

Information från Svenskt ElfiskeRegiSter

Nr 1, 2006

Beståndstatus hos insjööring i södra Sverige

Erik Degerman, Kristina Magnusson & Berit Sers,
Svenskt Elfiskeregister
Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium

Sammanfattning

Data från Svenskt Elfiskeregister vid Fiskeriverket har använts för en översiktlig analys av tätheten av ungar av insjööring i vattendrag i södra Sverige. Materialet omfattar 98 vattendrag från Skåne till Dalarnas län, undantaget bestånden i Vänern och Vättern.

Insjööring är starkt missgynnad av vattenkraftexploatering, rensning av vattendrag och försurning. Minst 67% av bestånden har försvunnit i Vänerns tillrinningsområde, och troligen är siffran högre sett till hela södra Sverige.

Föreliggande sammanställning visar att tätheten av öringungar signifikant sjunkit sedan 1980-talet. Tätheten var perioden 2001-2005 endast 54% av vad den var på 1980-talet. Detta trots att vattenvårdande insatser och större hänsyn i skogsbruket generellt varit gynnsam för vattendragsfaunan.

Möjliga orsaker till utvecklingen kan vara ett varmare klimat som inverkar på flera sätt. Framst genom att gynna rovfiskar både i vattendrag och i sjöar, som gädda och gös, men även direkt genom att för höga vattentemperaturer uppnås.

Författarna anser att en mer övergripande analys av situationen behöver göras som ett underlag till ett åtgärdsprogram för denna unika öringform.

Bakgrund

Vattenvårdande insatser, restaureringar och hänsyn i skogsbruket har generellt varit gynnsamma för vattendragsfaunan (Degerman m fl 2005). Under de senaste åren har det dock påpekats från Länsstyrelsen i Västra Götalands län (pers. komm. Andreas Bäckstrand) samt från enskilda fiskevårdsområden i länet att bestånden av insjööring tycks ha försvagats. Detta trots att kalkningsåtgärder och vattendragsrestaurering bedöms ha varit framgångsrika. Däremot anses inte insjööringbestånden i de stora sjöarna Vänern och Vättern ha försvagats (pers. komm. Anton Halldén, Länsstyrelsen i Jönköping & Per Nyberg, Fiskeriverket).

Det sker idag ingen samlad nationell övervakning av insjööringbestånd, trots att dessa ofta är föremål för ett intensivt fritidsfiske och dessutom genom sina vandringar exponeras för problem både i vattendrag och i sjöar. Insjööring är en parallell till havsöring och lax. Som ung växer de sydliga bestånden upp ett-tre år i vattendrag för att sedan smoltifiera och utvandra till sjön för att få en snabbare tillväxt. Det är mer uttalat att det är honor som utvandrar än hos havsöring (Olsson 2004, se sammanställning i Degerman m fl 2001a).

Vissa stammar av insjööring, t ex gullspångs- och brunshytteöring, har erkänt goda tillväxtegenskaper och har använts för utsättningar i andra vatten. Generellt gäller att ju större sjö de vandrar ut i desto större storlek når insjööringen (Lind 1978). Ute i sjöarna lever insjööring ofta av pelagiska bytesfiskar som nors och siklöja, men även småvuxen sik (Vehanen m fl 1998). Bytesfisken är ganska liten, bara ca 11% av öringens egen längd (Lind 1978). Det innebär för en fullvuxen öring på 60 cm bytesfiskar på bara 6-7. Därmed torde just årsungar (0+) av siklöja, sik och nors vara viktiga bytesobjekt. Eftersom bestånden av årsungar fluktuerar mellan år (Nyberg m fl 2001) kan det vara möjligt att det finns en mellanårsvariation i tillväxt hos insjööringen.

Alm (1959) visade för några insjööringstammar att de genetiskt var anpassade för att könsmogna sent, vid stor storlek. Detta anses vara en anpassning till risken för predation vid återvandring (Degerman m fl 2001b). Återvandringen till uppväxtvattendragen startar för vissa långvandrande bestånd på sommaren, men mer vanligt är ett uppsteg på hösten för att leka i oktober-november. I större älvar kan de utlekta fiskarna övervintra, medan de i mindre vattendrag snabbt utvandrar efter leken (Taugböl 1995). Insjööringen återvänder ofta för en andra lek, men i och med att fisken börjat leka läggs mycket energi på detta och längd- och viktillväxten avstannar nästan efter den andra leken (Lind 1978).

Insjööringbestånden i södra Sverige kan ses som relikta i så motto att de lever kvar i spridda förekomster från att tidigare ha varit vanliga. Det är rimligt att anta att predation och konkurrens från det fisksamhälle som invandrade österifrån för ca 9000 år sedan begränsat utbredningen. I modern tid har sedan dämmen, vattenkraftexploatering, försurning och habitatförstörelse i vattendrag ytterligare decimerat bestånden (ex Tägtström 1953). Någon sammanställning över effekten och omfattningen av detta finns dock ej för södra Sverige. Roos (1981) anger dock att minst 67% av insjööringbestånden i Vänerns tillrinningsområde försvunnit under perioden 1895-1979. Denna öringtyp har således blivit starkt missgynnad de senaste 100 åren. Insjööring anses hotad i flera andra länder i Europa (ex Difel m fl 1986, Witkowski 1992).

Syftet med detta PM är att kortfattat sammanställa beståndsutvecklingen för syd- och mellansvenska bestånd av insjööring utgående från inrapporterade elfiskeresultat till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). Förhoppningen är att på sikt få till stånd en övergripande analys av

dagens situation som ett underlag till ett av Fiskeriverket initierat åtgärdsprogram för sydlig insjööring.

Material och urval

Ur SERS utvaldes samtliga elfiskeundersökningar i län 1 till och med 20 (dvs Stockholms till Dalarnas län) där insjööring bedöms förekomma (bedömningen utförd av utförare av elfisket samt personal vid SERS) undantaget tillflöden till Vänern och Vättern. Endast undersökningar genomförda perioden juli till oktober medtogs. Vidare undantogs lokaler som undersökts färre än 5 år.

Efter detta urval återstod 1008 elfisketillfällen fördelat på 98 vattendrag. Flest vattendrag var från Västra Götalands (län 14) och Värmlands län (län 17) (Tabell 1). Göta älvs huvudflodområde (108) hade de flesta insjööringbestånden.

Tabell 1. Antal utvalda vattendrag fördelat på län (länsnummer) och huvudflodområde (SMHI:s huvudflodområdesnummer).

Huvudflod- område nr	Län									Total	
	5	7	12	13	14	17	18	19	20		
053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
061	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
067	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
068	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
075	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
085	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
086	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9
087	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
105	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
106	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0	7
107	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
108	0	0	0	0	23	29	1	0	2	2	55
108109	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
111	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
113	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Total	2	13	1	1	38	30	2	1	10	10	98

Undersökningar har i huvudsak genomförts av olika konsulter (43%), ofta på uppdrag av länsstyrelserna. Länsstyrelserna själva har utfört ca 25% av elfiskena, medan Fiskeriverket (23%) och kommuner (5%) svarat för en stor del av återstoden. Enskilda fiskevårdsområden, fiskevårdsföreningar och Karlstads Universitet har också bidragit.

Undersökningarna har indelats dels i fyra perioder; 1974-1990, 1991-1995, 1996-2000, 2001-2005, dels i två perioder 1974-1995, 1996-2005. Antalet ingående elfisketillfällen de fyra perioderna var i ordning; 202, 232, 312 samt 262.

I det följande jämförs beräknade tätheter av öring per 100 m² i vattendragen. Då tätheten inte var normalfördelad jämförs värdena statistiskt med icke-parametriska metoder (Kruskal-Wallis test) eller efter att de transformerats med log₁₀(x+1). Efter transformering har för vissa tester envägs variansanalys (Anova) kunnat användas. Detta först efter att Levenes test använts för att testa att varianserna inte var heterogena. För att ta hänsyn till andra påverkande

faktorer än just de variabler som primärt testas har använts GLM-Ancova, dvs kovariansanalys. Även vid denna analys har variansernas homogenitet verifierats. För jämförelser av fördelningar i en 2*2-matris har Fishers exact test använts. Då tätheten av öring inte är normalfördelad på grund av ett flertal extremt höga värden så jämförs i tabeller tätheter mellan perioder ofta med medianvärdet. Det är ett bättre mått på normalvärdet än medelvärdet vid skeva material.

Det bör observeras att samtliga vattendrag inte undersökts under samtliga perioder. Det finns alltså en skevhet i materialet som dock begränsats i och med de föregående urvalen. Dessutom är elfiskemetodiken standardiserad och materialet omfattande.

Resultat

Normala tätheter av insjööring

Vid 59 elfisketillfällen (5,9% av materialet) fångades ej öring. Dessa tillfällen, som fördelade sig på de fyra perioderna som 8, 17, 23 resp 11 elfisketillfällen, ingår i samtliga beräkningar. Mediantätheten var 27,4 öringar/100 m² (Tabell 1).

Tabell 1. Medeltäthet (med standard error) och percentiler av täthet av öring (beräknat antal per 100 m²) i det samlade materialet. 50%-percentilen kallas medianvärde och är det mittersta värdet.

	Medelvärde	S.E.	Percentiler					Antal värden
			25%	50%	75%	90%	95%	
Öring 0+	30,2	1,5	1,8	11,7	39,8	80,7	118,9	1008
Öring >0+	18,1	0,7	2,8	10,0	23,3	47,3	65,9	1008
Totalt	48,3	1,8	9,1	27,4	69,5	121,6	164,9	1008

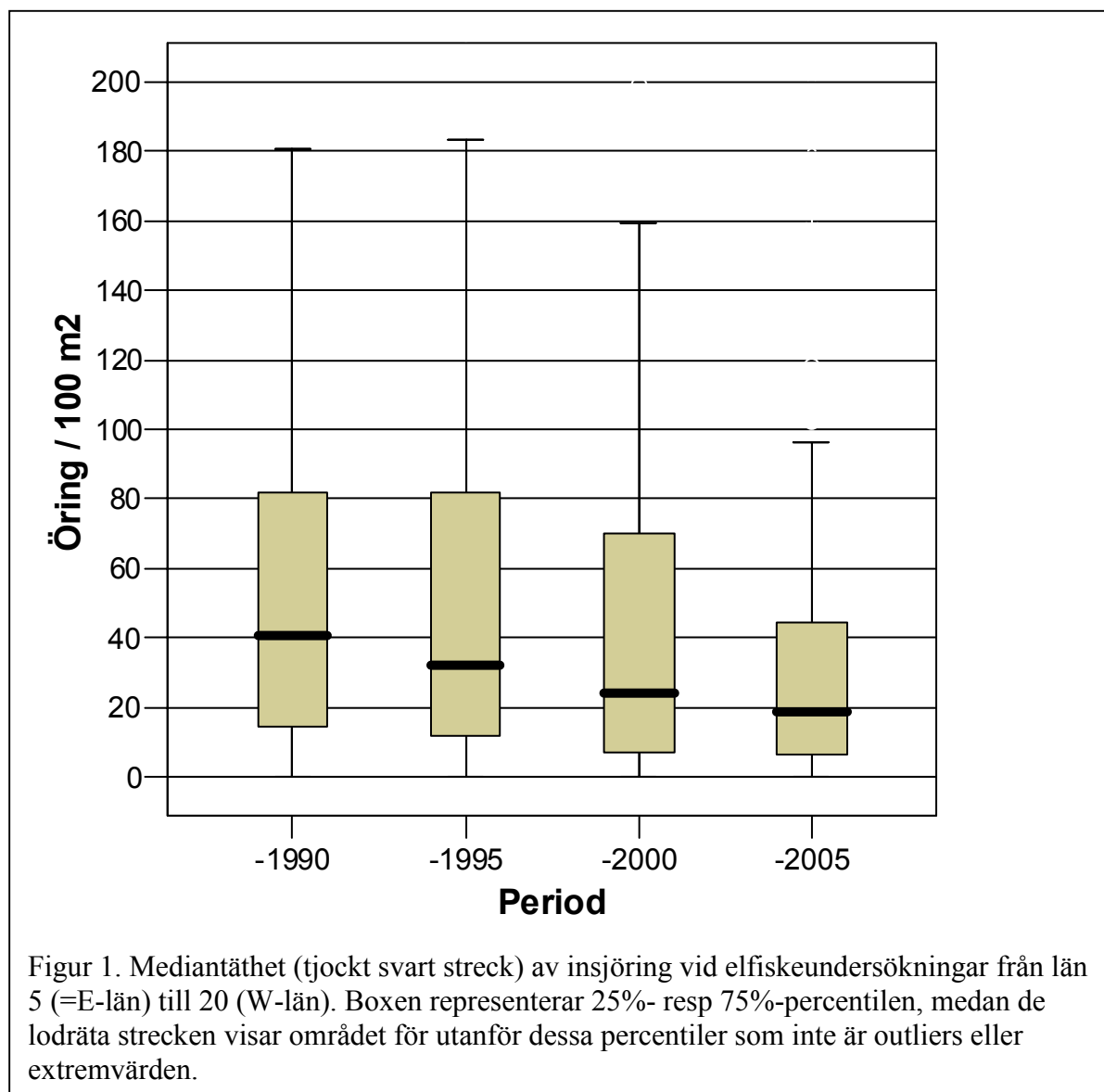
Skillnader mellan perioder i öringtäthet

Mediantätheten av öring sjönk successivt under de fyra perioderna (Tabell 2). Det var dock stora överlapp i täthet (Figur 1), men tätheten av öring var signifikant skild mellan de fyra perioderna (Kruskal-Wallis test, df=3, $\chi^2=29.5$, $p<0.001$).

Tabell 2. Medeltäthet och percentiler av täthet av öring (beräknat antal per 100 m²) per period. 50%-percentilen kallas medianvärde och är det mittersta värdet.

	-1990	-1995	-2000	-2005
Medelvärde	58	59	46	34
10%-percentil	5,1	1,5	1,5	2,1
50%-percentil	40,6	32,1	24,4	18,6
90%-percentil	135	155	121	86
Antal värden	202	232	312	262

Vid jämförelse av de två första perioderna (fram till och med 1995) med de två sista (1996-2005) förelåg en signifikant lägre täthet de senare perioderna (transformerade data, Anova, $F_{[1,1006]}=19,1$, $p<0,001$, Levenes test =0,93, $r^2=0,019$). Den förklarade variationen var dock mycket låg, dvs det fanns en signifikant effekt av skilda perioder, men andra viktiga faktorer påverkade också resultatet.



Skillnader mellan perioder i lokalkarakteristika eller elfiskets utförande

De skillnader i täthet som påvisats kan bero av skillnader i lokalurval mellan perioderna. För att spåra sådana möjliga skevheter i materialet har ett antal analyser skett. Med hjälp av Kruskal-Wallis test jämfördes ett antal karakteristika för lokalens läge, kvalitet och elfiskets utförande mellan de två perioderna (Tabell 3). Det skilde inte signifikant i lokalurvalet med avseende på avrinningsområdets storlek, vattendragets bredd, andel sjöar uppströms eller avstånd till sjöar. Däremot skilde det signifikant i höjdläge, nordläge och östläge. Skillnaderna var dock ringa, t ex 8 m i medianhöjd. I nordläge skilde det 13 landmil på centrum av undersökningsområdet och för östläget var skillnaden 5 landmil. Det bedöms att denna skillnad var försumbar vid fortsatta jämförelser. Detta testas dock nedan.

Lokalens karaktär skilde signifikant med avseende på medeldjup och vattenhastighet, medan inga skillnader förelåg i lokalens bedömda värde för öringungar, bottenpografien eller maxdjup (Tabell 3). Vid en Anova med period (2 klasser) och vattenhastighet (3 klasser) var

effekten av vattenhastighet eller interaktionen period*vattenhastighet ej signifikanta för att förklara skillnader i öringtäthet (transformerade värden). Den eventuella påverkan av skillnader i medeldjup testas nedan.

När det gäller fiskets utförande förelåg signifikanta skillnader vad avser antalet genomförda utfisken, samt vatten- och lufttemperatur vid undersökningstillfället. Även dagen på året (s k Julianskt datum) då elfisket genomfördes skilde något (medianen skilde 11 dagar), men ej signifikant. För att studera om skillnaderna i vattentemperatur mellan perioderna enbart var en effekt av datum på året gjordes en jämförelse av vattentemperaturen mellan perioderna med Julianskt datum (1-365) och östläge (Y-koordinat) som signifikanta covariat (GLM-Ancova, $F_{[3,916]}=190$, $p<0,001$, $r^2=0,38$, Levene=0,94). Med hänsyn taget till provtagningstidpunkt och skillnad i östläge på ingående lokaler kvarstod fortfarande en signifikant högre vattentemperatur den senare perioden (beräknade 95%-konfidensintervall vid fixt östläge och datum (Julianskt datum=237, dvs ca 25:e augusti): 13,2-13,8 resp 14,4-15,0 °C).

Tabell 3. Jämförelse av lokalkarakteristika och uppgifter om elfiskets utförande de båda tidsperioderna. Medianvärden samt jämförelse av perioder med Kruskal-Wallis test redovisas.

Kategori	Parameter	Medianvärden		Kruskal-Wallis	
		-1995	1996-2005	χ^2 -värde	p
Utvalda lokaler	Höjd över havet (m)	125	133	14,4	<0,001
	Avrinningsområdesklass (1-5)	2	2	0,3	n.s.
	Andel sjö (%) -klass (1-5)	3	3	1,5	n.s.
	Avstånd till uppströms sjö (km)	1,6	1,5	1,5	n.s.
	Avstånd till nedströms sjö (km)	0,8	0,8	1	n.s.
	Nordläge (Rak-koordinat; X)	644792	646149	27,7	<0,001
	Östläge (Rak-koordinat; Y)	130550	131060	27,7	<0,001
	Vattendragsbredd (m)	4	3,5	2,8	n.s.
Lokalkaraktär	Maxdjup (m)	0,49	0,45	0,09	n.s.
	Medeldjup (m)	0,2	0,16	18,9	<0,001
	Bottentopografi (1-3)	3	2	0,12	n.s.
	Vattenhastighet (0-2)	2	2	11,9	<0,01
	Lokalens värde för öring (0-2)	2	2	0,8	n.s.
Elfisket	Avfiskad area (m ²)	142	144	1,6	n.s.
	Antal utfisken	2	3	90,5	<0,001
	Julianskt datum (1-365)	248	237	1,26	n.s.
	Vattentemperatur	12,1	15	10,9	<0,01
	Lufttemperatur	13	17	45,8	<0,001

För att se om de påvisade skevheterna i materialet kunde ligga bakom skillnaden i täthet av öringungar mellan de två perioderna användes GLM-Ancova där altitud, latitud, longitud, medeldjup, antal utfisken, vatten- och lufttemperatur testades som covariat. Detta innebär att effekten av eventuella skillnader i täthet som orsakas av dessa skevheter kompenseras. Latitud, altitud samt vatten- och lufttemperatur var ej signifikanta och eliminerades varefter modellen kördes igen. Skillnaden i täthet mellan perioderna ($p<0,001$) kvarstod, även om den förklarade variationen var relativt låg, dvs det finns flera andra viktiga faktorer än de testade som påverkar tätheten av insjööring i vattendragen (GLM-Ancova, $F_{[4,726]}=75,6$, $p<0,001$, $r^2=0,29$, Levene=0,45).

Skillnader mellan perioder i andra arters förekomst och täthet

Av de tre dominerande arterna (de som förutom öring förekom vid minst 20% av samtliga elfisketillfällen) hade gädda och lake ökat signifikant i förekomst den senare perioden (Tabell 4).

Tabell 4. Andel (%) lokaler som hade gädda resp lake de olika perioderna jämfört med Fishers exact test. Chi-square-värde och signifikansnivå (en-sidigt) angivet.

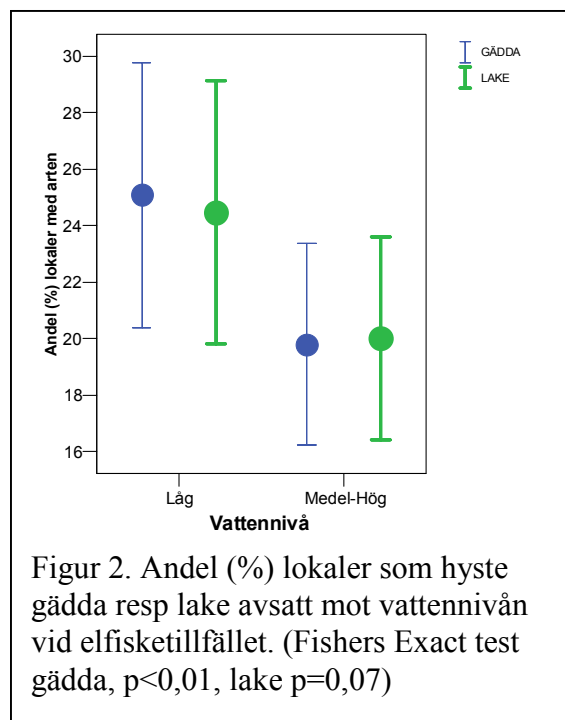
	1974- 1995	1995- 2005	χ^2	p
Elritsa	30,4%	32,9%	0,72	0,22
Gädda	16,8%	23,3%	6,4	0,007
Lake	13,3%	25,9%	24	<0,001

Effekten av period (2 klasser), gäddförekomst (0 eller 1) resp lakförekomst (0 eller 1) på tätheten av öring (logaritmerade data) testades med en GLM-Anova ($F_{[7,1000]}=17,4$, $p<0,001$, Levene=0,82, $r^2=0,11$). Effekten av period, gäddförekomst och lakförekomst var alla var för sig signifikanta, men ej interaktionerna. Effekten av resp predator var således inte starkare den första eller senare perioden.

Diskussion

Trots att vissa skevheter förelåg i materialet, då samma lokaler inte ingick i alla perioder, var det signifikant lägre täthet av insjööringungar med tiden. Parallellt med detta var predatorerna lake och gädda vanligare i vattendragen perioden 1996-2005. Ökad förekomst av de båda arterna påverkar negativt tätheten av öring (Degerman & Sers 1993).

Gädda gynnas av ett varmare klimat, medan lake mer är en kallvattensart. Båda är däremot utpräglade sjöarter och vandrar troligen mer frekvent in i vattendragen under lågvattenperioder. De fångas därför oftare i vattendragen vid låg vattenföring (Figur 2). Till del kan detta vara en artefakt av elfiskesvårigheter vid hög vattenföring. Fångsteffektiviteten vid tre utfisken när gädda förekom var dock 0,93 såväl vid låg som medel-hög vattennivå i föreliggande material. För lake var motsvarande värden 0,90 resp 0,89. Således finns det skäl att misstänka att låg vattenföring innebär ökad förekomst av sjöfiskarterna i vattendragen. När låg vattenföring inträder på sommaren i samband med förhöjd vattentemperatur är det känt att flera sjöarter uppträder i vattendrag (Degerman m fl 1994).



Vattentemperaturer över 22 °C brukar inverka negativt på öring (Näslund 1992). Det kan således finnas en samverkan mellan övre temperaturgräns för öring och ökad förekomst av predatorer i vattendrag som negativt påverkar tätheten av öringungar. Data över vattenföring

och vattentemperatur som kan användas för att jämföra de båda perioderna saknas dock. Det krävs andra data än just enstaka värden vid elfisket bedrivande.

Låg vattenföring under öringens lekvandring kan också vara en bidragande orsak till att det varit svagare bestånd de senaste åren. Hösten 2002 respektive 2005 var vattenföringen mycket låg fram till lek och som en följd var tätheten av ungar signifikant lägre sommaren 2003 (pers. komm. Ivan Olsson, Karlstads Universitet).

Utöver dessa faktorer i vattendragen bör det beaktas att insjööring utvandrar som smolt och sedan växer upp i sjöar. Det är känt att predation vid utvandring och den första tiden efter smoltutvandringen är viktiga reglerande faktorer för vandrande öring (Sandell 1995, Olsson m fl 2001). Det finns också dokumenterat hur nyinvandrad gädda på några få år eliminerat ett insjööringbestånd i Bergslagen (Hermansson 2005). Utsättningar av öring går också sämre ju fler gäddor det finns i sjön (Vehanen 1995).

Varmvattensarter som gös har ökat i flera sjöar de senaste åren, t ex Mälaren och Hjälmaren enligt Fiskeriverkets fångststatistik. Goda årskullar 1997 resp 1999 har givit god rekrytering. Från mindre sjöar med insjööring har också gösen rapporterats expandera, exempelvis Mjörn. Gös är en erkänt stor predator på öringsmolt (Jepsen m fl 2000) och ett ökat gösbestånd innebär en ökad predationsrisk.

Det kan därför vara rimligt att jämföra med utvecklingen av insjööringbestånden i tillflöden till Vättern. I Vättern är rovfiskebestånden små på grund av högt fisketryck och näringsfattigdom. Dessutom saknas gös i öppna sjön. Perioden fram till och med 1995 var medeltätheten av insjööringungar 78,2 (median 53,1, n=102) för att perioden 1996-2005 vara 102,7 (median 79,7, n=176) per 100 m². Ökningen var statistiskt signifikant (Kruskal-Wallis test, df=1, $x^2=6.7$, $p<0.001$). Resultaten kan dock inte tolkas som ett direkt bevis på att det är sjölivet som är avgörande för utvecklingen. Detta eftersom Vättern påverkar hela mikroklimatet i regionen. Kringliggande bäckar har tack vare detta och till del stor grundvattenpåverkan relativt låga sommartemperaturer.

Om man delar in det undersökta området i en sydlig (län 5-14) och en nordlig del (län 17-20) så framgick att det var i den sydliga delen som öringbestånden minskat signifikant (Kruskal-Wallis test, df=3, $x^2=49.4$, $p<0.001$). De nordligare bestånden hade ingen skillnad i täthet mellan de fyra perioderna (Kruskal-Wallis test, df=3, $x^2=1.6$, $p=0.63$). I de södra bestånden sjönk mediantätheten från 44,3 till 14,4 per 100 m², dvs med 67%. I denna analys har vi dock valt att inte gå in så i detalj eftersom materialet minskar för varje ytterligare urval. Klart är dock att de sydliga bestånden utvecklas sämst, vilket ytterligare talar för att klimatet inverkar. En mer genomgripande analys av utvecklingen bör genomföras inom kort. Då bör eventuella långsiktiga förändringar i vattentemperatur och vattenföring vägas in.

Sammantaget talar tillgängliga data således för att de försvagade öringbestånden kan vara påverkade av ökad predation i vattendragen och i sjön som en följd av ett varmare klimat. Dessutom kan den förhöjda temperaturen i sig bli alltför hög både i vattendrag (Halldén & Degerman 2003) och i sjöar (Radke m fl 2003). Internationellt har det också uppmärksamats att öring uppvisat vikande bestånd som kan tänkas vara kopplat till ett varmare klimat, t ex i Schweiz (Burkhardt-Holm m fl 2002). För Nya Zeeländska öringbestånd har man predikerat att en ökning av medeltemperaturen med 1,5 °C kommer att minska öringens utbredning, troligen framför allt genom förhöjda vintertemperaturer (Scott & Poynter 1991). Utöver dessa faktorer kan låg vattenföring vid lekvandring ha inverkat negativt enstaka år.

Hela 83,7% av de bestånd som ingår i denna studie lever i små vattendrag, vattendrag med en årsmedelvattenföring under 1 m³/s. Det är således i de små vattendragen vi har merparten av denna missgynnade öringtyp i södra och mellersta Sverige. Det är därför viktigt att vi ytterligare skärper praxis vid bedömning enligt Miljöbalken av vattenföretag i dessa små vattendrag. Eliminering av vandringshinder i alla former och åtgärder som främjar vattenkvaliteten är naturligtvis viktiga för insjööring som för andra vattenorganismer.

Speciellt bör vi för insjööring, och andra hänsynskrävande associerade arter som flodnejonöga, beakta vikten av att se över eventuella vattendomar för att öka minvattenföringen under sommaren och vid lekfiskuppsteg (Andreasson m fl 2000). Åtgärder som ökar beskuggningen av vattendragen och eliminerar dammar (som genererar höga vattentemperaturer) är också viktiga. Dessutom kan inte inplantering av gös tillrådas i mindre sjöar med insjööringbestånd.

Sedan kan det vara nödvändigt att se över fiskebestämmelserna i de vatten där det finns insjööring. Fiskätande och storvuxna bestånd bör ha ett minimimått som säkerställer att alla honor för leka en första gång. Detta kan innebära minst 50 cm i större sjöar.

Referenser

- Alm, G. 1959. Connection between maturity, size and age in fishes. Rep. Inst. Freshw. Res, Drottningholm 40:5-145.
- Andreasson, S., Nennefors, G., Jonsson, P.-O., Jönsson, J.-O. & R. Svanström, 2000. Bågedeöringen och kraftverksutbyggnaden. Fauna och flora 95(1):36-43.
- Burkhardt-Holm, P., Peter, A. & H. Segner, 2002. Decline of fish catch in Switzerland. Aquat.Sci. 64:36-54.
- Degerman, E. & B. Sers, 1993. A study of interactions of fish species in streams using survey data and the PCA-Hyperspace technique. Nord. J. Freshw. Res., Drottningholm, 68:5-13.
- Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & P. Sjöstrand, 1994. Biologisk mångfald i vattendrag - övervakning med elfiske. Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, 2:67-83.
- Degerman, E., Nyberg, P. & B. Sers, 2001a. Havsöringens ekologi. FINFO nr 10, 121 s.
- Degerman, E., Hammar, J., Nyberg, P. & G. Svärdson, 2001b. Human impact on the fish diversity in the four largest lakes of Sweden. Ambio 30(8):522-528.
- Degerman, E., Näslund, I. & B. Sers, 2005. Fiskbeståndens utveckling i skogsvattendrag i Norrlands inland. Rapport från "Levande skogsvatten", WWF, 9 s.
- Diefel, J., Loeffler & B. Wagner, 1986. Auswirkungen der Eutrophierung und anderer anthropogener Einflüsse auf die Laichplatze einiger Bodensee-Fischarten. Osterreichs Fischerei, 39(11/12):325-336.

- Halldén, A. & E. Degerman 2003. Påverkas öringbestånd negativt av förhöjd vattentemperatur i våra vattendrag? PM, 3 s.
- Hermansson, R. 2005. Håltjärnsbäcken – en kartläggning av Håltjärnssystemet inför anläggandet av Ekopark. Sveaskog PM 13 s.
- Jepsen, N., Pedersen, S. & E. Thorstad, 2000. Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated rivers: Research & Management* 16(2):189-198.
- Lind, E.A. 1978. A review of wild and stocked populations of brown trout, *Salmo trutta* L., in Finland. *Proceedings of the wild trout – Catchable trout symposium*. Ed. J.R. Moring. Eugene, Oregon. Sidor 193-204.
- Nyberg, P., Bergstrand, E., Degerman, E. & O. Enderlein, 2001. Recruitment of pelagic fish in an unstable climate; studies in Swedens four largest lakes. *Ambio* 30(8):559-564.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten – En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 3:43-82.
- Olsson, I.C. 2004. Migration by brown trout (*Salmo trutta* L.) and the effects of environmental factors. Doktorsavhandling, Karlstads Universitet.
- Olsson, I.C., Greenberg, L.A., A. Eklöv 2001. Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 21:498-506.
- Radke, R.J., Kahl, U. & J. Benndorf, 2003. Food-web manipulation of drinking water reservoirs with salmonids: vertical distribution of prey and predator. *FAO Rapp. Peches*, no. 681, p. 28.
- Roos, T. 1981. Salmonids in the Lake Vänern area. *Fish Gene pools. Ecological bulletin* 34:21-31.
- Sandell, G. 1995. Anlagda dammar och våtmarker – hot mot utvandrande smolt? En litteraturstudie. Terra-Limnogruppen AB, PM 1995-04-02, 23 s.
- Scott, D. & M. Poynter, 1991. Upper temperature limits for trout in New Zealand and climate change. *Hydrobiologia* 222(2):147-151.
- Taugböl, T. 1995. Operasjon Mjösörret. Slutrapport. Fylkesman. i Oppland. Rapport 9, 55 s.
- Tägtström, B. 1953. Fiskevård och fiskodling i sötvatten. Ny omarbetad upplaga. Svenska skogsvårdsföreningens förlag. Stockholm.
- Vehanen, T. 1995. Factor influencing the yield of brown trout, *Salmo trutta m. lacustris*, in northern Finnish lakes. *Fish. Manage. Ecol.* 2(2):121-134.

Vehanen, T., Hyvärinen, P. & A. Huusko, 1998. Food consumption and prey orientation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in a large regulated lake. J. Appl. Ichthyol. 14(1-2):15-22.