

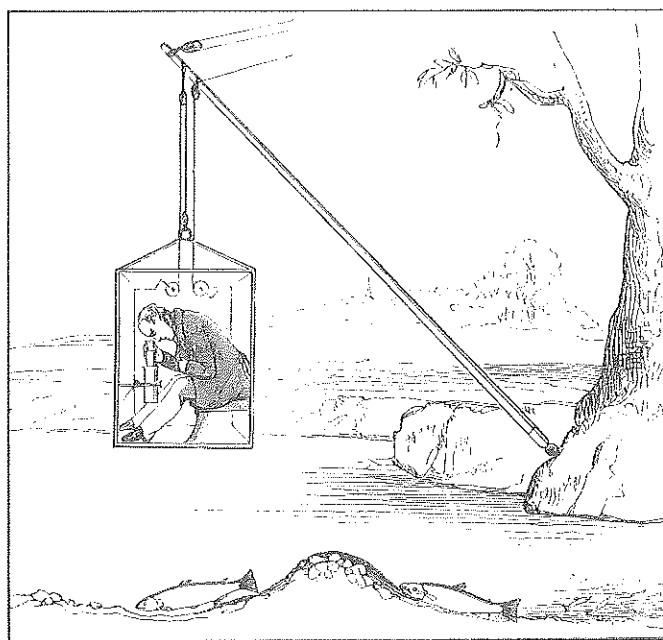
FISKENÄMNDEN
I VÄSTMANLANDS LÄN
1987 -06- 02
Dnr

Nr **3** 1987

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET

Drottningholm

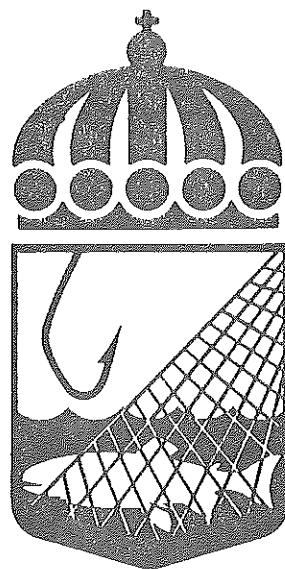


INGEMAR NÄSLUND

**Effekter av biotopvårdsåtgärder
på öringpopulationen i Låktabäcken**

Författare:

Ingemar Näslund
Ekologisk zoologi
Umeå Universitet
901 87 UMEÅ



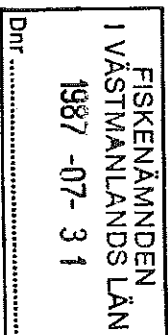
FISKERIVERKET

ISSN 0346-7007

SÖTVATTENSLABORATORIET

1987-07-28

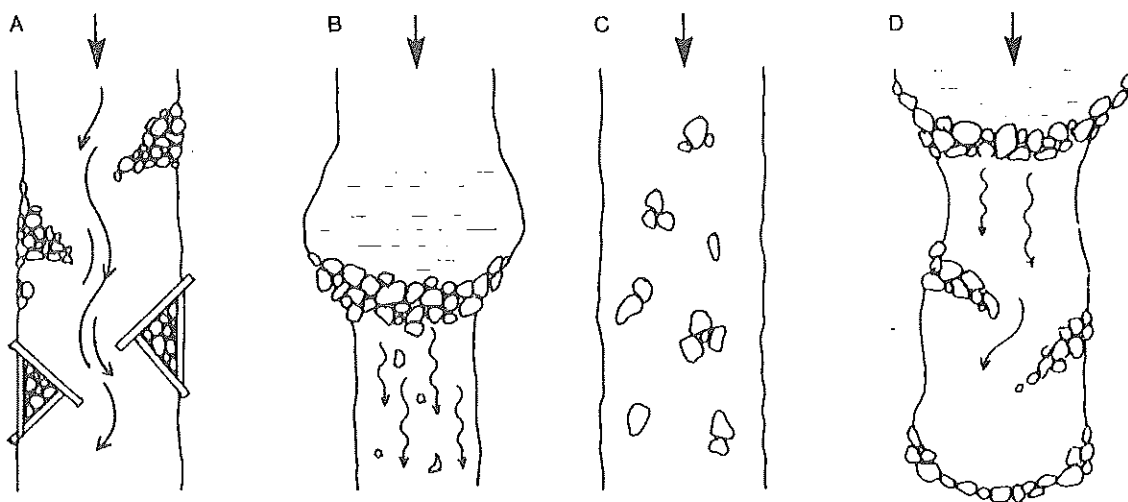
Institute of Freshwater Research
S-170 11 DROTNINGHOLM
Sweden
Telephone 08-759 00 40



TILL VÅRA PRENUMERANTER!

Vid genomläsning av INFORMATION FRÅN SÖTVATTENSLABORATORIET NR 3, 1987 upptäcktes att viss text samt Figur 2 tyvärr kommit bort i hanteringen. I denna sändning bifogas den borttappade sidan som vi döpt till 6½.

Med sommarhälsningar!



Figur 2. Utformning av biotopvårdsåtgärder.
A - Strömkoncentratorer av block och stockar,
B - Pooler, C - Blockgrupper, D - Pooler och
strömkoncentratorer i kombination.

grävdes fyra stycken med maximala djup på 165, 115, 75 respektive 70 cm och på POOL 2 fyra stycken med maximala djup på 170, 115, 95 respektive 65 cm. De stentrösklar som lades upp för att hålla vattennivån, försågs i botten med stora block. Poolernas längd och bredd anpassades efter topografin på den aktuella sträckan och varierade därmed. Liksom för sträckorna med strömkoncentratorer avsattes likartade referenssträckor (R3 och R4) strax uppströms.

C. Stenutläggning

För att skapa variation i Låktabäckens, morfologiskt sett, bitvis enformiga miljö har större stenblock spridits ut på två sträckor (BLOCK 1 och BLOCK 2). Blocken lades i grupper om två till tre samt som "enstenar" (Figur 2C).

D. Pooler och strömkoncentratorer i kombination

För att skapa en maximalt variabel miljö försågs två sträckor (KOMB 1 och 2) med både strömkoncentratorer och pooler (Figur 2D). Tre mindre pooler med maximalt djup på ca 1 m grävdes och två strömkoncentratorer av block byggdes på vardera sträckan.

För att belägga morfologiska förändringar till följd av biotopvårdsåtgärdena beräknades medelbredd, vattentäckt

EFFEKTER AV BIOTOPVÅRDSÅTGÄRDER PÅ ÖRINGPOPULATIONEN I LÅKTABÄCKEN

Ingemar Näslund

INLEDNING	1
UNDERSÖKNINGSOMRÅDE	4
MATERIAL OCH METODER	6
<u>Biotopvårdsåtgärder</u>	6
<u>Elfiske</u>	7
<u>Täthets- och biomasseberäkningar</u>	7
RESULTAT	9
<u>Morfologiska förändringar</u>	9
<u>Effekter på tätheter och biomassa av öring</u>	10
<u>Referenssträckor</u>	10
<u>Strömkoncentratorer</u>	11
<u>Pooler</u>	11
<u>Stenutläggning</u>	14
<u>Pooler och strömkoncentratorer i kombination</u>	14
<u>Tillväxt och kondition</u>	15
DISKUSSION	16
SAMMANFATTNING	20
ERKÄNNANDEN	21
LITTERATUR	22
ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF HABITAT IMPROVEMENT ON THE BROWN TROUT (<u>SALMO TRUTTA L.</u>) POPULATION OF A NORTH SWEDISH STREAM.	26
LEGENDS TO TABLES AND FIGURES	27

INLEDNING

Timmerflottning har bedrivits i de flesta större vattendrag i norra Sverige. Allt ifrån bäckar med en årsmedelvattenföring under $1 \text{ m}^3/\text{s}$ upp till de största älvarna har utnyttjats. Det är i princip bara de högst belägna fjällvattnen som är undantagna. För att underlätta timrets framfart har vattendragen anpassats på olika sätt. Med hjälp av dammar i sjöutloppen sparades en del av vårfloden i sjöarna. När det sedan var dags för flottning släpptes vattnet på. Dammarna blev ofta till permanenta vandringshinder för fisk och många av dem fungerar så även idag, trots att flottningen lagts ned.

Det allra största ingreppet var emellertid rensningarna av strömfåror. Brötbildande stenar togs bort, forströsklar sänktes och stenkistor byggdes. Mycket av detta gjordes för hand, med stubbrytare eller med dynamit, men sedan bandtraktorn blivit allmän på 1950-talet genomfördes de flesta rensningarna med maskin. Resultatet har blivit att många strömvatten idag är kanalartade med en stor andel grunda strömsträckor, slät botten och relativt hög strömhastighet (jmf Warner och Porter 1960, Müller 1962). Längs stränderna ligger vallar eller stenkistor med stora block.

För fiskbestånden, som till stor del består av öring (Salmo trutta L.), har dessa förändringar varit mycket negativa. Antalet ståndplatser har kraftigt reducerats, framför allt för större fisk (jmf Warner och Porter 1960, Karlström 1977, Chapman och Knudsen 1980, House och Boehne 1985). Lägre tätheter och diversitet av bottenfauna pga en mer ensidig bottenstruktur är en annan trolig effekt (Wene och Wickliff 1940, Minshall 1984). Müller (1962) konstaterade lägre diversitet men periodvis högre biomassor i rensade partier. Vidare medför stenkistor och uppschaktade vallar längs stränderna att vegetationen har svårt att få fäste nära strömmen. Det innebär i sin tur att nedfallet av terrestra evertebrater minskar liksom tillskottet av alloktont

material. Det senare kan innebära att sekundärproduktionen avsevärt reduceras, framför allt i mindre vattendrag (jmf Anderson och Sedell 1979, Cummins och Klug 1979, Henricson 1984).

För att i någon mån återställa vattendragen har s k biotopvårdsåtgärder utförts i många nedlagda flottleder. Åtgärderna har bestått i att sten lagts tillbaka i strömfåran, strömkoncentratorer och trösklar byggts, stenarmar öppnats mm. Rekommendationer för hur sådana åtgärder skall genomföras finns presenterade av Fisk (1970) och Andersson et al (1983). Någon uppföljning av effekterna av dessa åtgärder har emellertid inte ägt rum i Sverige. Enda undantaget finns i ett yttrande till vattendomstolen 1983-11-30 från Fiskeriintendenten i Övre Norra distriktet där täthetsökningar för en- och tvåsomrig öring på 65-70% redovisas efter genomförande av biotopvårdsåtgärder i Bergnäsälven.

I Nordamerika har olika typer av biotopvård genomförts i strömvatten sedan 1930-talet. Avsikten har ofta varit att förbättra situationen för laxfisk i vattendrag som pga av erosion och annat drabbats av breddade strömfåror, igenslamning och brist på naturligt skydd. Men också direkta försök att förbättra opåverkade vatten har gjorts. Effekterna av dessa åtgärder har i många fall utvärderats, men det kan vara vanskligt att göra direkta överföringar av enskilda resultat till svenska förhållanden. Dels rör det sig ofta om andra arter av laxfisk, dels är de yttre förhållandena på den nordamerikanska kontinenten (klimat, geologi mm) i många fall annorlunda.

Vissa generella slutsatser är dock möjliga att dra. Det går att öka biomassa och tätheter av salmonider (laxfiskar) avsevärt via biotopvård (Tabell 1).

Som effekter av de olika åtgärderna, och därmed orsaker till ökningarna i täthet och biomassa, anges ökat djup (Tarzwell

Tabell 1. Effekter av olika biotopvårdsåtgärder på strömlevande salmonidpopulationer. Endast positiva resultat har tagits med. Åldersgrupper/arter, som inte påverkats eller åtgärder som inte haft någon effekt, har inte relaterats.

Åtgärd	Art	Ålder/ Storlek	Ökning Täth. Biom.		Referens
1 o 2	Br	≥180 mm	70%	-	Tarzwel 1937
1	Br	2-3 år	22%	-	Shetter et al 1949
3	Br/Ö/Rb	≥1 år	175%	258%	Boussu 1954
1,2 o 3	Br	≥2 år	-	75%	Saunders och Smith 1962
1 o 3	Br	≥2 år	-	57%	Hunt 1971
1,2,3	Ö	≥1 år	25%	-	Lowry 1971
1 o 3	Br	≥2 år	200%	-	White 1975
1,2 o 4	Sh/Sl	stirr	100-700%	-	Ward och Slaney 1979
2	Br	≥1 år	208%	179%	Burgess 1980
3	Ö	>100 mm	-	20%	Hartzler 1983
2	Sö/Sl/Sh	juv.	-	200%	House och Boehne 1985
2	Sh	stirr	23%	-	Klassen och
2	Sl	stirr	35%	-	Northcote 1985

Åtgärder: 1 = Strömkoncentratorer 2 = Trösklar 3 = Skydd
4 = Blockgrupper

Arter: Br = Bäckeröding (Salvelinus fontinalis), Rb =
Regnbåge (Salmo gairdneri), Sh = Steelhead, anadrom
regnbåge (Salmo gairdneri), Sl = Silverlax
(Oncorhynchus kisutsch), Sö = Strupsnittsöring (Salmo
clarki), Ö = Öring (Salmo trutta)

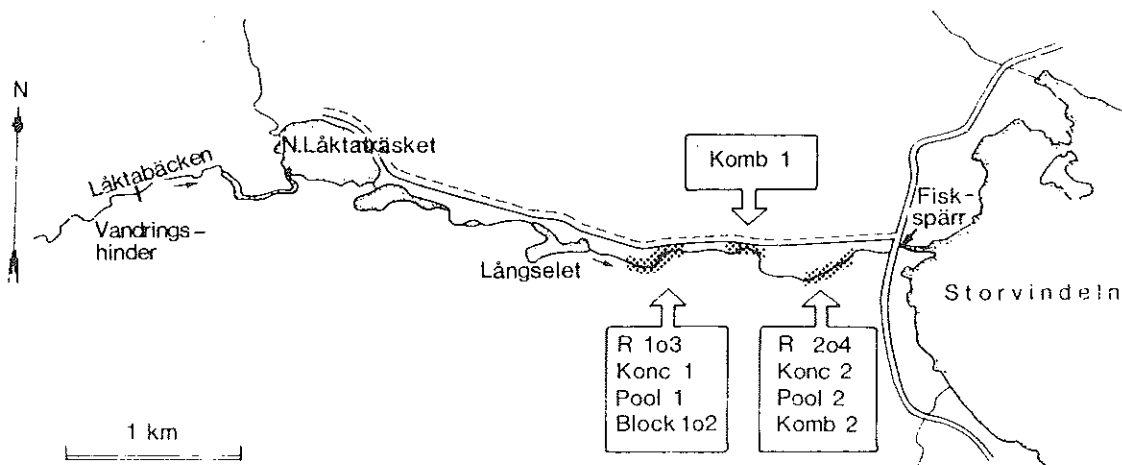
1937, Shetter et al 1949, Saunders och Smith 1962, Hunt
1971, Ward och Slaney 1979, Burgess 1980, House och Boehne
1985), bättre tillgång till skydd (Boussu 1954, Saunders och
Smith 1962, Burgess 1980, Hartzler 1983) och ökad andel
grövre bottensubstrat (Hunt 1971, Ward och Slaney 1979).
Endast i ett fall (Klassen och Northcote 1985) har

tillväxtförbättringar kunnat konstateras för fisk i åtgärdade sektioner. I stället beror biomasseökningarna på högre tätheter och överlevnad. Det är också i första hand äldre fisk än en-somrig som gynnas.

Inom ramen för Låktaprojektet (Fältexperimentell fiskevård i strömmande vatten) har effekterna av olika typer av biotopvårdsåtgärder på en öringpopulation studerats. Elfisken för kontroll av beståndsstatus gjordes före (1983) och efter (1984 och 1986) det att åtgärderna genomförts. Projektet finansieras av Fiskeristyrelsen och Fiskenämden i Västerbotten och drivs i samarbete med institutionen för Ekologisk Zoologi, Umeå universitet.

UNDERSÖKNINGSOMRÅDE

Låktabäcken mynnar i sjön Storvindeln (Vindelälven) 40 km NV Sorsele i Lappland (Figur 1). Vattendragets avvattningsområde är ca 75 km² och årsmedelvattenföringen 1,6 m³/s. Normal sommarvattenföring är ca 1 m³/s. Bäckens är relativt brant och faller 80 m (lutning 2,7%) mellan Nedre Låktaträsket och Storvindeln (3 km). På platån i vattensystemets övre del finns en hel rad sjöar. Vattnet är näringsfattigt och konduktiviteten ligger sommartid på ca 25 µS/cm medan pH ligger på 6,0-6,5.



Figur 1. Karta över undersökningsområdet.

Låktabäcken har utsatts för en förhållandevis mild flottledsrensning. Större brötbildande block har flyttats från strömfåran med hjälp av stubbrytare. Längs stränderna ligger därför ofta vallar av medelstora-stora block. Eftersom bäcken är brant utgörs bottensubstratet till största delen av grovt grus, stenar och block. Sand och fint grus förekommer i liten utsträckning.

Fiskbeståndet i Låktabäcken domineras av Öring. Enstaka exemplar av elritsa, harr, lake, gädda och abborre fångas. Öringen är av stationär typ. En fiskspärr vid bäckens mynning i Storvindeln har inte fångat någon lekvandrande större öring under sommaren/hösten 1984 och 1985. Stationariteten styrks också av att både hannar och honor blir tidigt köns mogna (Tabell 2).

Tabell 2. Andelen köns mogna Öringar vid olika ålder i Låktabäcken.

Ålder	HONOR		HANNAR	
	Andel köns mogna %	n	Andel köns mogna %	n
1+	0	23	0	30
2+	7	29	71	31
3+	82	28	92	13
4+	100	11	100	6

Tillväxten ligger på den nivå man kan förvänta sig av ett stationärt bestånd i denna typ av biotop och klimat (Tabell 3).

Tabell 3. Öringens medellängd (mm) med 95% konfidensintervall vid olika ålder i Låktabäcken. Baserat på fjälläsning och tillbakaräkning (n=96).

Ålder	0+	1+	2+	3+
Medellängd (mm)	63,3	111,6	152,2	188,2
95% k.i.	2,9	5,6	6,5	6,8

Låktabäckens öring har kort livslängd. Fisk äldre än 5 år är mycket ovanlig. Antalsmässigt dominerades beståndet 1983 av 2-somrig öring (Tabell 4).

Tabell 4. Åldersklassernas andelar av totalfångsten (antal) vid 1983 års elfisken i Låktabäcken. Indelningen gjord via fjälläsning och längdfrekvensanalys.

Ålder	0+	1+	2+	<u>≥3+</u>
Andel %	14,7	66,3	16,9	9,2

Sammanfattningsvis uppvisar öringbeståndet i Låktabäcken stora likheter med t ex öringen i Söre Osa i Norge (Jonsson och Sandlund 1979) och i Suoksaurebäcken i Norrbotten (Henricson 1985).

MATERIAL OCH METODER

Biotopvårdsåtgärder

Effekter av fyra olika typer av biotopvårdsåtgärder har utvärderats. Åtgärdstyperna utfördes på två undersökningssträckor vardera. Samtliga utfördes med grävmaskin under perioden 15/10 - 15/11 1983.

A. Strömkoncentratorer

Avsikten med strömkoncentratorerna var i första hand att samla strömfåran och därmed öka medeldjupet. På den ena sträckan (KONC 1) byggdes koncentratorerna av större stenblock och på den andra (KONC 2) av stockar (Figur 2A). På varje sträcka gjordes tre koncentratorer. Strax uppströms respektive sträcka avsattes två referenssträckor (R1 och R2). Dessa valdes så att de i så stor utsträckning som möjligt liknade åtgärdssträckorna.

B. Pooler

För att skapa möjligheter till flera ståndplatser med större vattendjup grävdes pooler (Figur 2B). På sträckan POOL 1

areal, huvudfårans medeldjup och poolandel vid normalt sommarvattenstånd. Bredd och huvudfårans djup mättes för varje 5 m (längdmeter). Vattentäckt areal innebär att ytan av de stenar som når ovan vattenytan har räknats bort. Poolandelen (def. enligt Hartzler 1983) bedömdes okulärt. Sträckornas fördelning i bäcken framgår av Figur 1.

Elfiske

För elfisket användes ett motordrivet likströmsaggregat (LUGAB L1000S) med förinställd spänning på 600 eller 800 volt. Ingen avstängning av elfiskesträckorna med nät tillämpades. På referenssträckor och sträckor med enbart pooler och enbart strömkoncentratorer gjordes tre successiva fisker vid varje tillfälle. Sektioner där sten lagts ut och där pooler och strömkoncentratorer använts i kombination fiskades en gång varje år. Samtliga sträckor fiskades före det att åtgärderna genomförts (1983) och efter (1984 och 1986). Fiskerna genomfördes under perioden 15-25 augusti respektive år. Skillnaderna i vattenstånd mellan åren har under elfiskeperioderna varit försumbara.

Fångad fisk bedövades med fenoxietanol, längdmättes till närmaste mm (totallängd) och vägdes till närmsta gram (Pesola fjädervåg). Ensomrig fisk vägdes ej. Fisk >15 cm individmärktes 1983 och 1984 med Floy-tag. 1983 och 1986 insamlades fjäll från totalt 308 öringar (>1 år). Samtliga fiskar sattes sedan ut på den sträcka där de fångats. Öringens kondition beräknades enligt Fulton (Bagenal och Tesch 1978).

Täthets-och biomasseberäkningar

Tätheterna för de sträckor som fiskats tre gånger har beräknats med utfiskningsmetoden (Zippin 1956, Bohlin 1981). Eftersom skillnader i fångstsannolikhet normalt föreligger mellan olika åldersklasser har materialet delats in i ensamrig (0+) respektive två-somrig och äldre (>1+) öring.

Alla de enskilda fisken som inte uppfyller förutsättningarna för utfiskningsmodellen (testat med chi-2 test, $p < 0,2$, White et al. 1982) har markerats i resultaten (Figur 3 och 5). Detta gäller framför allt en-somrig fisk på lokaler där få fiskar fångats. Vidare ligger totalfångsten på de flesta sträckorna under 50 individer, varför förutsättningarna för att beräkna en gemensam fångstsannolikhet (Bohlin 1981) för respektive år och ålderskategori undersökts. Heterogenitetstest (Bohlin 1981) visade att förutsättningarna var uppfyllda, varefter den gemensamma fångstsannolikheten beräknades (Tabell 5). Populationstätheterna har sedan beräknats enligt Zippin (1956) och konfidensintervallen enligt Bohlin (1981).

Tabell 5. Gemensam fångstsannolikhet (common p') med varians för respektive år och ålderskategori vid elfiske efter öring i Låktabäcken.

Ålder	1983		1984		1986	
	Common p'	Var.	Common p'	Var.	Common p'	Var.
0+	0,35	0,0024	0,55	0,0028	0,41	0,0035
≥1+	0,51	0,0018	0,58	0,0010	0,55	0,0056

Beståndsskattningar där endast ett fiske genomförts har gjorts på samma sätt som för sträckor fiskade tre gånger. Härvid utnyttjades den gemensamma fångstsannolikheten som beräknats för varje år och ålderskategori. Det faktum att sträckorna fiskats endast en gång medför naturligtvis att skattningen blir mera osäker (större konfidensintervall).

Biomasseberäkningar har gjorts för fisk $\geq 1+$. Detta eftersom täthetsskattningarna för en-somrig fisk i många fall är osäkra. Biomassan har beräknats som produkten av fiskens medelvikt på respektive sträcka och täthetsuppskattningen med konfidensintervall.

I resultaten anges täheter och biomassa per 10 m bäcksträcka. Detta eftersom storleken av den vattentäckta arealen på många lokaler har förändrats, vilket gör att täthets- och biomassemått per ytenhet blir missvisande.

RESULTAT

Morfologiska förändringar

Huvudfårans medeldjup, andelen poolareal liksom arealen totalt ökade på poolsträckorna (Tabell 6). Strömkoncentratorerna koncentrerade flödet på ca 60% av sträckans längd och minskade därmed avsevärt den vattentäckta arealen. Utplacering av block gav en något mindre vattentäckt areal och inga förändringar i medeldjup.

Tabell 6. Morfologiska parametrar för åtgärds- och referenssträckor före och efter det att biotopvårdsåtgärderna genomförts.

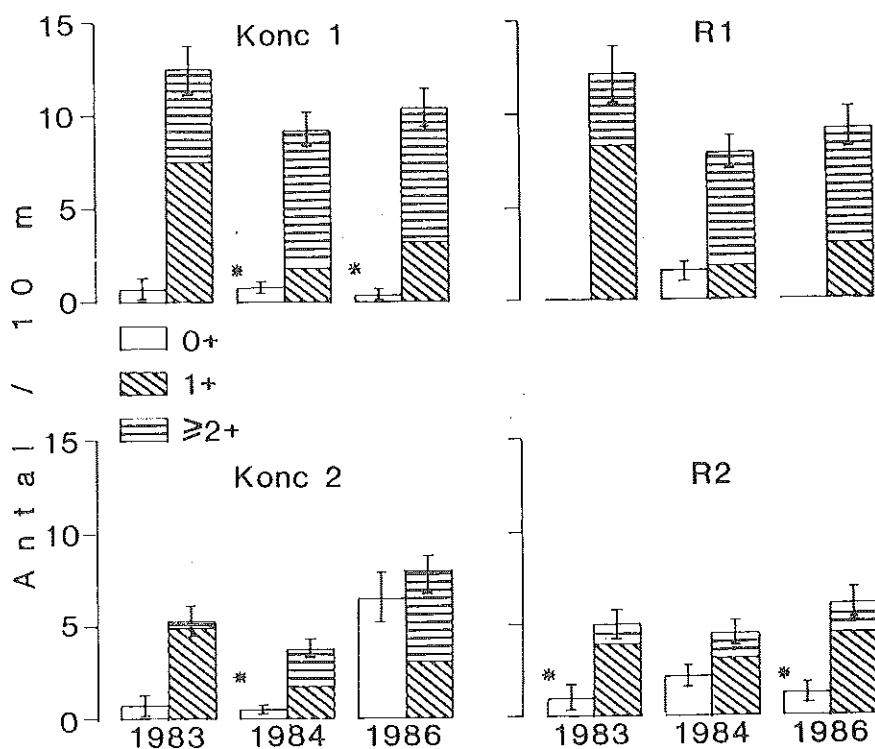
Lokal	Längd (m)	Före åtgärd				Efter åtgärd			
		Medel- bredd (m)	Areal (m ²)	Medel- djup (cm)	Pool- andel (%)	Medel- bredd (m)	Areal (m ²)	Medel- djup (cm)	Pool- andel (%)
KONC 1	41	6,0	241	40,1	15	4,4	180	50,5	25
KONC 2	43	10,4	438	34,1	0	6,2	266	47,8	15
R 1	30	5,2	152	47,5	20	Inga förändringar			
R 2	41	11,1	441	33,5	0	Inga förändringar			
POOL 1	43	4,9	210	38,5	0	6,8	275	76,2	55
POOL 2	44	7,3	318	40,3	0	8,4	352	84,1	65
R 3	38	5,4	207	36,5	0	Inga förändringar			
R 4	35	6,3	219	46,5	10	Inga förändringar			
BLOCK 1	70	8,0	561	35,1	0	8,0	512	38,1	0
BLOCK 2	59	8,5	501	39,4	0	8,5	458	36,3	0
KOMB 1	50	7,5	331	44,2	0	8,6	379	60,4	25
KOMB 2	72	7,9	526	40,8	15	8,2	567	61,7	35

Av intresse är också åtgärdernas varaktighet. Att vårflod och isgång rivit loss stenar ur både strömkoncentratorer och trösklar är klart. Därmed torde bl a sträckornas medeldjup ha påverkats. Förändringarna är dock små och svåra att kvantifiera.

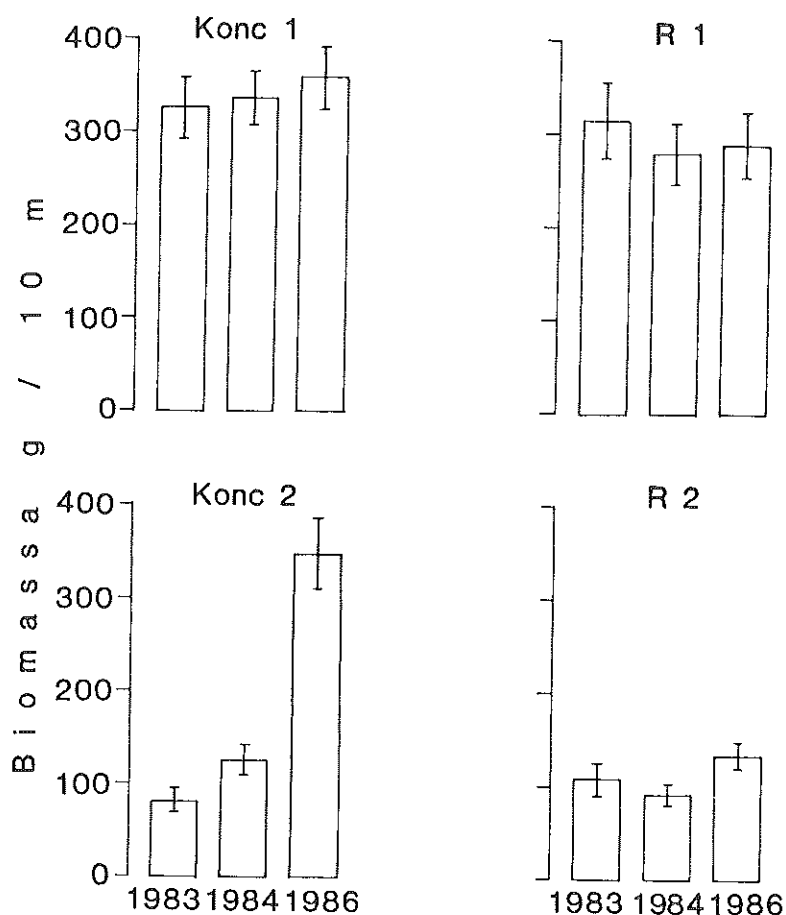
Effekter på tätheter och biomassa av öring

Referenssträckor

Tätheterna av en-somrig fisk varierar kraftigt mellan de olika åren även på referenssträckorna (Figur 3 o 5). Man kan se en tydlig tendens till att det fanns betydligt fler årsyngel 1986 och framför allt 1984, jämfört med 1983. Detta tillsammans med de osäkra täthetsskattningarna (se Material och metoder) gör det vanskligt att dra några slutsatser för denna ålderskategori. Även för äldre fisk föreligger i enstaka fall signifikanta skillnader i täthet mellan åren för referenssträckorna. Skillnaderna är dock i de flesta fall små och kan förklaras av naturliga populationssvängningar.



Figur 3. Tätheter (med 95% k.i) av öring/10m bäcksträcka på sektioner med strömkoncentratorer och på referenssektioner före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986). * anger att utfiskningsmodellen ej uppfyllts (se Material och metoder).



Figur 4. Biomassa (med 95% k.i) av Öring/10m bäcksträcka på sektioner med strömkoncentratorer och på referenssektioner före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986).

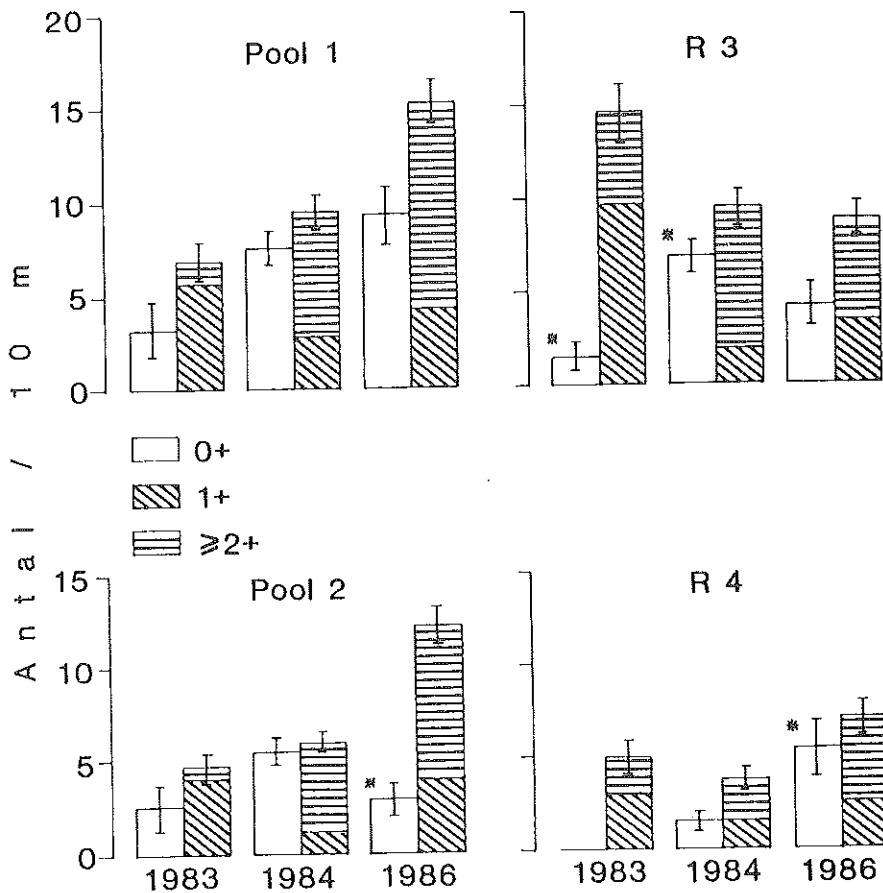
Strömkoncentratorer

Åtgärder i form av strömkoncentratorer har inte orsakat några radikala förändringar i täthet (Figur 3). Däremot har andelen äldre fisk än två-somrig ökat markant, framför allt på sträcka KONC 2. Detta avspeglas också i ökad biomassa på denna lokal (Figur 4). Andelen fisk $\geq 2+$ har visserligen ökat även på referenssträckorna men inte lika markant och det har dessutom inte givit några effekter på biomassan.

Pooler

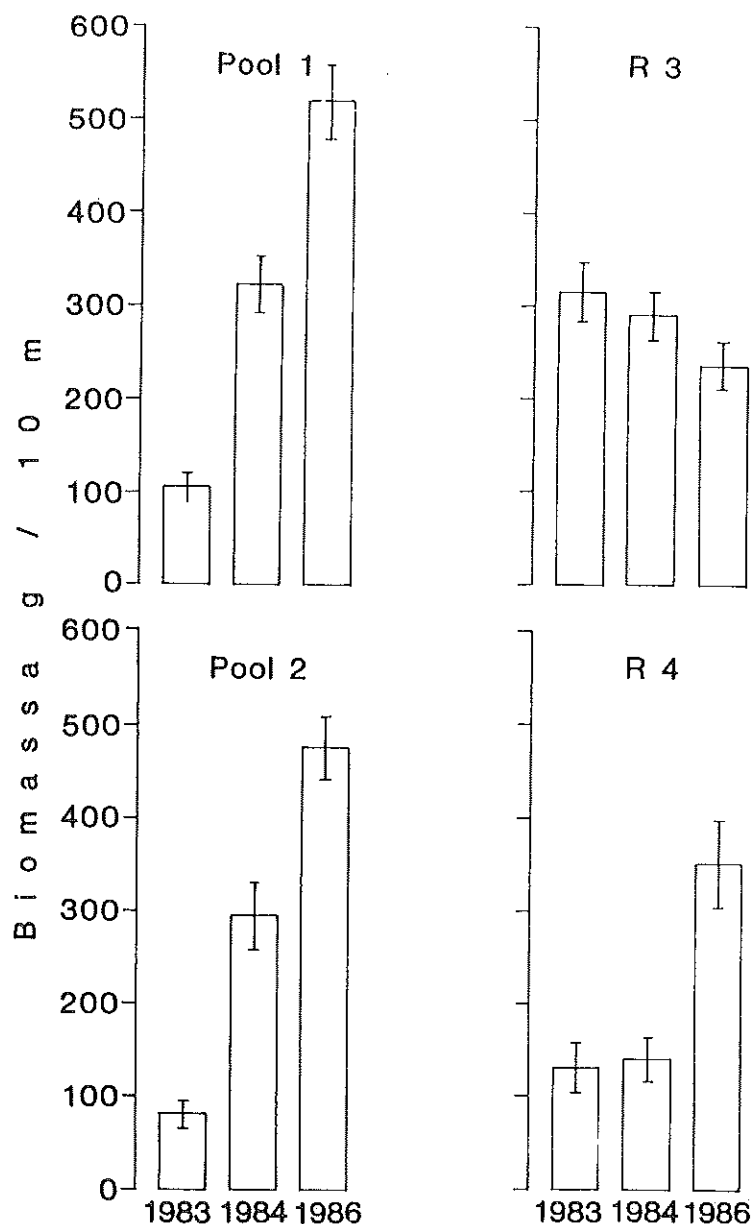
Poolsträckorna uppvisar stegvisa täthetsökningar (Figur 5) medan tätheterna på referenssträckorna förblivit oförändrade eller till och med minskat. Liksom för sträckorna med

strömkoncentratorer har andelen äldre fisk än två-somrig ökat markant. En viss ökning av denna åldersklass har också ägt rum på referenssträckorna.



Figur 5. Tätheter (med 95% k.i) av Öring/10m bäcksträcka på sektioner med pooler och på referenssektioner före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986). * anger att utfiskningsmodellen ej uppfyllts (se Material och metoder).

Biomassan på de åtgärdade sektionerna har även den ökat stegvis och är 1986 4,8 respektive 5,8 ggr större jämfört med 1983 (före åtgärderna) (Figur 6). Att notera är att harr fångades på sträckorna POOL 1 och 2, både 1984 och 1986. På POOL 1 fångades två st 1984 och tre 1986, som sammanlagt vägde 101 respektive 269 g. På POOL 2 fångades 1 harr 1984 och tre 1986, vilka vägde 170 respektive 356 g. Dessa är de enda harrar, bortsett från enstaka 0+, som fångats i bäcken. De skulle, om de tagits med i biomasseberäkningen, ytterligare accentuerat ökningen.

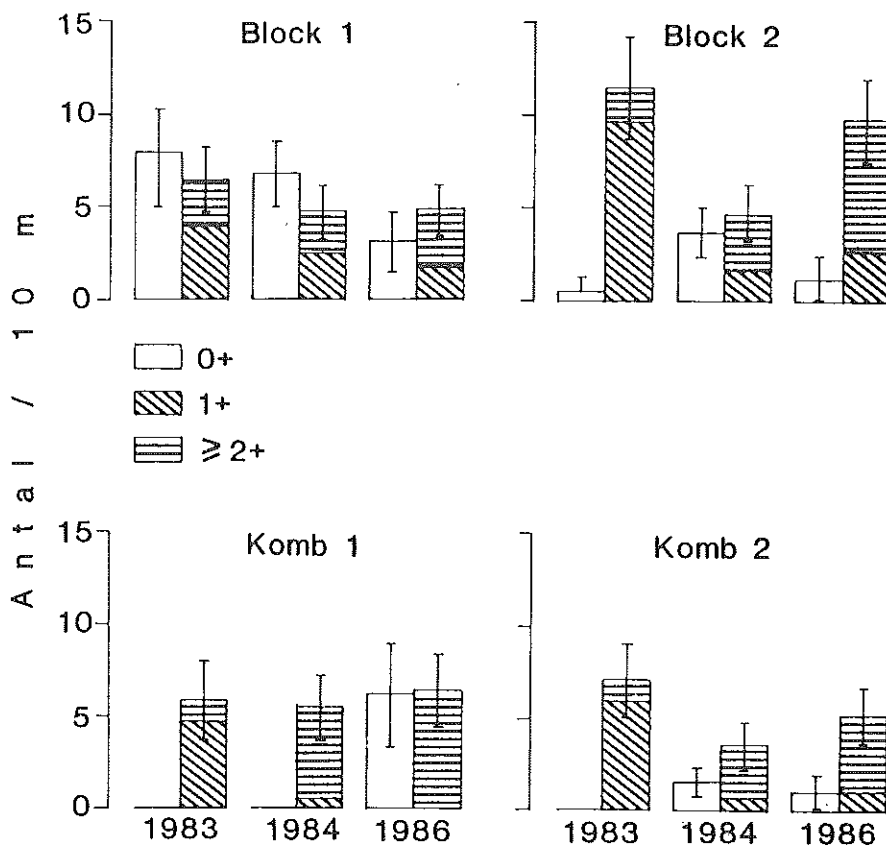


Figur 6. Biomassa (med 95% k.i) av öring/10m bäcksträcka på sektioner med pooler och på referenssektioner före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986).

Referenssträckornas biomassor har inte varit stabila mellan åren. Framför allt inte mellan 1984 och 1986. R 4 har t ex ökat avsevärt. Detta kan ha att göra med att förberedelserna inför leken 1986 av någon anledning inleddes tidigt och att R 4 fungerar som lekplats. Fem av de fiskar som fångades var lekmogna och i storleksklassen 18-24 cm, vilket medför att de bidrog med en stor andel av biomassan. Detta på en lokal med normalt låga tätheter av större fisk.

Stenutläggning

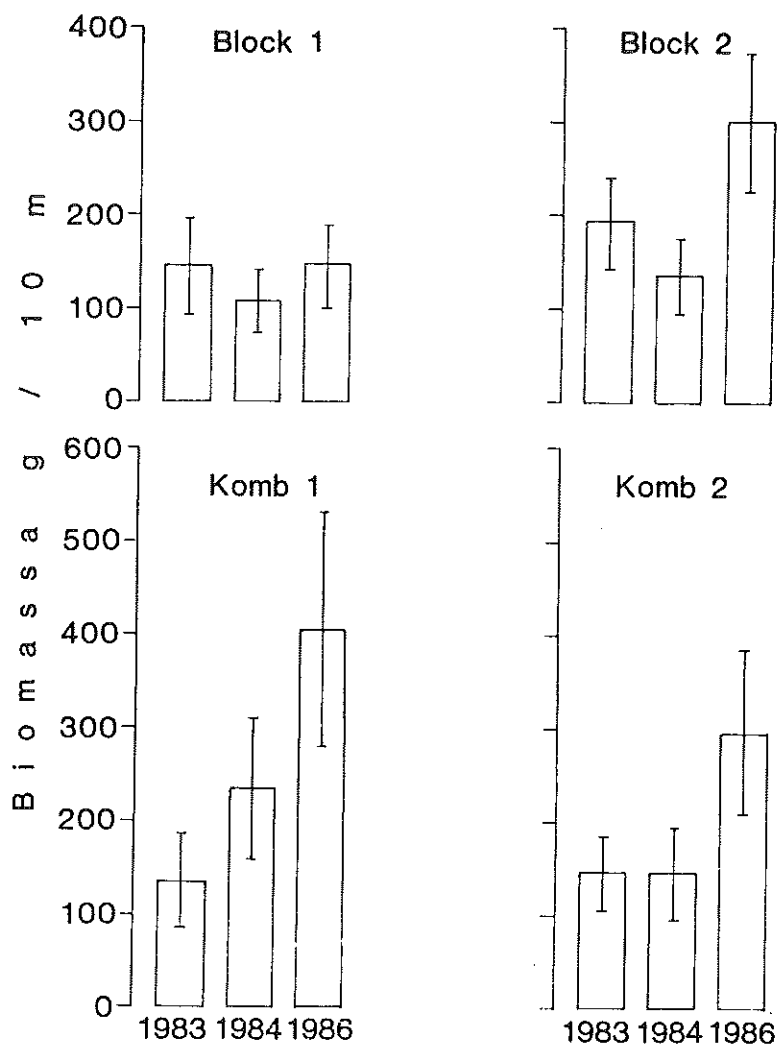
Några tendenser till täthetsökningar har inte registrerats på de sträckor där större stenblock spritts ut (Figur 7), inte ens för en-somrig fisk som förväntats reagera positivt på denna typ av åtgärd. I stället kan en viss ökning av andelen $\geq 2+$ noteras på sträckan BLOCK 2 1986, vilket avspeglas i en högre biomassa (Figur 8).



Figur 7. Tätheter (med 95% k.i) av öring/10m bäcksträcka på sektioner med blockgrupper och på sektioner med pooler och strömkoncentratorer i kombination före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986).

Pooler och strömkoncentratorer i kombination

Inte heller här har tätheterna ökat (Figur 7). Andelen äldre fisk ($>1+$) har dock blivit betydligt större. Som en följd av detta har även biomassan ökat (Figur 8). Den är 3 respektive 2 gånger större än innan åtgärderna genomfördes.



Figur 8. Biomassa (med 95% k.i.) av Öring/10m bäcksträcka på sektioner med blockgrupper och sektioner med pooler och strömkoncentratorer i kombination före åtgärd (1983) och efter (1984 och 1986).

Tillväxt och kondition

För att utröna om de biomasseökningar som registrerats orsakats enbart av täthetsökningar eller om ökad tillväxt också ägt rum, gjordes längd-åldersanalys. Ingen skillnad i längd vid viss ålder föreligger dock mellan referenssträckorna och den sträcka som ökat mest biomassemässigt (POOL 2) (Tabell 7), förutom för årsynglen som faktiskt är signifikant kortare på åtgärdssträckan.

Tabell 7. Medellängd (mm) 95% konfidensintervall för olika åldersklasser av Öring på åtgärdssträckan POOL 2 samt på referenssträckorna R 2 och 4 i augusti 1986 i Låktabäcken. Åldern bestämd via fjälläsning.

	0+		1+		2+		3+	
	\bar{x}	k.i	\bar{x}	k.i	\bar{x}	k.i	\bar{x}	k.i
R 2 o 4	60,4	1,6	115,4	1,7	155,8	2,9	184,2	4,5
POOL 2	55,4	2,4	117,4	3,0	156,8	2,7	189,1	4,9

Inte heller vad gäller Öringens kondition kan några signifikanta skillnader noteras. För åtgärdssträckan POOL 2 var konditionsfaktorn (+95 % konfidensintervall) 0,94 \pm 0,02 och på referenssträckorna R 2 och 4, 0,95 \pm 0,02. Beräkningarna är gjorda på fisk >1+ fångad i augusti 1986.

DISKUSSION

En av de viktigaste begränsande faktorerna för strömlevande salmonidpopulationer är tillgång till ståndplatser med positiv energibudget (Chapman 1966, Fausch 1984, Bachman 1984). Strömlevande Öring lever huvudsakligen av driftande födoorganismer (Nilsson 1957, Elliott 1967), vilket innebär att ett energiöverskott erhålls om tillskottet i form av fångade byten överstiger åtgången av energi för att fånga födoorganismerna och bibehålla positionen i strömmen. Den eller de ståndplatser en Öring använder för furagering (födointag), måste därför ha en ideal kombination av djup och tillgång till hög strömhastighet för att en tillräckligt stor mängd organismer skall drifva förbi inom detekterbart och energimässigt godtagbart avstånd. Det är också så att snabbare vatten innehåller fler driftande djur relativt sett (Everest och Chapman 1972) och möjligen också förmår bära större/tyngre organismer. Detta sammantaget leder till att fisk flyttar från grundare ut mot djupare vatten, ofta med tillgång till högre strömhastigheter, allt eftersom de växer (Lowry 1965, Egglisshaw 1967, Chapman och Bjornn 1969). Grundnivån för hur många ståndplatser som kan besättas

bestäms av strömvattnets bottenfaunaproduktion. Det eventuella energiöverskott ståndplatsen ger används sedan till kropps- och/eller gonadtillväxt.

I Låktabäcken var uppenbarligen goda ståndplatser för större öring en bristvara. Framför allt de sträckor som försågs med pooler visade sig kunna erbjuda betydligt fler användbara ståndplatser än tidigare. Av allt att döma skapades här ståndplatser för furagering med lämplig kombination av djup och strömhastighet. Även strömkoncentratorer av stockar gav liknande effekter men däremot inte strömkoncentratorer av block. Skillnaden kan delvis bero på att bäcken var betydligt bredare där strömkoncentratorer av stockar konstruerades och att dessa därmed fick en betydligt större inverkan relativt sett. Sträckan med koncentratorer av block var redan från början förhållandevis smal och påverkades på så sätt mindre.

En annan begränsande faktor för laxfiskar i rinnande vatten är skydd (Saunders och Smith 1962, Chapman och Bjornn 1969, McFadden 1969, O'Connor och Power 1976, Coulston och Maughan 1983). Framför allt tätheterna av öring tycks vara positivt korrelerade till mängden tillgängligt skydd (Butler och Hawthorne 1968, Lewis 1969, Wiley och Dufek 1980). Med skydd menas tillgången till gömställen under turbulent vatten, intill eller under trädstammar/större block eller under överhäng i form av strandbrink eller vegetation. Det går att via artificiellt skapade skydd öka tätheterna av laxfisk (Boussu 1954). Bachmans (1984) iakttagelser pekar emellertid på att skydd inte alltid är en begränsande faktor eftersom inga aggressiva beteenden mellan öringar kunde iakttas i samband med sökande efter skydd. Aggressivitet i samband med konkurrens om furageringspositioner var däremot vanligt förekommande. Även Hartzler (1983) betvivlade att skydd var en av de primära begränsande faktorerna, eftersom artificiellt skapade skydd endast gav begränsade effekter på tätheterna av öring.

En viss positiv inverkan på tätheter och biomassa i Låktabäcken kan den ökade tillgången till lämpligt skydd innebära. Turbulent ytvatten, fler större block mm på pool- och koncentratorsträckor ger fler gömställen för större fisk, men mycket tyder på att dessa effekter även i Låktabäcken är sekundära. Utplacering av blockgrupper gav inga entydiga täthetsökningar. En sådan åtgärd på en tidigare slät sträcka borde radikalt öka tillgången till skydd men inte påverka antalet goda ståndplatser för furagering i lika hög grad, beroende på att medeldjupet inte ökat.

Högre vinteröverlevnad för i första hand större fisk är en annan tänkbar effekt av framför allt pooler. Omfattande isbildning tillsammans med dålig tillgång på övervintringslokaler kan innebära hög vinterdödlighet för salmonider i strömvatten (Jonsson och Sandlund 1979, Heifetz et al. 1986). Under vintern sänks öringens födointag och aggressivitet vilket gör att de kan stå förhållandevis tätt på lämpliga övervintringslokaler (Hartman 1963, Karlström 1977). Låktabäcken är grund, jämnt fallande och saknar på långa sträckor djupare områden. Indikationer på att äldre/större fisk från bäckens nedre del utnyttjar Storvindeln för övervintring finns, då uppvandrande Låktabäcksöring registrerats i fiskspärren i juni/juli. De pooler som grävts kan innebära att möjligheten att överleva svåra vintrar förbättrats på dessa sträckor. Någon markerad effekt på bäckens öringbestånd i angränsande områden tycks de emellertid inte ha eftersom tätheterna av äldre/större fisk på närbelägna referenssträckor inte ökat entydigt.

Utplacering av stenblock tycks inte ha haft någon entydigt positiv effekt på tätheterna av årsyngel. En sådan förväntades eftersom den mer komplexa miljön borde innebära fler ståndplatser för fisk i denna storlek (jmf Schuck 1943, LeCren 1973, Egglisshaw och Shackley 1982). Av allt att döma är det andra faktorer som påverkar tätheterna av en-somrig öring (jmf Elliott 1984). Möjligen fanns redan innan åtgärderna vidtogs ett tillräckligt antal ståndplatser för

0+. Även andra utvärderingar av biotopvårdsåtgärder indikerar att i första hand äldre fisk än en-somrig gynnas (bl. a Shetter et al 1949, Saunders och Smith 1962).

Åtgärdernas beständighet på sikt är svår att bedöma. Redan 1986, tre år efter det att åtgärderna utförts, kunde det konstateras att pooltrösklar och strömkoncentratorer av sten påverkats av vårflod och isgång. Negativa effekter i form av mindre vattendjup och sämre fungerande koncentratorer kan inte uteslutas. Kontroll av varaktigheten efter ytterligare 4-5 år är nödvändig för att kunna avgöra om åtgärderna behöver upprepas.

Vad gäller varaktigheten av de biologiska effekterna noterade Hunt (1976) att maximala tätheter av bäckröding nåddes först fem år efter det att åtgärderna utförts. Den stegvisa ökningen av tätheter och biomassa på sträckor med pooler antyder att maximal effekt ännu inte nåtts i Låktabäcken. Kanske är förnyade elfisken nödvändiga om ett par år.

Bäst resultat i Låktabäcken gav pooler. Negativa effekter i form av ensidig beståndssammansättning har inte registrerats. Man kan teoretiskt tänka sig en ökning av biomassan av öring ($\geq 1+$) i den nedre delen av Låktabäcken (3 km) från ca 50 kg till ca 280 kg om enbart pooler med maximal effekt grävdes. Man bör dock ha i minnet att Låktabäcken naturligtvis inte är representativ för alla öringförande vattendrag. Upprepade utvärderingar av olika typer av biotopvårdsåtgärder i andra strömmande vatten är därför nödvändiga. Detta för att avgöra vilka åtgärder som lämpar sig bäst i olika miljöer. Man kan också tänka sig att förfina metoderna på så sätt att man t ex utreder vilken typ/storlek av pool som bäst gynnar en viss fiskstorlek. Med sådana kunskaper är det möjligt att, i ett vatten som producerar öringsmolt av en viss storlek, optimera biotopen och därmed maximera antalet utvandrande fiskar.

SAMMANFATTNING

Timmerflottning har bedrivits i de flesta större strömmande vatten. För att underlätta timrets framfart har vattendragen rensats. Många strömvatten är idag kanalartade med en stor andel grunda strömsträckor, slät botten och relativt hög strömhastighet. Detta har påverkat öringbestånden negativt. Färre ståndplatser, lägre täthet och diversitet av bottenfauna samt reducerat tillskott av alloktont material är exempel på effekter.

För att i någon mån återställa vattendragen utförs s k biotopvårdsåtgärder i många nedlagda flottleder. Någon utvärdering av dessa åtgärders effekter har inte ägt rum i Sverige. I nordamerikanska undersökningar har man däremot visat att det går att öka tätheter och biomassa av laxfisk via lämpliga förändringar av strömvattnet. Ökat djup, ökad tillgång till skydd och ökad andel grövre bottensubstrat anges som orsaker till förbättringarna.

Inom ramen för Låktaprojektet (Fältexperimentell fiskevårdsforskning) har effekterna av fyra olika typer av biotopvårdsåtgärder undersökts. Försöken har ägt rum i Låktabäcken som mynnar i Vindelälven ca 40 km NV Sorsele i Lappland. Bäckens fiskbestånd domineras av stationär öring med tidig könsognad och kort livslängd.

Åtgärdstyper:

1. Strömkoncentratorer av block respektive stockar.
2. Pooler (Skapade via stentrösklar).
3. Utläggning av blockgrupper.
4. Pooler och strömkoncentratorer i kombination.

Åtgärderna genomfördes med grävmaskin under oktober-november 1983. Elfisken för kontroll av öringbeståndet gjordes innan (augusti 1983) och efter, i augusti 1984 och 1986, det att åtgärderna genomförts. Parallellt med åtgärdssträckorna fiskades fyra referenssträckor.

- Pooler gav det bästa resultatet. Tätheterna av öring tre-dubblades och biomassan fem-dubblades.
- Strömkoncentratorer av stockar gav liknande resultat medan koncentratorer av block inte gav några effekter.
- Även sträckor med pooler och koncentratorer i kombination gav avsevärda ökningar i biomassa.
- Stenutläggning i grupper gav inga entydiga effekter.
- I första hand gynnades äldre/större fisk.
- Ingen förbättrad tillväxt eller kondition hos örningen kunde konstateras på de åtgärdade sträckorna. Ökningen i biomassa berodde i stället på ökad täthet och överlevnad.

Öring lever i första hand av driftande födoorganismer. Detta kräver tillgång till ståndplatser med en lämplig kombination av djup och strömhastighet. Sådana ståndplatser skapades av allt att döma på poolsträckorna. En viss positiv effekt kan även den ökade tillgången till skydd ha inneburit. En annan möjlig effekt är att vinteröverlevnaden ökat för större fisk pga att fler övervintringslokaler skapats.

ERKÄNNANDEN

Undersökningen har genomförts i samarbete med "Fiskeprojekt Vindelälven-Laisälven". Ett varmt tack till projektledaren Hans Hedin och till fältpersonalen, Sivert Larsson och Rubert Jonsson. Professor Lars-Ove Eriksson har varit handledare. Laborator Jan Henricson och Bo-Göran Persson har lämnat värdefulla synpunkter på manuskriptet. Biotopvårdsåtgärderna har utförts av AMS som statligt beredskapsarbete. Fiskeriverket och Kontaktsekretariatet vid Umeå universitet har stått för finansieringen.

LITTERATUR

- Anderson, N.H. & J.R. Sedell. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 24:351-377.
- Andersson, B.-O. et al. 1983. Fiskevård i små rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 27p.
- Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 113:1-32.
- Bagenal, R.A. & F.W. Tesch. 1978. Age and growth. p. 101-136 *In* Methods for assessment of fish production in fresh waters. Ed.: T. Bagenal. IBP Handbook 3. Third ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bohlin, T. 1981. Methods of estimating total stock, smolt output and survival of salmonids using electro-fishing. *Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm* 59:5-14.
- Boussu, M.F. 1954. Relationship between trout populations and cover on a small stream. *J. Wildl. Manage.* 18:229-239.
- Burgess, S.A. 1980. Effects of stream habitat improvements on invertebrates, trout populations, and mink activity. *J. Wildl. Manage.* 44:871-880.
- Butler, R.L. & V.L. Hawthorne. 1968. The reactions of dominant trout to changes in overhead artificial cover. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 97:37-41.
- Chapman, D.W. 1966. Food and space as regulators of salmonid populations in streams. *Amer. Nat.* 100:345-357.
- & T.C. Bjornn. 1969. Distribution of salmonids in streams, with special reference to food and feeding. p. 153-175 *In* Symposium on salmon and trout in streams. Ed.: T.G. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries. Univ. B.C., Vancouver.
- & E. Knudsen. 1980. Channelization and livestock impact on salmonid habitat and biomass in western Washington. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 109:357-363.
- Coulston, P.J. & O.E. Maughan. 1983. Effects of removal of instream debris on trout populations. *J. Elisha Mitchell sci. Soc.* 99:78-85.
- Cummins, K. & M.J. Klug. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10:147-172.
- Egglishaw, H.J. 1967. The food, growth and population structure of salmon and trout in two streams in the Scottish Highlands. *Freshw. Salm. Fish. Res.* (38). 32p.

- & P.E. Shackley. 1982. Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, Salmo salar L. and S. trutta L., in a Scottish stream. J.Fish Biol. 21:141-155.
- Elliott, J.M. 1967. The food of trout (Salmo trutta) in a Dartmoor stream. J.Appl.Ecol. 4:59-71.
- 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout, Salmo trutta, in a Lake District stream. J.Anim.Ecol. 53:327-350.
- 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. Canad.J.Zool. 62:441-451.
- Fisk, E. 1970. Biotopförbättrande åtgärder i strömmande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 38p.
- Fiskeriintendenten i Övre Norra Distriktet. 1983. Målet angående utvidgad reglering av Storavan och Uddjaur (A 11 och 28/52). Förslag till slutlig minimitappning i Storavans utlopp mm. Yttrande till Vattendomstolen, Umeå tingsrätt, 1983-11-30. 37p.
- Hartman, G.F. 1963. Observations on behavior of juvenile brown trout in a stream aquarium during winter and spring. J.Fish.Res.Board.Canada. 20:769-787.
- Hartzler, J.R. 1983. The effects of half-log covers on angler harvest and standing crop of brown trout in McMichaels creek, Pennsylvania. N.Am.J.Fish.Mgmt. 3:228-238.
- Heifetz, J., M.L. Murphy & K.V. Koski. 1986. Effects of logging on winter habitat of juvenile salmonids in Alaskan streams. N.Am.J.Fish.Mgmt. 6:52-58.
- Henricson, J. 1984. Rinnande vatten, regleringar och minimitappning - en litteraturöversikt. p. 47-75. Ur Sannolika effekter av minimitappning - resultat från ett möte på Sötvattenslaboratoriet 1983. (English summary: Agenda from a meeting on water flow in exploited rivers.) Ed.: T. Lindström. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 113p.
- 1985. Effekten av tillfört växtmaterial på öringproduktionen i en bäck. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (10). 50p.
- House, R.A. & P.L. Boehne. 1985. Evaluation of instream enhancement structures for salmonid spawning and rearing in a coastal Oregon stream. N.Am.J.Fish.Mgmt. 5:283-295.

- Hunt, R.L. 1971. Responses of a brook trout population to habitat development in Lawrence creek. Wis.Dep.Nat. Resour.Tech.Bull. (48). 35p.
- 1976. A long-term evaluation of trout habitat development and its relation to improving management-related research. Trans.Amer.Fish.Soc. 105:361-364.
- 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.Fish. 4:43-54.
- Karlström, Ö. 1977. Biotopval och besättningstäthet hos lax- och öringungar i svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 72p.
- Klassen, H.D. & T.G. Northcote. 1985. Stream bed configuration and stability following gabion weir placement to enhance salmonid production in a logged watershed subject to debris torrents. Can.J.For.Res. 16:197-203.
- Le Cren, 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.
- Lowry, G.R. 1965. Movement of cutthroat trout, Salmo clarki (Richardson) in three Oregon coastal streams. Trans.Amer.Fish.Soc. 94:334-338.
- 1971. Effects of habitat alteration on brown trout in McKenzie creek, Wisconsin. Dep.Nat.Res. Rep. (70). 27p.
- McFadden, J.T. 1969. Dynamics and regulation of salmonid populations in streams. p. 313-329 In Symposium on salmon and trout in streams. Ed.: T.G. Northcote. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries. Univ. of B.C., Vancouver.
- Minshall, G.W. 1984. Aquatic insect - substratum relationships. p.358-400. In The Ecology of aquatic insects. Eds.: V.H. Resch & D.M. Rosenberg. Praeger Publishers, New York.
- Müller, K. 1962. Flottningens inverkan på fisket. Svenska flottledsförbundet, Stockholm. 88p.
- Nilsson, N.A. 1957. On the feeding habits of trout in a stream of northern Sweden. Rep.Inst.Freshwat.Res. Drottningholm. 38:154-166.

- O'Connor, J.F. & G. Power. 1976. Production by brook trout (Salvelinus fontinalis) in four streams in the Matamec watershed, Quebec. *J.Fish.Res.Board Can.* 33:6-18.
- Saunders, J.W. & M.W. Smith. 1962. Physical alteration of stream habitat to improve brook trout production. *Trans.Amer.Fish.Soc.* 91:185-188.
- Schuck, H. 1943. Survival, population density, growth and movement of the wild brown trout in Crystal creek. *Trans. Amer.Fish.Soc.* 73:209-230.
- Shetter, D.S., O.H. Clark & A.S. Hazzard. 1949. The effects of deflectors in a section of a Michigan trout stream. *Trans.Amer.Fish.Soc.* 76:248-278.
- Tarzwell, C.M. 1937. Experimental evidence on the value of trout stream improvement in Michigan. *Trans.Am.Fish.Soc.* 66:177-187.
- Ward, B.R. & P.A. Slaney. 1979. Evaluation of instream enhancement structures for the production of juvenile steelhead trout and coho salmon in the Keogh river: Progress 1977 and 1978. Min. of Env., Fish and Wildlife Branch, Vancouver B.C, Canada. *Fish.Tech.Circ.* (45). 47p.
- Warner, K. & I. Porter. 1960. Experimental improvement of a bulldozed stream in northern Maine. *Trans.Amer.Fish.Soc.* 89:59-63
- Wene, G. & E.L. Wickliff. 1940. Modification of a stream bottom and its effect on the insect fauna. *Can.Entom.* 72:131-135.
- White, R.J. 1975. Trout population responses to streamflow fluctuation and habitat management in Big Roche-a-Cri Creek, Wisconsin. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 19:2469-2477.
- White, G.C., D.R. Anderson, K.P. Burnham & D.L. Otis. 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos. 235 p.
- 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.
- Zippin, C. 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12:163-189.

ENGLISH SUMMARY: EFFECTS OF HABITAT IMPROVEMENT ON THE
BROWN TROUT (SALMO TRUTTA L.) POPULA-
TION OF A NORTH SWEDISH STREAM.

Most larger running waters in Sweden have been used for rafting timber. To facilitate this activity stream obstructions such as larger boulders have been removed. This has resulted in the deterioration of trout habitats in many streams. These streams are characterized by a channel-like appearance, shallow water and hence a lack of suitable stream positions for fish. Other effects are a decline in the density and diversity of stream benthos and a reduction in the input of allochthonous organic matter.

Habitat improvement structures have been installed in an attempt to restore the brown trout populations. To evaluate the effects of such structures a project was started in Låktabäcken creek, a tributary to the River Vindelälven in Lapland. The mean annual waterflow is $1.6 \text{ m}^3/\text{s}$. The creek was cleared to facilitate log rafting in the 1950s. The fish population is dominated by resident brown trout with poor growth, early maturation and a short lifespan.

Four types of habitat improvement structures have been tested:

1. Stream deflectors.
2. Boulder dams.
3. Boulder groups.
4. A combination of stream deflectors and boulder dams.

These structures were installed in October-November 1983 with an excavator. Electrofishing was performed to reveal population densities before (August 1983) and after (August 1984 and 1986) alteration.

Boulder dams proved to be the most efficient structures. Brown trout densities increased by 200 % and biomass by

400 %. Stream deflectors made of logs gave similar effects. The brown trout biomass also increased considerably in sections with both stream deflectors and dams. Boulder groups or stream deflectors made of boulders had no effect on the brown trout.

The structures which gave positive effects favoured larger/older fish. No increase in growth or enhanced condition was registered. The rise in biomass was instead attributed to an increase in the densities and survival of large fish.

Stream-dwelling trout feed to a large extent on drifting food items. For such behaviour the fish require stretches of stream with a suitable combination of depth and water velocity. Such requirements were obviously met in sections of the stream with boulder dams, stream deflectors made out of logs or deflectors and dams in combination. An increase in the amount of overhead cover and an increase in the winter survival in the altered sections could also have affected the brown trout population.

LEGENDS TO TABLES AND FIGURES

Table 1. Positive effects of habitat improvement on the density and biomass of salmonids. 1 = deflectors, 2 = dams, 3 = cover, 4 = boulder groups. Br = Brook trout, Rb = Rainbow trout, Sh = Steelhead, Sl = Coho salmon, Sö = Cutthroat trout, Ö = Brown trout.

Table 2. Proportion of mature brown trout of different ages in Låktabäcken creek.

Table 3. Mean length (mm) with 95% confidence limits for brown trout of different ages in Låktabäcken creek.

Table 4. Age composition (%) of brown trout caught by electrofishing in Låktabäcken creek in 1983.

Table 5. Common catch probability with variance for 0+ and older brown trout caught by electrofishing in Låktabäcken creek.

Table 6. Physical effects of habitat improvement structures in Låktabäcken creek.

Table 7. Mean length (mm) with 95% confidence limits for brown trout of different ages in improved section Pool 2 and reference sections R2 and R4.

Figure 1. Map of the investigation area.

Figure 2. A - Stream deflectors, B - Boulder dams, C - Boulder groups, D - A combination of deflectors and boulder dams.

Figure 3. Densities of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, in sections with deflectors made of boulders (Konc 1), deflectors made of logs (Konc 2) and in reference sections before (1983) and after (1984 and 1986) alteration.

Figure 4. Biomass of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, for the same sections as in Figure 3.

Figure 5. Densities of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, in sections with boulder dams and in reference sections before (1983) and after (1984 and 1986) alteration.

Figure 6. Biomass of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, for the same sections as in Figure 5.

Figure 7. Densities of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, in sections with boulder groups (Block) and in sections with a combination of boulder dams and deflectors (Komb) before (1983) and after (1984 and 1986) alteration.

Figure 8. Biomass of brown trout/10 m stretch, with 95% confidence limits, for the same sections as in Figure 7.