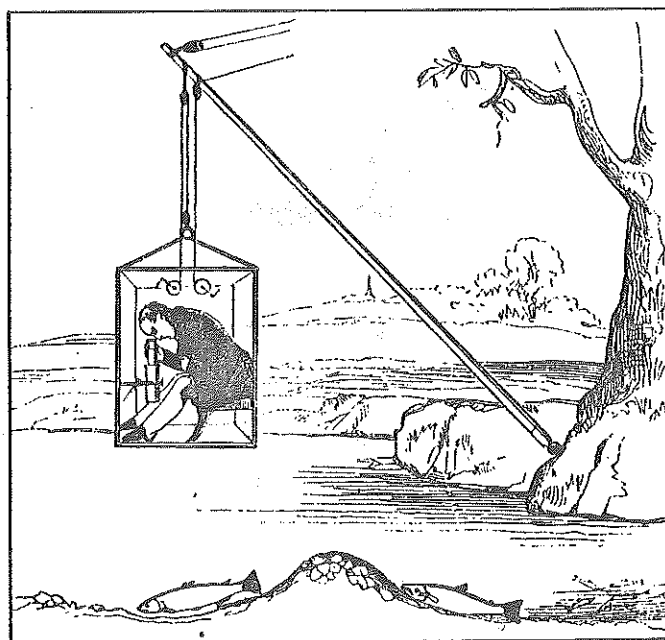




Nr 3 1992

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



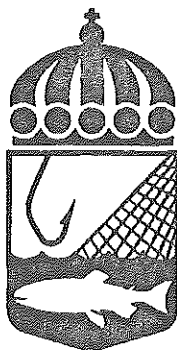
BERIT SERS
ERIK DEGERMAN

Fiskfaunan i svenska vattendrag

INGEMAR NÄSLUND

Öring i rinnande vatten -

En litteraturoversikt av habitatkrav,
täthetsbegränsande faktorer och utsättningar



FISKERIVERKET
National Board of
Fisheries

Redaktion:

Redaktör: Per Nyberg
Monica Bergman (manus, layout)
Eva Sers (manus, prenumeration)
Serien utkommer med 4 nr/år
Lösnr 100 kr (inkl porto+moms)
Prenumeration 325 kr/år (inkl porto+moms)

Adress:

Sötvattenslaboratoriet
Institute of Freshwater Research
S-178 93 Drottningholm

Telefon 08-759 00 40
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007

FISKFAUNAN I SVENSKA VATTENDRAG

Berit Sers och Erik Degerman

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 DROTTNINGHOLM

SAMMANFATTNING

Denna publikation syftar till att kartlägga utbredningen av olika fiskarter samt till att studera vilka faktorer som styr tätheterna av de vanligaste förekommande fiskarterna i rinnande vatten. Bakgrundsmaterialet är hämtat ur Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums centrala databas för provfisken i rinnande vatten, "elfiske-registret". Uppgifterna ur detta register kompletterades med data såsom årsmedeltemperatur samt medeltemperatur för januari och juli. Materialet har bearbetats statistiskt för att ta reda på vilka omgivningsparametrar (abiotiska och biotiska) som styr förekomsten och tätheterna för de enskilda fiskarterna. Sammanställningen skall främst vara ett referensmaterial så att man i olika regioner kan se vad som är förväntade värden för olika typer av vattendrag.

I undersökningen ingick totalt 1 622 elfiske-lokaler. Av dessa har elfisken utförts flera gånger på 282 lokaler och därmed var 1 904 elfisketillfällen registrerade. Lokalernas X- och Y-koordinater (RAK) registrerades från topografiska kartor. Altituden för lokalerna låg mellan 1 och 950 m ö h. Avrinningsområdet uppströms lokalerna var i medeltal drygt 100 km² och andelen sjö inom avrinningsområdet var i medeltal mellan 5 och 10%. Vattendragsbredden var mellan 0.5 och 175 m. Maxdjupet på de undersökta lokalerna var mellan 0.1 och 3 m medan medeldjupet låg mellan 0.03 och 2.6 m. Artantalet per elfisketillfälle var i medeltal 2.4 och på 6.6% av de undersökta elfiske-lokalerna fångades ingen fisk alls.

I databasen finns f n 36 fiskarter registrerade. I denna publikation redovisas förekomsten och tätheterna för de tolv vanligaste fiskarterna i våra strömmande vatten.

Öring (*Salmo trutta*) förekom på 76% av lokalerna och fanns i stort sett över hela landet. Arten var vanligare i vattendrag med relativt stor andel sjö i avrinningsområdet. Medeltätheten av öring på de lokaler där arten förekom var 32 ind/100 m².

Elritsa (*Phoxinus phoxinus*) förekom på 24% av lokalerna och återfanns i huvudsak i mellersta och södra Sverige. Arten förekom oftast i breda, lugna vattendrag och långt från sjöar. Medeltätheten av elritsa på de lokaler där arten förekom var 34 ind/100 m².

Lake (*Lota lota*) var den tredje vanligaste arten och förekom på 21% av lokalerna. Arten var vanligast i breda, djupa vattendrag. Medeltätheten av lake på de lokaler där arten förekom var 2 ind/100 m².

Stensimpa (*Cottus gobio*) förekom på 20% av de undersökta lokalerna och var vanligare i vattendrag med stora avrinningsområden. Medeltätheten av stensimpa på de lokaler där arten förekom var 37 ind/100 m².

Gädda (*Esox lucius*) var den femte vanligaste arten och förekom på 19% av de undersökta lokalerna. Arten gynnades av högre jultemperatur. Medeltätheten av gädda på de lokaler där arten förekom var 2 ind/100 m².

Lax (*Salmo salar*) förekom på 12% av lokalerna och var vanligare i vattendrag med stora avrinningsområden och långt från sjöar. Medeltätheten av lax på de lokaler där arten förekom var 51 ind/100 m².

Mört (*Rutilus rutilus*) återfanns på 9% av lokalerna och var vanligare i djupa vattendrag med relativt stor andel sjö i avrinningsområdet. Arten var också vanligare på lokaler belägna på låg höjd över havet. Medeltätheten av mört på de lokaler där arten förekom var 12 ind/100 m².

Ål (*Anguilla anguilla*) förekom på 8% av de undersökta lokalerna och arten gynnades av högre januaritemperatur. Medeltätheten av ål på de lokaler där arten förekom var 6 ind/100 m².

Abborre (*Perca fluviatilis*) förekom på 8% av lokalerna och var liksom öring och mört vanligare i vattendrag med relativt stor andel sjö i avrinningsområdet. Medeltätheten av abborre på de lokaler där arten förekom var 6 ind/100 m².

Bäcknejonöga (*Lampetra planeri*) återfanns på 7% av de undersökta lokalerna och var vanligare på lokaler långt från sjöar. Arten gynnades av en högre januaritemperatur. Medeltätheten av bäcknejonöga på de lokaler där arten förekom var 12 ind/100 m².

Harr (*Thymallus thymallus*) förekom på 6% av lokalerna och återfanns främst i norra Sverige och i några tillflöden till Vättern. Harr var vanligare i breda vattendrag och långt från sjöar. Medeltätheten av harr på de lokaler där arten förekom var 3 ind/100 m².

Bergsimpa (*Cottus poecilopus*) återfanns på 4% av de undersökta lokalerna och var vanligare på lokaler med grovt bottenstrukt och belägna på hög höjd över havet. Endast ett fåtal lokaler med förekomst av bergsimpa ingick i materialet varför resultaten är osäkra. I detta material förekom inte bergsimpa och stensimpa tillsammans. Medeltätheten av bergsimpa på de lokaler där arten förekom var 29 ind/100 m².

Korrelationer mellan fiskförekomst och täthet med olika omgivningsfaktorer behöver inte betyda att ett direkt samband föreligger. Flera av de samband som framkom vid studien var dock tidigare kända eller verifierades med uppgifter från likartade studier. Att två fiskarter var signifikant korrelerade med varandra behövde inte betyda att de på något sätt påverkade varandra, utan detta kan vara en effekt av en korrelation med en för oss okänd tredje faktor.

Resultatet av ett elfiske måste tolkas utgående från omgivningsfaktorer på fyra nivåer; superhabitat (regionens karaktär), metahabitat (avrinningsområdets karaktär), makrohabitat (vattendragets karaktär) samt mikrohabitat (ståndplatsens utseende). För närvarande insamlas i regel inte tillräckligt med uppgifter om omgivningen vid elfiskestudier. Ofta glöms vattenkemi eller meta- och superhabitat bort. Fiskfaunan uppträder dessutom i samhällen eller associationer, så att vissa arter oftast förekommer tillsammans även om de inte direkt beror av varandra. Det är därför vanligt att indela faunan i samhällen och en kort diskussion förs häröver.

INLEDNING

Behovet av att öka kunskapen om våra rinnande vatten har påpekats i flera sammanhang under de senaste åren. Våra rinnande vatten i landet har skattats utgöra 300 000 km. Dessa vattendrag, från minsta skogsbäck till de stora älvarna, har unika värden både ur fiskeekonomisk och naturvårdande aspekt. Rinnande vatten är dock hårt misshandlade genom vattenregleringar, flottledsrensningar, bevattningsföretag och som recipienter. Slutligen har det visat sig att just dessa ytvatten är de känsligaste för försurning. Cirka 30-40% av våra vattendrag anses så påverkade av försurning att känsliga organismer tar skada (Dickson 1988, Bernes 1991).

De rinnande vattnen hyser en mängd unika smådjur men det är främst deras betydelse som uppväxtområde för ungar av laxfisk (lax, öring, harr, röding) som gjort att intresset för även de små vattendragen funnits. Fiskeriverkets utredningskontor, länsstyrelser, kommuner, fiskevårdsområden m fl enheter har sedan årtionden använt sig av elfiskemetodiken för att inventera fiskförekomsten i rinnande vatten. Elfiskemetodik och beräkningar av den totala fiskfaunan har beskrivits närmare av Karlström (1976) och Bohlin (1981, 1984). Dessa elfisken (ca 1 000 st/år) har sedan legat till grund i utredningar av vattenmål, inventeringar av rinnande vatten och i andra sammanhang. Resultaten har oftast använts lokalt och har därför inte varit tillgängliga för andra.

Fiskeriverket kom därför med förslaget att upprätta en central databas för att samla resultaten av alla elfisken som utförs i landet. Projektet startade i oktober 1989 och förlades

till Sötvattenslaboratoriet. Inrapporteringen var knuten till elfisketillståndet som tidigare utfärdades av utredningskontoren och Fiskeriverket centralt. Fr o m 1 juli 1991 lämnar också länsstyrelserna elfisketillstånd och inrapporteringen till elfiskeregistret är därför nu mer eller mindre av frivillig natur. Databasen är tillgänglig för alla som vill ta del av den och ska, utan att enskilda resultat används, kunna besvara ett flertal olika frågeställningar. Länsstyrelser, kommuner m fl kan snabbt få reda på vilka vattendrag som elfiskats i länet eller kommunen. Alla data från elfiskena såsom artantal, beståndstäthet, data för elfiskelokalerna såsom höjd över havet, avrinningsområdets storlek och andelen sjö inom avrinningsområdet etc är också tillgängliga. Frågeställningar såsom vilken fauna en viss region eller vattendrag hyser, vad en "normal" beståndstäthet av exempelvis öring i olika regioner är, utbredningen av olika fiskarter etc kan också besvaras. Databasen ska också kunna användas som referensmaterial och ligga till grund för fiskevärden i rinnande vatten. Elfiskeregistret syftar också till att standardisera elfiskemetodiken och inrapporteringen (Bilaga 1 och 2). Hittills har två generella rapporter som grundar sig på data ur elfiskeregistret framställts (Sers 1991, Degerman & Sers 1992).

Syftet med denna sammanställning är att kartlägga utbredningen av olika fiskarter samt att studera vilka faktorer som styr tätheterna av de vanligaste fiskarterna i rinnande vatten. Detta skall kunna hjälpa enskilda institutioner som undersöker rinnande vatten att bedöma vad som är ' normalt ' för regionen och den typen av vattendrag.

MATERIAL OCH METODER

Alla elfiskeprotokoll som inkommit sedan 1989 finns registrerade. Dessutom har ett antal äldre elfisken (1984 och framåt) datalagts för att erhålla täckning i regioner med ett ringa antal utförda elfisken. Det skall understrykas att det inte på något sätt gjorts ett slumpvis val av lokaler. Därför är de ingående lokalerna ett snett urval av vattendragsavsnitt i landet som olika institutioner velat undersöka. Syftet med studien (uppföljning av åtgärd i vattendraget, inventering, kalkningsuppföljning, etc) är oftast angivet på protokollen varför det finns möjlighet att selektera fram lokaler utgående från vissa syften. Självfallet innebär det sneda urvalet att strömmande och grunda vattendragsavsnitt är överrepresenterade medan lugna och

djupa selområden är klart underrepresenterade. Successivt ökar dock även denna kategori, vilket kommer att möjliggöra utslumpning av ett urval lokaler i framtiden.

Inrapporterade elfiskelokaler kompletterades med uppgifter om lokalens altitud, avstånd från upp- resp nedströms liggande sjö, avrinningsområdets storlek uppströms lokalen och andelen sjö inom avrinningsområdet från topografiska kartor. Övriga parametrar och hur de registrerades i databasen framgår av Bilaga 3. Ett antal omgivningsparametrar från dataprogrammet TISS (Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuséet) tillfördes uppgifterna ur registret. Dessa parametrar var årsmedeltemperatur (luft) samt medeltemperaturen (luft) för januari

Tabell 1. Medelvärden för fångsteffektivitet (p) ur elfiskeregistret från fisken gjorda tre gånger beräknade med Zippin-metoden (1 649 st elfisketilfällen). Min- och maxvärden efter tre utfisken inom parentes.

Fiskart	Antal fisken			(minvärde)	(maxvärde)	Antal värden
	1	2	3			
Öring 0+	0.51	0.76	0.88	(0.30)	(0.99)	188
Öring >0+	0.55	0.80	0.91	(0.25)	(0.99)	316
Lax 0+	0.41	0.65	0.79	(0.47)	(0.96)	23
Lax >0+	0.51	0.76	0.88	(0.59)	(0.99)	33
Am.bäckr.0+**	0.80	0.96	0.99	(0.99)	(0.99)	1
Am.bäckr.>0+	0.49	0.74	0.87	(0.59)	(0.99)	7
Abborre	0.37	0.60	0.75	(0.09)	(0.99)	16
Benlöja	0.54	0.79	0.90	(0.78)	(0.99)	4
Bergsimpa	0.28	0.48	0.62	(0.32)	(0.95)	9
Björkna**	0.48	0.73	0.86	(0.86)	(0.86)	1
Bäcknejonöga	0.42	0.66	0.80	(0.34)	(0.96)	9
Elritsa	0.38	0.62	0.76	(0.17)	(0.99)	55
Flodkräfta	0.32	0.54	0.68	(0.51)	(0.99)	6
Flodnejonöga	0.38	0.62	0.76	(0.60)	(0.91)	2
Gers**	0.55	0.80	0.91	(0.91)	(0.91)	1
Gädda	0.48	0.73	0.86	(0.53)	(0.99)	27
Harr >0+	0.42	0.66	0.80	(0.47)	(0.99)	12
Id**	0.51	0.76	0.88	(0.88)	(0.88)	1
Lake	0.45	0.70	0.83	(0.30)	(0.99)	41
Mört	0.43	0.68	0.81	(0.41)	(0.99)	18
Sarv**	0.74	0.93	0.98	(0.98)	(0.98)	1
Signalkräfta**	0.22	0.39	0.53	(0.53)	(0.53)	1
Skrubba**	0.19	0.34	0.47	(0.47)	(0.47)	1
Småspigg**	0.63	0.86	0.95	(0.95)	(0.95)	1
Stensimpa	0.29	0.50	0.64	(0.12)	(0.99)	79
Storspigg**	0.74	0.93	0.98	(0.98)	(0.98)	1
Ål	0.40	0.64	0.78	(0.22)	(0.99)	17

** OBS! Endast ett värde!

och juli. I sammanställningen används länsnumreringen enligt Statistiska Centralbyråns (SCB:s) system som följer länsbokstäverna (län 1 = AB ... (län 2 saknas) län 3 = C ... län 15 = P ... län 25 = BD). Beräkningar av tätheterna för resp art gjordes med hjälp av Zippin-beräkningen (Zippin 1956, Bohlin 1981, se avsnitt Fångsteffektivitet). På elfiskelokaler där endast ett fiske utförts eller där det inte varit möjligt att använda Zippin-beräkningen användes skattade medelvärden för fångsteffektiviteten ur elfiskeregistret för resp art (Tabell 1).

Uppgifterna lagrades i databasprogrammet dBaseIV (Ashton Tate). Registret består av fyra relaterade databaser som kopplas med X-

och Y-koordinaterna (enl RAK-systemet) för elfiskelokalen samt provfiskedatum.

I ett försök att förklara förekomsten av olika fiskarter i rinnande vatten utfördes en diskriminantsanalys för de tolv vanligaste förekommande fiskarterna med hjälp av statistikprogrammet SPSS/PC+ (SPSS Inc. 1984-90). De parametrar som ingick i diskriminantsanalysen framgår av Bilaga 4. Samma programvara användes också för att med hjälp av stegvis multipel linjär regression för resp fiskart studera vilka faktorer som styr tätheterna av de tolv vanligaste förekommande fiskarterna i rinnande vatten. Parametrarna som ingick i regressionen framgår av Bilaga 5. Uppgifter om vattenkemi resp årsmedelvattenföring saknades i denna analys.

RESULTAT

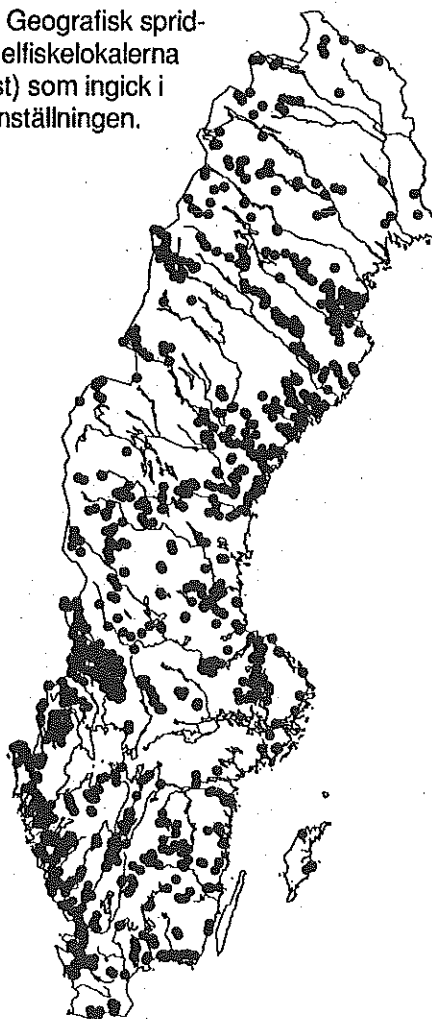
Undersökta lokaler

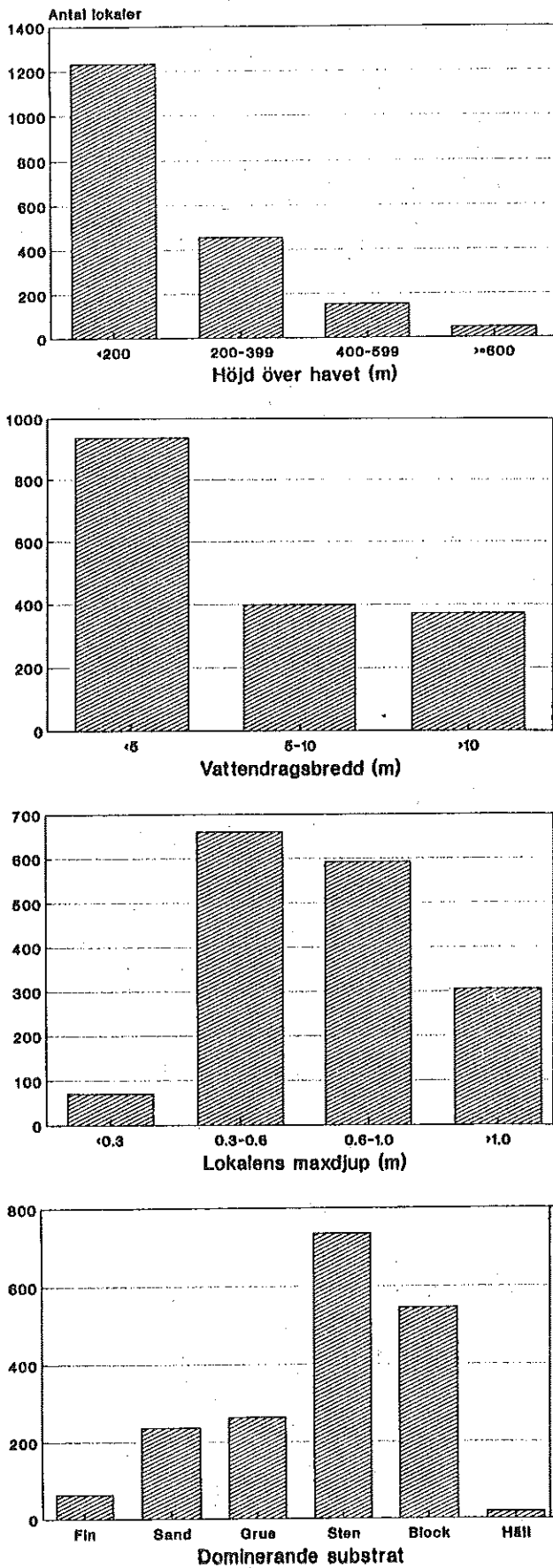
I databasen har hittills 1 622 elfiskelokaler och 1 904 elfisketillfällen registrerats (Figur 1). Elfiskelokalernas altitud låg mellan 1 och 950 m ö h (medel 174 m ö h). Avrinningsområdet uppströms lokalerna var i medeltal drygt 100 km² och andelen sjö inom avrinningsområdet var i medeltal mellan 5 och 10%. Vattendragsbredden var mellan 0.5 och 175 m (medel 8.2 m). Maxdjupet på de undersökta lokalerna var mellan 0.1 och 3 m (medel 0.66 m) medan medeldjupet var mellan 0.03 och 2.6 m (medel 0.28 m) (Figur 2).

Fångsteffektivitet

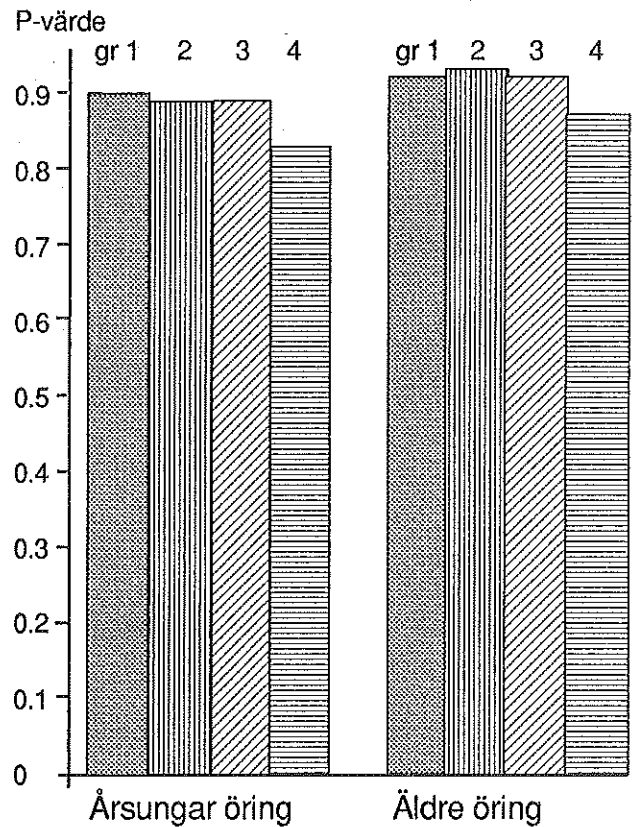
Fångsteffektiviteten, eller p-värdet som det också kallas, är ett mått på hur effektivt man fiskar vid successiv utfiskning. Zippins (1956) metod för populationsberäkning vid utfiske har beskrivits närmare av Bohlin (1984). Denna successiva utfiskning innebär att, om man skattar att man fångar 40% av beståndet varje omgång man fiskar, är fångsteffektiviteten efter det andra fisket 0.64 (dvs en ackumulerad fångst av 40% + 40% av de återstående 60% = 0.24). Efter tre utfisken är fångsteffektiviteten således uppe i 0.78, vilket innebär att man uppskattningsvis fångat 78% av beståndet.

Figur 1. Geografisk spridning av elfiskelokalerna (1 622 st) som ingick i sammanställningen.

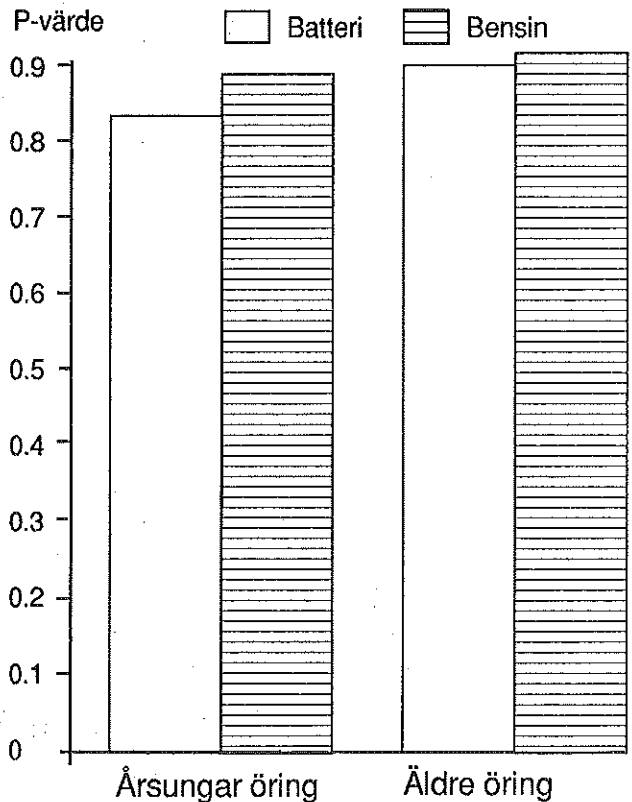




Figur 2. Frekvensen elfiskelokaler och deras fördelning på altitud, vattendragsbredd, maxdjup och dominerande bottenstrukt.



Figur 3. Subjektiv gruppering av enheter och institutioner (grupp 1-4) samt beräknade p-värden efter tre utfisken för fångst av årsungar av öring resp äldre.



Figur 4. Beräknade p-värden efter tre utfisken för öring (årsungar och äldre) med batteri- resp bensin-aggregat.

Fångsteffektiviteten för öring 0+ (årsungar) respektive äldre öring testades i en multipel linjär regression mot omgivningsparametrarna vattendragsbredd, altitud, bottenstrukt, vattenhastighet, vegetationens ymnighet, medeldjup, maxdjup, vattentemperatur, typ av omgivning (skuggat/oskuggat) samt dag på året utan att några signifikanta samband erhöles. De enheter och institutioner som lämnat in elfiskeprotokoll delades därför subjektivt i fyra större grupper. Dessa grupper kan subjektivt

klassificeras som Fiskeriverkets personal, andra myndigheter med fiskeanknytning, intressegrupper samt övriga. Därvid förelåg en signifikant skillnad av p-värdet för fångst av öring större än 0+ (Anova, $p < 0.05$) (Figur 3). Detta kan tyda på att många enheter med vana av elfiske har en högre fångsteffektivitet än andra mindre rutinerade enheter. Det har också diskuterats om bensin- och batteriaggregat skiljer sig åt vad gäller fångsteffektivitet. Materialet visade att det fanns en tendens till att bensin-

Tabell 2. Fångst av olika arter fördelade på antal elfisketillfällen (1 904 st) och antal tillfällen i procent. Medel- och maxtätheten av antalet ind/100 m² är angiven för resp art. Fiskarterna är ordnade efter hur vanligt förekommande de var.

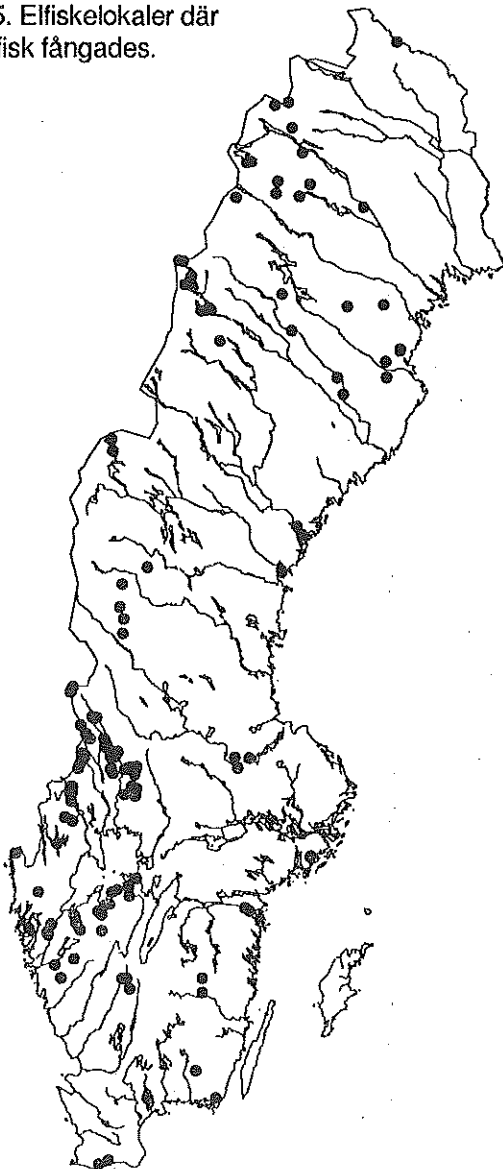
Fiskart	Antal elfisketillfällen	Elfisketillfällen (%)	Medeltäthet/100 m ²	Maxtäthet/100 m ²
Öring	1 437	75.5	32.1	695.8
Elritsa	461	24.2	33.6	2 393.2
Lake	398	20.9	2.3	50.9
Stensimpa	383	20.1	37.4	671.4
Gädda	359	18.9	2.0	95.6
Lax	224	11.8	50.6	451.1
Mört	164	8.6	11.6	228.7
Ål	159	8.4	6.0	97.5
Abborre	157	8.2	6.4	200.6
Bäcknejonöga	126	6.6	12.2	263.2
Harr	112	5.9	2.6	67.0
Bergsimpa	78	4.1	29.0	344.8
Amer. bäckkröding	59	3.1	13.3	130.1
Benlöja	31	1.6	7.2	46.3
Flodnejonöga	24	1.3	4.4	58.9
Gers	24	1.3	11.8	238.3
Röding	22	1.2	6.3	41.7
Id	13	0.7	1.3	6.0
Småspigg	9	0.5	5.2	11.1
Regnbåge	8	0.4	10.4	57.7
Skrubba	8	0.4	19.2	63.3
Grönling	6	0.3	16.9	58.3
Färna	5	0.3	16.4	77.2
Braxen	4	0.2	8.7	32.4
Storspigg	4	0.2	5.9	9.5
Stäm	4	0.2	6.0	20.6
Björkna	3	0.2	5.1	9.5
Sandkrypare	3	0.2	1.4	3.2
Sarv	2	0.1	1.1	2.0
Sik	2	0.1	0.5	0.7
Sutare	2	0.1	1.2	2.1
Havsnejonöga	1	0.05	3.4	3.4
Nissöga	1	0.05	5.4	5.4
Mal	1	0.05	0.3	0.3
Ruda	1	0.05	0.9	0.9
Vimma	1	0.05	2.4	2.4

aggregat gav högre antal 0+ öring än batteri-aggregat men skillnaden var inte signifikant (Anova, $p=0.57$) medan skillnaden var mindre vid fångst av öring större än 0+ (Figur 4). Fångst-effektiviteten är naturligtvis också beroende av vilken tidpunkt på året som elfisket utförs. Ett elfiske som utförs på våren eller försommaren när årsungarna är små och svåra att fånga med-verkar troligen till att fångsteffektiviteten för 0+ blir lägre.

Artantal

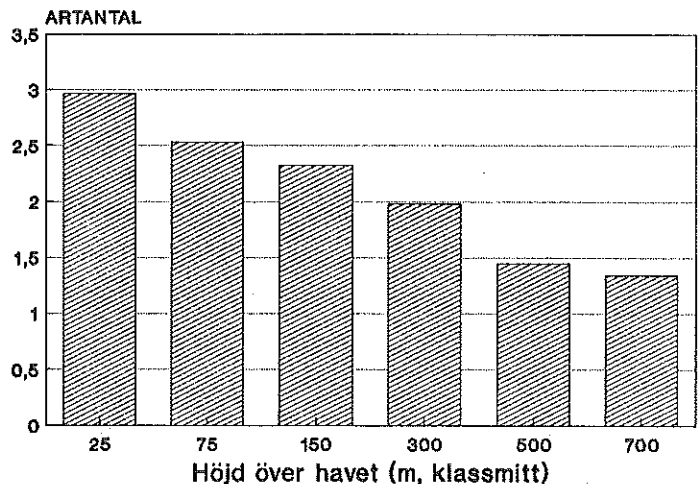
Hittills har 36 fiskarter av Sveriges ca 50 sötvat-tensarter registrerats (Tabell 2). Medelantalet

Figur 5. Elfiskelokaler där ingen fisk fångades.



fiskarter på de undersökta lokalerna var 2.4. På 6.6% av de undersökta elfiskelokalerna fångades ingen fisk alls (Figur 5). I fångstdata-basen finns ett antal elfisken med fångst av "simp", "spigg" och "nejonöga" registrerade, dvs korrekt artbestämning saknas. Detta har vi tvingats göra eftersom inget annat har antecknats på protokollen. Registret ska kunna ligga till grund för riktiga resultat och därför måste artbestämningen göras direkt i fält. Vi kan inte gissa vilken art av t ex simp, sten-simp eller bergsimp, som fångats. Några enkla knep för att artbestämma bl a stensimp och bergsimp liksom bäcknejonöga och flodnejonöga går att hitta i de flesta fiskbestämning-sböcker och angavs av Sers (1991).

Artantalet i våra rinnande vatten och sjöar beror av flera faktorer. Denna sammanställning visade att ju högre över havet elfiskelokalerna låg desto färre arter förekom (Figur 6). Förklaring-en till detta är förmodligen de olika arternas in-vandringshistoria och temperaturförhållandena i landet. Ju längre och högre över havet att vandra desto färre fiskar når fram. Vattendragsbredden var en annan faktor som inverkar på artantalet. Ett bredare vattendrag har större möjlighet att rymma fler arter än ett mindre (Tabell 3). Vattentemperaturen, medeltemperaturen för juli månad och lokalens maxdjup var andra faktorer som inverkar på artantalet (Tabell 4). Förmodligen var vattentemperaturens in-verkan vid elfisket en säsongseffekt. Elfisken ut-förda tidigt eller sent på året gav färre arter.



Figur 6. Medelantalet fiskarter per elfiskelokal fördelade på olika höjd över havet.

Tabell 3. Medelantalet fiskarter per elfiskelokal fördelade på vattendragsbredd och geografiska zoner (1 622 elfiskelokaler, 1 904 elfisketilfällen).

V-dragsbredd (m)	Sydsvenska kusten			Sydsvenska inlandet					
	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10			
Antal arter	2.2	3.6	2.7	1.6	2.2	2.6			
V-dragsbredd (m)	Norrländska kusten			Norrlands inland			Fjällen		
	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10
Antal arter	2.0	3.5	3.8	1.8	2.2	2.5	1.2	3.5	0.9

Sydsvenska kusten = län 1-15, elfiskelokaler <100 m ö h.

Sydsvenska inlandet = län 6-8 + 16-19, elfiskelokaler >=100 m ö h.

Norrländska kusten = län 21-22 + 24-25, elfiskelokaler <100 m ö h.

Norrlands inland = län 20-25, elfiskelokaler 100-599 m ö h.

Fjällen = län 20, 23-25, elfiskelokaler >= 600 m ö h.

Tabell 4. Stegvis multipel linjär regression av artantalet mot övriga parametrar ($p < 0.001$, $r^2 = 0.36$). Alla parametrar undantaget julitemperaturen är 10-logaritmerade.

$$\text{Artantal} = -(\text{lokal.höjd öv.hav} * 0.59) + (\text{v-dragsbredd} * 1.35) + (\text{v-temp} * 1.7) + (\text{julitemp} * 0.19) + (\text{maxdjup} * 0.48) - 2.1$$

Förekomst och täthet av enskilda arter



Förekomst

Öring förekom på 76% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten fanns i huvudsak över hela landet, men saknades på ett antal lo-

Figur 7. Förekomst av öring (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.



kaler i norr samt på det mellansvenska slättlandet. Dessutom saknades arten på ett relativt stort antal lokaler i Värmland-Dalarna (Figur 7).

Av de abiotiska faktorerna i detta material var årsmedeltemperaturen och andelen sjö i avrinningsområdet de främsta faktorerna för att förklara förekomsten av öring (Tabell 5). Materialet visade att öring gynnades av en högre årsmedeltemperatur och var vanligare i vattendrag med stor andel sjö i avrinningsområdet. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av stensimpa och lax var högre på lokaler där öring förekom medan tätheterna av abborre och gädda var lägre.

Täthet

Medeltätheten av öring på de lokaler där arten förekom var 32 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av öring var avrinningsområdets storlek, januari- och julitemperaturen samt närvaron av andra arter (Tabell 6). Tätheten av öring ökade med januari- och julitemperaturen men minskade med större avrinningsområde och med närvaron av andra arter.

Denna sammanställning visade att öringtätheten minskade med bredare vattendrag. Öringtätheten var naturligt nog dubbelt så hög vid den sydsvenska kusten som i det sydsvenska inlandet. I norra Sverige var skillnaden mellan norrlandskusten och det norrländska inlandet inte lika stor, liksom skillnaden gentemot södra Sveriges inland var ringa (Tabell 7). Materialet visade också att tätheten av årsungar av öring och lax varierade mellan olika bottensubstrat (Figur 8). Årsungar av öring föredrog finare bottensubstrat medan årsungar av lax föredrog grövre.

Tabell 5. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av öring. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.28, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av öring	Lokaler utan förekomst av öring
Antal ind/100 m ² av abborre (-)	0.05	0.28
Årsmedeltemperatur (+)	3.3	2.6
Ant. ind/100 m ² av gädda (-)	0.12	0.29
Andel sjö (%) inom avr.omr. (+)	5-10	5
Ant. ind/100 m ² av stensimpa (+)	0.96	0.85
Ant. ind/100 m ² av lax (+)	0.19	0.06

Tabell 6. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av öring (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.31). Tätheten av öring är 10-logaritmerad.

$$\text{Öring} = -(\text{avr.omr.} \cdot 0.21) + (\text{jan.temp.} \cdot 0.05) - (\text{antal övr.arter} \cdot 0.07) + (\text{julitemp.} \cdot 0.06) + 1.0$$

Tabell 7. Medelindividtäthet/100 m² av öring och lax fördelat på vattendragsbredd och geografiska zoner. Tätheten är beräknad på elfisketillfällen där resp art förekom.

V-dragsbredd (m)	Sydsvenska kusten			Sydsvenska inlandet			Norrländska kusten			Norrlands inland			Fjällen		
	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10	<5	5-10	>=10
Öring 0+	50	14	9	15	7	5	27	7	3	14	6	5	3	3	0
Öring >0+	27	9	5	22	7	3	26	8	3	15	7	5	7	5	3.2
Lax	46	68	93	-	48	-	4	5	3	-	2	3	-	-	-

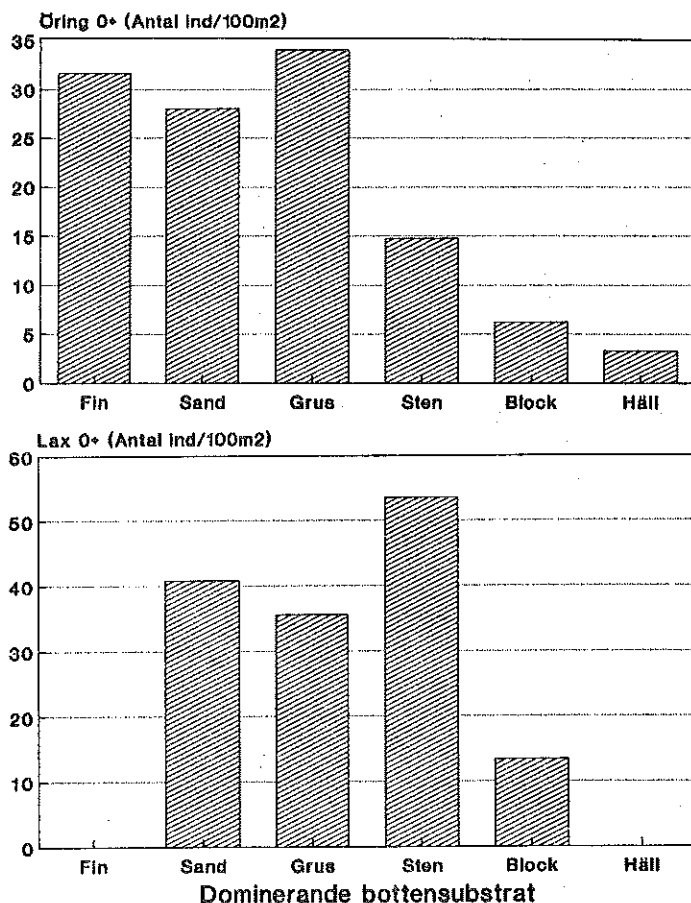
Sydsvenska kusten = län 1-15, elfiskelokaler <100 m ö h.

Sydsvenska inlandet = län 6-8 + 16-19, elfiskelokaler >=100 m ö h.

Norrländska kusten = län 21-22 + 24-25, elfiskelokaler <100 m ö h.

Norrlands inland = län 20-25, elfiskelokaler 100-599 m ö h.

Fjällen = län 20, 23-25, elfiskelokaler >= 600 m ö h.



Figur 8. Medeltätheten av årsungar av öring och lax på olika bottenstrat. Tätheten är beräknad på de lokaler där resp art förekom.

Elritsa

Förekomst

Elritsa återfanns på 24% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten förekom i huvudsak i södra och mellersta Sverige och saknades i de nordliga fjällen och i jordbruksbygd (Figur 9).

Figur 9. Förekomst av elritsa (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

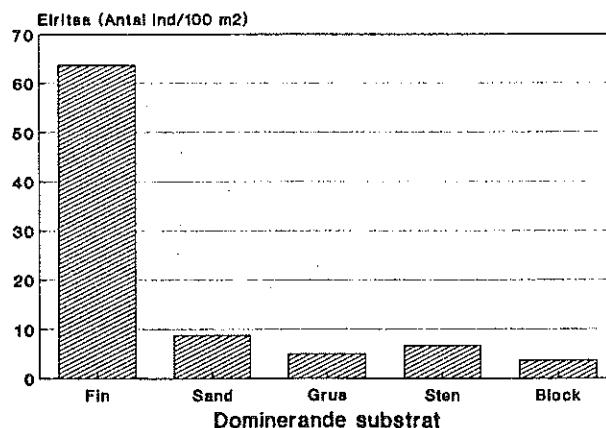


Materialet visade att vattendragsbredden och avståndet till nedströms liggande sjö var de främsta abiotiska faktorerna som förklarade förekomsten av elritsa (Tabell 8). Elritsa förekom oftast i breda, lugna vattendrag och långt från sjöar. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av lax och bäcknejonöga var högre på lokaler där elritsa förekom medan tätheten av mört var lägre.

Täthet

Medeltätheten av elritsa på de lokaler där arten förekom var 34 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av elritsa var januaritemperaturen, dominerande bottensubstrat, andelen sjö inom avrinningsområdet samt närvaron av andra arter (Tabell 9). Tätheten av elritsa ökade med januaritemperaturen och andelen sjö men minskade med grövre bottensubstrat och närvaron av andra arter (Figur 10).



Figur 10. Medeltätheten av elritsa på olika bottensubstrat.

Tabell 8. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av elritsa. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.38, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av elritsa	Lokaler utan förekomst av elritsa
Vattendragsbredd (m) (+)	7.6	3.8
Avst. till nedstr. liggande sjö (km) (+)	3.3	1.6
Ant. ind/100 m ² av lax (+)	0.52	0.08
Ant. ind/100 m ² av bäcknejonöga (+)	0.19	0.06
Ant. ind/100 m ² av mört (-)	0.02	0.14

Tabell 9. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av elritsa (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.19). Tätheten av elritsa är 10-logaritmerad.

$$\text{Elritsa} = (\text{jan.temp.} * 0.04) - (\text{domin.substr} * 0.1) + (\text{andel sjö} * 0.11) - (\text{antal övr.arter} * 0.06) + 1.5$$

Lake

Förekomst

Lake förekom på 21% av de undersökta elfiske-lokalerna (Tabell 2). Arten fanns i huvudsak i norra Sverige men även i inlandet i södra Sverige (Figur 11).

Vattendragets tvärsnittsarea var den främsta abiotiska faktorn i detta material för att förklara förekomsten av lake (Tabell 10). Lake var vanligast i breda, djupa vattendrag. De biotiska faktorerna visade att lake oftast påträffades på sträckor med många arter. Öring, ål och bäcknejonöga uppvisade lägre tätheter på lokaler där lake förekom.

Täthet

Medeltätheten av lake på de lokaler där arten förekom var 2 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av lake var tätheten av gädda och tätheten av övriga arter, antalet övriga arter och årsmedeltemperaturen (Tabell 11). Tätheten av lake ökade med tätheten av gädda, tätheten av övriga arter samt årsmedeltemperaturen men minskade med antalet övriga arter

Figur 11. Förekomst av lake (fyllda ringar) på de elfiske-lokaler som registrerats.



Tabell 10. Diskriminantsanalys av elfiske-lokaler med resp utan förekomst av lake. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.44, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av lake	Lokaler utan förekomst av lake
Närvaro av ant.andra arter (+)	2.9	1.7
Tvärsnittsarea (m ²) (+)	2.1	0.9
Ant. ind/100 m ² av öring (-)	3.6	7.5
Ant. ind/100 m ² av ål (-)	0.02	0.07
Ant. ind/100 m ² av bäcknejonöga (-)	0.04	0.10

Tabell 11. Linjär regression av tätheten av lake (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.23). Tätheterna av lake, gädda samt tätheten av övriga arter är 10-logaritmerade.

$$\text{Lake} = (\text{täthet gädda} \cdot 0.53) - (\text{antal övr.arter} \cdot 0.07) + (\text{täthet övr.arter} \cdot 0.06) + (\text{årsmedeltemp.} \cdot 0.02) + 0.36$$

Stensimpa

Förekomst

Stensimpa förekom på 20% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten förekom oftast på lokaler belägna relativt lågt över havet, men återfanns även i fjällvärlden i vissa vatten-system (Figur 12).

Av de abiotiska faktorerna i detta material var avrinningsområdets storlek, nordläget för lokalen samt avståndet till nedströms liggande sjö de främsta faktorerna för att förklara förekomsten av stensimpa (Tabell 12). Stensimpa var vanligare i vattendrag med stora avrinningsområden och långt från sjöar. Lokalens nordläge inverkade också. De biotiska faktorerna visade att tätheten av lake resp harr var högre på lokaler där stensimpa återfanns. I detta material förekom inte bergsimpa och stensimpa tillsammans.

Täthet

Medeltätheten av stensimpa på de lokaler där arten förekom var 37 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av stensimpa var avrinningsområdets storlek och tätheten av övriga arter (Tabell 13). Tätheten av stensimpa ökade med tätheten av övriga arter men minskade med större avrinningsområde.



Figur 12. Förekomst av stensimpa (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

Tabell 12. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av stensimpa. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.41, $p < 0.001$).

Parameter	Lokaler med förekomst av stensimpa	Lokaler utan förekomst av stensimpa
Avr.områdets storlek (km ²) (+)	100-1000	10-100
X-koordinat för lokalen (+)	698204 (Sundsvall)	677320 (Gävle)
Avst. till nedstr.liggande sjö (km) (+)	2.5	1.7
Ant. ind/100 m ² av lake (+)	0.4	0.17
Ant. ind/100 m ² av harr (+)	0.18	0.04
Ant. ind/100 m ² av bergsimpa (-)	0	0.03

Tabell 13. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av stensimpa (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar ($p < 0.001$, $r^2 = 0.10$). Tätheten av stensimpa samt tätheten av övriga arter är 10-logaritmerade.

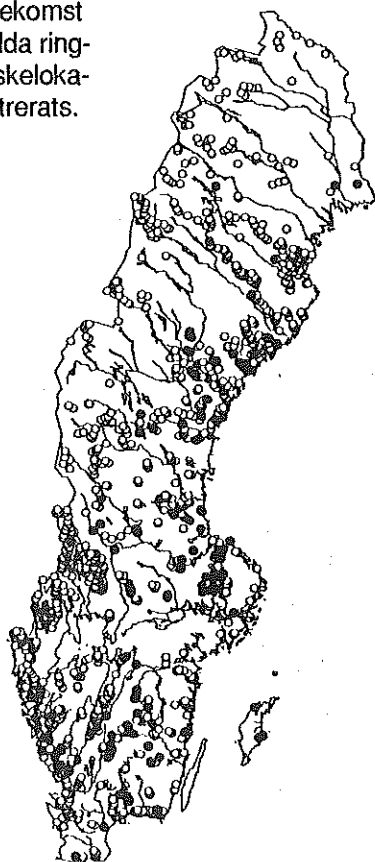
$$\text{Stensimpa} = -(\text{avr.omr.} \cdot 0.16) + (\text{täthet övr.arter} \cdot 0.09) + 1.5$$

Gädda

Förekomst

Gädda förekom på 19% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten var vanligt förekommande utmed kusten men även i inlandet i södra Sverige, dvs på låglandet (Figur 13).

Figur 13. Förekomst av gädda (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

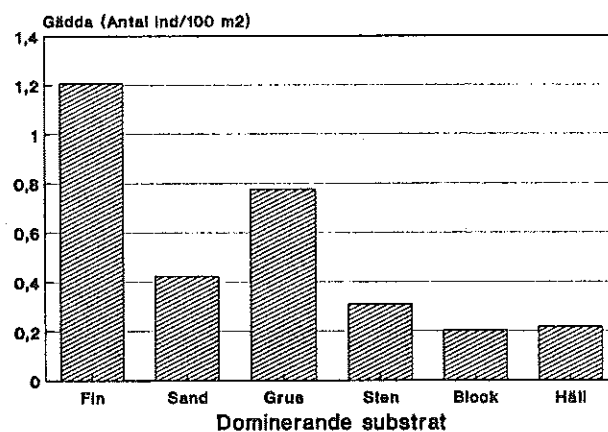


I detta material var medeltemperaturen för juli månad den främsta abiotiska faktorn som förklarade förekomsten av gädda (Tabell 14). Gädda förekom oftare med ökande julitemperatur. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av lake, abborre och stensimpa var högre på lokaler där gädda förekom medan öring och lax uppvisade lägre tätheter.

Täthet

Medeltätheten av gädda på de lokaler där arten förekom var 2 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av gädda var dominerande bottenstrukt, närvaron av andra arter, tätheten av lake samt julitemperaturen (Tabell 15). Tätheten av gädda ökade med julitemperaturen och tätheten av lake men minskade med grövre bottenstrukt och närvaron av andra arter (Figur 14).



Figur 14. Medeltätheten av gädda på olika bottenstrukt.

Tabell 14. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av gädda. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.43, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av gädda	Lokaler utan förekomst av gädda
Ant. ind/100 m ² av lake (+)	0.68	0.13
Medeltemp. för juli månad (+)	16.5	15.5
Ant. ind/100 m ² av öring (-)	3.7	7.3
Ant. ind/100 m ² av abborre (+)	0.36	0.05
Ant. ind/100 m ² av stensimpa (+)	2.2	0.73
Ant. ind/100 m ² av lax (-)	0.07	0.18

Tabell 15. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av gädda (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.14). Tätheterna av gädda och lake är 10-logaritmerade.

$$\text{Gädda} = -(\text{dominer.substr.} \cdot 0.05) - (\text{antal övr.arter} \cdot 0.05) + (\text{täthet lake} \cdot 0.14) + (\text{julitemp.} \cdot 0.04) - 0.02$$

Lax

Förekomst

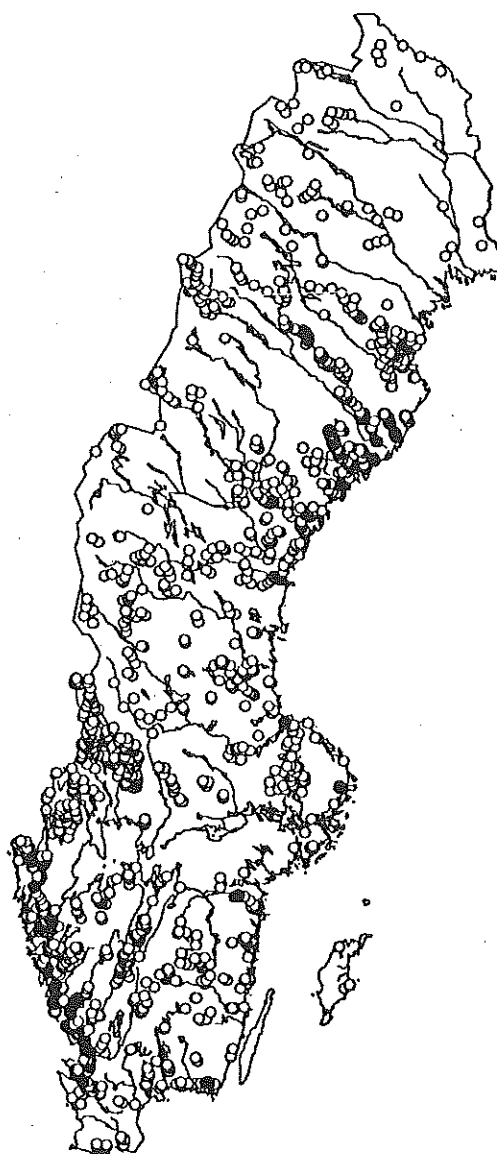
Lax förekom på 12% av de undersökta elfiske-lokalerna (Tabell 2). Arten återfanns till största delen på lokaler vid väst- resp norrlandskusten (Figur 15).

Av de abiotiska faktorerna i materialet var avrinningsområdets storlek, det sammanlagda avståndet till närmaste sjö samt medeltemperaturen för juli månad de främsta faktorerna för att förklara förekomsten av lax (Tabell 16). Lax var vanligare i vattendrag med stora avrinningsområden och långt från sjöar. Arten var också vanligare med ökande julitemperatur. De biotiska faktorerna visade att tätheter av harr och ål var högre på lokaler där lax förekom medan abborre uppvisade lägre täthet.

Täthet

Medeltätheten av lax på de lokaler där arten förekom var 51 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av lax var lokalens nordläge, årsmedeltemperaturen, andelen sjö inom avrinningsområdet samt tätheten av öring (Tabell 17). Tätheten av lax ökade med andelen sjö inom avrinningsområdet men minskade med lokalens nordläge, årsmedeltemperaturen samt tätheten av öring. Tätheten av lax var högre i bredare vattendrag (Tabell 7) och laxungar föredrog ett grövre bottenstrukt än öring (Figur 8).



Figur 15. Förekomst av lax (fyllda ringar) på de elfiske-lokalerna som registrerats.

Tabell 16. Diskriminansanalys av elfiske-lokalerna med resp utan förekomst av lax. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.51, $p < 0.001$).

Parameter	Lokaler med förekomst av lax	Lokaler utan förekomst av lax
Avr.områdets storlek (km ²) (+)	>1000	10-100
Ant. ind/100 m ² av harr (+)	0.31	0.04
Ant. ind/100 m ² av ål (+)	0.22	0.05
Sammanl.avst.till sjö (km) (+)	9.5	5.3
Ant. ind/100 m ² av abborre (-)	0.01	0.11
Medeltemp. för juli månad (+)	16.3	15.6

Tabell 17. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av lax (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar ($p < 0.001$, $r^2 = 0.66$). Tätheterna av lax och öring är 10-logaritmerade.

$$\text{Lax} = -(\text{lokalens nordläge} * 3.44E-05) - (\text{årsmedeltemp.} * 0.35) + (\text{andel sjö\%} * 0.17) - (\text{täthet öring} * 0.2) + 25.2$$

Mört

Förekomst

Mört förekom på 9% av de undersökta elfiske-lokalerna (Tabell 2). Arten återfanns främst i södra och mellersta Sverige på lokaler belägna lågt över havet (Figur 16).

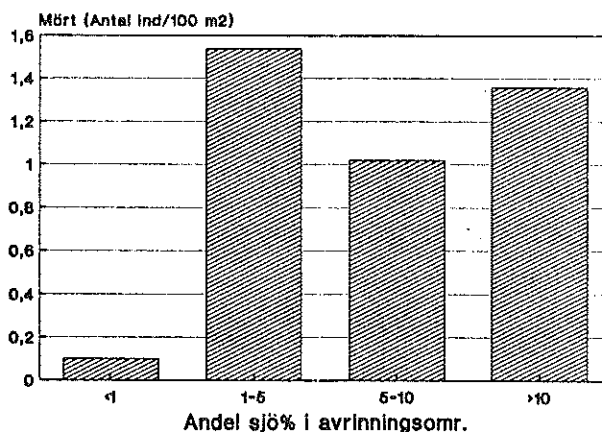
Figur 16. Förekomst av mört (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.



I detta material var de främsta abiotiska faktorerna för att förklara förekomsten av mört lokalens höjd över havet, andelen sjö i avrinningsområdet samt tvärsnittsarean (Tabell 18). Mört var vanligare i djupa vattendrag med relativt stor andel sjö i avrinningsområdet och på lokaler belägna på låg höjd över havet (Figur 17). De biotiska faktorerna visade att tätheterna av abborre och gädda var högre på lokaler där mört förekom.

Täthet

Medeltätheten av mört på de lokaler där arten förekom var 12 ind/100 m² (Tabell 2). De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av mört var tätheten av övriga arter samt tätheten av elritsa, lax och gädda (Tabell 19). Tätheten av mört ökade med tätheten av övriga arter men minskade med tätheten av elritsa, lax och gädda.



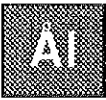
Figur 17. Medeltätheten av mört i förhållande till andelen sjö i avrinningsområdet.

Tabell 18. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av mört. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.54, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av mört	Lokaler utan förekomst av mört
Ant. ind/100 m ² av abborre (+)	1.6	0.04
Ant. ind/100 m ² av gädda (+)	0.8	0.13
Lokalens höjd över havet (m) (-)	31	120
Andel sjö (%) inom avr.omr. (+)	5-10	5
Tvärsnittsarea (m ²) (+)	1.4	1.1

Tabell 19. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av mört (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.14). Tätheterna av mört, elritsa, lax, gädda samt tätheten av övriga arter är 10-logaritmerade.

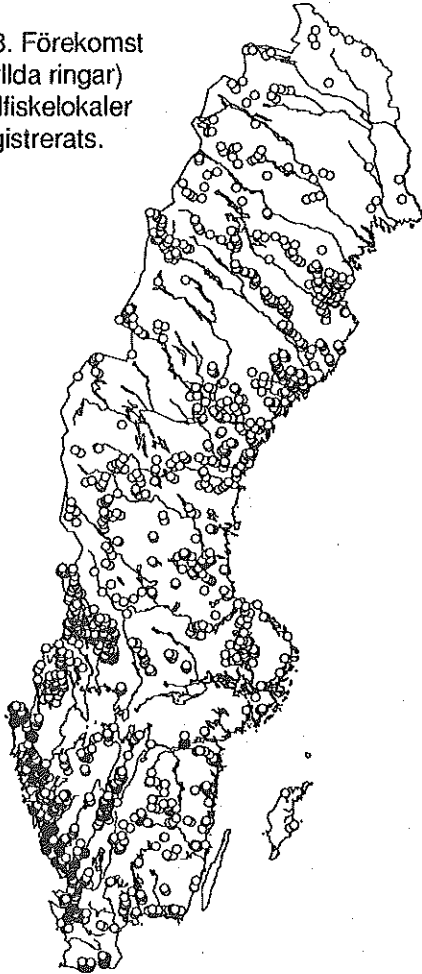
$$\text{Mört} = (\text{täthet övr.arter} \cdot 0.13) - (\text{täthet elritsa} \cdot 0.36) - (\text{täthet lax} \cdot 0.52) - (\text{täthet gädda} \cdot 0.34) + 0.6$$



Förekomst

Ål förekom på 8% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten påträffades i huvudsak på västkusten (Figur 18).

Figur 18. Förekomst av ål (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

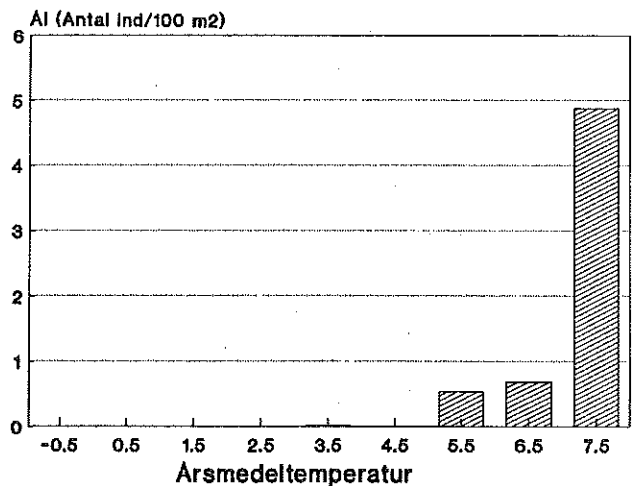


Medeltemperaturen för januari månad var den främsta abiotiska faktorn i detta material för att förklara förekomsten av ål (Tabell 20). Ål gynnades av högre januaritemperatur. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av lax och elritsa var högre på lokaler där ål förekom medan stensimpa och lake uppvisade lägre tätheter.

Täthet

Medeltätheten av ål på de lokaler där arten förekom var 6 ind/100 m² (Tabell 2).

Den faktor som var mest korrelerad till tätheten av ål var årsmedeltemperaturen (Tabell 21). Tätheten av ål ökade med temperaturen (Figur 19).



Figur 19. Medeltätheten av ål i förhållande till årsmedeltemperaturen.

Tabell 20. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av ål. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.42, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av ål	Lokaler utan förekomst av ål
Medeltemp. för januari mån. (+)	-2.1	-7.5
Ant. ind/100 m ² av lax (+)	1.3	0.13
Ant. ind/100 m ² av elritsa (+)	1.6	0.47
Ant. ind/100 m ² av stensimpa (-)	0.1	0.98
Ant. ind/100 m ² av lake (-)	0.07	0.22

Tabell 21. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av ål (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.15). Tätheten av ål är 10-logaritmerad.

$$\text{ÅI} = (\text{årsmedeltemp.} \cdot 0.2) - 0.72$$

Abborre

Förekomst

Abborre förekom på 8% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten påträffades relativt nära kusten men också i inlandet i södra Sverige (Figur 20).

Figur 20. Förekomst av abborre (fyllda ringar) på de elfiske-lokaler som registrerats.

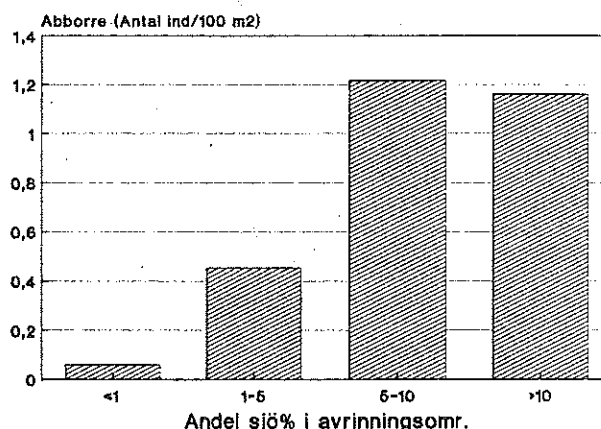


Av de abiotiska faktorerna i detta material var andelen sjö i avrinningsområdet den främsta faktorn för att förklara förekomsten av abborre (Tabell 22). Liksom öring och mört var abborre vanligare i vattendrag med relativt stor andel sjö (Figur 21). De biotiska faktorerna visade att tätheterna av mört, gädda och stensimpa var högre på lokaler där abborre förekom medan öring och elritsa uppvisade lägre tätheter.

Täthet

Medeltätheten av abborre på de lokaler där arten förekom var 6 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av abborre var tätheten av elritsa samt lokalens nordläge (Tabell 23). Tätheten av abborre minskade med tätheten av elritsa och med lokalens nordläge.



Figur 21. Medeltätheten av abborre i förhållande till andelen sjö i avrinningsområdet.

Tabell 22. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av abborre. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.50, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av abborre	Lokaler utan förekomst av abborre
Ant. ind/100 m ² av mört (+)	1.7	0.05
Ant. ind/100 m ² av gädda (+)	0.66	0.13
Ant. ind/100 m ² av öring (-)	1.5	7.1
Andel sjö (%) i avr.omr. (+)	5-10	5
Ant. ind/100 m ² av elritsa (-)	0.13	0.54
Ant. ind/100 m ² av stensimpa (+)	2.3	0.86

Tabell 23. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av abborre (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.01, r²=0.09). Tätheterna av abborre och elritsa är 10-logaritmerade.

$$\text{Abborre} = -(\text{täthet elritsa} \cdot 0.36) - (\text{lokalens nordläge} \cdot 4.21\text{E-}06) + 3.4$$

Bäcknejonöga

Förekomst

Bäcknejonöga förekom på 7% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten förekom främst i södra och mellersta Sverige. Längst i norr påträffades inte arten (Figur 22).

Figur 22. Förekomst av bäcknejonöga (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

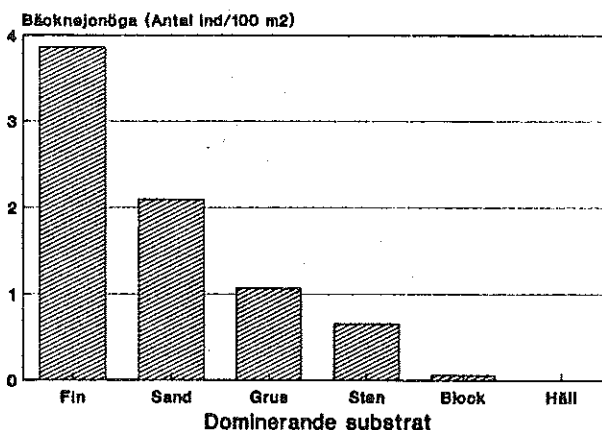


Materialet visade att av de abiotiska faktorerna var det medeltemperaturen för januari månad, avståndet till uppströms liggande sjö samt medeldjupet på lokalen som var de främsta faktorerna för att förklara förekomsten av bäcknejonöga (Tabell 24). Bäcknejonöga gynnades av en högre januaritemperatur och var vanligare på lokaler långt från sjöar. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av elritsa, ål och bergsimpa var högre på lokaler där bäcknejonöga förekom.

Täthet

Medeltätheten av bäcknejonöga på de lokaler där arten förekom var 12 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av bäcknejonöga var dominerande bottensubstrat, tätheten av elritsa, närvaron av andra arter samt julitemperaturen (Tabell 25). Tätheten av bäcknejonöga ökade med tätheten av elritsa och julitemperaturen men minskade med grövre bottensubstrat samt närvaron av övriga arter (Figur 23).



Figur 23. Medeltätheten av bäcknejonöga på olika bottensubstrat.

Tabell 24. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av bäcknejonöga. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.28, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av bäcknejonöga	Lokaler utan förekomst av bäcknejonöga
Medeltemp. för januari månad (+)	-4.5	-7.5
Ant. ind/100 m ² av elritsa (+)	1.7	0.45
Ant. ind/100 m ² av ål (+)	0.33	0.05
Avst. till uppstr. liggande sjö (km) (+)	3.4	2.3
Ant. ind/100 m ² av bergsimpa (+)	0.09	0.05
Medeldjup (m) (-)	0.2	0.24

Tabell 25. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av bäcknejonöga (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.21). Tätheterna av bäcknejonöga och elritsa är 10-logaritmerade.

$$\text{Bäcknejonöga} = -(\text{dominer.substr.} \cdot 0.05) + (\text{täthet elritsa} \cdot 0.23) - (\text{antal övr.arter} \cdot 0.12) + (\text{julitemp.} \cdot 0.19) - 2.2$$

Harr

Förekomst

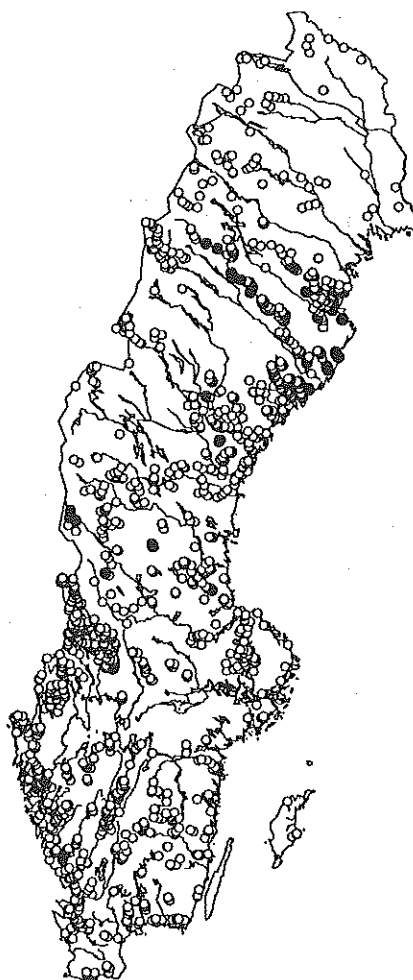
Harr förekom på 6% av de undersökta elfiske-lokalerna (Tabell 2). Arten återfanns i norra Sverige och i några tillflöden till Vättern (Figur 24).

Vattendragsbredden, nordläget för lokalen samt det sammanlagda avståndet till sjöar var de främsta abiotiska faktorerna för att förklara förekomsten av harr (Tabell 26). Harr var vanligare i breda vattendrag och långt från sjöar. Nordläget för lokalen inverkade också. De biotiska faktorerna visade att tätheten av lake var högre på lokaler där harr förekom medan abborre uppvisade lägre täthet.

Täthet

Medeltätheten av harr på de lokaler där arten förekom var 3 ind/100 m² (Tabell 2).

De faktorer som var mest korrelerade till tätheten av harr var avrinningsområdets storlek, tätheten av stensimpa, januaritemperaturen samt dominerande bottensubstrat (Tabell 27). Tätheten av harr ökade med tätheten av stensimpa och grövre bottensubstrat men minskade med avrinningsområdets storlek och ökad januaritemperatur.



Figur 24. Förekomst av harr (fyllda ringar) på de elfiskelokaler som registrerats.

Tabell 26. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av harr. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.41, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av harr	Lokaler utan förekomst av harr
Vattendragsbredd (m) (+)	15.7	4.0
X-koordinat för lokalen (+)	714068 (Umeå)	682127 (N Gävle)
Ant. ind/100 m ² av lake (+)	0.55	0.19
Sammanl.avst.till sjö (km) (+)	7.2	5.5
Ant. ind/100 m ² av abborre (-)	0.02	0.11

Tabell 27. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av harr (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.001, r²=0.26). Tätheterna av harr och stensimpa är 10-logaritmerade.

$$\text{Harr} = -(\text{avr.omr.} \cdot 0.21) + (\text{täthet stensimpa} \cdot 0.12) - (\text{jan.temp.} \cdot 0.12) + (\text{dominer.substr.} \cdot 0.14) - 0.86$$

Bergsimpa

Förekomst

Bergsimpa förekom på 4% av de undersökta elfiskelokalerna (Tabell 2). Arten påträffades i mellersta och södra Sverige samt lokalt i nordligaste delen av landet på lokaler belägna relativt högt över havet (Figur 25).

Figur 25. Förekomst av bergsimpa (fyllda ringar) på de elfiske-lokaler som registrerats.

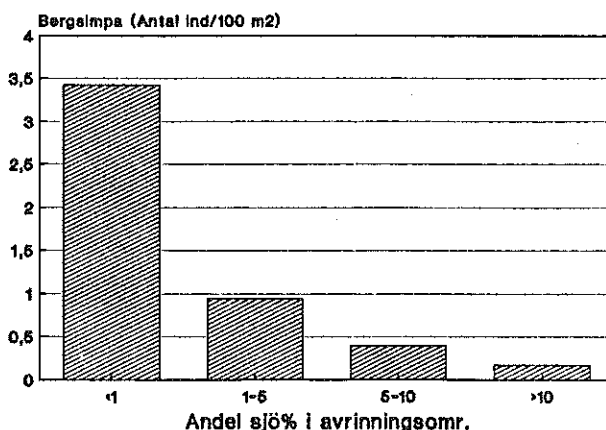


I detta material var de abiotiska faktorerna som dominerande bottenstrukt samt lokalens höjd över havet de främsta faktorerna för att förklara förekomsten av bergsimpa (Tabell 28). Endast ett fåtal lokaler med arten ingick i materialet varför resultaten är osäkra. Bergsimpa var vanligare på lokaler med grovt bottenstrukt och på lokaler belägna högt över havet. De biotiska faktorerna visade att tätheterna av elritsa och bäcknejonöga var högre på lokaler där bergsimpa förekom. I detta material förekom inte stensimpa och bergsimpa tillsammans.

Täthet

Medeltätheten av bergsimpa på de lokaler där arten förekom var 29 ind/100 m² (Tabell 2).

Den faktor som var mest korrelerad till tätheten av bergsimpa var andelen sjö i avrinningsområdet (Tabell 29). Tätheten av bergsimpa minskade ju högre andel sjö som fanns i avrinningsområdet (Figur 26).



Figur 26. Medeltätheten av bergsimpa i förhållande till andelen sjö i avrinningsområdet.

Tabell 28. Diskriminantsanalys av elfiskelokaler med resp utan förekomst av bergsimpa. Värdena som anges i tabellen är medelvärden. (+) och (-) anger positiv eller negativ inverkan. (Kan.korr. = 0.16, p<0.001).

Parameter	Lokaler med förekomst av bergsimpa	Lokaler utan förekomst av bergsimpa
Domin. bottenstrukt (cm) (+)	block (20->)	sten (2-20)
Ant. ind/100 m ² av elritsa (+)	2.6	0.49
Ant. ind/100 m ² av stensimpa (-)	0	0.94
Ant. ind/100 m ² av bäcknejonöga (+)	0.39	0.08
Lokalens höjd över havet (+)	289	110

Tabell 29. Stegvis multipel linjär regression av tätheten av bergsimpa (antal ind/100 m²) mot övriga parametrar (p<0.01, r²=0.14). Tätheten av bergsimpa är 10-logaritmerad.

$$\text{Bergsimpa} = -(\text{andel sjö}\% \cdot 0.22) + 1.6$$

DISKUSSION

Flera stora brister föreligger med denna analys. Några av dessa är att hänsyn inte har kunnat tagits till vattenkemi och vattenföringsvariationer över året före elfisket. Dessutom utgör materialet ett subjektivt urval av lokaler som undersökts av olika skäl. Speciellt små vattendrag och hårbottenar blir överrepresenterade. Det sistnämnda har troligen mindre betydelse eftersom samma arter förekommer på hård- och mjukbotten om än i olika proportioner (Degerman et al. 1985). Den vattendragstyp som är klart underrepresenterad är lugna, djupa flodavsnitt som hyser sjöfisksamhället (Mann 1965).

Vad gäller inverkan av vattenkemi kan detta inte åtgärdas direkt eftersom den övervägande delen av elfiskeundersökningar utförs utan att vattenprov tas. Ötliga studier har visat att vattenkemin, framför allt i försurade vattendrag, har en direkt inverkan på fiskfaunan. Trots detta, undviker flera noggsamt att blanda in vattenkemi i sina utvärderingar. Minst en tredjedel av Sveriges rinnande vatten påverkas dock negativt av försurningen (Dickson 1988, Bernes 1991). För att tills vidare i möjligaste mån ta hänsyn till effekten av vattenkemin kommer samkörning av elfiskeregistret med vattenkemiska register att ske i en nära framtid. De övriga nackdelarna som nämndes ovan kan inte kompenseras för, utan detta får ske i andra studier. Den stora omfattningen av föreliggande material torde dock medföra att de allmänna slutsatserna äger giltighet.

I en tidigare sammanställning har de faktorer som styr fiskfaunan i vattendrag delats in i fyra delar:

- **mikrohabitat**, fiskens ståndplats
- **makrohabitat**, vattendragets karaktär
- **metahabitat**, avrinningsområdets karaktär
- **superhabitat**, regionens karaktär (Degerman & Sers 1992).

Denna sammanställning berör främst makrohabitat (bottensubstrat, vattenhastighet, konkurrerande arter etc), metahabitat (avrin-

ningsområdets storlek, avstånd till närmaste sjö) samt superhabitat (klimat, altitud). Förståelse av fiskfaunans utseende och sammansättning bygger självfallet på en kombination av samtliga fyra komponenter. Elfiskeregistret kommer framför allt att innehålla information om de övergripande faktorerna, medan förståelsen av en enskild arts dynamik inte kan uppnås utan mer specialiserade studier på mikrohabitat-nivå och självfallet discipliner som etologi och genetik.

Artantalet berodde av höjden över havet, vattendragets bredd och djup, klimatet och vattentemperaturen. Artantalets beroende av höjden över havet torde vara en effekt av kolonisationsproblem efter den sista nedisningen (Ekman 1922, Morin & Naiman 1990). Vattendragets storlek (bredd och djup) bidrar till artantalet genom att ett större vattendrag medför fler möjliga utrymmen och nischer för ytterligare arter. Effekten av klimatet föreligger i de flesta studier, dvs diversiteten ökar med varmare klimat (Krebs 1972). I föreliggande studie minskade artantalet med vattentemperaturen vid elfisket. Detta var inte en effekt av olika klimat mellan regioner, detta hade redan kompenserats för i den stegvisa regressionen. Orsaken var istället att vissa elfiskestudier som genomförts väldigt tidigt (maj) eller väldigt sent (oktober-december) uppvisade färre arter än förväntat. Detta är troligen en kombinerad effekt av att fisken blir svårare att fånga i och med att den blir mindre aktiv, samtidigt som flera arter ur sjöfisksamhället lämnat de rinnande vattnen under dessa årstider (Degerman et al. 1990). Noterbart är de ringa skillnader som förelåg mellan det sydsvenska och det norrländska inlandet i artantal och täthet av fisk. Skillnader i materialet låg främst mellan kustvattendrag under högsta kustlinjen och inlandsvattendrag över densamma.

Flera författare har försökt att dela in fiskfaunan i olika distinkta samhällen, trots att sådana inte existerar (Appelberg & Degerman 1991). Dock finns vissa arter som är vanligare i vissa miljöer. En vanlig indelning har varit att dela in fiskfaunan i rinnande vatten enligt Huet (1949). Denna indelning är gjord i Alper-

na och delar in faunan i fyra huvudregioner; öringregion, barbreion etc. För svenska förhållanden har en liknande indelning föreslagits som också bygger på ideerna om en successiv förändring utmed ett vattendrags lopp - river continuum (Vannote et al. 1980). Indelningen delar in vattendragen i fisksamhällen i källflöden, samhällen i älvar och havsvandrande samhällen, dvs från det lilla vattendraget till dess utflöde i havet. Dessa samhällen domineras av öring/röding, öring/harr/stensimpa/bergsimpa samt havsöring/lax i nämnd ordning (Degerman & Sers 1992). Mellan dessa samhällen kan varsomhelst sjöfisksamhället, (gädda, abborre, mört och lake) finnas, som påverkar de ordinära arterna i de rinnande vattnen. Detta, nämligen mängden sjöar som interagerar, är unikt med våra vattendrag. I äldre landskap, förskonade från istider, har sjöarna nästan försvunnit och gamla floder dominerar. Våra yt-vatten är unga och förändras ständigt.

Mycket schematiskt kan resultaten i denna studie beskrivas så att förekomst och täthet av de dominerande fiskarterna var korrelerade till ett fåtal huvudfaktorer (Tabell 30).

Trots flera begränsningar i en analys av denna typ kan noteras att karaktärer i avrinningsområdet (avrinningsområdets storlek, andel sjö, avstånd till närmaste sjö) har en direkt eller indirekt avgörande betydelse för fiskbestånden. Självfallet har även markanvändningen i området betydelse. De elfiskelokaler som skuggas av skog har en signifikant lägre förekomst av vattenväxter än lokaler i oskuggade

lägen (Sers 1991). Öring saknades på många lokaler i det mellansvenska slättlandet. Till stor del kan detta bero på att dessa vatten har låg vattenföring och att förekomsten av rovfisk som exempelvis gädda är hög. I danska vattendrag av samma typ var däremot öring tidigare vanlig (Larsen 1955) och troligt är att en inverkan av kanalisering, utdikning, kulvertering, bevattningsföretag samt lokala utsläpp bidragit till att förekomsten och tätheten av öring minskat.

Intressant är att notera hur avståndet till sjöar eller andelen sjö i avrinningsområdet tycks ha betydelse för de flesta arterna i rinnande vatten. Mört vandrar ut i vattendrag i närheten av sjöar, samtidigt som elritsa missgynnas av närheten till sjöar. Det är tidigare visat att ett negativt samband föreligger mellan mört och elritsa i sjöar, där den senare tycks minska i närvaro av mört (Degerman & Nyberg 1987). Abborre tycks gynnas av närvaro av sjöar. Det är ofta så att abborre vandrar ut i vattendragen för födosök under lågvattenperioder på sommaren (Degerman et al. 1990). Öring gynnas också av sjöar, vilket är något förvånande, men detta orsakas troligen av att sjöarna stabiliserar och bibehåller vattenföringen samtidigt som den negativa inverkan av försurningen motverkas nedströms sjöarna (Degerman et al. 1987). Flera arter uppvisade ett negativt förhållande till sjöar (harr, bäcknejonöga, elritsa) vilket kan bero på predations- eller konkurrenskänslighet gentemot sjöfisksamhällets arter.

Tabell 30. Schematisk bild av de olika fiskarternas korrelation till ett antal huvudfaktorer.

	Superhabitat		Metahabitat		Makrohabitat	
	Klimat	Altitud	Sjöar	Storlek	Andra art.	Substrat
Öring	+		+	-	-	
Elritsa	+		-		-	-
Lake	+			+	+	
Stensimpa	-		-	+	+	
Gädda	+				-	-
Lax	+			+		
Mört			+	+	+	
Äl	+					
Abborre	+		+			
Bäcknej.	+		-		-	-
Harr	-		-	+		+
Bergsimpa		+	-			+

Bottensubstratet (och därmed indirekt vattenhastigheten) på elfiskelokalerna har naturligtvis betydelse för samtliga arter, men i denna analys var det främst för elritsa, gädda och bäcknejonöga som detta framträdde tydligast (Figur 10, 14, 23). Den sistnämnda ligger ju nedgrävd i finsediment och kräver därmed lugnvatten, men vattenhastigheten får inte vara alltför låg (Maitland 1980). Gädda uppehåller sig i lugnare vattendragsavsnitt, men kan under födosök tillfälligt uppehålla sig i stark vattenström (Gönczi 1986). Elritsa står ofta i kortare selpartier i vattendragen eller inne i lugnvatten i bakströmmar. Tätheten av årsungar av öring och lax varierade också mellan olika bottensubstrat. Årsungar av öring syntes föredra finare bottensubstrat (och indirekt en lägre vattenhastighet), medan årsungar av lax tycktes föredra grövre substrat (och indirekt en högre vattenhastighet). Detta har tidigare påpekats av Karlström (1977) och Sers (1991).

Interaktioner mellan fiskarterna spelar självfallet in för dimensionering av numerär och förekomst av vissa arter (Nilsson 1965, Andreasson 1972, Degerman et al. 1990). Ofta har fiskarna ett likartat födoval av smådjur (Straskraba et al. 1966) och det är vanligt att även arter som normalt föder sig på insekter och andra smådjur äter av varandras yngel (Andreasson 1967). I denna analys kunde man se att sju av de tolv arterna kunde påvisas samvariera med förekomsten av andra arter - om detta är ett direkt beroende eller bara beror av att arterna gynnas/missgynnas av samma faktorer går inte att utläsa. Lake, mört och stensimpa var vanligare eller nådde högre tätheter i miljöer med många andra arter. För de första två beror detta troligen på att de tillhör sjöfisksamhället, vilket är det artrikaste (Degerman & Sers 1992). Förmodligen är det någon annan faktor än just artantalet som gynnar dessa fiskar. Stensimpa har mest förekomst i älvfisksamhället eller i det anadroma fisk-samhället, vilka i sin tur är betydligt artrikare än källflödessamhället (Degerman & Sers 1992). Intressantare är att studera de negativa korrelationerna med andra arter som förelåg för öring och elritsa. Troligtvis är detta en effekt av konkurrenssvaghet och predationskänslighet hos dessa båda arter (se ovan).

Föreliggande sammanställning har pekat på en mängd, ofta kända, samband mellan fisk och biotiska/abiotiska variabler. Viktigt är att komma ihåg att förståelsen av ett elfiskeresultat bygger på en analys av en mängd faktorer av olika magnitud - från super- till mikrohabitat. Till detta kommer sedan metodologiska problem med elfiske som inte uppmärksammats tillräckligt. De skillnader som förelåg mellan olika utförare i utfiskningseffektivitet (p-värde, se avsnitt Fångsteffektivitet) visar på betydelsen av att ha utbildad och rutinerad elfiskepersonal. För en enskild van elfiskare påverkas p-värdet mer av omgivningsfaktorer som vattentemperatur, vattenhastighet m m (pers. komm. Arne Johlander) medan det för ett större material där flera personer utfört elfisket är för stor skillnad i kunnande.

Vidare skiljer fångsteffektiviteten uppenbarligen mellan olika typer av utrustning. Batteridrivna elfisken tycks inte vara lika effektiva som bensindrivna aggregat när det gäller att fånga ung laxfisk. Troligen blir också dödligheten hos återutsatt fisk större efter ett fiske med batteriaggregat eftersom dessa ger korta pulser med hög spänning. Elfiske ger normalt ingen mortalitet hos fångad och återutsatt fisk (Karlström 1976). Noterbart är också att p-värdena efter tre utfisken för berg- och stensimpa låg under 0.7, medan övriga arter fångades med god effektivitet. Karlström (1976) angav att simpor var svåra att kvantifiera, men nämnde även harr, vilken dock mycket väl tycks gå att kvantifiera. Ingemar Näslund (pers. komm.) anser att harr är svåriskad, framför allt i större vattendrag. Den flyr ytnära (ej som simpor eller öring) och tämligen långt, dvs lämnar lokalen. Det betyder att man kanske får resultatet 7-3-1 på tre fisken, men då har man skrämt lika många från lokalen. Utfiskningen blir snyggt avtagande men täthetsskattningen alltför låg. P-värdena efter tre utfisken för flod- och signalkräfta samt skrubba låg också under 0.7. Antalet värden för dessa är visserligen få och detta beror förmodligen på att kräftorna oftast noteras på elfiskeprotokollet som observerade och inte räknas i antal. Skrubba påträffades vid åtta elfisketillfällen och vid endast ett av dessa har tre utfisken skett.

ERKÄNNANDEN

Ett tack till Per Nyberg och Ingemar Näslund som läst manuskriptet och bidragit med egna funderingar och synpunkter. Ett tack också till

Monica Bergman som stått för layouten och Preben Christensen och Eva Sers som ombesörjt tryckning och distribution av denna Information.

LITTERATUR

- Andreasson, S.** 1967. Verkeån och stensimpan. Skånes Natur 54: 108-117.
- Andreasson, S.** 1972. Distribution of *Cottus poecilopus* Heckel and *C. gobio* L. (Pisces) in Scandinavia. Zool. Scripta 1: 69-78.
- Appelberg, M. & E. Degerman.** 1991. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(4): 546-554.
- Bernes, C.** 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12. Naturvårdsverket. 144 p.
- Bohlin, T.** 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electrofishing. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 59: 5-14.
- Bohlin, T.** 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. (English summary: Quantitative electrofishing for salmon and trout - views and recommendations.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 33 p.
- Degerman, E., J.E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf.** 1985. Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på svenska västkusten. (English summary: Occurrence of brown trout, Atlantic salmon and eel in small acidified watercourses on the west coast of Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1). 84 p.
- Degerman, E. & P. Nyberg.** 1987. Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar - en arbetsrapport. (English summary: The composition and abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 71 p.
- Degerman, E., G. Lindgren, P.-E. Lingdell & P. Nyberg.** 1987. Kartering av strömfåuna och fisk i mindre vattendrag i Norrlands inland och fjälltrakter i relation till försurning. (English summary: An inventory of benthic fauna and fish in small streams in mountainous regions of northern Sweden affected by acidification.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2). 64 p.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand.** 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified running waters to improve conditions for fish.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): 27-214.
- Degerman, E. & B. Sers.** 1992. Fish assemblages in Swedish streams. Nordic J. Inst. Freshw. Res. 67: 61-71.
- Dickson, W.** 1988. Försurningsläget i svenska yt-vatten och kalkningsbehovet. Vatten 44: 300-304.
- Ekman, S.** 1922. Djurvärldens utbredningshistoria på skandinaviska halvön. A. Bonniers Förlag, Stockholm. 612 p.
- Gönczi, A.P.** 1986. Öringutsättningar i kraftverksmagasin. (English summary: Stocking of brown trout (*Salmo trutta* L.) in river reservoirs.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 81 p.
- Huet, M.** 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Schweiz. Z. Hydrol. XI(3/4): 332-351.
- Karlström, Ö.** 1976. Quantitative methods in electrical fishings in Swedish salmon rivers. ZOON (4): 53-63.

- Karlström, Ö.** 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag. (English summary: Habitat selection and population densities of salmon and trout parr in Swedish rivers.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 72 p.
- Krebs, C.J.** 1972. Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York. 694 p.
- Larsen, K.** 1955. Fish population analyses in some small danish trout streams by means of D.C. electrofishing with special reference to the populations of trout (*Salmo trutta* L.). Medd. Danm. Fisk. Havsundersøg. 1(10). 38 p.
- Maitland, P.S.** 1980. Review of the ecology of lampreys in Northern Europe. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 1944-1952.
- Mann, K.H.** 1965. Energy transformations by a population of fish in the river Thames. J. Anim. Ecol. 34: 253-275.
- Morin, R. & R.J. Naiman.** 1990. The relation of stream order to fish community dynamics in boreal forest watersheds. Polsk. Arch. Hydrobiol. 37: 135-150.
- Nilsson, N.-A.** 1965. Food segregation between salmonid species in north Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 46: 58-78.
- Sers, B.** 1991. Elfiskeregistret - en viktig och användbar databas. PM nr 1, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. 15 p.
- Straskraba, M., J. Chiar, S. Frank & V. Hruska.** 1966. Contribution to the problem of food-competition among the sculpin, minnow and brown-trout. J. Anim. Ecol. 35: 303-311.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing.** 1980. The River Continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- Zippin, C.** 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12: 163-189.

ENGLISH SUMMARY: THE FISH FAUNA IN SWEDISH STREAMS

In Sweden the electrofishing method is frequently used by several throughout Sweden to study populations of stream-dwelling fish. The results from these electrofishing efforts was often used in local investigations and inventories and was not available for the public. The National Board of Fisheries decided in 1989 that a central database was to be started at the Institute of Freshwater Research. As many of the electrofishing localities are a part of monitoring programmes the electrofishing efforts are repeated year by year. Until now 1 622 electrofishing localities and 1 904 electrofishing efforts are registered.

The electrofishing localities were situated 1 to 950 m above the sea level. The catchment area upstream the localities was in average 100 km² and the proportion of lakes in the catchment area was in average 5-10%. The stream width was 0.5 to 175 m. The maximum depth at the investigated localities was 0.1 to 3 m and the average depth was 0.03 to 2.6 m. The frequency of species caught was in average

2.4 and at 6.6% of the investigated localities no fish was caught.

This study aims to find out which abiotic and biotic parameters that regulates the occurrence and abundance of fish species in streams. In the database 36 freshwater species were registered. The twelve most frequently occurring fish species are discussed in this study. Brown trout (*Salmo trutta*) was the most frequently occurring species. The species was present at 76% of the localities and was caught mainly throughout Sweden. It was more frequently occurring in streams with a large proportion of lakes in the catchment area. The average abundance at the localities where the species occurred was 32 ind/100 m². European minnow (*Phoxinus phoxinus*) occurred at 24% of the localities and was more common in the southern and in the middle part of Sweden. The species was more frequently occurring in large, deep streams far from lakes. The average abundance of European minnow at the localities where it occurred was 34 ind/100 m². Burbot

(*Lota lota*) was the third most frequently occurring species and was caught at 21% of the investigated localities. The species was more common in large and deep streams and the average abundance at the localities where it was found was 2 ind/100 m². Bullhead (*Cottus gobio*) was present at 20% of the localities and was more frequently occurring in streams with large catchment area. The average abundance of bullhead was 37 ind/100 m². In this material Alpine bullhead (*Cottus poecilopus*) did not co-exist with bullhead. Northern pike (*Esox lucius*) was the fifth most frequently occurring species and was caught at 19% of the localities. The species was more common with warmer average temperature of July. The average abundance at the localities where the species occurred was 2 ind/100 m². Atlantic salmon (*Salmo salar*) was present at 12% of the localities and was more frequently occurring in streams with large catchment area and far from lakes. The average abundance of Atlantic salmon was 51 ind/100 m². Roach (*Rutilus rutilus*) occurred at 9% of the localities and was more common in deep streams with a large proportion of lakes in the catchment area. The species was more frequently occurring at localities situated at low altitude and the average abundance was 12 ind/100 m². European eel (*Anguilla anguilla*) was present at 8% of the localities and the species was favoured by warmer average temperature of January. The abundance of Atlantic sal-

mon and European minnow was higher together with European eel while the abundance of bullhead and burbot was lower. The average abundance was 6 ind/100 m². Perch (*Perca fluviatilis*) occurred at 8% of the investigated localities and was like brown trout and roach more frequently occurring in streams with a large proportion of lakes in the catchment area. The average abundance of perch at the localities where it was present was 6 ind/100 m². Brook lamprey (*Lampetra planeri*) was present at 7% of the localities and was more frequently occurring at localities far from lakes. The species was favoured by warmer average temperature of January and the average abundance was 12 ind/100 m². Grayling (*Thymallus thymallus*) occurred at 6% of the localities and was more common in the northern part of Sweden and in some streams that flow into Lake Vättern. Grayling was more frequently occurring in large streams far from lakes and the average abundance at the localities where the species was present was 3 ind/100 m². Alpine bullhead (*Cottus poecilopus*) at last, occurred at 4% of the localities. The species was more frequently occurring at localities with coarser bottom substrate and at localities situated at high altitudes. In this study just a few localities with the presence of Alpine bullhead was included and the results are therefore unreliable. The average abundance of Alpine bullhead at the localities where it occurred was 29 ind/100 m².



ELFISKEPROTOKOLL FÖR LÄN

VATTENDRAGSNAMN: HUVUDFLDOMR:.....
 VATTENDRAGSKOORD: _ _ _ _ _ - _ _ _ _ _ BIFLNR:.....
 LOKALKOORDINATER: _ _ _ _ _ - _ _ _ _ _ HÖJD ÖVER HAVET:.....m
 LOKALNAMN:.....-NR..... DATUM:.....

FISKET UTFÖRT AV INST., AVD.....
 ADRESS el. TELEFON

ANVÄNT AGGREGAT:.....
 VOLTPSTYRKA:.....V Likström.....(Rak/Puls) Bensin Batteri
 ANMÄRKN. (fisketid, amperestyrka etc)

 AVFISKAD YTA:.....m² TEMPERATUR LUFT°C VATTEN °C
 VATTENDRAGSBREDD:.....m LOKALENS LÄNGD:.....m BREDD:.....m
 AVFISKAS HELA VATTENDRAGSBREDDEN(J/N)
 MAXDJUP:.....m
 MEDELDJUP:.....m Avstängt fiske JA NEJ

VATTENHASTIGHET LUGNT STRÖM STRÅK-FORS (.....m/s)
 VATTENNIVÅ (L/M/H - låg, medel, hög för årstiden)
 BOTTENTOPOGRAFI JÄMN INTERMEDIÄR OJÄMN
 SUBSTRAT* (Ange 1-3; dominerande=1 och sedan 2 resp 3 för näst dom.,
 eller procenttalen för de dominerande substraten)
 FINSED. SAND GRUS STEN1 STEN2
 BLOCK1 BLOCK2 BLOCK3 HÄLL
 ÖVERVATTENSVEGETATION SAKNAS MÄTLIG RIKLIG
 BOTTENVEGETATION RINGA MÄTLIG RIKLIG
 DOMINERANDE TYP PÅVÄXTALG MOSSA HÖGRE VEG.
 NÄRMILJÖ ARTIFIC. LÖVSKOG BARRSKOG
 ÅKER ÄNG/HED

ART/GRUPP	ANTAL PER FISKEOMGÅNG		
	1	2	3
ÖRING 0+			
ÖRING >0+			
LAX 0+			
LAX >0+			
MÖRT			
ELRITSA			
ÄL			
GÄDDA			

ART/GRUPP	ANTAL PER FISKEOMGÅNG		
	1	2	3
BERGSIMPA			
STENSIMPA			
LAKE			

AVSTÅND TILL UPPSTRÖMS SJÖ.....km NEDSTRÖMS SJÖ.....km

AVRINNINGSOMR. (km²) <10 <100 <1000 >1000 (.....)

ANDEL SJÖ (%) <1% <5% <10% >10% (.....)

VANDRINGSHINDER(INGA, UPP, NED, BÅDE, ?)

STATIONÄR/VANDRANDE LAXFISK?

LOKALENS VÄRDE SOM BIOTOP FÖR LAXFISKUNGAR (0,1,2).....

KALKPÅVERKAN.....(JA/NEJ/TROL) Senaste kalkdatum.....

TYP AV KALKNING..... (Sjö-,doserar-,våtmarkskalkn.)

ANNAN PÅVERKAN.....(J/N/TROL.) TYP.....

ANNAN PÅVERKAN.....(J/N/TROL.) TYP.....

pH..... Alkalinitet.....mekv/l Konduktivitet.....mS/m

Färgtal.....mg Pt/l Provdatum.....

ANMÄRKNING

.....

.....

.....

SKISS ÖVER ELFISKELOKALEN:

INSTRUKTION FÖR IFYLLANDE AV ELFISKEPROTOKOLL

Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium startade i oktober 1989 ett rikstäckande dataregister för elfisken i rinnande vatten. Anledningen till detta var att elfiske blivit en omfattande verksamhet och utförs av alltfler institutioner. För närvarande elfiskas över 1000 stationer per år och det samlade materialet utgör en stor kunskapsresurs. Länsstyrelsernas fiskeenheter samt Fiskeriverket via sina utredningskontor utfärdar elfisketillstånden. Fiskeriverket begär i samband därmed att erhålla redovisning av elfiskeresultaten. Dessa resultatredovisningar har i vissa fall varit exemplariska, men ofta knapphändiga om de alls inkommit. Härigenom förloras information för centrala, regionala och kommunala myndigheter samt forskningsinstitutioner som snabbt kan önska få besked om ett vattendrag är undersökt, av vem och vilket resultat som erhöles.

Avsikten är inte att beröva forskare och andra deras resultat, utan sammanställningar

och publiceringar av resultat får ej ske utan medgivande från dem som utfört elfisket om så anges på protokollet. För pågående forskningsprojekt kan efter överenskommelse dataregistreringen avvakta tills resultaten publicerats.

Alla skall ha tillgång till registerutdrag, vilket kommer att underlätta framtida planering av elfiskeundersökningar, såväl för regionala inventeringar som för recipientkontroll.

Bifogade elfiskeprotokoll utgör en mall enligt vilken resultaten bör redovisas. Det är framför allt viktigt att fälldata som **datum, elfiskelokal (X- och Y-koordinater och ev lokalnamn) fångst per elfiskeomgång och längder på alla fångade fiskarter** registreras noggrant. Tänk också på att **ett kvantitativt (3 utfiskningar) elfiske utgör en säkrare grund för beräkningar av fiskbestånden** i vattendraget. Vad de olika uppgifterna avser framgår av förklaringarna nedan.

De ifyllda protokollen skall efter elfisket skickas till den som givit tillståndet, dvs vanligen någon av länsstyrelserna eller Fiskeriverkets utredningskontor.

VATTENDRAGSNAMN= I första hand används namn i SMHI's vattendragsregister (SVENSKT VATTENARKIV - Vattendragsregistret, 1985, publikation HO 26, SMHI, Norrköping). Är vattendraget litet och inte står med får i andra hand namn från topografiska kartan användas. Eljest lokalt namn.

HUVUDFLODOMRÅDE= Är huvudflodområdesnummer enligt SMHI, exempelvis 35 för Idbyån.

VATTENDRAGSKOORDINATER= 12-siffriga koordinater i rikets system för vattendragets mynning enligt SMHI's vattendragsregister.

BIFLÖDESNUMMER= Biflödesnummer enligt SMHI's vattendragsregister.

LOKALKOORDINATER= Egen bestämning av elfiskelokalens mittpunkt. 12-siffriga koordinater i rikets system från topografisk karta.

HÖJD ÖVER HAVET= Avser elfiskelokalen. Bedömes så noggrant möjligt från topografiska kartan.

LOKALNAMN= Lokalnamn ges av den som fiskade lokalen. Helst ges namn efter namn på topografiska kartan, möjligen följt av lägesangivelse. Ex. Kroatorpet, Söder om.

LOKALNR= Lokalens nummer enligt den som först registrerat lokalen. Frivillig uppgift för att underlätta rapportering.

DATUM= Provtagningsdatum skrivet År-Månad-Dag, t.ex. 89-09-05.

FISKET UTFÖRT AV= Ange gärna institution och namn på ansvarig för fisket. Vi är också tacksamma om ni fyller i telefon eller adress, som kan underlätta för oss om vi behöver fråga om något.

ANVÄNT AGGREGAT= Fri text för att ange fabrikatet på aggregat. Ex LUGAB.

VOLTSTYRKA= Den utgående spänning som använts vid fisket.

LIKSTRÖM= Ange om det var pulsad eller rak likström på aggregatet.

BENSIN/BATTERI= Ange typ av kraftkälla för aggregatet.

ANMÄRKNING= Utrymme för egna anteckningar, ex fisketid, amperetal m m.

AVFISKAD YTA= Den yta av vattendraget som elfiskats. Avser vattenytan ("wetted area"), dvs ej inräknat stora block och liknande. Anges i hela m².

TEMPERATUR= Temperaturen i luften och i vattnet vid fisketillfället.

VATTENDRAGSBREDD= Vattendragets medelbredd på elfiskelokalerna i m med en decimal. OBS! Hela vattendragsbredden ska anges (medelbredden i m med en decimal).

LOKALENS LÄNGD= Elfiskelokalens längd i m. Fiskas olika längd på vardera stranden anges medellängden.

LOKALENS BREDD= Fiskas inte hela vattendragsbredden, ange avfiskningsbredden (medelbredden i m med en decimal).

AVFISKAS HELA VATTENDRAGSBREDDEN= Ibland avfiskas bara en del av större vattendrags bredd, svara i så fall NEJ.

MAXDJUP= Lokalens största djup i m med en decimal.

MEDELDJUP= Elfiskelokalens medeldjup i m med en decimal.

AVSTÄNGT FISKE= Notera om fisket bedrevs avstängt, dvs om avstängningsnät använts eller om naturlig avstängning finns (ex. damm).

Även om enbart övre eller nedre del stängts av så räknas detta som JA.

VATTENHASTIGHET= Vattenhastighet bedöms i tre klasser. LUGNT (under 0.2 m/s), dvs stilla till lugnflytande vatten. STRÖM (0.2-0.7 m/s), dvs ström-stråkande-enstaka fors-nacke, samt STRÅK-FORS vid medelvattenhastigheter över 0.7 m/s. Görs exakt mätning anges medelvärde för ytvatten.

VATTENNIVÅ= Anges som låg, medel, hög för årstiden.

BOTTENTOPOGRAFI= Ange om botten är jämn, intermediär eller ojämn.

SUBSTRAT= Dominerande bottensubstrat på lokalen enligt gängse skala på partikeldiameter:

KOD	Förklaring	Partikeldiameter (cm)	
FINSED.	Finsediment	<0.02	Ange det mest dominerande substratet med 1, det näst mest dominerande med 2 och eventuellt ett tredje dominant med 3, eller ange procentalen (yttäckning bedömd rakt ovanifrån) för de dominerande substraten. En ledig ruta finns för den som har "eget" substrat, t.ex. betongkulvert, kalkkross.
SAND	Sand	0.02-0.2	
GRUS	Grus	0.2-2.0	
STEN1	Mindre sten	2.0-10	
STEN2	Större sten	10-20	
BLOCK1	Mindre block	20-30	
BLOCK2	Medelstor block	30-40	
BLOCK3	Större block	>40	

ÖVERVATTENSVEGETATION= Ange förekomsten av vassar (vass, säv, fräken), dvs helofyter, i vattnet på elfiskelokalen.

BOTTENVEGETATION= Yttäckningsgraden av bottenvegetation (således ej vassar) på vattendragets botten bedömd rakt ovanifrån. Klassad som ringa om yttäckningen understiger 10% och riklig om yttäckningen överstiger 50%.

DOMINERANDE TYP= Ange dominerande typ av bottenvegetation. Övervattensväxter (Helofyter, "vassar") och landväxter skall ej medräknas.

NÄRMILJÖ= Den dominerande omgivande marktypen; klassat som artificiell mark (vägbank, stad), lövskog, barrskog, åkermark, öppen obrukad mark av hed- eller ängskaraktär. En ledig ruta finns för övriga marktyper. Avser miljön de närmaste 25 m runt lokalen.

I de två rutorna nederst sammanställs resultaten från baksidan, dvs antal fångade fiskar av resp art per elfiskeomgång.

BAKSIDAN= I frekvenstabellen anges antalet fångade fiskar av resp art inom resp längdintervall. Observera att varje fiskeomgång anges var för sig om upprepat fiske utföres. Alternativt användes tabellen på sidan 4.

AVSTÅND TILL UPP- RESP NEDSTRÖMS SJÖ= Avstånd till uppströms resp nedströms sjö i km med en decimal, mätt på karta utmed vattendraget.

AVRINNINGSOMRÅDE= Avrinningsområdets storlek, inklusive sjöar, uppströms elfiskelokalen (km²). Bedöms från topografisk karta.

ANDEL SJÖ= Andel sjöar i % av avrinningsområdet uppströms elfiskelokalen. Bedöms från topografisk karta.

VANDRINGSHINDER= Anger om definitivt vandringshinder för fisk (ej ål) föreligger så att sjö/hav/stor älv ej kan nås. Vandringshinder betecknas - uppströms (UPP), nedströms (NED), både upp- och nedströms (BÅDE) eller saknas (INGA). Saknas uppgift ange detta med frågetecken eller kommentar. Uppgiften är en bedömningsfråga. När det gäller vandringshinder uppströms så ange bara för den närmaste km ovan elfiskelokalen. Uppgiften gäller bara den elfiskade fåran ej biflöden upp- eller nedströms.

STATIONÄR/VANDRANDE LAXFISK= Ange om laxfiskpopulationen är stationär eller vandrande.

LOKALENS VÄRDE SOM BIOTOP FÖR LAXFISKUNGAR= Lokalens värde som biotop för laxfiskungar bedömes subjektivt med klassningen: 0 = olämplig lokal (avsaknad av grus/ sten i lämplig storlek samt låg/hög vattenhastighet), 1 = intermediär lokal, 2 = lämplig lokal (lämpligt bottenstrat, vattenhastighet 0.2-1.0 m/s).

KALKPÅVERKAN= Kalkpåverkan i syfte att motverka försurningen som påverkar fisk på lokalen vid elfisketillfället. Har kalkning skett inom två år på ett sådant sätt att lokalen påverkats (egen bedömning) svaras JA, eller TROLIGEN eljest NEJ.

SENASTE KALKDATUM= Anger sista datum kalkning skedde som påverkade lokalen.

TYP AV KALKNING= Typ av kalkning anges som sjökalkning, våtmarkskalkning, kalkdosserare, eller flera kalkningstyper blandat. Specificera i sistnämnda fall.

ANNAN PÅVERKAN= Ange om annan vattenkemisk eller fysisk påverkan på lokalen skett som påverkar fisk. Svara med JA, TROLIGEN eller NEJ.

TYP= Ange typ av påverkan, antingen med egna ord eller med koder; Ex eutrofierande utsläpp (GÖDNING), giftiga utsläpp (GIFT), kanalisering (DIKNING), kulvertering (KULVERT), kalhuggning (HYGGE), rensning (RENSNING), reglering (REGLERING).

Vattenkemiuppgifter och provdatum anges om vattenprov tagits i anslutning till elfisket. Det förutsätts att parametrarna analyserats enligt gängse metoder. Finns andra analyser ange gärna även detta, t ex fosfor och aluminium.

ANMÄRKNING= Utrymme för egna anteckningar.

SKISS ÖVER ELFISKELOKALEN= Här kan en skiss över elfiskelokalen ritas. Markera gärna terrängföremål vid övre resp nedre gräns.

Ge gärna extra uppgifter om undersökningen och skicka gärna rapporter.

ELFISKEDATABASEN

GÄLLER FR O M 1990-10-09
(Ändringar gjorda i databas "ELFISKEN", fler variabler har tillkommit.

Elfiskeregistret är uppbyggt i DbaseIV (Ash-ton-Tate), en mycket använd relationsdatabas i PC-miljö.

BEFINTLIGA REGISTER:

1. "LOKALER"

I detta register lagras alla elfiskelokaler i landet.

2. "ELFISKEN"

I denna del lagras kringuppgifter från det enskilda provfisket; exempelvis lokalens längd, substrat m.m.

3. "FANGSTER"

Här lagras elfiskeresultatet, dels förekommande arter, dels i beräknat antal per 100 m².

4. "INDIVIDER"

I denna del kan längder och vikter på fiskindivider lagras. Denna registerdel bör ej ingå i det centrala registret utan finns på de lokala enheterna vid behov.

5. "KEMI"

Denna del lagrar kemiska data (pH, alk, konduktivitet, färgtal). Denna registerdel kopplas till lokalen och inte till det enskilda elfisketillfallet, varigenom alla kemiska analyser på vattnet från lokalen kan lagras.

6. "ÖVRIG KEMI"

I denna del lagras udda kemiska analyser som metaller, fosfor, kväve m.m.

Parametrar i de olika registren

Parametrarna (fälten) går igenom enligt uppställning i denna bilaga.

1. "LOKALER"

LÄN= Länen kodas 01 till 25 (Stockholms till Norrbottens län).

HFLODOMR= Huvudflodområdesnummer enligt SMHI (Vattendragsregistret).

BIFLNR= Biflödesnummer enligt SMHI (Vattendragsregistret).

VDRAGSNAMN= Vattendragets namn. I första hand används den uppgift som anges på rapporten. I andra hand tas namnet från topografisk karta.

XKOORVDRAG= Vattendragets mynningskoordinat i X-led enligt SMHI. (Vattendragsregistret)

YKOORVDRAG= Vattendragets mynningskoordinat i Y-led enligt SMHI.

LOKALNAMN= Lokalnämnet ges av den som fiskade lokalen. Helst ges namn efter namn på TOPO-kartan, möjligen följt av lägesangivelse. Ex. Kroatorpet, Söder om.

LOKALNR= Lokalens nummer enligt den som först registrerat lokalen. Frivillig uppgift för att underlätta den interna hanteringen på den institution som elfiskat.

XKOORLOKAL= X-koordinat enligt Lantmäteriverket (tas ut från topokarta). RAK-systemet.

YKOORLOKAL= Y-koordinat enligt ovan.

HOH= Höjd över havet i m. Anges minst till närmaste 5 m.

AVRIOMRKM2= Avrinningsområdets storlek uppströms elfiskelokalen (km²). Anges enbart i fyra klasser (<10, <100, <1000 resp >1000 km²).

ANDSJOPROC= Andel sjöar i % av AVROMR. Anges enbart i fyra klasser (<1, <5, <10, >10%).

AVSTUPP= Avstånd till uppströms sjö (km). Saknas uppgift anges -9. Saknas uppströms sjö anges 10 km. Maxvärde som anges är 10 km. Minsta enhet 0.1 km.

AVSTNER= Avstånd till nedströms sjö (km).

VANDHINDER= Anger om definitivt vandringshinder för fisk föreligger uppströms (UPP), nedströms (NED), både upp- och nedströms (BÅDE) närmaste sjö/hav eller saknas (INGA). Föreligger osäkerhet anges (?). Saknas uppgift anges inget.

UPPGKOMPLETE= Anger om fullständiga uppgifter erhållits. Besvaras Ja eller NEJ.

2. "ELFISKEN"

XKOORLOKAL= X-koordinat för lokalen enligt Lantmäteriverket (tas ut från topokarta).

YKOORLOKAL= Y-koordinat för lokalen enligt ovan.

FISKEDATUM= Provfiskedatum skrivet ÅÅMMDD.

ANSVARIG= Utförande institution.

Utförande institution kodas:

Fiskeriverket, centralt = FIV

Fiskenämnd = FN

Utredningskontor (Jkpg, Luleå) = UKJ,UKL
etc

Sötvattenslaboratoriet = SÖTV

Länsstyrelse = LS

Naturvårdsverket = SNV

Universitetet, Uppsala, Umeå

Lund, Göteborg, Linköping =UUP,UUM,ULU
osv

Institutet för vatten... =IVL

Folkhögskola =FHS

Sportfiskarna, Fritid Sthlm, olika fiskeklubbar,
fiskev.för. m fl = SF

Projekt Västerbottenlax = ACLAX

Samhall = SAMHA

Domänverket = DV

AGGREGAT= Här anges huruvida bensin eller batteriaggregat använts.

VOLT= Angivande av den utgående voltstyrka som använts vid elfisket.

ANTUTFISKE= Anger antal utfisken som utförts på lokalen.

BREDD= Vattendragets medelbredd i m med en decimal. (Hela vattendragets bredd, inte bara avfiskningsbredden.)

LÄNGD= Elfiskelokalens längd i m med en decimal. Fiskas olika längd på vardera stranden anges medellängden.

LOKALBREDD= Lokalens medelbredd i m med en decimal. Missing value = -9.0.

AREA= Ytan som avfiskas.

AVFISKBRED= Fältet tomt = fiskat hela bredden. N = inte fiskat hela bredden.

MAXDJUP= Lokalens största djup i m med en decimal. Missing value= -0.90.

MEDELDJUP= Elfiskelokalens medeldjup i m med en decimal.

BOTTENTOPO= Bottenprofilen anges som jämn=1, intermediär=2, ojämn=3. Missing value -9.

SUBSTRAT1= Dominerande bottensubstrat på lokalen enligt den skala på partikeldiameter som föreslagits av Karlström:

KOD	Förklaring	Partikeldiam (cm)
FIN	Finsediment	<0.02
SAND	Sand	0.02-0.2
GRUS	Grus	0.2-2.0
STEN1	Sten, mindre	2.0-10
STEN2	Sten, större	11-20
BLOCK	Block	>20

SUBSTRAT2= Näst dominerande substrat enligt ovan.

SUBSTRAT3= Tredje vanligaste bottensubstratet.

VATTENNIVÅ= Vattennivån (flödet) subjektivt bedömt i förhållande till det normala för årstiden. Klassas som Lågt, Medel, Högt.

VATTENHAST= Vattenhastighet klassad i tre klasser; Lugnt, Ström, Stråkande-Fors.

VATTENTEMP= Vattentemperatur vid elfisket i grader C med en decimal. Missing value =-9.0.

LUFTEMP= Lufttemperatur vid elfisket i grader C med en decimal. Missing value = -9.0.

OVEGMÄNGD= Klassning av mängden förekommande övervattensvegetation, dvs sk helofyter. Ex. Bladvass, Säv spp., Igelknopp spp., Blomvass, Carex spp. Klassningen sker i grupperna ringa, måttlig, riklig.

UVEGMÄNGD= Klassningen av mängden bottenvegetation (Nymphaeider, Submersa) enligt ovan.

UVEGTYP= Angivande av dominerande bottenvegetationstyp, enligt mossor, påväxtalger och blomväxter (MOSS, PALG, BLOM).

NÄRMILJÖ= Klassificering av lokalen närmast (10 m) omgivande mark enligt ovan.

TYPVAVPOPUL= Här anges om laxfiskpopulationen är strömlevande = ström, eller vandrande = vandr. Är fältet tomt så har ingenting angetts.

LOKALVÄRDE= Lokalens värde som biotop för laxfiskungar. Anges som 0 = olämplig lokal, 1 = intermediär lokal, 2 = lämplig lokal (se instr. för ifyllande av elfiskeprotokoll för förkl. av klassificeringen). Missing value = -9.

KALKPÅVERK= Har kalkningar skett uppströms svaras JA annars NEJ. Detta dock endast om kalkningarna skett elfiskeåret eller anses ha påverkat lokalen. "Kontinuerlig" kalkning = ange året fisket utfördes (ex 890000).

KALKDATUM= Anger sista datum kalkning skedde som påverkade lokalen. Årtal är tillräckligt. Missing value = -9.

KALKTYP= Typ av kalkning anges med maximalt tre bokstäver, där SJÖ=sjökalkning, VÅT=Våtmarkskalkning, DOS=Kalkdoserarkalkning, BLA=Flera kalkningstyper blandat.

PÅVERKTYP1= Annan typ av mänsklig påverkan på lokalen än kalkning. Anges i klartext på elfiskeprotokollet, men kodas i databasen. Exempel; utplantering av fisk (UTPL), flottledrensning (FLOTT), flottledsrestaurering (FLEDR), organisk förorening (AVLOP), vattenreglering (REGL), biotopvårdsåtgärder (BIOTO), industri (INDUS), rensning (RENSN), dikning (DIKN), jordbruk (JORDB), gödning (GÖDN).

PÅVERKTYP2= Används om fler påverkanstyper angetts.

ANMÄRKNING= Här noteras händelser i samband med elfisket som inte kommer med i de övriga fälten.

KÄLLA= Anger varifrån uppgifterna tagits (publicerade rapporter, sammanställningar el dyl).

AVELSFISKE= Besvaras med JA om fiskets syfte varit att bara fånga stor fisk. Lämnas tomt om det inte var det eller om det inte angivits.

3. "FÅNGSTER"

XKOORLOKAL= X-koordinaten för lokalen enl ovan.

YKOORLOKAL= Y-koordinaten för lokalen enl ovan.

FISKEDATUM= Datum för elfisket. Datumet motsvarar datum ovan.

FISKART= Fiskart angivet enligt RUBIN-systemet. Maximalt åtta, men oftast fem bokstäver. Ex: Öring, Lax, Elrit, Gädda, Mört, Abbor, Äl, Stesi, Besim.

STORFISK= Antal fiskar som är större än 0+ per 100 m² (fr o m 1990 års fisken). Beräknat värde, missing value = -9.0.

VARAVOPLUS= Antal 0+ per 100 m². Beräknat värde. Beräknas endast för vissa arter, missing value = -9.0.

BERÄKNTYP= Sättet på vilket siffrorna ovan beräknats. Gäller t o m 1989 års fisken totalantalet fiskar/100 m². Fr o m 1990 års fisken gäller detta fält beräkningstypen för fisk >0+.

ZIPP=Zippins utfångst,

JUNG=Junge-Libosvarsky beräkning,

AREA=Antalet fiskindivider delat med arean,

ESTP=Antalet fiskindivider dividerat med arean, men ett skattat p för fångst-effektiviteten använt.

ANNA=Annan metod.

BERÄKN0PLU= Som ovan, fast beräknings-sättet gäller 0+ (Detta fält nytt fr o m 1990 års fisken.)

PROBVÄRDE= p-värde vid beräkning av Zippin. Anger fångstchans för populationen vid första elfisket. Beräkning sker som antal fångade vid första elfisket i relation till hela skattade populationen. P-värdet gäller t o m 1989 års fisken beräkningen för det totala antalet fiskar/100 m². Fr o m 1990 års fisken beräknas p-värdet för 0+ och >0+ var för sig. Detta p-värde gäller för den stora fisken. Missing value = -9.0.

PVÄRDE0PLU= Som ovan, fast p-värdet gäller 0+-fisken. (Detta fält nytt fr o m 1990 års fisken.) Missing value = -9.0.

LANGSTOPLU= Längsta 0+-fisken i millimeter. Missing value = -9.

MAXLÄNGD= Längd (mm) för största individen. Missing value = -9.

MINLÄNGD= Längd (mm) för kortaste individen. Missing value = -9.

4. "INDIVIDER" - registerdelen ej i bruk.

DATUM= Enligt ovan.

OMG= Elfiskeomgång (1-4)

FISKART= Enligt RUBINKOD, se ovan.

LÄNGD= Individens längd (mm).

VIKT= Individens vikt (g).

Ytterligare uppgifter kan naturligtvis tillföras av den som så önskar.

5. "KEMI"

XKOORLOKAL= X-koordinaten för lokalen enl ovan.

YKOORLOKAL= Y-koordinaten för lokalen enl ovan.

KEMIDATUM= Provtagningsdatum för vattenprovet (kan sammanfalla med elfiskedatum).

pH= pH-värde med en decimal. Miss. value = -9.0

ALKALIN= Alkalinitet i mekv/l. Miss. value = -9.000.

KONDUKTIV= Konduktivitet i mS/m. Miss. value = -9.0

FÄRG TAL= Färgtal i mg Pt/l. Miss value = -9.

Det förutsätts att kemiska parametrar analyserats enligt SK10.

6. "ÖVRIG KEMI"

XKOORLOKAL= X-koordinaten för lokalen enl ovan.

YKOORLOKAL= Y-koordinaten för lokalen enl ovan.

KEMIDATUM= Enligt ovan.

KEMIKOD= Kemisk parameter angiven enligt kod där;

CaMg	Ca+Mg (mekv/l)
Ca	Ca (mekv/l)
Mg	Mg (mekv/l)
Abs1056	absorbans vid 1056 nm.
Total	Total-aluminium (µg/l)
Totp	Total-fosfor (µg/l)
Totn	Total-kväve (µg/l)

VÄRDE= Numeriskt värde (med maximalt tre decimaler). Missing value -9.

PARAMETRAR SOM INGICK I DISKRIMINANTSANALYSEN

För att förklara förekomsten av olika fiskarter i rinnande vatten utfördes för resp fiskart en diskriminantsanalys. Följande parametrar ingick i analysen:

Lokalens nordläge (X-koordinat) (1 622 värden)
 Lokalens höjd över havet (1 891 värden, 10log)
 Avrinningsområdets storlek (klassat) (1 563 värden)
 Andelen sjö inom avrinningsområdet (% , klassat) (1 317 värden)
 Lokalens avstånd till uppströms sjö (1 863 värden, 10log)
 Lokalens avstånd till nedströms sjö (1 863 värden, 10log)
 Lokalens sammanlagda avstånd till sjöar (1 863 värden, 10log)
 Lokalens maxdjup (1 628 värden, 10log)
 Lokalens medeldjup (1 414 värden, 10log)
 Lokalens tvärsnittsarea (medeldjup*lokalbredd) (1 273 värden, 10log)
 Dominerande bottensubstrat (1 860 värden)
 Vattendragets bredd (1 707 värden, 10log)
 Årsmedeltemperaturen (1 889 värden)

Medeltemperaturen för januari (1 889 värden)
 Medeltemperaturen för juli (1 889 värden)
 Närvaron av antalet övriga arter
 Den sammanlagda tätheten av övriga arter på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av öring på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av elritsa på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av lake på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av stensimpa på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av gädda på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av lax på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av mört på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av ål på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av abborre på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av bäcknejonöga på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av harr på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av bergsimpa på lokalen (10log)

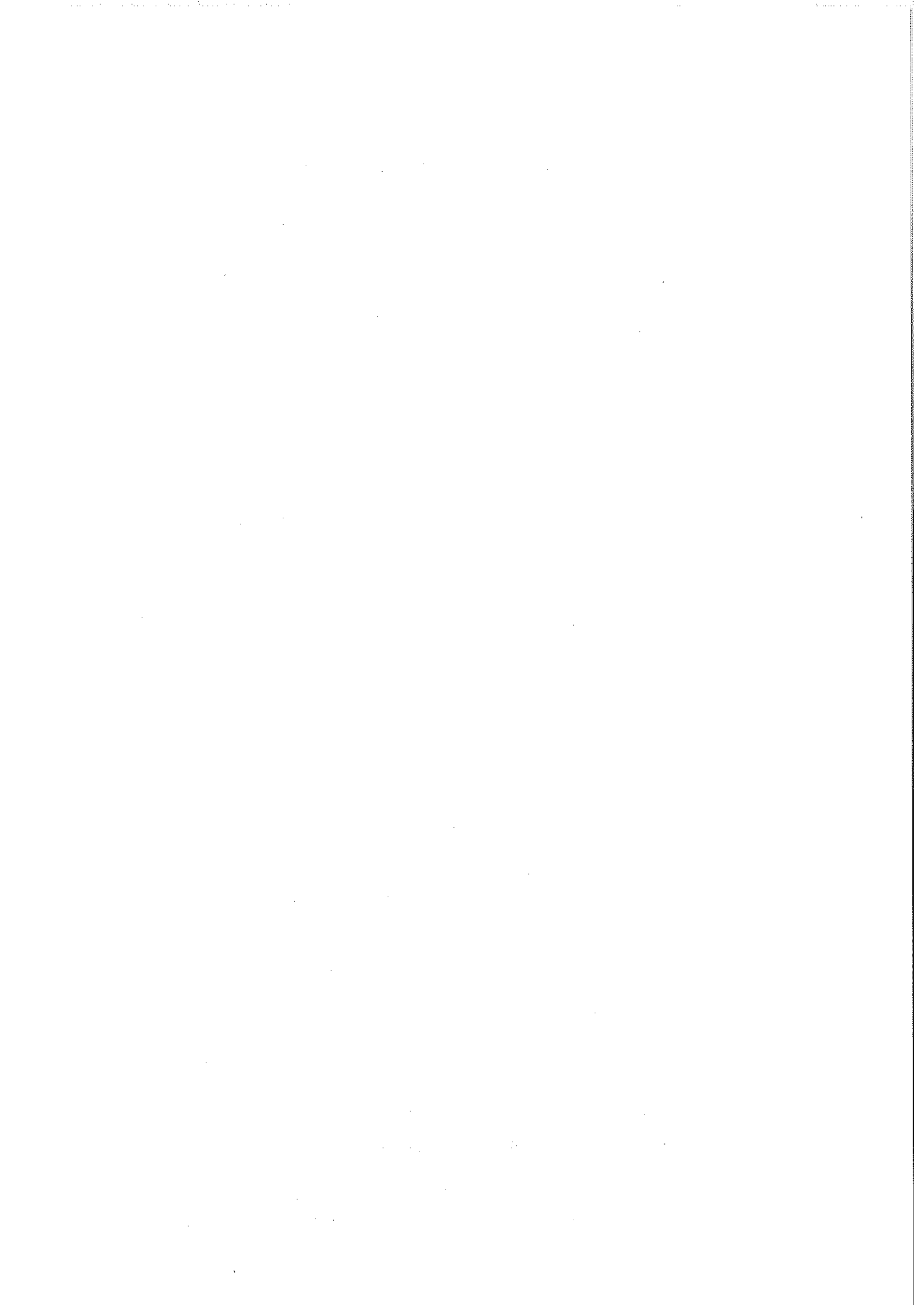
Bilaga 5

PARAMETRAR SOM INGICK I DEN MULTIPLA LINJÄRA REGRESSIONEN

För att förklara vilka faktorer som styr tätheten av olika fiskarter i rinnande vatten utfördes för resp fiskart en stegvis multipel linjär regression. Följande parametrar ingick i regressionen:

Lokalens nordläge (X-koordinat) (1 622 värden)
 Avrinningsområdets storlek (klassat) (1 563 värden)
 Andelen sjö inom avrinningsområdet (% , klassat) (1 317 värden)
 Dominerande bottensubstrat (1 860 värden)
 Årsmedeltemperaturen (1 889 värden)
 Medeltemperaturen för januari (1 889 värden)
 Medeltemperaturen för juli (1 889 värden)
 Närvaron av antalet övriga arter
 Den sammanlagda tätheten av övriga arter på lokalen (10log)

Tätheten (ind/100 m²) av öring på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av elritsa på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av lake på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av stensimpa på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av gädda på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av lax på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av mört på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av ål på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av abborre på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av bäcknejonöga på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av harr på lokalen (10log)
 Tätheten (ind/100 m²) av bergsimpa på lokalen (10log)



ÖRING I RINNANDE VATTEN -

En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar

Ingemar Näslund

Fiskeriverkets försöksstation, 840 64 Kälarne

SAMMANFATTNING

Sportfiske efter öring i rinnande vatten är mycket eftertraktat och har ett stort kommersiellt värde. I vatten där fisket försämrats på grund av miljöförstöring eller överfiskning har intresset varit stort att försöka återskapa eller upprätthålla goda fångstmöjligheter. Därigenom har utsättning av öring i rinnande vatten blivit en vanlig fiskevårdsåtgärd. Dessvärre är många utsättningar verkningslösa och kan dessutom medföra negativa konsekvenser för vildbestånden. Det är därför viktigt att kunna avgöra vid vilka tillfällen och i vilka vattendrag utsättningar kan tänkas vara den effektivaste fiskevården. I rapporten sammanfattas därför litteratur om öringens habitatkrav och vilka faktorer som begränsar öringpopulationer. Därefter redogörs för de erfarenheter av utsättningar som finns redovisade i litteraturen. Avslutningsvis definieras situationer och typer av vattendrag där utsättningar är motiverade samt ges rekommendationer för hur de bör genomföras.

Habitat

Öring är, åtminstone under en del av livscykeln, helt beroende av strömmande vatten och därmed anpassad till ett liv i denna miljö. Habitatvalet kan dock variera mellan olika vattendrag på grund av skillnader i tillgängligt habitat, flödesförhållanden, artsammansättning m m. Öringen leker i substrat med en medelstorlek av 0.7-8.1 cm beroende på fiskens storlek. Bottnar med stort inslag av finkornigt material undviks och strömhastigheten över lekbadde understiger aldrig ca 15 cm/s.

Öringens ståndplats i strömmen måste ha tillräckligt hög strömhastighet och stort djup för att tillräckligt många bytesdjur skall passera och vara möjliga att fånga. Öringen vilar ofta nära botten där strömhastigheten är mycket låg, för att sedan fånga byten i ståndplatsens närområde där strömhastigheten är betydligt högre. Större fisk kräver ståndplatser med större vattendjup och högre vattenhastighet i närområdet. Ynglen återfinns på grunt vatten och föredrar bottensubstrat i storleken 5-7 cm. 0+ och 1+ öring återfinns grundare än 30 cm medan äldre fisk finns på större djup. I ståndplatsens omedelbara närhet måste också finnas tillgång till gömställen (skydd) dit fisken flyr när den blir störd.

Täthetsbegränsande faktorer

Tätheten av öring i ett vattendrag kan begränsas av en rad olika faktorer, ofta i samverkan. Betydelsen av dessa varierar under olika delar av livscykeln, såväl som under året. Öring är territoriell, dvs försvarar ett särskilt område i strömmen gentemot artfränder. Detta medför att det fysiska habitatet begränsar populationsstorleken. Inomartskonkurrensen är mycket intensiv under de första månaderna efter kläckning och då inträffar också den största dödligheten. Under vissa omständigheter bestäms populationstätheten av en given årsklass under en kritisk period strax efter uppkrypningen. Även senare i livet är de sociala interaktionerna mycket starka vilket leder till att dominanshierarkier upprättas i strömlevande bestånd.

Betydelsen av förekomst av andra fiskarter i öringförande vattendrag är förhållandevis dåligt känd. Det är dock troligt att tätheterna av öring i många vatten begränsas genom konkurrens från andra arter, t ex lax, bäckröding, harr och karpfiskar. Öring är också utsatt för predation från andra fiskarter, fågel och däggdjur. Framför allt gädda, skrak, häger och mink är betydelsefulla predatorer.

Aven födotillgången kan verka begränsande på öringbestånd. Ökad födomängd leder till att fler ståndplatser kan utnyttjas och därmed till högre tätheter medan tillväxten påverkas i mindre utsträckning. Förändringar i det fysiska habitatet medför också att öringtätheterna förändras. Förbättrade substrat-, djup- eller vattenhastighetsförhållanden kan, liksom ökad tillgång till skydd, leda till ökade tätheter av öring. Mycket betydelsefulla är också de faktorer som kan relateras till klimatet. Ogynnsamma flöden som ett resultat av torra eller omfattande regn kan medföra avsevärd reduktion av öringbiomassan. Även besvärliga övervintringsförhållanden kan ha en negativ inverkan.

Erfarenheter av utsättningar

Utsättningar av rom och yngel av öring har i flera fall visat sig leda till att reproducerande bestånd etablerats. Överlevnaden varierar men efter de första månaderna i naturvatten torde tätheterna i första hand bestämmas av naturliga faktorer. Ynglen sprider sig i mycket liten utsträckning, ofta mindre än 100 m, från utsättningsplatsen.

Om ensamrig och ettårig fisk sätts ut blir överlevnaden generellt sett högre. Den största dödligheten inträffar tämligen snart efter utsättning. Majortiteten av de utplanterade fiskarna tycks inte sprida sig mer än en km från utsättningsplatsen under det första året. Det har ifrågasatts om utsättningar av så pass ung fisk är meningsfulla då återfångsterna av fisk i fångstbar storlek varit blygsamma. Under vissa omständigheter är dock metoden framgångsrik.

Utsättningarna av två-somrig och äldre fisk har ofta "put and take"-karaktär, dvs fisken fångas efter en kort tid och hinner varken tillväxa eller reproducera sig. Vinteröverlevnaden är låg och ett år efter utsättningen finns mycket få fiskar kvar. Återfångsterna görs i regel inom en km från utsättningslokalen och utsättningar i klump ger bäst resultat. Utsättning av

vandringsfärdiga ungar i vattendrag för att stödja sjövandrande bestånd ger få återfångster av reproducerande individer.

Anledningen till att utsättningar misslyckas varierar men förklaras ibland av att de skett i vattendrag med alltför dåliga vattenkvalitets- eller habitatförhållanden. Fisken kan också ha hanterats illa i samband med lastning eller transport vilket lett till hög dödlighet. Vidare har fisken svårt att klara av omställningen från odlings- till naturförhållanden. Framför allt gäller detta äldre fisk. Dessutom har odlad fisk svårare att klara av övervintring, lekvandring och lek. Skillnaderna i beteende och överlevnad mellan vild och odlad fisk kan i sin tur ha att göra med att selektionstrycket i odling är annorlunda (domesticering), inavel eller stamtillhörighet.

Utsättningar av öring med annorlunda genetisk bakgrund medför risker för vattendragets naturreproducerande bestånd. Inkorsning och undanträngning kan leda till att enskilda stammars särprägel försvinner, att unika egenskaper förloras och att den totala genetiska variationen reduceras. Det är därför viktigt att värdefulla och opåverkade populationer skyddas, även mot utsättningar.

Slutsatser och rekommendationer

- Fiskevården bör bygga på det lokala beståndet. Förbättra miljön i och kring vattendraget och/eller ändra fiskets inriktning för att optimera förhållandena för den naturreproducerande öringen, innan utsättningar övervägs.
- Om utsättningar behövs; använd älveget material och tillräckligt antal föräldrar. Sträva också efter att använda fisk som utgör första generationen i odling.
- Använd så tidiga stadier som möjligt (rom och yngel) vid återintroduktion i vattendrag där öring slagits ut. Sprid rom och yngel väl. Undvik överutsättning. Välj en lämplig stam från ett närliggande vatten.
- Vid förstärkningsutsättningar bör endast älveget material komma ifråga. I vatten med dåliga reproduktionsmöjligheter är ensamrig fisk ett bra alternativ. Om avsikten är att öka antalet reproducerande individer bör även här så tidiga stadier som möjligt användas. Sprid fisken och anpassa utsättningsmängden efter vattendragets bärformåga.

INLEDNING

Utbredning och livshistoria

Öring (*Salmo trutta* L.) finns spridd i vårt land från längst i norr till Skånes sydkust. Den är ursprungligen en europeisk fiskart med sin utbredning österut begränsad av Uralbergen och söderut av Atlasbergen i norra Afrika. Öring har introducerats i många vatten utanför sitt naturliga utbredningsområde och finns idag i Nord- och Sydamerika, Australien, Nya Zeeland, södra Afrika, Indien, Pakistan och Nya Guinea (Figur 1). En av de mer betydelsefulla faktorerna som begränsar dess utbredning är vattentemperaturen. Öring tillväxer inom intervallet 2-19 °C och överlever inte temperaturer över 25 °C eller låga syrenivåer under någon längre tid (Elliott 1989a). I varma områden finns därför öring bara i bergstrakterna där vattentemperaturen är lägre.

Mellan olika öringbestånd finns stora skillnader i utseende och livshistoria (tillväxt, ålder vid könsmognad, vandringsmönster m m). I vissa vattendrag är öringen stationär, småvuxen (<100 g) och förhållandevis kortlivad. Andra vattendrag däremot hyser vandringsöring, dvs öring som tillbringar de första åren i rinnande vatten men som sedan vandrar till närmaste sjö eller till havet. Där övergår de ofta till fiskdiet och kan därmed bli mycket storvuxna (5-10 kg) innan de ett par år senare återvänder till ursprungsvattendraget för att leka. Öring delades tidigare in i olika underarter (bäcköring, insjööring och havsöring) efter det habitat den utnyttjade. Idag vet man att samtliga dessa former är en och samma art; *Salmo trutta*.

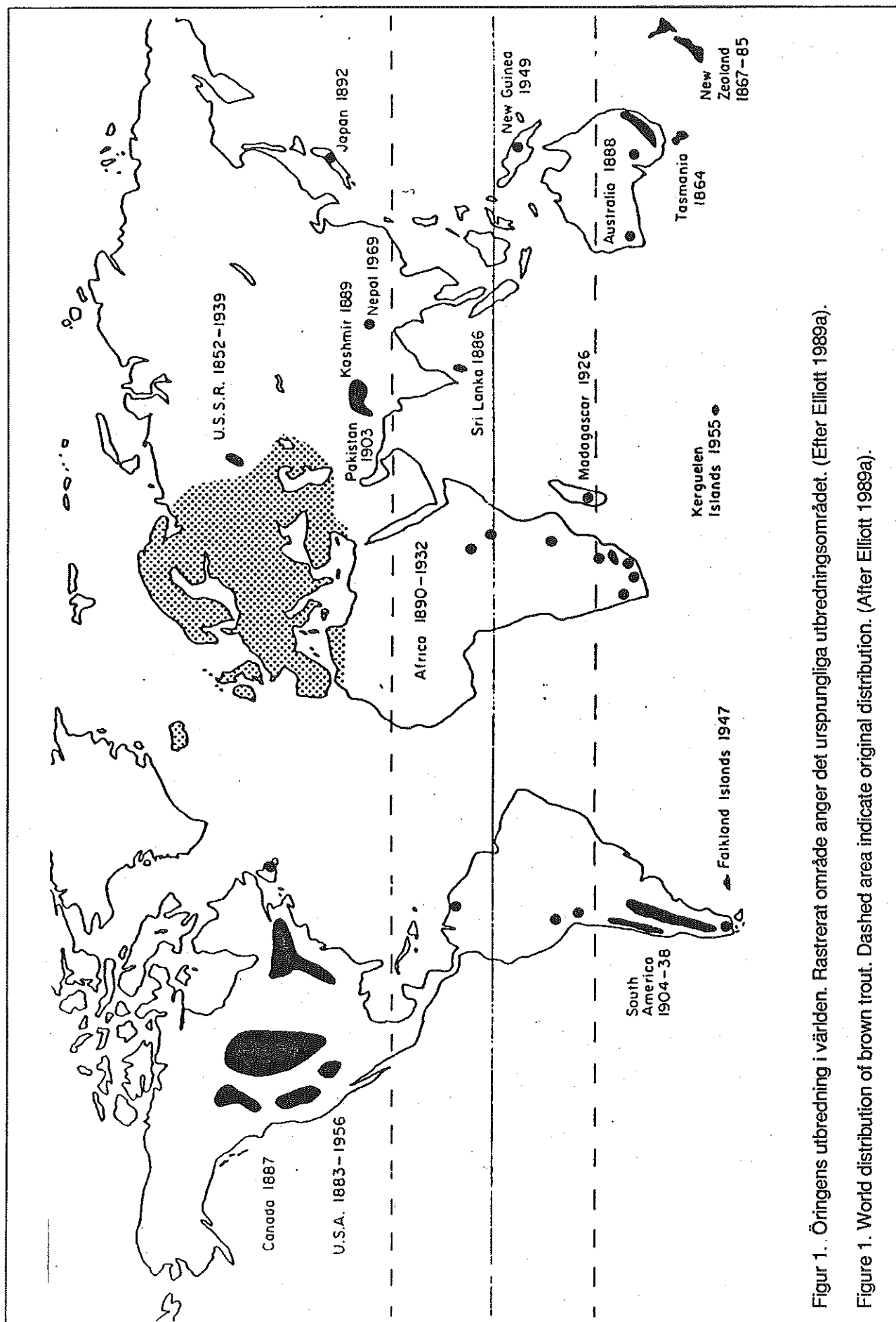
Liksom många andra laxfiskar har öring en stark drift att återvända till sin egen uppväxtlokal för att reproducera sig. (Stuart 1957). På så sätt har lokala bestånd uppstått, vilka under lång tid anpassats till en viss miljö och utvecklat särskilda egenskaper. Dessa egenskaper står delvis under genetisk kontroll, vilket innebär att de genetiska skillnaderna mellan geografiskt närbelägna bestånd ibland är stora. Öring kan t o m vara fördelad på ett flertal, väl avgränsade bestånd inom samma vattendrag eller sjö (Ryman et al. 1979, Fleming 1983, Crozier & Ferguson 1986).

En av anledningarna till att öring spridits över hela världen är dess popularitet som sportfisk och det stora kommersiella värdet. Intresset för att skapa och upprätthålla goda fångstmöjligheter har också varit mycket stort, framför allt i vatten där fisket försämrats på grund av överfiskning eller miljöförstöring. När sedan tekniken att odla fisk vuxit fram är det lätt att förstå att utsättningar setts som en lösning på många problem. Även i Sverige är utsättningar av öring en mycket vanlig fiskevårdsåtgärd, inte minst i rinnande vatten. Traditionellt görs sådana för att på kort och lång sikt förbättra och öka möjligheterna till fiske. Under senare år har emellertid utsättningarna delvis fått en annan inriktning. Timmerflottningens upphörande och satsningarna på miljöförbättrande åtgärder i form av vattenrening och kalkning har inneburit att miljön i många vatten förbättrats. I vissa vattendrag, där öringbestånd slagits ut eller kraftigt decimerats på grund av miljöförstöring, finns nu åter möjlighet för laxfisk att etablera sig. Utsättningar för att återintroducera eller stödja sådana bestånd har därför mer karaktären av natur- och faunavård än av fiskevård. Vidare har förståelsen för värdet av att bevara och skydda värdefulla lokala bestånd av öring ökat i takt med att kunskaperna förbättrats om de lokala beståndens särprägel.

Målsättning

Många utsättningar av öring i rinnande vatten misslyckas helt eller ger ett mycket magert utbyte. De kan dessutom medföra negativa effekter av olika slag. Detta tillsammans med att utsättningar är kostsamma, gör det angeläget att de erfarenheter och kunskaper som finns dokumenterade tas till vara på bästa sätt. Den vetenskapliga litteraturen om utplantering av fisk är dock tämligen omfattande, vilket kan göra det svårt för den enskilde fiskevårdaren att hålla sig ajour.

Minst lika viktigt som kunskaper om hur utsättningar skall genomföras, är att kunna avgöra vid vilka tillfällen och i vilka vattendrag utsättningar kan tänkas vara den effektivaste



Figur 1. Öringens utbredning i världen. Rastretat område anger det ursprungliga utbredningsområdet. (Efter Elliott 1989a).

Figure 1. World distribution of brown trout. Dashed area indicate original distribution. (After Elliott 1989a).

fiskevården. Ofta borde andra typer av åtgärder komma i fråga innan man väljer att sätta ut fisk. I den första delen av rapporten sammanfattas därför de habitatkrav öring har i strömmande vatten och de faktorer som normalt begränsar öringpopulationer. Därefter redogörs för de erfarenheter av utsättningar som finns redovisade i den vetenskapliga litteraturen. Avslutningsvis görs ett försök att definiera situationer och typer av vattendrag där utsättningar är motiverade och kan tänkas ge ett bra

utbyte. Till detta kopplas sedan de kunskaper och erfarenheter som finns gjorda om betydelsen av utsättningsfiskens ålder, stamtillhörighet och odlingsbakgrund. Målsättningen med föreliggande rapport är att läsaren skall kunna finna information om hur och var utsättningar bör göras men också, via de litteraturreferenser som anges, erbjudas en möjlighet att fördjupa sina kunskaper om öring i rinnande vatten i allmänhet.

ÖRINGENS HABITATKRAV I STRÖMMANDE VATTEN

Om man bortser från de förhållandevis fåtaliga öringpopulationer som leker i sjöar är öring, åtminstone under en del av livscykel, helt beroende av strömmande vatten. Öring har på olika sätt anpassats till ett liv i denna miljö. Genom naturlig selektion har också arten anpassats bättre för vissa av miljöerna i det strömmande vattnet. I varje vattendrag återfinns med andra ord öring i vissa typer av habitat (fysisk livsmiljö). Detta habitatval påverkas i sin tur av en rad yttre faktorer som t ex vilka typer av habitat som finns tillgängliga, flödesförhållanden, vattentemperatur, konkurrens inom arten och med andra arter, predationsrisk mm. Vad man be-

traktar som öringhabitat varierar i viss mån mellan olika vattendrag. Vissa grundläggande krav på habitatet måste dock alltid vara uppfyllda för att öring skall kunna reproducera sig och tillväxa.

Lek- och yngelhabitat

I litteraturen finns en rad undersökningar där djup, substrat och vattenhastighet redovisas för observerad öringlek (Tabell 1). Öringen leker i substrat med blandade storlekar av grus och sten, ofta i utloppet av höljor. De uppgivna medelstorlekarna för substratet varierar mellan 0.7 och 8.1 cm.

Tabell 1. Vattendjup, substratstorlek och vattenhastigheter registrerade för lekgröpar hos öring. Genomsnitt eller intervall anges.

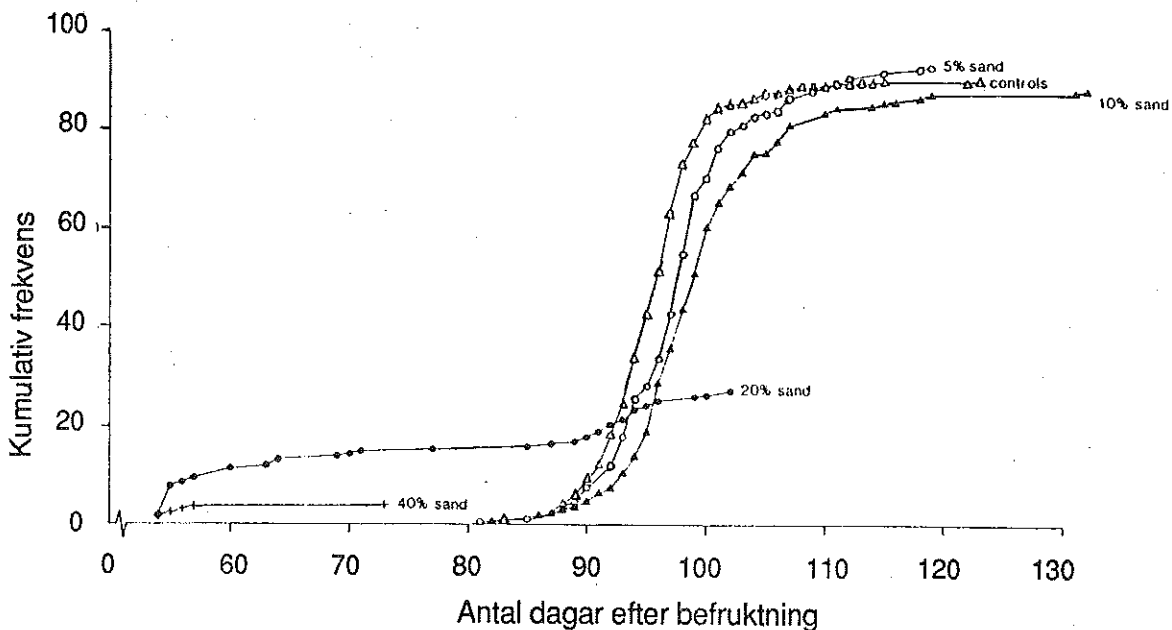
Table 1. Depth, substrate size and water velocities recorded for brown trout redds. Average or intervals given.

Substratstorlek cm	Vattenhastighet cm/s	Vattendjup cm	Referens
7.5	-	-	Stuart 1953
-	20-70	5-80	Sömme 1954
-	19-43	6-18	Reiser & Wesche 1977
0.6-7.6	14-91	9-24	Reiser & Bjornn 1979
6.5	33-42	5-10	Ottaway et al. 1981
1.4	39	32	Shirvell & Dungey 1983
0.5-2.6	-	-	Witzel & MacCrimmon 1983
8.1	27	50	Heggberget et al. 1988
6.6	38	43	Heggberget et al. 1988
0.7-7.6	24-37	12-18	Grost et al. 1990

Generellt sett torde öringens lekhabitat variera något mellan olika vattendrag beroende på skillnader i flödesförhållanden, substratsammansättning m m. Öring tycks dock inte leka i vattenhastigheter under ca 15 cm/s. I vattendrag med stor andel fint substrat kan öringen tvingas välja leksubstrat som generellt sett är finare än det som är optimalt ur syresättnings- och kläckningssynvinkel. Vidare kan större fisk gräva i grövre substrat, leka i högre vattenhastigheter och på större djup (Stuart 1953, Crisp & Carling 1989). Eftersom storleken hos öringen skiljer sig mellan undersökningarna förklarar detta en del av de skillnader mellan vattendrag som redovisas i Tabell 1.

Det finns också ett samband mellan fiskens storlek och hur djupt ner i substratet rommen hamnar (Crisp & Carling 1989). Honor som är ca 30 cm långa lägger rommen ca 10 cm ner i substratet medan rom från större fisk (70 cm) hamnar ca 30 cm under substratytan. Förutom lämpligt substrat med tillräcklig vattengenomströmning krävs naturligtvis att vattenkvaliteten är tillräckligt bra för att vattendraget skall hysa reproducerande öring. Låga pH-värden tillsammans med höga halter av metaller är en vanlig orsak till att reproduktionen störs (Crisp

1989). Rommen är beroende av en kontinuerlig tillförsel av syre (data om exakta nivåer saknas för öring, Crisp 1989). Den tillförda mängden avgörs av vattnets syreinhåll och strömhastigheten genom lekbädden. Det är därför viktigt att sedimentation av finkornigt minerogent eller organiskt material inte reducerar strömhastigheten genom lekbädden och syretillförseln. Olsson och Persson (1988) har visat att inblandning av sand i öringens leksubstrat resulterade i minskad överlevnad för ynglen (Figur 2). Vidare konstaterades negativa sekundära effekter i form av att ynglen kröp upp i ett alltför tidigt stadium (stor del av gulesäcken kvar) och att uppkrypningsförloppet blev alltför utdraget. Även Young et al. (1990) fann att överlevnaden minskade och att uppkrypningen stördes om kornstorleken minskade. Crisp & Carling (1989) visade att öring valde leksubstrat med så låg inblandning av finsediment som möjligt. Andelen substrat med en kornstorlek under 1 mm varierade mellan lekbäddar i olika områden, men genomsnittet översteg inte 10%. Stuart (1953) fann att öring undvek grusbäddar med stor andel finsediment, även om substratytan var rensopolad.



Figur 2. Sambandet mellan kumulativa frekvensen uppkrypande öringyngel och tid (dygn efter befruktning) för lekbäddar med olika inblandning av sand. 100 romkorn placerades i varje lekbädd. (Efter Olsson & Persson 1988).

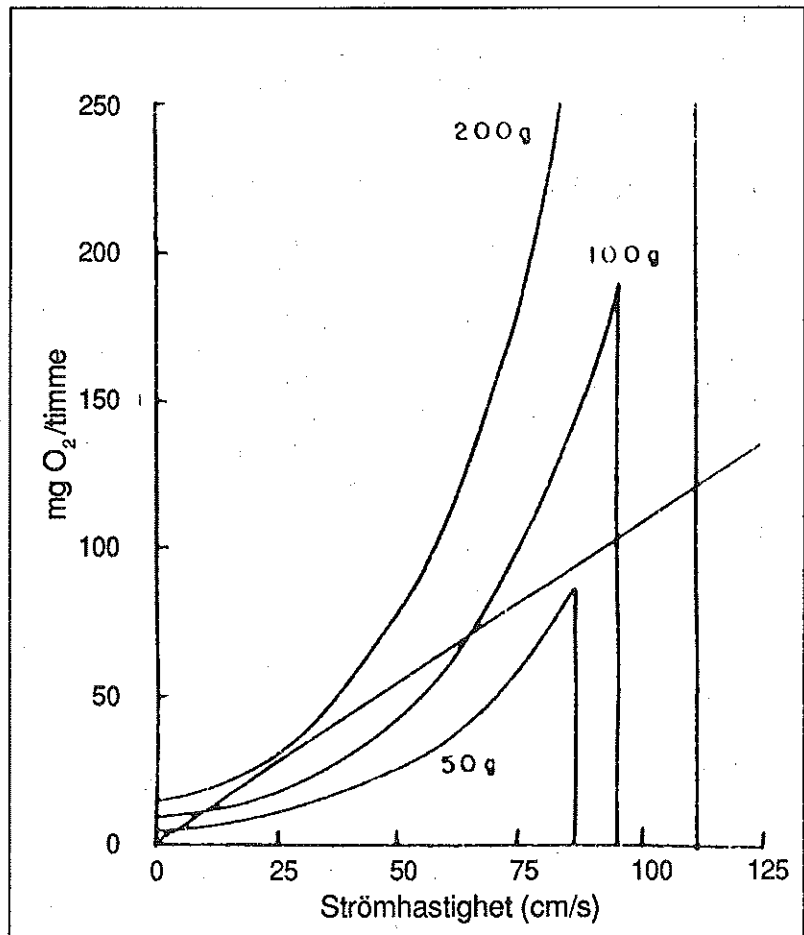
Figure 2. Relationship between cumulative frequency of brown trout alevins emerging in redds with different concentrations of sand. 100 ova were introduced to each redd. (After Olsson & Persson 1988).

Efter kläckning och uppkrypning ur substratet börjar öringynglen livnära sig på föda som förs till dem med strömmen. Ofta finner man yngel i grunda områden, nära stranden (jfr Bohlin 1977). Alltför låga vattenhastigheter (<7.5 cm/s) kan dock leda till att ynglen lämnar området (Crisp & Hurley 1991). Ynglen tolererar heller inte särskilt hög strömhastighet utan riskerar att spolras iväg redan vid 15 cm/s (Heggenes & Traen 1988a). Crisp & Hurley (1991) fann dock att öringyngel var stationära även i strömhastigheter upp till 25 cm/s om botten-substratet erbjöd tillräckligt skydd. Ungar i storleksklassen 30-40 mm föredrar botten-substrat i storleken 5-7 cm (Heggenes 1988a), alltså något grövre substrat än det som normalt utnyttjas för lek. Sådant substrat erbjuder skydd, lägre strömhastigheter och möjligen också visuell isolering för öringynglen. Ynglen undviker därför bottnar med fint substrat (Alexander & Hansen 1983). Tendensen att söka skydd i substratet är störst under dagtid och ökar vid låga temperaturer (Heggenes & Traen 1988b).

Ståndplatser i strömmande vatten

För att en fisk i strömmande vatten skall tillväxa krävs att energiutbytet från de bytesdjur fisken utnyttjar är större än den energi som åtgår för att fånga byten och för att bibehålla positionen i strömmen (Fausch 1984, Bachman 1984). Öringen hämtar det mesta av sin föda från driften, dvs de insekter som kommer drivande med vattnet (Nilsson 1957, Elliott 1967). Den tillbringar också det mesta av sin tid vid en mer eller mindre fast position strax ovanför botten (Baltes & Vincent 1969, Shirvell & Dungey 1983, Bachman 1984). Från denna position gör sedan öringen utflykter för att hämta driftande insekter, undantagsvis ända upp till ytan (Bachman 1984). Kriterierna för val av dessa ståndplatser är tämligen väldefinierade. Strömhastigheten där fisken står (eller vilar) är ofta

mycket låg. Detta för att den energi som åtgår för att simmande bibehålla positionen skall minimeras (Shirvell & Dungey 1983, Bachman 1982, Bachman 1984) (Figur 3). Strömhastigheten nära botten är i hög grad beroende av substratet. Grövre substrat skapar bättre förutsättningar för mikrohabitat (och därmed ståndplatser) med låga strömhastigheter. Bachman (1984) visade att öringen ofta valde platser framför stora bottenstenar eller ovanpå stora sluttande bottenstenar, men då alltid på nedströmssidan. I ståndplatsens omedelbara närhet måste dock öringen ha tillgång till högre vattenhastigheter (Fausch 1984). Ofta är stånd-



Figur 3. Syreförbrukning hos indianlax (*Oncorhynchus nerka*) (50, 100 resp. 200 g) vid olika simhastigheter vid en temperatur av 15°C. Den rätta linjen representerar hypotetisk energitillgång i form av driftande evertrebrater. Redan vid låga strömhastigheter kan alltså energiåtgången för att bibehålla positionen i strömmen bli hög i relation till den energi som erbjuds i form av driftande byten. (Efter Bachman 1982).

Figure 3. Oxygen consumption for 50 g, 100 g, and 200 g sockeye salmon in relation to swimming speed at 15°C. The straight line represents a hypothetical energy available (drift) line. Thus, even at low velocities energy consumption from swimming may be high in relation to the energy available. (After Bachman 1982).

platserna av sådan karaktär att ett minimum av ansträngning krävs för att bibehålla positionen trots att vattenhastigheten endast några mm ovanför fiskens huvud kan uppgå till 60-70 cm/s (Shirvell & Dungey 1983). Ju högre vattenhastighet i ståndplatsens närområde, desto högre är antalet driftande insekter som passerar per tidsenhet och desto större (och därmed energirikare) är de organismer som vattnet förmår bära (Everest & Chapman 1972). Vattendragets bottenfaunaproduktion i stort avgör i sin tur vilka ståndplatser som är energimässigt möjliga att utnyttja och i viss mån hur snabb tillväxt som kan uppnås. Etersom de fysiska förhållandena (vattentemperatur m m) liksom bottenfaunaproduktionen varierar mellan olika vattendrag torde även den optimala kombinationen av substrat, djup och strömhastighet för fiskens ståndplats variera något.

Habitat för ung och vuxen öring

Heggenes (1989) sammanfattade den tillgängliga litteraturen om öringens habitatval. Han identifierade vattendjup, bottensubstrat, vattenhastighet och skydd som de fyra viktigaste habitatvariablerna men fann att uppgifterna varierade om vilket habitat öringen föredrog. Han konstaterade också att kopplingen mellan observerad habitatpreferens och utbudet av habitat ofta saknades i undersökningarna. Skillnader i tillgängligt habitat mellan olika vattendrag torde därmed förklara en del av de observerade skillnaderna i habitatval.

Vattendjupet anges i flera undersökningar vara den viktigaste habitatfaktorn, framför allt för att förklara fördelningen av 0+ och 1+ öring (Bohlin 1977, Bagliniere och Champagneulle 1982, Egglisshaw och Shackley 1982, Kennedy och Strange 1982, Hermansen och Krog 1984, Heggenes 1988b,c, 1989). Fisk av olika storlek väljer ståndplatser med olika djup. Större fisk återfinns i djupare vatten (Jenkins 1969, Bohlin 1977, Karlström 1977, Kennedy och Strange 1982, Bachman 1984, Cunjak och Power 1986). Uppgifterna om vilket vattendjup öring av olika storlekar föredrar, varierar mellan olika undersökningar. Generellt tycks 0+ och 1+ fisk återfinnas grundare än 30 cm medan äldre fisk (>15 cm) finns på djup större än 30 cm. Shirvell och Dungey (1983) studerade storvuxen öring (medellängd 42 cm) och fann att medeldjupet för ståndplatserna var 65 cm.

Som framgått av resonemanget ovan bör vattenhastigheten vara låg där fisken har sin

huvudsakliga ståndplats. Detta har belagts i en rad undersökningar. Bachman (1984) registrerade en medelhastighet av 8 cm/s vid fiskens nos (öring i storlek 15-30 cm) medan Shirvell och Dungey (1983) fann att motsvarande värde var 27 cm/s för fisk med en medellängd av 42 cm. Större fisk tycks också välja områden med tillgång till högre vattenhastigheter (Karlström 1977, Cunjak & Power 1986), åtminstone i stora vattendrag. I små vattendrag däremot är det vanligt att återfinna den större fisken i mer lugnflytande partier eller i höljor (Bohlin 1977, Egglisshaw & Shackley 1982, Gatz et al. 1987).

Öring undviker ofta områden med fint bottensubstrat, t ex sand och fint grus (Karlström 1977, Heggenes 1989). Ju större öringen är desto grövre bottensubstrat föredrar den. Anledningen till detta är att grovt substrat ger upphov till fler mikrohabitat med låg strömhastighet.

Skydd (eng. cover) har i flera studier visats ha stor betydelse för öring i strömmande vatten och i vissa fall begränsa beståndsstorleken (t ex Lewis 1969, Wiley & Dufek 1980, Fausch & White 1981, Bovee 1982, Cunjak & Power 1986, Gatz et al. 1987, Jowett 1990). Bachman (1984) fann att öring sökte sig till skyddade platser i närheten av den ståndplats de utnyttjade för födointag så snart de blev störda. Det råder dock viss oenighet om hur dessa "gömställen" skall definieras (Heggenes 1989). I sin vidaste betydelse omfattar skydd djupt vatten, grovt bottensubstrat, underskurna strandbankar, stockar i vattnet, vegetation som hänger ut över vattnet nära vattenytan, turbulent ytvatten, vattenvegetation m m. I praktiken torde dock underskurna strandbankar, block och stockar nere i vattnet samt turbulent ytvatten vara de viktigaste habitatkomponenterna som utgör skydd.

Som framgår av ovanstående har fiskens storlek betydelse för habitatvalet. Detta är delvis en effekt av att stora och små fiskar klarar/utnyttjar de fysiska förhållandena olika. Större fisk tolererar ju t ex relativt sett högre strömhastigheter och kan därmed utnyttja ståndplatser där en större mängd föda passerar. Men det mönster efter vilket öring av olika storlek fördelar sig i strömvattnet, är också ett resultat av inomartskonkurrens. Öringens liv i strömmande vatten är förknippat med starka sociala interaktioner. Större fisk dominerar över och tränger undan mindre fisk och ofta utvecklas dominanshierarkier (Bachman 1984). Fiskens fördelning i vattendraget styrs därför till en del av beståndets populationsstruktur (storleksfördelning).

TÄTHETSBEGRÄNSANDE FAKTORER

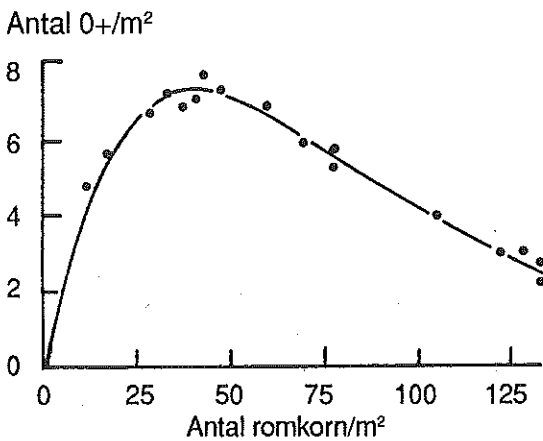
Produktionen av öring i ett vattendrag påverkas av två komponenter: beståndets täthet samt fiskens tillväxt. Av dessa är tätheten mest betydelsefull. Försök har visat att förbättringar av öringbeståndets förutsättningar (habitat, födotillgång) i första hand leder till högre tätheter. Förändringar i fiskens tillväxttakt under naturliga förhållanden registreras mera sällan. Elliott (1984, 1985) visade att tillväxten hos havsöring varierade mellan olika år men att den inte var beroende av beståndstätheten utan av andra faktorer (i första hand temperaturen). Inom samma vattendrag växer alltså fisk av samma ålder ungefär lika mycket varje år. Invändningar finns mot detta resonemang (LeCren 1973, Mortensen 1977a, Zalewski et al. 1985), men de skillnader i tillväxt relaterade till täthet som man registrerat är förhållandevis små.

Beståndstätheten kan i sin tur bestämmas av en rad olika faktorer, ensamma eller i samverkan. Ytterst begränsas beståndets täthet av de naturgivna fysiska förutsättningarna, dvs avrinningsområdets geologi, topografi och klimat, faktorer som avgör strömvattnets morfologi och produktionsförutsättningar (abiotiska faktorer). Till detta kommer inverkan av viktiga biotiska faktorer som t ex bottenfaunans sammansättning och täthet, konkurrens inom arten och med andra arter samt predation. Dessa täthetspåverkande faktorerers betydelse varierar under olika delar av fiskens livscykel, såväl som under året. Självklart varierar också dessa faktorerers betydelse mellan olika vattendrag. En enda av dessa dominerar sällan, utan ofta bestäms öringtätheten i ett vattendrag av en rad faktorer i samverkan. Nedan görs ett försök att beskriva de viktigaste av de täthetsbegränsande faktorerna samt diskutera deras betydelse. I första hand berörs sådana som verkar under naturliga och av människan opåverkade förhållanden. Människans aktiviteter, som i Sverige och många andra länder är den viktigaste populationsbegränsande faktorn för öringbestånden, berörs endast kortfattat.

Inomartskonkurrens

Många strömlevande salmonider är territoriella, dvs de försvarar ett särskilt område i strömmen gentemot andra individer av samma art. Detta gäller inte minst öring. Kalleberg (1958) var den förste som närmare beskrev och dokumenterade detta. Åtskilliga undersökningar av territorialitet och populationsreglering hos laxfisk finns sedan genomförda (se litteratursammanställningar av Gibson 1988 och Titus 1990). Utifrån en fixerad position vid botten försvarar öringen ett visst område eller egentligen en viss volym eftersom territoriet är utsträckt i rummet. Större fisk försvarar generellt sett större områden (Kalleberg 1958, Grant et al. 1989, Elliott 1990). Territoriestorleken kan också minska om tillgången på föda (drift) eller strömhastigheten ökar (Kalleberg 1958, Slaney & Northcote 1974). Öringens territorialitet är alltså den mekanism som medför att det fysiska habitatet begränsar populationstätheten.

Det är sedan länge känt att den högsta dödligheten hos laxfisk i strömmande vatten inträffar under de första månaderna efter kläckningen (Allen 1951, Hunt 1965, Latta 1962, LeCren 1965). Elliott (sammanfattat i Elliott 1989b) studerade under lång tid populationsreglering och rekrytering i ett bestånd av havsöring (Black Brows Beck i England). Han fann att populationstätheten av en given årsklass (under tiden i bäcken) bestämdes under en tämligen kort tid efter det att ynglen lämnat lekbädden för att börja söka föda. Denna tidsperiod benämnde han "kritisk tid för överlevnad" och dess längd varierade mellan 33 och 70 dagar efter uppkrypning (se även Elliott 1989c). Om tätheten av rom efter höstens lek låg under 50 st/m² ökade tätheten av 0+ öring (registrerad senare under sommaren) med romtätheten (Figur 4). Låg däremot tätheten av rom i lekbottarna över denna nivå, registrerades lägre tätheter av öring 0+. Det fanns alltså en optimal täthet av rom (och därmed uppkrypande yngel) i lekgruset för öringpopulationen i den undersökta bäcken. Överlevnaden under den



Figur 4. Sambandet mellan antal (st/m²) 0+ öringar i maj/juni och mängden rom (ant/m²) hösten innan i en engelsk havsöringbäck. (Efter Elliott 1989b).

Figure 4. Relationship between density (no./m²) of 0+ trout in May/June and the parent eggs (no./m²) in an English sea trout nursery stream. (After Elliott 1989b).

kritiska perioden var täthetsberoende. Individer som inte lyckades hävda ett territorium slogs ut. Anledningen till att höga initiala tätheter av ägg eller gulesäcksyngel resulterade i färre 0+ öringar senare under sommaren var att konkurrensen om territorier under den kritiska perioden blev mycket intensiv. Dödligheten blev därmed högre vid höga initiala tätheter. De största ynglen missgynnades dessutom av den höga konkurrensen. Dödligheten var alltså inte negativt storleksberoende vilket är det normala. I stället fanns en optimal "medelstorlek" av yngel som klarade hög konkurrens bäst. Efter den kritiska perioden var öringungarnas dödlighet fram till utvandring betydligt lägre och proportionell mot populationsstorleken. Elliotts resultat vidimeras i stort av Titus (1991) undersökningar i en svensk havsöringbäck, även om faktorer som lekgrupparnas fördelning också tycktes ha stort inflytande över täthetsregleringen.

Det har dock ifrågasatts om öringen i strikt mening är territoriell i alla situationer. Bachman (1984) menade att territorialitet, i betydelsen att ett särskilt område hela tiden försvaras av en individ, inte är tillämpligt för strömlevande salmonider. I stället utnyttjas habitatet så att den energi som används för födointag och aggression minimeras via strikta dominanshierarkier, vilket i ett kortare tidsperspektiv, och framför allt under experimentella förhållanden,

kan ge intryck av territorialitet. Ovan har betydelsen av ståndplatser med "positiv energibudget" för öring i strömmande vatten diskuterats. Bachman (1984) fann, i sin mycket ingående studie av strömlevande, större öring, att de var mycket stationära och trogna (år från år) sin "home range", dvs det område de normalt utnyttjade för födointag och skydd. Dessa områden var tämligen små (15-30 m²), överlappade varandra och innehöll en eller flera fördelaktiga ståndplatser för födointag. I och med överlappningen utnyttjades en och samma ståndplats av flera olika fiskar. Strikta dominanshierarkier fanns dock alltid upprättade, vilket innebar att en dominant fisk (oftast stor) alltid hade företräde till dessa platser. Detta fick i sin tur till följd att mindre fiskar hade större "hemområden" med flera ståndplatser än vad stora fiskar hade, eftersom de behövde vara säkra på att kunna utnyttja åtminstone någon. En dominant fisk hade alltid företräde till den ståndplats den ville ha och behövde därmed inte "gardera" sig med ett större område. Bachman (1984) drog också slutsatsen att konkurrensen om dessa fördelaktiga ståndplatser var intensiv och att antalet sådana platser var en begränsande faktor för öringbeståndet.

Hur skall man då förklara att Bachmans ståndpunkt skiljer sig från de övrigas? Den kanske viktigaste skillnaden mellan hans studie och andra undersökningar av interaktioner mellan öringindivider är skillnaderna i fiskens storlek och ålder. Kalleberg (1958), LeCren (1973), Mortensen (1977a), Elliott (1989b) och Titus (1991) studerade samtliga unga (<2 år) och därmed förhållandevis små öringar i grunda habitat. Företrädesvis var det i dessa fall också frågan om havsöringungar som endast utnyttjade vattendraget under en begränsad period av sin livscykel. Vuxen fisk fanns alltså inte närvarande. Kanske tar sig inomartskonkurrensen annorlunda uttryck i en helt strömlevande population med både större och mindre fiskar av den typ Bachman undersökte. Framför allt om fisken studeras under en längre tid.

Konkurrens med andra arter

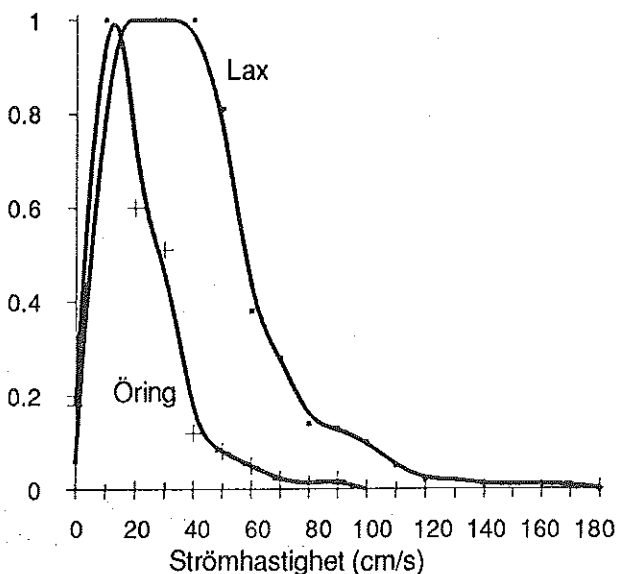
Strömmande vatten hyser fler arter än öring. Sers & Degerman (1992) visade att tätheten av öring var lägre om andra arter fanns närvarande och antog att arten är konkurrenssvag. Konkurrens i strikt mening förekommer endast om

de konkurrerande arterna önskar utnyttja samma resurser (habitat eller föda) samtidigt som dessa begränsar beståndsstorleken. Effekterna av konkurrens kan lindras eller utebli om arterna utnyttjar olika delar av habitatet, är aktiva under olika delar av dygnet/året eller utnyttjar olika delar av födoresurserna. Den inverkan andra arter har på öringbeståndet torde variera mellan olika habitat. Öringen är självklart mer konkurrenskraftig i de miljöer den bäst anpassats till (se ovan).

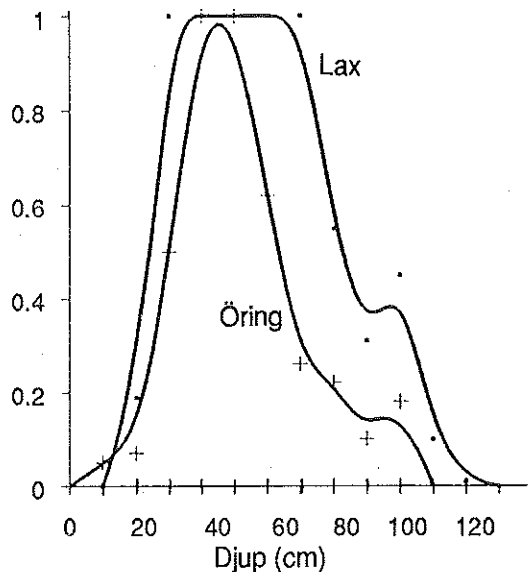
Lax (*Salmo salar*) är normalt konkurrens-
mässigt underlägsen öring (Lindroth 1955,
Kennedy & Strange 1986). Vid samexistens
återfinns laxen längre ut i vattendraget (djupa-
re) och i högre strömhastigheter medan öringen
finns strandnära och i lägre strömhastighet
(Heggenes & Saltveit 1990) (Figur 5). Enligt
Egglisshaw och Shackley (1980) innebär närva-
ron av laxungar inte heller något negativt för
produktionen av öring eftersom de delvis ut-
nyttjar olika delar av vattendraget. Kennedy
och Strange (1986) fann dock att höga tätheter
av laxungar påverkade överlevnaden av öring-
ungar negativt under vinterperioden. Bergheim
och Hesthagen (1990) visade att produktionen
av öring i ett vattendrag var lägre där den sam-
existerade med lax än där den var ensam art.

Bäckröding (*Salvelinus fontinalis* Mitchell)
är en nordamerikansk laxfisk som har satts ut i
Sverige sedan sekelskiftet och bildat bestånd
på många håll (Nilsson et al. 1987). Dess habi-
tatkrav och livshistoria påminner mycket om
öringens (Nyman 1970, Cunjak & Power 1986).
Undersökningar i Nordamerika har visat att
öring, som där introducerats, på många håll
trängts undan den ursprungliga bäckrödingen
(Waters 1983, Fausch & White 1986, Kozel &
Hubert 1989). Detta trots att bäckrödingen un-
der experimentella förhållanden visat sig vara
mer aggressiv än öring och dominera vid kon-
kurrens om ståndplatser för födoingtag (Fausch
& White 1986). Öringens förmåga att tränga
undan bäckröding hänförs i stället till andra
samverkande faktorer (konkurrens om platser i
skydd, habitatval, fångstbarhet, öringpredation
på bäckrödingyngel, m m) (Fausch & White
1981). Där arterna samexisterar i svenska vat-
tendrag trängs bäckrödingen undan till de
översta, allra minsta bäckarna i systemet, vil-
ket delvis har att göra med att den föredrar om-
råden med inströmmande grundvatten för lek
(Nilsson 1967, Kjellberg 1969, Nilsson et al.
1987). Det tycks dock generellt vara så att bio-
massan av bäckröding avtar med ökande stor-
lek hos vattendraget (Kozel & Hubert 1989).

Habitatkvalitet index



Habitatkvalitet index



Figur 5. Djup- och strömhastighetspreferens för öring- och laxungar i Gjengedalselva i Norge. (Efter Heggenes och Saltveit 1990).

Figure 5. Habitat suitability curves based on habitat use for Atlantic salmon (solid line) and brown trout (dashed line) parr in the River Gjengedalselva 1987-1988. (After Heggenes and Saltveit 1990)

En viss osäkerhet råder om huruvida alla de svenska vattendrag där bäckröding bildat bestånd, verkligen utnyttjats av öring under ett tidigare skede (Nyman 1970). Mycket talar dock för att bäckröding hävdar sig bättre gentemot öring i kalla vattendrag (fjällområden) och där kan vara en mycket betydelsefull konkurrent (jfr Vincent & Miller 1969, Gard & Flittner 1974).

Harren (*Thymallus thymallus* (L.)) anses vara en konkurrent till öringen (Karlström 1977, Nilsson et al. 1987), men dess habitatkrav är dåligt dokumenterade. Larsen (1947) fann att harr som introducerades i ett danskt vattendrag tog överhanden över den ursprungliga öringpopulationen. I England betraktas harr som oönskad konkurrent till öring och fiskas därför bort för att gynna öringfisket (Mann et al. 1989). I Sverige är det troligt att harren, åtminstone i flacka vattendrag i skogslandet där den har sin huvudsakliga utbredning, begränsar öringtätheterna.

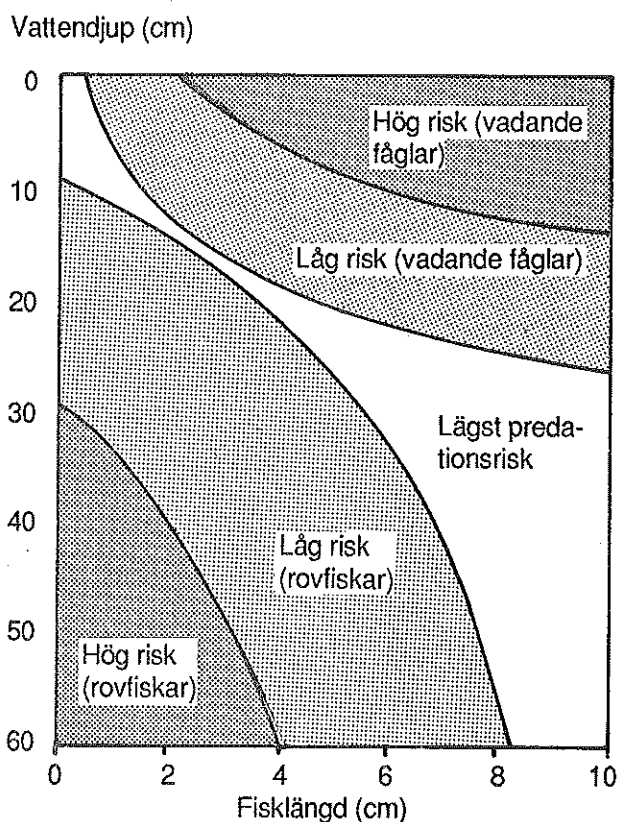
En mycket vanlig fiskart i svenska vattendrag är stensimpan (*Cottus gobio* L.). Man har länge misstänkt att den är en viktig predator på laxfiskars rom och yngel (jfr Shapalov & Taft 1954, Patten 1962, Clary 1972) eller att den, genom att beta insekter från botten, reducerar evertibratdriften och därmed öringens födotillgång (Andreasson 1971, 1980). Karlström (1977) fann att tätheten av öringungar var högre där stensimpa saknades. Direkta bevis för att stensimpa påverkar öringbestånd negativt saknas dock och det har ifrågasatts om konkurrens eller predation förekommer i någon större utsträckning (Straskraba et al. 1966, Moyle 1977).

Vissa karpfiskar som lever i rinnande vatten, t ex stäm (*Leuciscus leuciscus* (L.)), har likartat födoval som öring och kan därmed potentiellt ha en negativ effekt på öringbeståndet (Mann et al. 1989). Decimering av stämbestånd är därför vanlig i engelska öringvatten (Mann et al. 1989). Konkurrensen mellan öring och olika karpfiskar torde dock vara mest intensiv i selområden. Öringen skulle kunna vara mer talrik i sådana områden i frånvaro av karpfisk. Jämfört med andra karpfiskar utnyttjar elritsan (*Phoxinus phoxinus* (L.)) företrädesvis mer strömmande partier av vattendragen, även om den i första hand återfinns i höljor, strandzon och bakvatten (Saltveit & Brabrand 1991). Födokonkurrens mellan öring och elritsa har påvisats i sjöar (Borgström et al. 1985) och man misstänker att det även kan förekomma i ström-

vatten (Frost 1943, Maitland 1965, Myllylä et al. 1983, Saltveit & Brabrand 1991). Elritsa kan också tänkas påverka öringens rekrytering via predation på rom och yngel (Soim et al. 1981).

Predation

En stor del av den relativt höga mortaliteten hos strömlevande laxfiskar kan förklaras med predation från andra fiskarter, däggdjur och fågel. Zalewski et al. (1985) fann att predation var en mycket betydelsefull faktor för överlevnaden av utplanterad öring i polska vattendrag. Risken för en strömlevande fisk att bli uppäten av en predator varierar med vattendjup, fiskens storlek och typ av predator (Figur 6). Risken att fångas av en predator är naturligtvis störst för små fiskar. Vadande predatorer utgör störst risk på grunt vatten. Rovfiskar är själva



Figur 6. Hypotetisk risk för predation i olika vattendjup beroende på typ av predator (simmande eller vadande) och fiskstorlek i små rinnande vatten. (Efter Power 1987).

Figure 6. Hypothesized distribution of depth- and sizespecific risk from swimming versus wading predators suggested for fishes in small streams. (After Power 1987).

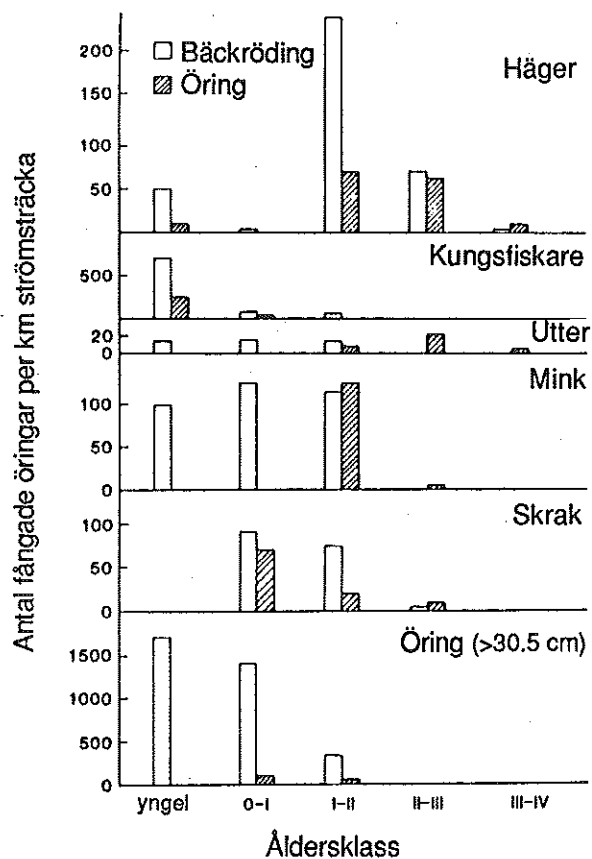
beroende av skydd i djupare vatten och utgör därför en större risk i dessa områden.

Som nämnts ovan kan stensimpa och elritsa tänkas äta öringrom. Dessutom prederar ett flertal fiskarter direkt på öring i strömmande vatten. Gäddans (*Esox lucius* L.) födoval kan i viss utsträckning bestå av öring (Wolf 1950, Larsen 1966, Gönczi et al. 1986). Sers och Degerman (1992) fann att tätheterna av öring var låg på de lokaler där gädda förekom. Decimering av gäddbestånd har också visat sig leda till ökade fångster av öring i en engelsk kalkström (Mann 1985). Även lake (*Lota lota* (L.)) och ål (*Anguilla anguilla* (L.)) äter öringungar. Vad gäller ål går åsikterna isär hurvida den inverkar negativt på öringbeståndet. Allen (1969) redovisade resultat som visade att decimering av ål ökade tätheterna av öring i Nya Zeeländska åar, medan Mann et al. (1989) ansåg att varken predation eller födokonkurrens från ål påverkade öringpopulationerna i rinnande vatten. Vad gäller lake ansåg Jonsson och Sandlund (1979) att denna art bidrog till att skapa ett högt predationstryck i en norsk älv med öring. Lakens förmåga att konsumera stora mängder utvandrande laxsmolt är också väl känd (Larsson & Larsson 1975).

Mink (*Mustela vison* Schreber) anses av många vara en betydelsefull predator på öring. Fisk är också minkens huvudföda under vintern (Gerell 1967). I fiskesamhällen med flera arter utgör dock laxfiskar endast en liten del av dieten och minken tycks föredra mer lättfångade byten som kräftor och vitfisk (Gerell 1967, Day & Linn 1972, Erlinge 1972, Burgess & Bider 1980). Det har också förts fram att minkpredation inte begränsar öringproduktionen i vatten där andra fiskarter finns närvarande (Burgess & Bider 1980). Heggenes och Borgström (1988) fann dock att minkpredationen i små vattendrag med uteslutande lax eller öring medförde en avsevärd reduktion av bestånden. Predationstrycket var som högst under perioder med låg vattenföring. I vattendrag med god tillgång på gömställen var riskerna att bli fångad av mink betydligt mindre (Heggenes & Borgström 1988). I Sverige finns mink längs i stort sett samtliga fiskförande vattendrag. I små bäckar med uteslutande öring är det därför troligt att mink i viss utsträckning begränsar beståndens storlek. Det är också tänkbart att predationstrycket är högst under vintern när öringen aggregerats på övervintringslokalerna samtidigt som

den är mindre rörlig på grund av låg vattentemperatur. Dessutom är möjligheterna små för minken att fånga alternativa byten under denna årstid.

Skarak (*Merganser* spp.) livnär sig i viss utsträckning på strömlevande laxfisk. Lindroth (1955) fann att skrak i Indalsälven betydligt reducerade mängden utvandrande öring- och laxsmolt. I en norsk älv var den öringmängd som konsumerades av skrak ungefär dubbelt så stor som den mängd som togs upp av sportfiskare (Lid & Schandy 1984). Decimering av fiskätande fåglar har också visat sig leda till ökad överlevnad av laxungar (Elson 1962). I Sverige torde även häger (*Ardea cinerea*) ha en viss betydelse som predator på öringungar. Påpekas bör att det under naturliga förhållanden endast undantagsvis kan vara tillåtet att decimera fiskätande fåglar till förmån för produktion av öring i strömmande vatten.



Figur 7. Antal öring och bäckröding i olika åldersklasser som fångades av predatorer i en amerikansk å. (Efter Alexander 1979).

Figure 7. Numbers of brook and brown trout of various age classes lost to predators in an American stream. (After Alexander 1979).

Sammantaget kan alltså en rad rovdjur predera på öringbestånd. Alexander (1979) jämförde hur häger, skrak, kungsfiskare, mink, utter och stor öring påverkade öring- och bäckkrödingbestånden i en amerikansk å (Figur 7). Häger och stor öring var de viktigaste predatorerna och fångade 20 respektive 12% av den årliga produktionen (fiskets andel undantagen). Övriga predatorer fångade tillsammans mindre än 10%. Häger tog framför allt större bytesfiskar medan öring huvudsakligen åt små bäckkrödingar.

Födötillgång

Som tidigare konstaterats lever öring i första hand på bytesdjur som kommer drivande med strömmen. Främst består dieten av insekter i olika utvecklingsstadier. Driftintensiteten är i grunden beroende av bottenfaunaproduktionen och tillskottet av organismer från landmiljön, vilka kan variera stort mellan olika vattendrag (Rasmussen 1986). Vidare varierar mängden driftande organismer såväl under dygnet som mellan olika tider på året (Waters 1972). Variationen under året har att göra med yttre faktorer som t ex flöde, samt insekternas livscyklar. Många arter är ju särskilt tillgängliga som fiskföda i samband med utkläckningen till vuxen insekt.

Det är troligt att mängden driftande organismer i kombination med vattentemperaturen avgör om det är möjligt för en öring att tillväxa på den ståndplats som den valt. Födötillgången (eg. bottenfaunatäthet och driftintensitet) är därmed av stor betydelse och anses vara begränsande för öringpopulationer (Allen 1969, Power 1973, Karlström 1977, Grant & Kramer 1990). Jowett (1991) undersökte 100 älvar i Nya Zeeland, kopplade öringtäthet till 150 olika variabler och fann att en av de viktigaste variablerna för att förklara täthetsskillnader var tillgången på föda uttryckt som bottenfaunabiomassa.

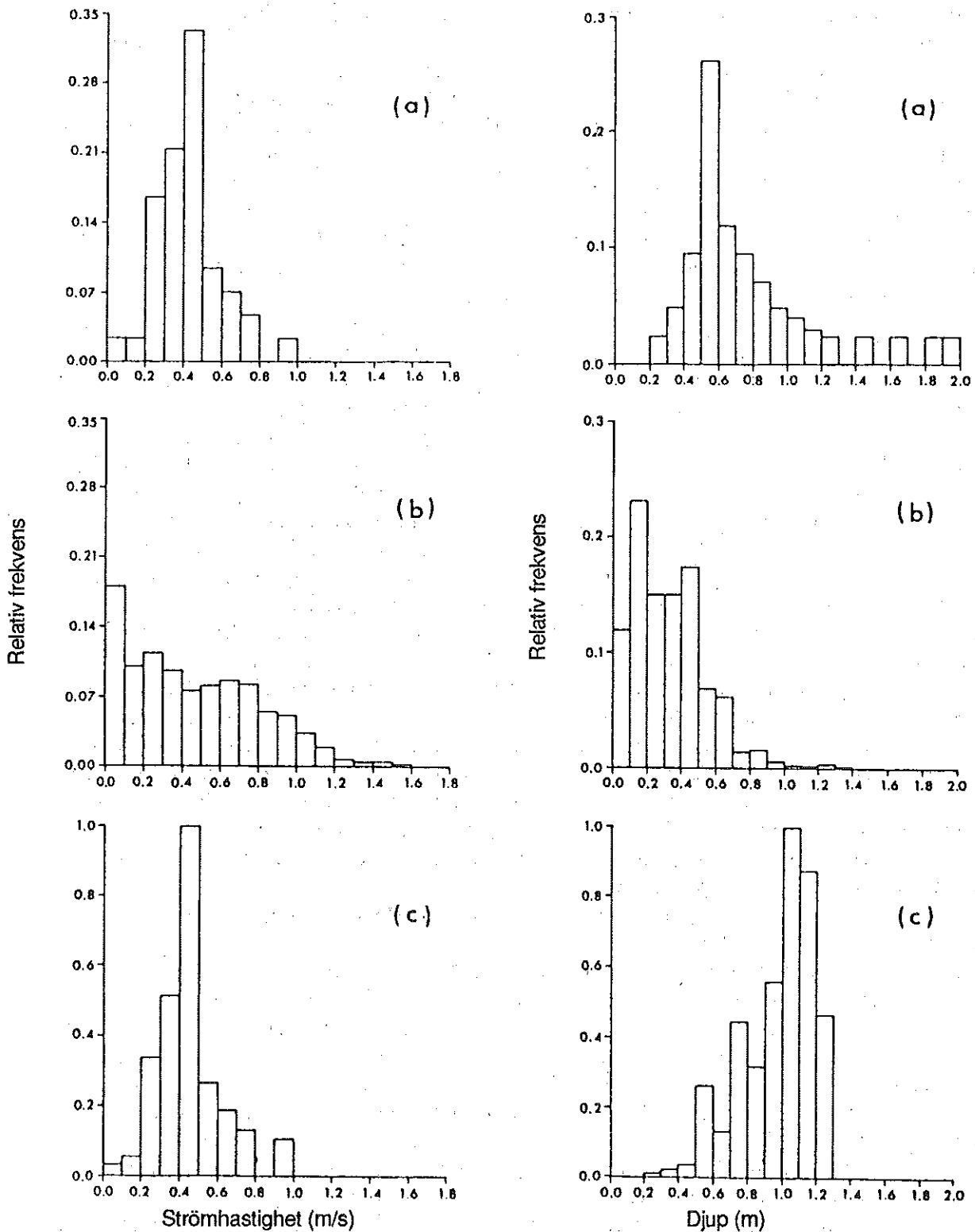
Födötillgångens betydelse för tätheterna av strömlevande laxfisk har också vidimerats i olika experiment. I första hand leder ökad tillgång på föda till högre tätheter och inte till bättre tillväxt (Warren et al. 1964, Mason & Chapman 1965, Mills 1969, Slaney & Northcote 1974) även om undantag finns (Mason 1976, Johnston et al. 1990). Henricson (1985) fann att tätheterna av öring i en skogsbäck ökade som ett resultat av gödsling med organiskt material. Det är tänk-

bart att ökad födomängd leder till att reviren blir mindre och därmed fler. Vidare kan ökad driftintensitet leda till att fler ståndplatser ger ett acceptabelt energimässigt utbyte och därmed blir möjliga att utnyttja (Henricson 1985).

Habitatet

Som framgår av ovanstående bestäms tätheterna av öring i stor utsträckning genom sociala interaktioner inom ramen för de gränser habitatet sätter. Hayes (1991) mätte djup och vattenhastighet på ståndplatser som utnyttjades av stor öring och jämförde med vad som fanns tillgängligt i vattendraget som helhet (Figur 8). Genom att dividera fördelningen för utnyttjat djup respektive strömhastighet med fördelningen för det som fanns tillgängligt, fick han också fram vilka intervall öringen föredrog. Det visade sig då att kraven på vattenhastighet tillfredsställdes (ingen skillnad mellan utnyttjat och det som föredrogs) medan öringen valde djupare ståndplatser än vad som fanns tillgängligt. Tillgången till djupare vatten skulle därmed kunna vara begränsande. Följaktligen bör man genom att förändra habitatet på rätt sätt också kunna påverka öringtätheterna positivt. Skapande av t ex skydd och höljor har visat sig leda till ökade tätheter av öring (Boussu 1954, Burgess & Bider 1980, Wiley & Dufek 1980, Larson 1982, Näslund 1987). Arealandelen höljor i ett vattendrag tycks vara positivt korrelerad till biomassan av öring men den optimala andelen ligger under 45% (Bowlby & Roff 1986, Newman & Waters 1989). Även brist på leksubstrat och lämpliga områden för yngel är i många fall en faktor som begränsar öringbeståndets storlek (Allen 1969, Mann et al. 1989, Grant & Kramer 1990, Beard & Carline 1991). En reduktion av mängden rörligt fint material (sand och sediment) har visat sig inverka positivt på öringtätheten (Alexander & Hansen 1983). Habitatförändringar av den typ som nämnts ovan har framför allt varit aktuella i vattendrag som negativt påverkats av mänskliga aktiviteter.

Mycket stor möda har lagts ned på att utveckla modeller som beskriver hur tätheterna (vanligen biomassan) av laxfisk i strömmande vatten varierar med olika habitatvariabler. Avsikten är att utifrån mätningar av sådana variabler kunna förutsäga biomassan av laxfisk i olika vattendrag. Fausch et al. (1988) analyse-



Figur 8. Fördelning av strömshastigheter och djup som (a) utnyttjas av, (b) finns tillgängliga för respektive (c) föredras av stor strömlevande öring i Travers River, Nya Zeeland. (Efter Hayes 1991).

Figure 8. Distribution of mean velocity and depth utilised by (a), available to (b), and preferred by (c) large brown trout in the Travers River New Zealand. (After Hayes 1991).

rade 99 sådana modeller. De delade in dem i fem kategorier beroende på vilka variabler de baserades på; (A) avrinningsområdets karaktär, (B) strömfårans morfologi och flöde, (C) habitatstruktur, biologiska, fysiska och kemiska variabler, (D) en kombination av flera olika variabler samt (E) mängden tillgängligt användbart habitat. Fausch konstaterade att flera av modellerna baserades på alltför små underlag och att den statistiska bearbetningen i vissa fall var bristfällig. Vidare var somliga modeller ofullständigt testade medan man i andra inte mätt habitatvariablerna eller fiskbiomassa på ett riktigt sätt. Det faktum att ytterst få av modellerna tog hänsyn till att fiskbestånd inte alltid begränsas av habitatet utan även av fiske, konkurrens, predation m m, var en annan av Fausch invändningar.

Den idag mest använda modellen, IFIM (In-stream Flow Incremental Methodology, Bovee 1982) används i första hand för att bedöma miljökonsekvenserna av mark- och vattenanvändning och då framför allt minimitappning. Utifrån denna modell beräknas WUA (Weighted Usable Area) vilket motsvarar mängden tillgängligt och användbart habitat relaterat till fiskproduktion. Malmqvist (1991) beskriver modellens uppbyggnad och funktion samt kommenterar den kritik som förts fram mot den. Man har fortfarande inte testat hur väl WUA kan förutsäga mängden fisk. Vidare tycks modellens upphovsman numera medge att det positiva sambandet mellan mängd tillgängligt habitat och biomassa inte alltid är linjärt.

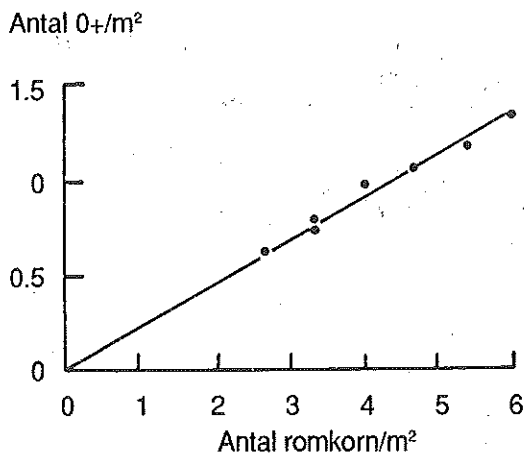
Modeller av denna typ förutsätter att rekryteringen inte är begränsande för beståndet och att de fysiska habitatvariablerna primärt bestämmer beståndsstorleken. Detta förutsätter i sin tur att yngel och/eller ung fisk förmår sprida sig så väl att hela vattendraget besätts optimalt. Mot detta resonemang finns emellertid invändningar. Beard & Carline (1991) visade att biomassa av öring varierade stort mellan olika avsnitt av det vattendrag de studerade. De fann också en positiv korrelation mellan antalet lekgropar i ett område och biomassa av öring. I områden med få lekgropar men gynnsamt habitat i övrigt var biomassa betydligt lägre än vad man skulle förvänta sig enligt tillgängliga habitat-biomassemodeller. Närheten till ett område med goda lekförutsättningar var därmed avgörande för biomassa av öring inom ett visst avsnitt av vattendraget. Eftersom till-

gången på lekmogna öringhonor var god begränsades rekryteringen av mängden lämpligt leksubstrat. Det var mycket vanligt att flera honor grävde på samma ställe och därmed förstörde romfickor för tidigare lekande par. Slutsatsen blev att habitat-baserade modeller måste innehålla variabler som i tillräckligt hög utsträckning värderar de fysiska förutsättningarna för lek (substratets sammansättning, syretillgång, vattenhastigheter, m m) för att vara användbara.

Sammantaget finns alltså en stor mängd modeller för beräkning av fiskbiomassa i strömvatten utifrån habitatvariabler. Även om de ofta har brister och inte alltid förmår hantera biologiska parametrar på ett riktigt sätt är idén som sådan, att med en matematisk modell kunna prediktera fiskbiomassan i ett vattendrag, tilltalande. I Sverige pågår för närvarande ingen sådan modellutveckling, om man undantar Vattenfalls kompetensuppbyggnad vad gäller modeller för förutsägelser av konsekvenser av minimitappning (Sjöström 1988). Att ur planeeringssynvinkel enkelt kunna beräkna fiskbiomassan i strömvatten borde vara fördelaktigt även för svenska vatten. Vidare torde sådana modeller kunna bli viktiga instrument inom fiske och naturvård. Bland annat för att ta fram vilka habitatfaktorer som är begränsande för öringbeståndet i ett visst vatten samt förutsäga vilka förändringar ett ingrepp av en viss typ leder till.

Faktorer relaterade till klimatet

Elliott (1987, 1989b) jämförde den ovan beskrivna undersökningen av havsöringen i Black Brows Beck med resultat från ett strömvatten (Wilfin Beck) med stationär öring. Förhållandena i denna bäck visade sig vara mer instabila än i Black Brows Beck. Bland annat ledde höga flöden i Wilfin Beck till mycket höga strömhastigheter och därmed till att bottensubstratet blev rörligt i mycket större utsträckning än i Black Brows Beck. Tätheterna av öring var också betydligt lägre och inga tecken på täthetsberoende dödlighet under någon kritisk period kunde urskiljas (Figur 9). I stället var sambandet linjärt mellan initial täthet av rom eller gulesäcksyngel och senare registrerade tätheter av öring 0+. Tilläggas bör att de initiala tätheterna av rom i denna bäck låg långt under de 50/m² som var optimalt i bäcken med havsöring.



Figur 9. Sambandet mellan antal (st/m²) 0+ öringar i maj/juni och mängden rom (ant/m²) hösten innan i en engelsk bäck med stationär öring. (Efter Elliott 1989b).

Figure 9. Relationship between density (no./m²) of 0+ trout in May/June and the parent eggs (no./m²) in a stream with resident brown trout. (After Elliott 1989b).

Populationstätheten i Wilfin Beck bestämdes av yttre faktorer som ogynnsamma flöden på grund av torra eller stora nederbörds mängder. Av detta drog Elliott slutsatsen att populationsregleringen i stabila miljöer med höga tätheter (Black Brows Beck) var täthetsberoende medan populationerna i mer instabila miljöer med lägre öringtätheter i första hand dimensionerades av yttre faktorer relaterade till perioder med mycket höga eller mycket låga flöden. Även i andra undersökningar har extrema flödessituationer ansetts ha stor betydelse för tätheterna av öring (Allen 1951, Elwood & Waters 1969, Hanson & Waters 1974, Jonsson & Sandlund 1979, Newman 1985, Heggenes & Traen 1988a, Borgström & Heggenes 1989, Titus & Mosegaard 1989). Höga flöden kan t ex ge upphov till utspolning av yngel (Heggenes & Traen 1988a) men även vara förödande för äldre fisk. Långvarig torra följd av låga flöden skapar utrymmes- och, under vissa omständigheter födobrist, (Grossman et al. 1982, Davies et al. 1988, Jowett 1991). Dessutom kan vattentemperaturen bli för hög (>24°C) för att öring skall överleva (Crisp 1989).

Övervintringsförhållanden har också angetts kunna påverka tätheterna av öring (Müller 1962, Jonsson & Sandlund 1979, Cunjak & Power 1986, Calkins 1989, Newman & Waters 1989). Övervintring ställer mycket stora krav på fisk-

ens förmåga att fysiologiskt acklimatisera sig till låga temperaturer (Cunjak 1988). Under vintern sjunker näringsbehov och aggressivitet hos öring och de söker sig ofta tillsammans till djupare områden med lägre vattenhastighet och tillgång till skydd (Hartman 1963, Karlström 1977, Cunjak & Power 1986, Clapp et al. 1990). Grovt bottenstrukturer är av allt att döma viktigt som skydd mot issörpebildning och hög vattenhastighet (Needham & Jones 1959, Karlström 1977). Även inflöden av relativt sett varmare grundvatten har stor betydelse och övervintrande öring samlas ofta i sådana områden (Cunjak & Power 1986). Hög vattenhastighet kan innebära större problem vintertid på grund av att vattentemperaturen och därmed fiskens ämnesomsättning är låg, vilket i sin tur medför att förmågan att klara av stor ansträngning är sämre. Brist på lämpliga övervintringslokaler kan därmed vara en faktor som påverkar tätheterna av öring i rinnande vatten. En annan viktig begränsande faktor knuten till vintern är infrysning av rom (Jonsson & Sandlund 1979). Stark kyla under lång tid leder till låga flöden som i sin tur kan innebära minskad syretillförsel till rommen eller att vissa bottenområden fryser eller torrläggs.

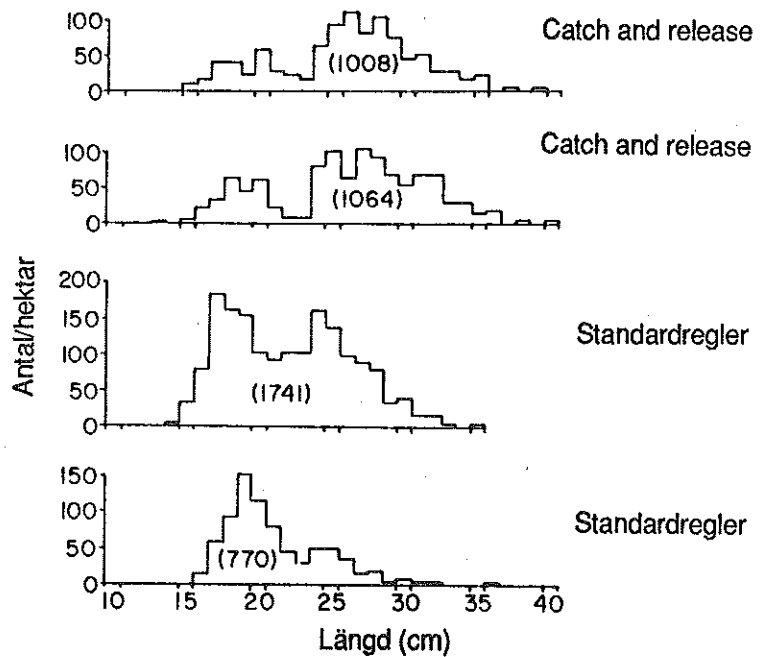
Den mänskliga faktorn

Ovan har de faktorer behandlats som, ensamma eller tillsammans (oftast), dimensionerar tätheterna av öring i rinnande vatten. Dessa antas i första hand verka under naturliga, av människan opåverkade förhållanden. Sådana förhållanden har dessvärre blivit allt mer ovanliga. För en överväldigande majoritet av vattendragen i Sverige torde i stället människans aktiviteter vara den avgörande faktorn för öringbeståndens storlek. Försämrade vattenkvalitet som ett resultat av utsläpp till luft och vatten, förstörda habitat som en följd av reglering, skogsbruk och jordbruk m m har lett till att öringbestånden decimerats eller slagits ut i många vattendrag (jfr Nyman 1991). Detta tillsammans med vår ambition att bibehålla eller öka uttaget av öring ur vattnen är ju också huvudledningen till att utsättningar blivit en så vanlig fiskevårdsåtgärd. Den naturliga produktionen av öring och antalet tillgängliga strömvatten motsvarar helt enkelt inte dagens efterfrågan på fiskemöjligheter och uttag av fisk.

Man får heller inte glömma att fisket som sådant i hög grad påverkar bestånden av öring i strömmande vatten. Detta gäller såväl spöfiske som fiske med andra redskap. I många havsöringförande vattendrag är tätheterna av ungar betydligt lägre än vad som skulle vara möjligt på grund av ett alltför intensivt fiske längs kusten. Alltför få lekfishar vandrar upp. Parallelsituationer uppstår i insjövattnen med vandringsöring som beskattas för hårt under tillväxtperioden i sjön. Ett intensivt sportfiske i vattendrag med strömlevande öring leder också till lägre tätheter och medelvikter (jfr Avery & Hunt 1981, Larson 1982, Carline et al. 1991). Fångstbegränsningar av olika slag påverkar därmed beståndet positivt, dvs biomassa och medelvikter ökar (Hunt 1981, Anderson & Nehring 1984, Näslund 1989) (Figur 10A, B). Idag är situationen den att många vattendrag med strömlevande öring i landet utsätts för ett alltför hårt fisketryck i relation till vad de förmår producera.

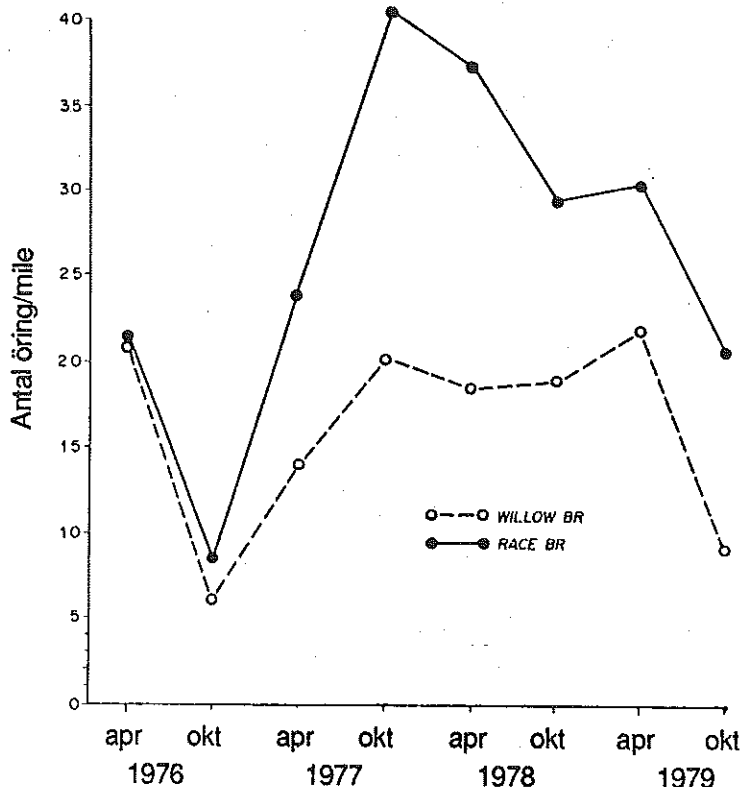
Figur 10. (B) Antal öringar per engelsk mil i två likstora grenar av ett amerikanska vattendrag. I den ena (Race Branch) infördes speciella restriktioner från och med 1977 som innebar ett minimimått på 33 cm, max en fisk per fiskare och dag samt att enbart flugfiske tilläts. I Willow Branch fortsatte de ursprungliga fiskereglerna att gälla dvs ett minimimått på 15 cm, max fångst på 5 fiskar/dag i maj och 10 fiskar/dag under juni-september samt att såväl flug-, mask- och spinnfiske var tillåtet. (Efter Hunt 1981).

Figure 10. (B) Number of brown trout/mile in two branches of Willow River USA. In Race Branch special regulations were implemented in 1977, i.e. a minimum length limit of 13 in., a daily bag limit of 1 trout and use of artificial flies only. In Willow Branch standard regulations were applied throughout the study period, i.e. a minimum length of 6 in., a daily bag limit of 5 trout in May and 10 trout during June-September and no restrictions on using conventional fishing bait and artificial lures.



Figur 10. (A) Längdfördelning för öring i olika sektioner av South Platte River, USA. Catch and release innebär att all fisk återutsätts. Standardreglerna tillåter en fångst av maximalt 8 fiskar per dag och fiskare. (Efter Anderson och Nehring 1984).

Figure 10. (A) Length frequency distribution of brown trout in four sections of the South Platte River, USA. Standard regulations permitted a daily bag limit of 8 trout per day. (After Anderson and Nehring 1984).



UTSÄTTNINGAR AV ÖRING I RINNANDE VATTEN

Miljöförstöring och överfiskning har alltså lett till att möjligheterna att fånga öring med tiden försämrats. I samband med att kunskaperna om hur man odlar fisk växte, började man se utplantering av öring som en metod att kompensera bristen på öring i vatten påverkade av miljöförstöring och att öka avkastningen i naturliga vattendrag. Idag inser vi att utsättningar långt ifrån löser alla problem. De första kritiska uppföljningarna av öringutsättningar i strömvatten gjordes i Nordamerika under 1920-talet. Sedan dess har många undersökningar gjorts för att belägga effekter av utsättningar. I Sverige finns dessvärre förhållandevis få utvärderingar av öringutsättningar i rinnande vatten, om man undantar uppföljning av havsöringutsättningar i reglerade älvar. I inlandsvattnen har ett stort antal märkta öringar satts ut, men de flesta har satts i sjöar eller kraftverksmagasin (Svärdson et al. 1965, Gönczi et al. 1986, Nilsson et al. 1987, Bergman et al. 1991).

Sammantaget varierar förutsättningarna för de utsättningar som utvärderats (typ av vattendrag, klimat, metod, öringstam, odlingsbakgrund m m). Vidare varierar syftet med utsättningarna, vilket medför att det kan vara svårt att generalisera utifrån de uppnådda resultaten och de slutsatser som dragits. Nedan sammanfattas litteraturen med avseende på utsättningar av öring i olika stadier (se även L'Abée-Lund 1986). I första hand redovisas erfarenheter vad gäller överlevnad efter utsättning och spridning från utsättningsplatsen.

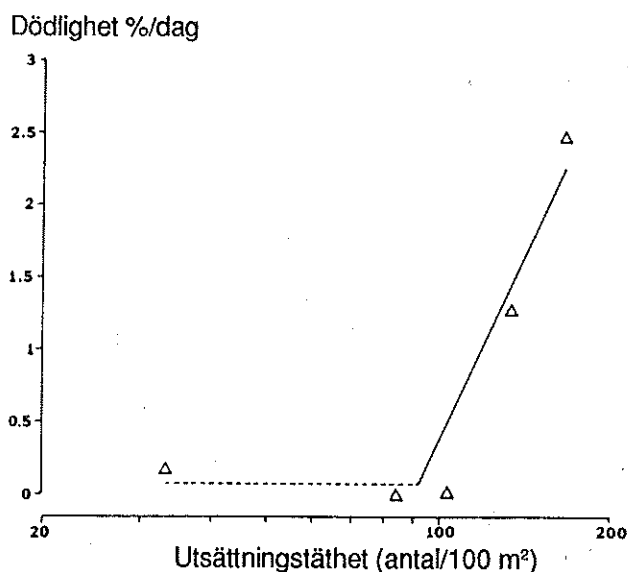
Rom och yngel

Utsättningar av rom och yngel av öring är idag en vanlig fiskevårdsåtgärd. Endast ett fåtal undersökningar redovisar dock mer ingående resultaten av sådana utsättningar. Det står också klart att utsättningar av rom och yngel så småningom givit resultat i form av reproducerande individer (Taggart & Ferguson 1986, Barbat-Letterier et al. 1989, Champigneulle et al. 1990, Hauser et al. 1991). Morán et al. (1991) fann dock att stora stödututsättningar av rom

och yngel i spanska vattendrag inte ledde till reproduktion. Mortensen (1977b) satte ut ögonpunktad havsöringrom i ett danskt vattendrag. Överlevnaden fram till simfärdigt yngel var 80%, dvs något lägre än vad man kan förvänta sig hos vild rom. Därefter låg överlevnaden på samma nivå som under naturliga förhållanden. Under förutsättning att romutsättningen gjorts i rätt typ av substrat och att syresättning och vattenhastighet varit tillräckliga, torde kläcknings-, uppkrypnings- och överlevnadssmönster inte skilja sig nämnvärt från naturförhållanden.

Titus (1991) undersökte överlevnad hos gulesäcksyngel utsatta i en havsöringbäck. Man satte ut lika stora mängder i bottensubstratet på fem olika platser, men tillgången till lämplig bottenyta för uppväxt i närområdet varierade mellan 2.3 och 9.2 m². Den mesta dödligheten inträffade tidigt, innan eller i samband med uppkrypningen ur grusbotten. Det fanns dock inget som talade för att storleken på den bottenyta som fanns tillgänglig i närheten av området där uppkrypningen ägde rum, var avgörande för tätheten av ungar senare under sommaren. Av detta drogs slutsatsen att täthetsregleringen ägde rum i området kring lekropen och att ynglens territorialitet efter uppkrypningen bara delvis var avgörande. Dessa slutsatser motsägs i viss mån av Elliott (1989c) som hävdade att den kritiska perioden för överlevnad var längre och att territorialiteten efter uppkrypningen, och därmed den tillgängliga ytan, var avgörande för senare uppmätta tätheter (se avsnitt om täthetsreglering). Ynglens dödlighet var alltså beroende av de initiala tätheterna av rom. Om dessa var för höga reducerades överlevnaden. Omsätter man detta resonemang på utsättningar av rom eller yngel kan man dra slutsatsen att det för varje vattendrag finns en optimal täthet som man inte bör överskrida. Överutsättning kan alltså ge negativa effekter (Figur 11). Detta bekräftas i undersökningar av utsättningar av yngel av havsvandrande regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) (Wentworth & LaBar 1984, Hume & Parkinson 1987).

Wolf (1947, 1950) planterade ut lax- och havsöringyngel i flera av Kävlingeåns (Skåne)



Figur 11. Sambandet mellan utsättningstäthet (antal/100 m²) och dödlighet (%/dag) under första tillväxtsåren hos yngel av havsvandrande regnbåge utplanterade i Lewis Creek, USA. (Efter Wentworth och LaBar 1984).

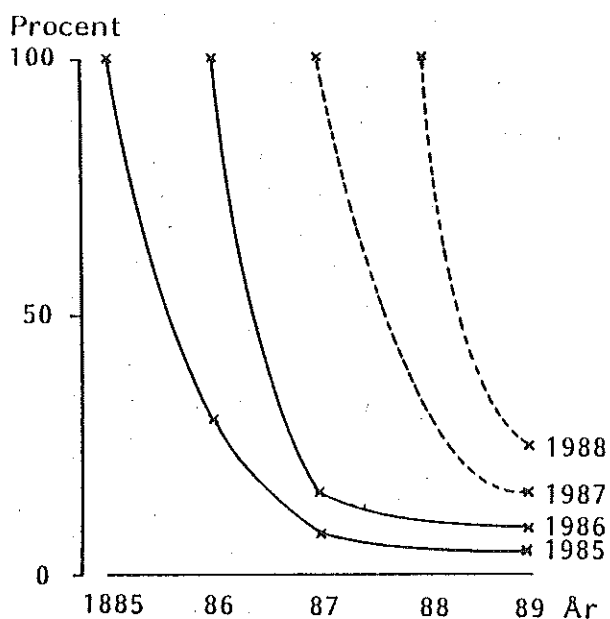
Figure 11. The effect of stocking density on daily instantaneous mortality rates of steelhead during their first growing season in Lewis Creek, USA. (After Wentworth and LaBar 1984).

biflöden. I vissa av dessa överlevde upp till 32% av ynglen den första sommaren. Utsättningstätheten var ca 7/m² räknat på hela vattendraget, men vissa sträckor var mindre lämpade för laxfisk. Bäst resultat gav utsättningar i mer eller mindre fisktomma bäckar. Närvaro av elritsa, stationär öring och gädda reducerade överlevnaden. Chelkowski (1991) fann att simfärdiga yngel av havsöring hade en överlevnad fram till smoltifiering (1-2 år) på upp till 4% i en polsk bäck. Flera undersökningar redovisar goda resultat av utsättningar av yngel som startutfodrats under 1-2 veckor före utsättning (Kirka 1969, Mortensen 1977b, Champignuelle et al. 1990). I en dansk å överlevde 32% av ynglen den första sommaren (Mortensen 1977b). Kirka (1969) satte ut startutfodrade yngel i en täthet av 1-2/m² i tjeckiska bergsbäckar och registrerade en överlevnad på 41% över första sommaren i det mest lyckade försöket. Vinterdödligheten var sedan hög, vilket gav en genomsnittlig överlevnad på 3.2% (max 14%) under det första året. En viktig erfarenhet av yngelutsättningar av salmonider är att utplantera yngel, i mycket liten utsträckning sprider sig från utsättnings/kläckningsområdet under de första månaderna efter kläckning och uppkryp-

ning (Wolf 1947, Mortensen 1977b, Wentworth & LaBar 1984, Hume & Parkinson 1987, Titus 1991). Hume och Parkinson (1987) anger att majoriteten av de utsatta ynglen återfångades mindre än 100 m från utsättningsplatsen efter den första sommaren.

En-somrig och ettårig fisk

Utsättning av fisk som passerat rom- och yngelstadiet ger högre procentuell överlevnad (Hume & Parkinson 1988). En-somrig och ettårig fisk var också länge de vanligaste ålderskategorierna vid öringutsättningar. En rad undersökningar har dock visat att mycket låga återfångster (0-3%) i form av fisk i fångstbar storlek registreras och man har ifrågasatt om metoden är lämplig för öring i rinnande vatten (Shetter 1939, Needham & Slater 1944, Vestal 1954, Nicholls 1958, Johnson 1983). Dessa undersökningar gäller i första hand vatten med strömlövande öring och ett högt fisketryck. I vatten med lägre dödlighet genom fiske har högre överlevnad rapporterats (Schuck 1945, Orciari & Leonard 1990). I Skandinavien är utsättningar av en-somrig/ettårig fisk fortfarande vanliga (Rasmussen 1982, L'Abée-Lund 1991). Överlevnaden är heller inte så låg som den som redovisas i undersökningarna ovan. Utsättningar i en dansk havsöringå resulterade i en överlevnad på 3-7% fram till smoltifiering vid två års ålder (Berg & Jörgensen 1991). Näslund (1990) fann vid utsättningar av dammodlad öring 0+ att minst 5% överlevde de tre första åren i en norrländsk bäck (Figur 12). Hulbert och Engstrom-Heg (1982) menade också att överlevnaden av en-somrig öring i vissa fall underskattats på grund av att fisken sprider sig uppströms i större utsträckning än vad man tidigare varit medveten om. Även när det gäller en-somrig/ettårig öring tycks dödligheten vara täthetsberoende och huvudsakligen inträffa tämligen snart efter utsättningen. (Fraser 1969, Berg & Jörgensen 1991). Mycket talar för att det, åtminstone för juvenil öring, finns ett samband mellan territori storlek och fiskstorlek (Grant & Kramer 1990). Antalet territorier blir sedan begränsande för populationsstorleken och/eller tillväxten. Överutsättning leder därmed till högre dödlighet och/eller försämrade tillväxt (jfr Henricson 1983, Näslund 1990). I vattendrag med väl fungerande naturlig reproduktion leder sådana utsättningar inte till nå-



Figur 12. Andel (%) överlevande av öring utplanterade som ensamriga ungar i Låktabäcken.

Figure 12. Proportion (%) surviving brown trout stocked as 0+ in autumn in the Låktabäcken brook.

gon förändring i täthet på längre sikt (Kelly-Quinn & Bracken 1989, Näslund 1990).

De undersökningar av spridningsmönster som gjorts visar att en-somrig/ettårig öring sprider sig såväl uppströms som nedströms (Millard & MacCrimmon 1972, Hulbert & Engstrom-Heg 1982, Näslund 1990, Jörgensen & Berg 1991). Ett år efter utsättning återfinns fisken inom ett avstånd av 3 km från utsättningspunkten. Majoriteten av de utsatta fiskarna tycks dock inte sprida sig mer än 1 km.

Två-somrig och äldre fisk

Som framgår av ovanstående har utsättningar av ung fisk bedömts ge ett alltför dåligt resultat i många vatten med strömlevande öring och högt fisketryck (se även Cresswell 1981). I sådana vatten, framför allt i Nordamerika, tillämpas numera huvudsakligen utsättningar av fisk som är så stor att den är direkt fångstbar (oftast >20 cm). Dessa utsättningar ger ur ekonomisk synvinkel ett betydligt bättre resultat. De har dock karaktären av "put-and-take"-utsättningar eftersom fiskens tillväxt efter utsättning är obetydlig. Fisken sätts ut strax innan eller under fiskesäsongen och huvuddelen av återfångster-na görs sedan under de närmast följande veck-

orna (Cooper 1952, Miller 1958, Mills & Ryan 1973, Johnson 1983, Cresswell 1981, Aass 1982, Hesthagen et al. 1989, Skurdal et al. 1989). Vinteröverlevnaden är sedan mycket låg och av den utsatta fisken finns inga eller mycket få individer kvar ett år efter utsättningen (Cooper 1952, Miller 1958, Aass 1982, Bachman 1984, Hesthagen et al. 1989, Näslund 1993). Av detta följer att höstutsättningar ger betydligt sämre återfångster än utsättningar strax innan eller under fiskesäsongen (Aass 1982). Överlevnaden i vattendraget tycks också vara storleksberoende. Ju större fisken är vid utsättning, desto större är också chansen att den återfångas (Aass 1978).

Utplanterad större öring sprider sig vanligen både uppströms och nedströms men inte särskilt långt från utsättningsplatsen (Cresswell 1981, Cresswell & Williams 1982, Helfrich & Kendall 1982, Henricson 1983, Hesthagen et al. 1989, Skurdal et al. 1989, Näslund 1993). Majoriteten återfångas inom 1 km från utsättningslokalen. Helfrich och Kendall (1982) drog slutsatsen att den odlade fiskens spridningsmönster i första hand bestämdes av miljömässiga faktorer och inte av någon nedärvd rörelseriktning. Bäst resultat ger utsättningar i "klump", dvs utsättning endast på ett fåtal lokaler i vattendraget (Cooper 1952, Cresswell & Williams 1982, Hesthagen et al. 1989).

I Skandinavien sätts en hel del två-fyraårig öring ut som kompensation för skador i samband med vattenkraftsutbyggnad. Sådana kompensationsutsättningar fastställs i vattendomar för varje vattendrag. Majoriteten är havsöring som sätts ut som smolt i utbyggda älvar. Frekvensen öring som återvandrar till hemälven och återfångster-na i hemälven varierar betydligt, men förfarandet upprätthåller fiske och öringbestånd i reglerade älvar. Havsörings-smolt sätts även ut i oreglerade eller delvis reglerade vatten för att öka uppgången av lekfisk och därmed antalet reproducerande individer. Detta sker vanligen i älvar där det råder brist på lekfisk på grund av överfiskning. Resultaten av sådana utsättningar är förhållandevis dåligt kända men återvandringens frekvensen är ibland relativt hög.

På motsvarande sätt planteras äldre öring ut i många vattendrag för att upprätthålla bestånd av sjövandrande öring. Även här förekommer kompensationsutsättningar fastställda i vattendomar. Avsikten är att dessa öringar

skall vandra till en större sjö för att där tillväxa och sedan återvända till vattendraget för lek. Sådana utsättningar ger dock inga eller mycket små återfångster i form av reproducerande individer (Aass 1990, Näslund 1991). Utbytet i form av antal återfångade fiskar vid utsättning i tillrinnande vattendrag är generellt sett sämre än vid utsättningar direkt i sjön (Svårdson et al. 1965, Aass 1990).

Orsaker till observerade utsättningsresultat

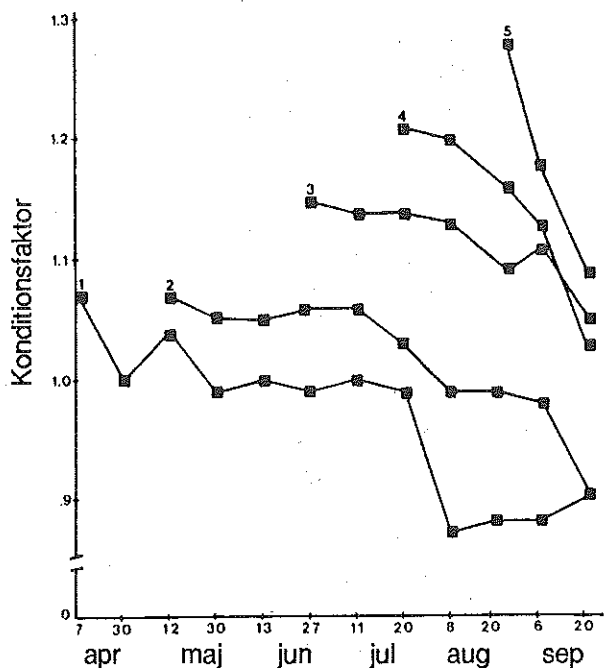
Ofta överlever inte den odlade fisken eller reproducerar sig i utsättningsvattnet i den utsträckning man hoppats. Stor möda har ägnats åt att ta reda på orsakerna till detta. Det är självklart så att öringutsättningar i vattendrag med alltför dåliga vattenkvalitets- eller habitatförhållanden (se ovan) inte ger något utbyte. I sådana vatten finns inte förutsättningar för öring att leva. I vattendrag med tillfredsställande naturlig reproduktion och tillräckligt antal vilda lekfiskar är det troligt att andra faktorer än rekryteringen (se ovan) begränsar beståndets storlek, vilket medför att utsättningar inte får någon långsiktig täthetshöjande effekt (LeCren 1963, Millard & MacCrimmon 1972, Kelly-Quinn & Bracken 1989, Näslund 1990). Att utsättningar skall vara lyckosamma på längre sikt bygger ju på att det finns "lediga platser" i vattendraget. Varje vatten har en viss "bärförmåga" (eng. carrying capacity), det vill säga förmåga att hysa ett visst antal tillväxande öringar. Utsättningar som leder till tätheter över denna bärförmåga ger resultat med kort varaktighet. Den fisk som finns i överskott konkurreras ut och lämnar vattendraget eller dör. Vidare är det ofta så att alltför stor fisk sätts ut, framför allt i små vattendrag. Med utgångspunkt från det resonemang som förts ovan om ståndplatser med positiv energibudget, är det möjligt att dra slutsatsen att odlad fisk som är större än de som naturligt förekommer i vattendraget, inte har någon möjlighet att bibehålla sin kondition, än mindre att tillväxa. Detta medför att de riskerar att tämligen snart slås ut (Näslund 1993).

Tidigt insåg man också att omställningen från ett liv i odlingsmiljö till ett liv i ett strömmande vatten, kanske i konkurrens med vilda artfränder, ställer stora krav på de fiskar som sätts ut (Schuck 1948). Många av komponenterna

i fiskens livshistoria (t ex tillväxt, vandringsbenägenhet, könsmognad) är genetiskt förutbestämda men påverkas i stor utsträckning av omgivningsfaktorer (Thorpe 1991). Den goda tillgången på föda i fiskodlingen innebär till exempel att fiskens utveckling accelererar jämfört med under naturliga förhållanden, vilket ofta leder till att könsmognaden tidigareläggs ett eller två år. Snabb tillväxt i populationen kan ytterligare accentueras via selektion i odlingen för denna egenskap. På så sätt kan såväl ärftliga som miljöstyrda egenskaper förändras när fisken odlas (jfr Norman 1989, Thorpe 1991). Detta i sin tur för med sig att fisken totalt sett utvecklas annorlunda och därmed beter sig annorlunda när den kommer ut i naturen. Bachman (1984) fann att utplanterad öring rörde sig betydligt mer, åt mindre och utnyttjade sämre mikrohabitat än de vilda fiskarna. Odlad örings oförmåga att energimässigt optimera sitt beteende ledde till att de successivt försvann från området och att dödligheten var hög. Mycket få övervintrade och två år efter utsättningen fanns ingen odlad öring kvar i området. Ersbak och Haase (1983) visade på motsvarande sätt att utplanterad bäckkröding fångade föda mindre framgångsrikt och uppvisade en lägre flexibilitet i sitt födoval än vild fisk, samt gradvis förlorade i kondition efter utsättning (Figur 13). Cresswell et al. (1984) fann att utplanterad äldre öring började äta naturföda regelbundet först efter ett par veckor.

I de ovan relaterade försöken konkurrerar utplanterad fisk med förhållandevis täta bestånd av vild fisk. Utsättningar i vatten utan, eller med lägre konkurrens från, vildfisk har visat på lägre stressnivå, bättre kondition och/eller högre överlevnad för den odlade fisken (Miller 1958, Kelly-Quinn & Bracken 1989, Orciari & Leonard 1991, Näslund 1993). Även fiskens storlek/ålder kan ha betydelse. En-somrig öring utsatt i bäckar tycks, i motsats till de äldre fiskar som diskuteras ovan, snabbt lära sig äta naturföda och har inom två veckor en diet som är identisk med vildfiskens (Johnsen & Ugedal 1986, 1990).

Odlad fisk har visat sig ha 3-4 gånger högre vinterdödlighet jämfört med vild (Aass 1978). Detta kan ha att göra med skillnader i beteende, t ex förmåga att finna rätt övervintringshabitat, minimera energiförbrukningen och undvika predatorer. Sämre förmåga hos odlad fisk att undvika predation torde för övrigt vara be-



Figur 13. Genomsnittlig konditionsfaktor för odlad bäckröding före (punkt 1-5) och efter utsättning i McMichael's Creek, USA. (Efter Ersbak och Haase 1983).

Figure 13. Mean coefficient of condition of domestic brook trout before (Points 1-5) and after stocking in McMichael's Creek, USA. (After Ersbak and Haase 1983).

tydelsefull även under sommarsäsongen. De odlade fiskar som successivt försämrats konditionsmässigt pga konkurrens eller andra orsaker är troligen ett förhållandevis lättfångat byte.

De beteendeskilnader mellan odlad och vild fisk som relaterats ovan kan dels vara en effekt av fiskens respons på ett liv i odlingsmiljö (inlärning), dels ett resultat av selektion för vissa egenskaper i odling (Norman 1989). Man har i experiment visat att odlad laxsmolt på många sätt skiljer sig beteendemässigt från vild smolt av samma stam, även om de sätts ut i sin hemälv samtidigt med den vilda smoltens utvandring (Jonsson et al. 1990, 1991). Lax som härstammade från odlad smolt hade bland annat högre dödlighet, återvandre senare på säsongen, vandrade oftare fel och återvände till havet utan att ha lekt i större utsträckning. Av detta drog författarna slutsatsen att det var troligt att laxens erfarenheter före och i samband med utvandring påverkade dess beteende senare i livet (lekvandring, lek, m m). Visserligen kan ofrivillig selektion i odlingen leda till beteendeskilnader redan efter en generation, men bevisen var svaga för att detta helt skulle

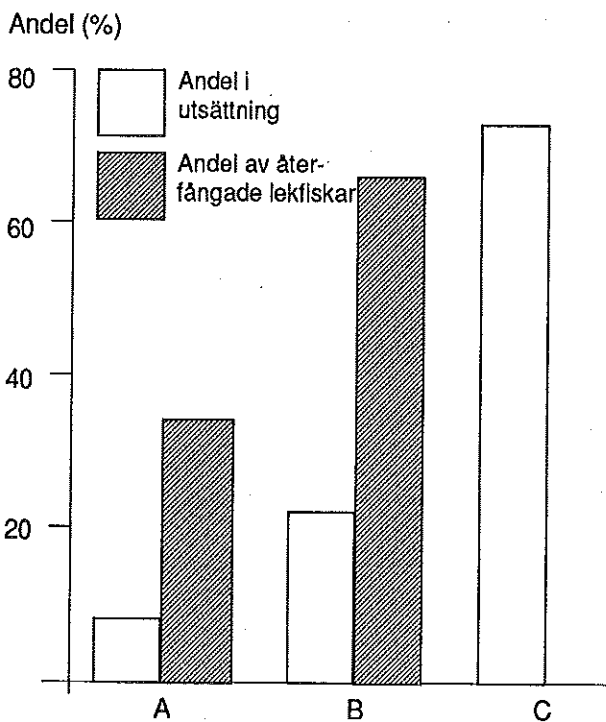
vara resultatet av en genetisk förändringsprocess. Inlärning eller erfarenheter under den tidiga uppväxten kan därmed vara avgörande för hur fisken beter sig senare i livet. Av detta kan man dra slutsatsen att ju längre tid en fisk hålls i odling, desto större är sannolikheten för att beteendet efter utsättning väsentligt skiljer sig från beteendet hos vildfisk av samma ursprung.

Det står klart att odling av en stam under flera generationer medför en anpassning till odlingsförhållanden (domesticering) och ofta också en förlust av genetisk variation (se t ex Allendorf & Utter 1979, Ryman & Ståhl 1980, Kincaid 1981, Ryman & Utter 1987). Även om avelsarbetet görs på ett riktigt sätt (tillräckligt antal föräldrar till varje generation m m) medför det annorlunda selektionstrycket under odlingsförhållanden (ingen födobrist eller predation bl a) att betydligt fler och möjligen andra individer överlever jämfört med under naturförhållanden. I ett flertal undersökningar har det visats att domesticerade stammar av laxfisk har sämre överlevnad i naturen än vilda stammar (Miller 1958, Nielson et al. 1957, Mason et al. 1967, Millard & MacCrimmon 1972, Reisenbichler & McIntyre 1977, Webster & Flick 1981, Lachance & Magnan 1990, Champignuelle et al. 1990). Denna skillnad tycks också vara genetiskt förankrad (Webster & Flick 1981). Berg och Jörgensen (1991) invände emellertid mot detta eftersom de i utsättningsförsök inte fann några skillnader i överlevnad mellan domesticerad öring och öring odlad i en generation. Vidare hade båda dessa kategorier lägre överlevnad än introducerad vild öring från ett annat vattendrag. Därmed skulle uppväxten i odlingsmiljö och inte genetiska skillnader vara helt avgörande för det observerade utfallet av utsättningarna. En svaghet i de undersökningar som relateras ovan är att den domesticerade stammens ursprung liksom fiskens odlingshistoria (antal föräldrar m m) sällan anges. Observerade resultat i form av överlevnad i naturen som i Berg & Jörgensens (1991) fall, kan därför påverkas av faktorer som stamtillhörighet och inavel. Sammantaget torde det dock inte vara någon tvekan om att domesticering i sig leder till sämre överlevnad i naturen även om andra faktorer kan medverka.

En viktig faktor för utsättningens framgång är den utsatta fiskens stamtillhörighet. De genetiska skillnaderna mellan olika öringpopulationer är ofta stora. Detta gäller även geogra-

fiskt närbelägna populationer (Ryman et al. 1979, Fleming 1983, Ferguson 1989, Ferguson & Taggart 1991). Dessa skillnader beror på långvarig anpassning till den lokala miljön i kombination med en stark drift hos öring att återvända till födelseplatsen för att leka (Behnke 1972, Ricker 1972, Ryman et al. 1979, Ferguson 1989). Att introducera en stam i en miljö den inte är anpassad för, är därmed sällan framgångsrikt. Omvänt är det så att så kallat älveget material, dvs avkomma av öring från det vatten där utsättningen sker, oftast ger det bästa resultatet (Aass 1982, Hesthagen 1988, Ferguson 1989) (Figur 14).

Vid nyetablering eller förstärkningsutsättningar av öring är avsikten att de utplanterade



Figur 14. Andel (%) av den totala mängden utsatt öring i Tessemagasinet med tillflöden samt av mängden återfångade lekfishar i tillrinnande bäckar av: A - lokal stam utsatt i tillrinnande bäckar, B - lokal stam utsatt direkt i Tessemagasinet, C - öring av främmande stam utsatt direkt i magasinet. (Efter Hesthagen 1988).

Figure 14. Proportions of the total amount of stocked brown trout in the Tessemagasinet Lake with tributaries and proportions of recaptured spawning fish in the tributaries for: A - fish from local stocks released in the tributaries, B - fish from local stocks released in the lake and C - fish from stocks native to other watersheds released in the lake. (After Hesthagen 1988).

fiskarna skall reproducera sig i det vattendrag där de satts ut. Detta oavsett om det är fråga om stationär öring eller om öringen under en period lämnar det rinnande vattnet för tillväxt i ett annat habitat. Utsättningar av havsöringsmolt ger återvandring av reproducerande individer, men återvandringens frekvensen är förhållandevis låg och vanligen lägre än hos t ex lax. Vad gäller insjölevande vandringsöringbestånd vet man att utsättning av utvandringsmogna ungar (2-3 åringar) i sjöar inte bidrar till att öka antalet reproducerande individer i tillrinnande lekvattendrag (O'Grady 1984, Hesthagen 1988, Aass 1990). Även utsättningar av 2-3 åringar i de tänkta lekvattendragen ger ingen eller mycket blygsam lekvandring (Aass 1990, Näslund 1991). Detta kan orsakas av dåliga förutsättningar för tillväxt och överlevnad i sjön men det kan också bero på utebliven präglning på lekvattendraget. Den utplanterade fisken saknar drift och förmåga att vandra till ett lekvattendrag. Utsättningar för att öka antalet reproducerande individer i ett öringbestånd bör därför göras med fisk i tidiga stadier. Liksom för lax tycks den tidiga uppväxten vara av betydelse för vandringsbeteendet senare under livet (jfr Jonsson et al. 1990, 1991). Bestånd av havsöring har etablerats via utsättningar av lekfish (Arne Johlander, muntl. medd.) Utsättningar av rom och yngel har också gett resultat i form av reproducerande havsvandrande och sötvattenslevande bestånd (Taggart & Ferguson 1986, Barbat-Leterrier et al. 1989, Champigneulle et al. 1990, Hauser et al. 1991, Morán et al. 1991), även om misslyckanden finns redovisade. Jokikokko (1990) lyckades inte, via yngelutsättningar, återetablera vandringsöring i ett tillflöde till en större öringförande insjö. De gav visserligen upphov till goda tätheter av ungar men inga reproducerande individer återvandre. Utsättningar av en-somrig fisk i tänkta lekvattendrag har i vissa fall gett upphov till lekfish som återvandrar från sjöar (Hesthagen 1988, Näslund 1992).

Fiskens odlingsbakgrund torde också kunna påverka utsättningsresultatet. Eftersom övergången från artificiell till naturlig föda är kritisk borde fisk uppfödd på naturföda lättare kunna anpassa sig till naturförhållanden (Huet 1986). För detta finns också visst stöd vad gäller en-somrig öring utsatt i en bäck (Näslund 1990). Johnsen och Hesthagen (1990) fann dock vid utsättningar av tråg- och naturdammsodlad

en-somrig öring att transportavståndet och öringens storlek var viktigare faktorer för utsättningsresultatet. Ingen skillnad fanns heller mellan kategorierna vad gäller förmågan att finna föda i bäcken (Johnsen & Ugedal 1990).

I olika undersökningar har man påvisat höga stressnivåer hos odlad fisk i samband med transport och hantering. Sådan stress kan reducera överlevnaden efter utsättning (Johnsen & Hesthagen 1990) och därmed påverka utsättningsresultatet negativt. Lång transporttid, alltför höga vattentemperaturer och dåliga syreförhållanden är exempel på faktorer som leder till att fisken stressas. Det är alltså troligt att dåliga återfångstresultat ibland kan förklaras med att fisken farit illa i samband med hantering och transport. Cresswell och Williams (1983) visade också att överlevnaden ökade om öring acklimatiserades i det rinnande vattnet före frisläppandet.

Negativa effekter på bestånd av vildfisk

Man kan förvänta sig en rad effekter på det natureproducerade beståndet av laxfisk i ett vattendrag där utsättningar görs (L'Abée-Lund 1991). Ökad aktivitet hos vild fisk har registrerats som ett resultat av introduktion av odlad fisk (McLaren 1979, Vincent 1987). Vincent (1987) fann också att sommar dödligheten hos vild öring ökade från 20% under år utan utsättningar till 40% under år då fisk sattes ut. Även i andra undersökningar har man kunnat konstatera att stora utsättningar lett till att den vilda öringen trängts undan (Näslund 1990, 1993, Berg & Jörgensen 1991).

Allvarliga farhågor har förts fram om riskerna med genetiska förändringar av vildbestånd som ett resultat av utsättningar (t ex Ryman 1981, STOCS 1981, Ferguson 1989, Skaala et al. 1990, L'Abée-Lund 1991, Ryman 1991, Hindar et al. 1991). Sådana förändringar kan uppstå på två sätt, dels genom att den utplanterade fisken tränger undan den vilda, dels genom inkorsning (odlad och vild fisk leker tillsammans). Under förutsättning att den utplanterade fisken inte reproducerar sig torde dock vildbeståndet ha stora möjligheter att återhämta sig och effekterna av utsättningen bli kortvariga. Mycket talar ju också för att den utplanterade fisken av olika skäl (hög dödlighet, brist på präglings) reproducerar sig i mindre utsträck-

ning. Skaala et al. (1992) fann att utplanterad öring hade ca 70% lägre reproduktiv framgång jämfört med vild. Man skulle därmed, trots att den utplanterade fisken under en period tränger undan vildfisken, i stort sett undvika att fisk med annorlunda genetisk bakgrund korsar sig med vildbeståndet och förändrar dess genetiska sammansättning. Så är emellertid inte alltid fallet. Utsättningar görs ofta i stor skala och upprepas under lång tid. Även om reproduktionsfrekvensen hos den utplanterade fisken är låg kan alltså utsättningarna, på grund av det stora antalet fiskar och upprepningen under många år, via inkorsning eller undanträngning leda till genetiska förändringar hos vildbeståndet (Ryman & Laikre 1991). Ett sådant händelseförlopp har också påvisats för andra arter av laxfisk (Skaala et al. 1990). Även om situationen för öring delvis är dåligt känd, har man konstaterat att utsättningar av rom och yngel av en främmande öringstam kan leda till genetiska förändringar hos vildbeståndet som ett resultat av inkorsning (Taggart & Ferguson 1986, Barbat-Leterrier et al. 1989, Hauser et al. 1991, Skaala et al. 1992). Vidare fann Garcia-Marin et al. (1991) att naturbestånden i två spanska älvar helt slagits ut och ersatts av bestånd av odlad ursprung.

Varför är då genetiska förändringar av vildbestånd så allvarliga? Öring uppvisar, liksom många andra laxfiskar, stor ekologisk, morfologisk och beteendemässig plasticitet (Ferguson 1989). En stor andel av artens totala genetiska variation föreligger mellan olika populationer (Ryman 1981, Ferguson 1989). Ferguson (1989) beskriver tre väl definierade öringpopulationer i en irländsk sjö. Den genetiska särprägel vidmakthålls tack vare att de reproducerar sig på olika lokaler och de skiljer sig också födovalsmässigt. Utsättningar i en sådan sjö skulle kunna leda till att den reproduktiva isolationen stammarna emellan bryts ned och därmed även skillnaderna i beteende i övrigt. På sikt skulle detta, förutom att stammarnas särprägel försvann, bland annat kunna leda till att sjön nyttjades sämre av öringen och att den totala produktionen minskade. Sammantaget kan alltså utsättningar leda till att gränserna mellan stammar suddas ut, att unika egenskaper förloras och att den totala genetiska variationen reduceras.

Under de senaste decennierna har en stor mängd lokala populationer av öring slagits ut eller kraftigt decimerats på grund av mänskli-

ga aktiviteter. Det är därför viktigt att värdefulla, opåverkade populationer identifieras och skyddas, även mot utsättningar. Detta inte bara av principiella och vetenskapliga naturvårdsskäl för att bevara naturens mångfald. Sådana bestånd är minst lika viktiga ur fiskevårdens synvinkel, bland annat för att säkra tillgången på lämpliga bestånd för återintroduktioner i restaurerade miljöer.

Sjukdomar och parasiter som sprids till vildbestånd via utsättningar är ett annat problem (Skaala et al. 1990, L'Abée-Lund 1991). Laxparasiten *Gyrodactylus salaris* har av allt att döma spridits via rymning av odlad fisk och orsakat mycket stor skada i norska laxälvar (Skaala et al. 1990). Riskerna är alltså mycket stora att en fortsatt ökning av utsättningsverksamheten för med sig en ytterligare spridning av fisksjukdomar av olika slag.

Slutsatser och rekommendationer

Sammanfattningsvis kan man konstatera att utsättningar ofta ger ett sämre utbyte än förväntat (jfr Nilsson et al. 1987, L'Abée-Lund 1986, 1991). Antalet fångstbara fiskar ökar inte i den utsträckning man tänkt sig. Dessutom kan utsättningar av främmande stammar medföra negativa konsekvenser för vattendragets naturliga bestånd av öring. Av detta följer att man bör göra noggranna överväganden innan man väljer att sätta ut fisk. Om vattendraget redan hyser ett bestånd av naturreproducerande öring bör man undersöka detta bestånds status och försöka ta reda på vilka faktorer som begränsar det. Fiskevården bör sedan i så stor utsträckning som möjligt bygga på det lokala beståndet. Att förbättra miljön i och kring vattendraget (kalkning, biotopvård m m) och kanske ändra fiskets inriktning (begränsning av uttag, högre minimimått, m m) ger den naturreproducerande öringen möjlighet att av egen kraft öka sin numerär. Sedan gäller det att balansera fiske och uttag så att beståndet inte överexploateras. På så sätt kan man via andra metoder än utsättningar öka beståndets numerär. Detta sätt att gå tillväga kräver dock förhållandevis goda kunskaper om det individuella vattendraget. Det kan ibland vara både dyrt och svårt att skaffa sådana kunskaper, men fiskevård byggd på god kännedom om det enskilda vattendraget ger en bättre långsiktig effekt. I detta sammanhang är det viktigt att betona värdet av att så

långt möjligt utvärdera de åtgärder man genomför ur såväl biologisk som ekonomisk synvinkel.

I vissa situationer är det dock motiverat att sätta ut öring i strömmande vatten, framför allt när det naturliga beståndet slagits ut eller är ytterligt decimerat. Som framgått av ovanstående är det av stor vikt att man väljer rätt öringstam för utsättningen. Om man sätter ut älveget material kan man minimera genetiska förändringar hos vildbeståndet och nå ett bättre utsättningsresultat. Detta ställer dock krav på hur fisken odlas. Det är naturligtvis avgörande att fisken verkligen representerar den stam som sägs och att förlusterna av genetisk variation hos den odlade fisken, i relation till naturbeståndet, minimerats (ingen medveten selektion, tillräckligt antal föräldrar i varje generation, blandrom osv) (Forskningsrådsnämnden 1982, Nyman 1986, Ryman 1991). Vidare krävs goda kunskaper om respektive stams specifika egenskaper.

Nedan redogörs för de situationer där utsättningar är motiverade samtidigt som lämplig typ av utsättning rekommenderas. Slutsatserna är baserade på den information som ställts samman ovan. Ytterligare rekommendationer för utsättningar i allmänhet finns publicerade av Nilsson et al. (1987) där bland annat interaktioner mellan arter och utsättningar i sjöar närmare behandlas.

Utsättningar för att återintroducera öring

I vatten där öringbestånd slagits ut men där förhållandena sedan förbättrats, är det aktuellt med återintroduktion. Detta sköts normalt bäst av naturen själv men den processen kan vara långsam. Har dessutom ett bestånd med speciella egenskaper (t ex vandringsbenägenhet) slagits ut, kan det ta mycket lång tid innan ett nytt bestånd med liknande egenskaper återetableras. Ibland saknas också förutsättningar för en naturlig återkolonisation. För att nå bäst resultat bör man välja att sätta ut lekmogen fisk, rom eller yngel. Även utsättningar av en-somrig och ett-årig öring kan leda till nyetablering av reproducerande populationer men kunskaperna om detta är ofullständiga. Erfarenhet från ett liv i naturvatten från tidiga stadier tillsammans med tidig prägling på vattendraget torde skapa bäst förutsättningar för rätt vandrings- och reproduktionsbeteende och därmed

Tabell 2. En jämförelse av för- och nackdelar med att sätta ut nybefruktad och ögonpunktad rom samt simfärdigt yngel.

	Fördelar	Nackdelar
Nybefr. rom	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kräver ej tillgång till kläckeri. 2. Goda möjligheter att sprida rommen och att finna lämpligt substrat vid denna tid på året. 3. Lätt att transportera och hantera rommen. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Förhållandevis låg överlevnad (ofta <50%) till kläckning. 2. Utsättningen måste göras inom 48 timmar efter befruktning. 3. Kräver tillgång till stabila grusbäddar med låg inblandning av finsediment.
Ögonp. rom	<ol style="list-style-type: none"> 1. Utsättning kan göras under ca 3 veckors tid. 2. Lätt att transportera och hantera rommen. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kräver tillgång till kläckeri med temperaturregim liknande utsättningsvattendragets. 2. Utsättningen måste ofta göras under svåra is- eller flödesförhållanden. 3. Kräver tillgång till stabila grusbäddar med låg inblandning av finsediment.
Simf. yngel	<ol style="list-style-type: none"> 1. Enkel och snabb utsättning. Lätta att sprida. 2. Lägre krav på bottenstratets kvalitet. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kräver tillgång till kläckeri med temperaturregim liknande utsättningsvattendragets och möjlighet att hålla yngel. 2. Höga krav ställs på transporter (syre) och hantering pga att ynglen är känsliga. 3. Större risk för spridning av fisksjukdomar.

etablering av ett bestånd. Viktigt att komma ihåg är också att utsättning av öring för att återintroducera vandrande öring är mera komplicerat eftersom man också måste beakta tillväxt- och överlevnadsmöjligheter i sjön.

Flyttning av lekmogen fisk bör göras så nära leken och så skonsamt som möjligt. Långa transporter bör undvikas. Yngelutsättningar görs oftast när ynglen i det närmaste förbrukat gulesäcken och är redo att söka föda på egen hand (simfärdigt yngel). Romutsättningar kan göras med nybefruktad (höst) eller ögonpunktad (vårvinter) material. De kräver tillgång till stabila grusbäddar med rätt substratstorlek och vattenhastighet och med låg inblandning av finsediment. Kartering av lämpliga områden bör göras i god tid före utsättning. Svårigheterna att finna lämpliga grusbäddar skall inte underskattas. Dödligheten fram till kläckning är ofta hög vid utsättning av nybefruktad rom pga mekaniska skador, infrysning, torrläggning, svamppåväxt m m (Reiser & Wesche 1977, Egglisshaw et al. 1984). Det kan vara mycket svårt att uppnå goda resultat i vattendrag där stora mängder finsediment transporteras och

deponeras (Barnhart 1979, Egglisshaw et al. 1984, Peterson & Barnhart 1982). Oftast överväger fördelarna med utplantering av ögonpunktad rom och yngel även om förvaringen i kläckeri medför högre kostnader (Tabell 2). Om tillgången på avelsfisk och därmed utsättningsmaterial är begränsad, kan det vara motiverat att välja att sätta ut fisk i senare stadier (startutfodrade yngel, ensamrig fisk). Detta eftersom överlevnaden ofta är högre.

Öringens territorialitet och tendens att vara mycket stationär under det första året gör det viktigt att sprida rom och yngel väl i vattendraget. Detta för att bättre utnyttja produktionskapaciteten och möjligen uppnå högre fisktätheter. Det finns också en övre gräns för vilka tätheter av rom och yngel vattendraget kan bära. LeCren (1963) satte ut rom och nyckläckt yngel av öring i förhållandevis produktiva bäckar i England. Utsättningsstätheter över 12/m² resulterade inte i högre tätheter av yngel senare under sommaren. Rätt mängd bör alltså sättas ut för att överdödlighet skall kunna undvikas och utsättningsmaterialet utnyttjas optimalt (Tabell 3).

Tabell 3. Rekommenderade maximala utsättningstätheter (ant/m²) för nybefruktad och ögonpunktad rom samt simfärdigt yngel av öring.

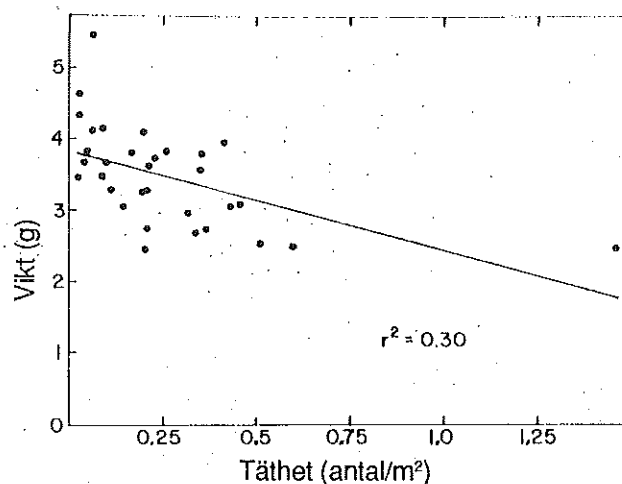
	Högproduktiva vatten i södra Sverige	Lågproduktiva vatten i norra och södra Sverige
Nybefr. rom	40	20
Ögonp. rom	10	5
Simf. yngel	5	1-2

Dessa rekommenderade värden är grovt till-
yxade men kan tjäna som riktmärken vid rom-
och yngelutsättningar. Det kan ofta finnas an-
ledning att välja lägre utsättningstätheter, t ex
vid utsättningar där laxfisk redan finns närva-
rande, i mindre gynnsamma habitat, i extremt
näringsfattiga vatten i norrlands inland osv.
Det är mycket angeläget att utsättningarna
följs upp via elfiskeundersökningar.

Man bör välja den stam som man tror har
bäst förutsättningar (är bäst anpassad) för att
klara den nya miljön. Helst bör denna stam
hämtas från en närbelägen lokal i samma vat-
tensystem. Ibland kan det vara enklare och
lämpligare att direkt flytta över vilda öring-
ungar för återintroduktion (Norman 1989).
Speciella krav för valet av stam ställs i vatten-
drag som ligger nära vatten med särskilt
skyddsvärda fiskstammar.

Förstärkningsutsättningar

I de vatten där förutsättningarna för naturlig
reproduktion är begränsade eller där beståndet
starkt begränsas av faktorer som ej är möjliga
att åtgärda, kan förstärkningsutsättningar
vara aktuella. Förutsättningen är att vatten-
dragets potential att hålla öring av någon an-
ledning ej utnyttjas till fullo. Vid förstärknings-
utsättningar bör man endast använda fisk som
härstammar från den population som redan
finns i vattendraget. Om avsikten är att öka
antalet reproducerande individer bör även här
fisk i tidiga stadier sättas ut. Mycket talar för
att ensamrig fisk är att föredra för denna typ
av situationer, åtminstone i vatten med dåliga
reproduktionsförutsättningar. Även här måste
fisken spridas väl och utsättningsmängden an-
passas till vattendragets bärförmåga så att
överdödighet och dålig tillväxt hos den utplan-
terade fisken kan undvikas (Figur 15).



Figur 15. Sambandet mellan uppnådd täthet och
medelvikt för ensamrig regnbåge utsatt som yngel i
Lynn Creek, USA. (Efter Hume & Parkinson 1987).

Figure 15. Relationship between fall density and
mean weight for steelhead trout released as fry in
Lynn Creek, USA. (After Hume and Parkinson 1987).

I strömmande vatten föreligger stora tät-
hetsskillnader mellan vattendrag (Tabell 4).
Tätheterna är betydligt högre i södra Sverige
jämfört med i norra Sverige. De allra lägsta tät-
heterna registreras i näringsfattiga skogs- och
fjällvatten.

Uppgifter om tätheter i enskilda vatten
finns samlade i Sötvattenslaboratoriets elfiske-
register dit man kan vända sig för att få råd
och information. Tätheter av havsöring för ett
flertal större vattendrag finns dessutom redovi-
sade av Karlström (1977). Att välja rätt utsätt-
ningstäthet av t ex ensamrig fisk kräver, förutom
att man har en uppfattning om vilken bärför-
måga vattendraget har för fisk i denna storlek,
att man kan bedöma hur hög överlevnad den
utsatta fisken kan tänkas få. Denna kan natur-
ligtvis variera stort beroende på en rad fakto-
rer. Sammantaget har dock utsättningar av
ensomrig öring visat sig ge en överlevnad på
5-30% under det första året i naturen. Den
största dödligheten torde inträffa omedelbart
efter utsättning och under vintern. Efter det att
fisken etablerat sig påföljande sommar antas
dödligheten ligga i nivå med den hos vild fisk.

Ett räkneexempel: Avsikten är att för-
stärka ett havsöringbestånd i ett strömvatten i
norra Sverige via utsättningar av en-somrig
fisk. Ca 10 000 m² av lämpliga uppväxtområ-
den finns tillgängliga. Den ensamriga utsätt-
ningsfisken förväntas ha en överlevnad på 20%

Tabell 4. Medeltätheter (ant/100m²) av öring fördelat på vattendragsbredd och geografiska zoner (Sers & Degerman 1992).

V-dragsbredd	Sydsvenska kusten			Sydsvenska inlandet					
	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10			
0+	50	14	9	15	7	5			
>0+	27	9	5	22	7	3			
	Norrländska kusten			Norrlands inland			Fjällen		
	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10	<5	5-10	>10
0+	27	7	3	14	6	5	3	3	0
>0	26	8	3	15	7	5	7	5	3

under det första året i vattendraget. Uppväxtområdena förväntas kunna hålla tätheter av två-somrig fisk på 5 ind/100m².

Utsättningsmängden blir då: $\frac{10\ 000 \cdot 5}{0.20 \cdot 100} = 2\ 500$ st

Beräkningar av detta slag blir naturligtvis mycket grova men kan ändå utgöra ett hjälpmedel att närma sig rätt utsättningsmängd. Det bästa är naturligtvis att genom uppföljningar av utsättningarna skaffa sig en uppfattning om överlevnad och bärformåga i det enskilda vattendraget.

Put and take

I vattendrag där man vill upprätthålla förutsättningar för ett högt fisketryck med stort uttag är så kallade put-and-take-utsättningar ofta den enda utvägen. Denna form av stödut-

sättningar innebär utsättningar av fångstfärdig fisk. De vattendrag som i första hand är aktuella är sådana som saknar förutsättningar för naturreproducerande bestånd eller där naturbeståndet är svagt och har lågt bevarandevärde. Stamvalet bör i viss mån styras av egenskaper som tillväxtkapacitet i odling och stationaritet.

Kort varaktighet karakteriserar utsättningar av fångstfärdig fisk, varför de bör göras så nära inpå fiskesäsongen som möjligt. Allra bäst är att sprida utsättningarna över hela fiskesäsongen. Bäst effekt uppnås om de görs klumpvis, det vill säga förhållandevis stora mängder fisk sätts på ett fåtal ställen i vattendraget. Majoriteten av de utplanterade fiskarna sprider sig endast i begränsad utsträckning varför avspärrningar av vattendraget med nät sällan är ekonomiskt försvarbara.

LITTERATUR

- Aass, P.** 1978. Örret og örretfiske i Hallingdalselva ved Gol. Inform. Terskelprosjektet, Rapp. 7. 33 p.
- Aass, P.** 1982. Brown trout stocking in Norway. p. 123-128. In Report of the symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries. Budapest, 31 May-5 June 1982. EIFAC Tech. Pap. 42.
- Aass, P.** 1990. Utsetting av Hunderörret i Mjösa och Lågen 1965-1989. Fylkesmannen i Opland, Miljövernavdelningen, Rapp. 9. 25 p.
- Alexander, G.R.** 1979. Predators of fish in cold-water streams. p. 153-170. In Predator-prey systems in fisheries management. Eds: H.R. Stroud & H. Clepper. Sport Fishing Institute, Washington D.C.
- Alexander, G.R. & E.A. Hansen.** 1983. Sand sediment in a Michigan trout stream. Part II. Effects of reducing sand bedload on a trout population. N. Am. J. Fish. Mgmt 3: 365-372.
- Allen, K.R.** 1951. The Horokiwi stream. A study of a trout population. N.Z. Mar. Dep. Fish. Bull. 10. 231 p.
- Allen, K.R.** 1969. Limitations on production in salmonid populations in streams. p. 3-18. In Symposium on salmon and trout in streams. Ed.: T.G. Northcote. H.R. MacMillan lectures in Fisheries. Univ. of British Columbia, Vancouver.
- Allendorf, F.W. & F.M. Utter.** 1979. Population genetics. p. 407-504. In Fish physiology. Vol. 8. Bioenergetics and growth. Eds: W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett. Academic Press, New York.
- Anderson, R.M. & R.B. Nehring.** 1984. Effects of a catch-and-release regulation on a wild trout population in Colorado and its acceptance by anglers. N. Am. J. Fish. Mgmt 4: 257-265.
- Andreasson, S.** 1971. Feeding habits of a sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 51: 5-30.
- Andreasson, S.** 1980. Sensimpa som predator på öringyngel. (English summary: Sculpins as predators on fry of brown trout.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 11 p.
- Avery, E.D. & R.L. Hunt.** 1981. Population dynamics of wild brown trout and associated sport fisheries in four central Wisconsin streams. Wisconsin Department of Natural Resources, Tech. Bull. 121. 26 p.
- Bachman, R.A.** 1982. A growth model for drift-feeding salmonids: a selective pressure for migration. p. 128-135. In Proceedings of salmon and trout migratory behavior symposium. Eds: E.L. Brannon & E.O. Salo. Univ. of Washington, Seattle.
- Bachman, R.A.** 1984. Foraging behaviour of free-ranging and hatchery brown trout in a stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 113: 1-32.
- Bagliniere, J.L. & A. Champigneulle.** 1982. Population density of brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) juveniles on the River Scorff (Brittany): Habitat selection and annual variation (1976-1989). Acta Oecol. (Oecol. Appl.) 3: 241-256.
- Baldes, R.J. & R.E. Vincent.** 1969. Physical parameters of microhabitats occupied by brown trout in an experimental flume. Trans. Amer. Fish. Soc. 98: 230-238.
- Barbat-Leterrier A., R. Guyomard & F. Krieg.** 1989. Introgression between introduced domesticated strains and Mediterranean native populations of brown trout (*Salmo trutta* L.) Aquat. Living Resourc. 2: 215-223.
- Barnhart, R.A.** 1979. Current status of the Whitlock-Vibert egg incubation box. p. 10-14. In Wild trout. II. Trout unlimited and federation of fly fishermen. Vienna, Virginia.
- Barton, B.A., R.E. Peter & C.U. Paulencu.** 1980. Plasma cortisol levels of fingerling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at rest, and subjected to handling, confinement transport, and stocking. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 805-811.
- Beard, T.D. & R.F. Carline.** 1991. Influence of spawning and other stream habitat features on spatial variability of wild brown trout. Trans. Amer. Fish. Soc. 120: 711-722.
- Behnke, R.J.** 1972. The systematics of salmonid fishes of recently glaciated lakes. J. Fish. Res. Board Can. 29: 639-671.
- Berg, S. & J. Jörgensen.** 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. J. Fish Biol. 39: 151-169.
- Bergheim, A. & T. Hesthagen.** 1990. Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., within different sections of a small enriched Norwegian river. J. Fish Biol. 36: 545-562.

- Bergman, W., J. Halvarson & M. Larsson.** 1991. Öringstammar i Sverige. Åtgärdsstudier för kompensation av fiskeskador. Delrapport 2. Vattenfall, Vällingby. 125 p.
- Bohlin, T.** 1977. Habitat selection and inter-cohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos* 29: 112-117.
- Borgström, R. & J. Heggenes.** 1989. Smoltification of sea-trout (*Salmo trutta*) at short length as an adaptation to extremely low summer flow. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35: 375-384.
- Borgström, R., E. Garnås & S.J. Saltveit.** 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* L., and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2548-2552.
- Boussu, M.F.** 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream. *J. Wildl. Mgmt* 18: 227-239.
- Bovee, K.** 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instr. Flow Inform. Pap. 12. USDI Fish Wildl. Serv. FWS/OBS-77/63. 38 p.
- Bowlby, J.N. & J.C. Roff.** 1986. Trout biomass and habitat relationships in southern Ontario streams. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115:503-514.
- Burgess, S.A. & J.R. Bider.** 1980. Effect of stream habitat improvement on invertebrates, trout populations and mink activity. *J. Wildl. Mgmt* 44: 871-880.
- Calkins, D.J.** 1989. Winter habitats of Atlantic salmon, brook trout, brown trout and rainbow trout. A literature review. US Army Corps of Engineers, Cold Regions Research & Engineering Laboratory, Special Rep. 89-34. 9 p.
- Carline, R.F., T. Beard Jr. & B.A. Hollender.** 1991. Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 11: 253-266.
- Champigneulle, A., M. Melhaoui, D. Gerdeaux, R. Rojas-Beltran, C. Gillet & J. Guillard.** 1990. La truite commune (*Salmo trutta* L.) dans le Redon, un petit affluent du Lac Leman. II - Caractéristiques des géniteurs de truite de Lac (1983-1988) et premières données sur l'impact des relâchers d'alevins nourris. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 319: 197-212.
- Chelkowski, Z.** 1991. Survival rate of sea trout, *Salmo trutta* L. from hatch release to smolting in the stream Osówka. *Acta Ichtyol. Pisc.* (Szczecin) 21: 93-98.
- Clapp, D.F. & R.D. Clark, Jr.** 1990. Range, activity, and habitat of large, free-ranging brown trout in a Michigan stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 1022-1034.
- Clary, J.R.** 1972. Predation on the brown trout by the slimy sculpin. *Prog. Fish. Cult.* 34: 91-95.
- Cooper, E.L.** 1952. Returns from plantings of legal-sized brook, brown and rainbow trout in Pigeon River, Otsego County, Michigan. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 82: 265-280.
- Cresswell, R.C.** 1981. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters - a review. *J. Fish Biol.* 18:429-442.
- Cresswell, R. & R. Williams.** 1982. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters - effect of time and method of stocking. *Fish. Mgmt* 13: 97-103.
- Cresswell, R.C. & R. Williams.** 1983. Post-stocking movements and recapture of hatchery-reared trout released into flowing waters - effect of prior acclimation to flow. *J. Fish Biol.* 23: 265-276.
- Creswell R.C., G.S. Harris & R. Williams.** 1984. Factors influencing the movements, recapture and survival of hatchery-reared trout released into flowing waters and their management. EIFAC Techn. Pap. 42, suppl. 1: 129-142.
- Crisp, D.T.** 1989. Some impacts of human activities on trout, *Salmo trutta*, populations. *Freshwat. Biol.* 21: 21-33.
- Crisp, D.T. & P.A. Carling.** 1989. Observations on siting, dimensions, and structure of salmonid redds. *J. Fish Biol.* 34:119-134.
- Crisp, D.T. & M. A. Hurley.** 1991. Stream channel experiments on downstream movements of recently emerged trout (*Salmo trutta* L.) and salmon (*S. salar* L.) - I. Effects of four different water velocity treatments on dispersal rate. *J. Fish Biol.* 39: 347-361.
- Crozier, W.W & A. Ferguson.** 1986. Electrophoretic examination of the population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., from the Loch Neagh catchment, Northern Ireland. *J. Fish Biol.* 28: 459-477.
- Cunjak, R.A.** 1988. Physiological consequences of overwintering in streams: the cost of acclimatization? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 443-452.
- Cunjak, R.A. & G. Power.** 1986. The feeding and energetics of stream-resident trout in winter. *J. Fish Biol.* 31: 493-511.
- Davies, P.E., R.D. Sloane & J. Andrew.** 1988. Effects of hydrological change and the cessation of stocking on a stream population of *Salmo trutta* L. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 39: 337-354.
- Day, M.G. & I. Linn.** 1972. Notes on the food of feral mink *Mustela vison* in England and Wales. *J. Zool. Lond.* 167: 463-473.

- Egglishaw, H.J. & P.E. Shackley.** 1980. Survival and growth of salmon, *Salmo salar* (L.), planted in a Scottish stream. *J. Fish Biol.* 16: 565-584.
- Egglishaw, H.J. & P.E. Shackley.** 1982. Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* and *S. trutta*, in a Scottish stream. *J. Fish Biol.* 21: 141-156.
- Egglishaw, H.J., W.R. Gardiner, P.E. Shackley & G. Struthers.** 1984. Principles and practice of stocking streams with salmon eggs and fry. *Scot. Fish. Inform. Pamphlet* 10. 22 p.
- Elliott, J.M.** 1967. The food of trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream. *J. Appl. Ecol.* 4: 59-71.
- Elliott, J.M.** 1984. Growth, size, biomass and production of young migratory trout, *Salmo trutta*, in a Lake district stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 53: 327-350.
- Elliott, J.M.** 1985. Growth, size, biomass and production for different lifestages of young migratory trout, *Salmo trutta* in a Lake district stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 54: 985-1001.
- Elliott, J.M.** 1987. Population regulation in contrasting populations of trout *Salmo trutta* in two Lake District streams. *J. Anim. Ecol.* 56: 83-98.
- Elliott, J.M.** 1989a. Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and international resource. *Freshw. Biol.* 21: 1-5.
- Elliott, J.M.** 1989b. The natural regulation of numbers and growth in contrasting populations of brown trout, *Salmo trutta*, in two Lake district streams. *Freshw. Biol.* 21: 7-19.
- Elliott, J.M.** 1989c. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. II. The critical time for survival. *J. Anim. Ecol.* 59: 987-1001.
- Elliott, J.M.** 1990. Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. III. The role of territorial behaviour. *J. Anim. Ecol.* 59: 803-818.
- Elson, P.F.** 1962. Predator-prey relationships between fish-eating birds and Atlantic salmon (with a supplement on fundamentals of Merganser control). *Fish. Res. Bd. Can. Bull.* 133. 87 p.
- Elwood, J.W. & T.F. Waters.** 1969. Effects of floods on food consumption and production rates of a stream brook trout population. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 98: 253-262.
- Erlinge, S.** 1972. Interspecific relations between the otter, *Lutra lutra*, and the mink, *Mustela vison*, in Sweden. *Oikos* 23: 327-335.
- Ersbak, K. & B.L. Haase.** 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked brown trout. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 3: 142-151.
- Everest, F.H. & D.W. Chapman.** 1972. Habitat selection and spatial interaction by juvenile chinook salmon and steelhead trout in two Idaho streams. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 91-100.
- Fausch, K.D.** 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.* 63: 441-451.
- Fausch, K.D. & R.J. White.** 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1220-1227.
- Fausch, K.D. & R.J. White.** 1986. Competition among juveniles of coho salmon, brook trout, and brown trout in a laboratory stream, and implications for Great Lakes tributaries. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115: 363-381.
- Fausch, K.D., C.L. Hawkes & M.D. Parsons.** 1988. Models that predict the standing crop of stream fish from habitat variables: 1950-85. U.S. forest service general technical report PNW-GTR-213.
- Ferguson, A.** 1989. Genetic differences among brown trout, *Salmo trutta*, populations and their importance for the conservation and management of the species. *Freshw. Biol.* 21: 35-46.
- Ferguson, A. & J.B. Taggart.** 1991. Genetic differentiation among the sympatric brown trout (*Salmo trutta*) populations of Lough Melvin, Ireland. *Biol. J. Linn. Soc.* 43: 221-237.
- Fleming, C.C.** 1983. Population biology of anadromous brown trout (*Salmo trutta* L.) in Ireland and Britain. Ph. D thesis, The Queens University of Belfast.
- Fraser, F.J.** 1969. Population density effects on survival and growth of juvenile coho salmon and steelhead trout in experimental stream-channels. p. 253-265. *In* Symposium on salmon and trout in streams. Ed.: T.G. Northcote. H.R. MacMillan lectures in Fisheries. Univ. of British Columbia, Vancouver.
- Forskningsrådsnämnden.** 1982. Fiskevård och fiskodling. Vattenbrukets avelsmetodik. FRN, Förlagstjänst, Stockholm. 82 p.
- Frost, W.E.** 1943. The natural history of minnow, *Phoxinus phoxinus*. *J. Anim. Ecol.* 12: 139-162.
- Garcia-Marin, J.L., P.E. Jorde, N. Ryman, F. Utter & C. Pla.** 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture.* 95: 235-249.
- Gard, R. & G.A. Flittner.** 1974. Distribution and abundance of fishes in Sagehen Creek, California. *J. Wildl. Mgmt* 38: 347-358.

- Gatz Jr, A.J., M.J. Sale & J.M. Loar.** 1987. Habitat shifts in rainbow trout: competitive influences of brown trout. *Oecologia* 74: 7-19.
- Gerell, R.** 1967. Food selection in relation to habitat in mink (*Mustela vison* Schreber) in Sweden. *Oikos* 18: 233-246.
- Gibson, R.J.** 1988. Mechanisms regulating species composition, population structure, and production of stream salmonids; a review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35:469-495.
- Grant, J.W.A., D.L.G. Noakes & K.M. Jonas.** 1989. Spatial distribution of defence and foraging mode of young-of-the-year brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *J. Anim. Ecol.* 59: 773-784.
- Grant, J.W.A. & D.L. Kramer.** 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1724-1737.
- Grossman, G.D., P.B. Moyle & J.O. Whitaker Jr.** 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *Am. Nat.* 120: 423-454.
- Grost, R.T., W.A. Hubert & T.A. Wesche.** 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. *J. Freshw. Ecol.* 3: 365-371.
- Gönczi, A.P., J. Henricson & G. Sjöberg.** 1986. Fiskevärd i älvmagasin. Slutrapport från FÅK, del I. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm. 115 p.
- Hanson, D.L. & T.F. Waters.** 1974. Recovery of standing crop and production rate of a brook trout population in a flood-damaged stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 103: 431-439.
- Hartman, G.F.** 1963. Observation on behaviour of juvenile brown trout in a stream aquarium during winter and spring. *J. Fish. Res. Board Can.* 20: 769-787.
- Hauser, L., A.R. Beaumont, G.T.H. Marshall & R.J. Wyatt.** 1991. Effects of sea trout stocking on the population genetics of landlocked brown trout, *Salmo trutta* L., in the Conwy River system, North Wales, U.K. *J. Fish Biol.* 39(Suppl. A): 109-116.
- Hayes, J.** 1991. Microhabitat used by large brown trout for drift feeding. *Freshw. Catch* 45: 7-9.
- Heggberget, T.G., T. Haukebö, J. Mork & G. Ståhl.** 1988. Temporal and spatial segregation of spawning in sympatric populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 33: 347-356.
- Heggenes, J.** 1988a. Substrate preference of brown trout fry (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1801-1806.
- Heggenes, J.** 1988b. Effect of experimentally increased intraspecific competition on sedentary adult brown trout (*Salmo trutta*) movement and stream habitat choice. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1163-1172.
- Heggenes, J.** 1988c. Effects of short-term flow fluctuations on displacement of, and habitat use by, brown trout in a small stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 117: 336-344.
- Heggenes, J.** 1989. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic J. Freshw. Res.* 64: 74-90.
- Heggenes, J. & R. Borgström.** 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in three small streams. *J. Fish Biol.* 33: 885-894.
- Heggenes, J. & T. Traen** 1988a. Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biol.* 32: 717-727.
- Heggenes, & T. Traen.** 1988b. Daylight responses to overhead cover in stream channels for fry of four salmonid species. *Holarct. Ecol.* 11: 194-201.
- Heggenes, J. & S.J. Saltveit.** 1990. Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *Salmo trutta*, in a Norwegian river. *J. Fish. Biol.* 36: 707-720.
- Helfrich, L.A. & W.T. Kendall.** 1982. Movements of hatchery-reared rainbow, brook, and brown trout stocked in a Virginia mountain stream. *Prog. Fish. Cult.* 44: 3-7.
- Henricson, J.** 1983. Fiskevärd i sidovattendrag - gödsling genom tillskott av organiskt material. Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet, Härnösand. FÅK informerar 14: 2-20.
- Henricson, J.** 1985. Effekten av tillfört växtmaterial på öringproduktionen i en bäck. (English summary: The effect of added organic matter on the production of brown trout (*Salmo trutta* L.) in a northern Swedish stream.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. (10) 50 p.
- Hermansen, H. & C. Krog.** 1984. Influence of physical factors on density of stocked brown trout (*Salmo trutta fario* L.) in a Danish lowland stream. *Fish. Mgmt* 15: 107-115.
- Hesthagen, T.** 1988. Fiskeutsettinger i Tessemagasinet. MVU-Rapport Nr. B42. NINA, Trondheim. 22 p.
- Hesthagen, T., B. Jonsson & J. Skurdal.** 1989. Survival exploitation and movement of takeable size brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Aquacult. Fish. Mgmt* 20: 475-484.

- Hindar, K., B. Jonsson, N. Ryman & G. Ståhl.** 1991. Genetic relationships among landlocked, resident, and anadromous brown trout, *Salmo trutta* L. *Heredity* 66: 83-91.
- Huet, M.** 1986. Textbook of fish culture. Breeding and cultivation of fish. 2nd ed. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publ. Oxford.
- Hulbert, P.J. & R.E. Engstrom-Heg.** 1982. Upstream dispersal of fall-stocked brown trout in Canajohaire Creek, New York. N.Y. Fish Game J. 29: 166-175.
- Hume, J.M.B. & E.A. Parkinson.** 1987. Effect of stocking density on the survival, growth, and dispersal of steelhead trout fry (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 271-281.
- Hume, J.M.B. & E. A. Parkinson.** 1988. Effects of size at and time of release on the survival and growth of steelhead trout fry stocked in streams. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 8: 50-57.
- Hunt, R.L.** 1965. Dispersal of wild brook trout during the first summer of life. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 94: 186-188.
- Hunt, R.L.** 1981. A successful application of catch and release regulations on a Wisconsin trout stream. *Wisc. Dep. Nat. Res. Tech. Bull.* 119. 30 p.
- Jenkins, T.M.** 1969. Social structure, position choice and microdistribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams. *Anim. Behav. Monogr.* 2: 57-123.
- Johnsen, B.O. & O. Ugedal.** 1986. Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. *Aquacult. Fish. Mgmt* 17: 281-287.
- Johnsen, B.O. & T. Hesthagen.** 1990. Recapture of pond- and hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., released in small streams. *Aquacult. Fish. Mgmt* 21: 245-252.
- Johnsen, B.O. & O. Ugedal.** 1990. Feeding by hatchery- and pond-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fingerlings released in a lake and in a small stream. *Aquacult. Fish. Mgmt* 21: 253-258.
- Johnson, M.** 1983. An evaluation of stream trout stocking in Langlade, Lincoln and Marathon counties. *Wisc. Dep. Nat. Res. Fish. Mgmt Rep.* 114. 7 p.
- Johnston, N.T., C.J. Perrin, P. Slaney & B.R. Ward.** 1990. Increased juvenile salmonid growth by whole-river fertilization. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 862-872.
- Jokikokko, E.** 1990. Brown trout stockings in the restored rapids of the tributaries of the River Oulujoki system in eastern Finland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37(1-2): 79.
- Jonsson, B. & O.T. Sandlund.** 1979. Environmental factors and life histories of isolated river stocks of brown trout (*Salmo trutta m. fario*) in Söre Osa river system, Norway. *Env. Biol. Fishes* 4: 43-54.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen.** 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 26: 225-230.
- Jonsson, B., N. Jonsson & L.P. Hansen.** 1991. Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery-reared Atlantic salmon in nature. *Aquaculture* 98: 69-78.
- Jowett, I.G.** 1990. Factors related to the distribution and abundance of brown and rainbow trout in New Zealand clear-water rivers. *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.* 24: 429-440.
- Jowett, I.G.** 1991. A method of predicting brown trout abundance in rivers. *Freshw. Catch.* 45: 3-6.
- Jörgensen, J. & S. Berg.** 1991. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 2. Post-stocking movements. *J. Fish Biol.* 39: 171-180.
- Kalleberg, H.** 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 39: 55-98.
- Karlström, Ö.** 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag. (English summary: Habitat selection and population densities of salmon and trout parr in Swedish rivers.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (6). 72 p.
- Kelly-Quinn, M. & J.J. Brakken.** 1989. Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquacult. Fish. Mgmt* 20: 211-226.
- Kennedy, G.J.A. & C.D. Strange.** 1982. The distribution of salmonids in upland streams in relation to depth and gradient. *J. Fish Biol.* 20: 579-591.
- Kennedy, G.J.A. & C.D. Strange.** 1986. The effects of intra- and inter-specific competition on stocked juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and resident trout, *Salmo trutta* L., in an upland stream. *J. Fish Biol.* 28: 479-489.
- Kincaid, H.L.** 1981. Trout strain registry. National Fisheries Center - Leetown. U.S. Fish and Wildlife Service. Kearneysville. 118 p.
- Kirka, A.** 1969. Experiments with stocking brown trout in mountain streams of northern Slovakia. *Práce Laboratória Rybárstva* 2: 219-252.

- Kjellberg, G.** 1969. Några data om bäckrödingen. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 6 p.
- Kozel, S.J. & W.A. Hubert.** 1989. Factors influencing the abundance of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in forested mountain streams. J. Freshw. Ecol. 5: 113-122.
- L'Abée-Lund, J.H.** 1986. Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag: örretens ekologi og erfaringer fra kultiveringsarbeid. Miljøvirkninger av vassdragsutbygging. Rapport Nr. A6. 128 p.
- L'Abbée-Lund, J.H.** 1991. Fiskeutsetninger - et reelt forsterkningstiltak? Fauna (Oslo) 44: 173-180.
- Lachance, S. & P. Magnan.** 1990. Comparative ecology and behavior of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2285-2292.
- Larsen, K.** 1947. Stallingsens utbredelse og forekomst i Danmark. Undersøgelser over stallingen (*Thymallus thymallus* L.) i Danmark. Danmarks Sportfiskerforbund. Skive.
- Larsen, K.** 1966. Studies on the biology of Danish stream fishes. II. The food of pike, *Esox lucius* L., in trout streams. Medd. Danm. Fisk. Havsunders. 4: 271-326.
- Larson, T.** 1982. Characteristics of the sport fishery of Rowan Creek and the impact of fishing on the wild brown trout population. Wisc. Dep. Nat. Res. Fish. Mgmt Rep. 112. 15 p.
- Larsson, H.-O. & P.O. Larsson.** 1975. Predation på nyutsatt odlad smolt, Luleälven 1974. Laxforskningsinstitutet, Älvkarleby. Rapport nr. 9.
- Latta, W.C.** 1962. Periodicity of mortality of brook trout during the first summer of life. Trans. Amer. Fish. Soc. 91: 408-411.
- LeCren, E.D.** 1963. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. Rapp. Cons. Explor. Mer 164: 241-246.
- LeCren, E.D.** 1965. Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 13: 88-105.
- LeCren, E.D.** 1973. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. Rapp. Cons. Explor. Mer 164: 241-246.
- Lewis, S.L.** 1969. Physical factors influencing fish populations in pools of a trout stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 98: 14-19.
- Lid, G. & T. Schandy.** 1984. Laksandas forekomst og neringsvalg i Hallingdalselva ved Gol. Inform. Terskelprosjektet 25. 30 p.
- Lindroth, A.** 1955. Mergansers as salmon and trout predators in the River Indalsälven. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 36:126-132.
- Maitland, P.S.** 1965. The feeding relationships of salmon, trout, minnows, stone loach and three-spined sticklebacks in the River Endrick, Scotland. J. Anim. Ecol. 34: 109-133.
- Malmqvist, B.** 1991. Dimensionering av minimi-tappningar: Översikt över metoder och modeller. p. 90-115. In Dimensionering av minimi-tappning från miljö-och fiskesynpunkt. Delrapport 3, Litteratursammanställning. Ed.: P. Sjöström. FUD, Vattenfall, Vällingby.
- Mann, R.H.K.** 1985. A pike management strategy for a trout fishery. J. Fish Biol. 27(Suppl. A): 227-234.
- Mann, R.H.K., J.H. Blackburn & W.R.C. Beaumont.** 1989. The ecology of brown trout in English chalk streams. Freshw. Biol. 21: 57-70.
- Mason, J.C.** 1976. Response of underyearling coho salmon to supplemental feeding in a natural stream. J. Wildl. Mgmt. 40: 775-788.
- Mason, J.C. & D.W. Chapman.** 1965. Significance of early emergence, environmental rearing capacity, and behavioral ecology of juvenile coho salmon in stream channels. J. Fish. Res. Board Can. 22: 173-190.
- Mason, J.W., O.M. Brynildson & P.E. Degurse.** 1967. Comparative survival of wild and domesticated strains of brook trout in streams. Trans. Amer. Fish. Soc. 96: 313-319.
- McLaren, J.B.** 1979. Comparative behaviour of hatchery-reared and wild brown trout and its relationship to intergroup competition in a stream. Doctoral dissertation. Pennsylvania State University, University Park.
- Millard, T.J. & H.R. MacCrimmon.** 1972. Evaluation of the contribution of supplemental plantings of brown trout, *Salmo trutta* (L.), to a self-sustaining fishery in Sydenham river, Ontario, Canada. J. Fish Biol. 4: 369-384.
- Miller, R.B.** 1958. The role of competition in the mortality of hatchery trout. J. Fish. Res. Board Can. 15: 27-45.
- Mills, D.H.** 1969. The survival of juvenile Atlantic salmon and brown trout in some Scottish streams. p. 217-228. In Symposium on salmon and trout in streams. Ed.: T.G. Northcote. H.R. MacMillan lectures in Fisheries. Univ. of British Columbia, Vancouver.
- Mills, D.H. & R.M. Ryan.** 1973. The movement and benefit to angling of hatchery-reared brown trout released in the River Tweed. Fish. Mgmt 4: 109-115.
- Morán, P., A.M. Pendás, E. Garcia-Vázquez & J. Izquierdo.** 1991. Failure of a stocking policy, of hatchery reared brown trout, *Salmo trutta* L., in Asturias, Spain, detected using LDH-5* as a genetic marker. J. Fish Biol. 39(Suppl. A): 117-121.

- Mortensen, E.** 1977a. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta* L.) in a Danish brook. *J. Fish Biol.* 10: 23-33.
- Mortensen, E.** 1977b. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. *J. Fish Biol.* 11: 613-617.
- Moyle, P.B.** 1977. In defense of sculpins. *Fisheries* 2: 20-23.
- Muller, K.** 1962. Iakttagelser rörande laxöringens vandringar i en lappländsk skogsbäck. *Fauna och Flora* 56: 200-206.
- Myllylä, M., M. Torssonen, E. Pullianen & K. Kuusela.** 1983. Biological studies on the minnow, *Phoxinus phoxinus*, in northern Finland. *Aquilo Ser. Zool.* 22: 149-156.
- Needham, P.R. & D.W. Slater.** 1944. Survival of hatchery-reared brown and rainbow trout as effected by wild trout populations. *J. Wildl. Mgmt* 8: 22-36.
- Needham, P.R. & A.C. Jones.** 1959. Flow, temperature, solar radiation, and ice in relation to activities of fishes in Sagehen Creek, California. *Ecology* 40: 465-474.
- Newman, R.M.** 1985. Production dynamics of brown trout in South Branch Creek, Minnesota. Ph.D thesis, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota. 240 p.
- Newman, R.M. & T.F. Waters.** 1989. Differences in brown trout (*Salmo trutta*) production among contiguous sections of an entire stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 203-213.
- Nicholls, A.G.** 1958. The population of a trout stream and the survival of released fish. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 9: 319-350.
- Nielson, R.S., N. Reimers & H.D. Kennedy.** 1957. A six year study of the survival and vitality of hatchery-reared rainbow trout of catchable size in Convict Creek, California. *Calif. Fish Game* 43: 5-42.
- Nilsson, N.A.** 1957. On the feeding habits of trout in a stream in northern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 38: 154-166.
- Nilsson, N.A.** 1967. Interactive segregation between fish species. p. 295-313. *In* The biological basis of freshwater fish production. Ed.: S.G. Gerking. J. Wiley and Sons, New York.
- Nilsson, N.A., L. Nyman, M. Fürst, N. Johansson & N.G. Steffner.** 1987. Utplantering av fisk och kräftdjur - rekommendationer. (English summary: Stocking of fish and crayfish - recommendation.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (10). 90 p.
- Norman, L.** 1989. Selektion vid laxfiskars naturliga fortplantning och under odlingsförhållanden. (English summary: Selection in salmonids: A comparison between natural selection and selection under hatchery conditions.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (5): 50-63.
- Nyman, O.L.** 1970. Ecological interaction of brown trout and brook trout in a stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 27: 343-350.
- Nyman, L.** 1986. Avelsmetodik för fiskevården. (English summary: A breeding methodology for fisheries management.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (2). 20 p.
- Nyman, L.** 1991. Conservation of freshwater fish. Protection of biodiversity and genetic variability in aquatic ecosystems. *Fisheries Development Series* 56, Fiskeriverket, Swedmar, Göteborg 56. 38 p.
- Näslund, I.** 1987. Effekter av biotopvårdsåtgärder på öringpopulationen i Låktabäcken. (English summary: Effects of habitat improvement on the brown trout (*Salmo trutta* L.) population of a north Swedish stream.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (3). 28 p.
- Näslund, I.** 1989. Sportfisket i Ännsjön och Landverksströmmen. Fångststatistik för åren 1897-1987. (English summary: The sport fishery in Lake Ännsjön and River Indalsälven at Landverk. Catch statistics for the period 1897-1987.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1): 10-16.
- Näslund, I.** 1990. Överlevnad, spridning och tillväxt hos naturdammsodlad, ensamrig öring (*Salmo trutta* L.) utsatt i Låktabäcken, Lappland. (English summary: Survival, dispersal and growth in 0+ pond reared brown trout (*Salmo trutta* L.) released in a northern Swedish stream.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (2): 1-15.
- Näslund, I.** 1991. Utvandring av öringungar från Dammån och Kaltisjokk. (English summary: Lakeward migration of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) in two Swedish rivers.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (2): 31-48.
- Näslund, I.** 1992. Låktaprojektet. Verksamhetsrapport för 1991. *Vattenbruksinstitutionen, Sveriges Lantbruksuniversitet. (Stencil.)*
- Näslund, I.** 1993. Överlevnad och spridning hos öring i små vattendrag. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. (Under tryckning.)*
- O'Grady, M.F.** 1984. Observations on the contribution of planted brown trout (*Salmo trutta* L.) to spawning stocks in four Irish lakes. *Fish. Mgmt* 15: 117-122.
- Olsson, T.I. & B.-G. Persson.** 1988. Effects of deposited sand on ova survival and alevin emergence in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Arch. Hydrobiol.* 11: 621-627.

- Orciari, R.D. & G.H. Leonard.** 1990. Catch-and-release management of a trout stream contaminated with PCBs. *N. Am. J. Fish. Mgmt* 10: 315-329.
- Ottaway, E.M., P.A. Carling, A. Clarke & N.A. Reader.** 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *J. Fish Biol.* 19: 593-607.
- Patten, B.G.** 1962. Cottid predation upon salmon fry in a Washington stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 91: 427-429.
- Pickering, A.D. & T.G. Pottinger.** 1987. Crowding causes prolonged leucopenia in salmonid fish, despite interrenal acclimation. *J. Fish Biol.* 30: 701-702.
- Power, G.** 1973. Estimates of age, growth, standing crop and production of salmonids in some north Norwegian rivers and streams. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 53: 78-112.
- Power, M.** 1987. Predator avoidance by grazing fishes in temperate and tropical streams: Importance of stream depth and prey size. p. 333-351. *In* Predation. Direct and indirect impact on aquatic communities. Eds: W.C. Kerfoot and A. Sih. Univ. Press of New England, Hanover.
- Peterson, G.D. & R.A. Barnhart.** 1982. Artificial seeding of fertilized eggs in salmonid streams: Past, present, future. Part II. Recent studies and future use of seeding. *The Flyfisher* 15: 32-35.
- Rasmussen, G.** 1982. Liberation of trout (*Salmo trutta* L.) in Danish streams. p. 164-177. *In* Report of the symposium on stock enhancement in the management of freshwater fisheries. Budapest, 31 May-5 June 1982. EIFAC Tech. Pap. 42.
- Rasmussen, G.** 1986. The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 33: 489-508.
- Reisenbichler, R.R. & J.D. McIntyre.** 1977. Genetic differences in growth and survival of juvenile hatchery and wild steelhead trout, *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 123-128.
- Reiser, D.W. & T.A. Wesche.** 1977. Determination of physical and hydraulic preferences of brown and brook trout in the selection of spawning locations. Water resource series 64. Water Resources Research Institute, University of Wyoming, Laramie, Wyoming.
- Reiser, D.W. & T.C. Bjornn.** 1979. Habitat requirements of anadromous salmonids. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-96. 54 p.
- Ricker, W.E.** 1972. Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations. p. 19-160. *In* The stock concept in Pacific salmon. Eds: R.C. Simon and P.A. Larkin. H.R. MacMillan lectures in fisheries, Univ. of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Ryman, N.** 1981. Conservation of genetic resources: experiences from the brown trout (*Salmo trutta*). *Ecol. Bull.* 34: 61-74.
- Ryman, N.** 1991. Conservation genetics considerations in fishery management. *J. Fish Biol.* 39(Suppl. A): 211-224.
- Ryman, N., F.W. Allendorf & G. Ståhl.** 1979. Reproductive isolation with little genetic divergence in sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Genetics* 92: 247-262.
- Ryman, N. & G. Ståhl** 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 82-87.
- Ryman, N. & F.M. Utter** (eds) 1987. Population genetics and fishery management. University of Washington Press, Seattle.
- Ryman, N. & L. Laikre.** 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conserv. Biol.* 5: 325-329.
- Saltveit, S.J. & Å. Brabrand.** 1991. Örekylt: En litteraturoversikt om ökologi og utbredelse i Norge. Laboratoriet for ferskvannsökologi og innlandsfiske, Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo. Rapport 130. 21 p.
- Schuck, H.A.** 1945. Survival, population density, growth and movement of the wild brown trout in Crystal Creek. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 73: 209-230.
- Schuck, H.A.** 1948. Survival of hatchery trout in streams and possible methods of improving the quality of hatchery trout. *Prog. Fish. Cult.* 15: 57-63.
- Sers, B. & E. Degerman.** 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. (English summary: The fish fauna in Swedish streams.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): 1-41.
- Shapalov, L. & A.C. Taft.** 1954. The life histories of the steelhead rainbow trout (*Salmo gairdneri gairdneri*) and silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Calif. Dep. Fish Game, Fish. Bull.* 98. 375 p.
- Shetter, D.S.** 1939. Success of plantings of fingerling trout in Michigan waters as demonstrated by marking experiments and creel censuses. *Trans. Amer. Wildl. Conf.* 4: 318-325.
- Shirvell, C. S. & R.G. Dungey.** 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 355-367.
- Sjöström, P.** (ed.) 1988. Dimensionering av minimi-tappning från miljö-och fiskesynpunkt. Delrapport 3, Litteratursammanställning. FUD, Vattenfall, Vällingby.

- Skaala, Ö., G. Dahle, K.E. Jörstad & G. Naevdal.** 1990. Interactions between natural and farmed fish populations: information and genetic markers. *J. Fish Biol.* 36: 449-460.
- Skaala, Ö., K.E. Jörstad & R. Borgström.** 1992. Rømt oppdrettsfisk og genetiske effekter på villfisk. *Havbruksforskning* 1: 26-30.
- Skurdal, J., O. Hegge & T. Hesthagen.** 1989. Exploitation rate, survival and movements of brown trout (*Salmo trutta* L.) stocked at takeable size in the regulated rivers Lågen and Otta, southern Norway. *Reg. Rivers: Res. Mgmt* 3: 247-253.
- Slaney, P.A. & T.G. Northcote.** 1974. Effects of prey abundance on density and territorial behaviour of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in laboratory stream channels. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1201-1209.
- Soin, S.G., A.O. Kasutyan & N.I. Paschenko.** 1981. Ecological and morphological analysis of the development of the minnow, *Phoxinus phoxinus* (Cyprinidae). *J. Ichthyol.* 4: 90-105.
- STOCS** 1981. Stock concept international symposium. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1457-1921.
- Straskraba, M., J. Chiar, S. Frank & V. Hruska.** 1966. Contribution to the problem of food competition among the sculpin, minnow and brown trout. *J. Anim. Ecol.* 35: 303-311.
- Stuart, T.A.** 1953. Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout (*Salmo trutta* L.). *Sci. Invest. Freshw. Fish. Scot.* 5: 39 p.
- Stuart, T.A.** 1957. The migrations and homing behaviour of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Sci. Invest. Freshw. Fish. Scot.* 18: 27 p.
- Svårdson, G., N.A. Nilsson & O. Filipsson.** 1965. De nya fiskarna - försöksverksamheten fram till 30.11.65. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3). 59 p.
- Sömme, S.** 1954. Undersökelse over laksen og sjöörretens gyting i Eira. *Jeger og Fisker* 7.
- Taggart, J.B. & A. Ferguson.** 1986. Electrophoretic evaluation of a supplemental stocking programme for brown trout, *Salmo salar* L. *Aquacult. Fish. Mgmt* 17: 155-162.
- Thorpe, J.E.** 1991. Acceleration and deceleration effects of hatchery rearing on salmonid development, and their consequences for wild stocks. *Aquaculture* 98: 111-118.
- Titus, R.G.** 1990. Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*); new perspectives. *Ann. Zool. Fenn.* 27: 119-130.
- Titus, R.G.** 1991. Population regulation in migratory brown trout (*Salmo trutta*). Doctoral dissertation, Uppsala University.
- Titus, R.G. & H. Mosegaard.** 1989. Smolting at age 1 and its adaptive significance for migratory trout, *Salmo trutta*, in a small Baltic-coast stream. *J. Fish Biol.* 35(Suppl.A): 351-353.
- Vestal, E.H.** 1954. Creel returns from Rush Creek test stream. *Calif. Fish & Game J.* 40: 89-104.
- Vincent, E.R.** 1987. Effects of stocking catchable-size hatchery rainbow trout on two wild trout species in the Madison river and O'Dell Creek, Montana. *N. Am. J. Fish Mgmt* 7: 91-105.
- Vincent, R.E. & W.H. Miller.** 1969. Altitudinal distribution of brown trout and other fishes in a headwater tributary of the South Platte River, Colorado. *Ecology* 50: 464-466.
- Warren, C.E., J.H. Wales, G.E. Davis & P. Doudoroff.** 1964. Trout production in an experimental stream enriched with sucrose. *J. Wildl. Mgmt* 28: 617-660.
- Waters, T.F.** 1972. The drift of stream insects. *Ann. Rev. Entomol.* 17: 253-272.
- Waters, T.F.** 1983. Replacement of brook trout by brown trout over 15 years in a Minnesota stream: production and abundance. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 137-146.
- Webster, D.A. & W.A. Flick.** 1981. Performance of indigenous, exotic, and hybrid strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in waters of the Adirondack mountains, New York. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1701-1707.
- Wentworth, R.S. & G.W. LaBar.** 1984. First year survival and growth of steelhead stocked as fry in Lewis Creek, Vermont. *N. Am. J. Fish. Mgmt.* 4: 103-110.
- Wiley, R.W. & D.J. Dufek.** 1980. Standing crop of trout in the Fontenelle Tailwater of the Green River. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 109: 168-175.
- Witzel, L.D. & H.R. MacCrimmon.** 1983. Redd-site selection by brook trout and brown trout in southwestern Ontario streams. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112: 760-771.
- Wolf, P.** 1947. Lax i Sverige och England. Gleeurps, Lund. 123 p.
- Wolf, P.** 1950. Fiskeribiologiska undersökningar i Kävlingeån. Gleeurps, Lund. 72 p.
- Young, M.K., W.A. Hubert & T.A. Wesche.** 1990. Fines in redds of large salmonids. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 119: 156-160.
- Zalewski, M.P. Frankiewitz & B. Brewinska.** 1985. The factors limiting growth and survival of brown trout, *Salmo trutta m. fario* L., introduced to different types of streams. *J. Fish Biol.* 27(Suppl.A): 59-73.

ENGLISH SUMMARY: BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA* L.) IN RUNNING WATERS. HABITAT REQUIREMENTS, DENSITY REGULATION AND STOCKING - A REVIEW

Fishing for brown trout (*Salmo trutta* L.) in streams and rivers is a popular sport of high commercial value. Great efforts have been made to restore or support trout populations in waters subjected to overfishing or pollution. Thus, the stocking of running waters has become a very common management practise. Unfortunately many stocking projects have been unsuccessful and, in some cases, harmful to the wild populations of trout. It is therefore important that the waters to be stocked be chosen carefully, based on sound knowledge. In this report the literature on habitat requirements and factors limiting the growth and survival of brown trout populations are reviewed, together with results from stocking programs. In addition, types of running waters and situations in which stocking could be considered potentially successful are defined, and recommendations as to how stocking should be implemented are presented.

Habitat

During at least part of its life cycle, the brown trout is totally dependent on running water; consequently it has become adapted for life in this type of environment. Nevertheless, habitat preferences may vary between streams, depending on the type and amount of available habitat, flow conditions, species composition, etc. Redds are constructed in substrate with a mean size that varies between 0.7 and 8.1 cm, depending on fish size and substrate available. Substrates with a high proportion of silt or sand are avoided, and the water velocity over the redd always exceeds 15 cm/s.

In the foraging area used by a stream-dwelling brown trout the stream velocity and depth must be great enough to ensure that the fish has access to a sufficient amount of drifting prey. Often the trout stays close to the bottom, where stream velocities are very low. From this position it darts out into adjacent areas, where velocities are considerably higher, to capture

prey. Large fish require deeper foraging positions than smaller fish, and they also need access to higher stream velocities. Fry are found in shallow water and prefer a substrate with a mean size of 5-7 cm. 0+ and 1+ trout use areas with a depth of less than 30 cm, while larger trout are found in deeper water. The foraging area must also provide access to good cover (undercut banks, logs, big boulders, etc.) for hiding.

Factors limiting population density

Several factors can limit brown trout densities. The importance of these factors varies with the life stage of the fish and the time of the year. Brown trout are territorial, i.e. they defend a certain area in the stream. This implies that the physical habitat often limits population size. During the first months after emergence, intraspecific competition is very intense, and the highest mortality rates are recorded during this period. Under certain conditions the density of a particular year-class is regulated during a critical period shortly after emergence. Intraspecific competition can also be very intense during later life stages, which often leads to the establishment of dominance hierarchies in stream-dwelling populations.

The effects of other fish species on brown trout populations are less well known. It is probable that competition from Atlantic salmon, brook trout, grayling and carp reduces densities of brown trout. Predation can also reduce trout populations, with mink, heron, mergansers and pike being some of the most potentially important predators.

Brown trout populations are often limited by food shortage. An increase in the availability of drifting prey can therefore lead to a corresponding increase in the carrying capacity; i.e. the number of foraging positions in a given area could increase without resulting in a reduction in individual growth. Changes in the physical habitat can also affect trout density. For example, by improving substrate-, depth-

velocity conditions the trout density as well as the amount of cover can be enhanced. Factors related to the climate may be very important density-limiting factors. For example, severe drought or extremely high precipitation may cause unfavourable flow conditions and, consequently, reductions in trout biomass. Adverse winter conditions, i.e. low flows, ice formation and extremely low temperatures, can also negatively affect trout populations.

Stocking experiences

Stocking with eggs and fry have resulted in the establishment of reproducing populations. Although considerable differences in survival rates between egg and fry releases have been found, densities are probably regulated to the greatest extent by natural conditions a few months after stocking already. In general, fry only disperse a short distance, i.e. less than 100 m, from their release site.

Higher survival has been recorded after planting out 0+ to one-year old fish. However, the value of this stocking strategy has been questioned since recapture rates of fish of catchable size often have been low. On the other hand, under certain conditions the stocking of 0+ and yearling trout has been successful. Most of the mortality occurs shortly after planting. Over the first year after release, the majority of the stocked fish do not disperse more than 1 km from the release site.

Older trout (1+ and older) are often stocked in running waters for put-and-take purposes, i.e. they are recaptured shortly after release without having put on weight or reproduced. Winter survival is very low, and only a few fish remain one year after planting. Most recaptures have been recorded less than 1 km from the point of release, and spot planting gives the best results. The release of brown trout "smolts" in running waters to support lake-dwelling stocks has given poor results in terms of reproducing individuals.

Several factors may explain the failure of stocking programs: In some cases trout have been planted in streams whose water or habitat quality is poor. Transportation and handling in connection with planting may also cause considerable mortality. Reared fish have difficulties

in shifting from hatchery conditions to natural ones (food, predators, etc.). Hatchery fish overwinter, migrate and reproduce less successfully. Behavioural differences between hatchery-raised and wild fish may in turn be related to differences in selection pressure between the hatchery environment and the natural stream environment (i.e., domestication), inbreeding or stock origin.

The release of non-native stocks in a stream can negatively affect the stream's native stock. Crossbreeding and exclusion may result in a loss of the wild stock's unique qualities as well as a reduction in genetic variability. Thus, the protection of valuable and undisturbed natural populations must include a ban on stocking.

Recommendations

- In the management of trout streams, the preservation and enhancement of the native population should be given highest priority. Thus, before considering stocking, an attempt should first be made to improve the habitat within and along the stream and/or reduce fishing pressure to provide the natural population with optimum conditions.
- If stocking is needed, try to rely on native stocks and use a large number of parents that provide stock fish of high quality. Furthermore, first-generation hatchery fish (i.e. fish with wild parents) should be preferred.
- Use early stages (eggs and fry) if you intend to establish a new population in waters where trout have been wiped out. Scatter eggs and fry thoroughly. Select a stock that would suit the environmental conditions in your stream, preferably one from a nearby river system.
- To support naturally reproducing populations, use only stocks originating from the stream or lake in question. In streams with poor conditions for reproduction 0+ trout could be a good alternative. If you intend to increase the number of reproducing individuals, fish in early developmental stages should be preferred for stocking. Scatter plant and select a stocking density based on the carrying capacity of the stream.