

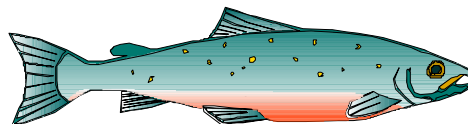


Ekologi och skötselprinciper för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.)

Fredrik Nordwall, Torleif Eriksson, Lars-Ove Eriksson och Ingemar Näslund



Vattenbruksinstitutionen
Rapport 33
Umeå 2002



Ekologi och skötselprinciper för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.)

Av Fredrik Nordwall¹, Torleif Eriksson¹, Lars-Ove Eriksson¹ och Ingemar Näslund²

¹Vattenbruksinstitutionen, SLU, 901 83 Umeå.

²Länsstyrelsen i Jämtlands län, Avd. Miljö och fiske, 831 86 Östersund

Detta arbete har genomförts inom/med stöd från:



FjällMISTRA



© SLU
Vattenbruksinstitutionen
901 83 Umeå
Tel. 090 – 786 76 76
Fax. 090 – 12 37 29
E-post. vabr@slu.se
Hemsida. <http://www.vabr.slu.se/>

Rapport nr 33, 2002.

ISSN 1101-6620
ISRN SLU-VBI-R--33--SE

Tryckt av Reprocentralen SLU, Umeå.

SAMMANFATTNING

Ekologi och skötselprinciper för strömlevande harr (*Thymallus thymallus* L.) är sammanfattade i denna litteraturstudie. Syftet har varit att sammanställa de erfarenheter som finns runt skötselmetoder för harrbestånd i strömvatten. Vi har därvid försökt belysa harrens livshistoria, produktionsförmåga och populationsekologi i ett vidare skötelsammanhang. Studien omfattar också en genomgång över olika fiskeregleringar för harrbestånd i strömmande vatten och deras bakomliggande teori. Härvid belyses framförallt de resultat som har framkommit vid praktiska fältexperiment i norra Sverige.

BAKGRUND

Turismen anses av många bedömare som en potentiellt mycket viktig framtida näring för att bibehålla och utveckla lokalsamhällena i Norrlands inland och fjälltrakter. För företag inom naturturismen utgör möjligheterna till jakt och fiske, tillsammans med andra upplevelser i en särpräglad naturmiljö, oftast de viktigaste grundförutsättningarna för deras produktidé. Kvaliteten hos och utbudet av de produkter som turistentreprenören kan erbjuda spelar en stor roll för det enskilda företagets framgång och utvecklingsmöjligheter. Intresset för sportfiske har ökat dramatiskt under de senaste decennierna. Bara under 1990-talet ökade andelen av befolkningen som var intresserade av fiske från 48% 1990 till 55% år 2000 (Fiskeriverket 2000). Totalt spenderade man inom det svenska fritidsfisket närmare 3,3 miljarder kronor 1999 vilket är i paritet med omsättningen i det svenska yrkesfisket (Fiskeriverket 2000). Stora delar av intäkterna från detta fiske tillkommer regioner där sysselsättningstillfällena och bärkraftig näringsverksamhet är en bristvara (Hultkrantz m. fl. 1993). Tyvärr saknar sportfisket sin egen teori och fiskeregler för detta fiske bestäms ofta utan närmare analys. Detta påpekas idag särskilt av sportfiskare och förvaltningsansvariga tjänstemän. Dessutom understryks bristen på kunskap både om resursen såväl som om fiske- och skötselregler. Det är därför mycket angeläget att lyfta fram den kunskap som vi idag besitter om strömfiskbestånd, deras ekologi och skötsel. Vi vill med detta arbete i någon mån råda bot på den kunskapsbrist som råder genom att belysa strömfiskbestånd som resurs och de skötselmetoder som finns att tillgå. Detta för att underlätta för fiskerättsägare att fatta biologiskt välunderbyggda skötselbeslut. Vi hoppas också att denna sammanställning kan vara en del av ett beslutsunderlag när fiskerättsägarna själva följer upp och styr verksamheten, så att fisketurismen kan utvecklas mot ett ekologiskt hållbart nyttjande.

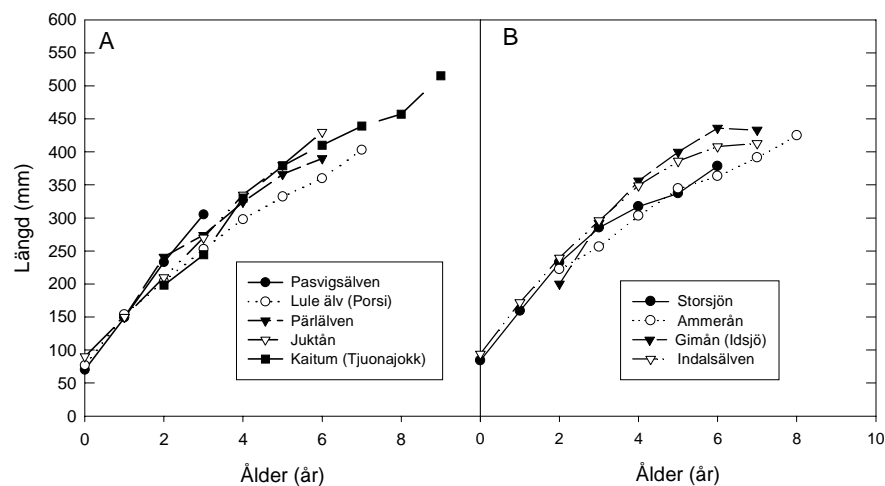
Vi har valt att ställa harren i fokus i detta arbete. Detta beror framförallt på att den under det sista decenniet av 1900-talet kommit att växa som sportfisk och få det rykte den förtjänar. Ett annat skäl är att kunskaperna om harren är ganska rudimentära i jämförelse med de nära släktingarna öring, lax och röding. Vi har därför sett det extra angeläget att lyfta fram harrens ekologi och skötsel i föreliggande rapport.

INLEDNING

Den Europeiska harren (*Thymallus thymallus* L.) förekommer i norra Skandinavien, de övre delarna av Volga, i Donau och i de mellersta delarna av f.d. Sovjetunionen. I söder sträcker sig dess utbredningsområde ned till Pyrenéerna, över Frankrike och norra Italien. Harr förekommer också i Storbritannien och på Balkan. Harrsläktet uppvisar en typiskt cirkumpolär utbredning (Northcote 1995). Harren karaktäriseras av den stora ryggfenan och de relativt stora fjällen med bågformad framkant. Sommargamla harr yngel har i likhet med andra laxfiskar s.k. stirrmärken längs kroppsidorna (Borgström & Hansen 1987). När harrungarna har nått en längd av 20-25 mm, kan man skilja dem från andra lika stora laxfiskar genom de långa bröstfenorna (Carlstein 1991). I den södra delen av det svenska utbredningsområdet är bestånden relativt glesa för att tätna längre norrut. Förutom kustlevande populationer finns relativt allmänt strömlevande harr i många av de större och mellanstora vattendragen. Harren förekommer i Sverige mycket sällan i vattendrag med en medelbredd mindre än 5 m (Sers & Degerman 1992). Långt norrut återfinns också de flesta sjölevande populationerna av harr i Sverige. I sammanställningen över hotade fiskarter i Europa är harren listad såsom varande hotad (Lelek 1984). Harren angavs som hänsynskrävande i Sverige år 1992, men har i den senaste genomgången tagits bort från Artdatabankens sammanställning över rödlistade arter (Gärdenfors 2000).

Livshistoria och tillväxt

De första levnadsåren har harren en snabb tillväxt. Under naturliga förhållanden skiljer sig dock tillväxten mellan olika lokaler och olika år. Skillnader i tillväxthastighet kan alltså bli ganska stora mellan olika lokaler (Fig. 1; Tab. 1).



Figur 1. Längd-ålder förhållande för harr i (a) "nordliga" bestånd och (b) "sydliga" bestånd.

Tabell 1. Beräknad teoretisk maximal längd (mm) och tillväxtkoefficient (data anpassat till en Von Bertalanffy tillväxtkurva. Tillväxtkoefficienten anger den hastighet med vilken den teoretiska maximala längden nås) för olika harrbestånd i Sverige. 95% konfidensintervall inom parenteserna. Data från ett Engelskt bestånd för jämförelse

Population	Max längd (mm)	Tillväxtkoefficient
Kaitumälven(Tjuonajokk) (Eriksson, opubl.)	592 (38)	0.196 (0.02)
Lule älv (Porsi)(Müller 1961)	567 (52)	0.149 (0.02)
Pärälven (Kivijärvi & Näslund 1997)	566(111)	0.170 (0.05)
Storsjön(Gustafson 1949)	491 (59)	0.206 (0.04)
Ammerån(Eriksson et al. 1999)	452 (52)	0.284 (0.06)
Gimån (Idsjöströmmen)(Näslund 2001)	539 (76)	0.258 (0.08)
Indalsälven(Peterson 1968)	529 (48)	0.206 (0.03)
River Test (England)(Hutton 1923)	463 (22)	0.447 (0.05)

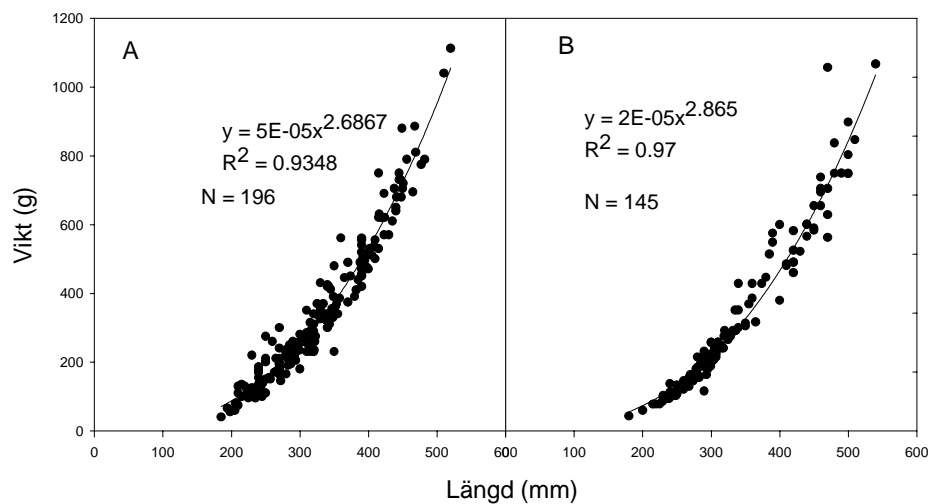
Förhållandet mellan längd och vikt för harr kan också skilja sig beroende på var i landet man befinner sig. Grovt räknat väger en 39 cm lång harr 0,5 kg, medan en harr med längden 50-51 cm väger 1 kg (Tab. 2).

Tabell 2. Samband mellan längd och vikt för harr i Norrbotten (Kaitum-Pärlälven) och Jämtland (Ammerån-Hovde-Krokom)

Längd (mm)	Vikt (g) Norrbotten	Vikt (g) Jämtland
100	13	10
150	38	33
200	83	75
250	151	142
300	247	240
350	373	373
400	535	547
450	734	767
500	974	1037
550	1258	1363
600	1589	1749

För sydligare bestånd ökar vikten snabbare med ökad längd än i nordligare. Till skillnad från öringen har harren en längdexponent lägre än 3, vilket indikerar att harren blir lättare i förhållande till längden när den växer medan öringen, med en längdexponent över 3, blir tyngre i förhållande till dess längd när den tillväxer (Fig. 2).

Harren blir sällan större än 1,5-2 kg, även om maxvikten tycks kunna vara 3-4 kg (Carlstein 1991). Ett högt fisketryck reducerar förekomsten av stor fisk och i många fiskevatten dominerar också yngre och mindre fisk (DeCiccio m. fl. 1997). I exempelvis Ammerån är inte fiskar över 1 kg speciellt vanliga i dagsläget (Eriksson m. fl. 1999). Harren har en optimal tillväxt vid 17.3°C och en högsta temperatur för tillväxt vid ca 21°C, värden som ligger väsentligen högre än öringens motsvarande (Mallet m. fl. 1999). Undersökningar av otoliter hos harrar visar att harren kan nå så höga åldrar som 20 år (Borgstrøm & Hansen 1987).

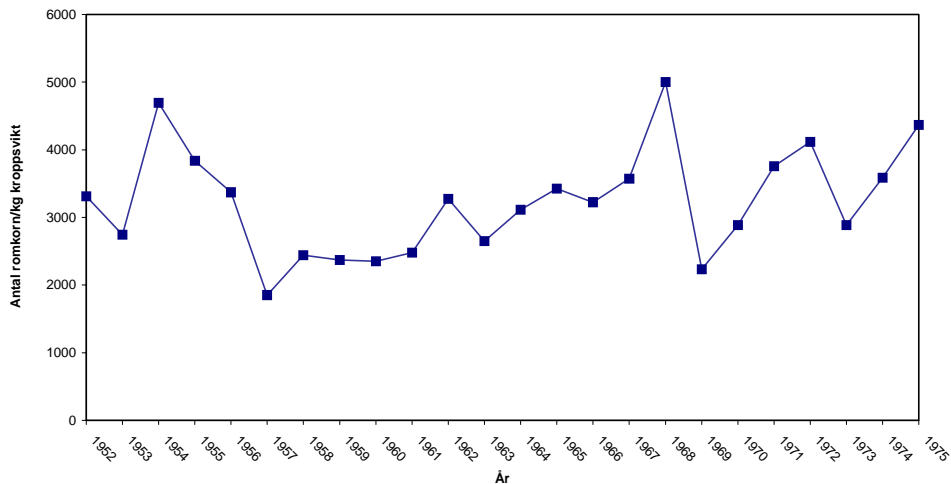


Figur 2. Samband mellan längd och vikt för (A) harr i Norrbotten (Kaitum-Pärlälven) och (B) harr i Jämtland (Ammerån-Hovde-Krokom). Data anpassat till en exponentiell tillväxt.

Generellt verkar harrhannen växa snabbare än honan, en kostnad honan får ta när hon investerar i romproduktion (Peterson 1968; Northcote 1995). Storlek och ålder för könsmognad är, till skillnad mot många andra laxfiskar, hos harren symmetrisk mellan könen (Haugen 2000; Ojanlatva 2001). Detta förhållande är förmodligen starkt kopplat till lek beteendet hos harren (Haugen 2000). Arktisk harr i Alaska blir könsmogen redan vid en längd av ca 27 cm, en storlek som uppnås vid fem års ålder i dessa vatten (Clark 1992). I en studie av könsmognadsmönster hos harr låg storleken för könsmogna honor mellan 332-348 mm i fyra olika vattendrag (Lainio älv, Vettasjoki-Hartijoki och Aimobäcken i Norrbotten samt Ammerån i Jämtland) medan åldern varierade mellan 4,5 och 6,7 år (Ojanlatva 2001). I det minsta av de studerade vattendragen (Kerändöjoki, medelbredd 5-7 m) var de könsmogna honorna mindre i storlek (295 mm) och hade en snittålder på

4,25 år. De observerade skillnaderna kan vara ett resultat av den lilla storleken på vattendraget, där bestånden omsätts snabbare med tidig könsmognad och kort livslängd (Näslund m. fl. 1998), men andra faktorer såsom vattentemperaturen kan naturligtvis vara lika viktiga. Harren i Ammerån har i en tidigare studie också befunnits vara ca 35 cm lång och sex år gammal då den blir köns mogen (Eriksson m. fl. 1999).

I Lainoälven, Norrbotten var både fekunditet (antal romkorn) och romkornens storlek positivt korrelerad med kroppstorleken hos honan (Ojanlatva 2001), något som gäller allmänt för laxfiskar (Elliott 1994). Av intresse kan dock vara att honornas fekunditet i studien inte var lika starkt korrelerad med storleken på honan som hos andra sötvattensfiskar (Armstrong 1986; Wootton 1990) vilket har stor betydelse för det viktiga sambandet mellan antalet lekfiskar och producerade yngel ("stock-recruitment samband"). Den absoluta fekunditeten varierade i studien mellan 5500 och 10900 romkorn/kg (Ojanlatva 2001). I en mycket intressant studie av sjölevande harr i Tännäs, Härjedalen under åren 1952-1975 (Breivik 1976) kunde man konstatera att fekunditeten varierade från år till år d.v.s. den individuella reproduktionsansträngningen verkade variera mellan åren (Fig. 3). Huruvida reproduktionen kan bestämmas utifrån vissa givna faktorer eller enbart är beroende av slumpmässiga samband under könsmognadsprocessen är egentligen av stor betydelse för väl underbyggda skötselbeslut. Fekunditeten har stor betydelse för antalet producerade romkorn i ett fiskbestånd, och därmed också antalet producerade yngel. Predikterbara faktorer kan vara miljöeffekter på äggutveckling, genetiska egenskaper hos lekfisken i en viss årsklass eller interaktioner mellan miljön och lekfiskens genetiska egenskaper. Mycket återstår dock att studera rörande de faktorer som påverkar en variation i fekunditeten mellan olika år.



Figur 3. Antal producerade romkorn per kilo kroppsvikt hos harr i avelsfisket i Tandsjön 1952-1975 (efter Breivik 1976).

Reproduktion och vandringar

Harren leker på våren och skiljer sig alltså från övriga svenska laxfiskar som alla är höst- eller vinterlekande. Harr som har övervintrat i vattendrag och insjöar börjar lekvandringen redan under islossningen (Andersen 1968). De flesta vuxna harrarna lämnar sina övervintringsplatser, där de varit stationära över vintern, och uppsöker lämpliga delar av större eller mindre vattendrag för leken. Sjölevande bestånd leker oftast i in- och utlopp till sjön. Vandringsavståndet till lekplatsen kan variera från 10 m till flera km och initieras vid vattentemperaturer mellan 3-5°C (Berglund & Persson 1986; Parkinson m. fl. 1999). I Sverige leker harren vanligtvis mellan april och juni, vid vattentemperaturer mellan 4-12°C (Fabricius & Gustafsson 1955), den optimala lektemperaturen ligger dock mellan 5-7°C (Gönczi 1989). Leken kan pågå upptill fyra veckor förutsatt att vattentemperaturen inte plötsligt sjunker under den optimala lektemperaturen (Mallet m. fl. 1999). Harren leker i de flesta typer av strömmande vatten, utlopp, inlopp samt insjöar och kanske även i kustströmmar (Fabricius & Gustafsson 1955; Peterson 1968; Berglund & Persson 1986). I älvar leker den på relativt fin grusbotten, men substratet kan variera från sand till större stenar (Gönczi 1989). Leken sker gärna på så grunt vatten att ryggen sticker upp ovanför vattenytan (Borgström & Hansen 1987). För att få en god

syresättning av rommen är vattnets strömhastighet viktig. Studier i Indalsälven och Ammerån visade att leken skedde vid strömhastigheter mellan 0,23- 0,90 m/s (10 cm ovan botten) och på ett vattendjup av 0,23-0,57 cm (Gönczi 1989).

Honorna gräver ej lekropar på samma sätt som exempelvis öringen, men under lekakten pressar hon sin bakdel mot gruset med en vibrerande rörelse och äggen blir därefter liggande flera cm nere i grusbädden (Borgström & Hansen 1987). Hanen håller sig inom samma territorium under en längre tid, och den kan leka med flera honor som uppsöker territoriet. Även under icke-lekperiod är harren aggressiv och försvarar mindre territorier i dominanshierarkier (Borgström & Hansen 1987; Hughes & Reynolds 1994) vilket innebär att den kan räknas till de s.k. territoriella fiskarterna.

Harrynglen stannar flera dagar i grusbädden. För den Europeiska harren rör det sig om en period på 5-10 dagar vid en temperatur av 12-18°C (d'Hulstere & Philippart 1982). Under denna period absorberas gulesäcken. Harren kommer i regel upp från grusbädden i solnedgången och börjar under natten att förflytta sig nedströms, antagligen för att undvika predatorer (Bardonnet & Gaudin 1990).

Harren kan anpassa sig till ett antal olika typer av vatten, eftersom harren leker på våren och har en snabb ägg- och yngelutveckling. Den tidiga och snabba yngelutvecklingen möjliggör för de unga att lämna systemet innan det fryser till och därmed hindrar harren från att finna ett lämpligt vinterhabitat. I Ängerån (Västerbotten) börjar ynglen lämna uppväxtmiljön i augusti och någon gång i mitten av september har all ung fisk lämnat ån (Müller & Karlsson 1983). Dessa anpassningar till olika system resulterar ibland i komplexa förflyttningar mellan vinter-, lek-, och födohabitat (Carlstein 1991). Arktisk harr i Nordamerika har funnits ha en lokalberoende storleksstruktur, med mindre fiskar långt ned i vattendraget och större högre upp, i flera större vattendrag beroende på att lekområdena är belägna högt upp i vattendraget och att ynglena efter kläckning sprids nedåt. Över livscykeln vandrar sedan fisken uppåt i systemet för att efter 3-7 år vara högst upp, könsmogen och genomföra lek. Förutom detta så växte fisken successivt bättre högre upp i vattendraget (Hughes & Reynolds 1994; Hughes 1999). Hela processen drivs alltså av vandringar uppåt i vattendraget och att de fiskar som vandrar uppåt uppvisar en relativt sett högre tillväxt och inte av lokala

variationer i dödlighet och tillväxt (Hughes 1999). Några liknande storskaliga processer finns inte beskrivna för Europeisk harr, men området är också dåligt undersökt. Under sommarperioden verkar i alla fall harren vara stationär inom en 50-100 meters sträcka (Kivijärvi och Näslund 1997; Nykänen m. fl. 2001) i områden med relativt höga strömhastigheter (0,18-0,76 m/s) och grova bottensubstrat (sten-block). Under hösten vandrar harren till övervintringsplatser, ofta belägna flera kilometer från sommarståndplatserna, med finare bottensubstrat (sand) och lugnare vattenhastighet (Greenberg m. fl. 1996; Nykänen m. fl. 2001). I Idsjöströmmen i Gimån och Toskströmmen (Hårkan), båda Jämtland, lämnar harren strömmarna under vintermånaderna (november-maj), förmodligen för att övervintra i sjöar och sel belägna uppströms (Näslund m. fl. 2000).

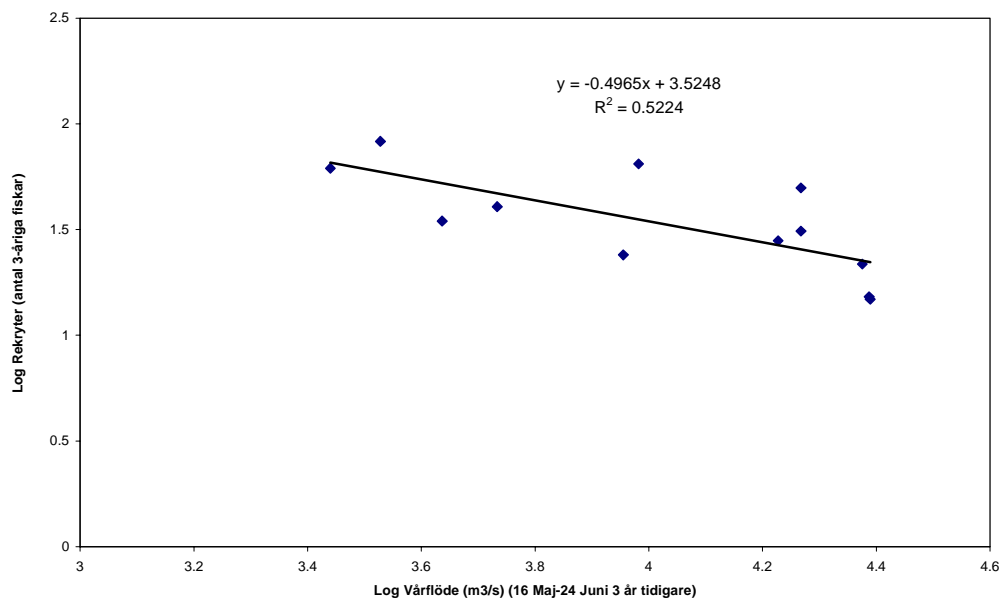
Populationsekologi

För territoriella fiskar i strömvatten, som exempelvis harren, är en omväxlande och varierad miljö mycket viktig. En heterogen miljö med olika typer av bottenar, varierande strömhastighet och en omväxlande strandzon medger ett större antal lämpliga revir än en mer slät och ensartad miljö (Sundbaum & Näslund 1998). Eftersom fisken också utnyttjar väldigt olika habitat över livet och under olika delar av året är en variationsrik miljö i vattendraget väsentlig för vilken produktionsförmåga man kan förvänta sig (Heggenes 1988; West m. fl. 1992). Vandringar mellan sommar- och övervintringsområden studerades med radiotelemetri i tre vattendrag i Alaska och man fann då att avståndet mellan dessa varierade mellan 7 och 101 km. Arktisk harr har alltså visat sig kunna genomgå storskaliga habitatskiften över året och kräver alltså stora sammanhängande vattenarealer för att fullfölja hela sin livscykel. Kritiskt för harren i detta sammanhang är att klara infrysning, vilket innebär att den måste finna områden med tillräckliga vattendjup och flöden (West m. fl. 1992). I Nordamerika har man också exempelvis experimenterat med att gräva djupa övervintringsområden i grunda strömmar och lyckats etablera bestånd av Arktisk harr i dessa (Hemming 1997). Djupa pooler, större stenar och block är viktiga tillväxtområden för äldre fisk, medan lite snabbare strömmar över grunda och grusiga områden är viktiga för yngre och mindre fiskar (Heggenes 1988). I samband med flottledsrensningarna försvann tyvärr en stor del av vattendragens variation och dess produktionsförmåga (bärförmåga) minskade till följd av dessa (Näslund 1987). Då block och sten

avlägsnades minskade variationen och substratet blev likartat över större områden. Ökade strömhastigheter medförde att arealen lämpliga lekrområden också reducerades i många vattendrag. Detta är en utveckling som i första hand bör ha missgynnats öringen. Den är mer tydlig i sitt revirhåvande än harren och ställer stora krav på sin ståndplats vad gäller födointag, viloplats och gömställen. Även om harren också i stor utsträckning är territoriell har den inte ett lika solitärt beteende som öringen och tycks kunna utnyttja fler olika habitat än denna (Greenberg m. fl. 1996; Nykänen m. fl. 2001). Habitatpreferenserna verkar vara delvis olika för öring och harr. Årsyngel av harr återfinns oftare i djupare områden än öringyngel (Degerman m. fl. 2000). I Vojmán, Västerbotten förekom en tydlig habitatuppdelning mellan öringen och harren, där harren förekom på djupare vatten och längre från stranden. Dock förekom det aggressioner mellan arterna vilket kan tyda på en viss konkurrens om habitat (Greenberg m. fl. 1996). Fältexperiment har också visat att öringungarna tränger ut harrungarna från grundare områden till och att båda arterna har ett stort dietöverlapp (Degerman m. fl. 2000). Till öringens nackdel kan också räknas negativ miljöpåverkan som flottningsdammar och skogsbruk i biflöden där öringreproduktion förekommer (Jacobsson & Näslund 1999). Eftersom harren också är värlekare medför vårfloden att risken för torrläggning och försämring av lekrområden inte är lika överhängande som för öringen, något som också kan vara en konkurrensfördel för harren gentemot öringen (Linlökken 1995). Andelen öring bland fångsterna i Ammerån tycks ha minskat från ca 35-40% 1920-1950 till ca 20% på 1990-talet (Eriksson m. fl. 1999). I Juktån, Västerbotten dominerade harren kraftigt under 1960-talet i fångsterna, medan Juktån i dagsläget i första hand anses vara ett öringvatten (Anon. 1997). Byorth & Magee (1998) fann ingen tydlig effekt av introducerad bäckröding på tillväxt och habitatutnyttjande hos Arktisk harr i ett vattendrag i Montana. Det tycks sammanfattningsvis vara så att harrens interaktioner med andra arter, livsmiljön och predatorer fortfarande är ganska lite kartlagda och borde vara föremål för vidare forskning.

Rekryteringen hos Arktisk harr har funnits vara så starkt beroende av vattenflödena i vattendraget efter leken (juni) att täthetsberoende rekrytering inte kunde påvisas (Clark 1992; Fig. 4). Mekanismerna bakom detta är inte närmare undersökta, men troligtvis är en anledning att substratet där harren leker är ganska lätt vilket medför att rommen riskerar att spolas bort vid höga flöden. Harrynglen är också i jämförelse

med andra laxarter ganska små vid uppkrypningen ur bottensubstratet vilket gör dessa känsligare för utspolning till mer marginella habitat (Clark 1992). I Idsjöströmmen tycks förekomsten av yngre harr ha minskat i takt med att antalet äldre och större fiskar har ökat (till följd av fiskerestriktioner; Näslund m. fl. 2001). Liknande mönster har man också funnit i lågt beskattade bestånd av Arktisk harr i Nordamerika (DeCiccio m. fl. 1997). Detta kan bero på att äldre åldersklasser konkurrerar ut de yngre (överlappande habitatutnyttjande; jfr Bohlin 1977) varpå rekryteringen av yngre fisk går ned. Ackumuleringen av större fisk kan också medföra att yngre fisk snabbt når en viss storlek där konkurrensen är stark. Fiskens tillväxt avstannar då och konkurrensen blir ännu högre i denna storleksklass. Denna process fortgår till populationen består av en flerårig "medelstorleksklass" (DeCiccio m. fl. 1997). Andra möjliga förklaringar är en ökad konkurrens om lämpliga lekområden vid höga tätheter av lekfisk som leder till att en del honor inte lyckas genomföra någon lek framgångsrikt (Beard & Carline 1991) eller att en proportionellt större andel yngel slås ut vid höga yngeltätheter (Elliott 1994). De exakta mekanismerna bakom nedgång av yngre harr kan alltså vara flera.



Figur 4. Rekrytering av 3-årig Arktisk harr i Chena River, Alaska, USA i förhållande till vårflödet under rekryteringsfasen (uppkrypningen) tre år tidigare (efter Clark 1992).

Produktion

Fiskproduktion (P) (mängden producerat fiskkött) definieras som produkten ($P = G \cdot \bar{B}$) av tillväxten (G) i beståndet och stående medelbiomassan över året (\bar{B}) (Newman & Martin 1983). Eftersom det finns en stor variation i produktionsförhållandena, som bestämmer tillväxt och överlevnad i ett fiskbestånd, mellan olika vattendrag varierar också de beräkningar av produktionen som har gjorts i olika strömvatten. Detta kan ofta relateras till miljöskillnader mellan vattendrag. Olikheter i fysisk struktur som djup, bredd, vattenhastighet och bottenstruktur bestämmer ofta de enskilda fiskbeståndens storleksstruktur, täthet och konkurrenssituation. Till detta kommer variation i vattenkemi och vattentemperatur. En god vattenkvalitet i ett lagom tempererat vattendrag skapar förutsättningar för en hög individuell tillväxt som medför en hög totalproduktion i beståndet. Ett exempel på väldigt goda tillväxtförutsättningar är från Österdalälven som trots hög utbyggnadsgrad har beräknats producera 85 kg harr och 27 kg öring/ ha och år (Thorfve 1995). Detta är med stor sannolikhet relaterat till den goda temperaturregimen i älven, underhållen av bottenappat magasinivatten vintertid (Bruks m. fl. 2000).

Täthet, tillväxt och förekomst av strömlevande fisk bestäms också av närheten till sel och sjöar (Haraldstad m. fl. 1987). Från en sjö eller ett större sel transporteras både näringsämnen och organiskt material ut i en utloppsström vilket gynnar förekomsten av filterare och zooplankton som är viktiga byten för fisken. Flödena är också ofta mer stabila och vattnet kan vara lite varmare (Giller & Malmqvist 1998). Man talar om "utloppseffekter", vilka sträcker sig upp till ett par kilometer nedströms selet eller sjön i större vattendrag. Den fiskproduktion som observeras i en fors omgiven av sjöar eller långa sel är alltså ett resultat av produktionsförhållandena både i strömmen och i lugnvattnet. I strömvatten som underhåller väldigt höga uttag av harr och öring kan man på goda grunder anta att utloppseffekterna är starka och att produktionen i dessa strömmar reflekterar både sjöns och det rinnande vattnets produktionsbas. Ett par tydliga exempel på detta är Nätselströmmen i Ljungan med ett uttag på 33,3 kg/ha där fisken förmodligen utnyttjar närliggande sjöar för tillväxt och Landverksströmmen med ett uthålligt uttag på 60-80 kg/ha och år där

fisken bara periodvis vandrar ned till strömmen för att äta eller reproducera sig (Näslund m. fl. 2000, Tab. 3).

Det skall dock framhållas att utloppseffekter på strömfiskbestånd inte alltid medför en hög produktion av eftertraktade fiskarter som harr och öring (Degerman & Sers 1992). Närheten till sjöar medför också ofta förekomst av sjölevande fisk t.ex. abborre och mört som påverkar förekomsten av laxfisk negativt (Degerman & Sers 1992, 1993). Predatorer som gädda och fiskgjuse förekommer också mer allmänt i sjöar varför predationsrisken också är större (Greenberg 1994). Det är mycket troligt att framförallt öringen i många fall har svårt att nyttja tillväxtförhållandena i sjöar/sel då predationsrisken är hög och antalet konkurrerande arter många i dessa (Näslund m. fl. 1998). Öringen verkar vara beroende av att nå en kritisk storlek i strömmarna innan den kan nyttja gynnsamma förhållanden i sjöar och bli riktigt storvuxen. Huvuddelen av små eller mellanstora vattendrag förmår troligen inte producera öring upp till denna kritiska storlek varför ett habitatskifte till djupområden uteblir. I exempelvis Storån, Strömsunds kommun blir öringen aldrig så stor att den kan nyttja sjöar och sel vilket medför att den könsmodnar tidigt och aldrig blir särskilt stor. Detta medför att uttaget av fisk blir förhållandevis litet (Tab. 3).

Harren däremot tycks ha förmågan att i många fall nyttja sjöar och sel på ett helt annat sätt än öringen. Mekanismerna bakom detta är dock i dagsläget okända, men en orsak kan vara att harren lever mer pelagiskt i sjöar än öringen och därför i större utsträckning kan undgå predation. En annan viktig faktor kan vara att harren är mer resistent mot höga vattentemperaturer under sommaren och bättre tål tillfälliga värmeperioder i mer lugnflytande vatten. I ett vattendrag med Arktisk harr i Montana, USA fann man att vattentemperaturen stundvis överskred den kritiska gränsen med flera grader (Lohr m. fl. 1996).

Hos laxfisk och annan fisk förekommer flera typer av vandringar över hela livet (Northcote 1992). Som yngel förflyttar sig fisken både aktivt och passivt för att etablera ett revir. När fisken har blivit äldre sker näringsvandringar över hela säsongen för att hitta de för stunden födomässigt bästa reviren. På nordliga breddgrader lämnar fisken födoreviren helt och hållet inför vintern för att uppsöka djupare och mer lugnflytande områden. Aggressiviteten som används för att försvara födoreviret under tillväxtsången avtar och fisken samlas i större antal i djuphålur och gropar där fisken inte riskerar infrysning (Heggenes m. fl.

1993). Fisken i små vattendrag kan vandra ut i större vattendrag eller sjöar för att övervintra (Jonsson 1985). Eftersom fisken utnyttjar olika typer av miljöer under olika delar av säsongen är det extremt viktigt att se ett vattensystem och dess olika fiskbestånd som en helhet. Fragmentering av livsmiljön leder ovillkorligen till att bärförmågan och den biologiska mångfalden i varje del av helheten minskar. Situationen för många fiskbestånd kan lite tillspetsat jämföras med många flyttfåglars långresor. Det är inte alls säkert att fiskförekomsten styrs av förhållandena under sommaren där flugfiskaren fiskar, utan av framgången vid vandringsflyttningen och övervintringsförhållandena i mindre kända vintermiljöer. Detta har stor betydelse för skötseln av olika strömfiskbestånd då en intensiv beskattning av ett fiskbestånd på dess övervintringslokal kan påverka sommarfisket i helt andra delar av vattensystemet. Eftersom fisken ofta är aggregerad på några få övervintringsområden är ett sådant fiske också extra känsligt och kräver försiktighet och måtfullhet av de fiskande (jfr. vinterfiske efter harr).

Det är ofta mycket svårt att beräkna fiskproduktionen i strömmande vatten. Detta beror i mångt och mycket på att en effektiv provfiskemetodik för stora vattendrag saknas. Det är helt enkelt ogörligt att elfiska eller nätfiska breda och strömmande vattendrag eftersom de ofta är så djupa att det omöjliggör en rimlig fångsteffektivitet i provfisket. Mycket av kunskaperna om fiskproduktion är därför baserade på små vattendrag vilka är möjliga att elfiska. Av intresse i sammanhanget är att man har funnit en stark koppling mellan bestandsstorlek och spöfångst av uppvandrande Atlantlax i en indexälv på Irland (ICES) i vilken man har väldigt god kontroll på antalet uppvandrande fiskar och landningar i spöfisket. Även om man i en del studier har funnit motsatsen (e.g. Mills m. fl. 1986) kan spöfångster i vissa fall ge en ganska god bild av den totala fångstbara delen av ett strömfiskbestånd (Crozier & Kennedy 2001).

Mycket grova skattningar av laxfiskproduktionen anger att denna är i storleksordningen 10-30 kg/ha och är i mellansvenska större strömvatten. I kallare och lågproduktiva vattendrag skattas produktionen till mindre än 10 kg/ha och är (Järvi 1997). I exempelvis Pärlälven, Jokkmokks kommun beräknades produktionen av harr och öring till 12,4 kg/ha och år (Kivijärvi & Näslund 1997). Mot detta kan ställas den skattade laxfiskproduktionen på i medeltal 156 kg/ha (bäckröding, öring och regnbåge i intervallet 36,7-279,6 kg/ha) som beräknades i 15 små strömmar (medelbredd 5.1 m) i Minnesota (Kwak & Waters 1997).

Skillnaderna beror förmodligen på ovannämnda skillnader i vattendragens karaktär och skattningsmetodiken.

Uttag

P/B-kvot och Ekotrofisk koefficient

Förhållandet mellan Produktion och Biomassa bestäms med P/B-kvoten. Denna kvot över året beräknas som kvoten mellan årsproduktionen och årsmedelbiomassan. Man har funnit att P/B-kvoten för vattendrag med 2-3 årsklasser av vandringsfisk som lax- och havsöring (där fisken vandrar ut i ett större habitat efter 2-3 tillväxtsåonger) är ungefär 2 medan den för strömstationära salmonider (öring, regnbåge, struppsnittsöring och bäckröding) med fyra eller flera årsklasser är ungefär 1 (Waters 1992; Kwak & Waters 1997). Om biomassan för ett stationärt bestånd i medeltal är 10 kg/ha kan man alltså räkna med att produktionen ungefärligen är densamma. Eftersom den stående biomassan vid en viss tidpunkt ofta går att någorlunda skatta med Fångst-Återfångst metodik kan man få ett relativt bra mått på fiskproduktionen i ett vattendrag. I detta sammanhang bör dock poängteras att harren inte är bland de fiskarter för vilken P/B-kvoten har skattats utan den hänförs ofta för enkelhetens skull till gruppen strömstationära salmonider med fyra eller fler årsklasser (t. ex. Kivijärvi & Näslund 1997). Det bör poängteras att harren i många sammanhang anses uppvisa en högre produktion än öring, vilket möjligen kan antyda att P/B-kvoten för harr är högre än 1, kanske snarare närmare 1,5 (Thorfve 1995). Här finns dock fortfarande ett öppet fält för den mer tillämpade forskningen.

Förhållandet mellan skörd och produktion kan vara ett grovt verktyg för att bedöma uttagsnivåerna för ett specifikt bestånd och benämns ekotrofisk koefficient (Ricker 1946; Järvi 1997). I Nordamerika har man konstaterat att i produktiva vatten utan fångstbegränsningar fiskas 25-50% av årsproduktionen upp. Man har också funnit att särskilda fiskeregler dramatiskt minskade uttagen, ofta ned till 10%. Redan ett uttag på 30% visade sig minska fiskets kvalitet uttryckt i medelvikt och fångstsannolikhet. För att upprätthålla ett långsiktigt och jämnt uttag tycks inte heller mer än 50% av produktionen årligen kunna fiskas upp (Waters 1992). I ett av de få svenska exempel där metoden har använts (Pärlälven) skattades den ekotrofiska koefficienten till 0,57, d.v.s. 57% av årsproduktionen fiskades upp under säsongen, vilket bedömdes vara

högre än vad beståndet långsiktigt kunde klara av med bibehållen kvalitet på fisket. Medelstorleken på den fångade fisken var i detta fall liten (Kivijärvi & Näslund 1997).

Undersökningar av fisket i Ammerån under 1950-talet gav vid handen ett årligt uttag om ca 25 kg öring och harr per hektar och år (Tab. 3). I jämförelse med dagens siffror är de äldre skattningarna mer än dubbelt så höga. Av intresse är att den fångade fiskens medelstorlek på 1950-talet var 2 hg för öring och 4 hg för harr, vilket ungefärligen är samma medelstorlek som vi återfinner i fångsterna idag. Detta indikerar att strömmarna i Ammerån idag är underbesatta av större harr, d.v.s. det finns färre större fiskar än vad tillgängliga ståndplatser och födotillgång borde medge, medan fisket inte har påverkat medelstorleken i samma utsträckning (Eriksson m. fl. 1999).

Det finns en stor variation i det årliga uttaget av laxfisk i de vatten som är undersökta i Norden (Tab. 3). Vatten med höga uttag som Nästelströmmen i Ljungan och Landverksströmmen är säkerligen underhållna av de ovan diskuterade utloppseffekterna och vandring av sjöfisk medan Österdalälven har en för fisken onaturligt gynnsam temperaturregim. Vattendrag med väldigt låga uttag är antagligen permanent nedhållna av ett alltför intensivt fiske (Nordwall & Lundberg 2000; Nordwall m. fl. 2000) eller också medger inte habitatet (antalet ståndplatser för större fisk är begränsat) någon produktion av stor fisk (Näslund m. fl. 2000). Eftersom det finns ett samband mellan stående fiskbiomassa, fiskproduktion och uthålliga uttagsnivåer är det uppenbart att hårt exploaterade bestånd producerar betydligt mindre mängd fisk än vad som skulle vara fallet om fiskedödligheten reducerades så att beståndstätheten och medelvikten tilläts vara högre. På många håll misstänks att fisket nyttjas så hårt att beståndstätheten och medelvikten hålls på en permanent låg nivå. Notera att detta sker utan att dagens uttag är särskilt högt. Med hårdare fiskeregler under ett antal år vet vi att det är möjligt att höja beståndstätheterna avsevärt, framför allt vad gäller harr. Därefter skulle det kunna vara möjligt att öka uttaget till en högre nivå än dagens. Det kan också vara värt att notera att många strömsträckor också producerar långt under sin förväntade produktion på grund av att de på något sätt är utbyggda och reglerade (Linlökken 1995; Näslund m. fl. 2000).

Tabell 3. Skattat uttag av laxfisk (kg/ha och år) i nordiska strömvatten

Vattendrag	Uttag öring/harr (kg/ha, år)	Referens
Pärlälven, Jokkmokk	7,1	Kivijärvi & Näslund 1997
Vindelälven och Piteälven	15-30	Järvi 1997
Nästelströmmen, Ljungan	33,3	Näslund m. fl. 2000
Rändan, Härjedalen	2,3-10,3	Näslund m. fl. 2000
Ammerån ^a	25	Öhman 1956; Berg 1960
Ammerån ^b	3-12	Eriksson m. fl. 1999
Sölvbacka, Ljungan	0,6-5,2	Näslund m. fl. 2000
Linsellen, Ljusnan	22,3	Näslund m. fl. 2000
Risedeån, Strömsund	14,6	Näslund m. fl. 2000
Storån, Strömsund	1,9	Näslund m. fl. 2000
Landverkströmmen, Åre	60-80	Järvi 1997
Österdalälven ^c	70	Thorfve 1995
Glomma och Rena älv, Norge	8,7-46,4	Linlökken 1995

^aIntervjuuppgifter och fångstatistik från 1950-talet

^bharr 2-10 kg, öring 0.5-2 kg

^charr 50 kg, öring 20 kg

Hårt exploaterade fiskbestånd uppvisar ofta en låg medelvikt på den fångade fisken. Fisken tillåts aldrig växa sig stor innan den dras upp och det råder brist på stor fisk eftersom den fisk som skulle utgöra den storvuxna och äldre delen av beståndet redan är upptagen. Ett minskat fisketryck medför därför oftast att medelvikten i beståndet blir högre. När fisketrycket minskar och medelvikten i populationen så ökar också den enskilda honans vikt. Detta medför en ökad totalproduktion av ägg, vilket i sin tur kan resultera i en större mängd producerad fisk från populationen (Hilborn & Walters 1992).

Vi vet egentligen ganska lite om en fiskpopulation om vi inte haft möjlighet att studera den relativt oexploaterad. Det verkar dock som att man genom att låta beståndet öka i täthet och medelvikt kan nå ett högre jämviktsläge i vilket skörden absolut sett också kan ökas utan att beståndets storleksstruktur och täthet äventyras (Fig. 5).

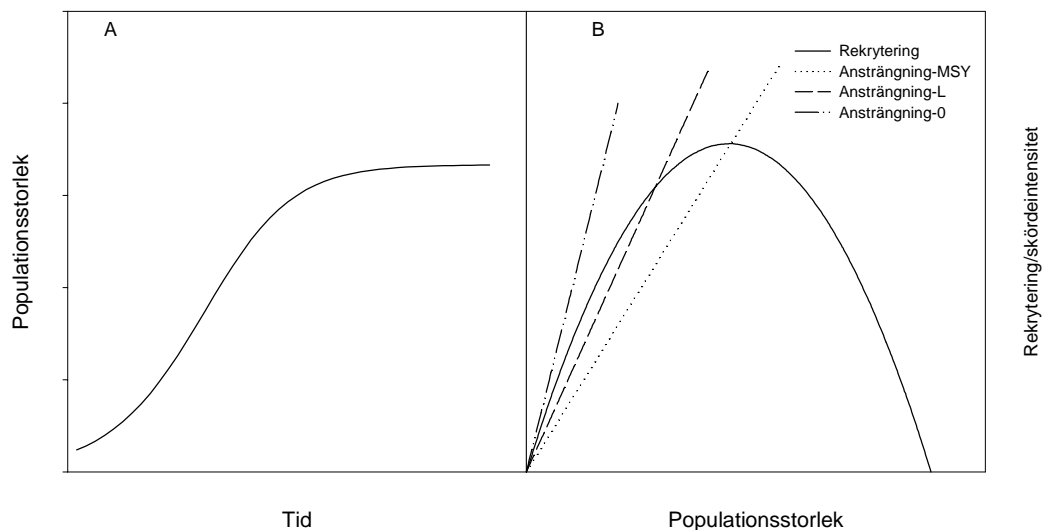


Fig. 5. Figuren till vänster (A) visar hur ett fiskbestånd växer över tiden medan figuren till höger (B) visar förhållandet mellan populationsstorlek och rekrytering. Beståndet ökar som mest där S-kurvan blir avtagande (A). Vid en måttlig fangstansträngning (E-MSY, Maximum Sustainable Yield) återfinns ett stabilt jämviktsläge (pil 1) vid ett maximalt uthålligt uttag (B). Vid en lite högre fangstansträngning (E-L) är också jämviktsläget stabilt (pil 2), men vid en lägre beståndsstorlek och lägre skörd. En mycket hög fangstansträngning (E-0) medför att beståndet går mot utrotning (inget jämviktsläge existerar eftersom fangstansträngning linjen aldrig skär rekryteringskurvan) (modifierat efter Begon m. fl. 1990).

Det är väldigt svårt att uttala sig om ett vattendrags eller en sjös produktionsförmåga om man inte låter fisketrycket variera. Det är omöjligt att bedöma den potentiella produktionen för ett hårt exploaterat bestånd. Om vi inte vet vilken fiskedödlighet vi har i ett bestånd kan vi inte avgöra om beståndet underutnyttjas på olika sätt. Redan vid en relativt låg fiskedödlighet inträder en brist på troféfiskar ("quality overfishing") medan man snabbt får en situation där fiskens tillväxtkapacitet inte fullt utnyttjas när gränsen för det maximala uthålliga uttaget överskrids ("growth overfishing"). Vid ännu en hög fiskedödlighet blir beståndet

underbesatt och glest i förhållande till miljöns bärförmåga då antalet lekfiskar har reducerats så att rekryteringspotentialen i beståndet underutnyttjas ("recruitment overfishing"). Uthålliga uttagsnivåer kan egentligen bara prövas genom att låta det exploaterade beståndet skördas med olika intensitet, för att utröna var det maximala uthålliga uttaget ligger (Fig. 6).

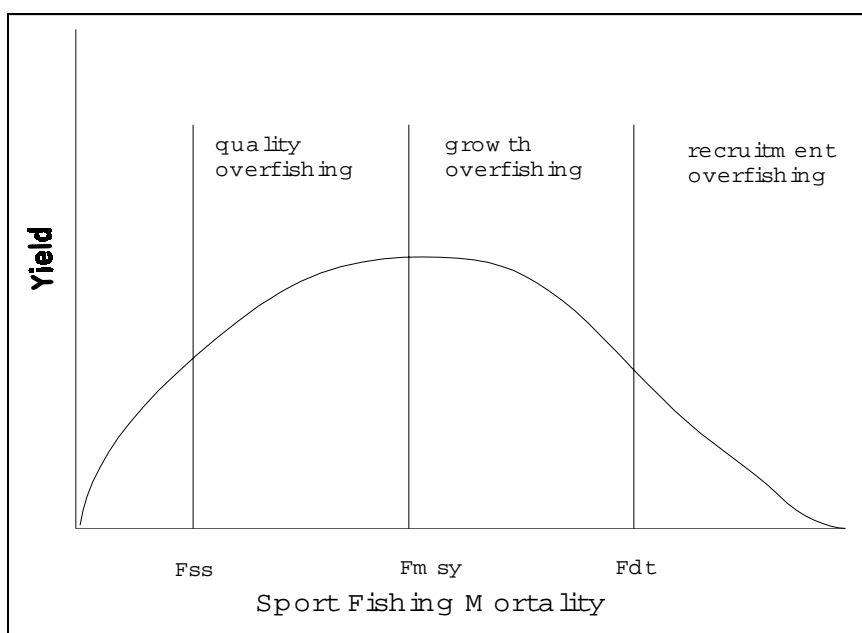
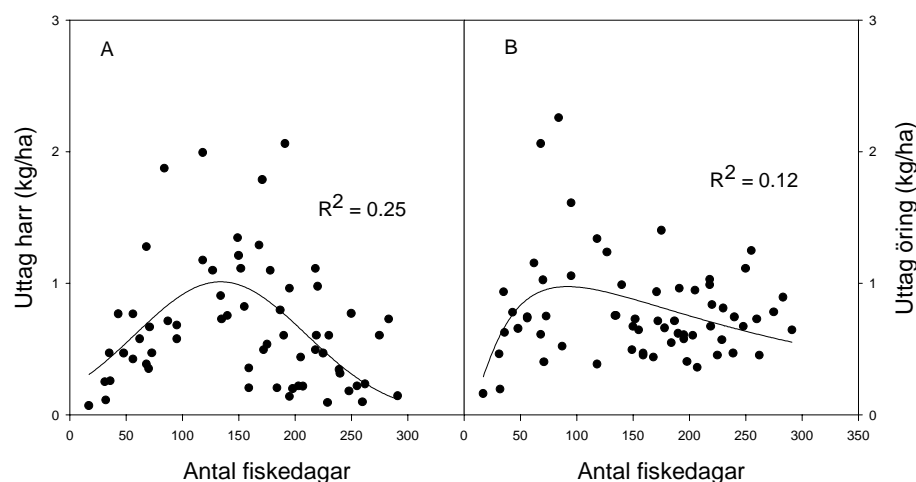


Fig. 6. Konceptuell figur över olika typer av överfiske i förhållande till fiskedödlighet (sportfishing mortality) och fångst (yield) (modifierad efter Radomski m. fl. 2001). F_{ss} – safe satisfaction returns (säkerställd och god fångst), F_{msy} – max. sustainable yield (maximalt uthålligt uttag), F_{dt} – deep trouble (stora problem).

I Juktån, Västerbotten har medlemmar ur Västerbottens sportfiskeklubb ända sedan 1938 protokollfört sina fångster av öring och harr på en ca 18 km lång strömsträcka mellan Överstjuktan och Fjosokken (Västerbottens sportfiskeklubb, Anon. 1997). Juktån har en medelvattenföring på ca 12 m³/s och en medelbredd på 39 m i den aktuella sträckan. Den aktuella delen faller från 493 till 410 m.ö.h. Fångsstatistiken är ett unikt material som möjliggör beräkningar av maximalt uthålligt uttag av laxfisk (MSY) i den 72,8 hektar stora strömsträckan (Fig. 7). I denna fångsstatistik kan vi dra slutsatsen att ett

uthålligt uttag för laxfisk i denna sträcka ligger på ca 2 kilo/ha och är fördelat på ca 1 kilo av vardera arten. Man kan också observera att öringen verkar tåla ett högre fisketryck än harren (kurvan har inte nått botten för denna art).



Figur 7. Fiskeinsats ställt i relation till uttag (kg/ha) för (A) harr och (B) öring i Juktån, Västerbotten 1938-2000 (data från Västerbottens sportfiskeklubb, Anon. 1997).

Problemen behäftade med skattning av fiskets totaluttag kan exemplifieras med data från Österdalälven (Tab. 4; Thorfve 1995). I detta exempel varierade skattningen av harruttaget mellan 39-141 kg/ha medan öringfångsten spände mellan 13-125 kg/ha. Osäkerheten i dessa skattningar är uppenbar och skattningarna av uttagen verkar vara starkt beroende av undersökningsmetodik. Det gäller därför att i varje enskilt fall bedöma resultaten av olika undersökningar och försöka dra rimliga slutsatser. Viktigt är att bedöma om uppgifterna är baserade på erfarna fiskare med god lokalkännedom eller tillresta fisketurister (Jacobsson & Näslund 1999). Bedömningar baserade på intervjuer och enkäter verkar också generellt sett överskatta uttagen då man ofta har en tendens till att överskatta sin egen fiskeeffektivitet, speciellt i efterhand (Thorfve 1995; Jacobsson & Näslund 1999). Det är naturligtvis nästan alltid att föredra en

direktuppföljning av antalet landningar eller direkta mätningar av produktion och uttag i vattendraget. Det kan också i sammanhanget nämnas att det uthålliga uttaget av öring och harr på samma sträcka i Österdalälven bedömdes till 15 kg/ha och år på 1950-talet (Thorfve 1995) vilket ytterligare understryker svårigheten att korrekt bedöma beskattningsnivåerna i ett strömfiske. I detta fall kan det också förhålla sig så att förhållandena för fiskproduktion har förbättrats sedan denna bedömning gjordes.

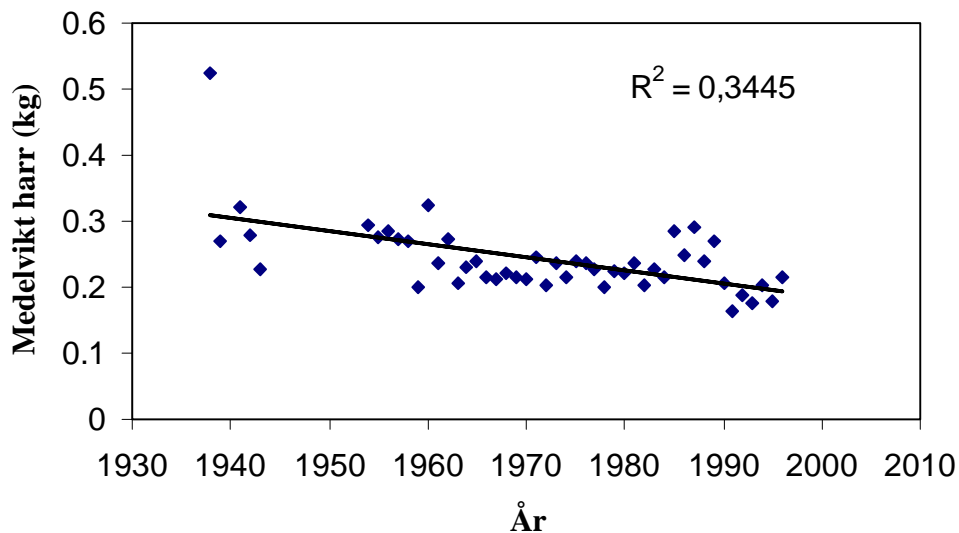
Tabell 4. Beräknat uttag av öring och harr i Österdalälven 1995 med 5 olika metoder (modifierat efter Thorfve 1995)

Metod	Harr (kg/ha)	Öring (kg/ha)
Drivnät	39	13
Avelsfiske	46	-
Fiskejournaler & kortförsäljning	52	37
Enkätundersökning	141	68
Spöprovfiske	97	125

Fiskeregleringar

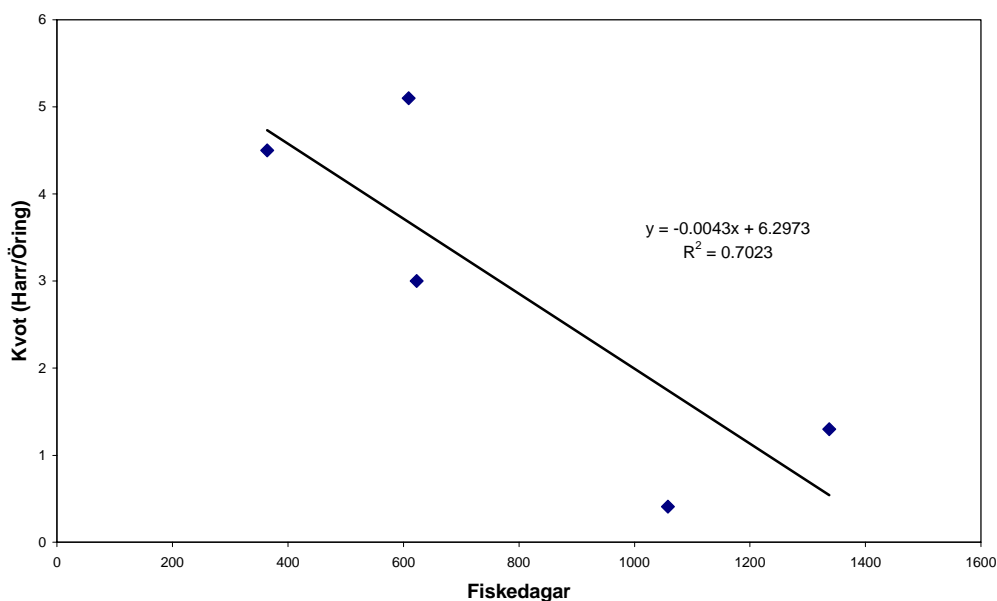
Det har länge funnits en utbredd uppfattning att sportfiske inte kan påverka ett fiskbestånd negativt. Det är inte heller direkt ologiskt att tro detta, eftersom fisk har en stor reproduktionspotential, och att det räcker med endast ett föräldrapar för att producera hundra- eller tusentals avkomma av vilka endast ett nytt föräldrapar behöver överleva för att beståndet skall vara stabilt över tiden (Fabricius 1963). Undersökningar har dock visat en påtaglig effekt av sportfiske och erfarenheterna är nu så många att man på relativt goda grunder kan fastslå att så är fallet. I Härkan (Toskströmmen) råder längs en 1100 m lång sträcka fiskeförbud sedan 15 år tillbaka medan det i övrigt endast råder ett minimimått på 25 cm under 1 maj – 31 augusti. I den stängda delen var antalet öringar och harrar mer än dubbelt så många och andelen harrar över 30 cm var närmare tiotubbelt fler (Näslund m. fl. 2000). I fångsstatistiken från Juktån (Västerbottens sportfiskeklubb, Anon. 1997) kan man utläsa att medelvikten för den fångade harren successivt avtagit över tiden (Fig. 8) vilket indikerar att fiskens tillväxtpotential inte utnyttjas fullt ut. Detta är några av de exempel som talar starkt för att fisket har en inverkan på både storleksstruktur och täthet hos fiskbestånd. Internationellt har också problem med överexploatering av strömfiskbestånd uppmärksammas

(Brana m. fl. 1992; Wright 1992). I många strömvatten runt om i världen är stora fiskar mycket ovanliga samtidigt som de ofta är underbesatta av yngre fisk som ett resultat av fiskedödlighet bland potentiella lekfiskar (Power & Power 1996). Det finns också anledning att tro att fiskbestånd under hårt fisketryck utsätts för en negativ selektion då snabbväxande individer och/eller sent köns mogna, löper en större risk att fångas då de tidigare växer in i fisket än långsamväxande individer. Dessa individer får då aldrig någon möjlighet att reproducera sig, vilket på sikt kan leda till en förändring i beståndets genetiska struktur. Det blir teoretiskt alltså enbart de långsamväxande individerna som reproducerar sig. Det är också helt klart att ett fisketryck kan påverka ålder och storlek vid köns mognad, reproduktionsinsats och tillväxtmönster i en population (Heino 1998; Hutchings 1999). I Nordamerika har man också funnit att bäckröding från ett hårt exploaterat bestånd växte långsammare än individer från ett relativt oexploaterat bestånd, när de flyttades till samma miljö (Nuhfer & Alexander 1994). Å andra sidan är de genetiska effekterna omdiskuterade, eftersom miljön generellt är en mycket betydelsefull faktor för köns mognad och tillväxtmönster. Det är också tänkbart att fiskedödligheten kan medföra en ökad tillväxt hos kvarvarande individer eftersom populationstätheten minskar.



Figur 8. Medelvikten för fångad harr i Juktån, Västerbotten mellan åren 1938-1999 (Anon. 1997; Västerbottens sportfiskeklubb).

Harren är numer internationellt ansedd som mycket känslig för intensivt fiske, framförallt faktiskt för att den är så lättfångad i sportfiske. Sportfiske anses också vara den viktigaste orsaken till nedgångar i bestånd av Arktisk harr i Nordamerika (Northcote 1995). I Alaska fångades t. ex. med spö år 1980 otroliga 42000 fiskar i Chena River, en större älv (Mills 1981) och fångsterna låg på cirka 20000 fiskar under början av 1980-talet fram till dess att ett 30 cm minimimått började praktiseras. Under hela 1980-talet utgjorde fiskedödligheten hela 60% av den totala dödligheten för fiskar äldre än tre år vilken således var högre än den naturliga mortaliteten (Clark 1992). I jämförande studier har harren visat sig var känsligare för fiske än öringen varför ett ökat fisketryck tycks påverka den relativa harrförekomsten negativt (Northcote 1995; Linlökken 1995; Fig. 9).



Figur 9. Med högre fisketryck (fler fiskedagar) minskade andelen harr i fångsten i Glomma, Norge (efter Linlökken 1995).

Det finns trots allt relativt många fiskeregleringar att tillgå för att komma till rätta med överfiskeproblemet. En enkel och vanligt förekommande fiskereglering är att sätta ett minimimått för den fisk som får tas med hem. Andra möjliga storleksgränser är intervallmått (minsta och största fisk som får tas upp) eller maximimått (föreskriver en

maxstorlek på behållen fisk) (Power & Power 1996). Andra möjligheter som finns att tillgå i fiskevården är trädaläggning och "catch and release" regler. Vanliga fiskeregleringar är också att styra öppettiderna för fisket t. ex. stänga under leken, begränsat antal fiskekort till försäljning (t. ex. utlottning av ett antal fiskekort) eller inskränkningar i den fiskemetodik (redskapsrestriktioner) som får användas (t. ex. att enbart flugfiske får tillämpas; Espegren m. fl. 1990).

Skördemodeller

Samtliga dessa ovan nämnda fiskevårdsåtgärder är i många stycken baserade enbart på praktisk erfarenhet och vetenskapliga utvärderingar av fiskeregleringar har sällan gjorts (Hilborn & Walters 1992). Till exempel kräver en stängning av fisket under leken information om täthetsberoende effekter i rekrytering och överlevnad (Nordwall & Lundberg 2000). Detta är information som genomgående saknas, men stängning av fisket under lekten används ändå som en tumregel. Medan det kommersiella fisket - som ofta är inriktat mot stora pelagiska bestånd - har en förhållandevis väl utbyggd teori saknar sportfisket - som bedrivs mot helt andra typer av populationer - i stort sett sin egen teori (Carpenter m. fl. 1994). En anledning kan vara metodbegränsningar som att en effektiv provfiskemetodik saknas för större strömvatten vilket gör data om fiskbeståndet svårtillgängligt (jfr. ovan; Carpenter m. fl. 1994), men troligare är att det inte funnits något intresse hos fiskeförvaltare att utveckla och använda moderna fiskevårdsverktyg (Wright 1992). Sportfiske har kanske också ansetts vara av lågt ekonomiskt värde jämfört med kommersiellt fiske.

Det är ganska välkänt att överfiske på stora kommersiella fiskbestånd i många fall har inträffat (exempelvis Nordsjösillen; Hilborn & Walters 1992). Inom viltforskningen råder det däremot en kraftig debatt om huruvida jakten är en dödlighet som kan adderas till den naturliga eller om den är kompensatorisk (jaktdödligheten kan kompenseras med en ökad överlevnad hos de kvarvarande individerna) och drabbar individer som ändå skulle dö av naturliga orsaker (Sedinger & Rexstad 1994). Det är mycket kritiskt för val av skötselåtgärd i en population om jakten/fisket reducerar inomartskonkurrensen och förbättrar överlevnaden hos de kvarvarande individerna (Nordwall 2000). Sambanden mellan skördeuttag, överlevnad och rekrytering i det kvarvarande beståndet bestämmer ofta utfallet i olika typer av modeller.

Om det förekommer starka kompensatoriska processer i ett fiskbestånd tål det en betydligt kraftigare exploatering än om kompensatoriska effekter är svaga eller helt saknas (Nordwall 2000; Kokko 2001). Olyckligtvis är kompensatoriska effekter alltför ofta starkt inbäddade i miljömässig variation, slumpmässig överlevnad och precisionssvaga skattningar av bestandsparametrar. Detta gör det ofta svårt att identifiera beståndets respons på olika skördenivåer. Till detta kommer problemet att responsen kan variera över tiden och skilja sig kraftigt mellan olika bestånd av samma art. Dessa förhållanden är en viktig orsak till att många fiskbestånd har blivit överexploaterade, eftersom man inte har kunnat observera bestandsutvecklingen under olika uttagsnivåer tillräckligt tydligt (Fogarty m. fl. 1991). Inom det kommersiella fisket finns det dock en stark tendens till att fiskebåtarna skiftar målart och börjar fiska på en mindre värdefull art när de mest värdefulla arterna närmar sig utrotning (Hilborn & Walters 1992). Inom sportfisket är detta inte ofta fallet utan tyvärr utgör territoriella strömfiskbestånd, där ett fåtal ståndplatser har en stark attraktionskraft, ett typexempel på en fiskresurs som kan medge en hög fångst per ansträngning långt efter att beståndet har passerat gränsen för överfiske.

Modellverktyg har mycket sällan använts för att simulera bestandsutveckling för olika uttagsnivåer och fiskereleringar i ett sportfiske. De få studier som har gjorts för strömlevande laxfisk har understrukt fördelarna med tillämpande av ett s.k. intervallmätt (skörd-skydd-skörd), när det gäller att få positiva respons på storleksstruktur, skördeuttag och bestandsstorlek (Clark m. fl. 1980; Jensen 1981; Power & Power 1996). Vi tror dock att dessa studier framförallt är tillämpbara på bestånd med starka kompensatoriska effekter, snabb omsättning och tidig könsnognad (Nordwall m. fl. 2000). Bestånd med svagare inbyggd kompensationsförmåga tycks svara mest fördelaktigt på ett rejält tilltaget minimimätt i fisket. En svagare kompensatorisk förmåga är ofta knuten till populationer i lågproduktiva vatten med låga tätheter, svag tillväxt och en sen könsnognad. Täta bestånd präglade av stark inomartskonkurrens och tidig könsnognad i högproduktiva vatten löper en mindre uttalad risk för överfiske. I grunden beror detta på att täthetsberoende rekrytering och mortalitet är starkast i högproduktiva vatten medan täthetsberoende faktorer är viktigare i lågproduktiva vatten (Elliott 1994). I skötselprocessen är det av största vikt att veta var någonstans på skalan mellan starkt täthetsberoende och helt täthetsberoende populationsdynamik beståndet befinner sig, som man

som fiskevårdare försöker beskatta på ett biologiskt riktigt vis. Tyvärr vet man oftast inte detta utan man bör inrikta sig på att sköta beståndet efter försiktighetsprincipen - hellre göra ett mindre uttag än vad beståndet tål än att riskera en beståndskollaps.

I detta populationsekologiska sammanhang har storleken på vattendraget och dess belägenhet stor betydelse för vilka faktorer som dominerar populationsdynamiken. Ett litet vattendrag har en hög strukturell komplexitet i förhållande till ytan - man talar i detta sammanhang om "kanteffekter" - vilket medför att antalet territorier, framförallt för yngre fisk, är högt per ytenhet (Riley & Fausch 1995; Eklöv 1996). Detta medför att bärförmågan för små vattendrag ofta är högre än större och bredare strömmar. Dessutom tillkommer fler konkurrerande arter med ökande vattendragsbredd, vilket kan medföra en lägre produktion av laxfisk (Eklöv 1996). Allt detta resulterar i att små vattendrag med täta fiskbestånd av ett fåtal arter är mindre känsliga för överfiske än stora vattendrag med glesare strömfiskbestånd (Eriksson m. fl. 1999).

Trädaläggning och Catch and Release

Trädaläggning är en fiskereglering vilken kan tillämpas på permanenta sträckor som anses vara viktiga uppväxt- eller tillväxtområden, men det kan också vara så att en trädalagd sträcka förväntas förbättra fisket i en större del av ett vattendrag. Med trädaläggningssträckor skyddas alltså teoretiskt en del av populationen för fiske. Effekten av en sådan åtgärd är dock beroende av hur stationär fisken i beståndet är och hur stor del av strömvattnet man avsätter som reservat. Med rätt dimension på den skyddade strömsträckan förväntas utvandrande fisk bidra till att förbättra fisket i angränsande strömsträckor. En mycket hög kontinuerlig omflyttning av fisk kan medföra att skyddseffekten diffunderar ut i vattendraget och att man inte ser några effekter av trädaläggningssträckorna i fångsterna. Graden av stationaritet hos strömfisk har också varit ett livligt debatterat ämne inom fiskbiologin de senaste åren (Gowan m. fl. 1994). I dagsläget vet vi väldigt lite om hur omgivande strömsträckor påverkas av trädaläggning och hur trädaläggningssträckor skall dimensioneras. Eftersom harren är stationär i ett habitat över sommaren och i ett annat över vintern kan borde det ibland vara aktuellt att även trädalägga eller skydda viktiga övervintringsområden från exempelvis isfiske. Ur skötselsynpunkt är

alltså harrens vandringar viktiga att beakta (West m. fl. 1992). Det står dock helt klart att trädaläggning inom vissa strömsträckor resulterar i ett ökat antal individer och ökad medelstorlek inom den stängda sträckan (Tab. 5) efter 2-3 år.

Tabell 5. Medellängd och Fångst per ansträngning (F/A) hos harrbestånd 2 år efter trädaläggning (efter Kivijärvi & Näslund 1997; Eriksson m. fl. 1999)

Vattendrag	Medellängd (mm) träda	Medellängd (mm) referens	F/A (antal/h) träda	F/A (antal/h) referens
Pärlälven	297	214	4,8	1,5
Ammerån	405	358	0,5	0,1

Växelvis trädaläggning kan också förekomma i ett system där strömsträckor periodvis trädaläggs och öppnas systematiskt. En sådan fiskevårdsåtgärd kan dock vara behäftad med vissa problem. Undersökningar har visat att vid öppnandet av dessa sträckor blir fisket mycket hårt och redan säsongen efter (1 år efter öppnande) är fångstchanserna och medelvikten nere i samma nivåer som innan trädaläggningsen (Tab. 6). Den ackumulerade effekten som fisketrädan har på numerär och fiskstorlek är alltså inte särskilt långvarig. Fisket måste regleras vid öppnandet för att effekterna skall kvarstå. Ett annat problem är att det kan föreligga en risk för överfiske eftersom många fiskare reagerar sent på rykten om goda fångster. Det föreligger ofta en tidsförskjutning mellan sportfiskarnas kännedom om goda fångster och hur fångstsannolikheten verkligen är när merparten av sportfiskarna nås av ryktet. Detta kan medföra att många lockas att fiska när beståndet egentligen är nedfiskat, vilket är en ganska vanlig orsak till överfiske (Hilborn & Walters 1992).

Catch and Release-konceptet bygger egentligen på att all fisk som fastnar på kroken skall återutsättas, men ofta tillåts ett visst uttag av troféfisk (Barnhart 1989). Det är dock oftast någon väldigt stor fisk som inte bidrar till vattendragets fiskproduktion i någon större utsträckning, varför uttagen i biomassa ofta blir under 10% (Waters 1992, stora och gamla fiskars tillväxt är ofta låg då all deras energi går åt till reproduktion och metabolism i den stora kroppen). Oftast är uttagen väldigt låga och vi hamnar nära en trädaläggningssituation. Detta fiske har en relativt lång historia i Nordamerika och har där på många håll framgångsrikt använts för att öka både stående biomassa och andelen troféfisk i fångsterna (Andersson & Nehring 1984; Carline m. fl. 1991). Ett viktigt kriterium för catch and release-regler är att kroködligheten måste vara så låg att

fångad och återutsatt fisk har en stor chans att överleva. Detta innebär att fiske med levande bete (läs mask) oftast är förbjudet inom catch and release-sträckor (Barnhart 1989). Undersökningar har visat att dödligheten för maskfångad fisk ligger mellan 11-45% på återutsatt fisk, medan motsvarande fisk för flugfångad fisk är 2-4% (Shetter & Allison 1955; Taylor & White 1992). Begränsningar i maskmetet är alltså speciellt viktigt i ett Catch and Release, men är egentligen också viktigt vid alla typer av fiske där återutsättningar av fångad fisk förutsätts. Det är mycket troligt att flugfiske är att föredra i ett fiske där en stor del av fisken skall släppas tillbaka.

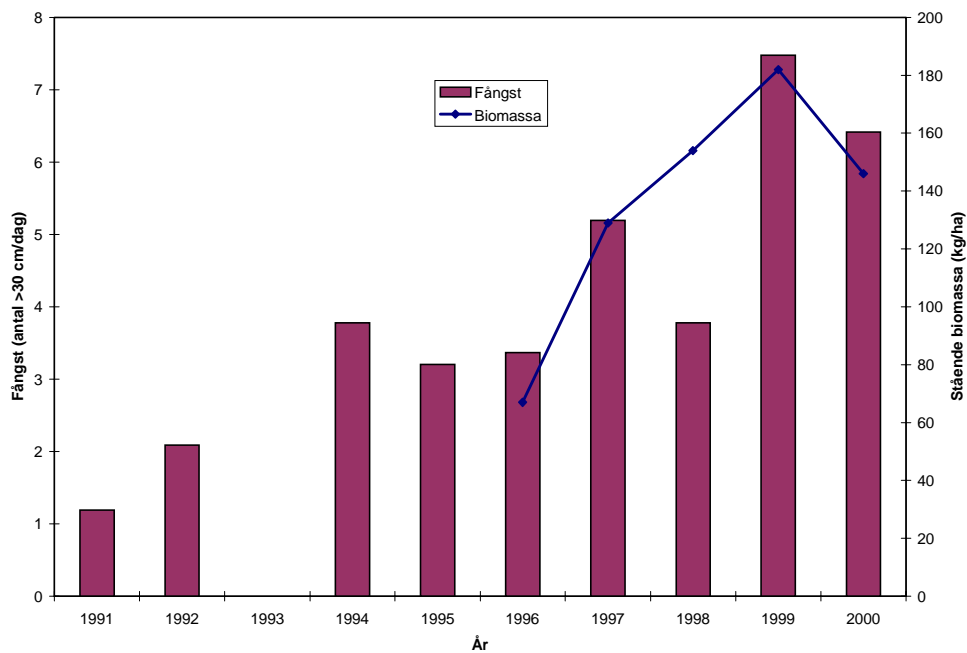
Tabell 6. Medelvikt och Fångst per ansträngning (F/A) hos harr före och efter öppnande av trädasträcka (efter Kivijärvi & Näslund 1997; Eriksson m. fl. 1999)

Vattendrag	Medelvikt (g) träda	Medelvikt (g) säsongen efter öppnande (standardregle r)	F/A (antal/h) träda	F/A (antal/h) säsongen efter öppnande (standardregle r)
Pärlälven	260	261	4,8	0,96
Ammerån	550	420	0,5	0,2

I Sverige har Catch and Release regler tillämpats i Gimån i Jämtland på ett framsynt sätt, under förhållandevis lång tid (Näslund m. fl. 2000). Detta är en typ av fiske som numer kan benämnas "Idsjökonceptet". Idsjöströmmen är en 1300 m lång ström som utgör utloppet ur Idsjön. Strömmen domineras av harr, men en och annan öring fångas också ibland. Framtill 1989 praktiserades standardregleringar med 25 cm minimimått och ingen fångstbegränsning, men detta år höjdes minimimåttet till 35 cm och en bag limit på 3 fiskar per fiskande och dag infördes. Endast fiske med flugspö var tillåtet från och med detta år. År 1991 höjdes minimimåttet ytterligare, upp till 40 cm, samtidigt som fångsten också begränsades till en fisk per dag och fiskare. Minimimåttet ökades till 45 cm 1995 och från och med 2000 praktiseras "no kill" (all landning förbjuden). Kutym och självkontroll bland fiskarna medförde att mycket få fiskar under 50 cm landades från och med 1992.

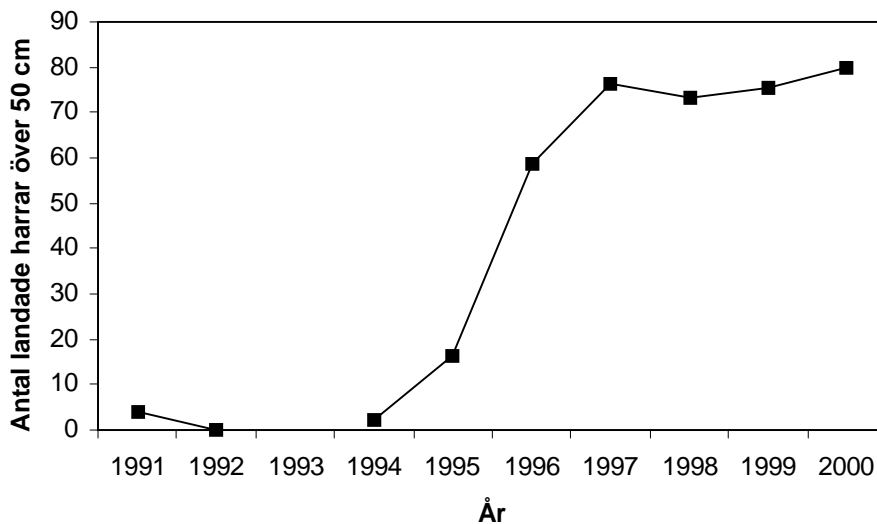
Den svaga beskattningen av harren i Idsjöströmmen har successivt förbättrat fisket i strömmen. År 1991 var fångsten av harr över 30 cm i genomsnitt lite drygt en per dag medan det 1999 fångades över sju per fiskare och dag (Näslund m. fl. 2001). Parallellt med den ökande fångsten har fiskbiomassan i strömmen ökat från 67 kg/ha 1996 till 182 kg/ha 1999

(Näslund m. fl. 2001). År 2000 bröts dock den uppåtgående trenden då antalet fångade fiskar och stående biomassa för första gången under försöksperioden minskade (Fig. 10). Det tycks som om harrbeståndet först efter 10 års striktare fiskeregler nått Idsjöströmmens produktionstak (bärförmåga). Det är dock möjligt att det nederbörds- och flödesrika året 2000 kan ha påverkat harrbeståndet i



Figur 10. Antal fångade fiskar/dag (staplarna) och skattning (dykning) av totalantalet harrar (linjen) över 30 cm i Idsjöströmmen, Gimån, Jämtland (från Näslund m. fl. 2001).

Idsjöströmmen negativt, en negativ inverkan som har konstaterats på Arktisk harr i Nordamerika (Clark 1992). Mycket talar dock för att produktionstaket (i biomassa räknat) är nått i Idsjöströmmen. Andelen riktigt stor fisk i fångsterna (>50 cm, >1 kg) ökade kontinuerligt fram till 1997 för att under de senaste fyra åren plana ut vid ett antal på ca 70-80 per år (Fig. 11).

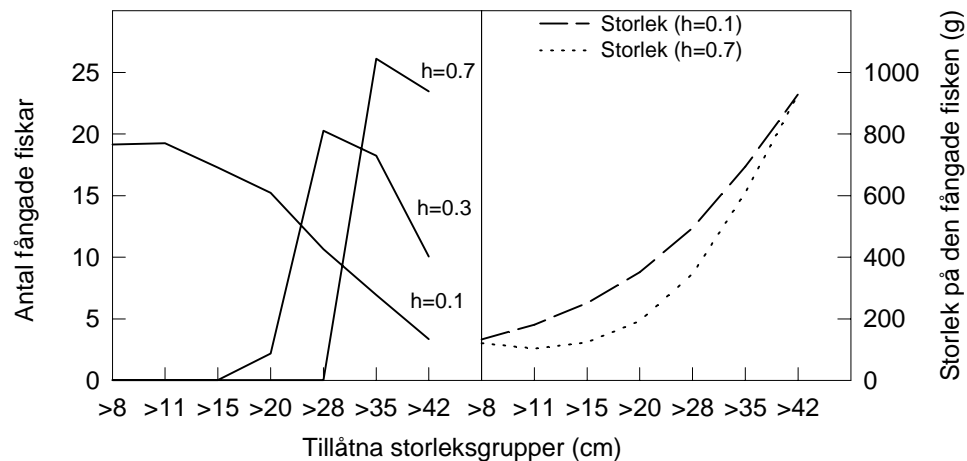


Figur 11. Antalet fångade harrar över 50 cm i Idsjöströmmen, Gimån, Jämtland 1991-2000 (efter Näslund m. fl. 2001).

Det tycks alltså dröja, ur ett mänskligt perspektiv, lång tid innan effekterna av strikta fiskerestriktioner har nått sin fulla verkan. Det är fullt klart att en effektiv fiskevård i många fall kräver tålmod. Att vänta mer än 10 år på fulla effekter kan vara nog så svårt för mängden fiskevårdare.

Minimimått

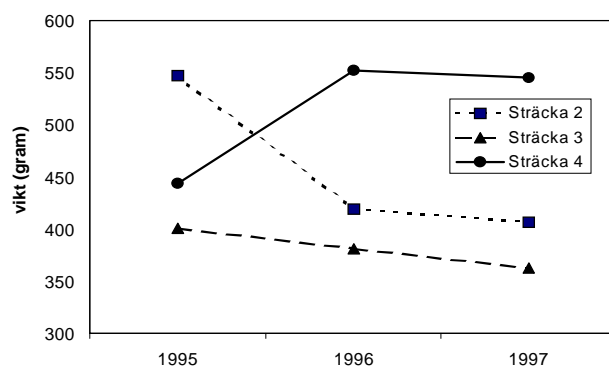
Användning av ett minimimått har visat sig vara en enkel och effektiv metod för att öka kvaliteten i strömfisket. Ett högt minimimått ger teoretiskt flertalet fiskar chansen att växa sig stora och få åtminstone en möjlighet att reproducera sig innan de växer in i fisket (Nordwall m. fl. 2000). Därmed minskas risken för att strömvattnets potential för täthet och tillväxt underutnyttjas. Modellstudier har visat att ett högt ansatt minimimått, inriktat mot att enbart göra de allra största fiskarna i beståndet fångstbara, verkar göra det möjligt att göra stora uttag i biomassa koncentrerat på ett fåtal fiskar (det vi menar med kvalitetsfiske; Fig. 12). Då kan man också tillåta sig att göra ett relativt stort uttag på fisk över 40 cm (Nordwall m. fl. 2000).



Figur 12. Med ett högt satt minimimått (i det här fallet över 42 cm) i ett strömfiskbestånd kan man teoretiskt sett fånga ett stort antal fiskar med en hög medelstorlek. Modellen anger att om fisken har nått en stor storlek och reproducerat sig flera gånger kan man göra ett högt uttag i dessa storleksklasser. h = andelen skördade fiskar i den storleksklassen/klasser (efter Nordwall m. fl. 2000).

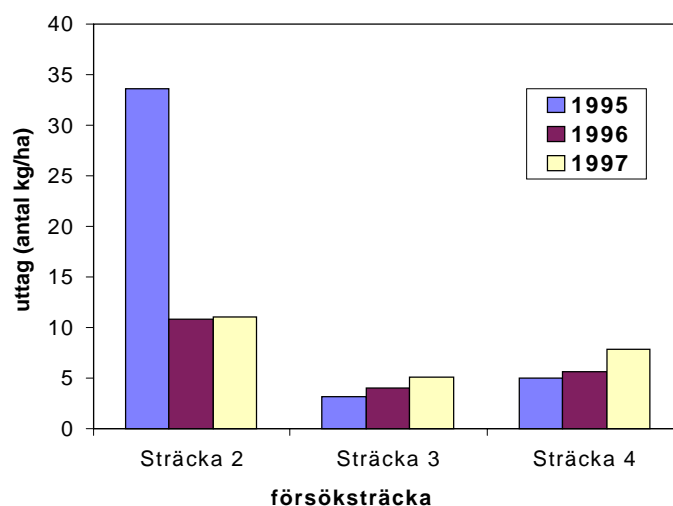
Det är också ganska praktiskt då vi tror att fiskare i allmänhet gärna vill behålla troféfiskar. Det är alltför vanligt att fisken fångas innan den hunnit reproducera sig och nå sin fulla storlek. I många vatten behöver harren bli 5-6 år gammal och nå en längd av 35 cm för att bli lekmogen (se ovan). Om merparten av fisken fiskas upp innan den nått denna storlek äventyras och minskar beståndets reproduktionspotential. Det är en risk som föreligger när minimimåttet sätts alltför lågt. Ett vanligt minimimått för harr i dagsläget är 25 cm (Lst Vb 2001) och 30 cm (Lst Nb 2001).

I Ammerån utvärderades effekter av ett höjt minimimått under en treårsperiod (Eriksson m. fl. 1999). På en särskild sträcka höjdes minimimåttet från 30 till 35 cm samtidigt som en fångstbegränsning om max tre fiskar/dygn infördes. Detta gav en tydlig ökning i medelvikten hos den fångade harren (Fig. 13).



Figur 13. Medelstorlek på landade harrar i Ammerån 1995-1997 i Nedre delen av Ammerån (efter Eriksson m. fl. 1999). Sträcka 2 = Trädalagd 1992-1994 öppnad 1995 med minimimått 30 cm, Sträcka 3 = Referenssträcka (minimimått 30 cm), Sträcka 4 = Minimimått 35 cm max 3 fiskar per fiskare och dygn.

Sammantaget medförde detta att antalet fångade fiskar per ansträngning (F/A) var 0,34 per timme i försökssträcken medan det var 0,21 per timme i referenssträcken. Det innebar också att uttaget i biomassa var större än i kontrollsträcken där standardregler (minimimått 30 cm) praktiserades (Fig. 14). Någon tydlig effekt på det lokala beståndet, i form av ökad täthet och förbättrad storlek/åldersstruktur, i sträcken kunde dock inte observeras i dykräkningarna under perioden, varför det verkar som att fisket bedrivs på "överskottet" eller "surplus production" som den engelska termen lyder.



Figur 14. Uttag (kg/ha) av harr och öring i Nedre Ammerån 1995-1997. Sträcka 2 = Trädalagd 1992-1994 öppnad 1995 med minimimått 30 cm, Sträcka 3 = Referenssträcka (minimimått 30 cm), Sträcka 4 = Minimimått 35 cm max 3 fiskar per fiskare och dygn (efter Eriksson m. fl. 1999)

Minimimått kombineras vanligen med en fångstbegränsning där ett tak om 1-5 fiskar per fiskare och dygn ofta begränsar fiskarens fångst. Sådana fångsttak tycks inte resultera i att totaluttaget över året minskar eller att beståndets struktur förbättras. Det som sker är att skickliga fiskare landar färre fiskar medan övriga får fler. Det kan vara en anledning till att fångstbegränsningar ofta kombineras med kvotering av antalet fiskekort eller ett minimimått. Ett annat skäl, som tidigare nämnts, är att fångstkvoter för territoriella fiskarter som harr och öring ofta fylls även om ett beståndet är överexploaterat (Walters 1986). Skickliga fiskare identifierar de ståndplatser där det alltid står fisk och fångar ofta den fisken (som successivt blir mindre och mindre i takt med att beståndet överexploateras). Strömfiskbestånd är alltså egentligen ett typexempel på en resurs som kan fortsätta exploateras efter att beståndet redan har nått kritiskt låga numerärer.

Intervallmått

Användande av intervallmått (skyddande av vissa storleksklasser) har förutspått göra det möjligt att på sikt kunna öka antalet troféfiskar utan att medföra en alltför dramatisk minskning i antalet landade fiskar. Det finns dock väldigt få praktiska erfarenheter av intervallmått utan de flesta rekommendationerna baseras på modellstudier (Power & Power 1996). Det är dock en mycket tänkbar reglering för harr i strömmande vatten med låg produktion. Ett förslag har varit att tillåta fångst i intervallet 30-40 cm och skydda fisken upp till 30 cm och mellan 40-50 cm (då fisken också växer relativt långsamt p.g.a. könsmognadsmönster) varefter troféfisk över 50 cm kan landas (Näslund 1999). Då skulle man teoretiskt både kunna tillgodose fångsten av matfisk samtidigt som man ökar antalet åtråvärda fiskar över 50 cm. I detta ligger dock att fisketrycket i det fångstbara intervallet naturligtvis inte är alltför hårt, varför en fångstbegränsning också bör verka i detta intervall. Intervallmått kräver en hög acceptans bland de fiskande då flera olika storleksintervall och uttagsfönster kan vara svåra att memorera. Försök med implementering av intervallmått pågår i dagsläget i Kaitumälven, Norrbotten (2001).

Maximimått

Maximimått (föreskriver en maximal storlek på behållen fisk) framförs ofta i debatten som en alternativ fiskereglering i strömvatten. Detta innebär att småfisken (yngre fisk) skall beskattas mest. Tanken är att äldre och större fisk skall kunna reproducera sig samtidigt som en gallringseffekt bland den yngre fisken, resulterande i högre tillväxt och överlevnad, skall uppstå. Vi avråder dock, på biologiska grunder, från att praktisera denna fiskereglering i strömfiskbestånd. Det är i flera oberoende undersökningar visat att populationsregleringen för territoriell fisk sker under det allra tidigaste skedet i fiskens liv, direkt efter uppkrypningen ur bottenstratum när ett territorium skall etableras och försvaras (LeCren 1973; Mortensen 1977; Elliott 1984; Titus 1990). Under denna period är utslagningen stor och starkt beroende av antalet lagda romkorn (tätheten). Efter denna korta, men intensiva och viktiga period för ynglen, är dödligheten genom hela livet (ungefärligen från 1 år och uppåt) helt proportionell och inte alls beroende av individtätheten. Efter den första sommaren i harrens livscykel förekommer alltså mycket svagare kompenserande faktorer vid en fiskedödlighet. Ett avlägsnande

av en individ genom fiske resulterar alltså inte i en högre överlevnad hos kvarvarande fisk utan reviret blir antingen obesatt eller oftast upptaget av en yngre och mindre fisk. Detta är en orsak till den juvenalisering man kan observera i många hårt exploaterade fiskbestånd. Vidare verkar inte fisktätheten ha någon stor betydelse för individtillväxten i beståndet (Mortensen 1977; Elliott 1994) De effekter av täthet på tillväxt man har funnit i många undersökningar har antingen varit obefintliga eller ganska små. Man kan alltså inte heller förvänta sig några tillväxtökningar bland yngre fisk vid tillämpning av ett maximimått. Eftersom många strömfiskbestånd omsätts relativt snabbt (6-7 års livslängd), är det inte heller säkert att en, stor och fin, återutsatt fisk reproducerar sig nästa år. Den naturliga dödligheten kan vara stor i dessa åldersklasser.

Det är mot denna bakgrund vi avråder från maximimåttbestämmelser i strömvatten. Däremot är det antagligen en effektiv fiskereglering för pelagiska och småvuxna sjöfiskbestånd såsom abborre och röding. I sådana bestånd är konkurrensen inom en årsklass stark livet igenom och kan t.o.m. övergå till kannibalism. Dessutom är konkurrensen mellan årsklasser starkare och en stark årsklass av yngre fisk kan konkurrera ut en äldre årsklass av större fiskar. De täthets- och tillväxtreglerande faktorerna är flera och tidsmässigt mer utdragna i sådana bestånd, vilket öppnar för kompensatoriska effekter till följd av fisket. Gallringseffekterna är helt enkelt starkare hos icke-territoriell fisk (Langeland & L'Abée-Lund 1996).

Fiskekontroll

En mycket viktig del i fiskevårdande åtgärder är att de åtföljs av en väl fungerande fisketillsyn. Helt avgörande för en framgångsrik förvaltning av ett harrbestånd är om de stipulerade fiskereglerna efterföljs. Det är speciellt vanligt att föreskrivna minimimått inte efterlevs fullt ut. I Nätselströmmen i Ljungan var hela 70% av den landade öringen och 30% av harren under det föreskrivna minimimåttet (Näslund m. fl. 2000). I Ammerån utgjordes harr under det ansatta minimimåttet på 35 cm 25-30% av fångsterna (Eriksson m. fl. 1999). Tyvärr verkar det också vara vanligt att fiskare helt saknar fiskekort. I ett norskt strömvatten (Glomma) saknade hela 34% av fiskarna något form av fiskekort (Linlökken 1995).

Det verkar generellt vara så att lekfiskeförbud, trädaläggning och fångstbegränsningar ofta efterlevs, medan minimimått tycks vara svårare

att hålla (Näslund m. fl. 2000). Man tar det säkra före det osäkra och tar hellre hem en fisk som är för liten än låter någon annan ta upp en större fisk i framtiden. Det individuellt rationella beteendet blir kollektivt vansinne. Helt klart behöver kontrollen skärpas på många håll. Om kontrollen kan integreras med en utbyggd service till de fiskande behöver detta kanske inte uppfattas så negativt av utövarna. Fisketips, skötsel av anläggningar och fiskevatten, social samvaro och uppföljning av fisket kan gå hand i hand i en sådan viktig uppgift. Det är också mycket viktigt att motivera varför fiskeregleringar införs och förklara teorierna och idéerna bakom dessa för de fiskande, gärna i form av informativa skyltar vid fiskevattnen.

AVSLUTNING OCH PROBLEMSTÄLLNINGAR

Det finns starka önskemål om att uppnå ett så diversifierat utbud av strömvattensfiske som möjligt. För att ha en komplett "fiskeprodukt" skall alla "kundsegment" kunna hitta ett fiske som de är nöjda med. Som fiskebiolog är man ofta fixerad vid att hitta en optimal skötselstrategi för att producera stora troféfiskar. Det är i detta som konsten ligger. Men det kan i vissa fall även finnas behov av att producera täta bestånd av liten fisk för familjenöjet. Det är därför ibland kanske motiverat att ha ett lågt satt minimimått i produktiva småvatten, för att få fram ett vatten som håller mycket fisk. Det kan i många fall vara ett val man måste göra mellan att ha fiskeregler som gynnar produktion av ett litet antal attraktiva troféfiskar eller regler som gynnar en hög produktion av småfisk. Det är i detta fall viktigt att ha så pass stora skötselenheter (FVO) att man kan tillåta sig att ha olika fiskeregler i olika delar av fiskevårdsområdet. Med rätt dimensioner på skötselenheterna kan man också tillåta sig att ha olika typer av regleringar eller fiske i området, för att alla kategorier av fiskare skall hitta något som passar. Det är också viktigt för att inga fiskare skall behöva exkluderas från fisket.

Det är av stor vikt att utveckla moderna, kvantitativa skötselverktyg för harren som strömfisk. Detta är endast möjligt genom att analysera tidseriedata över åldersspecifik mortalitet och rekrytering från en längre period och bygga en modell över en specifik harrpopulation. Därefter kan man modellera skördeutfall och beståndstruktur för modellpopulationen vid olika scenarier och miljöbakgrund. Efter detta testas olika modellutfall mot observerade data

framåt i tiden eller i andra vattendrag. Det skulle också vara mycket givande att kvantifiera fiskemortalitet och naturlig mortalitet för olika åldersklasser i ett svenskt vattendrag med "normalt" fisketryck.

I nordliga vattendrag spelar säsongsmässiga och stokastiska effekter en viktig roll i dynamiken hos fiskbestånd. Detta kan göra dessa extra känsliga för överexploatering. Dessutom kan låg tillväxthastighet (resulterar i sen könsmognad) och en ojämn fördelning av fisk i vattendraget ytterligare förstärka detta. Fältdata från olika vattendrag skulle också kunna användas för att kvantifiera relationerna mellan fångstkvoter och åldersspecifik mortalitet samt relatera detta till fångstuttag och beståndsnumerär.

Vid upprättande av skötselregler är fiskindividernas förflyttningar av avgörande betydelse. Trädaläggning av en delsträcka i vattendraget är ett sätt att reglera fisketryck och skapa en återhämtningsperiod. Effekten av en sådan åtgärd beror helt på hur stationärt fiskbeståndet är. Omfattande rörelser och förflyttningar till kringliggande delsträckor kan reducera effekten av åtgärden. Omvänt kan ett skyddat område fungera som ett område som producerar fångstbar fisk till övriga delar av ett vattendraget. En viktig fråga är då att rätt dimensionera storleken på en trädalagd sträcka beroende på hur stort "läckage" av fisk man vill ha till andra strömsträckor. Detta kan också med fördel modelleras utifrån kända spridningsdata och testas i olika fältexperiment.

REFERENSER

- Andersen, C. 1968. Vandring hos harr, *Thymallus thymallus* (L.) i Trysilvassdraget belyst med märkningsförsök. – hovedfagsuppg i speciell zoologi. Oslo Universitet.
- Andersson, R.M. & Nehring, R.B. 1984. Effects of a catch-and-release regulation on a wild trout population in Colorado and its acceptance by anglers. N. Am. J. Fish. Manage. 4: 257-265.
- Anon. 1997. Fisket i Juktån 1938-1994. Västerbottens sportfiskeklubb. 75 pp.
- Armstrong, R.H. 1986. A review of arctic grayling studies in Alaska, 1952-1982. Biol. Pap. Univ. Alaska.
- Berg, S.E. 1960. Inverkan på fiske genom planerad kraftverksbyggnad i Ammerån på sträckan Borgforsen-Flyforsen. Fiskeriintendenten i nedre norra distriktet. Yttrande till Hammarforsens Kraftaktiebolag. 6 pp.
- Berglund, I. & B.G. Persson 1986. The importance of reproductive strategy for survival among stocks of grayling in acidified and limed waters. Rapport. Ekologisk zoologi. Umeå universitet.
- Bardonnat, A. & P. Gaudin 1990. Diel patterns of emergence in grayling (*Thymallus thymallus* L.). Can. J. Zool. 68: 465-469.
- Barnhart, R.A. 1989. Symposium review: Catch-and-release fishing, a decade of experience. N. Am. J. Fish. Manage. 9: 74-80.
- Beard, T.D. & Carline, R.F. 1991. Influence of spawning and other stream habitat features on spatial variability of wild brown trout. Trans. Am. Fish. Soc. 120: 711-22.
- Begon, M., Harper, J.L., and Townsend, C.R. 1990. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications (2nd ed.). Oxford.
- Bohlin, T. 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. Oikos 29: 112-117.
- Borgström, R. & L.P. Hansen 1987. Fisk i ferskvann: økologi och resursförvaltning. Dahl, Landbruksförlaget Oslo.
- Brana, F., Nicieza, A.G., & Toledo, M.M. 1992. Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of northern Spain. Hydrobiol. 237: 61-66.
- Breivik, H. 1976. Harräventyr i Tandsjön. Stencil. 12 pp.
- Bruks, A., Carlstein, M. & Degerman S. 2000. Fiskevårdsplan för Älvdalens fiskevårdsområde. F.A.S.T.- Fiskeresursgruppen, Älvdalens Utbildningscentrum.

- Byorth, P.A. & Magee, J.P. 1998. Competitive interactions between Arctic grayling and Brook trout in the Big Hole River Drainage, Montana. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127: 921-931.
- Carline, R.F., Beard Jr., T. & Hollender B.A. 1991. Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. *N. Am. J. Fish. Manage.* 11: 253-266.
- Carlstein, M. 1991. Biology and rearing of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Introductory Research Essay no. 3. 25 pp.
- Carpenter, S.R., Munoz-Del-Rio, A., Newman, S., Rasmussen, P.W. & Johnson, B.M. 1994. Interactions of anglers and walleyes in Escanaba Lake, Wisconsin. *Ecol. Appl.* 4: 822-832.
- Clark Jr., R.D., Alexander, G.R., and Gowing, H. 1980. Mathematical description of trout-stream fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109: 587-602.
- Clark, R.A. 1992. Influence of stream flow and stock size on recruitment of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*). in the Chena River, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1027-1034.
- Crozier, W.W. & Kennedy, G.J.A. 2001. Relationship between freshwater anglin catch of Atlantic salmon and stock size in the River Bush, Northern Ireland. *J. Fish. Biol.* 58: 240-247.
- DeCiccio, A.L., Merritt, M.F. & Bingham A.E. 1997. Characteristics of a lightly exploited population of Arctic grayling in the Sinuk River, Seward Peninsula, Alaska. *Am. Fish. Soc. Symp.* 19: 229-239.
- Degerman, E., & Sers, B. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. *Nord. J. Freshw. Res.* 67: 61-71.
- Degerman, E., & Sers, B. 1993. A study of interactions between fish species in streams using survey data and the PCA-hyperspace technique. *Nord. J. Freshw. Res.* 68: 5-13.
- Degerman, E., Näslund, I. & Sers, B. 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecol. Freshw. Fish* 9: 191-201.
- Eklöv A. G. 1996. Effects of habitat size and species richness on anadromous brown trout, *Salmo trutta* L., populations. *Fish. Manage. Ecol.* 3: 97-101.
- Elliott J.M. 1984. Numerical changes and population regulation in young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-83. *J. Anim. Ecol.* 53: 327-50.
- Elliott, J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford.
- Eriksson, T., Nordwall, F. & Näslund, I. 1999. Beskattning av fiskbestånd i strömvatten - fiskar vi för mycket? s 233-258. I: Näslund, I. (red.) Fiske, skogsbruk och vattendrag - nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Fiskeriverket, Kälarne.

- Espegren, G.D., Miller, D.D., and Nehring, R.B. 1990. Modeling the effects of various angling regulations on trout populations in streams. Colorado Division of Wildlife Special Report 67: 1-24.
- Fabricius, E. 1963. Betingelser för fiskbeståndens existens. I: Fiske som hobby (red. B. Almgren & J. Bielke). Forum AB, Stockholm. 248 pp.
- Fabricius, E. & Gustafson, K.J. 1955. Observations on the behavior of the grayling, *Thymallus thymallus* L. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 36: 75-103.
- Fiskeriverket. 2000. Fiske 2000. En undersökning om svenskarnas sport- och husbehovsfiske. Finfo 2000:1.
- Fogarty, M.J., Sissenwine, M.P. & Cohen, E.B. 1991. Recruitment variability and the dynamics of exploited marine populations. TREE 6: 241-246.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University Press, UK.
- Gowan C., Young M.K., Fausch K.D. & Riley S.C. 1994. Restricted movements in resident stream salmonids: a paradigm lost? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2626-2637.
- Greenberg, L.A. 1994. Effects of predation, trout density and discharge on habitat use by brown trout, *Salmo trutta*, in artificial streams. Freshw. Biol. 32: 1-11.
- Greenberg, L., Svendsen, P., & Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmán, Sweden. Regul. Rivers Res. Manage. 12: 287-303.
- Gustafson, K-J. 1949. Movements and growth of grayling. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 29: 35-44.
- Gönczi, A. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of the European grayling (*Thymallus thymallus* L.). Regul. Rivers Res. Manage. 3: 221-224.
- Gärdenfors, U. (Ed.) 2000. Rödlistade arter i Sverige 2000. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Haraldstad, Ø., Jonsson, B., Sandlund, O.T. & Schei, T.A. 1987. Lake effect on streamliving brown trout (*Salmo trutta*). Arch. Hydrobiol. 109: 39-48.
- Haugen, T.O. 2000. Life-history evolution in grayling. Evidence for adaptive phenotypic divergence during 8-28 generations. Doctoral thesis no. 54. Department of Biology, University of Oslo. 146 pp.
- Heggenes, J. 1988. Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. Nord. J. Freshw. Res 64: 74-90.

- Heggenes, J., Krog, O.M.W., Lindås, O.R., Dokk, J.G. & Bremnes, T. 1993. Homeostatic behavioural responses in a changing environment: brown trout (*Salmo trutta*) become nocturnal during winter. *J. Anim. Ecol.* 62: 295-308.
- Heino, M. 1998. Management of evolving fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1971-1982.
- Hemming, C.R. 1997. Experimental introduction of arctic grayling to a rehabilitated gravel extraction site, North slope, Alaska. *Am. Fish. Soc. Symp.* 19: 208-213.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman and Hall, New York.
- Hughes, N.F. 1999. Population processes responsible for larger-fish-upstream distribution of Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in interior Alaskan runoff rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2292-2299.
- Hughes, N.F. & Reynolds, J.B. 1994. Why do Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) get bigger as you go upstream? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2154-2163.
- d'Hulstere, D. & Philippart, J.C. 1982. Observations sur le component d'eclosions et de post-eclosions chez l'ombre commun *Thymallus thymallus* L. *Can. Ethol. Appl.* 2: 63-80.
- Hultkrantz, L., Sahlberg, B. & C. Wendt. 1993. Fisketurism i Sverige. Umeå Economic Studies 305. 19 pp. Umeå Universitet.
- Hutchings, J.A. 1999. Influence of growth and survival costs of reproduction on Atlantic cod, *Gadus morhua*, population growth rate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1612-1623.
- Hutton, J.A. 1923. Something about grayling scales. *Salm. Trout Mag.* January, 3-8.
- Jacobsson, G. & Näslund, I. 1999. Beskattning av fiskbestånd i strömvatten - fiskar vi för mycket? s 87-128. I: Näslund, I. (red.) Fiske, skogsbruk och vattendrag - nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Fiskeriverket, Kålarne.
- Jensen, A.L. 1981. Optimum size limits for trout fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 657-661.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and migrant brown trout, *Salmo trutta* L., in Norway. *Trans. Am. Fish. Soc.* 114: 182-194.
- Järvi, T. 1997. Fiskevård i rinnande vatten. Fiskeriverket, Egget förlag. 201 pp.

- Kivijärvi, M. och I. Näslund. 1997. Effekter av trädaläggning på fiskbeståndet i Pärlälven. Information från Sötvattenslaboratoriet 1:75-90.
- Kokko, H. 2001. Optimal and suboptimal use of compensatory responses to harvesting: timing of hunting as an example. *Wildl. Biol.* 7: 141-150.
- Kwak, T.J., & Waters, T.F. 1997. Trout production dynamics and water quality in Minnesota streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126: 35-48.
- Langeland, A. and J.H. L'Abée-Lund. 1996. Habitat use, size and age structure in sympatric brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) stocks: resistance of populations following harvest. *Ecology of Freshwater Fish* 5:49-58.
- LeCren E.D. 1973. The population dynamics of young trout (*Salmo trutta*) in relation to density and territorial behaviour. *Rapp. Cons. Explor. Mer* 164: 241-46.
- Lelek, A. 1984. Threatened fishes of Europe. In: *The Freshwater Fishes of Europe 9* (European Committee for the Conservation of Nature, Natural Resources-Council of Europe). AULA-Verlag, Wiesbaden, Germany.
- Linlökken, A. 1995. Angling pressure, yield and catch per effort of grayling, *Thymallus thymallus* (L.), and brown trout, *Salmo trutta* L., on the rivers Glomma and Rena, southeastern Norway. *Fish. Manage. Ecol.* 2: 249-262.
- Lohr, S.C., Byorth, P.A., Kaya, C.M. & Dwyer, W.P. 1996. High-temperature tolerances of fluvial Arctic grayling and comparison with summer river temperatures of the Big Hole River, Montana. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125: 933-939.
- Mallet, J.P., Charles, S., Persat, H. & Auger, P. 1999. Growth modelling in accordance with daily water temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 994-1000.
- Mills, C.P.R., Mahon, G.A.T. & Piggins, D.J. 1986. Influence of stock levels, fishing effort and environmental factors on angler's catches of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea-trout (*Salmo trutta* L.). *Aquacult. Fish. Manage.* 17: 289-297.
- Mills, M.J. 1981. Alaska statewide sport fish harvest studies. Alaska Dept Fish Game, Ann. Perf. Rep., 1980-1981, Project F-9-13, 22 (SW-I-A).
- Mortensen E. 1977. Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *Oikos* 28: 9-15.
- Müller, K. 1961. Die Biologie der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) im Lule älv (Scwedisch-Lappland). *Zeitschr. Fischerei* 10: 173-201.

- Müller, K. & L. Karlsson. 1983. The biology of the grayling, *Thymallus thymallus* L., in coastal areas of the Bothnian Sea. *Aquilo Ser. Zool.* 22: 65-68.
- Newman, R. M., & Martin, F.B. 1983. Estimation of fish production rates and associated variances. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40:1729-1736.
- Nordwall, F. 2000. Stream Fish Population Response to Harvesting. Doctoral disseration, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Nordwall, F., and Lundberg, P. 2000. Simulated harvesting of stream salmonids with a seasonal life history. *N. Am. J. Fish. Manage.* 20: 481-492.
- Nordwall, F., Lundberg, P., and Eriksson, T. 2000. Comparing size limit strategies for exploitation of a self-thinned stream fish population. *Fish. Manage. Ecol.* 7:413-424.
- Northcote T.G. 1992. Migration and residency in stream salmonids - some ecological considerations and evolutionary consequences. *Nord. J. Freshw. Res.* 67: 5-17.
- Northcote, T.G. 1995. Comparative biology and management of arctic and european grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Rev. Fish Biol. Fish.* 5: 141-194.
- Nuhfer, A.J. & Alexander, G.R. 1994. Growth, survival, and vulnerability to angling of three wild brook trout strains exposed to different levels of angler exploitation. *N. Am. J. Fish. Manage.* 14: 423-434.
- Nykänen, M., Huusko, A. & Mäki-Petäys, A. 2001. Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *J. Fish. Biol.* 58: 506-519.
- Näslund, I. 1987. Effekter av biotopvårdsåtgärder på öringpopulationen i Läktabäcken. Information från Sötvattenslaboratoriet 3. 28 pp.
- Näslund, I., Degerman E., and F. Nordwall. 1998. Brown trout habitat use and life history in Swedish streams: possible effects of biotic interactions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:1034-1042.
- Näslund, I. 1999. Ammerådalens rinnande vatten på 2000-talet – hur sköter vi dem då? s 291-308. I: Näslund, I. (red.) Fiske, skogsbruk och vattendrag - nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Fiskeriverket, Kälarne.
- Näslund, I., Bergwall, L. & Jacobsson, G. 2000. Nyttjande av fiskbestånd – optimering ur biologisk och ekonomisk synvinkel. Lägesrapport April 2000. Lst Jämtland. 34 pp.

- Näslund, I., Nordwall, F. & Eriksson, T. 2001. Responses of a stream-dwelling grayling (*Thymallus Thymallus* L.) population to a catch-and-release fishery. Manuskript.
- Ojanlatva, D. 2001. Könsmognadsmönster hos strömlevande harr (*Thymallus thymallus*). Examensarbete. Vattenbruksinstitutionen, SLU Umeå. 19 pp.
- Parkinson, D., Philippart, J.C., & Baras, E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *J. Fish. Biol.* 55: 172-182.
- Peterson, H.H. 1968. The Grayling, *Thymallus thymallus* (L.) of the Sundsvall Bay Area. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 48: 36-56.
- Power, M., & Power, G. 1996. Comparing minimum-size and slot limits for brook trout management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16: 49-62.
- Radomski, P.J., Grant, G.C., Jacobson P.C., & Cook, M.F. 2001. Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries* 26 : 7-18.
- Ricker, W.E. 1946. Production and utilization of fish populations. *Ecol. Monogr.* 16: 373-391.
- Riley S. C. & Fausch K. D. 1995. Trout population response to habitat enhancement in six northern Colorado streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 34-53.
- Sedinger, J.S., and Rexstad, E.A. 1994. Do restrictive harvest regulations result in higher survival rates in mallards: a comment. *J. Wildl. Manage.* 58: 571-577.
- Sers, B. & E. Degerman. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. Information från Sötvattens laboratoriet 3: 1-41.
- Shetter, D.S., & Allison, L.N. 1955. Comparison of mortality between fly-hooked and worm-hooked trout in Michigan streams. Michigan Department of Conservation, Institute for Fisheries Research, Miscellaneous Publication 9, Ann Arbor, Michigan, USA.
- Sundbaum, K. & Näslund, I. 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Can. J. Zool.* 76: 56-61.
- Taylor, M.J. & White, K.R. 1992. A meta-analysis of hooking mortality of nonanadromous trout. *N. Am. J. Fish. Manage.* 12: 760-767.
- Titus R.G. 1990. Territorial behaviour and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*): new perspectives. *Ann. Zool. Fenn.* 27: 119-30.
- Thorfve, S. 1995. Resultat av undersökningar i Österdalälven ovan Spjutmo inom kontrollarbetet för samlingsmålet i Trängslet

- årsregleringar m.m. PM 1996-02-26. Fiskeriverket, Utredningskontoret Härnösand.
- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Company, New York.
- Waters, T.F. 1992. Annual production, production/biomass ratio, and the ecotrophic coefficient for management of trout in streams. N. Am. J. Fish. Manage. 12: 34-39.
- West, R.L., Smith, M.W., Barber, W.E, Reynolds, J.B. & Hop, H. 1992. Autumn migration and overwintering of Arctic grayling in coastal streams of the Arctic National wildlife refuge, Alaska. Trans. Am. Fish. Soc. 121: 709-15.
- Wright, S. 1992. Guidelines for selecting regulations to manage open-access fisheries for natural populations of anadromous and resident trout in stream habitats. N. Am. J. Fish. Manage. 12: 517-527.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall, UK.
- Öhman, R. 1956. PM över fisket i Ammeräsystemet. Sötvattenslaboratoriet. 17 pp.