.ex. juvenil mört (som indikerar att

vattnet inte varit försurat under tiden mellan kläckning och fångsttidpunkten) fångas mer effektivt med elfiske än med nät (VFK 2020a). De provplatser som var mest sjölika i 2021 års undersökning var de två provplatserna i Motala ström. Dels ligger dessa relativt nära sjön Glan och dels är ån bred och långsamflytande på den undersökta sträckan, vilken också avslutas med en kraftverksdamm. Av allt att döma fungerar båtelfisket bra på dessa provplatser.

4.8. Kvalitativ utvärdering av båtelfiskets potential för statusklassificering inom vattenförvaltning

Då målet med provfiskena i slutändan är att utveckla bedömningsgrunder följer här en kvalitativ utvärdering baserat på hittills erhållet datamaterial och de grova analyser som presenteras i rapporten. Utvärderingen är kvalitativ då en mer detaljerad svit av analyser krävs för kvantitativ utvärdering, något som bättre görs med ett större dataunderlag (fler provfisker genomförs under 2022 och 2023).

Båtelfiske är en av få metoder som fungerar i djupare vattendrag där vadning är omöjlig. Alternativ utgörs av strömöversiktsnät (Fjälling m.fl. 2015; Havs- och vattenmyndigheten 2017b) och eDNA-provtagning. Den förra metodiken är en metod som dödar fisken som fångas medan den senare inte kan användas för att bedöma storleksfördelning. Båtelfiske är icke-dödlig för den stora majoriteten av fisk som fångas (se Figur 11) och fisken kan mätas, inspekteras och även provtas för vidare analys om så skulle önskas.

Båtelfiske kan täcka stora områden av vattendragen; avfiskad yta begränsas i princip enbart av sjösättningsmöjlighet för båten, tillgänglig tid och hinder för framförelse av båten. Dock finns begränsningar i effektivt fiskedjup, speciellt i färgade och grumliga vatten, vilket sannolikt gör metoden mindre effektiv för bottenlevande fiskar och leder till begränsad användbarhet i djupare partier. Av denna anledning fiskas bara strandkanten. Problem uppstår dock när botten stupar brant ner till flera meters djup direkt vid strandkant, speciellt när ingen vegetation finns som attraherar fisken högre upp i vattenkolumnen; detta verkar vara en bidragande faktor till små fångster i t.ex. Dalälven. I mindre vattendrag är fångsten ofta stor, speciellt när det förekommer rikligt med vattenvegetation. Andra problem är för grunt vatten eller för tät vattenvegetation, vilket innebär att båten inte kommer fram. I sådana situationer framförs båten så nära strandkanten som möjligt enligt den nuvarande båtelfiskemetodiken (Havs- och vattenmyndigheten 2022). Detta kan innebära att fisket i vissa skeden sker något längre ut i åfåran och kan leda till högre fångster av benlöja, vilka ofta uppehåller sig i stora stim i det fria vattnet en bit från stranden. Med kännedom om dessa problem kan dock sannolikt en fångst ändå utvärderas med avseende på ett vattendrags ekologiska status, åtminstone i

grova drag. Metoden ger inte en strikt kvantitativ bild av fiskfaunan, men eftersom metodiken standardiseras antas det här att en god bild av fiskfaunan, givet provfiskeplatsens förutsättningar, kan fås. För att kunna utveckla bedömningsgrunder för utvärdering av den erhållna fångsten krävs dock att ett tillräckligt bakgrundsmaterial finns tillgängligt från varje typ av provfiskeplats, så att de olika förutsättningar som påverkar fisket kan utvärderas med god statistisk styrka.

Båtelfiske ger en standardiserad semikvantitativ bild av fiskfaunan, åtminstone av de vanliga arterna. Därmed kan metoden sannolikt anses vara en lämplig metod för att undersöka att inga större problem föreligger i en vattenförekomst baserat på fångsten genom bedömning av förekomst, rekrytering och storleks-/åldersklassfördelning av förväntat allmänna arter såsom mört, abborre och löja. Även gädda kan möjligen bedömas, med potentiellt undantag för analyser relaterade till de äldre åldersklasserna som tenderar att vara svårångade då de lätt skräms iväg innan de kommer inom båtens fångstzon. I de fall som andra arter är vanliga kan bedömningar göras även för dessa. Ovanliga och bottenlevande arter saknas ofta i fångsten, vilket innebär att biodiversitet sannolikt inte är lämplig att skatta. Vidare jämförelser mot t.ex. eDNA-metabarcoding är dock att rekommendera för att få en bättre bild av hur väl båtelfisket stämmer överens med den totala förekomsten av arter i olika vattenförekomster. Båtelfiske bedöms med fördel kunna användas tillsammans med andra metoder för en bättre bild av den totala fiskfaunan. En kombination av båtelfiske och eDNA (metabarcoding) skulle kunna ge en god bild av både artförekomst och bedömningar av de vanligare arterna. I djupa vatten skulle även strömöversiktsnät kunna nyttjas i de djupare delarna och i grunda områden kan vadningsfiske utföras för att ge data angående förekomst och storleksfördelning för vissa arter som missas i båtelfisket. Arbetsintensiva komplement såsom strömöversiktsnät och vadningsfiske förväntas dock öka kostnaden för provtagningen substantiellt.

Baserat på 2021 års undersökning dras här slutsatsen att ett betydande antal provfisken krävs för att möjliggöra utveckling av en god bedömningsgrund (se Tabell 2-5). Dels behövs en mer allomfattande täckning av olika typer av vattendrag och dels behövs ett flertal provfiskeplatser av samma typ. Vidare saknas i dagsläget kunskap om hur konsekventa fångsterna är över tid på enskilda provfiskeplatser. Upprepade fisken över samma provfiskeplats under flera år bör genomföras för att tillfredsställa detta kunskapsbehov. Dessutom vore det gynnsamt för kunskapsläget att fiska både höger och vänster strandkant utefter ett flertal provfiskesträckor, för att jämföra hur stor variation i fångsten som detta kan bidra till.

För utvärdering av ekologisk status baserat på fångst i båtelfiske är underlaget i skrivande stund något litet för att dra mer specifika slutsatser. Denna rapport ger

inga detaljerade analyser utan fler data från 2022 och 2023 inväntas. Baserat på förekomst av arter, antal fisk och storleksfördelning finns dock flera kandidatindikatorer som potentiellt kan nyttjas för framtida bedömningsgrunder. Förekomst av förväntade vanliga arter är en indikator som kan visa att inga kraftigt störande påverkansfaktorer förekommer, givet att hänsyn tas till provfiske lokaler där lite fisk förväntas att fångas (t.ex. sträckor där djupet vid strandkanten är flera meter). På liknande sätt kan förekomst av juvenila åldersklasser (0+ och 1+) nyttjas för att bedöma att reproduktionen inte har störts och att de juvenila fiskarna har möjlighet att överleva. Juvenil fisk kan med hög sannolikhet förväntas förekomma i de fiskade områdena, givet de observationer som gjorts under 2021 års fisken. Dessutom kan möjligen proportioner av vanligen förekommande arter ge indikationer på vissa påverkansfaktorer (t.ex. andel karpfisk i förhållande till andel andra arter). Den senare indikatorn kräver dock detaljerade analyser för att säkerställa att det finns mönster i data som motsvarar olika typer av påverkan. Något som inte anses kunna användas systematiskt för bedömningar är förekomst av relativt ovanliga arter, då dessa ofta saknas i fångsten även om det finns kännedom om deras förekomst i systemet. Sagån, till exempel, är en välkänt mycket artrik å (Länsstyrelsen Uppsala län 2022), men båtelfiskefångsten år 2021 representerar inte denna bild av vattendraget. Möjligen saknas vissa arter under sensommaren, då de kan befinna sig nedströms i Mälaren. Laxfisk finns i flera av de fiskade systemen, men uppehåller sig inte i den miljö som fiskats, vilket gör att denna fiskgrupp inte kan utvärderas för lugnflytande djupare vattendrag. Givet att ovanliga fiskarter fångas kan dessa dock fortfarande utgöra grund för expertbedömning. Andel fisk med utvecklingskador noterades under fiskena, men andelen uppgick till 0 % i samtliga fisken. Denna indikator förefaller således vara användbar främst som en stark varningssignal när högre andelar utvecklingsskadad fisk påträffas, d.v.s. en indikator på att vidare undersökningar av vattenkvalitet, miljögifter etc. behövs.

5. Praktiska erfarenheter och problem

5.1. Förberedelser inför fiske

5.1.1. Fiskerättsägares tillstånd

För att bedriva elfiske krävs, enligt lag (Fiskelagen 9§), tillstånd från ägarna av vattendraget eller de som har tillsyn över fiskerätten. Fiskerättsägare kan vara allt från privatpersoner, fiskevårdsområdesföreningar (FVOF), företag eller myndigheter (t.ex. kommun, länsstyrelsen). Beroende på studieområdets storlek kan detta vara en enskild ägare eller flera ägare.

Det visade sig relativt ofta vara både problematiskt och tidskrävande att upprätta tillstånd för båtelfiske i större åar. Eftersom långa sträckor fiskas så är det vanligt att ett flertal fiskerättsägare måste identifieras och kontaktas. I vissa fall kan det vara så att tillstånd hämtas enbart för vattendragets ena kant, för att minska antalet personer som behöver kontaktas. I vissa fall är det knappt ens realistiskt att inom en rimlig tid få tag på samtliga fiskerättsägare för en viss vattendragssträcka, varför det kan vara en god idé att undersöka antalet fiskerättsägare så tidigt som möjligt i projektplaneringen.

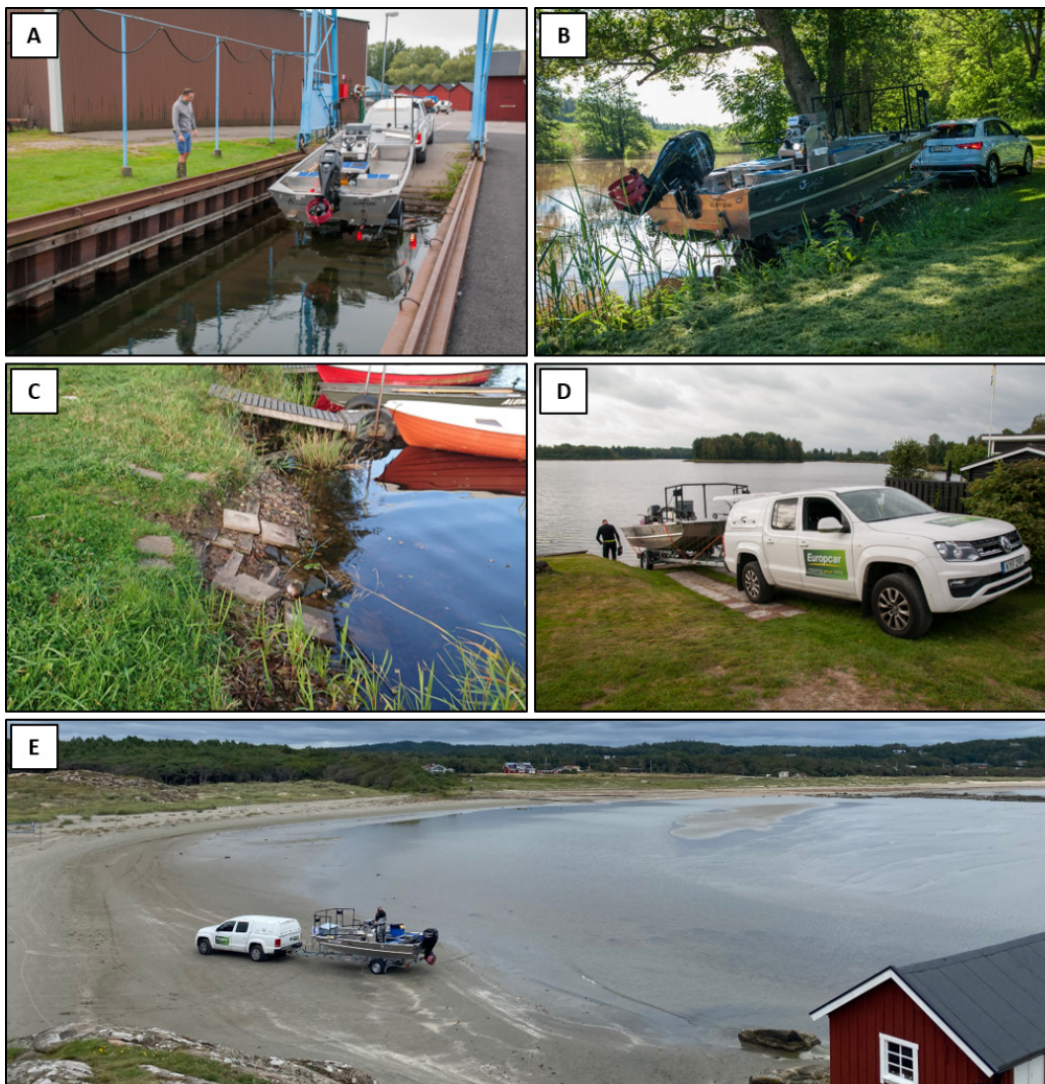
Ett tips för att ordna tillstånd från fiskerättsägare är att använda webbplatsen fiskekartan.se (<https://fiskekartan.se/>) för att söka efter en viss FVOF eller använda kartfunktionen för att bläddra i ett område om du inte känner till FVOF-namnet eller om du vill veta om en FVOF finns i ett visst område. Om det finns en FVOF i målområdet, använd givna kontaktuppgifter för att informera dig om huruvida kontaktpersonen kan ge tillstånd. Om denne inte kan ge tillstånd kan man ofta få information om vem man ska kontakta. Även webbplatsen ifiske.se (<https://ifiske.se/>) har kontaktuppgifter till FVOF. Initial kontakt via telefon leder till fler svar än t.ex. SMS eller e-post, vilket innebär att det blir mer effektivt att ringa jämfört med alternativa kontaktmetoder.

Vid fiske i vattendrag som löper genom städer kan ofta den lokala kommunen vara fastighetsägare. Återigen rekommenderas att ta första kontakt via telefon och fråga

efter någon som ansvarar för vattenvård eller fiske. Lantmäteriet (<https://lantmateriet.se/>) kan nyttjas för att utreda vilka fastighetsägare som har fiskerätt, vilket dock är förenat med en kostnad. Genom tjänsten *Min Karta* kan man själv ta fram fastighetsbeteckningar och genom tjänsten *Vem äger Fastigheten?* kan sedan namn på markägarna fås (notera dock att tjänsten är begränsad till fem sökningar per dygn). För kontaktuppgifter till dessa används sedan t.ex. Eniro (<https://eniro.se/>) eller hitta.se (<https://hitta.se/>). Det kan också löna sig att kontakta Länsstyrelsen, eftersom de kan veta vem fiskerättsägaren är och dessutom hjälpa till med andra praktiska detaljer, såsom sjösättningsplatser.

5.1.2. Sjösättningsmöjligheter

En förutsättning vid båtelfiske är att sjösättningsmöjligheter finns (Figur 16). I många fall finns inte detta i närheten av den tänkta fiskeplatsen, vilket begränsar vilka vattenförekomster som kan båtelfiskas och utgör ett substantiellt problem för bred applikation av båtelfiske i svenska vattendrag (problem rapporteras t.ex. av Spjut m.fl. 2016). Även om det finns ramp för att sjösätta med trailer så är inte alltid denna brukbar vid tidpunkten för fisket. Erosion kan ha förstört rampen om det är en ramp som sällan används och lågvatten kan göra att man inte når hela vägen ner i vattnet. I bästa fall har man flera ramper och andra potentiella sjösättningsplatser (t.ex. badplatser och stränder, givet att man har en dragbil som klarar att både sjösätta och ta upp båten vid sådana platser) kartlagda för varje tänkt provplats. En del ramper finns utmarkerade på karta på webbsidan [båtramper.se](https://www.batramper.se) (<https://www.batramper.se/karta>), men ofta bara längs kusten samt vid större sjöar och vattendrag. Flyg- och satellitfoton från karttjänster på internet (t.ex. <https://eniro.se/>, <https://hitta.se/>, <https://maps.google.se/>, <https://earth.google.se/>, och <https://nakarte.me/>) är ofta också användbara för att hitta sjösättningsplatser. Vid kontakt med fiskerättsägare för tillstånd kan ofta även värdefull information om ramper inhämtas. Där en ramp identifierats ett stycke från själva provplatsen bör framkomligheten i vattendraget mellan ramp och fiskeplats kontrolleras (se nästa stycke). I vissa fall kan sjösättning potentiellt genomföras med hjälp av kranbil, men detta medför ytterligare kostnader, mer komplicerad logistik och mindre flexibilitet, och testades inte under 2021-års projekt.



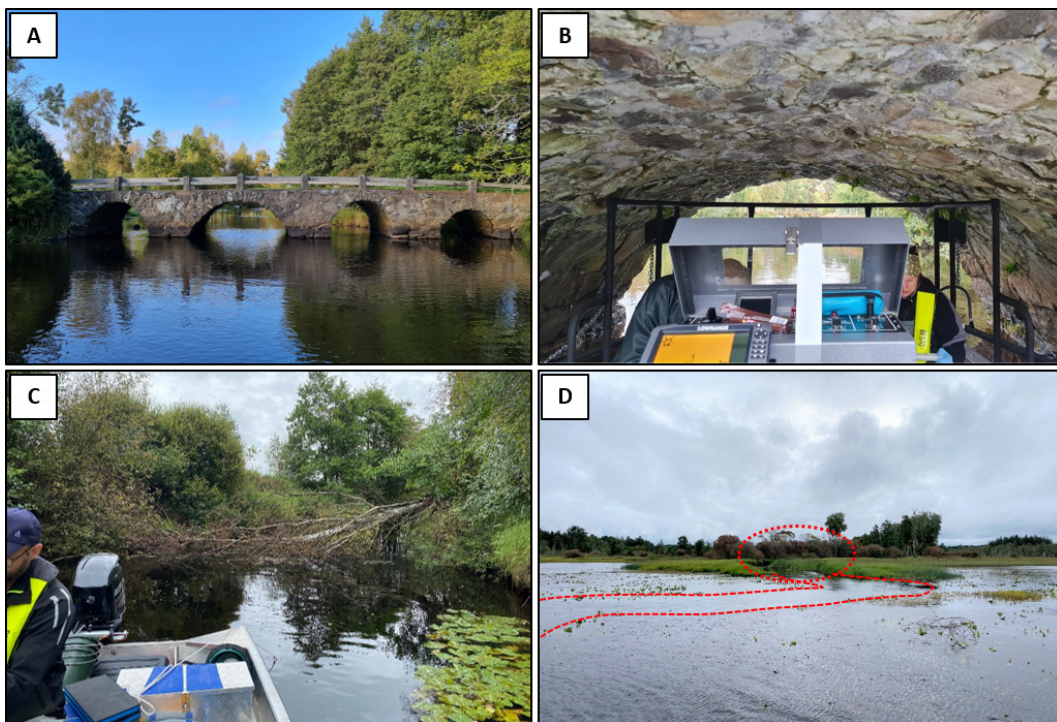
Figur 16. Sjösättning av elfiskebåt. A) Huskvarna småbåtshamn, Vättern. B) Sagån. C) Obrukbar sjösättningsplats vid Solgenåns utlopp i Havravikssjön (eroderad och i dagsläget för brant och osäker för sjösättning med trailer; rampen antogs kunna användas baserat på inspektion av flygfoto). D) Havravikssjön (Solgenån; alternativ ramp till ramp C, belägen någon kilometer längre bort från elfiskeprovplatsen). E) Sjösättning från havsstrand (Suseån). Foto: A-D: JN; E: TS.

5.1.3. Hinder i vattendragen

Ett stort problem som kan dyka upp är att framkomligheten i vattendraget är begränsad eller omöjliggjord. Framkomlighetshinder består ofta av dammar, överfallsvärn, grunda strömsträckor eller fallna träd som korsar hela vattendragets våta bredd, men även låga broar eller mycket tät vegetation kan utgöra hinder (Figur 17). Vissa hinder är omöjliga att passera (t.ex. fallna träd), andra kräver rätt vattenstånd (t.ex. låga broar, grundområden) och vissa kan kräva att man leder

båten genom att vada vid sidan av den (grundområden; vadarbyxor rekommenderas i utrustningen).

Vid planering av fiske på en ny provplats kan flyg- och satellitfoton vara behjälpliga (t.ex. eniro.se, maps.google.se). Där vägar korsar eller går utmed vattendraget kan man undersöka om det finns foto från marknivå (s.k. ”gatuvy” eller ”street view”) tillgängligt via karttjänsterna på internet. Med hjälp av gatuvy-funktionen kan man ibland få en bra uppfattning om vattendragets karaktär; notera dock att foton kan vara flera år gamla. För att kontrollera broar kan man använda bro- och tunnelförvaltningssystemet *BaTMan* (<https://batman.trafikverket.se/externportal/>; kräver registrering). Tyvärr är information om brohöjd inte alltid tillgänglig, men det finns i många fall fotografier från vilka man kan få en bra uppfattning om huruvida elfiskebåten kan passera; varierande vattennivåer kan dock vara problematiska.



Figur 17. Hinder i vattendraget. A-B) Stenbro och passage under stenbron i Aggås (hade ej varit framkomligt vid högre vattenstånd). C) Träd som blockerar framkomst uppströms, Kättarpsån. D) Grunt och strömt område med tät växtlighet i Kättarpsåns mynning (röd ellips); framkomligt genom att vada vid sidan av båten och leda den in genom en djupare ränna utanför mynningen (röda streckade linjer). Foto: A-B: BA; C-D: TS.

5.1.4. Desinficering och spridning av främmande arter

Mellan fisken i olika vattensystem måste båt, trailer och utrustning (mätbräddor, håvar, stövlar, anoder, hinkar m.m.) desinficeras för att undvika spridning av oönskade organismer (t.ex. kräftpest; SVA 2021). Vid fiske i flera områden separerade av migrationsbarriärer bör fisket starta i den längst uppströms liggande provplatsen. Desinficering görs med t.ex. Virkon (Pharmaxim AB; <https://virkon.se/>) eller teknisk sprit (t.ex. Kemetyl T-röd) och kan kompletteras med högtrycktvättning (enbart högtrycktvättning är ej tillräckligt). Notera att Virkon inte bör vara i kontakt med metall en längre tid. Desinficering bör inte ske i anslutning till vattendrag eller sjöar.

Att effektivt desinficera motorns vattenkylningsystem kan vara krångligt, men ett par olika metoder finns för detta ändamål. En metod är att ansluta en 1-tums trädgårdsslang (ca 3 m lång) med en stor tratt i ena änden till motorn, fylla slangen med desinficeringsvätska ståendes från båtens högsta punkt, slå på motorn på tomgång och låta vätskan gå igenom motorn med hjälp av gravitationen (total förbrukning av desinficeringsvätska blir ca 4 liter). En annan metod är att fylla en balja med desinficeringsvätska, koppla en slang mellan baljan och motorn och sedan köra motorn en stund så att kylsystemet spolats igenom ordentligt (M. Carlstein, personlig kommunikation). Överbliven desinficeringsvätska i baljan kan användas för vidare desinficering av båt och utrustning (t.ex. kan slangen till en högtrycktvätt läggas i baljan).

Båt, trailer och utrustning måste även inspekteras för potentiellt invasiva arter. Under 2021 års fiske hittades t.ex. den invasiva växten vattenpest (*Elodea* sp.; Artdatabanken 2021) i båten efter fisket på en av provplatserna. Sannolikt hade den kommit upp i båten i samband med hāvning eller ankring. Fragment av denna växt kan mycket väl etablera sig i nya vatten och den växer fort, vilket gör den mycket invasiv och svår att bli av med efter introduktion.

5.1.5. Planering av alternativa rutter vid fiske av flera år

Fisket är beroende av uppehållsväder, vilket innebär att ett planerat fiske kan behöva planeras om med kort varsel. Om flera vattendrag skall fiskas inom en kort period kan det därför vara bra att planera flera olika alternativa rutter mellan de olika provplatserna.

5.1.6. Utmätning av provplatsens delsträckor

Innan fisket påbörjas är det rekommenderbart att på förhand mäta ut de delsträckor som skall fiskas inom en provplats. Detta kan göras på flera sätt, men nyttjande av

en kartplotter är att föredra så att båtföraren kan se vart, längs varje delsträcka, båten befinner sig i realtid på plotterns skärm. Vi nyttjade båtens kartplotter/ekolod (Lowrance HDS7), där vägpunkter fördelades utmed den planerade fiskesträckans längd. I de flesta fallen fördelade vi 10 stycken 100-m transekter, med 20 m mellanrum, utmed den planerade fiskesträckan. Eftersom åarna inte var uttridade i plotterns kartbild skapade vi en bild av sträckan på kartan genom att långsamt köra båten längs den planerade fiskesträckan med plotterns GPS-spåringsfunktion påslagen, vilket resulterar i ett spår som följer åns sträckning.

5.2. Problem vid fisket

5.2.1. Fångstbarhet

Det är praktiskt taget omöjligt att håva all fisk som observeras, vilket är väl känt från tidigare båtelfisken i Sverige. Till exempel skattade Carlstein m.fl. (2002, 2003) fångstbarhet för harr observerad vid båten till ca 50-80%. För en total andel missad fisk tillkommer sedan naturligtvis även icke-detekterad fisk som självfallet inte kunnat fångas. Arter som i 2021 års studie observerats vara speciellt problematiska var benlöja och gädda. Dessutom observerades låg fångstbarhet på årsyngel av flertalet arter och mindre än förväntad fångst av bottenlevande arter.

Benlöjan går ofta i stim en bit ut i åfåran, vilket innebär att de ofta påverkas av elen i utkanten av det effektiva elektriska fältet kring anoden som vetter ut mot åfåran. Resultatet kan då vara stora mängder fisk som bara blir svagt påverkade av elfältet och antingen flyr direkt bort från båten eller återhämtar sig snabbt och simmar utom håvbart avstånd. Eftersom benlöjan också går i stim blir det ytterligare problematiskt att fånga alla elpåverkade fiskar innan de kvicknar till när ett större stim påträffas. Detsamma kan gälla andra stimfiskar som inte nödvändigtvis lever i öppet vatten, som t.ex. elritsa (Brodin m.fl. 2019). Även årsyngel av olika arter (ofta mört, benlöja, braxen och abborre i våra provfiskade vattendrag) kan dyka upp i stora stim (hundra- till tusentals individer) och ofta fångas därför bara en bråkdel av ynglen. I vissa fall observerades stora stim av mycket små individer (t.ex. benlöja på en provplats i Huskvarnaån; median: 28 mm, minimum: 23 mm), vilka i hög utsträckning gick igenom maskorna i håvarna. Fisket planerades i tid för att årsyngel skulle vara stora nog att kunna håvas, men det är känt att vissa arter (t.ex. benlöja) kan leka så pass sent på sommaren att det förekommer yngel som är mycket små under sensommar och tidig höst (Jurajda m.fl. 2010).

Större gäddor påverkas ofta på längre avstånd från anoderna jämfört med mindre fiskar, en effekt som dels beror på att fisk med längre kroppslängd får ett större spänningsfall över kroppen och dels på att större fisk har en större kroppsytta

exponerad för det elektriska fältets ström- och effekttäthet i vattnet (Bergquist m.fl. 2014). Detta leder till att man ibland observerar gäddor flertalet meter från båten som uppenbarligen flyr platsen och därefter inte kan fångas. Liknande resultat har observerats vid båtelfiske efter andra långsträckta fiskar såsom större malar (Jeuthe m.fl. 2018), samt vid vadvingselfiske efter öring där större individer tenderar att ha högre sannolikhet att fly uppströms innan de kan fångas (Nordwall 1999). Vad gäller gäddan så observerades även flertalet individer som, från flera meters avstånd, simmade med hög hastighet mot båten och därför alltför snabbt passerade inom håvbart avstånd och försvann under fören. I vissa fall dök dessa individer upp paralyserade vid sidan av båten, varefter de kunde håvas såvida inte den håvande personalen var upptagen med håvning kring anoderna. Rekommendationen för en standardiserad metodik är att prioritera att systematiskt fånga fisk kring anoderna och bara håva individer vid sidan av båten om det finns möjlighet för en av håvarna att lämna sin plats i fören (d.v.s. om den andra håvaren kan ta hand om fisken kring anoderna själv). Potentiellt kan det finnas en större motivation att fånga ”intressanta” fiskar, såsom mindre vanliga arter och stora individer. Av denna anledning är det viktigt att i förväg bestämma hur håvningen skall gå till, för att fångsten skall bli så standardiserad som möjligt.

Relativt få bottenlevande arter fångades, vilket sannolikt beror på att siktdjupet ofta inte nådde botten. Även om bottenlevande fiskar påverkas så detekteras de inte om den inte simmar upp mot anoden, vilket inte alltid är fallet för arter med låg elektro-/galvanotaxi (Bergquist m.fl. 2014). Troligtvis är bottenlevande arter underrepresenterade i fångsterna. Detta kan dock inte strikt verifieras, eftersom det handlar om avsaknad av både fångst och observationer; den faktiska förekomsten är därmed okänd.

Tät akvatisk växtlighet kan också påverka fångstbarheten genom att försvåra håvning och blockera vyn ner i vattnet. Riktigt tät flytande vegetation kan även helt hindra båten från att köras i ett område. Vid förekomst av gungfly kan fisken snabbt gömma sig, utom åtkomst, under den flytande mattan av växtlighet (Jeuthe m.fl. 2018).

Elfiskemetodiken som nyttjats inom detta projekt utgår inte från att man fångar 100% av observerade fiskar och inte heller från att fångsten representerar den närvarande fiskfaunan till fullo, utan vilar på antagandet att fångstbarheten för varje enskild art är relativt lika mellan olika fisker och att fångsten kan representera den ekologiska statusen i den vattenförekomst som fiskas (d.v.s. efter det att man korrigerat data för omgivningsfaktorer såsom siktdjup, strömhastighet, m.m.). För skattning av absoluta tätheter med hjälp av båtelfiske krävs annan metodik. Skattning baserat på successivt utfiske är sannolikt inte lämpligt, eller ens praktiskt görbart, då fisken har stora möjligheter att fly från det fiskade området i större

vattendrag. Istället kan s.k. fångst(märkning)-återfångst (*mark-recapture*) vara den lämpligare metodiken för detta ändamål, givet att det utförs på ett adekvat sätt inom en lämplig tidsrymd och att man tolkar data med medvetenhet om vilka av metodens grundantaganden som inte kan efterlevas (se avsnitt 4.6. *Alternativa båtelfiskemetoder för framtida bedömning av ekologisk status*).

En lugn och metodisk håvningsteknik är att föredra. Håven kan svepas genom vattnet för att fånga flera individer (men bör då inte föras för nära anoden, då detta kan skada fisken). Fisken flyr dock ur nätet om håven är i vattnet för länge efter det att strömmen är avslagen, och även med ström påslagen kan man förlora fisk ur nätet. Vattnets brytningsindex och begränsat siktdjup gör att det kan vara svårare att fånga fisk som ligger djupare ner i vattnet. Även vid goda siktförhållanden kan reflektioner i ytan göra det svårt att se ned i vattnet, varför glasögon med polariserande glas bör användas. Gul- eller bruntonade glas kan vara mer lämpliga vid svagare ljusförhållanden än vanliga polariserande solglasögon, vilka kan vara för mörka för bra sikt ner i vattnet. Vid begränsat siktdjup kan det vara en god idé att svepa håven strax under anoderna i samband med att pulsatorn stängs av, även om ingen fisk observerats i ytan; ofta finns paralyserad fisk utom synbart djup just i detta område. En bekväm och lämplig håvningsteknik kommer relativt snabbt med ökad erfarenhet.

5.2.2. Elfiskeskador på fisk

Vid båtelfiske finns alltid en risk att fisken skadas eller dör, speciellt om den kommer i kontakt med en anod. Jämfört med vadningselfiske verkar den uppenbara skade- och mortalitetsfrekvensen ofta vara substantiellt högre vid båtelfiske. Många skador på muskulatur och ryggrad kan också undgå detektion vid inspektion av fångade fiskindivider (Snyder 2003).

För att minimera skador bör kommunikation mellan förare och håvare vara möjlig, vilket kan lösas genom hörselkåpor med inbyggd kommunikationsradio. För att minska risken för skador på fisken orsakat av snabba förändringar i spänning (Snyder 2003) bör inte fisk lyftas ur vattnet för att sedan föras tillbaka för att fånga ytterligare fiskar. Sannolikt är det istället bättre att svepa upp flera fiskar under en något längre tid med håven i vattnet hela tiden. Aggregatets inställningar måste justeras efter provplatsens förhållanden (Bergquist m.fl. 2007). Även storlek på fisken på provplatsen bör tas hänsyn till. Fiskar med större kroppslängd har ibland observerats ha högre skadefrekvens (McMichael m.fl. 1998), men resultat varierar (Snyder 2003), troligtvis beroende på optimering av elfiskeutrustningens inställningar. Mindre individer är ofta känsliga och kan uppvisa hög dödlighet (Janáč & Jurajda 2011; Henry m.fl. 2003), dels beroende på skador från själva

elfisket, men även orsakat av hantering (observerades för mörttyngel i vårt provfiske). Vissa arter är också känsligare för elfiske än andra (Culver & Chick 2015); för svensk fiskfauna kan t.ex. benlöja nämnas som en extra känslig art (Janáč & Jurajda 2011). Baserat på nordamerikanska rekommendationer för fiske efter laxfisk bör inte strömstyrkan överstiga 7 ampere och utgående spänning bör vara under 450 volt, men ursprunget till dessa rekommendationer är inte beskrivet i detalj (rekommendation från Temple & Pearsons 2007, baserat på McMichael m.fl. 1998). Uppgifter från Norge antyder att mortaliteten kan understiga 1% om utgående strömstyrka hålls inom 1,0-2,5 A (Museth m.fl. 2013), men vid konduktivitet över 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ krävs starkare ström (Figur 2). US Fish and Wildlife Service ger en generell rekommendation att elfiskeutrustningens utgående strömstyrka och spänning skall baseras på optimal effekt, vilken utgår från relationen mellan vattnets och fiskens konduktivitet (Figur 2).

5.2.3. Mätning av stora mängder fisk (bildanalys)

Vägning och mätning följer samma generella procedur som vid annan hantering av levande fisk. Skillnaden mot andra provtagningsmetoder ligger främst i att betydligt större mängder av fisk kan fångas och att stora individer kan behöva hanteras. När många individer ska mätas är det viktigt att hålla koll på både dosering av bedövningsmedel, syrehalter i vattnet och bedövningstid, för att undvika mortalitet.

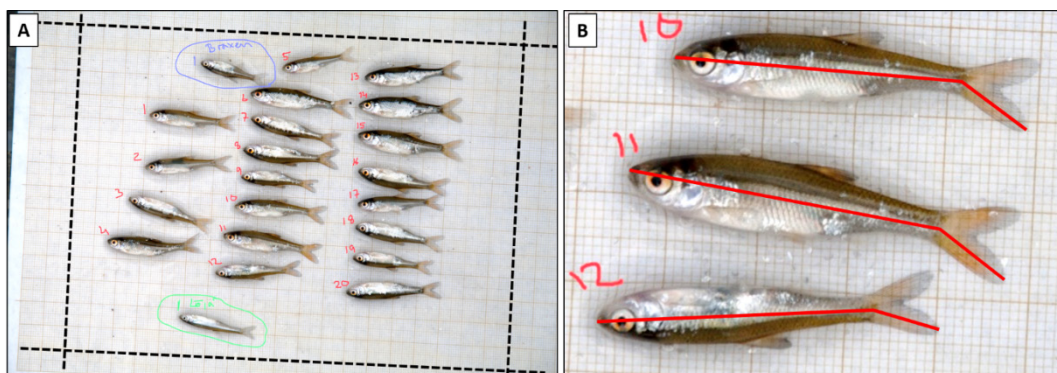
Vid fångst av stora mängder yngel kan tidsåtgången för mätning i fält bli ohållbar. Vid en provplats i Huskvarnaån förflyttades tiden spenderad till detta ändamål från fältprovtagningen till skrivbordsarbete genom att fotografera en större mängd yngel mot ett laminerat millimeterpapper (se *Metod: Mätning av fisk* och Figur 18A). Vid fotograferingen noterades att fjällen lätt lossnar från karpfiskyngel vid hantering (Figur 18B), vilket kan leda till mortalitet; detta problem förekommer dock till viss del även vid mätning med mätbräda. Rekommendationen är att inte fota för många individer samtidigt; hur många som är för många eror sannolikt på temperatur och hur snabbt man kan fotografera med god metodik.

Fotografierna processerades i ImageJ, där 1) en bildfil öppnas i programmet, 2) en distans mellan två punkter på millimeterpapperet markeras med linjeverktyget (obs! det får inte finnas vatten på punkterna som definierar sträckan då detta kan påverka punktens position i bilden), 3) linjens längd i mm noteras under *Analyze>Set scale...: Known distance* (detta kalibrerar bilden så att ett visst antal pixlar representerar en känd sträcka), 4) längden på fisken markeras med det segmenterade linjeverktyget, från huvudets främsta punkt till stjärtfenans yttersta spets (Figur 18B; segmenterad linje används för att ta hänsyn till att fenan ej är hopfälld och eventuell kurvatur på kroppens mittlinje), 5) fiskens längd räknas ut

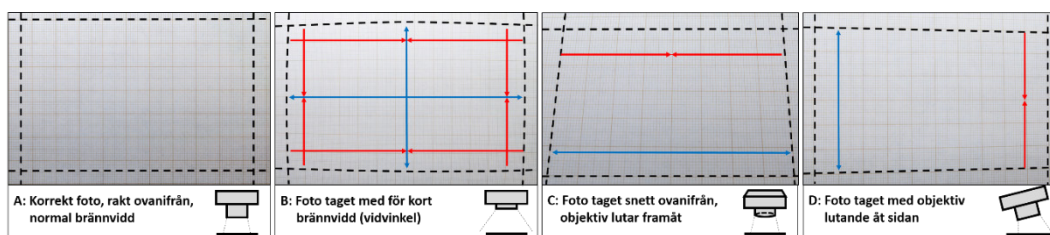
genom att trycka Ctrl+M (mätvärdet dyker upp i ett separat fönster). Steg 4 och 5 repeteras för varje fisk på fotot; hela processen repeteras för varje nytt foto.

Viktigt vid fotografering är att inte använda optik med för kort brännvidd (vidvinkelobjektiv). Många digitala kompaktkameror med inbyggda objektiv motsvarar vidvinkel, såvida man inte "zoomar in" (d.v.s. förlänger brännvidden). Det man vill undvika är distorsion i fotot som gör kalibreringen av bilden opålitlig och kan leda till felaktiga längdmätningar. För att kontrollera om ett objektiv orsakar distorsion, eller hur mycket man behöver zooma in för att undvika distorsion, kan man fotografera ett millimeterpapper eller rutat kollegieblockspapper rakt uppifrån så att hela fotot fylls av pappret. Om linjerna på pappret inte är parallella på fotot, då är bilden förvrängd (distorderad) av optiken (Figur 19A-B). Marginell distorsion är acceptabel eftersom fisken mäts till en precision av 1 mm; effekten av distorsion kan testas genom att kontrollmäta samma distans på flera platser över bildytans spann.

Foton måste tas rakt uppifrån för att undvika perspektiveffekter (Figur 19C-D), vilka också leder till felmätningar i delar av bilden. Kamerastativ är att rekommendera, men godtagbar precision kan även fås från handhållen kamera, givet att man kontrollerar att linjerna på millimeterpappret (eller motsvarande mätverktyg) inte är distorderade. Korrigeringar för både distorsion och perspektiv kan även, till viss del, göras i bildhanteringsmjukvara som t.ex. Adobe Photoshop (Adobe Inc., Mountain View, USA). Det kan rekommenderas att ta 2-3 bilder på varje set av fisk, för att minska risken för perspektiveffekter och oskarpa foton. Även med problematiska foton kan ofta längden skattas manuellt med god precision baserat på det underliggande millimeterpappret (så länge bilden är skarp).



Figur 18. Foto av fisk för digital mätning. A) Hela fotot med 22 fiskindivider (fotot annoterades på förhand i Adobe Photoshop för att hålla koll på arter och antal fisk; på fotot finns 20 mörtar, 1 braxen och 1 löja). Streckade linjer är pålagda i efterhand för att säkerställa att mätvärden inte påverkas av distorsion eller perspektiveffekter (linjerna är parallella = inga problem). B) Förstoring av tre mörtindivider. Röda linjer anger den sträcka som mäts för att få fram maximal totallängd (huvudets främsta punkt till stjärtfenans yttersta spets). På bilden syns även förlusten av fjäll som beror av hanteringen under bedövning och mätningssprocedur, vilken leder till relativt hög mortalitet hos just mörttyngel. Foto: JN.



Figur 19. Illustrationer av problem för mätning av fisk från digitala bilder. A) Korrekt foto taget rakt ovanifrån med lämplig brännvidd; alla linjer i bilden är parallella. B) Distorsion (tunnndistorsion; eng.: 'barrel distortion') orsakad av för kort brännvidd (vidvinkelobjektiv); objekt i mitten av fotot blir relativt större än identiskt objekt i kanterna. C) Foto som ej tagits rakt uppifrån (snett ovanifrån; kameran ej placerad rakt ovan pappret, objektivet lutar något framåt); objekt i fotots övre del blir relativt mindre än identiskt objekt i fotots nedre del. D) Foto som ej tagits rakt uppifrån (kameran är placerad rakt ovan pappret, men objektivet lutar åt sidan); objekt i fotots högra del blir relativt mindre än identiskt objekt i fotots vänstra del. Foto: JN.

5.2.4. Ankring

Vid flera tillfällen underlättas arbetet på båten av ankring (t.ex. vid mätning av vattenhastighet, siktdjup, etc.). För ankring användes en 4-kg dragg som generellt fick tillräckligt bra fäste i de svagt strömmande vattendragen. Dock förlorades en dragg då den fastnat i en stock på botten. För att undvika att förlora ytterligare draggar nyttjades därefter en riggning av draggen där ankarlinan fästs i botten av draggen (kräver dragg med ögla i botten) varefter den sedan kopplas till draggens övre ögla enbart med hjälp av ett eller två buntband av nylon. Om draggen fastnar kan buntbandet lätt slitas av och draggen dras loss bakifrån (Figur 20).



Figur 20. Riggning av dragg för ankring. Ankarlinan fästs i draggens undre fäste och kopplas till det övre fästet enbart med hjälp av ett buntband. Foto: JN.

6. Tack

Vi tackar alla personer som bidragit med information om de fiskade vattendragen och alla fiskerättsägare som låtit oss fiska i deras vatten. Vi tackar Mikael Carlstein (F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen), Jon Museth (NINA), Vinzenz Bammer (BAW) och Jan Breine (INBO) för information om båtelfiskemetodik, samt Erik Petersson (SLU Aqua) för diskussioner om metod och terminologi. Särskilt tack går till Helena Strömberg (SLU Aqua) som administrerat projektet och till Jonas Svensson (HaV) som lagt beställningen av projektet och kommenterat rapporten. Vi tackar också Erik Petersson och Martin Ogonowski som granskat rapporten och bidragit till många förbättringar av innehållet.

Informationsresurser

- Andersson, M. (2021). *Elfiske öppnar för miljöövervakning i fler vattenmiljöer* (Sveriges vattenmiljö – från källa till hav) [Internetartikel]. Göteborg: Havsmiljöinstitutet. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/elfiske-oppnar-miljoovervakning-i-fler-vattenmiljoer> [2021-07-01]
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. & Winberg, S. (2014). *Standardiserat elfiske i vattendrag. En manual med praktiska råd* (Aqua reports 2014:15). Drottningholm: SLU Institutionen för akvatiska resurser. https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/aqua_reports/
- Havs- och vattenmyndigheten. (2022). *Fisk i rinnande vatten – elfiskebåt, version 1.0* (Övervakningsmanual för akvatisk miljöövervakning, Programområde Sötvatten). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/fisk-i-rinnande-vatten---elfiskebat.html>
- The Fisheries Podcast. (2021). *Everything electrofishing with Jim Reynolds and Alan Temple* [Podcast]. The Fisheries Podcast, Episode 110, 2021-02-27. <https://fisheriespodcast.podbean.com/e/110-everything-electrofishing-episode-with-jim-reynolds-and-alan-temple/>
- US Fish and Wildlife Service (inget publiceringsdatum). *Power Transfer Theory of Electrofishing, in a Nutshell*. <https://trainingcenter.fws.gov/resources/course-resources/electrofishing-essentials/Power-Transfer-Theory-of-EF.pdf>

Referenser

- Andersson, M. (2021). *Elfiske öppnar för miljöövervakning i fler vattenmiljöer* (Sveriges vattenmiljö – från källa till hav) [Internetartikel]. Göteborg: Havsmiljöinstitutet. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/elfiske-oppnar-miljoovervakning-i-fler-vattenmiljoer> [2021-07-01]
- Artdatabanken. (2021). *Artfakta: Naturvård: Vattenpester Elodea*. [Internetartikel] Uppsala: SLU Artdatabanken. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/elodea-1005559> [2021-11-11]
- Bardygula-Nonn, L.G., Nonn, R. & Savitz, J. (1995). Influence of pulsed direct current electrofishing on mortality and injuries among four centrarchid species. *North American Journal of Fisheries Management*, 15, 799-803. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1995\)015<0799:IOPDCE>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1995)015<0799:IOPDCE>2.3.CO;2)
- Baumgartner, L.J., Stuart, I.G. & Zampatti, B.P. (2008). Determining diel variation in fish assemblages downstream of three weirs in a regulated lowland river. *Journal of Fish Biology*, 72, 218-232. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01696.x>
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M. (2007). *Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX* (Finfo 2007:5). Göteborg: Fiskeriverket. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/aldre-publikationer/finfo/2012-01-27-finfo-20075-bedomningsgrunder-for-fiskfaunans-status-i-rinnande-vatten---utveckling-och-tillampning-av-vix.html>
- Bengtsson, B.-E. (1979). Biological variables, especially skeletal deformities in fish, for monitoring marine pollution. *Transactions of the Royal Society of London B*, 286, 457-464. <https://doi.org/10.1098/rstb.1979.0040>
- Bergquist, B., Axenrot, T., Carlstein, M. & Degerman, E. (2007). *Fiskundersökningar i större vattendrag. Utveckling av kvantitativ metodik med båtelfiske och hydroakustiska metoder - ett pilotprojekt* (Finfo 2007:10). Göteborg: Fiskeriverket. <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/aldre-publikationer/finfo/2012-01-27-finfo-200710-fiskundersokningar-i-storre-vattendrag.html>
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. & Winberg, S. (2014). *Standardiserat elfiske i vattendrag. En manual med praktiska råd* (Aqua reports 2014:15). Drottningholm: SLU Institutionen för akvatiska resurser. https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/aqua_reports/

- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, 31-41.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Blancher, P., Lefrançois, E., Rimet, F., Vasselon, V., Argillier, C., Arle, J., Beja, P., Boets, P., Boughaba, J., Chauvin, C., Deacon, M., Duncan, W., Ejdung, G., Erba, S., Ferrari, B., Fischer, H., Hänfling, B., Haldin, M., Hering, D., Hette-Tronquart, N., Hiley, A., Järvinen, M., Jeannot, B., Kahlert, M., Kelly, M., Kleinteich, J., Koyuncuoğlu, S., Krenek, S., Langhein-Winther, S., Leese, F., Mann, D., Marcel, R., Marcheggiani, S., Meissner, K., Mergen, P., Monnier, O., Narendja, F., Neu, D., Pinto, V. O., Pawlowska, A., Pawlowski, J., Petersen, M., Poikane, S., Pont, D., Renevier, M.-S., Sandoy, S., Svensson, J., Trobajo, R., Zagyva, A. T., Tziortzis, I., van der Hoorn, B., Vasquez, M. I., Walsh, k., Weigand, A., & Bouchez, A. (2022). A strategy for successful integration of DNA-based methods in aquatic monitoring. *Metabarcoding and Metagenomics*, 6, 215–226. <https://doi.org/10.3897/mbmg.6.85652>
- BNT (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus). (2019). *Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente: Teil 1 – Fische. Version Nr.: A1-01m_FIS*. Wien: Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. https://info.bmlrt.gv.at/themen/wasser/wisa/ngp/entwurf-ngp-2021/hintergrunddokumente/methodik/bio_lf_2021.html
- Brabrand, Å., Museth, J., Dokk, J.G., Rustadbakken, A., Pavels, H. & Saltveit, S.J. (2017). *Klassifisering av økologisk tilstand av Hurdalssjøen med fisk som kvalitetselement* (Rapport nr. 65). Oslo: Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.
<https://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/nhm-rapporter/>
- Bremset, G. (2000). Seasonal and diel changes in behaviour, microhabitat use and preferences by young pool-dwelling Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*. *Environmental Biology of Fishes*, 59, 163-179.
<https://doi.org/10.1023/A:1007691316864>
- Brodin, M., Olofsson, P. & Stridsman, S. (2019). *Pilotprojekt Luleälven 2015-2017* (Rapport 4/2019). Luleå: Länsstyrelsen Norrbotten.
<http://extra.lansstyrelsen.se/fiskeutredningsgruppen/SiteCollectionDocuments/Milj%C3%B6anpassning%20Vattenkraft/Rapport%20Pilotprojekt%20Lule%C3%A4lven%202015-2017.pdf>
- Brönmark, C., Brodersen, J., Chapman, B.B., Nicolle, A., Nilsson, P.A., Skov, C. & Hansson, L.-A. (2010). Regime shifts in shallow lakes: the importance of seasonal fish migration. *Hydrobiologia*, 646, 91-100.
<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0165-3>
- Carlstein, M. & Sundbaum, K. (2014). *Inventering av fisk i Göta älv och Sävån med båtelfiske 26-28/6, 2014*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen.
https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/rapport_goteborg_2014.pdf

- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2001). *Beståndsuppskattningar av harr i Ljusnan och Svågan genom båtelfiske och fångst-återfångstmetodik*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/ljusnan_svagan_2001.pdf
- Carlstein, M. & Boberg, J. (2002). *Resultat från kvalitativt provfiske med elfiskebåt i Söget, Österdalälven*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/osterdalalven_soget_2002.pdf
- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2002). *Beståndsuppskattningar av harr i Ljusnan och Voxnan 2002 genom båtelfiske och fångst-återfångstmetodik*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/ljusnan_voxnan_2002.pdf
- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2003). *Beståndsuppskattningar av harr i Ljusnan och Voxnan 2003 genom båtelfiske och fångst-återfångstmetodik*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/ljusnan_voxnan_2003.pdf
- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2004). *Förstudie avseende produktionshöjande åtgärder för harr i Mellanljusnan*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/ljusnan_2004.pdf
- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2005a). *Beståndsuppskattning och inventering av laxungar i Vindelälven 2005*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/vindelalven_2005.pdf
- Carlstein, M., Bruks, A., Boberg, J. & Andersson, T. (2005b). *Beståndsuppskattningar av harr i Ljusnan 2005 genom båtelfiske och fångst-återfångstmetodik*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen.
- Carlstein, M., Boberg, J. & Bruks, A. (2006a). *Beståndsuppskattning och inventering av laxfisk i Klarälven 2006*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/klaralven_2006.pdf
- Carlstein, M., Bruks, A., Boberg, J. & Andersson, T. (2006b). *Resultat från båtelfisken utförda ovan och nedan centralfisket vid Säs i Österdalälven 22-23/11-2006*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/osterdalalven_sas_2006.pdf
- Carlstein, M., Bruks, A. & Boberg, J. (2008a). *Monitoring av fisk i Mellanljusnan med hjälp av båtelfiske 2008*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/ljusnan_2008.pdf
- Carlstein, M., Bruks, A. & Boberg, J. (2008b). *Sammanställning av båtelfisken utförda i Österdalälven vid Säs åren 2007 och 2008*. Mora: F.A.S.T. – Fiskeresursgruppen. https://www.fiskeresursgruppen.se/wp-content/uploads/2015/01/osterdalalven_sas_2007_2008.pdf

- Copp, G.H. (2010). Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries*, 11, 439-460. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00370.x>
- Culver, E.F. & Chick, J.H. (2015). Shocking results: assessing the rates of fish injury from pulsed-DC electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 35, 1055-1063. <https://doi.org/10.1080/02755947.2015.1074964>
- de Villiers, J.E. (2013). *Assessment of injury to New Zealand native fish by boat electrofishing* [MSc-avhandling]. Hamilton: The University of Waikato. <https://researchcommons.waikato.ac.nz/bitstream/handle/10289/7588/thesis.pdf>
- Dolan, C.R. & Miranda, L.E. (2004). Injury and mortality of warmwater fishes immobilized by electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 24, 118-127. <https://doi.org/10.1577/M02-115>
- EFI+ Consortium. (2009). Manual for the application of the NEW European Fish Index – EFI+. Wien: BOKU – University of Natural Resources and Life Sciences. <http://efi-plus.boku.ac.at>
- EnviroPlanning. (2016). *PM – Biotopkartering och elfiskeundersökning i Nossan*. Göteborg: EnviroPlanning AB. <https://www.envioplanning.se/rapporter/biotopkartering-och-elfiskeundersokning-i-nossan-pm>
- EnviroPlanning. (2017). *Inventering av fiskfaunan inom mätupdrag för Västlänken*. Göteborg: EnviroPlanning AB. <https://www.envioplanning.se/rapporter/inventering-av-fiskfaunan-inom-matupdrag-vastlanken>
- EnviroPlanning. (2019a). *Elprovfiske i Norsälven*. Göteborg: EnviroPlanning AB.
- EnviroPlanning. (2019b). *Underlag för tillståndsansökan om vattenverksamhet för byggnation av Stridsbergsbron och Spiköbron, Trollhättan*. Göteborg: EnviroPlanning AB. <https://docplayer.se/167817075-Underlag-for-tillstandsansokan-om-vattenverksamhet-for-byggnation-av-stridsbergsbron-och-spikobron-trollhattan-radhuset-arkitekter-ab.html>
- Europeiska kommissionen. (2000). Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. *Europeiska gemenskapens officiella tidning*, 43:L327, 1-73. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=OJ:L:2000:327:TOC>
- FAME Consortium. (2005). *Manual for the application of the European Fish Index - EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive*. Wien: BOKU University of Natural Resources and Life Sciences.
- F.A.S.T. - Fiskeresursgruppen. (2019). *Reduktionsfiske av gädda i Rosenkällasjön 2019* [Internetartikel]. <https://www.fiskeresursgruppen.se/fagel-eller-fisk-reduktionsfiske-av-gadda-med-elfiskebat/> [2022-06-13]
- Fjälling, A., Degerman, E. & Johansson, U. (2015). Norden multimesh gill net for fish sampling in lotic environments. *Lakes & Reservoirs*, 20, 182-186. <https://doi.org/10.1111/lre.12099>

- GBIF. (2020). *Global Biodiversity Information Facility*. Köpenhamn: GBIF.
<https://www.gbif.org/>
- Hagelin, A., Calles, O. & Gullberg, K. (2018). *LIV-Laxfisk i nedre Dalälven* (Rapport 2018:4). Gävle: Länsstyrelsen i Gävleborgs län.
<https://www.lansstyrelsen.se/gavleborg/tjanster/publikationer/liv---laxfisk-i-nedre-dalalven.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Undersökningstyp: Provfiske i sjöar. Version 1:4, 2016-09-08*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/provfiske-i-sjoar.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2017a). *Undersökningstyp: Fisk i rinnande vatten – Vadningsselfiske. Version 1:8 2017-05-25*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/fisk-i-rinnande-vatten---vadningsselfiske.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2017b). *Undersökningstyp: Fisk i rinnande vatten – Strömöversiktsnät. Version 1:0, 2017-06-14*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/fisk-i-rinnande-vatten---stromoversiktsnat.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018a). *Fisk i sjöar – vägledning för statusklassning* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:36). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2018-12-10-fisk-i-sjoar---vagledning-for-statusklassificering.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018b). *Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassning* (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:37). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2018-12-10-fisk-i-vattendrag---vagledning-for-statusklassificering.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. (2021). *Undersökningstyp: Fisk i rinnande vatten – fiskräknare (tunnelräknare). Version 1.0 2021-06-098*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/fisk-i-rinnande-vatten---fiskraknare-tunnelraknare.html>

- Havs- och vattenmyndigheten. (2022). *Fisk i rinnande vatten – elfiskebåt, version 1.0* (Övervakningsmanual för akvatisk miljöövervakning, Programområde Sötvatten). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
<https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/fisk-i-rinnande-vatten---elfiskebat.html>
- Heggenes, J. & Dokk, J.G. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 623-635. <https://doi.org/10.1002/rrr.620>
- Henry, T.B., Grizzle, J.M. & MacEina, M.J. (2003). Electrochocking-induced mortality of four fish species during posthatching development. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 299-306.
[https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2003\)132<0299:EIMOFF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2003)132<0299:EIMOFF>2.0.CO;2)
- Hurlbert, S.H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54, 187-211.
<https://doi.org/10.2307/1942661>
- Janáč, M. & Jurajda, P. (2007). A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. *North American Journal of Fisheries Management*, 27, 1119-1125.
<https://doi.org/10.1577/M06-117.1>
- Janáč, M. & Jurajda, P. (2011). Mortality induced by electrofishing and handling in five young-of-the-year cyprinids: effect of the fish size, species and anode size. *Journal of Applied Ichthyology*, 27, 990-994.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01764.x>
- Jeuthe, H., Spange, D. & Östby, D. (2018). *Mal i Båven 2017 – Inventeringsstudier i lekområden* (Länsstyrelsen Södermanland Rapport 2018:3). Nyköping: Länsstyrelsen Södermanland.
<https://www.lansstyrelsen.se/sodermanland/tjanster/publikationer/mal-i-baven-2017-inventeringsstudier-i-lekomraden.html>
- Jordbruksverket. (2021). *Sveriges 3R-center: Det här är 3R* [Internetartikel]. Jönköping: Jordbruksverket. <https://jordbruksverket.se/djur/ovriga-djur/forsoksdjur-och-djurforsok/sveriges-3r-center/det-har-ar-3r> [2021-08-24]
- Jurajda, P., Slavík, O., White, S. & Adámek, Z. (2010). Young-of-the-year fish assemblages as an alternative to adult fish monitoring for ecological quality evaluation of running waters. *Hydrobiologia*, 644, 89-101.
<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0111-4>
- Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObIUF>2.0.CO;2)
- Kolz, A.L. (1989). A power transfer theory for electrofishing. *U.S. Fish and Wildlife Service Technical Report*, 22, 1-11.
- Kullander, S.O., Nyman, L., Jilg, K. & Dellling, B. (2012). *Nationalnyckeln Till Sveriges Flora och Fauna; Strålfeniga Fiskar. Actinopterygii*. Uppsala: SLU, Artdatabanken. <https://www.nationalnyckeln.se/ryggstrangsdjur-stralfeniga-fiskar>

- Loisl, F., Singer, G. & Keckeis, H. (2013). Method-integrated fish assemblage structure at two spatial scales along a free-flowing stretch of the Austrian Danube. *Hydrobiologia*, 729, 77-94. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1588-4>
- Länsstyrelsen Uppsala län. 2022. *Nulägesbeskrivning Sagån*. Uppsala: Länsstyrelsen. <https://www.lansstyrelsen.se/upsala/nap>
- Martinez, P.J. & Tiffan, K.F. (1992). Fabrication of stainless steel spherical anodes for use with boat-mounted boom electroshockers. *North American Journal of Fisheries Management*, 12, 840-843. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1992\)012<0840:FOSSSA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1992)012<0840:FOSSSA>2.3.CO;2)
- Martinez, P.J. & Kolz, A.L. (2013). Performance of four boat electrofishers with measured electrode resistances for electrofishing boats and rafts. *North American Journal of Fisheries Management*, 33, 32-43. <https://doi.org/10.1080/02755947.2012.739985>
- Martinez, P.J. & Kolz, A.L. (2018). *Recommended electrofishing guidelines for Upper Colorado River basin habitats containing endangered fishes. Standard Operating Procedure, Upper Colorado River Endangered Fish Recovery Program*. Denver: Upper Colorado River Program. <https://coloradoriverrecovery.org/uc/science/technical-reports/research-monitoring/>
- McMichael, G.A., Fritts, A.L. & Pearsons, T.N. (1998). Electrofishing injury to stream salmonids; injury assessment at the sample, reach, and stream scales. *North American Journal of Fisheries Management*, 18, 894-904. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1998\)018%3C0894:EITSSI%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1998)018%3C0894:EITSSI%3E2.0.CO;2)
- Menezes, R.F., Borchsenius, F., Svenning, J.-C., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Landkildehus, F. & Jeppesen, E. (2012). Variation in fish community structure, richness, and diversity in 56 Danish lakes with contrasting depth, size, and trophic state: does the method matter? *Hydrobiologia* 710, 47-59. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1025-0>
- Miranda, L.E. (2009). Standardizing electrofishing power for boat electrofishing. I: Bonar, S.A., Hubert, W.A. & Willis, D.W. (red.). *Standard methods for sampling North American freshwater fishes*. Bethesda, MD: American Fisheries Society. 223-230.
- Miranda, L.E. & Dolan, C.R. (2003). Test of a power transfer model for standardized electrofishing. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 1179-1185. <https://doi.org/10.1577/T02-093>
- Miranda, L.E. & Kratchovil, M. (2008). Boat electrofishing relative to anode arrangement. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137, 1358-1362. <https://doi.org/10.1577/T07-243.1>
- Museth, J. (2013). *Kartlegging av tettheten av laksunger i øvre del av Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2012* (NINA Minirapport 444). Lillehammer: NINA. <https://docplayer.me/25486104-Kartlegging-av-tettheten-av-laksunger-i-ovre-del-av-klaralven-ved-bruk-av-elfiskebat-hosten-2012.html>

- Museth, J., Dokk, J.G. & Kraabøl, M. (2012). *Kartlegging av fiskesamfunnet i Klarälven ved bruk av elfiskebåt høsten 2011* (NINA Minirapport 380). Lillehammer: NINA. <https://docplayer.me/941437-Kartlegging-av-fiskesamfunnet-i-klaralven-ved-bruk-av-elfiskebat-hosten-2011.html>
- Museth, J., Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Dokk, J.G. & Skurdal, J. (2013). Overvåking av fiskesamfunn i store vassdrag etter Vannforskriften. *Vann*, 2, 205-216. <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/overvaking-av-fiskesamfunn-i-store-vassdrag-etter-vannforskriften/>
- Museth, J., Dokk, J.G. & Johnsen, S.I. (2014). *Overvåking av fiskesamfunnet og innslaget av settefisk i Glomma - vil båtelfiske kunne oppfylle kravene i Vannforskriften?* (NINA Rapport 1056). Lillehammer: NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2372362>
- Museth, J., Braband, Å., Dervo, B.K. & Sandlund, O.T. (2016). *Økologisk tilstandsklassifisering av vannforekomster i Glomma og Vormå. Kan den europeiske fiskeindeksen (EFI+) brukes i artsrike elver på Östlandet?* (NINA Rapport 1262). Lillehammer: NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2395267>
- Museth, J., Braband, Å. & Taugbøl, A. (2017). *Økologisk tilstandsklassifisering og kartlegging av fiskesamfunnet i tre vannforekomster i Glomma mellom Bingsfoss og Sarpsfossen i 2016* (NINA Rapport 1347). Lillehammer: NINA. <http://hdl.handle.net/11250/2451259>
- Nordwall, F. (1999). Movements of brown trout in a small stream: effects of electrofishing and consequences for population estimates. *North American Journal of Fisheries Management*, 19, 462-469. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019<0462:MOBTIA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019<0462:MOBTIA>2.0.CO;2)
- Perez, C.R., Bonar, S.A., Amberg, J.J., Ladell, B., Rees, C., Stewart, W.T., Gill, C.J., Cantrell, C. & Robinson, A.T. (2017). Comparison of American Fisheries Society (AFS) Standard Fish Sampling Techniques and environmental DNA for characterizing fish communities in a large reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 37, 1010-1027. <https://doi.org/10.1080/02755947.2017.1342721>
- Persat, H. & Copp, G.H. (1989). Electrofishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. I: Cowx, I. (Red.). *Developments in Electrofishing*. Oxford: Fishing News Books. 203-215.
- Roni, P. & Fayram, A. (2000). Estimating winter salmonid abundance in small Western Washington streams: a comparison of three techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 20, 683-692. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(2000\)020<0683:EWSAIS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(2000)020<0683:EWSAIS>2.3.CO;2)
- Schmutz, S., Zauner, G., Eberstaller, J. & Jungwirth, M. (2001). Die »Streifenbefischungsmethode«: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. *Österreichs Fischerei*, 54, 14-27. <https://www.ezb-fluss.at/2013/die-streifenbefischungsmethode-eine-methode-zur-quantifizierung-von-fischbestaenden-mittelgrosser-flieessgewaesser/>
- Schneider, C.A., Rasband, W.S. & Eliceiri, K.W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671-675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>

- SERS. (2020). *Svenskt ElfiskeRegiSter – SERS. SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm*. <https://www.slu.se/elfiskeregistret>
- SIS (Swedish Institute for Standards). (2006a). *Svensk standard SS-EN 14962:2006. Vattenundersökningar – Vägledning för val och användning av metoder för provtagning av fisk*. Stockholm: SIS.
- SIS (Swedish Institute for Standards). (2006b). *Svensk standard SS-EN 14011:2006. Vattenundersökningar – Provtagning av fisk med elektricitet*. Stockholm: SIS.
- SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut). (1994). *Avrinningsområden i Sverige. Del 3. Vattendrag till Egentliga Östersjön och Öresund (SMHI Hydrologi 50)*. Norrköping: SMHI.
- SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut). (1996). *Avrinningsområden i Sverige. Del 4. Vattendrag till Västerhavet (SMHI Hydrologi 70)*. Norrköping: SMHI.
- SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut). (1998). *Avrinningsområden i Sverige. Del 2. Vattendrag till Bottenhavet (SMHI Hydrologi 78)*. Norrköping: SMHI.
- Snyder, D.E. (2003). Invited overview: conclusions from a review of electrofishing and its harmful effects on fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13, 445-453. <https://doi.org/10.1007/s11160-004-1095-9>
- Spjut, D., Degerman, E., & Fjälling, A. (2016). Jämförelse av tre provfiskemetoder - En utvärdering av provfiske i Ätran (PM, 2016-01-04). Örebro/Drottningholm: SLU Institutionen för akvatiska resurser.
- Structor. (2010). *Restaurering av Vallentunasjön – verksamheten till och med år 2009*. Stockholm: Structor Miljöbyrå Stockholm AB. <https://docplayer.se/12254718-Restaurering-av-vallentunasjon-verksamheten-till-och-med-ar-2009.html>
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt). (2021). *Kräftpest* [Internetartikel]. Uppsala: Statens veterinärmedicinska anstalt. <https://www.sva.se/amnesomraden/djursjukdomar-a-o/kraftpest/> [2021-11-11]
- Thorfve, S. (2020). *Båtelfisken i Östergötland – Inventering av gädda i grunda havsvikar (Länsstyrelsen Östergötland Rapport 2020:6)*. Norrköping: Länsstyrelsen Östergötland. <https://www.lansstyrelsen.se/ostergotland/tjanster/publikationer/batelfisken-i-ostergotland---inventering-av-gadda-i-grunda-havsvikar.html>
- Temple, G.M. & Pearsons, T.N. (2006). Backpack and boat electrofishing design considerations and sampling protocols. I: Pearsons, T., Temple, G., Fritts, A., Johnson, C. & Webster, T. (red.). *Ecological Interactions between Non-target Taxa of Concern and Hatchery Supplemented Salmon; Yakima/Klickitat Fisheries Project Monitoring and Evaluation, 2005-2006 Annual Report, Project No. 199506325*. Portland: Bonneville Power Administration. 71-116.
- Temple, G.M. & Pearsons, T.N. (2007). Electrofishing: backpack and drift boat. I: Johnson, D.H., Shrier, B.M., O’Neal, J.S., Knutzen, J.A., Augerot, X., O’Neil, T.A. & Pearsons, T.N. (red.). *Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations*. Bethesda, MD: American Fisheries Society. 95-132.

- Tomanova, S., Tedesco, P.A., Roset, N., Berrebi Dit Thomas, R. & Belliard J. (2013). Systematic point sampling of fish communities in medium- and large-sized rivers: sampling procedure and effort. *Fisheries Management and Ecology*, 20, 533–543. <https://doi.org/10.1111/fme.12045>
- VFK (Vatten & Fiskevårdskonsult IT). (2018). *Elfiskeundersökning med båt i Örebro län 2018. Redovisning av fälldata* (VFK Rapport). Härnösand: VFK, Vatten & Fiskevårdskonsult IT.
<https://www.vfkfiske.se/genomforda-uppdrag/>
- VFK (Vatten & Fiskevårdskonsult IT). (2020a). *Båtelfisken i Jönköpings län 2019. Fiskinventering i kalkade sjöar och jämförelser med nätprovfiske* (Meddelande 2020:11). Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län.
<https://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/tjanster/publikationer/2020/2020-11-batelfisken-i-jonkopings-lan-2019.html>
- VFK (Vatten & Fiskevårdskonsult IT). (2020b). *Båtelfisken i vikar längs kusten i Gävleborgs län 2020* (Rapport 2020:14). Gävle: Länsstyrelsen i Gävleborgs län.
<https://www.lansstyrelsen.se/gavleborg/tjanster/publikationer/batelfisken-i-vikar-langs-kusten-i-gavleborgs-lan-2020.html>
- VISS. (2022). *Vatteninformationssystem Sverige – VISS Öppna API* [Internetportal]. Vattenmyndigheterna, Länsstyrelserna och Havs- och Vattenmyndigheten. <https://viss.lansstyrelsen.se/>
- Westerberg, H. & Sjöberg, N. (2015). Overwintering dormancy behaviour of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a large lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 24, 532-543. <https://doi.org/10.1111/eff.12165>
- White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Otis, D.L. (1982). *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos: Los Alamos National Laboratory, LA- 8787-NERP.
- Zetterlund, S. (2017). *Fisksamhället i nedre Dalälven - Inventering genom båtelfiske juni-oktober 2017*. Bilaga till Hagelin m.fl. 2018.

Bilaga 1

Följande bilaga inkluderar en tabell över exempel på tidigare genomförda båtelfisken i Sverige, under perioden 2001-2020. Tabellen sammanfattar rapporter som funnits offentligt tillgängliga via sökningar på internet och inkluderar inte samtliga tidigare genomförda båtelfisken.

Förklaringar till tabelltexten:

Å:M: År-Månad för fisket; Vatten: Vatten där fisket genomförts; Puls.: effekt på pulsator (kW); Dist.: total undersökt distans i meter (vattendragssträcka, utan hänsyn till proportion av sträckan med strömpåslag); Tid: total fiskad tid i sekunder; N_{spp} : antal fångade fiskarter (ytterligare observerade arter inom parentes); N_{ind} : antal fångade fiskindivider; Kond.: Konduktivitet ($\mu\text{S}/\text{cm}$); AC/DC: strömtyp; I: strömstryka (ampere); U: spänning (volt); Ref.: Referens.

Tabell B1. Tidigare elfisken genomförda i Sverige, perioden 2001-2020. Förklaringar till tabellen finns i den inledande texten till bilagan och förklaringar till symboliska och alfabetiska fotnoter återfinns efter tabellen.

Å:M	Vatten	Län	Utförare*	Puls.**	Metod†	Distans	Tid	N _{spp}	N _{ind}	Kond.	AC/DC‡	I	U	Ref.□
2001:09	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2900 ^a	NA ^b	11	726 ^c	25-28	PDC:60	1,6	1000	1
2001:09	Svågan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2300 ^a	NA ^b	7	304 ^c	31	PDC:60	1,6	1000	1
2002:08	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2900 ^a	51822 ^d	9	790 ^c	34	PDC:60	1,6	1000	2
2002:09	Voxnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×840 ^a	12876 ^d	10	222 ^c	29-34	PDC:60	1,6	1000	2
2002:06	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	NA	NA ^e	2220	8	~100	21	PDC	1,3-1,5	1000	3
2003:08	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2900 ^a	52986 ^d	12	1069 ^c	34-35	PDC:60	1,6	1000	4
2003:09	Voxnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×840 ^a	13056 ^d	8	178 ^c	28-38	PDC:60	1,6	1000	4
2004:09	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2900 ^a	54966 ^d	11	1761 ^c	39-42	PDC:60	1,6	1000	5
2005:09	Österdalälven	Dalarna	FRG/FV	7,5	S-strat	1250	NA	7	249	25	PDC:60	1,5-2,5	1000	6
2005:09	Vindelälven	Västerb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×1000 ^a	28680 ^d	8	~850 ^f	20-30	PDC:60	2,4	1000	7
2005:09	Vindelälven	Västerb.	FRG	7,5	L-kont	11500	~7200	6	~170	32	PDC:60	2,4	1000	7
2005:08	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	F-Å + Inv	2×2900 ^a	61356	11	1382	29-30	PDC:60	1,6	1000	8
2006:06	Svartån	Örebro	FRG/FV	7,5	S-strat	1880	NA	10	428	105	PDC:60	4,5-4,7	500	6
2006:06	Svartån	Örebro	FRG/FV	7,5	S-utfiske ^g	216 ^a	NA	4	285	105	PDC:60	4,5-4,7	500	6
2006:06	Svartån	Örebro	FRG/FV	7,5	F-Å	2×750 ^a	NA	3 ^h	414 ^h	105	PDC:60	4,5-4,7	500	6
2006:09	Klarälven	Värml.	FRG	7,5	F-Å + Inv	NA	32400 ⁱ	9 ⁱ	1113 ⁱ	27	PDC:60	1,5-2,5	1000	9
2006:11	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	E-utfiske + L-kont	~3500 + NA ^j	12240 ^j	8	325	29	PDC:60	1,5-2,5	1000	10
2007:08	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	E-utfiske	3300 ^a	25140	9	552	NA	PDC:60	1,6	1000	11
2007:04	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	E-utfiske + L-kont	~3500 + NA ^k	10080 ^k	4	116	29	PDC:60	1,5-2,5	1000	12
2007:05	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	E-utfiske + L-kont	~3500 + NA ^k	11520 ^k	7	131	31	PDC:60	1,5-2,5	1000	12
2008:08	Ljusnan	Gävleb.	FRG	7,5	E-utfiske	5700 ^a	36780	12	1303	NA	PDC:60	1,6	1000	11
2008:05	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	E-utfiske + L-kont	~3500 + NA ^k	11160 ^k	6	104	19	PDC:60	1,5-2,5	1000	12
2008:07	Österdalälven	Dalarna	FRG	7,5	E-utfiske + L-kont	~3500 + NA ^k	10800 ^k	10	141	24	PDC:60	1,5-2,5	1000	12
2009:09	Vallentunasjön	Stockh.	FRG	7,5	Blandat ^l	NA	37440	NA	NA ^l	NA	NA	NA	NA	13
2011:	Klarälven	Värml.	NINA	7,5	L-kont	~7600	17690	18	793	NA	PDC:7,5-120	1,0-3,0	≤1000	14
2012:09	Klarälven	Värml.	NINA	7,5	L-kont	~29300 ^a	19020	10	831	NA	PDC:7,5-120	1,5-2,5	≤1000	15
2014:06	Göta älv	V. Göta.	FRG	9,0	L-kont	~8100	17280	11	572 ^m	83	PDC:60	2-3	680	16

Å:M	Vatten	Län	Utförare*	Puls.**	Metod†	Distans	Tid	N _{spp}	N _{ind}	Kond.	AC/DC‡	I	U	Ref.□
<i>Tabell B1. Fortsättning</i>														
2014:06	Säveån	V. Göta.	FRG	9,0	L-kont	1000	5400	11	333 ^m	88	PDC:60	2-3	680	16
2015:08	Ätran	Halland	FRG/SLU	NA	S-utfiske	NA	4680	10	183	NA	NA	NA	NA	17
2016:09	Nossan	V. Göta.	EP	7,5	L-kont	680	NA	5	NA	2000	PDC:60	5-6	800	18
2016:09	Säveån	V. Göta.	EP	7,5	L-kont	750	NA	8	121 ⁿ	154	PDC:60	5-6	800	19
2016:09	Gullbergsån	V. Göta.	EP	7,5	L-kont	700	NA	6	155 ⁿ	131	PDC:60	5-6	800	19
2016:09	Mölnaldsån	V. Göta.	EP	7,5	L-kont	1200	NA	4	67	123	PDC:60	5-6	800	19
2016-17:07-09	Luleälven ^o	Norrb.	FUG	7,5	L-kont	NA ^o	26108	19	2126 ^p	NA	PDC:30-60	NA	350-600	20
2017:06	Dalälven	Gävleb.	BK	7,5	NA	NA	29388	1-8 ^q	6382	NA	PDC:60-120	NA	500	21
2017:08-10	Dalälven	Gävleb.	BK	7,5	NA	NA	29292	0-9 ^q	2595	NA	PDC:60-120	NA	500	21
2017:09	Båven	Söderm.	BK	7,5	Inv	NA	NA	10 ^r	NA	NA	PDC:30-120	4,5-16,6	500	22
2019:NA	Norsälven	Värml.	EP	7,5	L-kont	1820	NA	7	1077	NA	PDC:60	5-6	800	23
2019:04	Göta älv	V. Göta.	EP	7,5	L-kont	1780	NA	6	142	NA	PDC:60	5-6	800	24
2018:09	Dylta-/Järleån ^s	Örebro	VFK	7,5	L-kont	~1700	3120	4	98 ^t	123	PDC:30	2,5	500	25
2018:09	Täljeån ^s	Örebro	VFK	7,5	L-kont/Inv	~5000	2940	6	155	690	PDC:30	9	500	25
2018:09	Svartån ^s	Örebro	VFK	7,5	L-kont	2×1700	3528	9	484 ^u	650	PDC:30	6	500	25
2019:07	Nässjö	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	1420 ^v	2400 ^v	3 ^v	87 ^v	77	PDC:60	NA	500	26
2019:07	Rannäsa sjö	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	620 ^v	1200 ^v	3 ^v	45 ^v	64	PDC:60	NA	500	26
2019:07	Illeråsasjön	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	1950 ^v	1800 ^v	3 ^v	58 ^v	64	PDC:30-60	NA	720	26
2019:07	Stora Iglasjön	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	510 ^v	900 ^v	2 ^v	37 ^v	99	PDC:60	NA	500	26
2019:07	Stora Vällingen	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	940 ^v	1800 ^v	4 ^v	73 ^v	95	PDC:60	NA	500	26
2019:07	Örsjön	Jönköp.	VFK	7,5	L-kont	1160 ^v	1200 ^v	3 ^v	52 ^v	52	PDC:60	NA	500	26
2020:04-05	Kustvikar	Östergö.	VFK	7,5	S-strand	24780	34060	13	671 ^w	1296-1422	PDC:120	36-48	120 (24-30)	27
2020:08-10	Kustvikar	Gävleb.	VFK	7,5	S-strand	5755	16966	13	1029	4450-10070	PDC:120	20-47	(120) 19-48	28

Fotnoter (symboliska)

* BK: Bollnäs kommun; EP: EnviroPlanning AB; FRG: F.A.S.T – Fiskeresursgruppen; FUG: Fiskeutredningsgruppen (Länsstyrelsen); FV: Fiskeriverket; KaU: Karlstads universitet; NINA: Norsk institutt for naturforskning; SLU: Sveriges Lantbruksuniversitet; VFK: Vatten & Fiskevårdskonsult IT

** SR: Smith-Root; GPP: Generator Powered Pulsator

† S-strat: stratifierat strip-fiske (*strip-fishing*); S-strand: strip-fiske utmed strand; S-utfiske: successivt utfiske (*multi-pass depletion*); E-utfiske: enkelt utfiske (*single-pass depletion*); F-Å: Fångst-Återfångst (*mark-recapture*); L-kont: Kontinuerlig linjetaxering; Metod: Metodutveckling; Inv: Inventering

‡ AC: Växelström; RDC: Rak likström; PDC: Pulserande likström (siffror efter ”:” anger pulsfrekvensen i Herz (Hz; pulser per sekund), ex. ”60” = 60 Hz)

□ Referenser (se referenslista i huvudrapporten) - **1:** Carlstein m.fl. 2001; **2:** Carlstein m.fl. 2002; **3:** Carlstein & Boberg 2002; **4:** Carlstein m.fl. 2003; **5:** Carlstein m.fl. 2004; **6:** Bergquist m.fl. 2007; **7:** Carlstein m.fl. 2005a; **8:** Carlstein m.fl. 2005b; **9:** Carlstein m.fl. 2006a; **10:** Carlstein m.fl. 2006b; **11:** Carlstein m.fl. 2008a; **12:** Carlstein m.fl. 2008b; **13:** Structor 2010; **14:** Museth m.fl. 2012; **15:** Museth 2013; **16:** Carlstein & Sundbaum 2014; **17:** Spjut m.fl. 2016; **18:** EnviroPlanning 2016; **19:** EnviroPlanning 2017; **20:** Brodin m.fl. 2019; **21:** Zetterlund 2017; **22:** Jeuthe m.fl. 2018; **23:** EnviroPlanning 2019a; **24:** EnviroPlanning 2019b; **25:** VFK 2018; **26:** VFK 2020a; **27:** Thorfve 2020; **28:** VFK 2020b.

Fotnoter (alfabetiska)

a. Distans anger älvsträcka där fiske bedrivits, ej effektiv fiskad sträcka.

b. Total tid för både Ljungan och Svågan = 18,4 timmar

c. Antal fisk fångade ej indikativt för fångstbarhet; riktat fiske efter enstaka art (harr)

d. Total tid för två enkla utfisken per sträcka (fångst och återfångst)

e. Bilaga med information saknas i rapport.

f. Antal fisk fångade ej indikativt för fångstbarhet; riktat fiske efter enstaka art (lax)

g. 3 utfisken

h. Kombination av två fisken (fångst och återfångst). Enbart tre arter undersöktes, men fler arter fångades (del av resultat från stratifierat stripfiske från samma å, vilket redovisas ovanför)

i. Total tid, samt totalt antal arter och individer för alla typer av fiskemetodik

j. 4 enkla utfisken: distans anger uppskattad fiskad älvsträcka; 4 × 4,3 ha stora områden fiskades (halva älvbredden avfiskad; älvbredd ca. 100-110 m); 2 linjetaxeringar: okänd sträcka. Totalt 3,4 timmars fiske.

k. 4 enkla utfisken: distans anger uppskattad fiskad älvsträcka; 4 × 4,3 ha stora områden fiskades (halva älvbredden avfiskad; älvbredd ca. 100-110 m); 2 linjetaxeringar: okänd sträcka. Totalt antal timmar för alla metoder anges.

l. Fiske i 7 delområden, olika körtekniker testas för reduktionsfiske, inkl. test av flytande trål efter båten; 316 kg fisk fångades (162 kg karpfisk; 154 kg rovfisk)

m. Stora mängder fisk i vissa områden, alla individer håvas ej utan representativt urval tas.

n. Stora mängder oidentifierade yngel som ej kunde fångas observerades

o. Fisken från två år, 23 fisken på 17 provplatser i 11 olika kraftverksmagasin sammanslagna (p.g.a. detaljnivån i rapportens metadata); vissa fisken skedde under dagtid, andra under nattetid; se detaljer från varje fiske i Brodin m.fl. 2019; NA för distans p.g.a. att sträckor från 2017 ej är utmärkta i rapporten.

p. Ca 2550 elritsor observerades (3 provplatser; varav ca 2000 på en provplats) utan att fångas (aktivt beslut att inte håva fler); även ytterligare fisk missades vid håvning av olika orsaker.

q. Vid fiske i juni (period 1) fångas mellan 1 och 8 arter per provplats (26 provplatser; totalt antal anges ej); vid fiske i augusti-oktober (period 2) fångas mellan 0 och 9 arter per provplats (26 provplatser; totalt antal anges ej); sammantaget för både period 1 och 2 fångas 21 olika arter (27 provplatser; två provplatser fiskade enbart en period, övriga två perioder)

r. Målarten för fisket, mal (*Silurus glanis*), fångades inte, trots att arten med säkerhet fanns inom områden som fiskades.

s. Dylta-/Järleån fiskades dagtid; Täljeån fiskades nattetid; Svartån fiskades både dag- och nattetid.

t. Enbart 5-10% av benlöja och abborre fångades (aktivt beslut att inte håva fler)

u. Benlöja fångades ej aktivt under fisket

v. Enbart fiske dagtid inkluderat

w. Endast gädda (299 st), gös (9 st) och ål (11 st) fångades med riktad håvning, övriga arter utgör endast ett mindre urval av totalt möjlig fångst.

