



Aqua reports 2024:6

Bedömning av VattendragsIndex (VIX) vid fångst av ål

Joacim Näslund, Mikael Andersson



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Bedömning av VattendragsIndex (VIX) vid fångst av ål

Assessment of the Swedish fish-based index VIX (VattendragsIndex) when eel is present in the survey data

Joacim Näslund, <https://orcid.org/0000-0003-1091-2225>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Mikael Andersson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),
Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Ragnar Lagergren, Länsstyrelsen i Västra Götalands län
Marie Eriksson, Länsstyrelsen i Skåne län
Patric Ceder, Länsstyrelsen i Hallands län

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 2024-002484
(SLU-ID: SLU.aqua.2024.5.2-250)

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

Rekommenderad citering: Näslund, J., Andersson, M. (2024). Bedömning av VattendragsIndex (VIX) vid fångst av ål. Aqua reports 2024:6. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.7c67793892>

Publikationsansvarig: Noël Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Redaktör: Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser

Utgivningsår: 2024

Utgivningsort: Uppsala

Illustration framsida: Bild genererad genom Microsoft Bing Image Creator (DALL·E 3)

Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Serietitel: Aqua reports

Delnummer i serien: 2024:6

ISBN (elektronisk version): 978-91-8046-638-7

DOI: <https://doi.org/10.54612/a.7c67793892>

Nyckelord: elfiske, statusklassificering, toleranta arter, VIX, ål

Sammanfattning

Fisk utgör en av kvalitetsfaktorerna för att bedöma ekologisk status i svenska vattendrag. VattendragsIndeX (VIX) är idag det huvudsakliga svenska fiskindex som används vid statusklassificering inom den bedömningsgrund som är framtagen för fisk i rinnande vatten. Att ålen (*Anguilla anguilla*) ofta har en omotiverat negativ påverkan på VIX är ett problem som är känt i områden där ål regelbundet fångas vid elfiske, eftersom fiskfaunans indexbedömda status tenderar att bero på huruvida ål fångas eller ej. I en vetenskaplig utvärdering där ålens effekter på VIX granskades dras slutsatsen att ålens negativa effekt har att göra med artens klassificering som "tolerant" i VIX-beräkningarna (Näslund m.fl., 2022^a). Dessutom föreslår den vetenskapliga granskningen att expertbedömning av kvalitetsfaktorn fisk borde krävas i de fall där ål fångas. Detta på grund av att ålens negativa effekt på statusbedömning med VIX och målen i ålförvaltningsplanen står emot varandra; det går inte att stärka ålens förekomst i Sverige utan att samtidigt riskera att den ekologiska statusen i många vattendrag minskar (givet att statusbedömningen baseras på VIX).

För att underlätta rimlighets- och expertbedömning presenteras här en metod för att undersöka om fångad ål har negativa effekter på statusklassificering med VIX. Detta görs genom att räkna ut två modifierade VIX-värden:

1. **VIX_{MOD1}**: ålen antas vara en neutral art vad gäller generell tolerans mot olika påverkansfaktorer.
2. **VIX_{MOD2}**: ålen exkluderas helt från beräkningarna.

Den första modifieringen VIX_{MOD1} bibehåller ålens bidrag till artmångfalden i provfiskefångsten utan att ålens negativa effekt på VIX (som tolerant art). Den andra modifieringen VIX_{MOD2} ger det värde på VIX som skulle erhållits givet att ålen inte skulle ha fångats i provfisket.

I rapporten presenteras tre exempel där modifierade VIX-värden används i hypotetiska rimlighets- och expertbedömningar. Expertbedömningarna nyttjar dels modifierade VIX-värden, men även information om huruvida ålen förekommer naturligt på platsen, om utplantering av ål har skett, ålens storleksfördelning, huruvida intoleranta arter förekommer och hur vanliga dessa är, samt trendutvecklingen för de vanligast förekommande arterna.

VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} är i sig inte att beakta som egna index eller sidoindeX till VIX, utan huvudsakligen verktyg som kan appliceras för rimlighetsbedömning och som en del av en expertbedömning. De ursprungliga VIX-värdena är inte direkt utbytbara med VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} vid rapportering av fiskesamhällets status.

^a Negative influence of a threatened species on ecological status classification: A case study of the influence of European eel within the Swedish fish index VIX. *Ecological Indicators* 144:109537; <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109537>

Summary

VattendragsIndex (VIX) is today the main index used within Swedish water management for the status classification of the fish community in smaller river water bodies where salmonids are (or have been) found. European eels (*Anguilla anguilla*) often have an unwarranted negative impact on VIX is a known problem in areas where eels are regularly caught by electrofishing, as the indexed status of the fish fauna tends to depend on whether or not eels are caught. In a scientific evaluation where the effects of eel presence and abundance on VIX were reviewed, it was concluded that the eel's negative effect has to do with the species' classification as "tolerant" in the VIX calculations (Näslund et al., 2022). In addition, the scientific review suggests that expert assessment of the fish quality factor should be required in cases where eels are caught. This is because the eel's negative effect on status assessment with VIX and the goals in the eel management plan are opposed to each other; it is not possible to strengthen the presence of eels in Sweden without at the same time risking that the ecological status of many watercourses decreases (given that the status assessment is based on VIX).

To facilitate plausibility- and expert assessment, we present a method to investigate, for a given case, whether caught eel has negative effects on status classification with VIX. This is done by calculating two modified VIX values:

1. **VIX_{MOD1}**: the eel is assumed to be a neutral species in terms of general tolerance to various impact factors.
2. **VIX_{MOD2}**: the eel is completely excluded from the calculations.

The first modification VIX_{MOD1} maintains species diversity in the monitoring survey catch, without introducing the negative effects of eel as a tolerant species. The second modification VIX_{MOD2} gives the value of VIX that would have been obtained if eel had not been caught in the monitoring survey.

The report presents three examples where the modified VIX values are used in hypothetical plausibility- and expert assessments. The expert assessments partly use the modified VIX values, but also information on whether the eel occurs naturally at the site in question, whether eel planting has taken place, the size distribution of the eel, whether intolerant species are present and how common these are, as well as the trend development for the most commonly occurring species.

VIX_{MOD1} and VIX_{MOD2} are not in themselves to be considered as their own indexes or side indexes to VIX, but mainly as tools that can be applied for plausibility assessment and as part of an expert assessment. The original VIX values are not directly interchangeable with VIX_{MOD1} and VIX_{MOD2} when reporting fish community status.

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	6
2. Förslag till utvärdering.....	10
3. Diskussion.....	13
4. Exempel	16
4.1. Råån (WA86069323) – Råån	18
4.2. Fylleån (WA53648000) – Mynningen-Brearedssjön	25
4.3. Anråsälven (WA36556832) - Övre delen inklusive Trättelandaån och Hudälven upp till Kustorp	33
Referenser.....	42
Bilaga: Problem med arcsin-kvadratrotstransformering i VIX	46

1. Bakgrund

Vid statusklassificering av kvalitetsfaktorn fisk i vattendrag används indexet VIX^b som huvudindex ($VIX = \underline{V}attendrags\underline{I}nde\underline{X}$; Beier m.fl., 2007). Enligt Bilaga 1, avsnitt 7.2 i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25; HaV 2019), ska VIX enbart tillämpas om fiskade provplatser i vattenförekomsten som ska bedömas har:

- historiskt naturliga förutsättningar att stadigvarande hysa laxfiskarter^c,
- en våtbredd på maximalt 25 m^d,
- lutning mindre än 5 %,
- dominans av hårbotten,
- en altitud på maximalt 800 meter över havet,
- fiskats med standardiserat elfiske enligt standard SS-EN 14011:2006 (SIS 2006) eller med annan metod som ger likvärdiga resultat.

Dessutom ska statusklassificering av fisk i en vattenförekomst baseras på minst tre elfisken utförda inom den senaste sexårsperioden, antingen 1) på tre representativa^e provplatser under ett eller flera år, eller 2) på en representativ provplats under olika år. När något av kriterierna inte är uppfyllt ska VIX inte användas för bedömning. Saknas tillförlitliga underlagsdata ska istället expertbedömning ske utifrån bästa

^b VIX är ett multimetriskt index som baseras på sex indikatorvariabler: i) 'nölax': sammanlagd täthet av laxfisk (atlantlax och öring); ii) 'nandtol': andel toleranta individer; iii) 'nandlith': andel litofila individer; iv) 'spproptol': andel toleranta arter; v) 'sppropint': andel intoleranta arter; vi) 'kvot': andel observerade laxfiskarter (atlantlax, öring, röding och harr) som har påvisad reproduktion. För detaljer om VIX-beräkningar, se Beier m.fl. (2007).

^c Vilka arter som berörs inom begreppet "laxfiskarter" nämns inte i HVMFS 2019:25. VIX baseras delvis på bedömning av täthet av laxfisk och detta gäller atlantlax *Salmo salar* och öring *Salmo trutta*. Vadningselfiske lämpar sig också främst på grunda, strömmande hårbottenar, vilket benämns "laxfiskhabitat" i vägledningsrapporten (HaV 2018; se även Bergquist m.fl. 2014). Dessa habitat är typiskt lämpliga för juvenil atlantlax och öring, vilket utgör huvuddelen av en typisk elfiskefångst. Andra inhemska laxfiskarter (familjen Salmonidae), d.v.s. röding, harr, sik och siklöja, finns generellt på platser som inte är lämpliga för vadningselfiske, även om de två första även påträffas i det som ovan benämns "laxfiskhabitat" i vissa geografiska områden.

^d VIX är dock även interkalibrerat med bedömningsgrunder från övriga EU-medlemsländer, samt Norge, vad gäller bedömning av mycket stora vattendrag, år 2022 (Birk & Pont 2022).

^e Att lokalerna ska vara representativa, med avseende på den påverkan som en vattenförekomst utsatt för, nämns i vägledningen för statusklassificering (HaV, 2018), men inte i HVMFS 2019:25. Rapportens författare bedömer att vägledningstexten är korrekt formulerad utifrån ett bedömningstekniskt perspektiv; att bedöma status utifrån icke-representativa provplatser är inte logiskt.

tillgängliga data och kunskap med väldokumenterad koppling till miljökonsekvenstyper.

När kriterierna för bedömning uppfylls kan VIX användas i statusbedömningen, men måste genomgå en utvärdering vad gäller osäkerhet och rimlighet enligt 2 kap. 4 § HVMFS 2019:25:

4§ Vattenmyndigheten ska först bedöma de enskilda parametrarna för de biologiska, allmänna fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna och därefter väga samman resultatet och klassificera status för respektive biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt bilaga 1–5.

[...]

Osäkerheten ska bedömas för en enskild parameter samt för resultatet av klassificering av en kvalitetsfaktor. Om vattenmyndigheten anser att osäkerheten av en enskild parameter eller klassificering av en enskild kvalitetsfaktor är hög ska orsaken utredas.

Rimlighetsbedömning för en enskild parameter eller kvalitetsfaktor ska genomföras. Om vattenmyndigheten anser att en bedömning av en enskild parameter eller klassificering av en enskild kvalitetsfaktor inte är rimlig ska orsaken utredas.

Bedömning av osäkerhet och rimlighet ska även göras av expertbedömning enligt 10 § i detta kapitel.

Om en utredning bekräftar att resultatet av klassificeringen inte är rimligt ska vattenmyndigheten bortse från resultatet av klassificeringen för berörd parameter eller kvalitetsfaktor. Vattenmyndigheten ska då genomföra en expertbedömning enligt 10 § i detta kapitel för berörda parametrar eller kvalitetsfaktorer.

[...].

Osäkerhetsmått för erhållna VIX-värden beräknas enligt Beier m.fl. (2007) baserat på förväntad lokalspecifik standardavvikelse, men miljömässiga förutsättningar för god datainsamling, kvalitet i utförande av elfiske och rimlighet i klassificering måste expertbedömas baserat på ingående data. Liksom många andra index finns det också situationer där VIX inte ger tillförlitliga resultat, trots att kriterier för bedömning är uppfyllda enligt föreskrift (Näslund m.fl., 2022). Enligt 2 kap. 4 § HVMFS 2019:25 ska osäkerhet och rimlighet för enskilda parametrar/kvalitetsfaktorer bedömas i klassificeringsprocessen.

Efter bedömning av osäkerhet och rimlighet klassificeras ekologisk status enligt 2 kap. 5 § HVMFS 2019:25:

5 § Vattenmyndigheten ska efter bedömningarna i 4 § i detta kapitel göra en sammanvägning enligt nedan.

[...]

Vid klassificering av ekologisk status eller ekologisk potential ska vattenmyndigheten först väga samman de biologiska kvalitetsfaktorerna.

I de fall de biologiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet hög eller god status respektive maximal eller god ekologisk potential ska därutöver de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna vägas samman. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska statusen endast från hög till god alternativt till måttlig eller från god till måttlig. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna kan försämra den ekologiska potentialen endast från maximal till god alternativt maximal till måttlig eller från god till måttlig.

I de fall de biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna ger resultatet hög status eller maximal potential ska därutöver de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna vägas samman. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan endast försämra den ekologiska statusen från hög till god och den ekologiska potentialen från maximal till god.

Vid sammanvägning blir den kvalitetsfaktor som klassificerats till sämst status eller potential styrande.

[...].

Eftersom de biologiska kvalitetsfaktorerna först vägs samman och fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enbart bedöms om de biologiska kvalitetsfaktorerna påvisar God eller Hög status, samt att den kvalitetsfaktor som påvisar sämst status är styrande, finns en överhängande risk att en felaktigt bedömd biologisk kvalitetsfaktor styr statusklassificeringen om den inte förkastas enligt 2 kap. 4 § HVMFS 2019:25.

En situation som upprepade gånger identifierats som problematisk för VIX är förekomst av ål i den bedömda elfiskefångsten (Degerman m.fl., 2012; Blomqvist, 2017), vilket även nämns i vägledningen för statusklassificering (Fisk i vattendrag; HaV, 2018). Länsstyrelsen i Hallands län noterar i en rapport att vattenförekomster bedöms ha sämre än God status under år då antalet ål i fångsterna är hög, medan de klarar gränsen för God status under andra år (Länsstyrelsen i Hallands län 2019). En vetenskaplig utvärdering har konfirmerat att det finns ett signifikant problem att bedöma status när ål fångas (Näslund m.fl., 2022^f). Analysen visade att redan vid förekomst av ål i elfiskefångsten uppstår en sänkning av VIX-värdet för provplatsen i fråga, vilket i sin tur kan leda till en sänkning av den bedömda statusen jämfört med om ål inte hade fångats. I enskilda fall kan sänkningen bli hela tre statusklassnivåer (t.ex. från Hög till Otillfredsställande, eller från God till Dålig);

^f Artikelns slutsatser granskades anonymt av fyra internationella forskare, organiserat av en redaktör på den vetenskapliga internationella tidskriften *Ecological Indicators*. Artikeln finns öppet tillgänglig på länken: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109537>.

oftast är dock sänkningen mindre. Effekten beror av att ålen klassificeras som en "tolerant" art och toleranta arter har enbart negativa effekter på VIX-värden (Beier m.fl., 2007). De största negativa effekterna av ålförekomst sker i de fall där ålen är den enda art som klassificeras som tolerant i fångsten. Alla toleranta arter behandlas likvärdigt i bedömningen, så om andra toleranta arter förekommer i fångsten spelar ålen en mindre roll; dock kan sänkningar av den bedömda statusen ändå bli en effekt av ålförekomst i fångsten, men då i regel bara en klassnivå (t.ex. från God till Måttlig). Tätheten av ål kan också spela roll för den bedömda statusen, men effekten är i sådana fall i regel en sänkning med en klassnivå. Värt att notera är även att det förefaller i det närmsta omöjligt att nå Hög status om ål förekommer i elfiskedata. Huruvida ålen faktiskt är en tolerant art diskuteras senare i denna rapport (under *Diskussion*).

Att ålens negativa påverkan på kvalitetskvoter beräknade enligt VIX är känd hos flera länsstyrelser och konsulter är tydligt både i rapporter och vid personlig kommunikation, dock är inte alltid magnituden av påverkan känd. I de värsta fallen beskrivs muntligen situationer där ålen medvetet inte fångas vid standardiserade elfisken, med avsikt att inte sänka VIX-värden för statusbedömning. Detta är naturligtvis ett förhållningssätt som negativt påverkar den generella pålitligheten i databasen Svenskt Elfiskeregister (SERS; <http://dvfisk.slu.se/>) och i förlängningen kan påverka inom både grundforskning och nationell miljöanalys. Negativa effekter sträcker sig även till internationell nivå, då svenska elfiskeresultat används inom såväl europeiska som globala forskningsprojekt (t.ex. Comte m.fl., 2021a,b; Laske m.fl., 2022).

Förvaltningsmässigt kan de ovan beskrivna problemen leda till svårigheter i att väga målet att nå God status för fiskfaunan (Ramdirektivet för vatten; Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EC) mot målet att öka ålpopulationen [EU:s förordning om åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål; Rådets förordning (EG) nr 1100/2007], eftersom statusklassificeringen påverkas negativt av förekomst av ål. Så länge VIX används för klassificering av kvalitetsfaktorn fisk i vattendrag bör därför VIX-resultat utvärderas med avseende på rimlighet, i enlighet med HVMFS 2019:25, 2 kap. 4 §, när ål fångas.

2. Förslag till utvärdering

Förslaget på utvärdering av ålens påverkan på VIX, vad gäller erhållna VIX-värdets (d.v.s. kvalitetskvotens) rimlighet, baseras på att jämföra VIX-värdet med modifierade värden ('VIX_{MOD1}' och 'VIX_{MOD2}'). VIX_{MOD1} beräknas genom att ålen omklassificeras som en neutral art vad gäller tolerans. Denna modifikation inkluderar fångade ålindivider i de olika VIX-beräkningarna men de negativa effekterna som ålen har genom sin ursprungliga klassificering som "tolerant" utesluts. Resultatet från denna typ av jämförelse påvisar vilken effekt själva toleransklassificeringen av ålen har på det ursprungligen erhållna VIX-värdet. VIX_{MOD2} beräknas genom att helt exkludera ålen ur elfiskefångsten och nyttjas för att ta reda på hur ålens förekomst har påverkat VIX-värdet (allt annat lika).

Om resultaten från dessa omräkningar av VIX-värdet faktiskt indikerar att ålen har en betydande påverkan på statusklassificeringen, då finns rimligen en skälig grund för att ifrågasätta det ursprungliga VIX-värdet. VIX-värdet är inte bevisligen fel bara för att VIX_{MOD1} och/eller VIX_{MOD2} visar andra värden, men en expertbedömning av fiskfaunans status bör utföras. Expertbedömning ska enligt 2 kap. 10 § HVMFS 2019:25 genomföras "*utifrån bästa tillgängliga kunskap om status och påverkan och utgå ifrån parametrar och klassgränser i bedömningsgrunderna i bilaga 1–5*" (HaV, 2019). Eftersom VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} relaterar direkt till VIX (och därmed till parametrar och klassgränser) kan dessa nyttjas i expertbedömningen. Speciellt VIX_{MOD2} är ett lämpligt verktyg för expertbedömning eftersom detta värde visar hur status skulle ha bedömts enligt VIX om man utrotat ålen ur systemet. Givet att ålen finns naturligt i vattenförekomsten kan man förvänta sig att mer eller mindre regelbundet träffa på ål på en typisk elfiskeprovplats (till skillnad från andra toleranta arter; se Diskussion). En teoretisk utrotning torde vara kopplad till en negativ påverkansfaktor och måste därmed bedömas vara något som inte rimligen skulle höja statusen. I enlighet med vägledningen för statusklassificering av fisk i vattendrag (HaV, 2018) bör expertbedömningen också ta fiskfaunans lokala förutsättningar i beaktning. Några exempel på information som kan uppmärksammas i rimlighets- och expertbedömningar med fokus på ålens påverkan på statusklassificeringen presenteras i efterföljande lista:

- **Har ål förekommit naturligt på den fiskade provplatsen i ett historiskt perspektiv och i vilken mängd?** Har ål funnits naturligt i det undersökta området så bör förekomst av ål rimligtvis inte indikera negativ påverkan, givet att det även förekommer intoleranta arter.
- **Vilka ålders-/storleksklasser av ål är det som fångats?** Unga individer är känsligare än äldre. Förekomst av enbart stor/äldre ål kan indikera påverkan, eftersom dessa är relativt toleranta mot t.ex. svält, habitatpåverkan och försurning. Förekomst av ung ål kan indikera goda förhållanden, t.ex. god longitudinell konnektivitet nedströms fångstområdet (givet att ålen inte är utplanterad).
- **Är ålen utplanterad på eller i anslutning till provplatsen?** Förekomst av ung utplanterad ål saknar i princip indikatorvärde. Förekomst av äldre ål som utplanterats kan potentiellt indikera dåliga förhållanden eller sakna indikatorvärde, beroende på vilka andra arter som förekommer på provplatsen.
- **Förekommer det bestånd av intoleranta arter utöver ål på provplatsen, och i så fall i hur höga tätheter i förhållande till åltätheten?** Ålen är en habitatsgeneralist och förväntas kunna förekomma naturligt tillsammans med intoleranta arter. Förekommer ål enbart tillsammans med andra toleranta arter så kan detta tyda på någon form av negativ påverkan på systemet, givet att intoleranta arter förväntas förekomma på provplatsen.
- **Hur ser trender ut över tid för de på provplatsen förekommande arterna och hur relaterar dessa till kända påverkansfaktorer i närområdet?** Både ålens och andra arters förekomst- och täthetstrender i vattenförekomsten i fråga bör undersökas, givet att tidsseriedata finns. Både arternas trender och de relativa trenderna mellan arter kan användas tillsammans med information om deras känslighet mot olika påverkansfaktorer.

Dessa exempel utgör inte officiella riktlinjer för expertbedömning, utan ska ses som exempel. Detaljerade riktlinjer för expertbedömning behöver tas fram inom ett projekt som fokuserar specifikt på denna fråga. Ytterligare faktorer än de listade ovan kan med fördel tas i beaktning, baserat på lokal expertkunskap. Just lokal expertis om bedömda vattenförekomster lyfts som mycket viktigt i Havs- och vattenmyndighetens vägledning för statusklassificering (HaV 2018) och detta konstaterande kan upprepas med emfas även i denna rapport.

Målet med VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} är att identifiera huruvida VIX riskerar att vara orimligt enligt 2 kap. 4 § HVMFS 2019:25 och därmed bör förkastas och ersättas

med en expertbedömning. Dessutom kan de nyttjas inom expertbedömning (vilket framgår av texten ovan). Det är viktigt att poängtera att **de modifierade kvalitetskvoterna VIX_{MOD1} eller VIX_{MOD2} inte kan rapporteras som faktiska VIX-värden**. VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} är inte interkalibrerade index och det finns inga tillämpliga gränser för statusklassificering som är direkt relaterade till VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2}. Dessa omräknade VIX-värden utvärderas gentemot det ursprungliga VIX-värdet på provplatsnivå. I en sådan utvärdering kan resultaten diskuteras i termer av statusklassförändringar (exempelvis: *VIX indikerar Måttlig status, medan VIX_{MOD1} indikerar att status skulle ha klassificerats till God om ålen inte varit angiven som tolerant art*). Att VIX_{MOD1} eller VIX_{MOD2} har ett värde över 0,467 (d.v.s. nedre gränsen för God status enligt VIX; Beier m.fl. 2007) innebär dock inte att ekologisk status kan klassificeras som God med avseende på fiskfaunan. Ekologisk status baserad på fiskfauna bör istället utvärderas genom efterföljande expertbedömning, vilken kan informeras av (men begränsas inte till) VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2}.

Notering angående sidoindeX till VIX:

Vid statusklassificering nyttjas även så kallade sidoindeX för försurningspåverkan (VIX_s)[§], hydrologisk påverkan (VIX_h) och morfologisk påverkan (VIX_{MORF}). Dessa indeX nyttjas enligt HVMFS 2019:25 enbart efter det att VIX påvisat Måttlig eller sämre status. Om VIX bedöms vara orimligt på grund av ålens påverkan på indeXet (d.v.s. med hjälp av VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2}; se efterföljande del av rapporten), då försvinner i princip möjligheten att nyttja sidoindeX i enlighet med HVMFS 2019:25, eftersom statusklassificeringen kommer baseras på en expertbedömning. Naturligtvis kan även sidoindeX omräknas genom samma procedur som appliceras för VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} (d.v.s. genom att räkna om indeXen med ål antingen omklassificerad som en "neutral" art eller genom att ta bort ålen från beräkningarna; notera dock att dessa omräkningar inte längre kan anses vara sidoindeX utan bara verktyg för att bedöma om ålen har en orimlig påverkan på respektive indeX).

[§] Benämns "VIX_{sm}" i HVMFS 2019:25. "VIX_{sm}" används dock som benämning på det första sidoindeXet för morfologisk påverkan i rapporten som beskriver utvecklingen av det efterföljande sidoindeXet för morfologisk påverkan (VIX_{MORF}; Spjut & Degerman 2015). Här väljer vi att använda den ursprungliga benämningen på sidoindeX för försurningspåverkan (VIX_s) från Beier m.fl. (2007).

3. Diskussion

Att VIX har en generell osäkerhet för statusklassificering av fisk är känt sedan indexet utvecklades, då det visades att den specificerade brytpunkten mellan God och Måttlig status i kvalitetskvoten (0,467) leder till att 34 % av de referensdata som använts vid själva utvecklingen felklassificeras. Dessutom finns en rad statistiska problem med VIX som kan påverka indexets pålitlighet, vilka identifierats i en statistisk utvärdering (von Brömssen, 2021). VIX är den enda bedömningsgrund för fisk i svenska vattendrag som är interkalibrerad med bedömningsgrunder från andra europeiska länder (Europeiska kommissionen, 2018). Det paneuropeiska indexet EFI+ (EFI+ Consortium, 2009) är inte interkalibrerat baserat på svenska data och har dessutom en dålig grad av korrekt klassificering av svenska referensdata (Näslund, 2021).

Huruvida ålen faktiskt bör klassificeras som en generellt tolerant art kan rimligtvis ifrågasättas, vilket diskuteras i detalj i Näslund m.fl. (2022). Ålen tål långa svältperioder (Boëtius & Boëtius, 1985) och är generalister vad gäller habitatval (Kullander m.fl., 2012). Större ål är också tolerant mot låga pH-värden och låga syrekoncentrationer (van Ginneken m.fl., 2001; Almer m.fl., 1974). Yngre ål är dock känslig för försurning och kalkning har visats leda till ökad åltäthet i Norge (Forsberg, 1986; Larsen m.fl., 2015). Miljögifter kan också påverka ålen negativt (Geeraerts & Belpaire, 2010). Ålen kan även på goda grunder anses vara känslig mot bristande longitudinell konnektivitet i vattendrag (vilken kan hindra deras vandring) och deras långsträckt kroppsform gör dem sårbara för passager genom vattenkraftverkens turbiner (Lasne m.fl., 2008; Calles m.fl., 2010). Faktum är att åltätheten i Sveriges vattendrag tenderar att samvariera positivt med täthet av intoleranta arter såsom lax och öring (Degerman & Sers, 1992; Näslund m.fl., 2022), vilket sannolikt kan relateras till att de till viss del attraheras av liknande levnadsmiljöer, samt att bristande konnektivitet gör att t.ex. ål och lax båda påverkas negativt. Eftersom ålen kan ha starkt negativ effekt på VIX innebär detta att t.ex. provplatser som både har starka lax- och ålbestånd riskerar få omotiverat låg status.

Det svenska arbetet med ålutsättningar (typiskt genom translokalisering av ung ål från Storbritannien eller Frankrike) bidrar till en viss komplexitet i bedömningen.

En utplanterad ål fungerar inte nödvändigtvis som en lämplig ekologisk indikator, speciellt inte med avseende på konnektivetsproblem i vattendrag. Av denna anledning kan man motivera att förekomst av ål i vatten där utsättningar sker ska bedömas annorlunda än en ål som sannolikt vandrat upp i ett vattendrag på naturlig väg. Eftersom en utplanterad ål genomlevt de allra känsligaste stadierna innan utplantering kan dessa individer potentiellt räknas som negativa indikatorer, eftersom ålens generella tolerans mot mänskliga påverkansfaktorer främst gäller de äldre levnadsstadierna. Dominerar t.ex. ål i fångsterna i en vattenförekomst som ålen inte kan vandra till på naturligt sätt så kan detta potentiellt vara en indikator på att ekosystemets biologiska tillstånd är negativt påverkat (ålen kan på grund av sin tolerans vara en av få fiskarter som har klarat att överleva i systemet). I vilket fall som helst bör utplanterade ålar inte ha en positiv effekt på statusklassificeringen. Utplanteringar har även bäring på den hydromorfologiska bedömningsgrunden för konnektivitet i uppströms och nedströms riktning i vattendrag (Bilaga 3, avsnitt 2.2 HVMFS 2019:25), där status bedöms baserat på andelen vandringsbenägna fiskarter som förekommer i en vattenförekomst. Utplanterad ål har inte vandrat till vattenförekomsten och kan således inte inkluderas i andelen förekommande vandringsbenägna arter.

Av de arter som klassificeras som toleranta (Tabell 1) för beräkningar av VIX intar ålen en särställning som både en habitatsgeneralist och en utrotningshotad art. Flexibiliteten i dess habitatval gör att den förväntas allmänt förekomma i typiska laxfiskhabitat, vilka är de habitat som ska elfiskas för statusbedömning med hjälp av VIX (enligt HVMFS 2019:25). Samtliga andra toleranta arter är arter som trivs i mer stillastående vatten, såsom sjöar, dammar, sel eller större lugnflytande vattendrag. Före detta laxfiskhabitat som blivit hydromorfologiskt modifierade genom exempelvis kanalisering eller uppdämning kan bedömas baserat på VIX (på grund av deras historiska miljöförhållanden), och i dessa typer av vatten indikerar övriga toleranta arter högst sannolikt en reell negativ påverkan. Av denna anledning anses förekomst av andra toleranta arter än ål inte behöva associeras till samma typ av systematisk rimlighetsbedömning. Dock kan flera av dessa arter tillfälligtvis påträffas inom en elfiskesträcka som huvudsakligen inkluderar typiska laxfiskhabitat (t.ex. i pool-habitat mellan strömsträckor), och har då exakt samma effekter på bedömningen som ål, varför en rimlighetsbedömning trots allt kan behöva utföras (något som måste utvärderas från fall till fall).

I de tre exemplen som följer efter denna diskussion kan man notera att VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} systematiskt ger högre värden, men inte alltid höjer statusklassen. Huruvida status höjs eller ej beror delvis på hur långt ifrån nästa statusklass-gräns det ursprungliga VIX-värdet var och delvis på vilka andra arter som fångats. Om ålen varit den enda toleranta art som fångats blir ökningen i "VIX-värdet" ofta påtaglig, eftersom båda indikatorerna *andel toleranta arter* (*spproptol*) och *andel*

toleranta individer (nandtol) går till 0, vilket är det bästa möjliga värdet på dessa indikatorer. Om fler toleranta arter har fångats blir förändringarna generellt enbart marginella (Näslund m.fl., 2022).

Tabell 1. Arter som klassificeras som "toleranta" i VIX-beräkningar.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Noteringar
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>	Generalist, dock sällan förekommande i mer strömmande vatten.
Benlöja	<i>Alburnus alburnus</i>	Stimlevande i företräddelsevis i öppet vatten i sjöar och långsamflytande åar.
Björkna	<i>Blicca bjoerkna</i>	Bottenlevande, företräddelsevis över mjukare botten i sjöar och långsamflytande åar.
Braxen	<i>Abramis brama</i>	Bottenlevande, företräddelsevis över mjukare botten i sjöar och långsamflytande åar.
Gräskarp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Icke-inhemsk, företräddelsevis förekommande i konstgjorda dammar.
Karp	<i>Cyprinus carpio</i>	Icke-inhemsk, företräddelsevis utplanterad i mindre sjöar och dammar i södra Sverige.
Mört	<i>Rutilus rutilus</i>	Generalist, dock sällan förekommande i mer strömmande vatten.
Ruda	<i>Carassius carassius</i>	Bottenassocierad, företräddelsevis över mjukare botten i sjöar och dammar.
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	Stim-/grupplevande, företräddelsevis i sjöar, dammar och långsamflytande åar, samt längs kusten.
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Stim-/grupplevande, företräddelsevis i sjöar, dammar och långsamflytande åar, samt längs kusten.
Sutare	<i>Tinca tinca</i>	Bottenlevande, företräddelsevis över mjukare botten i sjöar och långsamflytande åar.
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Generalist, förekommer i de flesta akvatiska miljöer, inklusive mer strömmande vatten.

4. Exempel

För att ge exempel på hur en expertbedömning kan tänkas genomföras presenteras nedan tre fallstudier för bedömning av status med avseende på kvalitetsfaktorn fisk i vattenförekomster där ål fångas i miljöövervakningens elfiske. Vattenförekomsterna valdes baserat på förekomst av minst tre standardiserade elfisken^h under perioden 2016 – 2021 (Vattendirektivets tredje cykel), där:

- minst 20 m och 200 m², alternativt minst 50 meter, av en provplats fiskatsⁱ
- minst två utfisken utförts (d.v.s. kvantitativt elfiske)^j
- fisket skett under perioden 15 juli – 30 september^k
- våtbredden på provplatsen är < 25 m^l
- vattendragets lutning är < 5% och domineras av hårbotten^m
- elfisket har utförts vid minst tre provplatser under de senaste sex åren eller vid en provplats under minst tre år de senaste sex årenⁿ
- ål förekommer vid minst ett elfiske
- elfiske inte inriktats specifikt mot ålinsamling

I urvalet av lämpliga elfisken att inkludera i exempelutvärderingarna har maximal stringens applicerats vad gäller fiskad sträcka och yta, i enlighet med rekommendationer i övervakningsmanualen *Fisk i rinnande vatten - Vadningselfiske version 1:8* (HaV 2023) vilken specificerar att "[...] den

^h **Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningselfiske, version 2.0 (HaV, 2023).** Instruktion: *Bedömning av ett vattendrags eller en vattendragssträckas ekologiska status får inte ske utifrån ett enstaka elfiske [...];*

ⁱ **Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningselfiske, version 2.0 (HaV, 2023).** Instruktion: *[...] den avfiskade ytan ska alltid vara minst 20 m. Rekommendation: [...] den undersökta sträckan bör vara minst 50 m, då med hänsyn tagen till att den avfiskade ytan inte behöver överstiga 200-300 m².*

^j **Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadningselfiske, version 2.0 (HaV, 2023).** Rekommendation: Vid bedömning av ekologisk status eller potential rekommenderas att kvantitativ metodik används.

^k **Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassificering (HaV, 2018).** Rekommendation: Fisken utförda utanför angiven tidsperiod ska bedömas med försiktighet. Anledningen är att årsyngel av laxfiskarter används för bedömning, och dessa är enklast bedömda under sensommar och tidig höst.

^l **HVMFS 2019:25 (HaV, 2019).** Instruktion: *[...] vattendragets bredd [ska] vara maximalt 25 m vid den undersökta lokalen*

^m **HVMFS 2019:25 (HaV, 2019).** Instruktion: *[...] lokalen [ska] ha en lutning mindre än 5 % och domineras av hårbotten.*

ⁿ **HVMFS 2019:25 (HaV, 2019).** Instruktion: *Elfisket ska ha utförts vid minst tre lokaler under de senaste sex åren eller vid en lokal under minst tre år de senaste sex åren.*

undersökta sträckan bör vara minst 50 m, då med hänsyn tagen till att den avfiskade ytan inte behöver överstiga 200-300 m²". Detta tolkas som att en undersökt sträcka inte bör understiga 50 längdmeter, såvida inte minst 200 m² har fiskats. Den strikta instruktionen (kravet) säger dock att den minsta sträckan alltid ska vara minst 20 m. Man kan tolka detta som att elfiske av 20 längdmeter av ett vattendrag räcker, men vi anser att detta snarare bör tolkas tillsammans med rekommendationen, d.v.s. att man inte får fiska mindre än 20 längdmeter, även om arean överstiger 200 m². För att få pålitliga elfiskeresultat krävs att tillräcklig yta fiskas, vilket tyvärr ofta inte är fallet om man tittar i SERS.

Relevanta urvalskriterier som inte kunde bedömas direkt från SERS-data var huruvida provplatser var representativa för hela vattenförekomsten i vilken de är belägna; detta bedömdes i ett senare utvärderingssteg och diskuteras i samband med statusbedömningen. För samtliga provplatser i urvalet fanns öring i fångsten vid åtminstone ett tillfälle, varför provplatserna antas uppfylla kriteriet om att ha, eller tidigare har haft, naturliga förutsättningar att stadigvarande hysa laxfiskarter (HaV, 2019). Kriteriet om att provplatserna ska ligga på en altitud < 800 m (Hav, 2019) uppfylls alltid inom de län som urvalet berör.

Urval av exempelvattenförekomster gjordes från Skåne, Halland och Västra Götaland. Totalt fanns 32 kandidatvattenförekomster som uppfyllde våra kriterier för utvärdering (Skåne: 6; Halland: 11; Västra Götaland: 15). Utifrån dessa valdes vattenförekomster med varierande karaktär och med olika mängd tillgängligt dataunderlag. De vattenförekomster som specifikt valdes för analys var:

- **Skåne:** Råån (Råån) – MSCD: WA86069323
- **Halland:** Fylleån (Mynningen-Brearedssjön) – MSCD: WA53648000
- **Västra Götaland:** Anråsälven (Övre delen...) – MSCD: WA36556832

4.1. Råån (WA86069323) – Råån

Längd: 28 km

Koordinater (SWEREF99 TM): 6202031, 369647

Detaljer från VISS

Bedömd ekologisk status (2017-2021^o): Måttlig (Tillförlitlighetsklassificering: Hög)

Bedömd status för fisk: Måttlig status enligt VIX, baserat på 16 mätningar 2013-2018 (ekologisk kvot: 0,336); angiven klassificeringsosäkerhet: < 20 %.

Ån anges vara påverkad av övergödning och är rätad och rensad (morfologi och hydrologi påverkad). Särskilt förorenande ämnen imidaklopid och nitrat låg över gränsvärden. Förutom fisk har kiselalger bedömts som biologiska kvalitetsfaktorer (IPS-index: Måttlig; ACID-Surhetsindex: Hög).

Konnektivitet: Otillfredsställande status

Morfologiskt tillstånd: Otillfredsställande status

Hydrologisk regim: Dålig status

Bedömningsförutsättningar

För perioden 2016-2021 finns 6 elfisken som uppfyller krav och rekommendationer för applicering av VIX, varav samtliga är utförda på en provplats (*Nymölle Gantofta*: 6207477, 363127). Provplatsen är belägen 5,5 km uppströms mynningen i havet. Mellan provplatsen och mynningen finns en dammkonstruktion (Görrarpsdammen: 6208248, 361514; byggd 1928) som är försedd med en fiskväg^p (bassängtrappa). En större del av vattenförekomsten upp till provplatsen har trädbevuxen kantzon, undantaget mynningsområdet i Råå. Uppströms provplatsen löper vattenförekomsten till betydligt högre del genom öppet landskap. Åfåran är där även rätad över långa sträckor och förefaller vara bitvis näst intill igenväxt av vegetation.

Enbart en provplats för en 28 km lång vattenförekomst kan inte anses vara lämpligt för statusbedömning av hela vattenförekomsten, eftersom den ändrar karaktär väsentligt längs sin sträckning. Vidare är provplatsen i fråga noterad som påverkad av restaurering i elfiskeregistret, vilket rimligtvis kan innebära att förutsättningarna

^o Notera att perioden för bedömning skiljer sig något från den period som rapportens beräkningar utgår från (VISS: 2017-2021; Rapport: 2016-2021).

^p Dåligt fungerande fiskväg enligt rapportens granskare från Länsstyrelsen i Skåne län. Åtgärder är planerade.

för fisk på provplatsen kan vara bättre än på icke-restaurerade sträckor inom vattenförekomsten. Status bedöms därför i praktiken enbart för provplatsen och inte för vattenförekomsten i sin helhet.

Fler provplatser förekommer, men dessa uppfyller inte krav/rekommendationer för att bedömas med VIX.

Bedömning baserat på VIX och modifierade former av VIX

Den första delen av bedömningen baseras på att kontrollera att VIX-beräkningarna inte påverkas av de statistiska artefakter som kan uppstå som en konsekvens av hur VIX analyseras (von Brömssen, 2021). I detta fall ser VIX ut att påverkas av en statistisk artefakt där andelen litofila individer (*nandlith*) bedöms med ett orimligt lågt *p*-värde ($p_{VIX_nandlith} = 0,30$). För år 2016 ser man i dataunderlaget från SERS att den förväntade proportionen litofila individer (*pred nandlith*) är 0,9988 och den observerade proportionen i fångsten (*nandlith*) är 0,9880, vilket är väldigt nära prediktionen. VIX baseras på avvikelser från prediktion, vilket uppenbarligen inte är lämpligt i detta fall. När prediktionen för en proportion ligger nära 1,0 så är naturligtvis den observerade proportionen begränsad till att maximalt nå prediktionen, då proportioner inte kan överstiga 1,0. När observationen exakt matchar prediktionen får man ett *p*-värde på 0,5 för indikatorn i fråga. Således kan man inte få ett *p*-värde över 0,5 för en indikator som har en prediktion på 1,0. I detta fall har vi en observation som ligger mycket nära prediktionen, men får ändå ett värde som ligger förvånansvärt långt under 0,5 ($p = 0,30$). Att skillnaden är så stor indikerar att ytterligare ett problem i beräkningarna föreligger, vilket beror på att datatransformationerna som görs inom VIX kan leda till felaktiga prediktioner (se Bilaga). Detta problem illustreras på ett tydligt sätt i data från år 2017, då observationen är 1,0, prediktionen är 0,9880, och *p*-värdet blir 0,45. Ett så lågt *p*-värde ska vara omöjligt då observationer som överstiger prediktionen teoretiskt måste ha ett *p*-värde över 0,5. I det föreliggande fallet är de applicerade datatransformationerna det som ställer till problem. Vilket vid rapportens publiceringsdatum utgör detta ett problem som måste lösas manuellt⁹. Faktum är att prediktionen för andel litofila individer anger att mer än 100 % av individerna förväntas vara litofila (se förklaring i Bilaga). Ett förenklat sätt att uttrycka detta på är att VIX för år 2017 straffar provplatsens status för att den "bara" når 100 % litofila individer när det "borde" vara strax över 100 %, vilket inte är logiskt försvarbart. Frågan som uppstår är då vilket värde man bör sätta på *p*-värdet för *nandlith*? Maximal proportion är 1,0 (100 %) så en lösning är att man anger ett *p*-värde på 1,0 – man kan aldrig förvänta sig en högre proportion, så indikatorvärdet måste rimligen vara maximalt i de fall man når 100 % litofila arter. Samtidigt är

⁹ Arbete för att lösa problemet i databasen är påbörjat av SLU Aqua.

VIX definierat så att man ska få ett värde på 0,5 när man exakt når det predikterade värdet. I så fall skulle man behöva ange ett värde på 0,5 när man når en prediktion som säger att 100 % av fisken ska vara litofil. Vi ger *p_nand_lith* ett värde $p = 0,5$, för att följa den grundläggande definitionen av hur VIX ska fungera matematiskt – detta är inte helt logiskt, men vi ser ingen bra lösning på problemet och håller oss till det mest konservativa alternativet. Med denna modifiering av *p_nand_lith*, vilken gäller för samtliga år som provplatsen har fiskats, så når provplatsen God status för 3 av 6 elfisken (varav ett elfiske nådde God status redan innan korrigeringen) (se 'VIX_{KORR}' i Tabell 2).

Ålens effekt på VIX på provplatsen i fråga undersöks genom att räkna ut VIX_{MOD1} där ålen ingår i beräkningarna som en neutral art, d.v.s. varken tolerant eller intolerant. Använder man Excel-beräkningsbladet *VIX-beräkning_officiell version.xlsx* kan man flytta den observerade tätheten för ål till en av de arter som räknas som neutrala vad gäller tolerans (gädda, gärs, gös, mal, sarv, sandkrypare eller skrubbskädda); det spelar ingen roll vilken art man väljer, så länge ingen individ av arten har fångats i elfisket (i praktiken saknas alltid en av dessa arter i fångsten). Därefter beräknar vi VIX_{MOD2}, där ålen tas bort helt från fångstdata. Detta gör att vi kan se hur status hade blivit klassificerad om ålen aldrig fångats (d.v.s. om den hypotetiskt skulle ha utrotats på platsen). Båda dessa modifieringar av VIX korrigeras på samma sätt som i proceduren ovan, eftersom problemen med *nandlith* är desamma (d.v.s. vi anger ett *p*-värde på 0,5 för denna indikator). När vi undersöker resultaten från dessa två modifierade former av VIX så ser vi att provplatsen når över God status i samtliga fall (Tabell 2).

Tabell 2. Bedömda provplatser i Råån, med fiskedatum, VIX, VIX_{KORR} (VIX korrigerat för problematisk beräkning av *nandlit*), VIX_{MOD1} (ål som neutral art) och VIX_{MOD2} (ål borttagen ur fångst); både VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} är korrigerade på samma sätt som VIX_{KORR}. Cellfärg anger ekologisk status, om den skulle baseras på det värde som anges i cellen (röd = Dålig status, orange = Otillfredsställande status, gul = Måttlig status, grön = God status, blå = Hög status). Asterisk (*) indikerar att VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} inte är relevanta att räkna ut, på grund av avsaknad av ål i fångsten.

Provplats	Datum	VIX	VIX _{KORR}	VIX _{MOD1}	VIX _{MOD2}	Ål fångad i fisket?
Nymölle Gantofta	2016-09-26	0,411	0,444	0,615	0,643	Ja
Nymölle Gantofta	2017-09-26	0,620	0,628	0,628*	0,628*	Nej
Nymölle Gantofta	2018-09-17	0,394	0,423	0,587	0,606	Ja
Nymölle Gantofta	2019-09-20	0,463	0,490	0,650	0,670	Ja
Nymölle Gantofta	2020-09-10	0,460	0,488	0,651	0,671	Ja
Nymölle Gantofta	2021-09-22	0,381	0,419	0,603	0,623	Ja
Medelvärde:		0,455	0,482	0,622	0,640	

* En ny version av Exceldokumentet där VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} beräknas automatiskt i separata flikar utvecklas i skrivande stund. Denna fil kommer finnas tillgänglig för nedladdning på <https://www.slu.se/elfiskeregistret/>

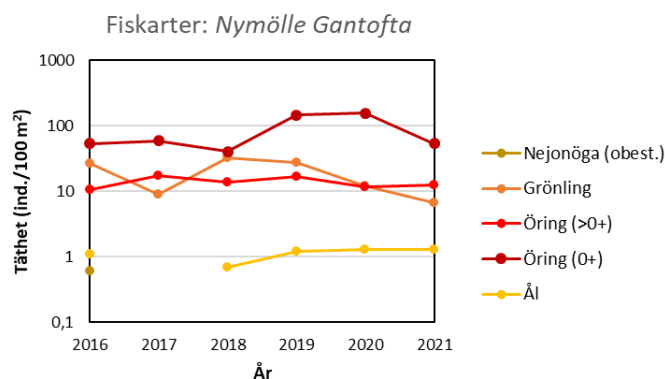
Vidare expertbedömning

För att gå vidare behöver vi resonera om hur ålen bör hanteras i fortsatt bedömning med utgångspunkt i jämförelser mellan VIX_{KORR} , VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} samt annan tillgänglig information. Om ålen är utplanterad i Råån så bör den rimligtvis inte ha något större indikatorvärde för vattenförekomsten. Dokumenterade utsättningar av ålyngel i Rååns avrinningsområde finns från åren 2019 (10000 ålyngel) och 2020 (5000 ålyngel), på en angiven position vid Nymölle, vilken ligger mindre än 100 m uppströms provplatsen; datum för utsättningarna anges inte^s. Därmed kan potentiellt den utsatta ålen ha påverkat elfiskeresultatet. Dock ses ingen ökning i åltätheten, utan den är generellt låg (Figur 1).

Vidare kan vi undersöka om ål bör förekomma i ån baserat på äldre data. I en rapport av Dekker & Wickström (2015) ser vi i dess Figur 3 att ål fångats i relativt stor mängd (> 1000 individer) i ålyngelledare fram till 1970-talet (därefter inga data) och eftersom ingen större sjö finns i avrinningsområdet så kan vi på sannolika grunder anta att ålen är en naturligt förekommande art i själva Råån. Mängden ål som fångas på provplatsen är relativt liten i förhållande till intoleranta arter, i detta fall företrädesvis öring. Ålen varierar mellan 0 och 1,3 individer per 100 m^2 medan öringen varierar mellan 54 och 165,8 individer per 100 m^2 ; det bedöms alltså finnas 10- till 100-falt fler intoleranta individer än vad det finns ål. Storleken på ål varierar mellan 100 och 700 mm – förekomst av små ålar torde vara en positiv indikator för ekologisk status eftersom små ålar migrerat till platsen relativt nyligen och är mer känsliga mot diverse påverkan än äldre ålar. Sammantaget innebär detta att vi rimligtvis kan utgå från att ålen inte borde räknas som en negativ indikator, så som den gör i VIX – att den finns i åsystemet förefaller vara helt normalt.

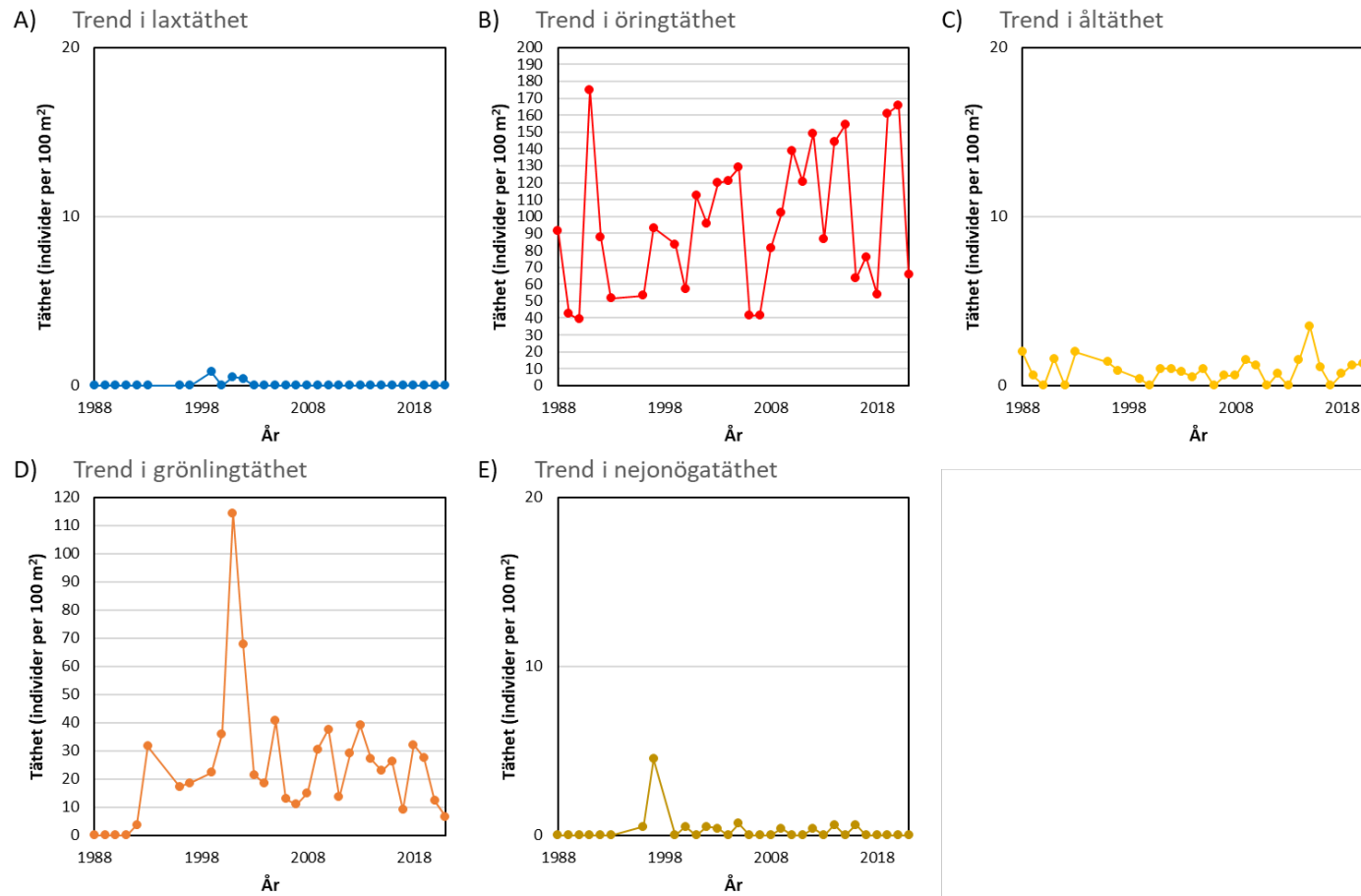
Vi kan även se på övriga arter för att informera oss om trender i deras tätheter under den undersökta perioden (Figur 1). Tre andra arter har fångats: öring, grönling och nejonöga (obestämd); nejonöga fångas bara ett år, så den utvärderas inte närmre här. Grönling fluktuerar mellan 6,6 och 27,5 individer per 100 m^2 , med en något nedåtgående trend över de senare åren. Öring däremot har haft en högre mängd årsyngel under senare år och tätheterna ser resonabelt höga ut (40,1 – 154,3 individer per 100 m^2). För öring äldre än årsyngel är trenden stabil (10,6 – 17,3 individer per 100 m^2). Baserat på detta finns inget som direkt antyder en betydande påverkan. Man kan dock notera att laxfisktätheten understiger den predikterade tätheten för provplatsen enligt *pred_nö lax* under fyra av de sex utvärderade åren (*pred_nö lax* är dock den predikterade genomsnittliga tätheten för en provplats med givna miljökaraktärer, så att värdet understigs något behöver inte nödvändigtvis indikera att tillräckligt hög status inte uppnås).

^s Källa: Sötvattenslaboratoriets databas över ålutsättningar (SLU, Institutionen för akvatiska resurser)



Figur 1. Tätheter av fångade arter på provplatsen Nymölle Gantofta. Notera att y-axeln presenterar en \log_{10} -skala.

Långtidstrender (1988 – 2021) på provplatsen visar att lax har förekommit enstaka år i mycket låga tätheter (Figur 2A), så avsaknad av lax under perioden 2016 – 2021 är inte av någon större relevans, så vida inte historisk laxförekomst kan påvisas från andra datakällor. Öringtätheten fluktuerar kraftigt över tid, mellan ca 40 och 180 individer per 100 m² (Figur 2B), och ingen tydlig trend kan ses i data. Ålen förekommer de flesta åren på provplatsen, alltid i låga tätheter (Figur 2C). Grönlingen har tidigare legat på liknande tätheter som under 2016 – 2020, med undantag för ett par år med betydligt högre tätheter (Figur 2D); under 2021 registreras dock de lägsta tätheterna på ett par decennier och trenden från 2018 är negativ, om än inte uppseendeväckande baserat på historiska variationer. Av nejonögon fångas för få individer för att göra någon rimlig bedömning av beståndstrender.



Figur 2. Trender över tid för lax (A), öring (B), ål (C), grönling (D) och nejonögon (E; alla nejonögonarter, enbart bäcknejonöga identifierad vid elfiskena) på provplatsen Nymölle Gantofta i Råån. Notera att y-axeln skiljer mellan arterna (horisontella streck markerar 10-intervall). Notera att de första fyra åren i tidsserien baseras på inventeringsfisken där bara ett utfiske genomförts; dessa data är därmed relativt osäkra.

Fiskens status i vattenförekomsten

För att göra en bedömning av fiskens status i vattenförekomsten baserat på elfisken under perioden 2016 – 2021 behövs mer data från fler provplatser. Den lokal som fiskats i enlighet med rekommendationer anges vara restaurerad och kan då inte anses representativ för hela vattenförekomsten. Data saknas också från morfologiskt påverkade (rätade) sektioner av vattendraget. Här går vi inte vidare med en djupare expertbedömning av fiskens status eftersom huvudsyftet med rapporten är att arbeta med korrigeringar av VIX. Det kan noteras att andra provplatser som fiskats under perioden, men som inte uppnår rekommendationerna för bedömning enligt VIX, bl.a. påvisar laxreproduktion i de nedre delarna av ån. På en provplats i det allra längst uppströms liggande området av vattenförekomsten (biflödet Halmstadbäcken, vid Brödåkra) fångas ingen fisk alls år 2020, men strax nedströms vid Sireköpinge kyrka fångas öring under flera år.

Provplatsens (d.v.s. specifikt sträckan som benämns *Nymölle Gantofta*) status torde kunna klassificeras till God^t enligt expertbedömning som informeras av ovanstående resonemang och av att provplatsen skulle nått God status i VIX, med god marginal, om ålen hade varit fullständigt utrotad innan den undersökta periodens början (resultat enligt VIX_{MOD2}).

^t Notera här att denna bedömning enbart baseras på tillgänglig data och enbart gäller området inom provfiskeplatsen. Rapportens granskare från Länsstyrelsen i Skåne län noterar att det observerats fiskdöd i Rååns nedre delar (något som skett regelbundet, se t.ex. information från Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp: <https://www.nsva.se/vatten-och-avlopp/dagvatten-och-ledningsnat/fiskdod-i-raan/>), samt att fiskvägen vid Görarpsdammen anses fungera dåligt, vilket leder till dålig konnektivitet. Denna information påverkar en expertbedömning av fiskens status i vattenförekomsten och belyser vikten av lokal kunskap om den bedömda vattenförekomsten.

4.2. Fylleån (WA53648000) – Mynningen-Brearedssjön

Längd: 24 km

Koordinater (SWEREF99 TM): 6284436, 376258

Detaljer från VISS

Bedömd ekologisk status (2017-2021^u): Otillfredsställande
(Tillförlitlighetsklassificering: Hög)

Bedömd status för fisk: Otillfredsställande (Måttlig enligt VIX). Klassificering av fiskens status är baserad på en sammanvägd bedömning av VIX och dess sidoinde, samt expertbedömning. Femton elfisken (4 provplatser) från 2010, 2011, 2013 och 2017 används i bedömningen; klassificeringsosäkerhet < 20%. På grund av vandringshinder klassificeras den bedömda statusen för fisk ner från Måttlig (enligt VIX och dess sidoinde) till Otillfredsställande, baserat på expertbedömning.

Ån anges vara i princip opåverkad av näringsämnen/övergödning (Hög status). Försumningsstatus är God, men kalkning genomförs i flera biflöden till Fylleån. Konnektivitet i vattendrag klassificeras till Dålig status på grund av flera longitudinella barriärer. Hydrologisk regim är oklassificerad men man kan, som tillägg till VISS-informationen, notera att två dammar i den aktuella vattenförekomsten är associerade med torrfåror bestående av annars potentiellt goda laxfiskhabitat. En nulägesbeskrivning från 2022 beskriver också avrinningsområdet som starkt påverkat av bl.a. sjösänkningar, sjöhöjningar och dikning (Länsstyrelsen i Hallands län, 2022); hydrologisk regim klassificeras dock inte i VISS för den senaste vattenförvaltningscykeln (2017-2021; volymavvikelse och avvikelse i flödets förändringstakt klassificerades under cykel 2, 2010-2016, till Hög status enligt S-HYPE modellen). Morfologiskt tillstånd klassificeras till God status, men vattendragsfårans form och vattendragsfårans kanter har modifierats på flera ställen och dessa specifika parametrar klassificeras till Måttlig status genom expertbedömning. Vattendragets närområde klassificeras till God status och svämplanets struktur och funktion klassificeras till Hög status.

Förutom fisk har parametern bottenfauna expertbedömts till Måttlig status, baserat på inventeringar av flodpärlmussla. Sammanvägda statusen baseras på expertbedömning av att tillståndet för flodpärlmussla är kritiskt; arten anses vara på väg att dö ut i Fylleån.

Konnektivitet: Dålig status

^u Notera att perioden för bedömning skiljer sig något från den period som rapportens beräkningar utgår från (VISS: 2017-2021; Rapport: 2016-2021).

Morfologiskt tillstånd: God status
Hydrologisk regim: Ej klassificerad

Bedömningsförutsättningar

För perioden 2016-2021 finns 12 elfisken som uppfyller strikta krav och rekommendationer för applicering av VIX. Elfiskena är jämnt fördelade på två provplatser som fiskats varje år under perioden: *Snöstorp* (6282484, 373052) och *Marbäck* (6285807, 379416). Båda provplatserna ligger nedströms de två dammar där betydande bristande konnektivitet har uppmärksammats (Marbäcks bruk och Linnebergsmöllan). Laxtrappor finns och efter åtgärder utförda 2011 förväntas trappan vid Marbäcks bruk fungera för laxfisk. Vid Linnebergsmöllan är funktionen dock bristande (Strand, 2013). Båda dessa dammar skapar även sjöliknande miljöer som sträcker sig ca 800 (Marbäcks bruk) och 600 m (Linnebergsmöllan) längs vattendragets ursprungliga fåra. Båda provplatserna ligger även uppströms dammen vid Fyllinge kvarn (nära mynningsområdet), där laxfisk kan ta sig förbi genom en fisktrappa sedan 1986 (alternativt hoppa över dammen vid högflöde). Flod- och havsnejonöga har dock bedömts ha problem att ta sig förbi dammen på grund av fisktrappans utformning (Söderman & Ljunggren, 2009). Provplatsen *Snöstorp* ligger strax uppströms Fyllinge kvarn och provplatsen *Marbäck* ligger strax nedströms Marbäcks bruk.

Sträckningen nedströms Marbäcks bruk rinner genom Fylleåns dalgång, vilken skär genom övervägande agrart landskap och förefaller meandra på ett naturligt sätt; mynningsområdet förefaller dock ha påverkats av bygget av väg E6/E20. I dalgången växer lövskog längs större delen av denna sträcka (en generell förbättring sedan 50-60-talet kan observeras på ortofoton) och även våtmarker i svämplan förekommer bitvis.

Fylleån har populationer av både lax och öring men har historiskt varit starkt påverkad av försurning och fördämning, vilket påverkat laxfisk (speciellt lax) negativt (Appelberg m.fl., 1989). Laxbeståndet i ån var mycket svagt i början av 1980-talet, med enbart enstaka individer fångade under ett decennium av elfiskeundersökningar (1974-1983). Trenden vändes genom en laxtrappa vid Fyllinge kvarn och kalkningsverksamhet; täthetsberäkningar av juvenil lax nådde över 200 individer per 100 m² flera gånger redan mellan 1989 och 1992 (Fiskeriverket & Laxforskningsinstitutet, 1997). Fylleån har bedömts ha en av de högsta potentialerna för laxproduktion per ytenhet av alla västkustens vattendrag (Appelberg m.fl., 1989).

De inkluderade provplatsernas placering nedströms de två övre dammarna gör att de övre 7,7 km av vattenförekomsten (Marbäcks bruk till Brearedssjön) inte kan

anses gå att bedöma; denna sträcka är även sannolikt den hydromorfologiskt och biologiskt mest påverkade sträckan, givet ovan nämnda fördämningar.

Bedömning baserat på VIX och modifierade former av VIX

I den initiala bedömningen av huruvida VIX-beräkningarna påverkas av statistiska artefakter dras slutsatsen att så inte är fallet. Visserligen är prediktionen för *pred_nandlith* mycket nära 100 % (se bedömning för Råån, samt Bilaga), men den överskrider inte 100 %. Värdena är fortfarande mycket konservativa på grund av att indikatorn i princip begränsas till ett maxvärde på runt 0,5 (p.g.a. att man når värden på >0,5 enbart om man når observerade värden över det predikterade värdet, vilket uppenbarligen är svårt om prediktionen är mycket nära 100 %), men resultatet följer de antaganden som VIX är utvecklat efter. Således beräknas inget korrigerat VIX-värde.

Nästa steg är att undersöka ålens effekt på VIX på provplatserna i fråga. Detta gör vi genom att räkna ut VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} , enligt samma metod som är beskriven för Råån ovan. Resultatet, som presenteras i Tabell 3 visar att de modifierade VIX-värdena ökar jämfört med det ursprungliga VIX. För fem av de tio elfisken där ål har fångats nås en högre statusklass om ålen beräknas som en art med neutral tolerans (VIX_{MOD1}). Utöver denna effekt kan man se att ytterligare ett elfiske skulle ha resultat som hade indikerat Hög status om ålen inte skulle ha existerat på platsen (VIX_{MOD2}). De två elfisken där ål inte fångats nådde God status enligt VIX. Inga effekter kan ses på klassificering baserad på medelvärden för vare sig provplatserna eller vattenförekomsten i stort, här är den klassificerade statusen God oavsett vilken beräkning som utförts. Detta beror på att flera av de provplatser som med VIX klassificeras till Måttlig status ändå ligger relativt nära gränsen för att nå God status.

Tabell 3. Bedömda provplatser i Fylleån, med fiskedatum, VIX, VIX_{MOD1} (ål som neutral art) och VIX_{MOD2} (ål borttagen ur fångst). Ursprungliga VIX-värdet korrigeras (VIX_{KORR}) inte här, då inga statistiska artefakter i VIX noterades. Cellfärg anger ekologisk status, om den skulle baseras på det värde som anges i cellen (röd = Dålig status, orange = Otillfredsställande status, gul = Måttlig status, grön = God status, blå = Hög status). Asterisk indikerar att VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} inte är relevanta att räkna ut, på grund av avsaknad av ål i fångsten.

Provplats	Datum	VIX	VIX _{KORR}	VIX _{MOD1}	VIX _{MOD2}	Ål fångad i fisket?
Snöstorp	2016-08-11	0,447	-	0,595	0,640	Ja
Snöstorp	2017-08-08	0,360	-	0,525	0,578	Ja
Snöstorp	2018-08-07	0,431	-	0,591	0,641	Ja
Snöstorp	2019-08-05	0,634	-	0,634*	0,634*	Nej
Snöstorp	2020-08-06	0,413	-	0,580	0,634	Ja
Snöstorp	2021-08-06	0,593	-	0,593*	0,593*	Nej
Medelvärde:		0,480	-	0,586	0,620	
Marbäck	2016-08-11	0,543	-	0,695	0,719	Ja
Marbäck	2017-08-09	0,499	-	0,657	0,682	Ja
Marbäck	2018-08-05	0,428	-	0,607	0,659	Ja
Marbäck	2019-08-08	0,469	-	0,658	0,699	Ja
Marbäck	2020-08-04	0,536	-	0,705	0,750	Ja
Marbäck	2021-08-05	0,494	-	0,657	0,700	Ja
Medelvärde:		0,495	-	0,663	0,702	
Medel för vattenförekomst: *		0,488	-	0,625	0,661	

* Beräknas som medelvärdet av varje lokals medelvärde

Vidare expertbedömning

Värdena som erhålls från VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} visar att ålen i vissa fall påverkar statusklassificeringen för enskilda elfisken. Trots att vattenförekomstens bedömda status inte påverkas av ål i detta fall kan proceduren för utvärdering gås igenom, eftersom resultatet kan slå annorlunda vid ett annat bedömningstillfälle med annan datatillgång.

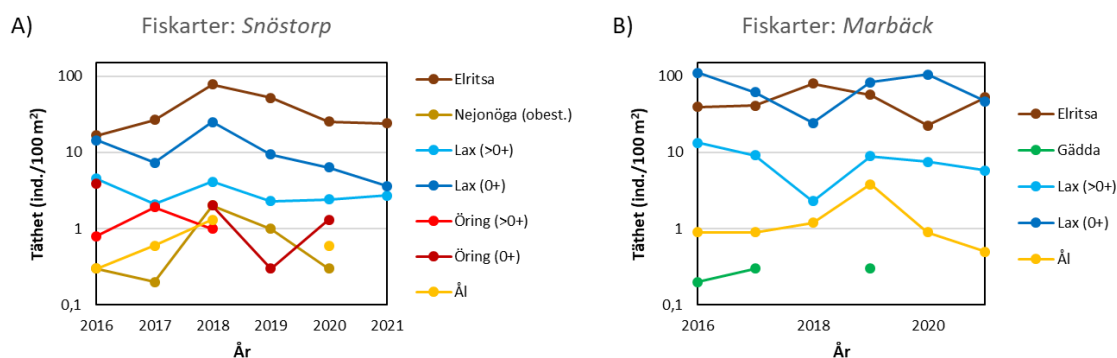
I Fylleåns avrinningsområde finns dokumenterade ålyngelutsättningar i tre sjöar, mellan 2004 och 2017 (Transjön, Kronobergs län: 2004; Ältasjön, Hallands län: 2010, 2017; Yakalven, Hallands län: 2017)^v. Mängden ål som satts ut är relativt liten (869 – 2500) och utsättningslokalerna ligger relativt långt uppströms från provplatserna i Fylleån. Därmed borde inte dessa utsättningar ha påverkat resultaten i elfiskena (givet att inte ålutsättningar som saknas i SLU:s databas har genomförts i närheten).

Givet att Fylleån är ett kustmynnande vattendrag och att vandringsvägarna är relativt öppna från havet upp till provplatserna, kan ålen anses vara en naturligt förekommande art i systemet. Mängden ål är dessutom relativt låg i elfiskefångsterna (0 – 3,8 individer per 100 m²), samtidigt som inga andra toleranta

^v Källa: Sötvattenslaboratoriets databas över ålutsättningar (SLU, Institutionen för akvatiska resurser)

arter fångas (Figur 3). Storleken på ålen är relativt liten och ligger under den undersökta perioden på mellan 80 och 330 mm. Varje år som ål fångas så ingår mindre individer i fångsten (80 – 131 mm), vilket åtminstone indikerar att uppvandringen från havet inte är fullständigt hindrad. Avsaknaden av större ål skulle kunna vara en indikation på att större individer av någon anledning försvinner ur systemet, men eftersom större ål är svår fiskade vid elfiske kan inga säkra slutsatser dras baserat på denna observation; större individer skulle även kunna befinna sig i mer lugnflytande områden av ån. Huruvida ålen tar sig förbi de två dammarna och når sjöarna Brearedssjön och Simlången uppströms är inte undersökt. Oro över ålens potentiellt bristande förekomst uppströms dammarna har dock noterats av Sveriges fiskevattenägareförbund (2021). Samma organisation lyfter även en potentiell predationsproblematik orsakad av skarv i Fylleåns nedre delar (Sveriges fiskevattenägareförbund, 2021), vilken inte heller är utredd. Möjligtvis kan skarvpredation orsaka förluster av både ål och laxfisk. Baserat på tillgänglig data så finns inga tecken på att förekomsten av ål skulle kunna anses vara en negativ indikator för Fylleåns status, vare sig det gäller status för parametern fisk eller dess slutliga ekologiska statusklassificering. Relativt få och små individer är motsatsen till det mönster man förväntar sig (d.v.s. dominans av mer toleranta större individer) i de fall ålen skulle vara en potentiellt godtagbar indikator för miljöpåverkan. Om man däremot ser på långtidstrender så verkar åltätheterna i *Snöstorp* vara en indikator på att något inte står rätt till, eftersom tätheterna har minskat drastiskt sedan 1980 – 1990-talen (Figur 4C). Detta kan vara en indikation på i) ålpopulationens generellt dåliga rekryteringsstatus (ICES, 2021), ii) att det finns problem för ålen i Fylleån, eller iii) en kombination av de föregående två punkterna. Tendensen i *Marbäck* är mer svårtydd, eftersom tätheterna varit generellt låga sedan mitten av 1990-talet när elfisket startade på denna provplats. Mer detaljerade analyser krävs för att dra en säkrare slutsats om orsakerna till ålens minskning i *Snöstorp*.

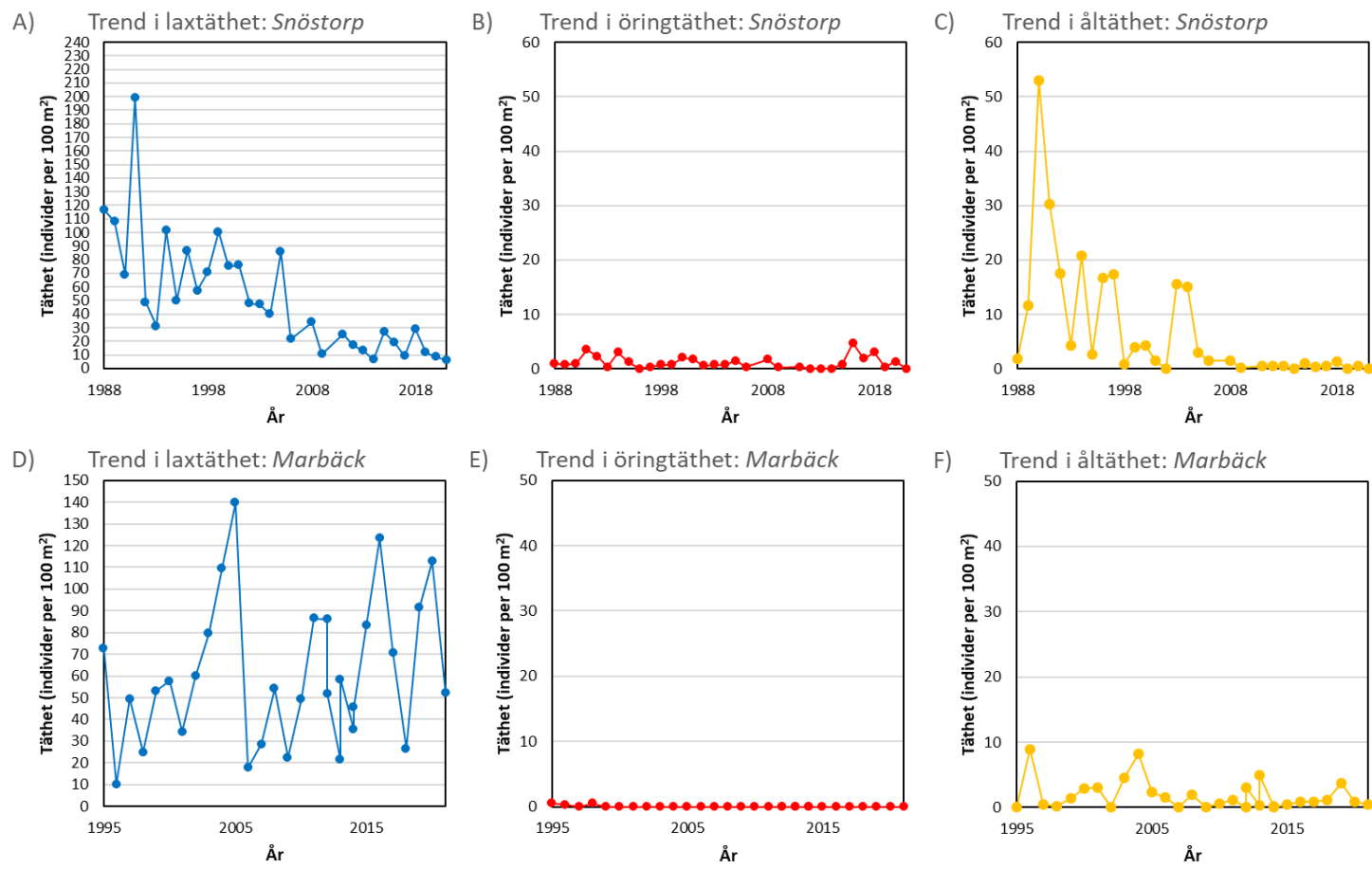
Elfiskena från vattenförekomsten innehåller relativt få arter. Elritsa är vanlig på båda provplatserna, vilket är naturligt, eftersom det är en vanlig grupplevande fisk i rinnande vatten. Därefter är laxen den vanligaste arten på båda provplatserna. Tätheterna är låga i *Snöstorp* medan de är relativt höga i *Marbäck*.



Figur 3. Tätheter av fångade arter på lokalerna Snöstorp (A) och Marbäck (B). Notera att y-axlarna presenterar \log_{10} -skalor.

Öring förekommer enbart vid *Snöstorp* och tätheterna är mycket låga. Baserat på predikterade värden från VIX (*pred_nöfax*) är totala laxfisktätheten vid *Snöstorp* dålig (observerade värden: 6,3 – 32,1 individer per 100 m²; predikterade värden: 116,7 – 123,0 individer per 100 m²). Vid *Marbäck* ligger nivåerna dock högre än predikterat (observerade värden: 26,5 – 123,3 individer per 100 m²; predikterat värde: 57,7 individer per 100 m²); predikterade värden från *pred_nöfax* är dock relativt grovt uträknade genomsnittsvärden för provplatser med de karaktärer som den undersökta provplatsen har, och som noteras ovan kan Fylleån hysa genomsnittliga tätheter på över 200 individer per 100 m², enbart inräknat lax (Fiskeriverket & Laxforskningsinstitutet, 1997). Provplatsen *Snöstorp* har i början av 1990-talet hållit upp till 198,9 laxar per 100 m² (1991; Figur 4A) och en mycket tydlig minskning kan observeras över tid (d.v.s. efter återhämtningen på 1980-talet); öringen har dock alltid legat på låga täthetsnivåer (Figur 4B). Provplatsen *Marbäck* hade år 2005 en något högre maxtäthet (139,8 individer per 100 m²), men generellt har tätheterna fluktuerat på denna provplats och data från 2016 – 2021 ser ut att vara i linje med äldre data (Figur 4D). Att öring saknas i *Marbäck* är också i linje med äldre data (Figur 4E) och kan potentiellt ha att göra med provplatsens habitatförutsättningar. Öringen nyttjar möjligen biflöden till Fylleån som huvudsaklig uppväxtmiljö, vilket indikeras i elfiskedata från flera nedströms liggande biflöden i systemet (SERS, 2022).

Överlag tyder elfiskedata på att statusen för Fylleåns fiskfauna varierar från provplats till provplats. Låga laxtätheter och en stark negativ trend över en längre tidsperiod för både ål och lax vid *Snöstorp* kan tyda på att den nedre delen av vattenförekomsten är påverkad av någon faktor. Provplatsen *Marbäck* ser ut att ha bättre stabilitet i fiskfaunan över tid och tidvis relativt goda laxtätheter utan tydliga trender över tid.



Figur 4. Trender över tid för lax, öring och ål på provplatserna Snöstorp (A-C) och Marbäck (D-F) i Fylleån. Notera att y-axeln skiljer mellan arterna (y-max för lax är 4 gånger högre än för övriga arter för Snöstorp och 3 gånger högre för Marbäck).

Fiskens status i vattenförekomsten

För en sammanvägd bedömning av fisksamhällets status i hela vattenförekomsten Fylleån (Mynningen – Brearedssjön) behövs mer data som uppfyller krav och rekommendationer för pålitliga elfiskeresultat, speciellt i de övre delarna av systemet där inga lämpliga elfisken finns för analys. Resultaten från *Snöstorp*, sedda ur ett perspektiv av periodvis högre lax- och åltätheter (Figur 4A,C), tyder på att någon form av påverkan stör delar av vattenförekomstens ekosystem och att status därmed bör vara sämre än God. Ett negativt samband mellan förekomst av ål och status (för fisk eller vattenförekomsten i stort) kan inte anses vara logiskt i ett system där ålen förväntas finnas. Istället bör minskningen av ål på provplatsen *Snöstorp* kunna anses vara en indikator på någon slags påverkan, eftersom den sammanfaller med en minskning av den känsligare arten lax.

4.3. Anråsälven (WA36556832) - Övre delen inklusive Trättelandaån och Hudälven upp till Kustorp

Längd: 19 km

Koordinater (SWEREF99 TM): 6505560, 293894

Detaljer från VISS

Bedömd ekologisk status (2017-2021^w): Måttlig (Tillförlitlighetsklassificering: Medel)

Bedömd status för fisk: Ej klassificerad; inga värden för VIX rapporterade, däremot anges klassificeringen till God baserat på sidoindeket VIX_{morf} (18 mätningar mellan 2013 och 2018); angiven klassificeringsosäkerhet: < 20 % för VIX_{morf}.

Ån anges vara påverkad av näringsämnen/övergödning (Måttlig status baserat på kiselalger). Morfologiskt tillstånd uppnår Måttlig status baserat på bedömningar av vattendragets närområde och svämplanets struktur och funktion; betydande påverkan från jordbruk.

Förutom fisk har kiselalger (IPS-index: Måttlig; ACID-Surhetsindex: God) och bottenfauna (ASPT: Hög; DJ-index: Hög) bedömts som biologisk kvalitetsfaktor.

Konnektivitet: Hög status

Morfologiskt tillstånd: Måttlig status

Hydrologisk regim: Ej klassificerad

Bedömningsförutsättningar

För perioden 2016-2021 finns 14 elfisken som uppfyller strikta krav och rekommendationer för applicering av VIX (*Kalleby* 6506860, 289268: 4 år; *Stora Anrås g-a kvar* [sic] 6505955, 287969: 5 år; *Hud* 6506385, 292142: 1 år). Provplatserna ingår i det nationella miljöövervakningsprogrammet (NMÖ) vilket innebär att de är fiskade varje år, men vissa elfisken faller bort ur analysmaterialet på grund av att torka och låga vattennivåer har minskar provplatsens yta så pass mycket att de inte längre uppfyller rekommendationerna. Provplatserna har beräknats vara 200 m² när övervakningsprogrammet instiftades, men bredden varierar beroende på flöde. Vid två elfisken vid provplatsen *Hud*, som initialt

^w Notera att perioden för bedömning skiljer sig något från den period som rapportens beräkningar utgår från (VISS: 2017-2021; Rapport: 2016-2021).

förkastats, är avfiskad area bara något under 200 m² (2016: 199 m²; 2017: 194 m²) så dessa provplatser läggs till för utvärderingen, så att totalt tre fisken från perioden 2016-2021 finns för denna provplats. Fiskad area beräknas på ett medelvärde av sträckans bredd, så en avvikelse på bara ett fåtal m² antas vara inom felmarginalen för areaskattningen. Övriga initialt förkastade elfisken understiger påtagligt 200 m², så de förkastas även efter närmre inspektion.

Vattenförekomsten utgör en gren av Anråsälven, från Stora Anrås upp till Ödsmålsmyren och byter namn två gånger utefter sträckan, först från Anråsälven till Trättelandaån, och sedan till Hudälven. Nedre ca 1,3 km av vattenförekomsten rinner genom jordbrukslandskap, med en generellt smal kantzon (provplatsen *Stora Anrås g-a kvar* är belägen på denna sträcka och enligt SMHI:s dammregister står här även en gammal kvarndamm). Följande ca 2,5 km uppströms rinner genom en beskogad dalgång (provplatsen *Kalleby* är belägen på denna sträcka). Sedan följer en ca 3,3 km lång kraftigt meandrande sträcka genom jordbrukslandskap (Trättelandaån), med generellt mycket begränsad kantzon. Därefter följer en ca 2,5 km lång sträcka med betydligt mer skogsdominerad kantzon, fortfarande kraftigt meandrande (provplatsen *Hud* är belägen på denna sträcka). Uppströms liggande sträckning utgörs av Hudälven, där provplatser saknas från perioden som bedöms. Denna sträcka utgör mer än hälften av vattenförekomstens sträckning. Dess nedre del (vilken rinner i öst-västlig riktning) meandrar genom omväxlande jordbruks- och glest skogslandskap, medan övre delen av sträckan (vilken rinner i nord-sydlig riktning) är mer begränsad i en dalgång med omväxlande tät skog och jordbrukslandskap.

Provplatserna representerar den nedre delen av vattenförekomsten relativt väl, även om någon provplats i det mer öppna jordbrukslandskapet skulle vara att föredra för att kunna se eventuell påverkan som stammar från avsaknad av kantzon. Däremot finns under perioden 2016-2021 ingen fiskad provplats i den övre halvan av vattenförekomsten vilket gör det omöjligt att bedöma huruvida denna del av vattenförekomsten har motsvarande status som den nedre delen. Två provplatser finns uppströms och nedströms E6-bron, men de fiskades enbart 2007 och 2008.

Noterbart är att två elfisken genomförs med mycket kort intervall år 2017. Detta är direkt olämpligt eftersom det första fisket kan störa resultaten för det efterföljande fisket. Dessutom är det djuretiskt olämpligt att utsätta fisken på provplatsen för upprepade elchocker under korta tidsintervall. Dessa provplatser fiskas årligen med standardiserad kvantitativ metodik inom NMÖ så rimligtvis finns ingen anledning att utföra ytterligare sådana fisken. I detta fall inkluderas båda elfiskena i bedömningen, eftersom huvuddelen av data i de två elfiskena ser rimligt jämförbar ut. Det finns dock en minskning av ål från första till andra elfisket på provplatsen

Stora Anrås g-a kvar, från 14,7 till 3,1 individer per 100 m². Hade detta spelat roll för statusklassificeringen så borde enbart första fisket utvärderats.

Bedömning baserat på VIX och modifierade former av VIX

Den första delen av bedömningen baseras på att kontrollera att VIX-beräkningarna inte påverkas av de statistiska artefakter som kan uppstå beroende på hur VIX analyseras. För samtliga provplatser kan vi se att prediktionen för *pred_nandlith* överstiger 100 % (se diskussion för Råån, samt Bilaga), vilket leder till felaktiga (för låga) *p*-värden för denna indikator. Ett rimligt antagande är att den predikterade andelen bör ligga på 1,0 (100 %). Till skillnad från Råån, där observerade värden låg mycket nära 1,0 och vi därför antog ett värde av 0,5, så varierar den observerade proportionen litofila individer mellan 0,587 och 0,975. För Anråsälvens provplatser specificerar vi helt enkelt prediktionen till 1.0 och utvärderar indikatorn utifrån detta. Eftersom vi använder Excel-beräkningsdokumentet *VIX-beräkning_officiell version.docx* så löser vi detta genom att gå in i bladet 'Fångster' och ändra cellen AD16 (pre_9) till "=arcsin(rot(1))" – denna cell producerar i annat fall prediktionen från den linjära modell som beskriver referensförhållandet, men eftersom den leder oss fel så måste den modifieras här (OBS! viktigt att inte spara dokumentet med denna modifiering!). Värdena är fortfarande mycket konservativa (exempelvis, en observerad proportion på 0,95 ger ett *p*-värde på 0,20), men resultatet följer åtminstone den logik som VIX är uppbyggt på.

Ett annat fel som upptäcktes i VIX-beräkningarna var att spigg som inte bestämts till art anges som en neutral art i VIX-beräkningar. Givet att båda spiggarterna som förekommer i sötvatten (storspigg och småspigg) anges vara toleranta, måste även obestämda spiggar anses vara toleranta. Därför angavs spigg (obestämd) som tolerant för korrigerade VIX-värden (enbart relevant för ett fiske: *Stora Anrås g-a kvar* 2017).

Hybrider mellan lax och öring ("laxing") fångades vid två tillfällen på provplatsen *Kalleby*, dessa inkluderades i fångsten för lax (öring är den vanligare arten av de två, och eftersom hybrider indikerar att båda arterna reproducerar sig så anges den specifikt som den ovanligare arten, så att signalen att lax finns i reproduktivt tillstånd på provplatsen slår igenom i analysen).

Efter ovan nämnda korrigeringar kan vi se att värdet för VIX_{KORR} är något högre än värdet för VIX, men att inga förändringar i bedömd status har skett (se Tabell 4).

Nästa steg är att undersöka ålens effekt på VIX på provplatserna i fråga. Detta gör vi genom att räkna ut VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2}. Båda dessa modifieringar korrigeras även på samma sätt som VIX_{KORR}. När vi undersöker resultaten från dessa två modifierade former av VIX så ser vi att flera fisken får en förändrad statusklass.

Fem fisken går från Otillfredsställande till Måttlig status, fyra fisken går från Måttlig till God status och fem behåller den statusklassificering de ursprungligen haft (för två av de senare beror detta på att ingen ål fångats och ingen modifikation behövt göras). Ser vi på medelvärdena för provplatserna så ökar statusklassen för både *Stora Anrås g-a kvar* och *Kalleby* (från Otillfredsställande till Måttlig), medan medelvärdet för *Hud* inte förändras. Det övergripande medelvärdet för vattenförekomsten (medelvärdet av provplatsernas medelvärden) förändras inte.

Magnituden av förändringarna i VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} på den kontinuerliga VIX-skalan (0 till 1) beror i huvudsak på huruvida andra toleranta arter har förekommit i fångsterna. I flera fisken förekommer storspigg i fångsten och i ett fall även mört, och dessa arter klassificeras liksom ålen som toleranta. Analyser av VIX känslighet för ål visar att det i huvudsak är förekomsten av en tolerant art som påverkar VIX starkt negativt, mängden toleranta arter eller individer har betydligt mindre effekt (Näslund m.fl., 2022). Således, i de fall vi ser en större ökning i VIX-värdet när $VIX_{MOD1/2}$ appliceras har ålen varit den enda toleranta arten (t.ex. *Kalleby* 2016 och 2017), och när vi inte ser någon betydande ökning så finns det ytterligare toleranta arter i fångsten (t.ex. *Kalleby* 2019 och 2020).

Tabell 4. Bedömda provplatser i Anräsälven, med fiskedatum, VIX, VIX_{KORR} (VIX korrigerat för problematisk beräkning av nandlit), VIX_{MOD1} (ål som neutral art) och VIX_{MOD2} (ål borttagen ur fångst); både VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} är korrigerade på samma sätt som VIX_{KORR}. Cellfärg anger ekologisk status, om den skulle baseras på det värde som anges i cellen (röd = Dålig status, orange = Otillfredsställande status, gul = Måttlig status, grön = God status, blå = Hög status).

Provplats	Datum	VIX	VIX _{KORR}	VIX _{MOD1}	VIX _{MOD2}	Ål fångad i fisket?
Stora Anrås ...	2016-09-04	0,207	0,218	0,280	0,314	Ja
Stora Anrås ...	2017-08-22	0,209	0,213	0,290	0,323	Ja
Stora Anrås ...	2017-08-24	0,257	0,237	0,275	0,297	Ja
Stora Anrås ...	2019-08-26	0,148	0,149	0,154	0,157	Ja
Stora Anrås ...	2020-08-12	0,232	0,233	0,274	0,292	Ja
Stora Anrås ...	2021-08-27	0,300	0,383	0,543	0,571	Ja
Medelvärde: *		0,226	0,239	0,303	0,326	
* Notera att det två fiskena från 2017 först slås samman till ett medelvärde för 2017 innan det övergripande medelvärdet beräknas						
Kalleby	2016-09-03	0,327	0,341	0,533	0,592	Ja
Kalleby	2017-08-23	0,373	0,389	0,564	0,614	Ja
Kalleby	2017-08-24	0,360	0,376	0,530	0,569	Ja
Kalleby	2019-08-26	0,179	0,186	0,203	0,204	Ja
Kalleby	2020-08-12	0,257	0,263	0,294	0,309	Ja
Medelvärde: *		0,282	0,293	0,394	0,424	
* Notera att det två fiskena från 2017 först slås samman till ett medelvärde för 2017 innan det övergripande medelvärdet beräknas						
Hud	2016-09-04	0,566	0,580	0,580*	0,580*	Nej
Hud	2017-08-25	0,573	0,587	0,587*	0,587*	Nej
Hud	2019-08-26	0,182	0,189	0,210	0,208	Ja
Medelvärde:		0,440	0,452	0,459	0,458	
Medel för vattenförekomst: **		0,316	0,328	0,385	0,403	

** Beräknas som medelvärdet av varje provplats medelvärde

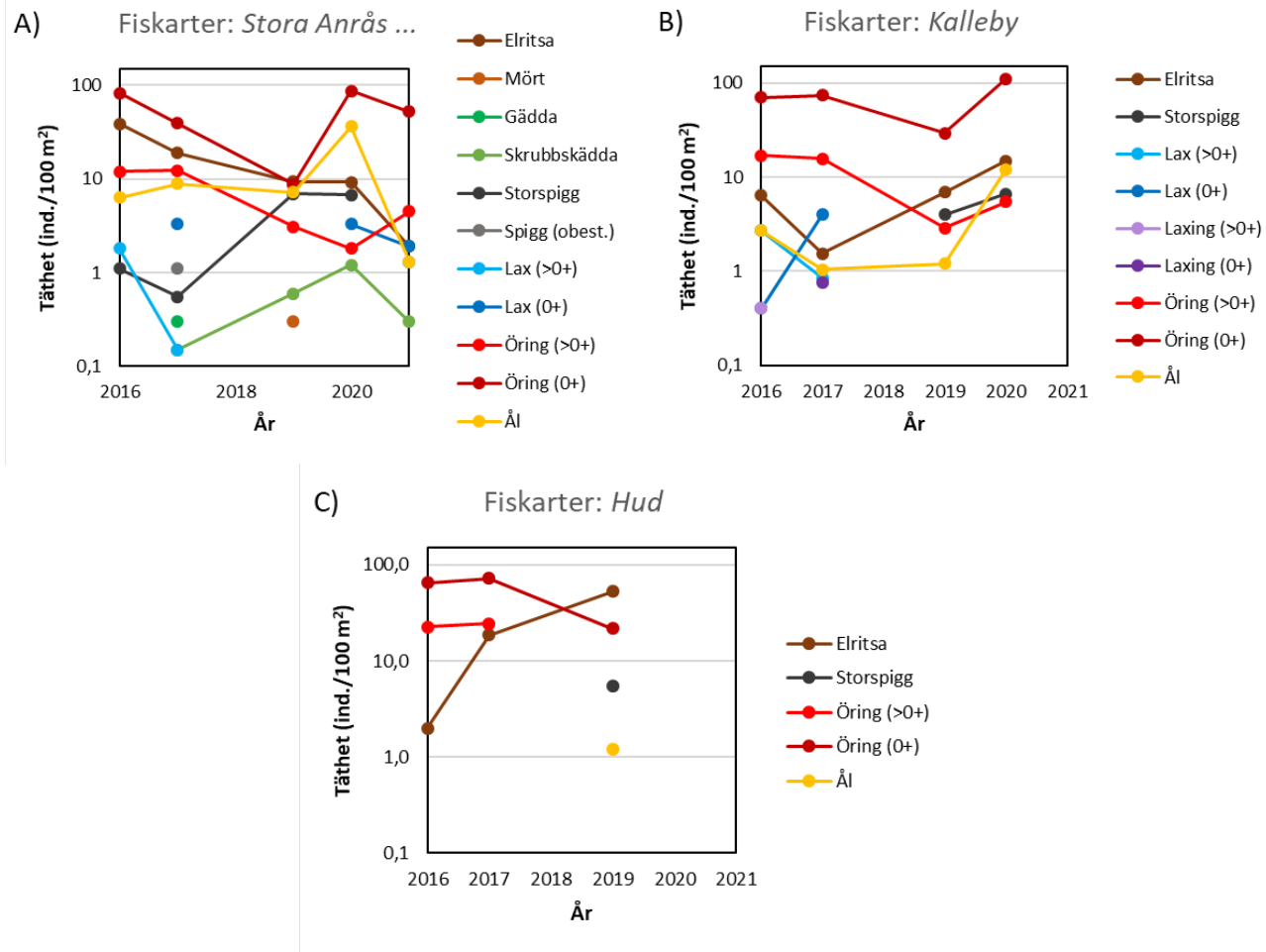
Vidare expertbedömning

Värdena som erhålls från VIX_{MOD1} och VIX_{MOD2} tyder på att ålen i vissa fall påverkar statusklassificeringen för ett enskilt elfiske, och även för enskilda provplatser över en 6-årsperiod. Dock saknar ålen betydelse för den sammanvägda klassificeringen av fisk i vattenförekomsten.

Själva ålens indikatorvärde är kanske inte viktigaste faktorn att titta på i detta fall, eftersom vattenförekomstens status inte påverkas till någon större grad. Om vi ändå undersöker ålens värde som indikator så kan vi med hög sannolikhet anta att den inte är utplanterad, då konnektiviteten från havet upp till provplatserna förefaller vara god och det är högst sannolikt att ålen förekommit historiskt i denna vattenförekomst. Ålen förväntas och uppehålla sig just i de rinnande delarna av Anräsälven av den enkla anledningen att sjöar i princip saknas i avrinningsområdet. Mängden ål varierar både mellan provplatser och över år (Figur 5). Tätheterna tenderar att vara högst i den mest nedströms liggande provplatsen och minskar sedan ju längre uppströms man förflyttar sig, potentiellt på grund av att altituden

ökar från 3 m.ö.h. till 32 m.ö.h. från Stora Anrås till Hud. Det är även tänkbart att den nedre provplatsen har betydligt högre näringstillgång och därmed kan husera fler ålar per ytenhet. På provplatserna som har fångst av ål under mer än ett år varierar tätheterna kraftigt (*Stora Anrås g-a kvar*: 1,3 – 36,6 individer per 100 m²; *Kalleby*: 0,3 – 12,1 individer per 100 m²), men ingen uppenbar trend kan noteras (Figur 5). Storleken på ålen är förhållandevis liten i elfiskefångsterna. Vid *Stora Anrås g-a kvar* fångas större ål bara under 2016 (maxstorlek: 741 mm) och 2017 (maxstorlek: 450 mm), övriga år ligger maximala storleken under 218 mm. Även vid *Kalleby* fångas större ål bara under 2016 (maxstorlek: 377 mm) och 2017 (maxstorlek: 403 mm), övriga år ligger maximala storleken under 238 mm. Vid *Hud*, där ål bara fångas ett år (2019), ligger storleken mellan 95 och 140 mm. Avsaknaden av större ål under senare år skulle kunna vara en indikation på att större individer försvinner, men eftersom större ål är svårfiskade med elfiske kan definitivt inga slutsatser dras baserat på denna observation. Eftersom mindre ål tenderar att vara mindre tolerant mot många påverkansfaktorer än större ål, finns inget i storleksdata som verkar indikera någon allvarlig störning av ekosystemet under perioden. Eftersom mängden ål ändå är periodvis ganska hög så tittar vi även på om det finns något negativt samband mellan ål- och laxfisktätheter (eftersom laxfisk anses vara intolerant mot många påverkansfaktorer; t.ex. i Beier m.fl., 2007). De känsligaste stadierna av laxfisk är årsynglen, så om vi ser en negativ korrelation mellan täthet av ål och årsungar av laxfisk skulle ålen kunna vara en indikator för påverkan. Vi slår därmed samman tätheter av öring, lax och laxing (hybrider) och korrelerar dem mot tätheten av ål för samtliga elfisken. Korrelationen är signifikant positiv ($r = 0,30$; $p = 0,029$), vilket ger oss anledning att anta att ålen inte är en indikator för negativ påverkan.

Vattenförekomsten är relativt artrik i de nedströms liggande delarna, vilket sannolikt beror på närheten till Anråsälvens huvudfåra och den låga fallhöjden till havet (3 m). Förekomst av skrubbskädda indikerar att det inte finns några hinder för bottenlevande och relativt svagsimmande arter att flytta sig från havet upp till första provplatsen (skrubbskäddor fortplantar sig alltid i salt eller bräckt vatten och måste därför ha vandrat upp i ån från havet; Kullander m.fl., 2012). Tätheterna för årsungar av öring uppnår sporadiskt höga nivåer under perioden, men det finns även år med låga tätheter (Figur 5). För öring äldre än årsyngel är tätheterna relativt låga i den nedersta provplatsen (*Stora Anrås g-a kvar*: 1,8 – 16 individer per 100 m²). Vissa år är det också låg täthet på de två andra provplatserna (*Kalleby*: 2,9 individer per 100 m² år 2019 och 5,5 individer per 100 m² år 2020; *Hud*: 0 individer per 100 m² år 2019). Tätheterna minskar generellt efter 2017 (Figur 5). Låga tätheter av äldre öring skulle kunna bero på effekten av senare års varma somrar. Negativ påverkan från torka noteras i elfiskeprotokollen under perioden 2017 – 2020.



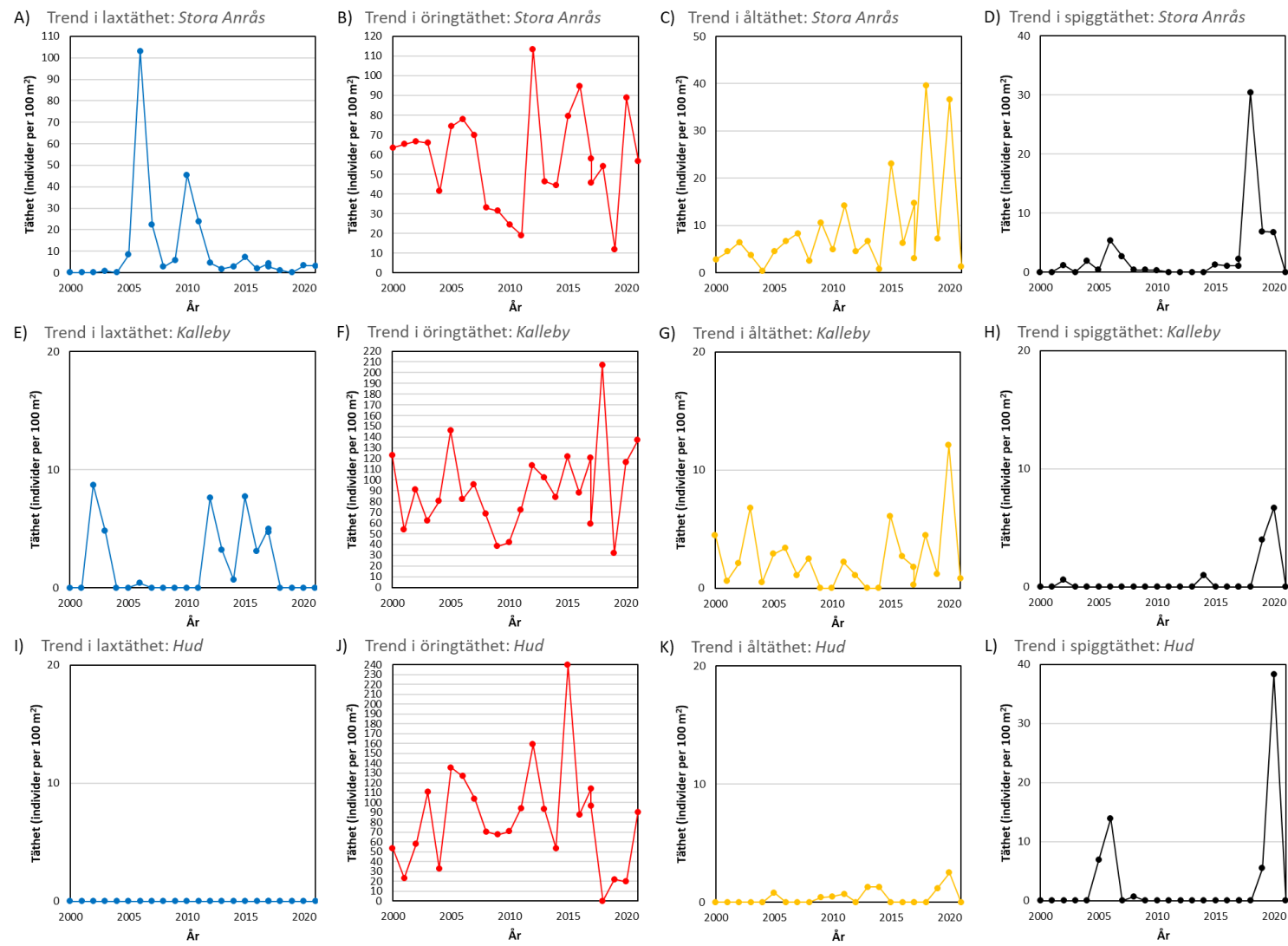
Figur 5. Tätheter av fångade arter på provplatserna Stora Anrås g-a kvar (A), Kalleby (B) och Hud (C). Notera att y-axlarna presenterar log₁₀-skalor.

Provplatserna ligger i relativt väl beskuggade områden av vattenförekomsten, men långa sträckor uppströms saknar trädbevuxen kantzon, vilket skulle kunna leda till ogynnsamt höga temperaturer under varma perioder med hög solinstrålning. Laxen har generellt låga tätheter och saknas ibland i de två nedersta provplatserna; den fångas inte i den mest uppströms liggande provplatsen – detta kan möjligen förklaras med det faktum att det är ett litet vattendrag med sämre förutsättningar för lax än för öring (Heggenes m.fl., 1999). Den fångst som i huvudsak påverkar status negativt är de toleranta arterna utöver ål: storspigg och mört. Förekomst av spigg kan möjligen förklaras av den goda konnektiviteten till havet och mört torde också förväntas finnas i Anråsälven nedre mer långsamflytande delar (detsamma gäller gädda). Därmed är det inte förvånansvärt att dessa arter påträffas sporadiskt. Elritsan uppvisar en stark negativ trend över perioden i den nedersta provplatsen, men inte i de två andra provplatserna.

Ser man på långtidstrender, vilka sträcker sig från 2000 till 2021, kan man se att potentialen för lax vid *Stora Anrås* är betydligt högre än vad som observeras under perioden 2016 – 2021 (provplatsen kan hysa tätheter på över 100 individer per 100 m²; Figur 6A). Vid *Kalleby* förefaller det finnas potential för tätheter på åtminstone 10 individer per 100 m² (Figur 6E), medan lax aldrig observerats vid *Hud* (Figur 6I). Öringtätheterna har fluktuerat ganska kraftigt mellan år och ser ut att ligga inom det normala för de två nedre provplatserna, dock med kraftiga minskningar 2019 (Figur 6B,F). Vid den övre provplatsen *Hud* däremot är tätheterna ovanligt låga under perioden 2018 – 2020; denna provplats förefaller ha potential för betydande öringtätheter med en observerad maxtäthet på 240 individer per 100 m² (Figur 6J). Ålen förekommer på samtliga provplatser, men mer sällan vid *Hud* än vid *Stora Anrås* och *Kalleby* (Figur 6C,G,K). Tendensen är att tätheten av ål ökar vid *Stora Anrås*, men det är stor variation mellan år. Spigg (storspigg) verkar förekomma i sporadiskt höga tätheter (Figur 6D,H,L) men huruvida detta beror på specifika miljöfaktorer eller mer slumpmässiga faktorer är svårt att resonera kring utan vidare undersökningar.

Fiskens status i vattenförekomsten

Att vattenförekomstens fisksamhälle klassificeras till Måttlig status baserat på VIX och modifierade VIX-beräkningar förefaller åtminstone inte vara en överskattning av statusen. Problemen som noteras för indikatorn *nandlith* tyder snarare på att klassificeringen möjligtvis underskattas något, givet att man bedömer status enbart baserat på elfiskedata. Sporadiskt låga tätheter av öring äldre än årsyngel kan dock tyda på påverkan som kan motivera sämre än God status. Ytterligare bedömning baserad på god lokalkännedom kan stärka en expertbedömning; speciellt borde effekter av lågflöden undersökas.



Figur 6. Trender över tid för lax, öring, ål och spigg (storspigg och obestämd spigg sammanslagna; småspigg har inte observerats på någon lokal) på lokalerna Stora Annrås g-a kvar (A-D), Kalleby (E-H) och Hud (I-L) i Annråsvägen. Notera att y-axeln skiljer mellan arterna (horisontella streck markerar 10-intervall).

Referenser

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E. & Miller, U. (1974). Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3, 30–36.
<https://www.jstor.org/stable/4312039>
- Appelberg, M., Degerman, E., Johlander, A. & Karlsson, L. 1989. Liming increases the catches of Atlantic salmon on the west coast of Sweden. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 65, 44-53.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & Dahlberg, M. (2007). *Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX* (Fiskeriverket informerar, Finfo, 2007:5). Göteborg: Fiskeriverket.
https://www.havochvatten.se/download/18.64f5b3211343cffddb2800018314/1348912834442/finfo2007_5.pdf
- Birk, S. & Pont, D. (2022). *XGIG Large River Intercalibration Exercise. Intercalibrating the national classifications of ecological status for very large rivers in Europe. Biological Quality Element: Fish Fauna. Final version – May 2022*. Bryssel: Europeiska kommissionen, Generaldirektorat JCR, Gemensamma forskningscentrumet.
<https://www.vlaanderen.be/inbo/publicaties/xgig-large-river-intercalibration-exercise-intercalibrating-the-national-classifications-of-ecological-status-for-very-large-rivers-in-europe>
- Blomqvist, P. (2017). *Biologisk undersökning av fiskfaunan inom Fylleåns kalkningsprojekt 2017: En undersökning av åtta elfiskelokaler* (Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande 2018:3). Halmstad: Länsstyrelsen i Hallands län, Enheten för naturvård & miljöövervakning.
<https://www.lansstyrelsen.se/halland/tjanster/publikationer/20183-biologisk-undersokning-av-fiskfaunan-inom-fylleans-kalkningsprojekt-2017.html>
- Boëtius, I. & Boëtius, J. (1985). Lipid and protein content in *Anguilla anguilla* during growth and starvation. *Dana*, 4, 1-17. https://www.aqua.dtu.dk/-/media/institutter/aqua/publikationer/dana/dana_vol_4_pp_1_17.pdf
- Calles, O., Olsson, I. C., Comoglio, C., Kemp, P. S., Blunden, L., Schmitz, M., & Greenberg, L. A. (2010). Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, 55, 2167-2180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02459.x>
- Comte, L., Carvajal-Quintero, J., Tedesco, P.A., Giam, X., Brose, U., Erős, T., Filipe, A.F., Fortin, M.J., Irving, K., Jacquet, C., Larsen, S., Sharma, S., Ruhi, A., Becker, F.G., Casatti, L., Castaldelli, G., Dala-Corte, R.B., Davenport, S.R., Franssen, N.R., García-Berthou, E., Gavioli, A., Gido, K.B., Jimenez-Segura, L., Leitão, R.P., McLarney, B., Meador, J., Milardi, M., Moffatt, D.B., Occhi, T.V.T., Pompeu, P.S., Propst, D.L.,

- Pyron, M., Salvador, G.N., Stefferud, J.A., Sutela, T., Taylor, C., Terui, A., Urabe, H., Vehanen, T., Vitule, J.R.S., Zeni, J.O. & Olden, J.D. (2021a). RivFishTIME: A global database of fish time-series to study global change ecology in riverine systems. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 38-50. <https://doi.org/10.1111/geb.13210>
- Comte, L., Olden, J.D., Tedesco, P.A., Ruhi, A. & Giam, X. (2021b). Climate and land-use changes interact to drive long-term reorganization of riverine fish communities globally. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2011639118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011639118>
- Degerman, E. & Sers, B. (1992). Fish assemblages in Swedish streams. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 67, 61–71.
- Degerman, E., Petersson, E., Sers, B. (2012). *Analys av elfiskedata* (Länsstyrelsen i Jönköpings län meddelande 2012:12). Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län. <https://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/tjanster/publikationer/2012/201212-2-analys-av-elfiskedata.html>
- Dekker, W. & Wickström, H. 2017. *Utvärdering av målen för programmet Krafttag Ål* (Energiforsk Rapport 2015:103). Energiforsk. <https://energiforsk.se/program/krafttag-al/rapporter/utvardering-av-malen-for-programmet-krafttag-al/>
- EFI+ Consortium (2009). Manual for the application of the new European Fish Index – EFI+. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. Wien: BOKU. <http://efiplus.boku.ac.at/software/documentation.php>
- Europeiska kommissionen. (2018). Kommissionens beslut (EU) 2018/229 av den 12 februari 2018 om upprättande av de värden som fastställts för klassificeringarna i medlemsstaternas övervakningssystem som ett resultat av interkalibreringsförfarandet i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG samt om upphävande av kommissionens beslut 2013/480/EU. *Europeiska unionens officiella tidning*, L 47(20 februari 2018), 1-91. <http://data.europa.eu/eli/dec/2018/229/oj>
- Fiskeriverket & Laxforskningsinstitutet. 1997. *RASKA – Resursövervakning av sötvattensfisk* (Fiskeriverket information 2:1997). Fiskeriverket. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn%3Anbn%3Ase%3Ahavochvatten%3Adiva-328>
- Forsberg, G. (1986). Nypigmenterade ålyngels överlevnad och födoval i en försurad sjö. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, 1986–8, 1–29.
- Geeraerts, C. & Belpaire, C. (2010). The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology*, 19, 239–266. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0424-0>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). (2018). *Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassificering* (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>
- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2019:25). Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.

<https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html>

- HaV (Havs- och vattenmyndigheten). (2023). *Övervakningsmanual: Fisk i rinnande vatten - vadringsselfiske, version 2.0*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledningar/overvakningsmanualer-for-miljoovervakning/overvakningsmanualer/fisk-i-rinnande-vatten---vadringsselfiske.html>
- Heggenes, J., Bagliniere, J. L. & Cunjak, R. A. (1999). Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S. trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 8, 1-21. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1999.tb00048.x>
- ICES. (2021). Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). *ICES Scientific Reports*, 3:85, 1-205. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8143>
- Kullander, S.O., Nyman, L., Jilg, K. & Delling, B., 2012. *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Ryggsträngsdjur: Strålfeniga fiskar. Chordata: Actinopterygii*. Uppsala: SLU Artdatabanken. <https://www.nationalnyckeln.se/ryggstrangsdjur-stralfeniga-fiskar>
- Larsen, B.M., Hesthagen, T., Thorstad, E.B. & Diserud, O.H. (2015). Increased abundance of European eel (*Anguilla anguilla*) in acidified Norwegian rivers after liming. *Ecology of Freshwater Fish*, 24, 575–583. <https://doi.org/10.1111/eff.12170>
- Laske, S.M., Amundsen, P.A., Christoffersen, K.S., Erkinaro, J., Guðbergsson, G., Hayden, B., Heino, J., Holmgren, K., Kahilainen, K.K., Lento, J., Orell, P., Östergren, J., Power, M., Rafikov, R., Romakkaniemi, A., Svenning, M.-A., Swanson, H., Whitman, M. & Zimmerman, C.E. (2022). Circumpolar patterns of Arctic freshwater fish biodiversity: A baseline for monitoring. *Freshwater Biology*, 67, 176-193. <https://doi.org/10.1111/fwb.13405>
- Lasne, E., Acou, A., Vila-Gispert, A. & Laffaille, P. (2008). European eel distribution and body condition in a river floodplain: effect of longitudinal and lateral connectivity. *Ecology of Freshwater Fish*, 17, 567–576. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00307>
- Länsstyrelsen i Hallands län. (2019). *Utvärdering av kalkningens effekter i vattendrag i Hallands län. Del 3 Målområden i länets norra del* (Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande 2019:06). Halmstad: Länsstyrelsen i Hallands län, Naturvårdsenheten. <https://www.lansstyrelsen.se/halland/tjanster/publikationer/201906-utvardering-av-kalkningens-effekter-i-vattendrag-i-hallands-lan.html>
- Länsstyrelsen i Hallands län. (2022). *Nulägesbeskrivning för Fylleån* (Regional samverkan inför prövning enligt den nationella planen för omprövning av vattenkraft: Prövningsgrupp Fylleån 100_1, Slutversion 2022-02-25, Dnr 531-5255-21). Länsstyrelsen i Hallands län. <https://Fwww.lansstyrelsen.se/download/18.61787693182e985d0a3306f8%2F1663230209316%2FNul%25C3%25A4gesbeskrivning%2520Fylle%25C3%25A5n.pdf>
- Näslund, J. (2021). Jämförelse mellan två fiskbaserade index: VIX och EFI+ (Promemoria, SLU Institutionen för akvatiska resurser, 2021-03-15). SLU ID (diarienummer): SLU.aqua.2020.5.1-244.

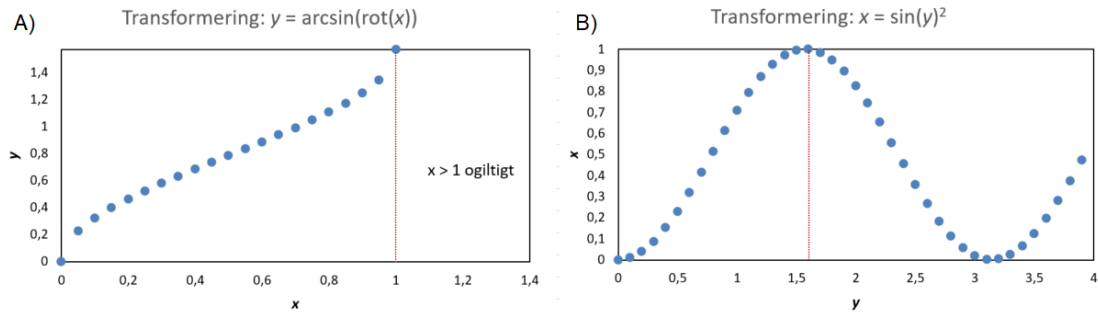
- Näslund, J., Wickström, H., Degerman, E. & Sundin, J. (2022). Negative influence of a threatened species on ecological status classification: A case study of the influence of European eel within the Swedish fish index VIX. *Ecological Indicators*, 144, 109537.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109537>
- SERS (Svenskt elfiskeregister). (2022). *Databasen för provfiske i vattendrag – SERS*. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret>
- Spjut, D. & Degerman, E. 2015. *Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata* (Aqua reports, 2015:17). Örebro: Sveriges lantbruksuniversitet SLU, Institutionen för akvatiska resurser.
- Strand, V. 2013. *Biotopkartering av Fylleån* (Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande 2013:18). Halmstad: Länsstyrelsen i Hallands län.
<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.61787693182e985d0a3306f8%2F1663230209316%2FNul%25C3%25A4gesbeskrivning%2520Fylle%25C3%25A5n.pdf>
- Sveriges fiskevattenägareförbund. (2021). *Nulägesbeskrivning för Fylleån* (Remissyttrande till Länsstyrelsen i Hallands län, 2021-06-15, dnr: 531-5255-2021). Sveriges fiskevattenägareförbund.
<https://www.vattenagarna.se/attachments/article/125/Remissyttrande%2520Nul%25C3%25A4gesbeskrivning%2520Fylle%25C3%25A5n.pdf>
- Söderman, M. & Ljunggren, N. (2009). *Inventering av havs- och flodnejonöga i Halland 2008*. (Länsstyrelsen i Hallands län Meddelande 2009:19). Halmstad: Länsstyrelsen i Hallands län.
<https://www.lansstyrelsen.se/halland/om-oss/vara-tjanster/publikationer/2009/200919---inventering-av-havs--och-flodnejonoga-i-halland-2008.html>
- van Ginneken, V.J.T., Onderwater, M., Olivar, O.L., van den Thillart, G.E.E.J.M., 2001. Metabolic depression and investigation of glucose/ethanol conversion in the European eel (*Anguilla anguilla* Linnaeus 1758) during anaerobiosis. *Thermochimica Acta*, 373, 23–30.
[https://doi.org/10.1016/S0040-6031\(01\)00463-4](https://doi.org/10.1016/S0040-6031(01)00463-4)
- von Brömssen, C. (2021). Kommentarer till framtagande av VIX-index (Promemoria, SLU Institutionen för energi och teknik, 2021-03-15). SLU ID (diarienummer): SLU.et.2021.4.5-1 och SLU.aqua.2020.5.1-244.

Bilaga: Problem med arcsin-kvadratrotstransformering i VIX

Proportionsvariabler i VIX transformeras med en arcsin-kvadratrots-transformering: $y = \arcsin(\sqrt{x})$, där x är proportionsvärdet som man vill transformera och y är det transformerade värdet. Skalan man jobbar med genom denna transformation sträcker sig mellan 0 och 1,5707963... [$\arcsin(\sqrt{0}) = 0$; $\arcsin(\sqrt{1}) \approx 1,57$]. Värdet över 1 kan inte transformeras (Figur A1A). Vid utvecklingen av VIX använde man linjär multipel regression av transformerade variabler för att ta fram prediktioner att jämföra observerade värden emot, men linjära regressioner av arcsin-kvadratrots-transformerade data är inte begränsade mellan 0 och 1,57 – utan det är faktiskt möjligt att få prediktioner som ligger över 1,57. Värdet över 1,57 går utmärkt att transformera tillbaka till originalskalan (d.v.s. till ett proportionsvärde) genom $x = \sin(y)^2$, men vid värden över 1,57 så får man minskande värden igen tills man når 3,14, varefter de transformerade värdena åter ökar, o.s.v. i ett oscillerande mönster (Figur A1B). VIX utvärderas på den arcsin-kvadratrots-transformerade skalan, i en kontext där skalan inte är begränsad till 1,57, men prediktionerna redovisas på den återtransformerade skalan (d.v.s. som proportioner) i SERS. Har man en prediktion på 1,6 för transformerad proportionsdata för t.ex. andel litofila individer (*nandlith*) så innebär det att mer än 100 % av fiskindividerna förväntas vara litofila, och när man inte upp till 100 % får man ofrånkomligen ett $p_VIX_nandlith$ -värde på under 0,5 (observerad data som understiger prediktionen ger värden under 0,5, observerad data som överstiger prediktionen ger värden över 0,5). Att prediktionen ligger på över 100 % syns dock inte i prediktionen som redovisas återtransformerad som en proportion i SERS, på grund av att de återtransformerade värdena minskar när $y > 1,57$ (se Figur A1B). Om prediktionen är 1,6 på den transformerade skalan så anges en förväntad proportion på 0,999 i uttag från SERS.

Eftersom VIX utgörs av ett medelvärde av sex indikatorer, som vardera är tänkta att kunna nå mellan 0 och 1, och VIX under 0,467 indikerar sämre än God status, så kan denna typ av fel påverka statusen om det inte upptäcks. Alla proportionsvariabler (d.v.s. fem av sex indikatorer) i VIX är känsliga för denna typ av fel. För att upptäcka detta måste man titta på prediktionen på skalan som

representerar arcsin-kvadratrots-transformerad data. Exempelvis: För provplatsen Nymölle-Grantofta (2016-09-26) ligger prediktionen för nandlith på 1,605, vilket är över 1,57 och därmed säger att mer än 100 % av individerna borde vara litofila.



Figur A1. Visualisering av hur arcsin-kvadratrots-transformeringar fungerar. A) Transformering av proportionsvärde x (proportion mellan 0 och 1) till arcsin-kvadratrotsvärde y . B) Transformering av y (arcsin-kvadratrot av proportionsvärde x) tillbaka till proportionsvärdet x .

