



Länsstyrelsen
i Jönköpings län

Meddelande nr 2021:29

Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2020



Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2020

Meddelande nr 2021:29

Meddelande	nummer 2021:29
Referens	VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT, Stefan Thorfve augusti, 2021
Kontaktperson	Gunnel Hedberg, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon 010-223 64 02, e-post gunnel.hedberg@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.lansstyrelsen.se/jonkoping
Fotografier	Stefan Thorfve
Kartmaterial	© Lantmäteriet
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—2021/29--SE

© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2021

1 Förord

Föreliggande rapport sammanfattar resultaten av elfisken utförda under år 2020 inom och i nära anslutning till Jönköpings län, på uppdrag av Länsstyrelsen i Jönköpings län.

Undersökningarna utförs i huvudsak för att följa effekten av länets kalkningsverksamhet.

Övriga lokaler ingår i Vätternvårdsförbundets övervakningsprogram eller är en del av Länsstyrelsens arbete med miljöövervakning och biologisk återställning.

Vid sammanställningen användes uppgifter från Länsstyrelsen i Jönköping, bland annat rörande kalkningsverksamheten i länet. Sammanställningar och analys av elfiskeresultatet har genomförts av Stefan Thorfve, VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT. Personal vid Länsstyrelsen har varit behjälplig vid framtagandet av rapportdesign, metodikbeskrivningar, bilagor och kartmaterial som ingår i rapporten. Jag vill därför rikta ett tack till Gunnel Hedberg och Ingela Tärnåsen samt övrig berörd personal på Länsstyrelsen. Arbetets genomförande i fält har utförts av Stefan Thorfve, Sebastian Thorfve och Veronica Thorfve vid 62 lokaler av 68 lokaler. Resterande lokaler har undersökts av organisationen Sportfiskarna.

Stefan Thorfve

Innehållsförteckning

1	Förord	5
2	Sammanfattning	7
3	Inledning	11
4	Material och metodik	12
4.1	Fältarbete – Elfiske	12
4.1.1	Val av tid för provtagning	12
4.2	Rapportering	13
4.3	Statistik och jämförelser	13
5	Resultat	14
5.1	Förhållanden vid elfisket	14
5.2	Artförekomst	16
5.3	Öring	18
5.3.1	Fångster 2020	20
5.3.2	Statistiska jämförelser av öringtätheter	23
5.3.3	Fördjupade jämförelser av öringfångster i Emåns vattensystem	26
5.4	Försurningspåverkan	28
5.4.1	Allmänt	28
5.4.2	Bedömning av påverkan	29
5.5	Bedömning av fiskfaunans status (VIX)	29
5.6	Sambandet mellan VIX och fisktäthet	32
5.6.1	Allmänt	32
5.6.2	VIX-värdets förmåga att prediktera öringtätheter	32
6	Referenser	34
Bilaga 1	35	
Elfiskemetodik	35	
Val av lokaler och tid för provtagning	35	
Faktorer som påverkar elfiskeresultatet	35	
Kvantitativt elfiske	35	
Kvalitativt elfiske	36	

2 Sammanfattning

Under perioden 16 juli till 6 augusti 2020 genomfördes elfiskeundersökningar på 65 lokaler i vattensystem inom och i nära anslutning till Jönköpings län. Tre lokaler fiskades i slutet av september. Elfisket föregicks av normala nederbördsmängder i juli månad detta med kombination av ny nederbörd i slutet av månaden resulterade i låga till normal flödesförhållanden under elfisket. Några extrema lågvatten som tydligt påverkat fiskbestånden negativt förekom inte till skillnad från närmast föregående år. Vattentemperaturer var relativt normala. Sammantaget bedöms de yttre förhållandena vid elfisket inte påverkat fiskbestånden mycket eller kan förklara de tydliga förändringar av tätheter som inträffade i vissa vattendrag.

Under år 2020 fångades sammanlagt 10 fiskarter samt signalkräfta. Antalet arter för respektive lokal varierade mellan 0-6 med ett medelvärde på 2,9 arter, vilket var något lägre än föregående 3-årsperiod. Majoriteten av lokalerna har mellan 2-4 förekommande arter. Öring och signalkräfta förekom i något mindre omfattning än föregående 3-årsperiod men är fortfarande de vanligaste arterna. Noterbart är att ingen flodkräfta fångades på någon lokal där det brukar finnas samt att mört var den enda art som förekom vid fler lokaler.

Liksom tidigare år är öringtätheterna högst i Motala ströms vattensystem där det finns sjövandrande bestånd från Vättern. Under år 2020 var tätheterna av öringungar där omkring 20 procent högre i jämförelse med samma lokaler under föregående 10-årsperiod. Samma jämförelse visar att beståndet halverats i Emåns vattensystem medan förekomsten var oförändrad i Lagans- och Nissans vattensystem. Försämringen av Emån var signifikant. En analys av vattendraget visar att denna försämring kan kopplas till de senaste årens låga flöden i länets östra delar. Förekomsten av äldre öring visade på länsnivå en signifikant minskning under 2020 i jämförelse med föregående 10-årsperiod, trots att förekomsten var högre i Motala ström. Någon signifikant skillnad på öringtäthet finns inte vid jämförelser mellan fångsterna år 2018-20 och perioder längre tillbaka i tiden. Tydliga trender saknas således och skillnader beror främst på flödesförhållanden och inomartskonkurrens.

Försurningspåverkan, som främst baseras på förekomsten av försurningskänsliga årsungar av fiskar och kräftor, bedöms sammantaget vara låg i länet, då 63 lokaler av 68 bedöms ha optimal eller nära optimal reproduktion, det vill säga uppfyller kalkmålet. Totalt bedömdes två lokaler ha måttlig försurningspåverkan då reproduktion av arter saknas samt att öring tidigare förekommit i lokalen. För övriga tre lokaler bedöms habitatet vara undermåligt för att man ska kunna bedöma försurningspåverkan. Förändringen av försurningsbedömning innebar att sex lokaler bedömdes vara mindre påverkade av försurning i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle. Orsaken till detta är främst bättre flödesförhållanden som medfört ökade i tätheter av öringungar.

Länsstyrelsens sammanvägda ekologiska statusklassning tar hänsyn till förekommande brister i VIX vilket innebar justering av VIX-klassning på 17 lokaler (25 procent), varav åtta fick en högre klassning och nio en lägre. Justerat resultat visar att totalt 46 lokaler (68 procent) hade god eller hög status och 8 lokaler (12 procent) hade otillfredsställande eller dålig status.

I Tabell 1 på följande sida sammanfattas 2020-års elfisken uppdelat på de fyra huvudavrinningsområdena, 101-Nissan, 098-Lagan, 074-Emån samt 067 Motala ström.

Tabell 1. Sammanfattning av elfiskeresultat säsongen 2020

Förkortningar Åtgömr = Åtgärdsområde för kalkning

Syfte: KALK = Kalkeffektuppföljning, KOM = Kommun, MÖV = Miljöövervakning, VVF=Vätterns vattenvårdsförbund, INV = Inventering, VF = Vattenförvaltning, ÖVR = Övrig

K avser antalet utfiske på lokalen. **0+** avser årsungar. **Total** avser summan 0+ och äldre öringar.

Förv. (VIX) avser förväntad total öringtäthet på lokalen enligt beräknat VIX (index för ekologisk status).

Förkortningar fiskarter: Ab=Abborre, BN=Bäcknejonöga, BR=Bäckröding, BS=Bergsimpa, El=Elritsa, FK=Flodkräfta, FN=Flodnejonöga, Gä=Gädda, La=Lake, Mö=Mört, Ne= Nejonöga, SK=Signalkräfta, Ål=Ål

Medel VIX avser medelvärde för VIX de senaste tio åren. **VIX-klass 2020** klassning av VIX år 2020.

Status 2020 avser Länsstyrelsens sammanvägda ekologiska statusklassning baserad på utvärdering av VIX

FP avser förurningspåverkan – kriterier för klassindelning framgår av Tabell 12.

Vattendrag, lokal	Åtgömr	Syfte	K	Beräkn. öringtäthet (st/100m ²)			Övriga arter	VIX		Bedömning	
				0+	Totalt	Förv. (VIX)		Medel VIX	VIX-klass 2020	Status 2020	FP

101-Nissan

Krakhultabäcken, Mynningen-Spafors	001	KALK	3	2,6	13,2	15,16	BS, El, SK	0,498	Måttlig	God	1
Nissan, Spafors	001	KALK	3	0	5,9	8,35	BS, BN, SK	0,508	God	God	1
Närmrebäck, Stenbron	001	KALK	3	3,2	8	14,61	BS, El, SK	0,531	God	God	1
Västerån, 2 km N Kinnared O ön	004	KALK	3	5	9,1	6,67	El, Gä, La, SK	0,689	God	God	1
Nissan, Gamla stenbron	017	KALK	3	0	0	11,98	El, La, SK	0,323	Måttlig	Måttlig	2
Nissan, Nedan raserad bro	017	KALK	3	6,3	7	13,99	El, La, SK	0,572	God	God	1
Nissan, Nedströms Jära	017	KALK	3	11,8	20,9	12,33	BS, El, La, SK	0,621	God	God	1
Nissan, Vid p-plats väg 40	017	KALK	3	6,1	10,1	10,99	BS, El, La, SK	0,566	God	God	1
Älgån, Klerebo	018	KALK	3	6,3	9,9	11,37	BS, La, SK	0,335	God	Måttlig	1
Kyrkbäcken, Angerdshestra kyrka	019	KALK	3	15,3	18,6	35,55	El, Mö, SK	0,229	Otillfreds	Måttlig	1
Grissleån, Nedre gångbro	021	KALK	3	0	3,8	22,18	BN	0,470	God	Måttlig	2
Sågån, Vägbron	021	KALK	3	18,2	35,6	22,43		0,575	God	God	2
Svanån, Gullberget 1	022	KALK	3	19,5	24,7	21,75	Ab, Mö, SK	0,513	Otillfreds	God	1
Hulsöån, Ned bygget	024	KALK	3	0	0	13,78		0,000	Dålig	Dålig	0
Hulsöån, Ovan vägtrumma	024	KALK	3	0	0	22,56	Gä	0,239	Otillfreds	Dålig	0
Trollsjöån, 250 m ned Mellansjön	029	KALK	3	0	1,3	21,54	El	0,431	God	Måttlig	2
Valån, Vid landsvägsbron	029	KALK	3	8,2	15,8	18,21	El, Mö	0,581	God	God	1
Västerån, Lid	030	KALK	3	34,5	96,1	21,19	El	0,560	God	God	1
Västerån, Nedan bron	030	KALK	3	10	20,9	18,21	El, SK	0,550	God	God	1
Flankabäcken, 100 m nedstr bro	033	KALK	3	14,2	16,4	16,62	BN, La	0,492	God	God	1
Flankabäcken, Nedan tillflöde sjön	033	KALK	3	11,8	18,6	15,48		0,699	God	God	1
Moa Sågbäck, Ovan RV 27	036	KALK	3	16,9	30,6	13,37	Ab, SK	0,253	Otillfreds	Måttlig	1

Vattendrag, lokal	Åtg omr	Syfte	K	Beräkn. öringtätthet (st/100m ²)			Övriga arter	VIX		Bedömning	
				0+	Totalt	Förv. (VIX)		Medel VIX	VIX-klass 2020	Status 2020	FP

098-Lagan

Modalaån, Rosendal	058	KALK	3	0,6	1	21,23	Gä, La, SK	0,268	Måttlig	Måttlig	2
Modalaån, Väg vid Ådala	058	KALK	1	0	0	14,44	Ab, La, SK	0,005	Dålig	Dålig	3
Lomsjöån, Ned Lomsjön vändplan	059	KALK	3	0	0	17,84	El, Gä, SK	0,524	Måttlig	Måttlig	1
Västerån, Gångbron	059	KALK	1	0	0	7,31	Ab, El, Mö	0,147	Dålig	Otillfreds	3
Västerån, Nedan Ålarydssjön	059	KALK	1	2,2	5	9,49	El, Gä, Mö, SK	0,592	Måttlig	God	1
Älgabäcken, Kyllås	059	KALK	1	8,7	10,2	11,63	El, SK	0,560	God	God	1
Stödstorpaån-Högaforån, Stödstop	077	KALK	3	14,1	18,6	12,65	BS, La, SK	0,630	God	God	1
Duvedsbäcken, Södra Duved	080	KALK	1	3,2	5	11,74	SK	0,648	God	God	1
Malmbäcksån, Brantaliden	096	KALK	3	0	0	15,35	El, Gä, SK	0,333	Måttlig	Måttligt	2
Storkvarnsån, Storkvarnen	107	KALK	3	1,2	4,9	17,11	Ab, El, La, Mö, SK	0,450	Måttlig	Måttlig	1
Hjorsetån, Södragårdskvarnen	119	KALK	3	26	27,9	18,63	El, SK	0,691	God	God	1
Hylletoftaån, Såg 700m upp Hylletofta	119	KALK	1	29,7	40,8	29,35	El, La, SK	0,454	God	God	1
Vämmesån, SO Ängeberget	119	KALK	1	1,8	3,1	8,17	Ab, El, Mö, SK	0,410	Otillfreds	God	1

074-Emån

Gårdvedaån, Nedan Grytesjön	169	KALK	3	5,3	6,4	21,17		0,502	Hög	Måttlig	2
Nödjuhultaån, Ovan Nödjuhultavägen	180	KALK	3	12,6	16,2	11,17		0,721	God	God	1
Gnyltån, NV Nymåla	206	KALK	3	8,5	22,1	17,95	El, Ne	0,633	God	God	1
Lillån, Gamla stenbron		KALK	3	1,6	23	15,01	El	0,549	God	God	1
Silverån, Ned bro Svinhultsväg		KALK	3	5,1	7,2	14,16	BS, El	0,399	God	God	1

067-Motala ström

Hökesån, Lampen upp vägtrumma	047	KOM	3	9,9	16,7	17,65	BN, SK	0,724	God	God	1
Hökesån, Ovan Laggaredammen	047	KALK	3	39,3	77,1	19,09	SK	0,798	Hög	Hög	1
Hökesån, Reningsverket	047	KALK	3	95,4	149,2	19,18	SK	0,730	Hög	Hög	1
Svedån, Kröken stenmuren	048	KOM	3	59,2	102,9	50,30	FN, SK	0,680	God	God	1
Svedån, Ned Engelsmannens damm	048	KOM	3	18,3	28,3	16,44	SK	0,711	Hög	God	1
Svedån, Torrfåran övre del	048	KOM	3	0	9,9	26,65	La, SK	0,556	Måttlig	Måttlig	1
Skämningsforsån, Skogshemmet nedre	049	KALK	3	129,2	171,2	165,34	SK	0,552	God	God	1
Nykyrkebäcken, Skinnaretorpet	050	KALK	3	0	9,5	191,67	SK	0,452	Måttlig	Måttlig	1
Hornån, Harleksträcken	051	KALK	3	79,5	86,6	49,22	BS, BN, SK	0,744	Hög	Hög	1
Hornån, Källebackens övre del	051	KALK	3	34,5	93,1	57,12	SK	0,719	God	God	1
Hornån, Ned fallsträcken	051	VVF	3	52	85,2	54,98	SK	0,738	Hög	God	1
Gagnån, Uppstr Fagerhult	052	KALK	3	6,9	35,1	23,98	SK	0,643	God	God	1
Gagnån, Ö Biälkatorp	052	VVF	3	81,1	126,7	74,06	FN, Ne, SK	0,733	Hög	Hög	1

Vattendrag, lokal	Åtg omr	Syfte	K	Beräkn. öringtäthet (st/100m2)			Övriga arter	VIX		Bedömning	
				0+	Totalt	Förv. (VIX)		Medel VIX	VIX-klass 2020	Status 2020	FP
067-Motala ström											
Rödån, Brännemossen	054	KALK	3	15	23,9	29,63	BR, SK	0,595	God	God	1
Rödån, Nära mynningen	054	KALK	3	250,5	281,2	140,7	BN, SK	0,704	God	God	1
Knipån, Alarp väg Kivarp-Dyk	055	KALK	3	114,2	155,6	56,67	BN, SK	0,656	God	God	1
Knipån, Gäbo-Nybrokvarn	055	KOM	3	185,1	201,3	56,23	BN, SK	0,685	Hög	God	1
Knipån, Lilla Simontorp	055	VVF	3	38,3	56,6	56,23	SK	0,752	God	God	1
Knipån, Ned Skårhultsdam-	055	KALK	3	44,3	79,2	48,22	BN, SK	0,751	Hög	Hög	1
Knipån, Öster Kivarp	055	KALK	3	54	55,4	52,12	BN, EI, SK	0,657	God	God	1
Bordsjöbäcken, Nedre lokalen		MÖV	3	1,9	2,4	26,43	EI	0,459	God	God	2
Granviksån, Granviks vårdshus		VVF	3	151,6	168,2	48,14	Ab, SK	0,610	God	God	1
Hökesån, Ned Hökholmen		KOM	3	0	0	15,11		0,191	Dålig	Otillfreds	0
Hökesån, Upp Hökesjön tillfl		KOM	3	0	0	48,76	EI	0,190	Måttlig	Otillfreds	2
Pirkåsabäcken, Nybygget N järnväg		KALK	3	59,8	98	61,35	SK	0,692	God	God	1
Röttleån, Turbinfundamentet		VVF	3	112,9	145,9	86,11	EI, Lax, Mö, SK	0,673	Måttlig	God	1
Suttran, Väg nedstr travbana		KOM	3	0	0	17,28	Gä, SK	0,257	Otillfreds	Otillfreds	2
Tabergsån, Ned hembydsgården		VVF		27,2	40,2	28,54	BS, SK	0,676	God	God	1

3 Inledning

Jönköpings län är hårt drabbat av försurning och det har sedan 1980-talet bedrivits en omfattande kalkning för att förbättra vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag. I takt med att de kemiska förhållandena har blivit bättre så har fisken återhämtat sig i många vattendrag.

Elfiskeundersökningarna syftar till att följa upp förekomst och rekrytering av öring i de åtgärdsområden där öring utgör motiv för kalkning, kartlägga förekommande arter och följa upp genomförda biologiska återställningsåtgärder. Elfiskeundersökningar genomförs på omkring 150 lokaler i länet. Det normala provtagningsintervallet är en gång var tredje år och i de fall där försurningspåverkan påvisas är frekvensen en gång om året.

Bedömningen av försurningspåverkan baseras främst på förekomst av olika arter. Viktiga arter för försurningsklassning är förekomst av elritsa, mört och kräftor och då speciellt förekomst av årsungar av dessa arter. Öringen bedöms som mer försurningstålig men förekomst och täthet av årsungar påverkar dock klassningen i viss utsträckning. Resultaten från elfiskeundersökningarna används även för att bedöma om målet ”God ekologisk status” nås i EU:s vattenförvaltning.

Under perioden 16 juli till 24 september 2020 genomfördes elfiskeundersökningar på 68 lokaler i vattensystem inom och i nära anslutning till Jönköpings län. Förutom att följa upp kalkningen i länet utfördes elfisken kopplade till biologisk återställning, regionala miljöövervakningsprogrammet samt Vätterns vattenvårdsförbund. Länsstyrelsen valde ut de vattendrag och lokaler som ingått i elfiskeundersökningen.

Samtliga elfisken är utförda enligt de standardiserade metoder som finns beskrivna i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 2010). Det finns två olika metoder, kvalitativt och kvantitativt elfiske. Kvalitativt elfiske används för att genomföra omfattande inventeringar av fiskfaunan medan kvantitativt elfiske används för att följa beståndsutvecklingen hos fisk på ett antal fasta provytor under en följd av år. Kvantitativa fisken utfördes även på samtliga lokaler där öring förekommer för att man skall kunna skatta beståndsstorleken av denna art (se Bilaga 1).

I bilaga 2, som är en separat fil, återfinns lokalprotokoll med en utförlig beskrivning av alla lokaler samt bedömning av försurningspåverkan och ekologisk status. Sist i bilaga 2 finns ett register med sidhänvisning till lokalprotokollen. Bilaga 2 är inte tillgänglighetsanpassad.

4 Material och metodik

4.1 Fältarbete – Elfiske

Fältarbetet utfördes av VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT vid 62 av 68 lokaler som ingår i denna rapport. Vid elfiskena användes en bensindriven generator (Honda EU Inverter 10i) och en varierbar likströmstransformator (LUGAB 1000). Den utgående spänningen som användes varierade mellan 200-600 V beroende på vattendragets konduktivitet, flöde och temperatur. Elfisket utfördes mellan den 16 juli och 6 augusti inom de tidsramar som finns fastställda för kontrollprogrammet. Sportfiskarna utförde 6 elfisken med ett batteriaggregat Terik med en spänning som varierade mellan 300-600 V. Dessa lokaler undersöktes mellan 17 juli - 24 september. Elfiskena bedrevs kvantitativt och standardiserat med hjälp av den så kallade utfiskningsmetoden på 53 av de undersökta lokalerna medan resterande 15 elfisken utfördes kvalitativt med endast ett utfiske. Där öring fångades utfördes normalt kvantitativa fisken. Kvantitativt elfiske innebär att man på varje lokal genomför 2-3 successiva utfisken där fångsten för varje art vid varje utfiske redovisas separat vilket gör det möjligt att matematiskt beräkna beståndstätheten inom lokalen.

Fångade fiskar och kräftor längdmättes i normalfallet på individnivå med 1 millimeters noggrannhet uppdelad per art och för salmonider även ålder (öring och bäckröding, årsungar och äldre). Då man inte kan skilja mellan små individer av flodnejonöga och bäcknejonöga där båda arterna kan förekomma (nedan första definitiva vandringshinder från Vättern) definieras arten som nejonöga. Vid ett fåtal lokaler där mycket höga tätheter av vissa arter fångades räknades antalet fisk i gemensamma grupper. Efter undersökningen har fångad fisk återutsatts inom undersökningsområdet, och lokalernas yta och habitat har definierats. För att förhindra spridning av sjukdomar och parasiter desinficerades utrustning vid byte av vattensystem eller innan fiske i vattendrag med förekomst av flodkräfta.

I samband med elfisket gjordes noteringar på elfiskeprotokollet om vattennivå, vattenhastighet, grumlighet, vattenfärg och dylikt. Dessa noteringar ger, tillsammans med val av kvantitativt eller kvalitativt elfiske – se nedan, en indikation på resultatets säkerhet. Vidare förs anteckningar om lokalens beskaffenhet (bottensubstrat, ved i vattnet, beskuggning, max- och medeldjup, medelbredd, längd, etcetera) och närmiljön (dominerande markanvändning). Anteckningarna används för att karaktärisera lokalen och ger ett mått på lokalens lämplighet för öring och andra fiskarter.

4.1.1 Val av tid för provtagning

Under år 2020 utfördes tre elfisken under slutet av september månad i länets östra delar. Övriga lokaler fiskades mellan 15 juli och 15 augusti. Tidigare under 2000-talet har elfisket startats upp i början av juli. Senareläggningen av elfisket motiveras av att elfiske i Sverige bör ske vid en vattentemperatur av 10-20°C under perioden mitten av juli till mitten av september (Degerman, m fl., 2010). Fisket har successivt justerats fram i tiden med en målsättning att starta elfisket i mitten av juli till mitten av augusti vilket fungerar bra med tanke på väderförhållandena i Jönköpings län. Tidpunkten har genom detta anpassats mer till övriga elfisken som utförs i omgivande län som var målsättningen med justeringen.

4.2 Rapportering

Samtliga elfiskeresultat skickas till SLU Aqua som är datavärd för Svenskt Elfiskeregister (SERS). Beräkningar av VIX för bedömning av ekologisk status genomförs hos datavärden. I denna rapport redovisas resultat och analyser av 2020 års undersökning. I Tabell 1 (sidorna 8-10) redovisas en sammanfattning av resultaten uppdelat på huvudavrinningsområden, 101-Nissan, 098-Lagan, 086-Mörum, 074-Emån samt 067-Motala ström. Då kvantitativa elfisken utförts har beräkningar av populationstätheter genomförts enligt Zippins beräkningsmodell (Zippin, 1958). Vid enstaka lokaler har tätheten baserats på skattade riksfångstvärden då Zippins beräkningsmodell inte kan användas.

Försurningspåverkan baseras främst på förekomst av olika arter på lokalen. Som utgångspunkt till denna klassning används värden om olika arters försurningskänslighet (Tabell 2) från en litteraturstudie sammanställd av Degerman & Lignell (1993). Förekomst av elritsa, mört och kräfter utgör viktiga arter för försurningsklassning och då speciellt förekomst av årsungar av dessa arter. Öringen bedöms som mer försurningsstälig men förekomst och täthet av årsungar påverkar dock klassningen i viss utsträckning.

Bedömningen av försurningspåverkan och ekologisk status, främst baserat på så kallat VIX-värde, presenteras även i resultatdelen under varje enskild lokal. En slutlig klassning av den ekologiska statusen är utförd i samråd mellan Länsstyrelsen och VFK Vatten & Fiskevårdskonsult IT (VFK). I vissa fall har därför de av VIX framräknade klassningen justerats efter expertbedömningar. I Bilaga 2 finns kartor som visar lokalernas geografiska läge samt en mer omfattande resultatredovisning för varje enskild lokal.

Tabell 2. Sammanställning av lägsta pH-klass vid utebliven respektive störd reproduktion. (Modifierad tabell från Degerman & Lignell 1993).

Reproduktion av arten	Saknas	Störd	Lektid
Abborre	<5	5-5,4	Vår
Gädda	<5	5-5,4	Vår
Öring	<5	5-5,4	Höst
Bergsimpa	5-5,4	5,5-5,9	Vår
Lake	5-5,4	5,5-5,9	Vinter
Mört	5,5-5,9	≥6	Vår

4.3 Statistik och jämförelser

I denna rapport redovisas resultaten från de 68 lokaler som elfiskats av VFK och Sportfiskarna under år 2020 inom ramen för Länsstyrelsens verksamhetsområde. För att sätta in resultaten i ett större sammanhang och bättre utvärdera dem görs jämförelser med andra elfisken som tidigare utförts i Jönköpings län och vattendrag i nära anslutning till länet. Jämförelserna görs i huvudsak mellan elfisken utförda på samma lokaler som under 2020 fast vid tidigare tillfällen.

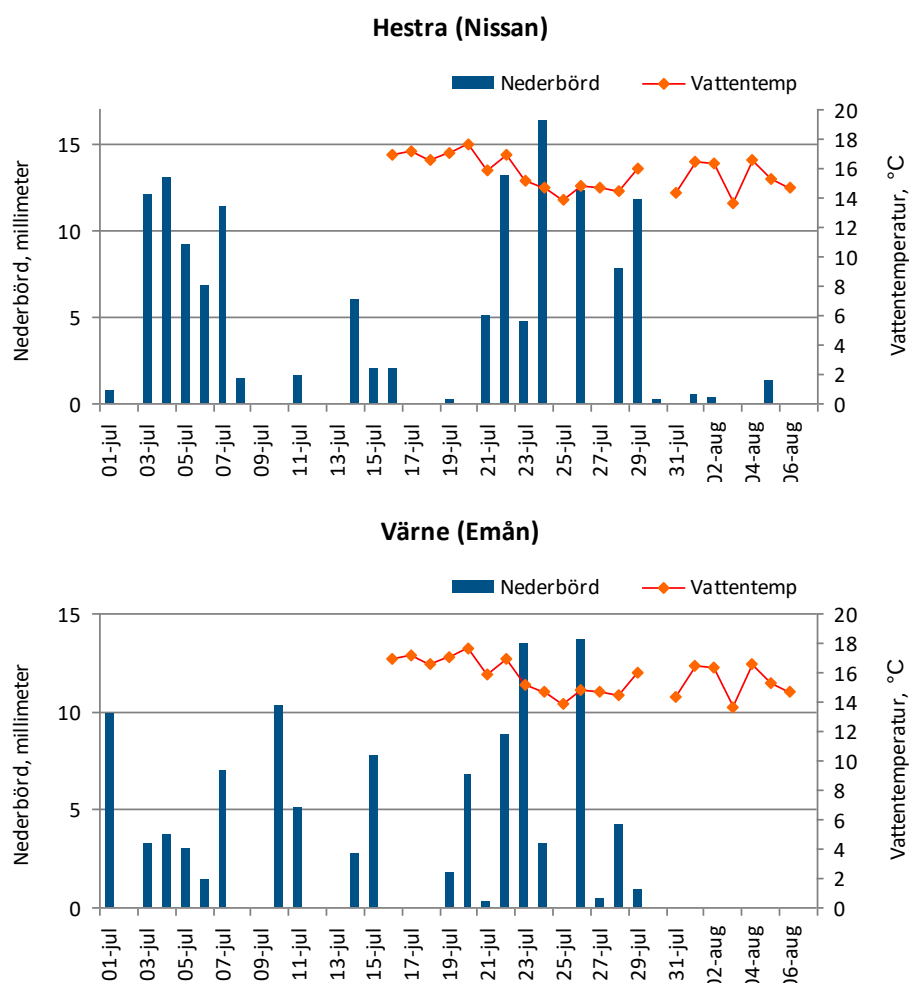
Jämförelse av fisktätheter görs med 10-logaritmerade värden. Anledning till detta är att dessa värden är normalfördelade till skillnad mot den faktiska fångsten. För att använda sig av parametriska tester som T-test krävs att undersökta variabler är normalfördelade. Statistiska jämförelser har utförts med hjälp av programvaran Minitab 18. Vid jämförelser har så kallat parat t-test, two-sample t-test och Wilcoxons teckenrangtest använts.

För att få ett mått på elfiskelokalens lämplighet som öringlokal görs jämförelser mellan skattade tätheter från elfisket med beräknade värden från bedömningsgrunderna av ekologisk status (VIX) och försurningspåverkan i de sammanfattande kortutvärderingarna för respektive lokal i Bilaga 2.

5 Resultat

5.1 Förhållanden vid elfisket

Vid inledningen av elfiskeundersökningen den 16 juli 2020 var det mellan låga och normala flöden i västra delen av länet där elfisket påbörjades. Nederbördsmängden i Hestra (Nissans avrinningsområde) som generellt illustrerar förhållandet i länets västra delar och i Värne (Emåns avrinningsområden) i länets östra områden var relativt likvärdiga (Figur 1). Under juni månad var det små nederbördsmängder och mycket låga flöden. Under början av juli månad regnade det en hel del, främst i de västra delarna vilket medförde att flödena var normala i flertalet av undersökta vattendrag. Som framgår av diagrammen kom det även en del nederbörd 20-30 juli vilket innebar att flödesförhållandena var relativt normala över hela inventeringsperioden. Totalt bedömdes 52 av vattendragen ha normala flöden, 15 låga och ett högt flöde. Det höga flödet uppmättes i Tabergsån och orsaken till detta var onaturligt höga tappningar i det reglerade vattendraget. Vid de tre lokalerna som undersöktes i slutet av september var flödena normala i två lokaler och lågt i en lokal.



Figur 1. Nederbörd och vattentemp (elfiskedagar) från 1 juli till 10 augusti då elfisket avslutades (Källa: SMHI).

Studerar man vattenflöden på två vattenstationer där Svedån ligger väster om Vättern och Brusaån i länets östra delar får man bild över hur flödesförhållandena var under år 2020 (Figur 2). Jämförelser mellan år 2020 och medelflödena under åren 2000-2020 visar sig att flödena var relativt låga under år 2020. Nederbörden under inledningen av juli månad medförde att flödet i mitten av månaden låg helt normalt i Svedån medan flödesförhållandena i länets östra delar, som Brusaån representerar, fortfarande låg betydligt under medelvattenflödet. De två mätstationerna representerar naturligtvis inte alla små vattendrag utan lokala regleringar och små avrinningsområden kan ge andra resultat. Sammanfattningsvis var vattenflödena låga men avvek inte markant från de normala som under år 2018, vilket innebar att elfisket rent tekniskt gick bra att utföra under år 2020.

Vattentemperaturerna varierade en hel del mellan olika lokaler men var signifikant lägre vid en jämförelse med fjolåret som hade mycket höga temperatur (Wilcoxon, $p < 0,05$). Jämför man temperatur under år 2020 med närmast föregående 10-årsperiod finns inga signifikanta skillnader utan vattentemperaturen var således relativt normal under året.

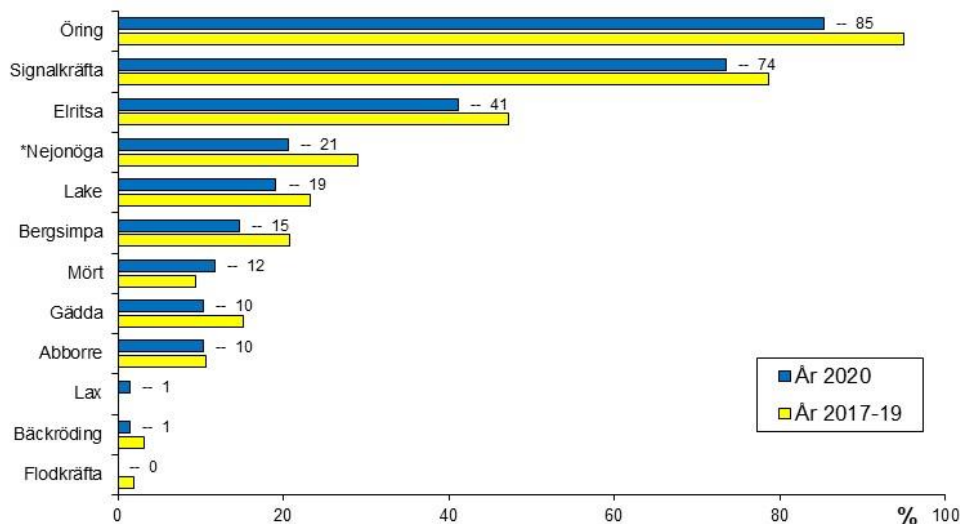


Figur 2. Vattenflöde vid SMHI mätstationer i Svedån respektive Brusaån under juli till och med augusti år 2020, samt medelflöde år 2000-20 (Källa: SMHI).

5.2 Artförekomst

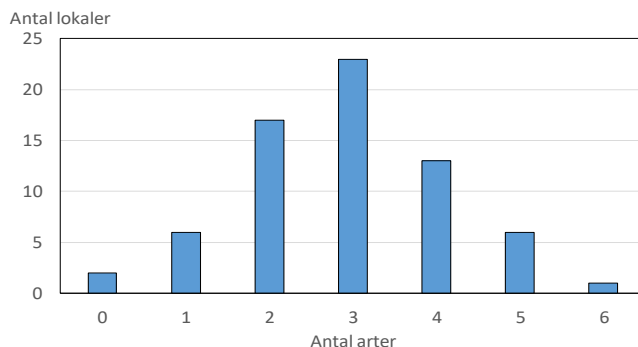
Antalet fångade arter per lokal varierar beroende på biotiska och abiotiska faktorer som påverkar fisken vid elfiskelokalen. Exempel på biotiska faktorer som reglerar fiskfaunans sammansättning är konkurrens mellan och inom arter, samt tillgång på föda. Abiotiska faktorer är exempelvis vattenkemi, vattenreglering och tillgång på lekbottenar.

Under år 2020 fångades sammanlagt 10 fiskarter samt signalkräfta (Figur 3). Öringen var vanligast förekommande art. Förekomsten av signalkräfta har minskat till 74 procent mot föregående år vilket även är något lägre än föregående 3-årsperiod. Mört var den enda art som förekom i fler lokaler, resterande arter förekom i färre lokaler än under perioden år 2017-19. Förklaringen till detta bedöms delvis bero på betydligt lägre flöden år 2018 och 2019 vilket gynnar många arter som normalt inte förekommer i typiska öringhabitat det vill säga i mer strömmande områden. Antalet fångade arter för respektive lokal varierade mellan 0-6 med ett medelvärde på 2,9 fångade arter per lokal vilket är relativt lågt i jämförelse med närmast föregående årtal. Majoriteten av lokalerna hade en förekomst av 2-4 arter där lokaler med tre arter var vanligast.



Figur 3. Arternas förekomst i procent (%) på samtliga undersökta lokaler under år 2020 och vid de tillfällen där samma lokaler undersökts åren 2017-19 (n=68 år 2020, n=159 år 2017-19)

*Bäcknejonöga och flodnejonöga läggs i samma artklass "Nejonöga" då man inte kan urskilja mindre individer av arterna i vattendrag som rinner till Vättern nedan vandringshinder.

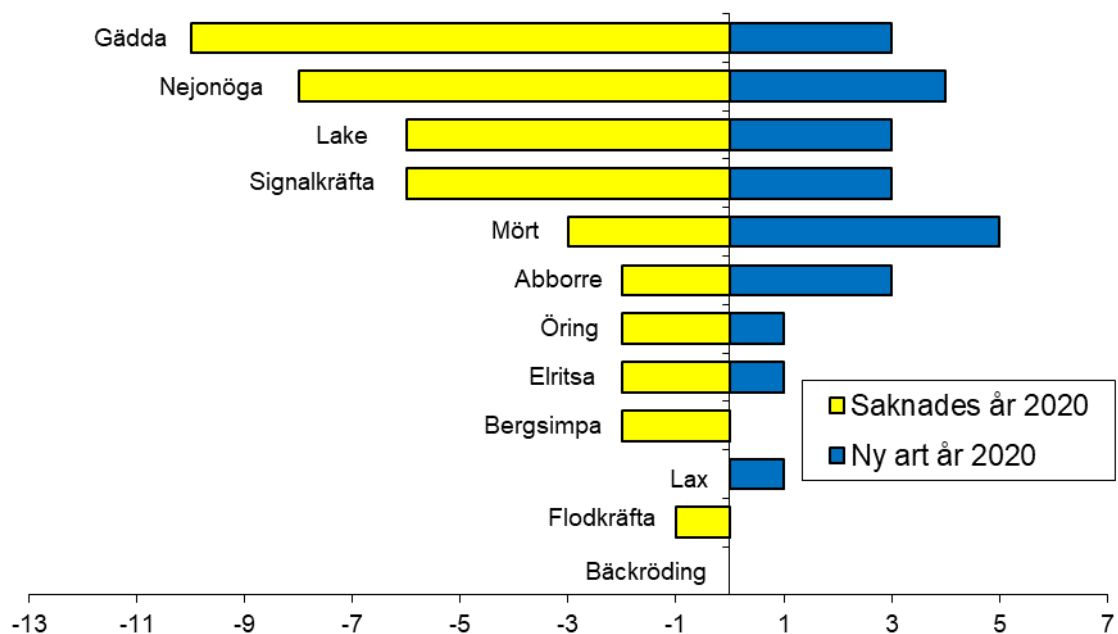


Figur 4. Fördelning av lokaler med olika arter fångade vid elfisket.

Jämförelsen av artförekomst som presenteras i Figur 3 sammanfattar resultatet över länet. Den minsta nettoförändringen i artförekomst mellan år 2020 och föregående 3-årsperiod gäller för abborre. Om man istället jämför artförekomsten vid de lokaler som fiskades under 2020 med närmast föregående undersökningstillfälle (n=65 lokaler) får man en mer detaljerad bild av rörligheten. Resultatet visar att förekomsten av arter varierar vid ett stort antal lokaler (Figur 5). Jämförelsen visar, till skillnad från Figur 3, att abborre har försvunnit eller tillkommit vid fem lokaler i jämförelse mellan år 2020 och närmast föregående elfisketillfälle. Gädda varierar mest. Förklaringen till detta är att arten ofta fångas slumpmässigt det vill säga ofta enstaka exemplar. Minskningen bedöms främst bero på ett ökat flöde under år 2020 vilket missgynnar arten som föredrar långsamflytande habitat. Även lake visar en stor rörlighet som förklaras av slumpmässiga fångster samt att det var varmare åren innan 2020 vilket var negativt för lake.

En relativ stor rörlighet orsakas således ofta av olika arter som representeras av enstaka individer som mer slumpmässigt fångas, ofta när de migrerar genom lokalerna. Fluktuationer av nejonöga är dessutom kopplad till låg fångstbarhet då de ofta ligger gömda i bottensedimentet.

Denna kunskap är av stor vikt när bedömning av ekologisk status och försurningspåverkan skall göras. Närvaron av arter som tenderar att variera i förekomst som abborre, gädda och lake får ofta en avgörande betydelse som därför lätt kan överskattas. Man bör därför eftersträva mer långsiktiga förändringar inom enskilda lokaler som skall bedömas. Vid expertbedömningar av ekologisk status (justeringar av VIX-klassning) och försurningspåverkan i denna rapport tas hänsyn till sådana faktorer. Med andra ord bedöms VIX underskattas av toleranta arter som fångas mer slumpmässigt.



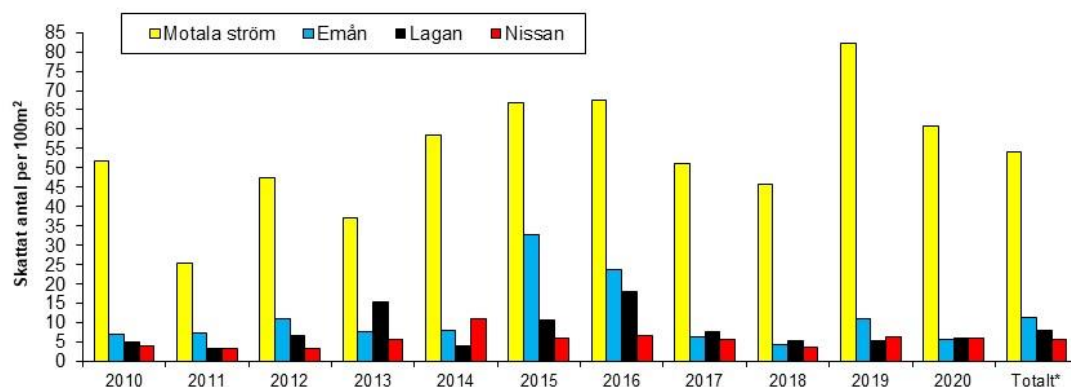
Figur 5. Förändring av artförekomst vid elfiskelokaler (antal lokaler). Jämförelsen avser skillnader mellan lokaler som undersökts 2020 och samma lokal vid närmast föregående tillfälle.

5.3 Öring

Öringtätheten i de undersökta vattensystemen Nissan (101), Lagan (098), Emån (074) samt Motala ström (067) varierar betydligt mellan de olika områdena. Orsaken till skillnaden kan sökas i ett flertal faktorer, såväl naturliga som mänskligt betingade. Naturliga fluktuationer i beståndstäthet kan till exempel påverkas av tillgången på lämpliga habitat, näringshalt eller om det är sjövandrande eller stationära öringbestånd. Observera att både tillgången på lämpliga habitat och näringshalter ofta kan härledas till mänskliga ingrepp och det naturliga förhållandet kan vara svårt att avgöra. Rent mänskliga aktiviteter som påverkar öringbeståndet är förurning, skogsbruk, dikningsverksamhet, anläggande av vandringshinder och vattenreglering. Rent fysisk påverkan av lek- och uppväxtområden, till exempel rensning och rätning, har ofta en starkt negativ effekt på öringbestånden, men även på andra förekommande arter (Spjut & Degerman 2015).

En utvärdering av tätheten av öringungar de sista 11 åren (2010 till 2020) har gjorts med Länsstyrelsens elfiskedatabas som grund, det vill säga lokaler som även fiskats av andra aktörer utöver de som utförs i Länsstyrelsens regi. Materialet omfattar 266 lokaler inom och i direkt anslutning till länet, där det någon gång fångats öring och elfiske genomförts under juli eller augusti månad. Lokaler där det aldrig har fångats öring eller där man utfört elfiske under september-oktober utvärderas inte då de bedömts olämpliga som öringhabitat, alternativt fiskats enbart under annan tidsperiod än Länsstyrelsens egna fisken. Resultatet (n=1154 elfisketillfällen) redovisas för olika avrinningsområden på länsnivå med värden på tätheter som viktats i förhållande till lokalens yta. Detta innebär att mindre lokaler med allmänt högre tätheter får mindre betydelse när lokaler slås ihop inom avrinningsområdena.

Analysen visar att öringtätheterna är högst i Motala ströms vattensystem (Figur 6). Detta beror på att nedre delen av vattendragen är tillgängliga för den sjövandrande öringen i Vättern. Vandrande bestånd av öring har generellt sett högre täthet jämfört med stationära bestånd. Den beräknade medeltätheten (ej viktade värden) åren 2010-2020 av öringårsungar i de undersökta vattendragen inom Motala ströms vattensystem uppgår till drygt 61 öringungar per 100 m². Tätheterna är lägre än fjolåret 2019 men ligger lite över medelvärdet för perioden sedan år 2010. Orsaken till detta är främst en stark årsklass år 2019 då det rådde mycket låga flöden i vattendragen vilket gör att inomartkonkurrensen ökat under år 2020. Övriga vattensystem har avsevärt glesare öringbestånd med tätheter mellan 5-11 öringar per 100 m². Tätheterna år 2020 påminner mycket om föregående år och är relativt normala i samtliga vattensystem även om tätheten i Emån får anses relativt låg sett över den senaste 10-årsperioden. Sammantaget visar detta att tätheten av stationära bestånd var marginellt under och vandrande bestånd över medelvärdet för perioden.

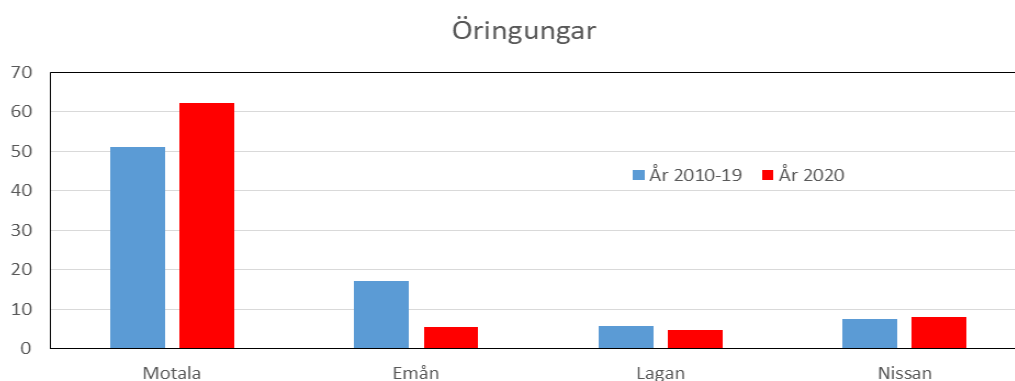


Figur 6. Skattad medeltäthet (viktat) av öringungar per huvudavrinningsområde under perioden 2010-2020. Källa: Elfiskedatabas, Länsstyrelsen i Jönköpings län (Lokaler där öring fångats och där man elfiskat under juli-augusti månad - enstaka lokaler belägna utanför länet).

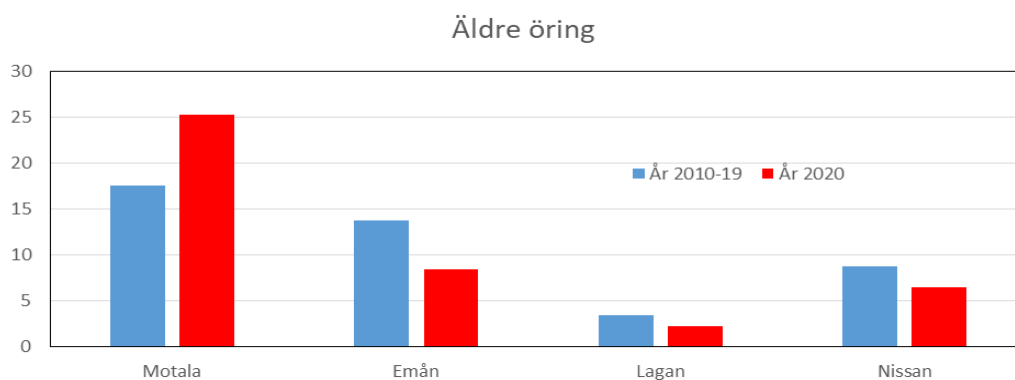
*Medelvärde för åren 2010-2020

Resultatet från olika år som presenteras i Figur 6 härstammar delvis från helt olika lokaler och flera olika projekt. För att kunna göra en mer noggrann analys om förändringar i länets öringbestånd och sätta in 2020 års resultat i ett längre historiskt perspektiv används enbart lokalerna som ingår i Länsstyrelsens kontrollverksamhet under 2020. Resultatet från dessa lokaler jämförs med närmast föregående år 2010-2019 i samma lokaler. Värdet man jämför från föregående 10-årsperiod 2010-2019 är ett framräknat medelvärde från de lokaler som fiskats år 2020 och minst tre gånger (för att reducera värdet av enstaka extremvärden). Enbart lokaler där öring fångats vid något tillfälle finns med. Tätheter har sedan viktats i förhållande till lokalens yta så att ett mindre vattendrag påverkar resultatet mindre när alla lokaler slås ihop. Vid genomgången av resultaten från åren 2010-2019 visar det sig att 60 av de lokaler som undersöktes år 2020 hade undersökts vid minst tre tillfällen och har således ett så pass säkert närmevärde att de ingår i jämförelsen (Figur 7 och 8).

Resultatet vid jämförelser mellan 2020 och tidigare utförda fisken i samma lokaler under perioden 2010-2019 (n=60) visar att den uppmätta tätheten av öringungar ökat omkring 20 procent i Motala ström och mer än halverats i Emån medan det i övriga vattenområden inte skiljer sig nämnvärt (Figur 7). Skillnaden är således tydlig i Emåns vattensystem och statistiskt säkerställd då samtliga fem lokaler som ingår i materialet visar minskade tätheter (T-test, $p < 0,01$). Orsaken bedöms delvis bero på flertalet år med låga flöden innan år 2020, speciellt i länets östra delar påverkat öringbestånden negativt. Låga flöden, resulterar i en viss överskattning som tidigare nämnts i rapporten. För äldre öring var skillnaden större i Motala ström beroende på den mycket starka fjolårsklassen år 2019, för övriga vattendrag var skillnaden liknande som den för årsungar. Slutsatsen är att tätheterna under år 2020 i ett länsperspektiv med viktade värden, påvisar lägre tätheter i Emån medan övriga förändringar var mindre och inte skiljer sig signifikant utan kan vara mer slumpmässiga.



Figur 7. Den beräknade medeltätheten (viktade värden) för öringungar (0+) på lokaler (n=60) som fiskats under år 2020 och även under minst tre olika tillfällen under perioden år 2010-19.



Figur 8. Den beräknade medeltätheten (viktade värden) för äldre öring på lokaler (n=60) som fiskats under år 2020 och även under minst tre olika tillfällen under perioden år 2010-19.

5.3.1 Fångster 2020

De resultat som presenteras i Figur 6-8 ger en övergripande bild över öringtätheterna på länsnivå och inom olika vattensystem. Ett annat syfte med föreliggande elfiskerapport är att identifiera lokaler som avviker från tidigare års resultat inom ramen för Länsstyrelsens undersökningsprogram, det vill säga att uppmärksamma anmärkningsvärda förändringar och försöka finna orsaker och samband till detta. Av denna anledning görs en jämförelse med årets resultat och närmast föregående elfisketillfälle i samma lokal.

Under 2020 utfördes elfiske på 68 lokaler varav två lokaler i Hulsöån och en i Hökesån var nya, och dessa finns därför inte med i jämförelserna. Föregående elfiske i Modalaån (Väg vid Modala) utfördes år 2011. För övriga lokaler (n=64) har närmast föregående elfiske utförts under åren 2016-2019 varav en klar majoritet 52 lokaler under år 2020. Majoriteten av lokalerna har således undersökts tidigare och i nära nutid, vilket ger förutsättningarna för att upptäcka och undersöka större förändringar. Lokaler där förekomster av arter tillkommit eller saknas sedan föregående fiske redovisas i Tabell 3. Speciellt höga tätheter samt stora antalsmässiga och relativa förändringar sedan närmast föregående fisketillfälle, finns sammanställda i Tabellerna 4-7.

Resultatet visar att förändring av närvaron för öringungar år 2020 varierade betydligt mindre än närmast föregående år (Thorfve 2020). På tre lokaler har förekomsten av

öringungar tillkommit varav lokalen i Kyrkbäcken hade de största ökningen (Tabell 3). I Kyrkbäcken, som i princip torkat ut vid ett par år, har nu öring återetablerats i vattendraget.

Vid tre lokaler saknades öringungar helt 2020 i jämförelse med närmast föregående elfisketillfälle vilket är ovanligt liten skillnad i jämförelse med tidigare undersökningsår (Tabell 3). Skillnaden var betydligt större vid år 2018 (extremt låga flöden) då öringungar försvunnit från 13 lokaler (Thorfve 2019). Att öring saknades i Grissleån är märkligt då flödesförhållandena under år 2020 bedöms ha varit mer gynnsamma än under närmast föregående år.

Tabell 3. Lokaler där förekomst av öringungar antingen tillkommit eller saknats vid elfisket år 2020 jämfört med föregående elfiske (n=65). Diff.=Förändrad täthet av öringungar per 100 m².

Tillkomst av öringungar sedan föregående elfiske			Avsaknad av öringungar sedan föregående elfiske		
Vattendrag	Lokal	Diff.	Vattendrag	Lokal	Diff.
Kyrkbäcken	Angerdshestra kyrka	15,3	Grissleån	Nedre gångbro	2,0
Valån	Vid landsvägsbron	8,2	Nissan	Spafors	1,7
Modalaån	Rosendal	0,6	Svedån	Torråran övre del	0,7

Högsta tätheterna av öring återfanns liksom tidigare år i Motala ström som har sjövandrande bestånd från Vättern (Tabell 4). Högst täthet av öringungar återfanns i Rödån vid mynningen som är en liten bäck försörjd med kallt källvatten (251 per 100 m²). Högsta tätheten av äldre öring fanns i en lokal i Nissans vattensystem, Västerån-Lid (62 per 100 m²). Man kan även notera att lokaler med mycket höga tätheter (~200 per 100 m²) ökat i jämförelse med tidigare år.

Tabell 4. Lokaler fiskade år 2020 med speciellt höga tätheter av öringungar och äldre öring.

Huvudvattendrag	Vattendrag	Lokal	Parameter
			Årsungar/ 100m²
Motala	Rödån	Nära mynningen	251
Motala	Knipån	Gäbo-Nybrokvarn	185
Motala	Granviksån	Granviks vårdshus	152
Motala	Skämningsforsån	Skoashemmet nedre	129
Motala	Knipån	Alarp väg Kivarp-Dyk	114
Motala	Röttleån	Turbinfundamentet	113
			Äldre/ 100m²
Nissan	Västerån	Lid	62
Motala	Hornån	Källebackens övre	59
Motala	Hökesån	Reningsverket	54
Motala	Gaanån	Ö Bjölkatorp	46
Motala	Svedån	Kröken stenmuren	44
Motala	Skämningsforsån	Skogshemmet nedre	42

Antalsmässiga förändringar i jämförelse med närmast föregående fiske i samma lokal baseras på faktisk **skattad fångst** (inte täthet) till skillnad från redovisningen av tidigare elfiskerapporter från Jönköpings län. Detta för att ta bort en ofta missvisande effekt av förändringar i flödet mellan olika år. Man jämför således antalet fisk man fångar inom samma sträcka (längd) oavsett vattendragets bredd/djup. även i Hökesån i lokalen som även hade de högsta tätheten (Tabell 5). Största ökningarna av öringungar finner man i Motala vattensystem. Som framgår av Tabell 4-5 så fluktuerar öringbestånden mycket i

sjövandrande bestånd vilket är naturligt då reproduktionen i vattendragen försörjs med lekfisk från Vättern. Tillgången av dessa varierar mycket mellan olika år och är ofta kopplade till vattenföringen. Även inomartskonkurrensen är av avgörande betydelse vilket illustreras med att Västerån-Lid var lokalen som hade den största tätheten av äldre fisk samtidigt som det var den lokalen där årsungarna minskade mest.

Tabell 5. Lokaler fiskade år 2020 med speciellt avvikande nivåer med avseende på skattat antal öringungar i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.

Huvudvattendrag	Vattendrag	Lokal	Förändring antal årsungar
Motala	Knipån	Gäbo-Nybrokvarn	145
Motala	Hornån	Harrleksträcken	126
Motala	Knipån	Öster Kivarp	125
Motala	Röttleån	Turbinfundamentet	122
Motala	Skämningsforsån	Skogshemmet nedre	102
Motala	Granviksån	Granviks vördshus	74
Nissan	Västerån	Lid	-135
Motala	Hökesån	Ovan Låaaaredammen	-81
Emån	Gnyltån	NV Nymåla	-53
Motala	Knipån	Lilla Simontorp	-51
Nissan	Krakhultabäcken	Mynninaen-Spafors	-43
Emån	Nödiehultaån	Ovan Nödiehultavägen	-10

Liksom tidigare år finner man ofta stora relativa förändringar i glesa stationära bestånd där ett fåtal individer kan orsaka stora förändringar. Vid redovisningen ingår därför enbart vattendrag där tätheten av öring överstiger 5 per 100 m² båda åren (n=37). Observera att man vid jämförelserna använder sig av faktisk skattad fångst.

Den största relativa ökningen av öringungar inträffade i Hornån, Leksträcken där beståndet ökade 584 procent (Tabell 6). Även i övrigt var ökningen som störst i vattendrag inom Motala ström. Minskningen av öring var däremot störst i stationära bestånd i Gnyltån och Västerån, Lid på drygt 80 procent. Gnyltån hade extremt hög täthet år 2020 som var den högsta relativa förändringen år 2020. Tätheten har nu återgått samma nivå som år 2018.

För äldre öring var de största relativa förändringarna i Motala vattensystem både avseende relativ ökning och minskning av skattat antal öring (Tabell 7). Största ökningen inträffade i Knipån, Ned Skårhultsdammen med 1320 procent. Den största minskningen inträffade i ett stationärt bestånd i Rödån, Brännemossen på -89 procent. I Brännemossen förklaras försämringen av närvaron av bäckröding som ökat i antal och konkurrerar om livsutrymmet i bäcken. Även denna lokal hade en stor relativ ökning förra året. Skiftningen av beståndsstorlek härrör således delvis av inomartskonkurrens mellan olika starka årsklasser.

Tabell 6. Lokaler fiskade år 2020 med speciellt avvikande nivåer med avseende skattat antal öringungar i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.

Huvudvattendrag	Vattendrag	Lokal	Förändring i procent av antal öringungar
Motala	Hornån	Harrleksträckan	584
Motala	Knipån	Öster Kivarp	431
Motala	Svedån	Kröken stenmuren	279
Motala	Granviksån	Granviks vårdshus	226
Emån	Gnyltån	NV Nymåla	-84
Nissan	Västerån	Lid	-82
Motala	Hökesån	Ovan Laggaredammen	-58
Motala	Knipån	Lilla Simontorp	-51

Tabell 7. Lokaler fiskade år 2020 med speciellt avvikande nivåer med avseende skattat antal äldre öring i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.

Huvudvattendrag	Vattendrag	Lokal	Förändring antal äldre öring
Motala	Knipån	Ned Skårhultsdammen	1320
Motala	Skämningsforsån	Skogshemmet nedre	1079
Motala	Hökesån	Reningsverket	847
Motala	Hökesån	Ovan Laggaredammen	751
Motala	Rödån	Brännemossen	-89
Motala	Nykyrkebäcken	Skinnaretorpet	-51
Motala	Granviksån	Granviks vårdshus	-38
Motala	Rödån	Nära mynningen	-27

5.3.2 Statistiska jämförelser av öringtätheter

En annan metod att bedöma årets resultat i relation till tidigare års resultat på läns- och vattensystemnivå är att testa materialet genom ett parat t-test med normalfördelade 10-logariterade öringtätheter. Man jämför då bara lokal mot lokal vilket är bättre då lokaler med extremvärden får mindre betydelse. Vid detta test tar man även större hänsyn till variationer mellan olika lokaler inom en grupp, exempelvis vattensystem, till skillnad från tidigare jämförelser som presenterats i rapporten. Vid t-testet räknar man ut differensen mellan resultatet före och efter en bestämd tid (skillnad = approximativt normalfördelad).

För att studera kortsiktiga förändringar jämfördes resultatet från år 2020 med närmaste föregående elfiske (år 2012-2019) på samma lokal (n=65). För de lokaler som ingår i jämförelserna med år 2020 används i denna rapport tätheter som baseras på normalytan det vill säga medelvärde på ytan sedan år 2010 (medelbredden * längden).

I hela länet och för respektive vattensystem finns inga signifikanta skillnader (Tabell 8). Den tydligaste skillnaden, som nästan är signifikant, finner man för äldre öring i Motala ström där antalet äldre öringen ökat. För att se på skillnader i ett längre perspektiv kan man jämföra tätheterna av öringungar år 2020 med hela föregående 10-årsperiod (medelvärde under åren 2010-2019, n=65). Man kan då se, som redan nämnts, att det är färre öringungar i Emån (Tabell 9). Man finner även signifikanta skillnader på länsnivå som visar att tätheten av äldre öring var lägre år 2020 i jämförelse med föregående 10-årsperiod.

Tabell 8. Resultat från parat t-test om fångsterna av öring (10-log+1 värden) har förändrats mellan år 2020 och närmast föregående elfiske. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader.

Område	N	Medel (Differens)	SE Mean	T-Värde	P-Värde
Öringungar					
Länet	65	-0,021	0,051	-0,41	0,681
Motala ström	27	-0,048	0,063	-0,76	0,454
Emån	5	-0,287	0,200	-1,43	0,225
Lagan	13	-0,035	0,077	-0,46	0,655
Nissan	20	0,091	0,121	0,75	0,460
Äldre öring					
Länet	65	0,028	0,036	0,77	0,444
Motala ström	27	0,119	0,061	1,95	0,062
Emån	5	-0,230	0,103	-2,23	0,089
Lagan	13	-0,064	0,071	-0,91	0,383
Nissan	20	0,028	0,053	0,54	0,598

Tabell 9. Resultat från parat t-test om fångsterna av öring (10-log+1 värden) har förändrats mellan år 2020 och medelvärde för tätheter under perioden år 2010-2019. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader.

Område	N	Medel (Differens)	SE Mean	T-Värde	P-Värde
Öringungar					
Länet	65	-0,071	-1,58	-1,58	0,119
Motala ström	27	-0,050	-0,66	-0,66	0,517
Emån	5	-0,361	-4,09	-4,09	0,009
Lagan	13	-0,079	-1,18	-1,18	0,260
Nissan	20	0,0037	0,04	0,04	0,968
Äldre öring					
Länet	65	-0,084	-2,26	-2,26	0,027
Motala ström	27	0,086	1,40	1,40	0,172
Emån	5	-0,117	-0,45	-0,45	0,674
Lagan	13	-0,103	-0,88	-0,88	0,395
Nissan	20	-0,082	-1,13	-1,13	0,270

I föregående tester har man jämfört det senaste fisket med föregående tillfällen. För att se om det finns någon mer "trend" i materialet kan man exempelvis jämföra medelvärdet av tätheterna de tre senaste åren (2018-2020) med resultatet från närmast föregående 8-årsperiod som omfattar åren 2010-2017. Testet omfattade 62 lokaler. Observera att testet endast omfattade lokaler som undersöktes år 2020, eftersom utvärderingen fokuserar på dessa. Ett parat t-test av 10-log tätheter visar att det inte finns någon signifikant skillnad på länsnivå eller i olika vattensystem (Tabell 10). När det gäller äldre öring indikerar dock resultaten på att Motala har ökade tätheter medan Emån har lägre (>90 procent sannolikhet).

Tabell 10. Resultat från parat t-test om medeltätheten av öring (10-log+1) på lokaler som undersöktes år 2020 har förändrats mellan åren 2018-2020 i jämförelse med perioden år 2000-2017. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader

Område	N	Medel (Differens)	SE Mean	T-Värde	P-Värde
Öringungar					
Länet	62	-0,021	0,051	-0,41	0,681
Motala ström	24	-0,048	0,063	-0,76	0,454
Emån	5	-0,287	0,200	-1,43	0,225
Lagan	13	-0,035	0,077	-0,46	0,655
Nissan	20	0,091	0,121	0,75	0,460
Äldre öring					
Länet	62	0,028	0,036	0,77	0,444
Motala ström	24	0,119	0,061	1,95	0,062
Emån	5	-0,230	0,103	-2,23	0,089
Lagan	13	-0,064	0,071	-0,91	0,383
Nissan	20	0,028	0,053	0,54	0,598

Gör man en jämförelse med de senaste tre årens elfisken med de som utfördes längre tillbaka i tiden på 1980-1990-talet finner man inte heller några signifikanta skillnader (Tabell 11). Men även där uppvisar förekomsten av öringungar en tydlig lägre nivå de senaste tre åren i Emåns vattensystem.

Sammantaget visar analysen av öringfångsterna år 2020 och närmast föregående år på relativt normala fångster i jämförelse med föregående år och perioder. Undantaget är förekomsten av öringungar i Emån som generellt är lägre samt förekomsten av äldre öring på länsnivå år 2020. Noterbart är att bara fem lokaler ingår i materialet i Emån och att det krävs mycket tydliga skillnader och liten varians mellan dessa lokaler för att uppnå signifikanta skillnader.

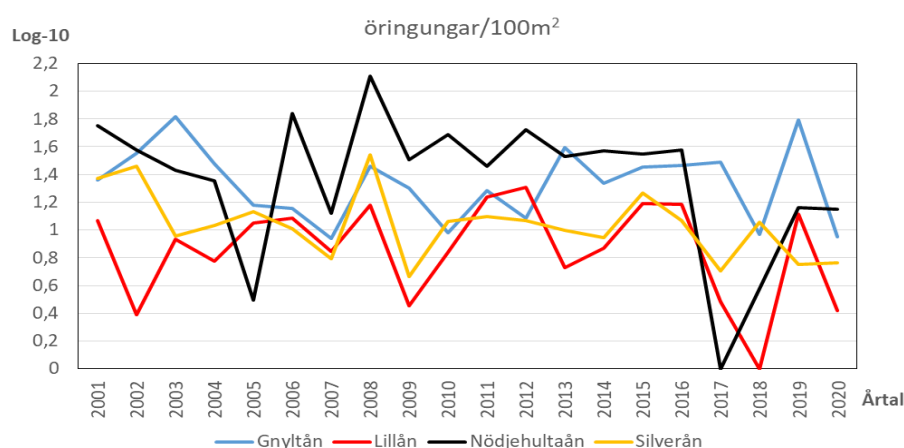
Tabell 11. Resultat från parat t-test om medeltätheten av öring (10-log+1) på lokaler som undersöktes år 2020 har förändrats mellan åren 2018-2020 i jämförelse med perioden före år 2000. P-värde < 0,05 visar på signifikanta skillnader

Område	N	Medel (Differens)	SE Mean	T-Värde	P-Värde
Öringungar					
Länet	45	0,064	0,083	0,78	0,441
Motala ström	11	-0,112	0,206	-0,54	0,600
Emån	5	-0,309	0,119	-2,59	0,061
Lagan	10	0,242	0,167	1,45	0,182
Nissan	19	0,171	0,115	1,49	0,154
Äldre öring					
Länet	45	0,012	0,061	0,20	0,841
Motala ström	11	-0,155	0,095	-1,62	0,136
Emån	5	-0,270	0,142	-1,90	0,131
Lagan	10	0,067	0,138	0,48	0,639
Nissan	19	0,155	0,097	1,59	0,129

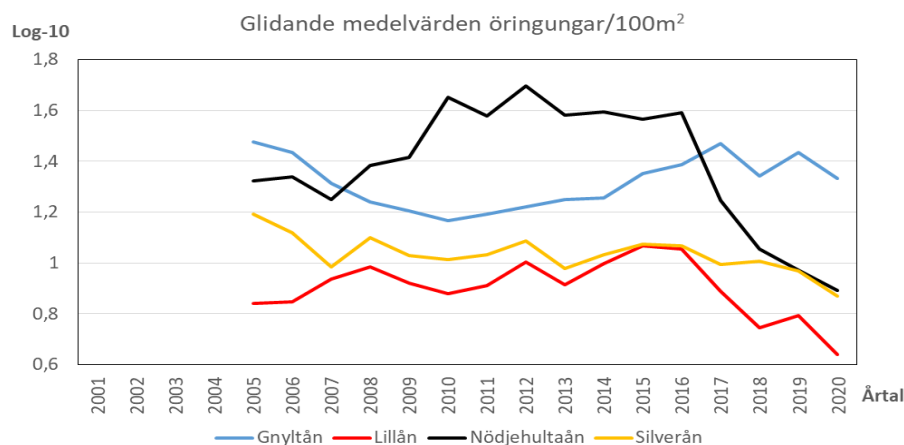
5.3.3 Fördjupade jämförelser av öringfångster i Emåns vattensystem

Som framgår av presenterade jämförelser så är förekomsten av öring relativt låg i Emåns vattensystem de senaste åren. Ett viktigt syfte med sammanställningar i denna rapport är att fokusera på förändringar och vad som bedöms vara orsaken till detta. Extrema flödesförhållanden, temperaturer och förändring av försurningspåverkan kan vara olika orsaker. I Figur 9 visas hur fångsterna varierar under 2000-talet i fyra vattendrag som fiskats årligen i Emåns vattensystem. Tätheterna är 10-logaritmerade vilket innebär att 1 = 10 öringar per 100 m² (normalyta). Trenden är svårare att tolka även om en rejäl minskning inträffat i slutet av perioden i ett par av vattendragen.

Studerar man utvecklingen i glidande medelvärden exempelvis under 5 år, kan man följa utvecklingen över tid samtidigt som extremt avvikande tätheter påverkar resultatet mindre. I Figur 10 motsvara således år 2005 medelvärdet för åren 2001-2005. Följer man de fyra lokaler som ingår i materialet och fiskats årligen sedan år 2001, ser man att tätheterna av öringungar baserade på normalytan under perioden har en negativ utveckling. Samtliga lokaler har således lägre tätheter perioden år 2016-20 i jämförelse med den första femårsperioden i diagrammet (år 2001-05). Ett parat T-test påvisar en signifikant skillnad (T-test $p=0,023$). Vidare framgår att det är främst de sista fem åren tätheterna minskat.



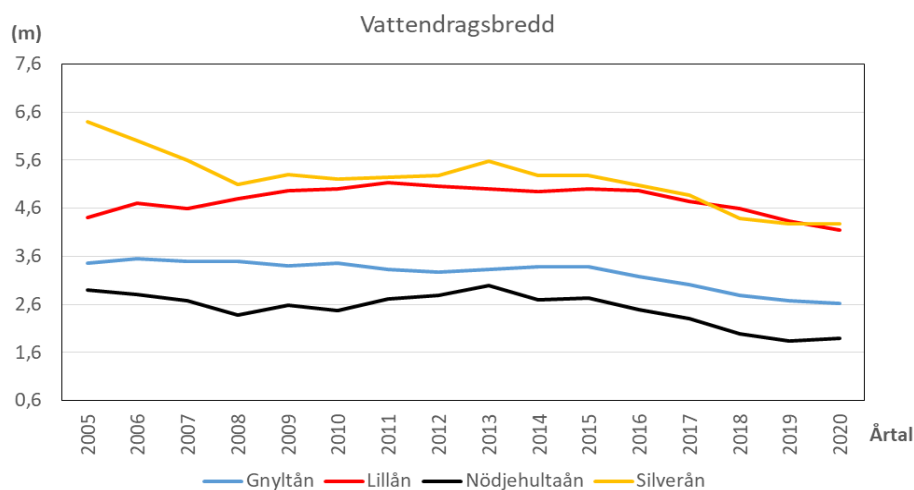
Figur 9. Tätheten av öringungar (Logaritmerade värden) i Emåns vattensystem.



Figur 10. Tätheten av öringungar (Logaritmerade värden) i glidande medelvärden (5 år).

Studerar man vattendragsbredden, det vill säga flödesförhållandena (lägre bredd = lägre flöde), på samma sätt med glidande medelvärden ser man att bredden minskat sedan år 2015 (Figur 11). Det föreligger således en korrelation med lägre vattendragsbredd (flöde) och lägre öringtättheter som är välkänd. Jämför man exempelvis flödet/habitatet i Nödjuhultaån år 2015 med normala flöden och år 2017 då flödet var mycket lågt förstår man att produktionen av öringungar sjunker (Figur 12). År 2018 och 2019 var även flödet vid elfisketillfället lågt. Flera år med låga flöden ger ofta ett negativt utslag och minskade tätheter av årsungar.

Sammantaget är därför bedömningen att försämringen av öringproduktionen i länets östra delar där Emåns vattensystem ligger orsakats av låga flöden. Notera att detta samband finner man enbart om man använder normalytan till skillnad mot uppmätt yta för respektive år. Orsaken till detta är som nämnts att det blir en relativ överskattning av tätheterna vid låga flöden.



Figur 11. Bredd i vattendrag inom Emåns vattensystem, glidande medelvärden (5 år).



Figur 12. Foton från elfisketillfällen i Nödjuhultaån år 2015 och 2017.

5.4 Försurningspåverkan

5.4.1 Allmänt

Eftersom elfiske är en viktig del av kalkningseffektuppföljningen görs utöver bedömning av ekologisk status alltid en försurningsbedömning. Kriterierna för klassindelning framgår av Tabell 12. Några vanliga fiskarters försurningskänslighet återges i Tabell 2.

Tabell 12. Klassning av försurningspåverkan. Begreppet försurningskänsliga arter avser bland annat öring, elritsa, karpfiskarter samt flod- och signalkräftar (se Tabell 2).

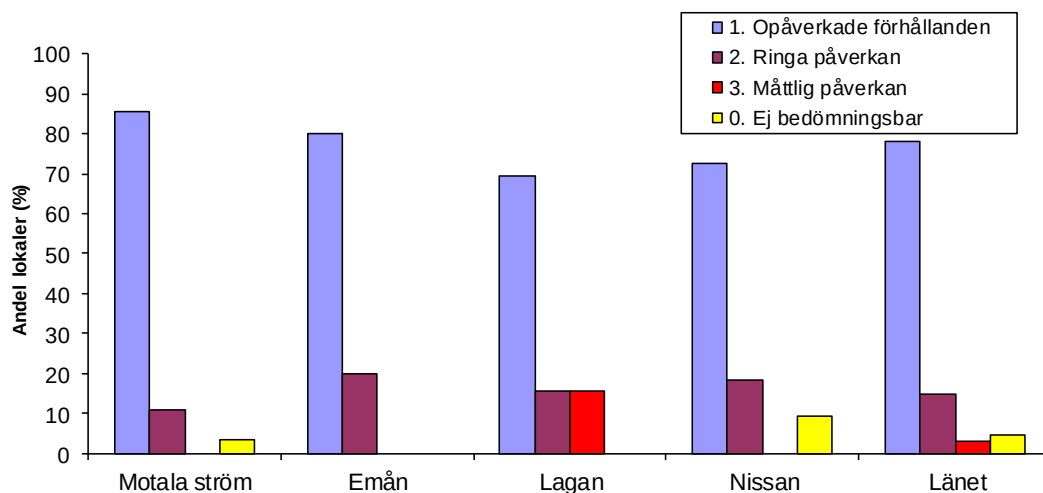
Klass	Definition	Motivering	Exempel	Kalkmål uppfyllt
1	Opåverkade förhållanden	Optimal eller nära optimal reproduktion (hög tätheter av årsyngel) hos en eller flera försurningskänsliga arter.		Ja
2	Ringa påverkan	Reproduktionen fungerar men är inte optimal. Tätheterna av årsyngel hos försurningskänsliga arter är lägre jämfört med klass 1.	1. Tätheten av årsyngel av öring är något lägre än förväntat om lokalen hade varit opåverkad. 2. Årsyngel av öring uppvisar höga tätheter, men föryngring av kräfta har minskat på lokalen.	Ja
3	Måttlig påverkan	Reproduktionen påverkad av försämrade vattenkvalitet eller annan negativ påverkan.	1. Avsaknad av årsyngel av försurningskänsliga arter, men fjolårsyngel förekommer i relativt höga tätheter. 2. Totaltätheten av årsyngel och fjolårsyngel är låg hos samtliga försurningskänsliga arter.	Nej
4	Kraftig påverkan	Utebliven reproduktion av försurningskänsliga arter.	1. Avsaknad av reproduktion hos samtliga försurningskänsliga arter. 2. Avsaknad av försurningskänsliga arter sedan föregående elfiske.	Nej
0	Ej bedömd	Försurningspåverkan är inte möjlig att bedöma.	1. Avsaknad av försurningskänsliga arter, men lokalen är inte elfiskad tidigare. 2. Avsaknad av försurningskänsliga arter under flera års tid.	Okänt

5.4.2 Bedömning av påverkan

Försurningspåverkan baserad på fångsten vid elfisket visar att 63 av 68 (93 procent) bedöms vara opåverkade eller ringa påverkade av försurning, det vill säga uppfyller kalkmålet (Figur 13). Försurningspåverkan bedöms vara måttlig på två lokaler och på dessa lokaler är målet för kalkningen inte uppnådd då bedömningen baseras på förekomst av fisk och kräftor. Öring har tidigare fångats på lokalerna men saknades vid inventeringen år 2020. Tre lokaler bedömdes inte då lokalerna endast fiskats en gång samt att underlag var bristfälliga beroende på brister i habitatet som avsaknad av stenbotten och lämplig strömhastighet.

Totalt bedömdes sex lokaler vara mindre försurningspåverkade och ingen lokal vara mer i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle. Orsaken till detta är främst förbättrade tätheter av öring på grund av bättre flödesförhållanden under lekvandring hösten 2019 än under föregående år. Motala ström och Emåns vattensystem uppvisar en något mindre försurningspåverkan än övriga vattendrag.

Fiskpopulationerna används som en indikator på försurningspåverkan. Poängterats bör att vattenkemidata kan ge ett annat resultat. Fördelen med att använda fisk som indikator är att kortsiktiga förändringar i vattenkemin inte påverkar bestånden utan att det krävs med långsiktiga och stabila förhållanden innan de normalt påverkas. Skillnaden är som väntat liten då mer än 80 procent av lokalerna har en stabil förekomst av fiskarter och antalet årsungar av fisk och kräftor. Orsaken till en marginell nettominskning av försurningspåverkan bedöms istället bero på de mer gynnsamma flödesförhållandena under år 2020 i förhållande till år 2019. Slutsatsen är därför att försurningspåverkan på länsbasis är liten och relativt oförändrad i jämförelse med tidigare år i lokalerna som undersöktes år 2020.



Figur 13. Försurningspåverkan på lokaler i de olika vattensystemen.

5.5 Bedömning av fiskfaunans status (VIX)

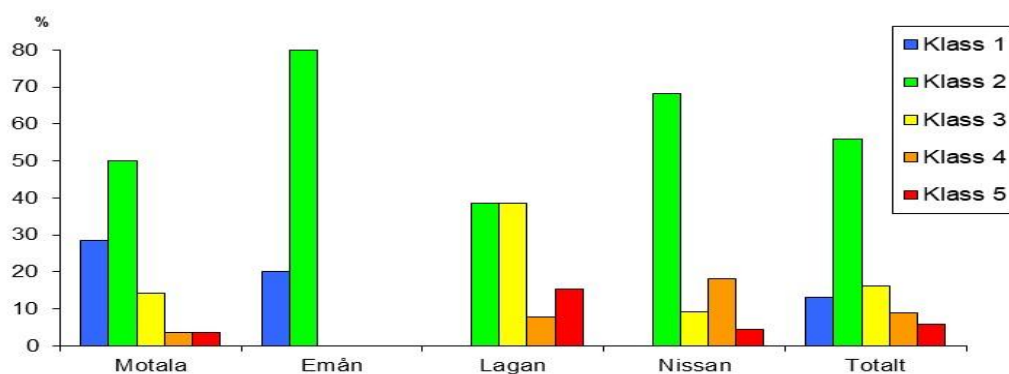
VIX är ett index för bedömning av ekologisk status i rinnande vatten. Ett flertal av variablerna som används vid bedömningen av den ekologiska statusen baseras på fiskbeståndet. Det underlag som behövs för bedömningen är elfisken, avrinningsområdes storlek, sjöandel, minsta avstånd till upp- respektive nedströms liggande sjö, höjd över havet, lutning, medeltemperatur för helår och juli månad, vattendragets bredd samt lokalareal och karaktär av lokalens öringbestånd (strömlevande, havs- eller sjövandrande).

Sex indikatorer ingår i modellen vid bedömning av status, sammanlagd täthet av öring och lax, andel toleranta arter, andel lithofila (hårdbottenlekande) individer, andel toleranta individer, andel intoleranta arter och andel laxfiskarter som reproducerar sig (Naturvårdsverket 2007). Resultatet från beräkningen ger ett mått, indelat i fem olika klasser, på den ekologiska statusen i vattendraget (Tabell 13). VIX anger i praktiken sannolikheten för att lokalen uppnår god status som är det miljökrav Sverige har att följa i enlighet med de internationella konventionerna och EU-direktiven för miljön. Den ofta avgörande gränsen vid statusklassning mellan god och måttlig status sattes i första hand (Beier m.fl. 1997). Med avseende på att särskilja generell påverkan sattes detta gränsvärde på VIX 0,467 då sannolikheten för att klassa en påverkad lokal (måttlig, otillfredsställande eller dålig status) rätt är 66 procent samt sannolikheten att klassa en ”opåverkad” lokal (hög eller god status) också 66 procent. Gräns mellan hög och god (VIX=0,749) valdes på samma sätt så att sannolikheten för att klassa en referens felaktigt som påverkad var mindre än 5 procent.

Resultatet visade att totalt 47 lokaler (69 procent) hade god eller hög status (Tabell 13). Endast 10 lokaler (15 procent) hade otillfredsställande eller dålig status. Lokaler med klassningen hög och god ekologisk status dominerade således i länet. Emåns vattensystem hade den högsta andelen lokaler som klassats som hög- och god (Figur 14). Noteras bör att detta avser den ekologiska statusklassningen enbart baserad på VIX. Vissa lokaler har fått den ekologiska statusklassningen justerad efter expertbedömning, exempelvis två lokaler i Emåns vattensystem.

Tabell 13. VIX klassindelning med klassgränser samt fördelning av lokaler fiskade 2020.

Klass	Ekologisk status	Klassgränser	Antal lokaler 2020	S:a lokaler > Klass
1	Hög	$\geq 0,749$	9	9
2	God	0,467-0,748	38	47
3	Måttlig	0,274-0,466	11	58
4	Otillfredsställande	0,082-0,273	6	64
5	Dålig	$\leq 0,081$	4	68



Figur

14. Procentuell fördelning av 2020 års elfiskelokaler (n=76*) inom olika VIX-klasser och vattensystem.

* En lokal i Mörrums vattensystem ingår i den totala redovisningen för länet.

VIX är anpassat främst för strömmande lokaler med god syresättning. Sådana lokaler utgör också passande öringbiotoper. Däremot lämpar sig bedömningen sämre för lugnflytande lokaler där förekomsten av sjölevande arter är större. Val av lokal har därför stor betydelse för resultatet. Klasstillhörighet ligger inom intervall och ger grupperade värden. Undersöker man istället medelvärde på VIX hade Emån lägsta värdet på 0,43 och Motala ström högsta på 0,60. Observera att den ekologiska statusbedömningen är ett automatiskt framräknat index med flera dokumenterade brister och att det i flertalet fall krävs en expertbedömning för att korrigera statusen. Länsstyrelsen i Jönköpings län använder sig av detta för att korrigera statusen.

För att studera förändringar av VIX i ett större perspektiv bör jämförelse göras enbart inom samma lokaler mellan olika undersökningstillfällen. Av denna anledning utfördes en jämförelse av 2020 års resultat med närmast föregående fisketillfälle (n=65). Resultatet visade att en lokal hade samma värde, 27 lokaler hade ett sämre VIX och 37 lokaler hade bättre VIX år 2020 jämfört med föregående elfiske på samma lokaler. VIX är ingen normalfördelad variabel vilket gör att det inte går att utföra ett parametriskt test. Förändringar kan man dock studera och testa då residualerna (skillnaderna) mellan exempelvis två olika tillfällen (år) är approximativt normalfördelad. Detta kräver dock helst ett stort antal observationer. Till skillnad mot öringtätheterna, då t-test användes, så handlar VIX om en sannolikhet att något ska uppnås. Säkrare är då att använda icke-parametriska metoder som Wilcoxon's teckenrangtest. Även detta test använder skillnader inom en och samma lokal.

I hela länet var medelvärdet på skillnaden av VIX 0,004. Det fanns ingen signifikant skillnad i länet som helhet eller för respektive vattensystem (Wilcoxon, $p > 0,05$).

Majoriteten av lokalerna hade förändringar som var små och låg på $\pm 0,1$ för 53 (82 procent) av lokalerna. Enstaka lokaler påvisade däremot stora skillnader (Tabell 14). Största förändringen var i Älgån (Klerebo) och Hökesån (Ned Hökholmen). Orsaken i Hökesån var att ett par äldre öringar, förmodligen mer slumpmässigt, fångades år 2019 men saknades år 2020. I Älgån var det utebliven förekomsten av mört (tolerant art) år 2020 som höjer VIX. Normalt bör mört kunna förekomma då lokalen befinner sig i direkt anslutning till uppströms belägen damm. I båda dessa fall bedöms förändringen vara av delvis slumpmässig karaktär vilket leder till att VIX justerats efter slutlig expertbedömning, se Tabell 1.

Tabell 14. Lokaler fiskade år 2020 med speciellt avvikande nivåer på VIX i jämförelse med närmast föregående undersökningstillfälle.

Huvudvattendrag	Vattendrag	Lokal	Förändring VIX
Nissan	Älgån	Klerebo	0,437
Motala	Hökesån	Upp Hökesjön tillfl	0,380
Lagan	Modalaån	Rosendal	0,344
Emån	Silverån	Ned bro Svinhultsväg	0,312
Motala	Hökesån	Ned Hökholmen	-0,382
Lagan	Vämmesån	SO Ängeberget	-0,358
Nissan	Svanån	Gullberget 1	-0,323
Lagan	Västerån	Nedan Ålarydssjön	-0,269

5.6 Sambandet mellan VIX och fisktäthet

5.6.1 Allmänt

Som nämnts i rapporten är VIX ett index för bedömning av ekologisk status i rinnande vatten. Man kan även använda VIX för att prediktera (förutse) den samlade tätheten av öring (årsungar + äldre) vid en specifik lokal. Frågan är hur bra VIX speglar förekomsten av öring och den ekologiska statusen?

Erkända svagheter med VIX är att indexet räknar vissa arter som indikatorer för en sämre ekologisk status, så kallade toleranta arter. Enstaka individer av dessa arter accepteras men när de för högt antal klassas lokalen ner. VIX fokuserar mycket på laxfiskar som bland annat är känsliga för syrebrist, sedimentation och lågt pH. Då friktionen mot bottenytan är lägre i större vattendrag blir vattenhastigheten högre och därmed syrehalten högre och sedimentationen lägre. Stora vattendrag får därmed generellt en högre ekologisk status även om de utsätts för samma påverkan (Degerman m.fl. 2012).

Vid ett test av indexet, i samband med utvecklingen av det, konstaterades att den ekologiska statusen klassades rätt mellan påverkad (måttlig, otillfredsställande eller dålig) och opåverkad (hög eller god) i 73 procent av fallen. Sannolikheten för att göra en korrekt bedömning vid korrigering av ekologisk status via expertbedömning ökar i regel ju fler undersökningar som genomförts på en lokal (Degerman m.fl., 2012). De strömmande habitat där fisk, bottenfauna och påväxtalger samlas in för bedömning av ekologisk status är ofta de habitat som är minst påverkade av eutrofiering, organiska ämnen och sedimentdeposition. Detta då vattenströmmen för med sig syre och för bort sediment, och VIX är utvecklat på just denna habitattyp (Degerman m.fl., 2010). Däremot lämpar sig bedömningen sämre för lugnflytande lokaler där förekomsten av sjölevande arter är större.

5.6.2 VIX-värdets förmåga att prediktera öringtätheter

VIX-värdet kan användas för att säga hur sannolikt det är att statusen vid en elfiskelokal är god eller högre, det vill säga om lokalen anses påverkad eller opåverkad. Är VIX-värdet större än 0,467 anses statusen vara god (Tabell). VIX ska även prediktera tätheten av lax + öring. När det gäller elfiskelokalerna i Jönköpings län så handlar det enbart om öring eftersom lax saknas i fångsterna. De predikterade värdena visar ett riktvärde på hur tätheterna borde vara i opåverkade vatten (VIX-värde = 1). Ett opåverkat eller relativt opåverkat vatten, det vill säga med hög ekologisk status, ska med andra ord ha en funnen täthet vid elfisket i nivå med predikterat värde, men inte högre om VIX-värdet skall anses fungera bra på regional eller lägre nivå. VIX är främst en bedömning som fungerar bra på nationell nivå.

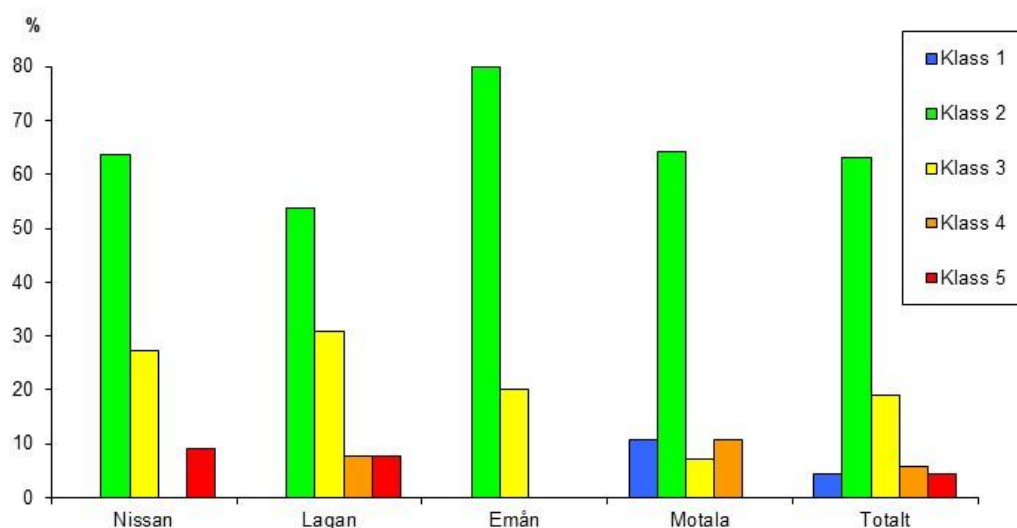
I 2017 års elfiskerapport framgår det att de fyra senaste åren (2014-2017) resulterade i att omkring hälften av lokalerna hade tätheter som översteg de predikterade tätheterna, varav drygt 30 procent hade tätheter av öring som översteg med mer än 50 procent av predikterat värde. Analys av resultaten år 2017 (Thorfve, 2018) visar även att man helst bör använda normaltytor för att reducera effekten av extrema lågflöden vilket även framgår av föreliggande rapport. Genomförda analyser påvisar tydligt att vid lokaler med sjövandrande bestånd av öring överskattas VIX (Thorfve, 2017). För flera av de större vattendragen, exempelvis Årån, där konkurrens och närvaron av mer toleranta arter kan förväntas, underskattas istället den ekologiska statusen (VIX-värdet). Det finns således flera exempel på brister i VIX. Slutsatsen av detta är att klassning bör kompletteras med expertutlåtande.

Degerman (personlig kommunikation, 2018) betonar alltså vikten av att skattning av VIX baseras på flera års inventeringar av samma lokal och att expertjusteringar genomförs i vissa fall då speciellt habitat kan skilja sig från referenslokalerna i VIX. Man ska med andra ord vara försiktig med att dra förhastade slutsatser baserat på VIX för enskilda år. Den ekologiska statusen bör istället baseras på mer långsiktig analys och då är medel-VIX ett bra instrument som ger medelvärde för de senaste 10 åren.

Länsstyrelsen har i sitt analysarbete tagit hänsyn till de brister och osäkerheter som VIX-klassningen innebär och i vissa fall har den ekologiska statusklassningen justerats. Justeringen som tagits fram i samråd mellan Länsstyrelsen och VFK, presenteras i Tabell 1, och baseras således på:

1. Framräknat VIX-värde
2. Tidigare års VIX-värden
3. Trender i VIX-klassningen
4. Närhet till dammar
5. Om lokalen har ett habitat som inte är speciellt lämpligt för öring

Totalt avvek den sammanvägda klassningen från den VIX-klassade på 17 lokaler (25 procent), varav 8 fick en högre klassning och 9 en lägre. Anledningen till detta bedöms främst vara orsakade av högre flöden år 2020 samt bristande habitat som ofta underskattar VIX och därmed statusklassningen. Justeringarna sker sällan mellan godkänd status och lägre statusklassning utan främst mellan klass 1-2 och 3-5. Justerat resultat visar att totalt 46 lokaler (68 procent) hade god eller hög status (Figur 15). Endast 8 lokaler (12 %) hade otillfredsställande eller dålig status.



Figur 15. Procentuell fördelning av 2020 års elfiskelokaler (n=68) inom olika VIX-klasser och vattensystem efter justering genom expertbedömning.

6 Referenser

- Beier, U. m.fl. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. Finfo 2007:5.
- Bohlin, T., 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. - Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.
- Degerman, E. 2018. Forskare vid SLU i Örebro.
- Degerman, E. & Lingdell, P.-E., 1993. pHiscen – Fisk som indikator på lågt pH. Information från sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3: 37-54.
- Degerman, E. m.fl., 2010, Fisk i vattendrag och stora sjöar. Metoder för miljöövervakning. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport nr: 2010:07.
- Degerman, E., m.fl., 2012. Analys av elfiskedata. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande nr 2012:12. 79 p.
- Naturvårdsverket, 2007, Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, Bilaga A till Handbok 2007:4.
- Naturvårdsverket, 2010, Elfiske i rinnande vatten. Version 1:5, 2010-05-05.
- SMHI Öppna data, <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/>
- Spjut, D. & Degerman, E. 2015. Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata. Aqua reports 2015:17. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Örebro. 43 s.
- Thorfve, S., 2017. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2016. Meddelande nr 2017:12. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.
- Thorfve, S., 2018. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2017. Meddelande nr 2018:11. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.
- Thorfve, S., 2019. Elfiskeundersökningar i Jönköpings län 2018. Meddelande nr 2019:10. Länsstyrelsen i Jönköpings Län.
- Zippin, C., 1958. The removal method of population estimation. Journal of Wildlife Management, vol. 22, 82-90,

Bilaga 1

Elfiskemetodik

Val av lokaler och tid för provtagning

För standardiserat elfiske anges att utvalda lokaler ska vara grundare än 1 m, ha en vattenhastighet $<1,5$ m/s, helst i intervallet 0,2-0,7 m/s. Lokalerna bör vara lämpliga lek- och uppväxtområden för laxfisk med hårbotten och sten-grus i substratet. Provytan bör vara 200-300 m², om inte tätheten av nyckelarten (ofta öring) är hög. Vid förväntade populationstätheter av öring på 100 individer per 100 m² eller mer kan provytan halveras. Initialt vald provyta bör bibehållas påföljande år, även om populationstätheten förändras (Degerman, m.fl., 2010). Ofta ökar sannolikheten att fånga fler arter med ökande storlek på lokalen (upp till 400 m²) (Degerman, m.fl., 2012). Elfisket bör ske under mitten av juli till mitten av september, beroende på klimatzon, och helst vid en vattentemperatur av 10-20 °C. Samma provtagningsdatum, ± 5 dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år (Degerman, m.fl., 2010).

Faktorer som påverkar elfiskeresultatet

Elfiske är en metod vars utfall, liksom hos många andra biologiska provtagningsmetoder, påverkas av flera olika faktorer. Olika utförare har olika vana av elfiske och fiskar därmed olika effektivt. Utöver den mänskliga faktorn kan andra förutsättningar, exempelvis vattenstånd, vattenhastighet, grumlighet och vattenfärg, påverka resultatet.

Kvantitativt elfiske

Kvantitativt elfiske innebär att det på varje lokal genomförs tre utfisken. Fångsten för varje art vid varje utfiske redovisas separat, vilket gör det möjligt att matematiskt beräkna beståndstätheten inom lokalen. Förutom att en kvantifiering av beståndet låter sig göras är även kvantitativt elfiske lämpligt att använda sig av då målet är att studera förändringar i tätheter och förekommande arter, jämföra tätheter och artförekomster mellan olika lokaler eller vattendrag eller bedöma ekologisk status (Naturvårdsverket, 2010).

Fångsteffektiviteten, eller p-värdet ger ett mått på hur effektivt elfisket varit. Fångsteffektivitetsmättet baseras på att fisk fångas så effektivt att fångsterna vid en serie identiskt utförda fisken sjunker. Ju större fångsteffektivitet (p) desto snabbare faller fångsterna (Bohlin, 1984). Fångsteffektivitet har beräknats på varje elfiskelokal där kvantitativt elfiske utförts. Beräkningar av populationstätheter (Tabell 1) och fångsteffektiviteten genomfördes enligt Zippins beräkningsmodell (Zippin, 1958 och Bohlin, 1984).

Kvalitativt elfiske

Kvalitativt elfiske innebär att lokalen endast elfiskas med ett utfiske. Kvalitativt elfiske är användbart om syftet är att inventera många lokaler och bedömning av ekologisk status och beräkning av tätheter inte är av stor vikt. Då syftet med elfisket är att följa upp kalkningens effekt på fiskfaunan kan det i vissa fall räcka att undersöka om öring eller mer förurningskänsliga arter som elritsa kan reproducera sig på lokalen. I dessa fall kan kvalitativt elfiske vara att föredra ur kostnadssynpunkt. Då kvalitativt elfiske utförts kan beståndstätheten uppskattas genom en så kallad relativ skattning. Denna skattning bygger på att även fångstbarheten för de olika fångade arterna skattas. Normalt används ett riksmedelvärde på fångsteffektiviteten för respektive fiskart som räknats fram av elfiskade lokaler i elfiskeregistret (SERS).

Om det är av stor vikt att erhålla en säker beståndsuppskattning rekommenderas dock inte ett skattat värde på fångstbarhet eftersom denna normalt sett varierar något beroende på förutsättningar vid elfisketillfället och beroende på vem som utför elfisket. Av denna anledning beräknas öringtätheter vid kvalitativa elfisken i Jönköpings län av den genomsnittliga fångsteffektiviteten (p) för första omgångens utfiske vid de kvantitativa elfiskena som utförts under samma år.