

Anlagda dammar och våtmarker - hot mot utvandrande smolt?

En litteraturstudie av Gerhard Sandell

Ävrö 1995-04-02

TerraLimno Gruppen AB, Box 90,435 22 Mölnlycke, Tel 031-380134, Fax 031-884172

TerraLimno Gruppen AB, Östra Tunhem, Backatorp, 52194 Falköping, TellFax 0515-20464, Mobiltel 010-2497469

TerraLimno Gruppen AB, Ävrö 16, 572 95 Figeholm, Tel 0491-34128, Fax 0491-34310, Mobiftel 010-6678675

Inledning

I flera skånska vattensystem pågår idag planering och genomförande av damm- och våtmarksprojekt för att minska belastningen av eutrofierande ämnen till kustvattnen samt för att berika jordbrukslandskapet med nya naturmiljöer. Farhågor har emellertid framförts att dessa nytillkomna vattenmiljöer kan utgöra fina gäddbiotoper och att gädda är en betydande predator på utvandrande havsöringsmolt. Vidare befaras att smolten skulle få svårt att hitta ut genom dammar och våtmarker på sin väg mot havet.

Det är mot denna bakgrund föreliggande litteraturstudie utförts på uppdrag av Höje å vattendragsförbund och Saxån-Braåns vattenvårdskommitté. Arbetet utgör en teoretisk faktasammanställning i syfte att främst belysa förhållandena i mindre dammar och våtmarker med en yta av 0,5-3 ha.

Rapporten inleds med ett metodikavsnitt som visar hur fakta inhämtats. Därefter följer en kort redogörelse för öringens och gäddans biologi samt en mera specifik genomgång av några aktuella frågeställningar inom ämnesområdet. Med sammanställningen som bas görs ett försök till sammanvägning av framkomna fakta i en slags slutbedömning. Sist i rapporten framförs några mera personliga reflektioner och synpunkter.

Det skall påpekas att den förhållandevis korta tiden för arbetets genomförande har medfört att åtminstone någon eller några väsentliga referenser saknas i sammanställningen.

Metodik

Arbetet har genomförts enligt två huvudlinjer: litteratursökning och intervjuer med i ämnet initierade fiskeribiologer.

Vid litteraturgenomgången har svensk och nordisk litteratur prioriterats. Förutom utnyttjande av mera allmän fiskbiologisk litteratur har en systematisk litteratursökning skett enligt följande:

Datasökning i Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA). I sökningen, som begränsades till åren 1988-94, användes följande sökord i olika kombinationer: pike, small shallow eutrophic ponds, artificial wetlands, streams, population density, food consumption rate, prey, brown trout, smolt, downstream migration och salmonids.

Manuell sökning i Fiskeriverkets Sötvattenlaboratoriums publikationsserie CGröna serienl från 1964 till dags dato.

Manuell sökning i litteraturlistor med titlar som anknyter till ämnesområdet i TerraLimno Gruppens och Fiskeriverkets Kustlaboratoriums arkiv.

Manuell sökning i vetenskaplig litteratur enligt principen referens - i referens d v s referenslistor i publikationer med anknytning till ämnesområdet har granskats. I

Manuell (översiktlig) sökning i tidskrifterna Sportfiske, Fiskevård, Flugfiske i Norden m fl.

* Tips från initierade personer på lämplig litteratur.

De personer som lämnat uppgifter presenteras i alfabetisk ordning sist i referenslistan.

Öringen (*Salmo trutta* LJ brukar indelas i tre huvudtyper eller former -strömlevande öring, sjölevande öring och havsvandrande öring (havsöring) (Nyman 1987). Då variationen inom arten är stor förekommer flera övergångsformer mellan dessa tre huvudtyper - alla tillhör de dock samma art. Havsöringen leker på grus- och stenbottnar i strömmande sötvatten på hösten-senhösten (Curry-Lindahl 1985; Näslund 1992). Havsöringen söker sig vid lek gärna högt upp i vattendragen och även upp i små biflöden eller bäckar (Alm 1954; Curry-Lindahl 1985; Rytkönen & Hepojoki 1990). I större vattendrag kan vandrigen mot lekplatserna inledas redan

på sommaren medan lekvandringen i mindre bäckar och åar i ofta sker strax före leken. Efter leken kan de vuxna fiskarna antingen återvända till havet samma höst eller övervintra i vattendraget till nästa vår (Curry-Lindahl 1985). Vid sidan av lekvandringar kan havsöring även företa vandringar upp i rinnande vatten på våren; icke könsmogna individer kan också tillbringa vintern i större åar och älvar (Curry-Lindahl 1985). I norska älvar anses till och med huvuddelen av öringbeståndet, dvs i princip samtliga åldersstadier, befinna sig i hemälven mot slutet av vintern (Johnels 1991, 1993).

Efter leken ligger rommen mer eller mindre exponerad över vintern i väntan på vårens kläckning. Detta är en känslig tid i öringens livscykel. Rommen måste få tillräckligt med syre samt skyddas mot torrläggning och romätare (Gönczi et al. 1986). Öringungarna tillbringar ungefär 1-6 år i sötvatten (Alm 1954; Muus & Dahlström 1972; Curry-Lindahl 1985; Johnels 1991). Under denna tid (älvstadiet) lever de solitärt och hävdar egna revir (Curry-Lindahl 1985; Gönczi et al. 1986; Näslund 1992). Ju större och äldre de blir, desto större vattenhastighet, vattendjup och stenstorlek föredrar de inom reviret (Gönczi et al. 1986). Under de första månaderna efter kläckning är inomartskonkurrensen mycket intensiv och då inträffar också den högsta dödligheten (Näslund 1992). God tillgång på föda och ståndplatser ger i allmänhet högre beståndstätheter (Näslund 1992). Det är således det fysiska habitatet som till stor del begränsar populationsstorleken, men även konkurrens, predation och klimat (t ex torka) (Näslund 1992). När det sk smoltstadiet inträder försvinner revirinstinkten och öringungarna vandrar som smolt, ofta i ansenliga stim, mot havet. Enligt Curry-Lindahl (1985) är den genomsnittliga smoltåldern 2 år. Vid smoltfieringen sker en mängd fysiologiska och morfologiska förändringar hos fisken. De antar t ex en silvreglänssande färg och väl i havet övergår de, från att ha livnärt sig på diverse ryggradslösa djur, till fiskdiet (Curry-Lindahl 1985). Öringen kan stanna ända upp till 6 år i havet innan den gör sin första återvandring för att leka. I genomsnitt sker den första lekvandringen efter 4 år (Curry-Lindahl 1985), men vissa återvänder redan samma år som de vandrade ut (Mann 1982; Svärdson & Nilsson 1985). Havsöringen kan uppsöka sitt hemvatten flera år i rad för att leka; många leker dock inte mer än vartannat år (Curry-Lindahl 1985). Med hänsyn till syftet med föreliggande rapport kan det vara lämpligt att lite närmare granska omständigheterna kring smoltutvandringen, t ex smoltstorlek, tidpunkt på året och smoltens vandringsbeteende. Av tabell 1 framgår att smoltens storlek varierar beroende på bl a landsända och ålder; i de anförda exemplen är skillnaden närmare 20 cm mellan de minsta och de största smolten. Ett grovt medelintervall torde ligga ungefär mellan 13 och 22 cm.

Tabell 1. Några litteraturuppgifter om smoltlängd hos öring.

Smoltlängd (cm)	Anmärkning	Referens
14-18	Svartheån, Skåne	Hammarlund (1978) Curry-Lindahl (1985)
14-25		
10-22	Sannolikt i norska vattendrag	Jonsson (1989)
15-25		Alm (1954), Muus & Dahlström (1972) Jonsson (1985)
14-29	Vagnsvatnet, Norge	
	smolt 2-7 år	
12-15	Gotland, smolt 1-2 år	Hessle (1935)
15-18	Verkeån, Skåne	Svärdson & Nilsson (1985)
	de flesta smolt 2 år	
27,1	medellängd, gullspångsöring	Runnström (1940)

Tidpunkten för smoltens utvandring samt mängden vandrande smolt kan liksom smoltlängden variera avsevärt. I norska älvar börjar smoltutvandringen en tid efter islossningen varpå den i varierande omfattning fortgår fram till senhösten (Johnels 1991). I Emån sker vanligtvis utvandringen i mitten av maj (Nilsson 1994) medan undersökningar i den skånska Verkeån i början 1960-talet visade att utvandringen inleddes så smått redan i april; merparten gav sig dock av i maj (Svärdson & Nilsson 1985). I Verkeån varierade mängden från år till år men i medeltal utvandrade 8 000 - 8 500 smolt årligen (Svärdson & Anheden 1963; Svärdson & Nilsson 1985).

I Gotlands mest produktiva öringvattendrag, Ire å, utvandrande åtminstone på 1970-talet 4 000 - 5 000 årligen (Nyman & Westin 1978). Det är väl känt, både från Verkeån och andra vattendrag, att en betydande del av årets totala utvandring kan ske inom loppet av en eller några dagar (Svärdson & Nilsson 1985; Bohlin pers komm). Ofta initieras eller påskyndas utvandringen av stegrad vattentemperatur och ökad vattenföring (Solomon 1978; Arawomo 1981; Gönczi 1982a; Svärdson & Nilsson 1985; Bohlin pers komm). Inte sällan kan man registrera en utvandringstopp vid riktiga ruskväder med kraftig nederbörd och häftiga flödesökningar (Solomon 1978; Hammarlund 1979; Arawomo 1981; Svärdson & Nilsson 1985; Bohlin pers komm). Det finns undersökningar som tyder på att en viss kritisk vattentemperatur måste överstigas för att vandringen skall komma igång (Salomon 1978). Denna tröskeltemperatur kan skilja sig mellan olika vattendrag men även mellan olika år i samma vattendrag (Salomon 1978). Det verkar alltså som om det är den relativa skillnaden (ökningen) som är utslagsgivande vare sig det handlar om ökad vattentemperatur eller ökat flöde.

De flesta smoltvandringar tycks ske i skydd av mörkret nattetid (Solomon 1978; Bohlin pers komm), men även dagvandringar förekommer. Solomon (1978) påvisade att majoriteten av lax- och öringsmolten i ett engelskt vattendrag förflyttade sig nedströms i fullt dagsljus. Solomon tyckte sig till och med se en positiv korrelation mellan solinstrålning och antalet vandrande smolt. Även Bakshtansky et al. (1976, 1977, 1993) har rapporterat om liknande samband hos dagvandrande laxsmolt. De silverfärgade lax- och öringsmolten tycktes kunna utnyttja ljusreflexer i vattnet och på botten för att försvåra upptäckt. Vidare menade Bakshtansky et al. (1993) att smolt från laxfisk verkade känna igen områden där risken för predation är hög och därmed till stor del undvika dem. Bakshtansky et al. (1983) fann vid studier av laxsmolt att när t ex vattenföringen plötsligt avtog, vattnets grumlighet minskade eller stimmets storlek av någon anledning reducerades, kunde utvandringen helt stanna upp. Vid sådana tillfällen visade det sig att risken för predation radikalt ökade. Dessutom uppgav Bakshtansky et al. (1983, 1993) att om molten mötte en predator försökte de att "manövrera runt den på största möjliga avstånd"; ju fler individer i smoltstimmet desto större undanmanöver. Stimbildning samt utvandring i mörker genom turbulenta och grumliga vatten eller under dagtid i skydd av diverse ljusreflexer anses allmänt vara anpassningar som minskar risken för predation (Bohlin pers komm; Degerman pers komm; m fl).

Något om gäddans biologi

Gäddan (*Esox lucius* L.) förekommer i de flesta sjöar och svagt strömmande vatten i landet (Curry-Lindahl 1985; Sers & Degerman 1992). Den leker i islossningen på vegetationrik och översvämmad mark (Svärdson 1964). Tiden från befruktning till yngelstadiet tar vanligen 17 till 24 dagar (Nilsson 1994). När de nykläckta larverna börjar söka sin egen föda livnär de sig på djurplankton men övergår vid ca 20-30 mm längd till bottendjur och fiskyngel, och då inte sällan artfränder (Svärdson 1964). Gäddan är med andra ord en utpräglad kannibal (Svärdson 1964; Svärdson & Molin 1968; Kipling 1984; m fl). Just denna egenhet utgör dessutom en av de viktigaste beståndsreglerande biotiska mekanismerna hos denna art. Andra viktiga populationsreglerande faktorer är vattenståndet under vår och försommar, vattentemperaturen samt gäddans revirbeteende (Andersson 1990). Variationer i vattenstånd kan ha en avgörande betydelse för rekryteringen (tillskottet av könsmogna individer till populationen) (Svärdson 1964). Snabbt sjunkande vattenstånd efter leken kan leda till torrlagda lekområden samt förlust av produktiva översvämningsmarker vilka är viktiga för ynglets tidiga utveckling (Svärdson 1964; Andersson 1990).

Eftersom huvudtemat i denna rapport till stor del handlar om gäddan som predator borde detta utredas lite närmare. Nyman & Westin (1978) anför att gäddan är en så effektiv predator att den ofta utgör enda förekommande fiskart på de vattendragssträckor där den finns. Den är en solitär revirhävande jägare med smygjakt och överrumpling som specialitet (s k "sit-andwait predator") (Svärdson 1964; Svärdson & Nilsson 1985; Eklöv 1992; Nilsson 1993; m fl). Revirstorleken står ofta i positiv relation till gäddans storlek d v s ju större gädda desto större revir (Muir & Sweet 1964; Sumari 1965; Snow 1978; Eklöv 1992). De största gäddorna tycks dessutom lägga beslag på de bästa reviren (Eklöv & Diehl 1994). Skyddande undervattensvegetation torde gynna gäddans jaktteknik och samtidigt bidra till att minska revirstorleken. Greenberg (1992) fann vid laboratorieförsök med gädda och öring i bassänger med strömmande vatten att gäddan var helt beroende av ett gömsle för att kunna överrumpla och

fånga en öring. Gäddor utan gömsle lyckades inte vid något tillfälle fånga en flyende öring. Det finns även tecken som tyder på att stora gäddor anammar ett mera pelagiskt levnadssätt och söker sig till djupare vattenmiljöer med mindre växtlighet (Svärdson 1964; Neurnan 1968; Svärdson & Molin 1968; Eklöv 1995). I vegetationsrika grunda vattenmiljöer borde man därför generellt finna en högre täthet av företrädesvis små gäddor än i öppna djupa vatten.

Gäddan är i sitt val av byte opportunistisk d v s den väljer i huvudsak det byteslag som det finns gott om (Frost 1954; Neurnan 1968; Svärdson & Molin 1968; Mann 1982; Sjöberg 1983; m fl). En följd av detta är att födovalet kan variera avsevärt mellan olika lokaler och olika tider på året (Neurnan 1968; Svärdson & Molin 1968; Sjöberg 1983; m fl). Vidare tycks gäddan föredra mjukfenade fiskar framför fiskar med hårda och vassa fenstrålar (Eklöv & Hamrin 1989). Den jagar både med hjälp av det känsliga sidolinjeorganet med vilket den kan känna mycket små vibrationer i vattnet - och med synen (Svärdson 1964; Nilsson 1993). Synen används framför allt vid själva attacken mot bytet (Nilsson 1993) vilket följaktligen medför att gäddan är en dagaktiv jägare (Degerman & Sers 1993a). Enligt Svärdson (1964) och Diana (1979) äter inte gäddan under lektiden.

Flera undersökningar har visat att det finns ett samband mellan bytets storlek och gäddans storlek. I tabell 2 visas några sådana storleksrelationer. Förutom uppgifterna i tabellen visar analyser av maginnehåll från 239 gäddor insamlade på 60 svenska lokaler (varav 54 i sötvatten), att den genomsnittliga längdrelationen mellan byte och gädda för de flesta gäddor mellan 29 cm och 60 cm ligger inom intervallet 25-35 % (Neurnan 1968). Andra referenser finns, t ex Svärdson (1964), som anger längdförhållandet mellan byten och gäddor av längden 20 och 80 cm till 10-15 % respektive 15-40 %; Domanevskii (1962) uppger att motsvarande relation för abborre och gädda (30 cm) ligger runt 48 %. En viss variation finns således beroende på gäddans storlek, byteslag och lokal.

Tabell 2. Genomsnittlig längd hos gäddans bytesfiskar i förhållande till gäddlängd. Den första gruppen baseras på data från Cammelänges kraftverksmagasin i Indalsälven där drygt hälften av bytesfiskarna bestod av mört och sik (Sjöberg 1983). I den andra gruppen, från sjön Windermere i England, utgörs bytesfisken av abborre (Bagenal 1982; ursprungsdata från Frost 1954).

Bytesstorlek (mm)	% av gäddstorlek	Gäddstorlek (mm)
18-29,5	6,4	28
30-39,5	11,5	31
40-49,5	13,5	31
50-59,5	16,5	31
60-69,5	20,2	31
70-90,5	16,8	22
20-29	6,1	25
30-39	9,3	31
40-49	10,3	26
50-59	12,6	25
60-69	12,8	20
70-79	13,7	20
80-99	13,1	14

Trots att en stor gädda givetvis kan ta små byten - och även gör det då och då - har det i undersökningar visat sig att stora gäddor föredrar stora bytesfiskar (Neurnan 1968; Mann 1976). Maximal byteslängd är i regel ungefär halva gäddans längd (Frost 1954; Mann 1976). Den optimala byteslängden är dessutom starkt förskjutet mot den maximala (Ivlev 1961). Detta är en viktig omständighet vid diskussioner kring gäddans roll som smoltpredator.

En intressant faktor är hur ett gäddbestånd påverkas av ett intensivt och riktat fiske. Generellt kan sägas att ett hårt fisketryck mot gädda i regel leder till lägre medelålder i beståndet medan både produktion och populationstäthet ökar (se t ex referenser i Andersson 1990). Sannolikt spelar kannibalismen en huvudroll i dessa regleringsmekanismer (Svärdson 1964; Svärdson & Molin 1968; m fl). Bortfiskning av stora individer reducerar kannibalismen vilket ger en ökning av antalet yngel (ökad täthet). Då små individer växer fortare än stora ökar även tillväxthastigheten (produktionen) (se t ex Mann 1982). Man kan alltså erhålla en förbättrad

individtillväxt trots en ökad individtäthet inom ett gäddbestånd (Bagenal 1982; Mann 1985; Andersson 1990). I vissa fall kan emellertid den ökade tätheten medföra födokonkurrens som reducerar tillväxthastigheten (Kempinger & Carline 1978). Att helt fiska ut ett gäddbestånd synes för övrigt vara omöjligt, inte ens med upprepat elfiske (Larsen 1966; Mann 1985). I Svärdson (1964) och Svärdson & Molin (1968) redovisas ett flertal exempel där ett hårt "utrotningsfiske" endast ledde till minskad individstorlek och ökad populationstäthet. I en kanadensisk sjö försökte man utrota gäddan genom ett hårt fiske under femton år i rad (1945-1961). Medellängden sjönk från 47 till 25 cm och antalet gäddor nästan fyrfaldigades (Svärdson & Molin 1968).

Specifika frågeställningar

Hittar öringsmolt ut genom en våtmark eller damm?

Inte någon av de fiskeribiologer som tillfrågats (Bergquist, Bohlin, Degerman, Järvi; se referenslista) trodde att smolten helt skulle kunna irra bort sig i en damm eller sjö - åtminstone inte om det finns en huvudfåra eller ett strömstråk med öppet vatten genom sjön. Bergquist ansåg dock att vandrigen möjligen kan försvåras och därmed fördröjas vid passagen av sådana vattenmiljöer.

Då smolt har en stark drift att följa vattenströmmen torde en lite djupare vegetationsfri huvudfåra med viss strömsättning genom den aktuella vattenmiljön underlätta passage. En grund miljö med riklig förekomst av vattenvegetation där vattnet mer eller mindre diffust passerar "på bred front" borde reducera möjligheterna till passage eller åtminstone medföra att passagen tar längre tid. Nielsen (1994) antyder att en bidragande orsak till det smoltbortfall som man konstaterat vid passagen av sjöar (se fråga 5 nedan) till viss del beror på att smolten har svårt att hitta ut ur dessa miljöer.

Hur lång tid tar det för smolten att passera en damm eller mindre sjö?

Den enda påträffade undersökning som anger vandringshastighet för smolt genom en sjö utfördes 1978 i Skönadalssjön i Skåne (Hammarlund 1979). Enligt Hammarlund tog det öringsmolten 4-6 dygn att tillryggalägga den drygt kilometerlånga sträckan genom sjön; ingen smolt passerade på kortare tid än 4 dygn. Enligt Hammarlund (pers komm) fanns inget direkt strömstråk genom sjön men däremot öppna sammanhängande vegetationsfria vattenytor.

Hur täta kan gäddpopulationer bli i eutrofa dammar eller mindre sjöar?

I tabell 3 visas gäddtäthet i några sötvattenmiljöer främst från Norden.

Tabell 3. Skattade tätheter av gädda i några olika sötvattenmiljöer.

Gäddtäthet (antal/ha)	Anmärkning	Referens
3,7	vattendrag, Storbritannien	Mann et al. (1989)
12,1	kraftverksmagasin, Indalsälven	Sjöberg (1983)
	hanar ~31 cm, honor ~30 cm	
11,4	kraftverksmagasin, Indalsälven	Sjöberg (1983)
	gäddor ~40 cm	
5,9-19,3	sjö, 119 ha, m-djup 4,3 m, USA	Kempinger & Carline (1978)
	könsmogna gäddor	
10,6-14,2	eutrof sjö, maxdjup 13 m, Norge	Borgstrom (1981)
	gäddor 35 cm	
10,1	eutrof sjö, England	Bregazzi & Kennedy (1980)
	gäddor ~48 cm	
29	sjö, ev eutrof, Danmark	se ref i Koed (1995)
	gädda 30 cm	
	sjö, ev eutrof, Danmark	se ref i Koed (1995)
7,2	sjö, ev eutrof, Danmark	se ref i Koed (1995)
68	damm, 1,4 ha, Skåne	Brönmark (pers komm)
	maxdjup ca 3 m, eutrof	

490	damm, 0,15 ha, Skåne	Brönmark (pers -komm)
	maxdjup ca 3 m, eutrof	

Av tabell 3 framgår att tätheten av gädda varierar kraftigt mellan olika vatten. Mest slående är kanske skillnaden mellan de två skånska dammarna med 68 respektive 490 gäddor per hektar. Enligt Brönmark (pers komm) är dessa dammar vegetationsrika med diffusa in- och utflöden (täckdikning). Tabellen ger en bild av svårigheten att teoretiskt skatta den potentiella gäddtätheten i t ex nyanlagda dammar.

En omständighet värt att nämna är att kustlevande bestånd av gädda på våren i ansenliga mängder kan vandra upp i vattendrag för att leka (se referenser i Sandell & Karås 1995). Huruvida detta sker i skånska vattendrag är mig obekant, men därmed inte uteslutet. Teoretiskt skulle gäddan således kunna uppnå avsevärda tätheter i t ex en damm i ett kustmynnande vattendrag tidigt på våren. Sammanfaller gäddleken med smoltens utvandring torde inte predationsrisken vara så stor eftersom gäddan inte lär äta under lektiden. Men om leken är överstånden och utlekta och uthungrade gäddor finns kvar i vattensystemet, kan man anta att de kommer att utöva ett visst predationstryck på utvandrande smolt. Å andra sidan kan flertalet gäddor redan ha hunnit återvända till havet innan smolten vandrar ut. I Lule älv sammanfaller laxsmoltens utvandring med gäddleken, vilket sannolikt medför att endast delar av gäddbeståndet kan utgöra en predationsrisk (Larsson 1985). Längre söderut tycks emellertid gäddleken redan vara överstånden när smolten anträder sin vandring. Nilsson (1994) beskriver hur man vid smolthåvning i Emån i Kalmar län jämsides med smolten fångade //massor av gäddyngel". I Emån, där smolten enligt Nilsson (1994) vanligtvis vandrar ut i mitten av maj, tycks med andra ord huvudparten av utvandringen ske åtminstone 2-3 veckor efter gäddleken.

Hur stort är gäddans födointag?

Det är vanskligt att klart ange hur mycket en gädda äter under exempelvis ett dygn. För det första har det varit svårt att snabbt få fram sa* dana uppgifter. För det andra finns det åtminstone fyra olika metoder för att bestämma fiskars födointag Cfood consumption ratel (Davis & Warren 1968). Samtliga metoder baseras i varierande grad på laboratorieförsök vilket i sig medför att tillförlitligheten påverkas av faktorer som fiskstorlek, födens art och kvalitet, årstid, temperatur, ljus, syrehalt eller andra faktorer som kan inverka på fiskars beteende. Steget till naturliga förhållanden kan med andra ord vara ganska stort. Den enda uppgift om födointag som påträffades hänförde sig till dygnskonsumtion hos gädda <21 cm (tabell 4). Andra exempel på gäddans födointag med mera direkt anknytning till smolt finns inflikade i texten under fråga (5).

Tabell 4. Födointag hos gädda (125-210 mm) vid olika temperaturer. Gäddan matades med levande fisk (*Pimephales promelas*) av optimal storlek. Födointaget anges som gram intagen föda per gram gädda och dygn (g/g x dygn). (Efter Bevelhimer et al. 1985, tabell 2, s. 62.)

FödointagTemperatur C°0,01750,057150,113200,10322,50,122250,10827,50,08230

Kan gädda i mindre dammar eller sjöar decimera antalet utvandrande smolt?

Samtliga tillfrågade fiskeribiologer ansåg att predation från gädda på utvandrande öringsmolt i mindre sjöar eller dammar inte kan uteslutas (Bergquist, Bohlin, Degerman, Hermansen, järvi, Larsson; se referenslista). Ingen ville dock kvantifiera predationen i siffror. Någon menade att detta är en "gammal sanning" som kanske egentligen inte är så väl undersökt.

Att smoltens väg mot havet är farofylld finns belagt i flertal arbeten. Det finns undersökningar som tyder på att utsatt smolt i vattendrag som mynnar i Östersjön överlever i högre grad om de sätts ut nära mynningen (se referenser i Larsson 1985). Märkningsförsök i Emån och Mörrumsån på 1950-60-talet visade att antalet utvandrande laxsmolt reducerades med nära 50 % på en sträcka av 22 km i Emån och med ca 35 % på 8 km i Mörrumsån (Larsson 1985).

Generellt antas att den predation som sker vid vandringen mot havet hänger samman med bristen på skyddande miljöer och ansamlingen av predatorer i t ex mynningsområden (Jacobsson & järvi 1977; järvi & Uglem 1993; järvi & Handeland 1995). Bland de smoltpredatorer som omnämns i litteraturen märks bl a ål, gös, stor abborre, lake, torsk, gädda, havsöring, fiskätande fågel, mink och tumlare (Svärdson 1955, 1957; Larsson & Larsson 1975; Larsson 1985; m fl). Av 662 000 utsatta laxsmolt i Lule älv 1979 uppskattade man att 26 % togs av lake (Larsson 1985).

Eftersom gäddan är en rovfisk kan den givetvis även äta öring. Vid en utvärdering av närmare 2 000 elfisken i svenska vattendrag fann Sers & Degerman (1992) att tätheterna av öring var låg på de lokaler där gädda före kom. I flera publicerade arbeten hävdas rent allmänt att gädda är en viktig predator på öring (Svärdson 1964; Nyman & Westin 1978; Gönczi 1982b; Andersson 1983; Degerman et al. 1985; Gönczi et al. 1985; Arnemo et al. 1987; Degerman & Sers 1993b; Degerman et al. 1994; m fl). Vidare påpekas ofta att samexistens mellan de båda arterna i allmänhet sker på öringens bekostnad. Svärdson (1964) menar att många svenska vattendrag skulle haft stor sjölevande öring istället för stationär strömlevande om inte gädda fanns i de sjöar där vattendragen mynnar. Mest drastiska effekter får man om gädda introduceras i tidigare gäddfria öringvatten. Svärdson (1964) redovisar två sådana exempel. Det första är från Irland dit gäddan en gång i tiden "i mänskligt oförstånd" infördes och där hon nu "ruinerat vissa lax- och öringälvar till praktiskt taget sista fisk". Det andra exemplet är från Skottland där i slutet av 1800-talet endast öring fanns i Loch Coin. När gädda utplanterades i sjön förvann öringen. Men dessa exempel gäller som sagt nyintroduktion av gädda.

Trots att gäddans glupskhet efter öring omtalas i många publikationer är det i få fall som det klart anges om det rör sig om predation på mycket unga öringar <1 år), på smolt eller på vuxna individer. Då de två arterna lever i olika biotoper måste i princip en av dem uppsöka den andres "område" för att en konfrontation ska komma till stånd (Gönczi et al. 1985; Larsson 1985). I några undersökningar finns uppgifter om gäddans predation på laxsmolt i rinnande vatten. Bakshtansky et al. (1977) uppger att i vattendragen på Kolahalvön står gädda för de största förlusterna på utvandrande laxsmolt. I Lule älv uppskattades gäddans dagliga konsumtion av laxsmolt till 1,5 % av gäddans egen vikt, vilket i det analyserade materialet ansågs motsvara ca 28 g eller ungefär en smolt per gädda och dag (Larsson 1985).

Vid en undersökning i ett engelskt vattendrag som utfördes under perioden nov 1976 - mars 1978 fann Mann (1982) genom kontroll av maginnehåll på 491 gäddor att gäddpopulationen (ca 68,4 kg/ha) totalt konsumerade ca 13,4 kg laxsmolt per år och hektar. Nästan 87 % av smolten (11,6 kg/ha, år) togs av ettåriga gäddor. Då de ettåriga gäddornas totala födointag var 41,53 kg per hektar och år, utgjorde således smolten 28 % av årsdieten. De ettåriga gäddornas totala biomassa uppskattades till 7,24 kg/ha och medellängden till ca 25,5 cm; mer än 70 % låg inom längdintervallet 20-35 cm. Med tanke på att längdrelationen byte/gädda ligger runt 25-30 % (se t ex tabell 2 ovan) torde laxsmolten i det undersökta vattendraget varit ganska små. Mann's resultat visar ändå att det är förhållandevis små gäddor som utgör den största faran för smolt samt att smolt ~ mätt i vikt - kan utgöra mer än en fjärdedel av dessa gäddors årskonsumtion. En hel del undersökningar har också gjorts i kraftverksmagasin. Rent allmänt anses att unga magasin med stora uppdämda områden, p g a av den s k dämningseffekten, kan vara gynnsamma för gäddbestånd (Grimås & Nilsson 1965). Svärdson & Nilsson (1985) beskriver hur gäddan i mitten på 1970-talet etablerade sig i två nyanlagda kraftverksdammar i en irländsk älv. Beståndet formligen exploderade i numerär och reducerade laxsmolten med drygt 90 % redan första gången dessa passerade magasinen på sin väg mot havet. I en dansk undersökning påvisades ca 80 % dödlighet hos utvandrande lax- och öringssmolt vid passagen genom Holsterbro kraftverksmagasin (Koed 1995). I sistnämnda fallet anges dock inte hur stor andelsorn togs av gädda.

Det är här även värt att omnämna de undersökningar som gjordes inom projektet Fiskevårdande åtgärder i kraftverksmagasin (FÅK) åren 1976-85. Bland annat undersöktes överlevnad hos utsatt öring samt gäddans födosök och förflyttningar i olika älvmagasin. Projektet rapporterade sina resultat i en rad rapporter t ex Gönczi (1982a, 1982b), Sjöberg (1983), Gönczi et al. (1985), Sjöberg (1985), Gönczi (1986) och Gönczi et al. (1986). I FÅK:s undersökningar visade sig gädda vara den viktigaste rovfisken i älvmagasin samt i många fall den dominerande fiskarten (Gönczi et al. 1986). Gäddorna utnyttjade i det närmaste hela magasinet för födosök. I vattenmiljöer med låga vattenhastigheter uppehöll sig stadigt ett stort antal gäddor, men framför allt större gäddor gjorde också regelbundna kortvariga besök i inloppsdelarnas mera strömmande vatten (Gönczi et al. 1985, 1986). Predation från gädda ansågs allmänt vara ett av de största hoten mot den utsatta öringen. Vid telemetriförsök med nyutsatta öringar i två av älvmagasinen fann man att 50-60 % av öringarna i längdgruppen 27-32 cm dödades av gäddor inom 4 dagar (Gönczi et al. 1985, 1986). FÅK:s undersökningar utmynnade i en rad rekommendationer. Bland annat avrådde man från att göra öringutsättningar i genomströmningsmagasin med nolltappning om magasinet ifråga hyste ett "talrikt gäddbestånd".

Vidare ansåg man, att om stationära öringsstammar skall sättas ut, så bör detta ske på våren i gäddans lektid (Gönczi et al. 1985, 1986).

Vid genomgång av aktuell litteratur inom det aktuella ämnesområdet har relativt få undersökningar påträffats som direkt handlar om små näringsrika sjöar eller dammars inverkan på utvandrande öringsmolt och än färre som behandlar gäddans roll i sammanhanget. Det har visat sig att sjöar och dammar kan ge avsevärda förluster på utvandrande smolt. Plesner (1994) observerade 1993 en total dödlighet runt 73 % på odlad och utsatt öringsmolt vid passage genom sjön Bredvad So. Hur stor andel som togs av rovfiskar anges dock inte. I de danska vattendragen Bygholm Å och Gudenå jämfördes smoltförlusten vid å-vandring med förlusten vid vandring genom sjöar i systemen åren 1992-93. Hos utsatt öringsmolt som vandrade 6 km i Bygholm Å var dödligheten försumbar medan en lika lång vandring genom Bygholm So medförde ett bortfall av 75 % varav ca 10 % tillskrevs predation från gädda och 26 % gös (Nielsen 1994). I Gudenåsystemet jämfördes en 24 km lång å-vandring med en sjöpassage om 4 km (Vestbirksoerne). I detta fall gällde kontrollen både utsatt lax- och öringsmolt. 13 % av smolten försvann innan de nådde sjöarna och 75 % vid passagen av sjöarna. Bortfall p g a fiskpredation angavs ej. På grundval av dessa två undersökningar uppskattade Nielsen (1994) smoltförlusten till 0-0,5 % per kilometer i åarna medan motsvarande förlust per sjökilometer var 13-19 %. Ytterligare försök med denna inriktningjär pågå i Gudenå i Danmark (Hermansen pers komm).

I den skånska Skönadalssjön (6 ha) i Svarteån gjordes några försök under åren 1976-78 (Hammarlund 1976, 1978, 1979). Öringsmolt fångades i en fälla 400 m uppströms sjön och märktes genom fenklippning varpå de släpptes strax nedströms fällan för att så småningom återfångas i en annan fälla i sjöns utlopp. År 1976 släpptes 77 st och 1978 och 1979 304 st vardera året. Andelen återfångade var för respektive år 20 %, 16,4 % och 6,2 % vilket ger ett bortfall av 80-94 % vid passagen genom sjön. Bortfallet tillskrevs framför allt predation från gädda och gös. Enligt Hammarlund (pers komm) gjordes inga beståndsuppskattningar av vare sig gädda eller gös. Vidare menar Hammarlund att effekten av andra predatorer sannolikt var marginella; exempelvis var såväl mink som fiskätande fågel sparsamt förekommande. De eventuella invändningar man kan ha mot Hammarlunds försök är att man inte vet i vilken utsträckning fenklippningen och handhavandet av smolten vid klippningen kan ha påverkat stimbildning, orienteringsförmåga etc. Vidare finns det inga konkreta bevis (t ex maganalyser) för att smolten verkligen föll offer för rovfiskar.

I Danmark gjorde Koed (1995) ett försök att teoretiskt kvantifiera predationen från gädda på utvandrande lax- och öringsmolt i två planerade (konstgjorda) dammar eller sjöar i Skjern Å. Den första sjön, kallad Dam So, beräknades få en total areal av 134 ha och ett genomsnittsdjup runt 1 m. Då man förväntade sig riklig vattenvegetation antogs den öppna vattenytan endast bli 81 ha. För den andra tänkta sjön, Hestholm So, fanns två dämningalternativ. Ett alternativ med lågt vattenstånd som beräknades ge en totalareal av 298 ha med 35 ha öppet vatten och ett med högt vattenstånd vilket skulle medföra en total yta av 448 ha varav 242 ha öppet vatten. I båda fallen antogs medeldjupet bli ca 1 m.

Koed utgick bl a från följande förutsättningar vid skattningen: (1) att smoltutvandringen sker inom loppet av 64 dagar; (2) att gädda <30 cm inte äter smolt; (3) att en gädda 30 cm i genomsnitt konsumerar 6,8 g fisk per dag vilket motsvarar ett sammanlagt födointag av 435,2 g under perioden för smoltens utvandring; (4) att smolt utgör 31 % (viktsprocent) av gäddans föda under perioden för smoltens utvandring; (5) att genomsnittsvikten för en smolt i Skjern Å är 29,5 g (oavsett lax- eller öringsmolt); (6) att gäddtätheten i de aktuella sjöarna är 15,7 fiskar per hektar (se tabell 3; ett genomsnitt av de tätheter som där anges med referensen Koed 1995). Det totala predationstrycket (sjöarna sammanslagna) från gädda på smolten beräknades till 76 % för lågvattensalternativet och till 100 % vid högvattensalternativet. Varför predationen skulle bli mer förödande vid det högre vattenståndet framgår inte i klartext men sannolikt sammanhänger det med att en stor sjö kan hysa flera gäddor än en liten och att ett stort gäddbestånd teoretiskt kan äta mera smolt än ett litet. Koed antyder också att predationstrycket är proportionellt mot smoltens uppehållstid i sjön, varmed han torde mena att det tar längre tid för smolten att passera en stor sjö än en liten. Av exemplet framgår att teoretiska beräkningar av detta slag av nödvändighet måste baseras på en rad antaganden. Graden av osäkerhet kan därför bli relativt stora. Tillförlitligheten i skattningen har inte kunnat kontrolleras eftersom tiden inte tillåtit inhämtning av de referenser som ligger till grund för förutsättningarna M-M. Vid jämförelser

med de smoltödligheter som anges vid passage av sjöar i t ex Hammarlund (1976, 1978, 1979), Nielsen (1994) och Plesner (1994), tycks Koeds resultat ligga mera i paritet med total mortalitet eller dödlighet som orsakas av fler predatorer än gädda. Å andra sidan är den i samma storleksordning som den skattade dödligheten på utvandrande laxsmolt i de två irländska dammar som Svärdson & Nilsson (1985) omnämner.

Man bör komma ihåg att det i vissa av de ovan refererade undersökningarna rörde sig om utsatt smolt (varav en del dammodlade) som kan vara sämre skickade att undvika predatorer än vildfisk (se t ex järvi & Uglem 1993). Vidare anges i undersökningarna inte de aktuella sjöarnas eller dammarnas areal. Troligen var de flesta vara avsevärt större än 0,5-3 ha.

Slutomdöme

I flera skånska vattensystem planeras och anläggs idag dammar och våtmarker i syfte att minska närsaltsbelastningen till havet samt skapa nya livsmiljöer för vattenknutna växter och djur.

Verksamheten har gett upphov till en intressekonflikt där det bl a hävdas att de aktuella vattenmiljöerna också erbjuder optimala livsbetingelser för främst gädda vilket skulle utgöra ett hot mot utvandrande smolt. Vidare menar man att smolten skulle ha svårt att hitta ut genom dammar och våtmarker på sin väg mot havet.

Av redovisningen ovan framgår att utvandrande smolt lider stora förluster under nedströmsvandringen mot havet. Vidare tyder undersökningar på att det främst är passagen av sjöar eller sjöliknande miljöer som ger största bortfallet. Trots att gädda bevisligen kan uppnå ansevära tätheter i små dammar eller sjöar i vattendrag är det i få fall man kunnat hänföra smoltförlusterna till predation från enbart gädda. I de fall detta gjorts finns alltid en viss osäkerhet inbyggd i bedömningen. Man har exempelvis använt utsatt smolt vilka kanske inte varit anpassade till de förhållanden som råder i det aktuella vattendraget. Vidare har man fångat smolten i fällor och märkt den genom fenklippning utan att säkert veta hur detta förfarande påverkar orienteringsförmåga, stimbeteende etc. Många gånger saknas också konkreta belägg för att gädda verkligen orsakat förlusterna (t ex genom kontroll av gäddtäthet och maganalyser). I tabell 5 visas smoltförluster i några olika vattenmiljöer där gädda och/eller gös anges som predator. Av tabellen framgår att de enda undersökningar som påträffats där - i kvantitativa mått - gädda anges som ensam predator på öringssmolt, är Nielsen (1994) och Koed (1995). Som synes varierar smoltförlusten i dessa två uppgifter med som mest en tiopotens (10-100 %). I Bygholm So uppges gädda och gös stå för 10 % respektive 26 % av smoltbortfallet vilket tyder på att gös kan vara en väl så effektiv smoltpredator som gädda. Trots att de två arterna delvis har olika jaktbeteenden och uppehållsområden i sjöar (se t ex Sonesten 1991) kan det inte uteslutas att födokonkurrens förekommer mellan dem. Försvinner gösen i ett vattensystem är det inte otänkbart att predationstrycket från gädda ökar. Mot denna bakgrund kan man anta, att den nedre gräns för gäddpredationens andel av smoltförlusten i sjöar och dammar som anges i tabell 5, är något högre än 10 %.

Den förhållandevis stora variationen i de skattade smoltförlusterna är i sig inte förvånande. Mängden abiotiska och biotiska faktorer som påverkar fiskpopulationers täthet och struktur är i det närmaste obegränsad. Ett vattensystem är inte ett annat likt. Då smolten anpassar sin utvandring till rådande förhållanden i ett vattendrag kan följaktligen tiden för utvandring, fiskens vandringsbeteende osv skilja sig mellan olika vatten. Det är därför svårt att klart ange vilka effekter nytillkomna miljöer - som kan tänkas hysa potentiella smoltpredatorer - får på ett havsöringbestånd. Trots att arealuppgifter saknas för flera av vattenmiljöerna i tabell 5, tyder mycket på att de är avsevärt större än de dammar och våtmarker som anläggs för närsaltsreduktion. Det är inte otänkbart att en stor areal förlänger "kontakttiden" mellan smolt och predator vilket i sin tur bidrar till högre smoltförluster. Ju längre tid smolten tillbringar i gäddans biotoper desto större är risken att bli uppäten. I små dammar borde således risken vara mindre än i stora. Eftersom gädda är en dagaktiv rovfisk medan smolten främst vandrar på natten, borde en snabb passage nattetid genom en liten damm vara relativt ofarlig om gädda antas vara den dominerande predatorn.

Då gäddan är en av våra vanligaste sötvattensfiskar bör man ändå utgå ifrån att den kan etablera sig i nyanlagda dammar i ett vattendrag samt att den kan utöva ett visst predationstryck på utvandrande smolt. Effekterna torde emellertid bli mest drastiska om man skapar ett stort livsrum för predatorer som det aktuella öringbeståndet ej tidigare konfronterats med, vare sig predatorn är en fisk, en fågel eller ett däggdjur.

Tabell 5. Uppgifter om öringsmoltförluster vid passage genom sjöar eller dammar till följd av predation från gädda och/eller gös. Observera att Koed (1995) är en teoretisk beräkning av predationseffekterna i två planerade relativt stora sjöar.

VattenmiljöSmoltförlust (%)AnmReferensBygholm So10utsatt smoltNielsen (1994)Danmark gädda Bygholm So26utsatt smoltNielsen (1994)Danmark gös Skönadalssjön80-94vild öringsmoltHammarlund (1976, 1978,6 ha, Skåne gädda/gös1979)Kraftverksdamm90laxsmoltSvärdson & Nilsson (1985)Irland gädda Konstgjorda sjöar76-100lax-/öringsmoltKoed (1995)134-448 ha, Danmark gädda, teor beräkn

Som tidigare nämnts är det i princip lönlöst att försöka fiska bort ett gäddbestånd. Ett intensivt och riktat fiske mot gädda medför istället att beståndets medelålder sjunker d v s de stora individerna försvinner. Denna kunskap utnyttjades i ett engelskt vattendrag som beskrivits av bl a Mann (1985). I vattendraget sattes regelbundet ut större öring (33 cm). Genom upprepat elfiske i gäddans lektid lyckades man reducera tätheten av treåringar och äldre från 3,7 till 1,4 individer per hektar d v s gäddornas medelålder och medelstorlek minskade. På så vis sjönk predationstrycket på den utsatta öringen och man kunde minska antalet utsatta öringar. Men detta exempel gällde som påpekats större öring än smolt. Ett utrotnings- eller decimeringsfiske kan således med hänsyn till den ovan nämnda relationen mellan gäddans och bytets storlek - stora gäddor äter stora byten medan små gäddor äter små byten - åtminstone i teorin öka predationen på unga åldersstadier som utvandrande smolt. Detta har även påtalats av t ex Andersson (1983) och Amemo et al. (1987). Med hänsyn till predationsrisken på utvandrande öringsmolt är det därför förmodligen bättre att ha "ett fåtal" stora gäddor i en damm än "ett flertal" mindre. Om man i ett räkneexempel utgår ifrån smoltstorleken i Svarteån och Verkeån i Skåne, 14-18 cm (tabell 1), och antar att längdrelationen byte/gädda är ungefär 30 % (se t ex tabell 2) så borde gäddorna i dammen vara längre än ca 60 cm för att lämna smolten i fred. De stora gäddorna får dock inte vara för få eftersom risken då finns för att de ej förmår "beta ner" sina yngre artfränder. Eventuellt bör man eftersträva ett antal djupare miljöer i dammarna där stor gädda kan finna ett livsrum. Överlag medför en varierad vattenmiljö fler arter och fler olikstora fiskar vilka i sig kan utgöra lämplig föda för gädda, t ex mörtfiskar (Mann 1982; Järvi pers komm). Detta kan vara en fördel eftersom predationstrycket på smolten därmed reduceras (Mann 1982).

En möjlighet är att redan vid projekteringen av dammarna utforma dessa så att mindre goda gäddbiotoper skapas. Med tanke på smoltens vandringsbeteende och gäddans jaktteknik borde det vara lämpligt att koncentrera åtminstone delar av strömmen genom dammen eller våtmarken och samtidigt skapa en relativt bred vegetationsfri zon runt denna huvudfåra. Detta borde både minska risken för predation och underlätta för smolten att finna en snabb väg igenom. En annan faktor värd att beakta är att Franklin & Smith (1963) fann att gäddan inte gärna leker i täta bestånd av kaveldun. Vidare anger Franklin & Smith (1963) att stränderna i en gädddamm inte bör vara alltför grunda och flacka men inte heller alltför djupa och branta för att utgöra en bra gäddbiotop. I det första fallet är miljön i sig lämplig för lek och uppväxt men risken för uttorkning däremot akut; i det andra fallet är risken för torrläggning liten, men istället saknas grundförutsättningarna för en grund och vegetationsrik rekryteringsmiljö. Med utgångspunkt från denna information kan man tänka sig två helt olika utformningar av anlagda dammar för att försvåra gäddans rekrytering. I det första fallet, som förutsätter att vattennivån kan manipuleras, byggs en damm med ett trapetsoidformat tvärsnitt vilket ger svagt lutande strandnära områden. Då sådana områden erbjuder goda lekmöjligheter borde gäddorna nästan mangrant söka sig dit för reproduktion. Man låter dem leka i grundvattnet varpå vattenståndet sänks så att rom och nykläckta ungar dör av uttorkning. De flacka strandpartierna torde kunna torrläggas redan vid en mycket liten sänkning av vattennivån vilket inte branta och djupa stränder medger. Om däremot möjlighet till nivåreglering saknas kan man istället försöka skapa mindre attraktiva lek- och uppväxtområden genom att anlägga en damm med branta och djupa stränder. Man bör dock vara klar över att båda dessa strategier är synnerligen spekulativa. Sannolikheten är stor för att gäddan finner tillräckligt med lek- och uppväxtområden oavsett dammens tvärsnittsform och djup eftersom även ett relativt fåtal lyckade gäddlekar är fullt tillräckliga för beståndets rekrytering. Om man bortser från kannibalismens effekter finns det nämligen inget direkt samband mellan antalet lekande gäddor och årsklasstyrka (Franklin & Smith 1963; Mann 1985). Dessutom krävs en relativt omfattande arbetsinsats för att sätta in åtgärderna vid rätt tidpunkt.

En åtgärd som kan övervägas om man nu tämligen ensidigt vill satsa på laxartad fisk är att försvåra eller rentav förhindra gädda att vandra uppströms i ett vattendrag. Detta förutsätter emellertid att vattensystemet ifråga inte hyser gädda uppströms vandringshindret (Nyman & Westin 1978); få vattendrag torde uppfylla detta krav. Man kan exempelvis utforma utskovet från en damm på ett sådant sätt att gädda inte förmår passera. Uppgifter finns som anger att gädda inte kan forsera hinder överstigande 0,5 m (Andersson 1983). I Sandell et al. (1994) finns en del grundläggande riktlinjer vid byggande av fiskvägar som kanske kan tjäna som vägledning. Rätt utformat bör ett sådant hinder inte bereda några svårigheter för laxfisk, men risken finns att man avsnör vandringsmöjligheten för andra fiskarter med sämre hoppförmåga. En sådan åtgärd är därför något tveksam och då inte minst med tanke på dagens mera vidsynta sätt att betrakta fiskevård i sjöar och vattendrag. Idag är ju begreppet "biologisk mångfald" väl etablerat och enligt mångas mening har fiskevården i landet, alltför länge och alltför ensidigt, prioriterat laxfisk.

Ytterligare ett alternativ är att bygga en sidopassage som öppnas vid tiden för smoltens utvandring. Detta kräver emellertid god kännedom om när smolten vandrar ut och därmed nästan kontinuerlig passning. En möjlighet är ju att hålla sidopassagen öppen under en längre period under den förmodade utvandringstiden vilket å andra sidan medför att en betydande del av vårens smältvattenflöde kommer att passera vid sidan om dammen eller våtmarken. Från smoltens synpunkt kan man också fundera över om det är bättre att anlägga många små dammar i ett pärlband eller ett fåtal stora. Vissa av de ovan refererade litteraturuppgifterna tyder på det förstnämnda alternativet. Stora dammar kan hysa en större gäddpopulation. Vidare kan smolten ha svårare att finna sin väg genom en stor damm. Dessutom kanske de i högre grad tvekar inför passagen av en stor öppen vattenmiljö där vattenhastigheten drastiskt minskar. Tyvärr går flera av dessa tankegångar stick i stäv med ett av dammarnas eller våtmarkernas huvudsyften d v s att minska transporten av näringsämnen i vattendragen. Som alltid är det fråga om avvägningar mellan olika mål, intressen och kostnader.

Referenser

Litteratur

- Palm, G. 1954. Laxfamiljen, Salmonidae. s. 623-652. Ur Fiskar och Fiske i Norden (red. K. A. Andersson). Band II. Andra upplagan. Natur och Kultur, Stockholm.
- Andersson, J. 1990. Faktorer som reglerar produktionen av gädda i Östersjöns skärgårdar. Kustlaboratoriet Naturvårdsverket. (Kustlaboratoriet ingår numera i Fiskeriverket.)
- Andersson, B. O. 1983. Fiskevård i små rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1983) 6: 1-27.
- Arawomo, G. A. O. 1981. Downstream movement of juvenile brown trout, *Salmo trutta* L., in the tributaries of Loch Leven, Kinross, Scotland. *Hydrobiologica* 77: 129-131.
- Arnemo, R., G. Christiernsson & S. Hultman. 1987. Utredning om fiskevårdsplan för lax och havsöring i Emån från Högsby till mynningen. Högskolan i Kalmar. Institutionen för Naturvetenskap med Teknik.
- Bagenal, T. B. 1982. Experimental manipulations of the fish populations in Windermere. *Hydrobiologica* 86: 201-205.
- Bakshantansky, E. L., I. A. Barybina & V. D. Nesterov. 1976. Changes in the intensity of downstream migration of Atlantic salmon smolts according to abiotic conditions. ICES, C.M.1976/MÅ1-12.
- *Bakshantansky, E. L., V. A. Pupyshev & V. D. Nesterov. 1977. Behaviour of pike and pikes influence on the downstream migration of young salmon in the period of light ripples. ICES, C.M.1977/M:6.
- Bakshantansky, E. L., V. D. Nesterov & M. N. Nekludov. 1983. Peculiarities of the behaviour of hatchery Atlantic salmon downstream migrants (*Salmo salar*) after the release into natural environment. ICES, C.M.1983/M:3. Anadromous and Catadromous Fish Committee.
- *Bakshantansky, E. L., V. D. Nesterov & A. Haro. 1993. Some aspects of juvenile anadromous salmonid behavior and behavioral studies. and their application to development of fish passage systems. p 205-209. In *Fish Passage Policy and Technology* (ed. K. Bates). Proceedings of a symposium in Portland, Oregon USA, sept 1993.
- Bevelhimer, M. S., R. A. Stein & R. F. Carline. 1985. Assessing significance of physiological

- differences among three esocids with a bioenergetics model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 57-69.
- Borgstrom, R. 1981. Bestanden av gjedde, *Esox lucius* L., i Årungen. NLVF -Årungenprojektet (8).
- Bregazzi, P. R. & C. R. Kennedy. 1980. The biology of pike, *Esox lucius* L., in a southern eutrophic lake. *J. Fish Biol.* 17: 91-112.
- Curry-Lindahl, K. 1985. Våra fiskar. Havs- och sötvattensfiskar i Norden och övriga Europa. P. A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm samt H. Aschehoug & Co A/S, Oslo.
- Davis, G. E. & C. E. Warren. 1968. Estimation of food consumption rates. p. 204-225. *In* Methods for assessment of fish production in fresh waters (ed. W. E. Ricker). IBP Handbook, nr 3. Blackwells Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Degerman, E. & B. Sers. 1993a. A study of interactions between fish species in streams using survey data and the PCA-hyperspace technique. *Nordic J. Freshw. Res.* 68: 5-13.
- *Degerman, E. & B. Sers. 1993b. Vad betyder förekomsten av sjöar för fiskfaunan i rinnande vatten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1993) 3: 25-35.
- *Degennan, E., J.-E. Fogelgren, B. Tengelin & E. Thörnelöf. 1985. Förekomst och täthet av havsöring, lax och ål i försurade mindre vattendrag på svenska västkusten. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1985) 1: 1-84.
- Degerman, E., A. Johlander, B. Sers & P. Sjöstrand. 1994. Biologisk mångfald i vattendrag - övervakning med elfiske. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1994) 2: 67-83.
- Diana, J. S. 1979. The feeding pattern and daily ration of a top carnivore, the northern pike (*Esox lucius*). *Can. J. Zool.* 57: 2121-2127.
- Domanevskii, L. N. 1962. Limiting size of the prey of pike. *Bull. Inst. Biol. Vodokhranilishch.* 12: 50-53.
- Eklöv, P. 1992. Group foraging versus solitary foraging efficiency in piscivorous predators: the perch, *Perca fluviatilis*, and the pike, *Esox lucius*, patterns. *Anim. Behav.* 44: 313-326.
- Eklöv, P. 1995. Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial distribution of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*) in a temporally varying environment (manuscript). *In* Effects of behavioural flexibility and habitat complexity on predator-prey interactions in fish communities. Doktorsavhandling, Umeå universitet. Zoologiska inst., Umeå.
- Eklöv, P. & S. Diehl. 1994. Piscivore efficiency and refuging prey: the importance of predator search mode. *Oecologia* 98: 344-353.
- Eklöv, P. & S. Hamrin. 1989. Predatory efficiency and prey selection: interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Oikos* 56: 149-156.
- Franklin, D. R. & L. L. Smith 1963. Early life history of the northern pike, *Esox lucius* L., with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 92(2): 91-110.
- Frost, W. E. 1954. The food of pike in Windermere. *J. Anim. Ecol.* 23: 339-360.
- Greenberg, L. A. 1992. The effect of discharge and predation on habitat use by wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta*). *Regulated rivers: Research & Management* 7: 205-212. 1
- Grimås, U. & N.-A. Nilsson. 1965. On the food chain in some north Swedish river reservoirs. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 46:31-48.
- Gönczi, A. P. 1982a. Telemetri- och märkningsförsök i kraftverksmagasin med öring av olika härstamning. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1982) 8: 1-27.
- Gönczi, A. P. 1982b. Öringutsättningar i kraftverksmagasin. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1982) 1: 1-24.
- Gönczi, A. P. 1986. Öringutsättningar i kraftverksmagasin. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1986) 4: 1-81.
- *Gönczi, A. P., G. Sjöberg & M. Sjölund. 1985. Telemetristudier av gäddans (*Esox lucius* L.) förflyttningar i ett kraftverksmagasin. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1985) 4: 1-56.
- *Gönczi, A. P., J. Henricsson & G. Sjöberg. 1986. Fiskevård i älvmagasin. Slutrapport från FÅK, del I. Distribution: Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.

- *Hammarlund, C. G. 1976. Gäddan tog smolten? Svenskt Fiske 1(11): 27.
- *Hammarlund, C. G. 1978. Gäddan tog smolten. Svenskt Fiske 2(3): 15.
- *Hammarlund, C. G. 1979. Gäddan fortsätter ta smolten. Svenskt Fiske 3(?): 10.
- Hessle, C. 1935. Gotlands havslaxöring. Kungl. Lantbruksstyrelsen, meddelande nr 7.
- Ivlev, V. S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven. 302 pp.
- Jacobsson, S. & T. Järvi. 1977. Antipredatorbeteende hos tvåårig lax *Salmo salar* samt en beskrivning av lakens *Lota lota* predatorbeteende. Zool. Revy 38(3): 57-70.
- Johnels, A. G. 1991. Lax- och havsöringsälvar i södra Norge. Förlagsaktiebolaget Flugfiske i Norden, Helsingborg.
- Johnels, A. G. 1993. Var är havsöringen på vintern? Exempel från Emån. Flugfiske i Norden, nr 5/6 dec 1993.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Trans. Am. Fish. Soc. 114: 182-194.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). Freshw. Biol. 21: 71-86.
- *Järvi, T & I. Uglern. 1993. Predator training improves the anti-predator behaviour of hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt. Nordic j. Freshw. Res. 68: 63-71.
- *Järvi, T. & S. O. Handeland. 1995. High mortality rate of seaward migrating Atlantic salmon smolts during the change of habitat: Cause and effect. (I manuskript.)
- Kernpinger, J. J. & R. F. Carline. 1978. Dynamics of the northern pike population and changes that occurred with a minimum size limit in Escanaba Lake, Wisconsin. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 382-389.
- Kipling, C. 1984. A study of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in Windermere from 1941 to 1982. J. Cons. Int. Mer. 41: 259-267.
- *Koed, A. 1995. En teoretisk vurdering af gennemførelsen af Skjern Åprojektets effekt på udtrækket af orred- og laksesmolt fra Skjern søs hovedløb. Tillæg til: Status over fiskebestanden i Skjern søs hovedløb, med hovedvægt på orred- og laksesmoltudtrækket. Danmarks Fiskeriundersøgelser, Institut for Ferskvandsfiskeri & Fiskepleje. IFF rapport nr 35, 1995.
- Larsen, K. 1966. Studies on the biology of Danish stream fishes. II. The food of pike (*Esox lucius* L.) in trout streams. Meddr. Danm. Fisk. og Havunders. 4: 271-326.
- *Larsson, M.-O. 1985. Predation on migrating smolt as a regulating factor in Baltic salmon, *Salmo salar* L., populations. J. Fish Biol. (1985) 26: 391-397.
- *Larsson, H. O. & P.-O. Larsson. 1975. Predation på nyutsatt smolt i Luleälven. Laxforskningsinst. Medd. 9: 1-7.
- Mann, R. H. K. 1976. Observations on the age, growth, reproduction and food of the pike *Esox lucius* L. in two rivers in southern England. J. Fish Biol. 8: 179-197.
- *Mann, R. H. K. 1982. The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius* L.) in the River Frome, Dorset. J. Anim. Ecol. 51: 81-95.
- Mann, R. H. K. 1985. A pike management strategy for trout fishery. J. Fish Biol. 27 (Suppl. A): 227-234.
- Mann, R. H. K., J. H. Blackburn & W. R. C. Beaumont. 1989. The ecology of brown trout *Salmo trutta* in English chalk streams. Freshwater Biology 21: 57-70.
- Muir, J. D. & J. G. Sweet. 1964. The survival, growth and movement of *Esox masquinongy* transplanted from Nogies Creek sanctuary to public fishing waters. Can. Fish. Cult. 32: 31-44.
- Muus, B. J. & P. Dahlström. 1972. Sötvattensfisk och fiske. P. A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.
- Neuman, E. 1968. Studier över svensk insjögäddas föda. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1968) 9: 1-22.
- *Nielsen, J. 1994. Hvor mange smolt forsvinder i vandløb og søer på vandringerne mod havet? Eksempler fra Gudenå og Bygholm Å. DAVID fagmode om vandløbsfisk og fiskerimaessige forhold 8-9 marts 1994. (Jan Nielsen är biolog på Vejle Amt i Danmark.)
- Nilsson, O. W. 1993. Gäddan och gäddfisket. LTs Förlag, Stockholm.
- Nilsson, J. 1994. Varför har gäddan minskat utanför Bergkvara? Provfiske efter gädda i

kustvattnet utanför Bergkvara, Torsås kommun. Kalmar Högskola. Institutionen för Naturvetenskap. Examensarbete 1994:MI.

- Nyman, L. 1987. Öring - stationär eller vandringsfisk? Samma art. Fiskevård (2): 25.
- Nyman, L. & L. Westin. 1978. Havsöringen på Gotland - en inventering. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1978) 10: 1-21.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten. En litteraturöversikt över habitatskrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1992) 3: 43-82.
- Plesner, T. 1994. Udtraekk af orredsmolt (Salmo trutta LJ og nedstromspassage af fisk ved Vestbirk Vandkraftsanlaeg på Gudenåen. Specialrapport. Biologisk Institut, Affielning for Zoologi, Aarhus Universitet.

22

- Runnström, S. 1940. Vänerlaxens ålder och tillväxt. Medd. Undersökn. Anst. Sötvattensfisk. 18.
- Rytkönen, J. & A. Hepojoki. 1990. The design and construction of fishways in the northern European river conditions. p. 245-251. In Proceedings of the International Symposium on Fishways '90 in Gifu, Japan, Oct 8-10, 1990.
- Sandell, G., I. Abrahamsson & L. Pettersson. 1994. Fiskvägar - en litteraturöversikt. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1994) 1:1-83.
- Sandell, G. & P. Karås. 1995. Sötvatten som lek- och uppväxtmiljöer för kustfiskbestånd - försummad och hotad resurs? TerraLimno Gruppen AB och Fiskeriverkets Kustlaboratorium. (Under tryckning.)
- Sers, B. & E. Degerman. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1992) 3: 1-41.
- Sjöberg, G. 1983. Gäddan i ett kraftverksmagasin ~ beståndsstorlek och födoval. Information från försöksgruppen för fiskevårdande åtgärder i kraftverksmagasin, FÅK informerar nr 16, 1983.
- Sjöber& G. 1985. Gäddans längdtillväxt i ett kraftverksmagasin. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1985) 12: 1-25.
- Snow, H. E. 1978. Responses of northern pike to exploitation in Murphy Flowage, Wisconsin. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. 11: 320-327.
- Solomon, D. J. 1978. Migration of Atlantic salmon (Salmo salar LJ and sea trout (Salmo trutta L.) in a chalkstream. Env. Biol. Fish. 3(2): 223-229.
- Sonesten, L. 1991. Gösens biologi ~ en litteratursammanställning. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1991) 1: 1-89.
- Sumari, O. 1965. Hauen (Esox lucius Lj vaelluksesta. Medd. Byr. Fiskerikon. Unders. 2: 1-27.
- Svärdson, G. 1955. Salmon stock fluctuations in the Baltic Sea. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 36: 226-262.
- Svärdson, G. 1957. Laxen och klimatet. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 38: 357-384.
- Svärdson, G. 1964. Gäddan. Fiske 1964. 32p.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1968. Fiskets effekt på gäddans storlek och numerär. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1968) 5:1-29.
- Svärdson, G & H. Anheden. 1963. Könskvot och utvandring hos Verkeås öring. Svensk Fiskeri Tidskrift 72(12): 165-169.
- *Svärdson, G. & N.-A. Nilsson. 1985. Fiskebiologi. LTs Förlag.

Uppgiftslämnare

Personerna nedan har rådfrågats eller lämnat tips på lämplig litteratur.

Jan Andersson (biolog), Fiskeriverkets Kustlaboratorium ' Simpevarp.

Björn Bergquist (biolog), Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.

Torgny Bohlin (biolog), Zoologiska inst., Göteborgs universitet.

Christer Brönmark (biolog), Zoologiska avd., Ekologiska inst., Lunds universitet.

Erik Degerman (biolog), Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Örebro.

Anders Eklöv (biolog), Limnologiska avd., Ekologiska inst., Lunds universitet.

Carl-Gustav Hammarlund, f d Fiskerikonsulent i Malmöhus län.

Stellan Hamrin (biolog), chef för Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.

Henning Hermansen (biolog), Natur og Miljø Rådgivning, Kollens Mollevej 5, 8454 Galten, Danmark.

Torbjörn Järvi (biolog), Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.

Peter Karås (biolog), Fiskeriverkets Kustlaboratorium, Öregrund.
Per-Olof Larsson (biolog), Fiskeriverkets Havsfiskelaboratorium, Lysekil.
Ingemar Näslund (biolog), Fiskeriheten, Länsstyrelsen i jämtlands län.