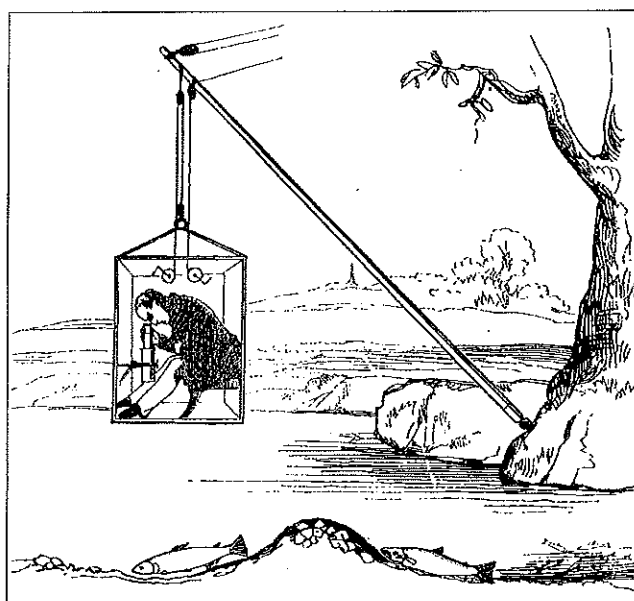


Nr 1 1991

Information från

SÖTVATTENS- LABORATORIET Drottningholm



LARS SONESTEN

**Gösens biologi -
en litteratursammanställning**

GÖSENS BIOLOGI - En litteratursammanställning

Lars Sonesten

Sötvattenslaboratoriet, 170 11 DROTTNINGHOLM

Nuvarande adress: Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet, Box 557, 751 22 UPPSALA

FÖRORD

Litteratursammanställningen har begränsats till att enbart omfatta den vanliga euroasiatiska gösen (*Stizostedion lucioperca* (L.)). Denna begränsning var nödvändig för att hålla mängden material inom rimliga gränser. Dessutom är *S. lucioperca* den mest spridda gösarten i Europa och den enda i Sverige förekommande arten. I viss mån sker dock även jämförelser med de övriga gösarterna och andra, i ekologiskt hänseende, jämförbara arter. I litteratursammanställningen benämnes *S. lucioperca* helt kort som gös såvida det ej är påkallat av sammanhanget med ett förtydligande, t ex vid jämförelser med de andra gösarterna.

Den litteratur som sammanställningen baseras på har erhållits dels genom datasök, dels genom införskaffande av subjektivt sett intressanta referenser i redan tillgänglig litteratur. Datasöket genomfördes i oktober 1989 i databaserna Biosis, ASFA och Pascal. Ur det erhållna materialet gjordes ett subjektivt urval av ca 200 artiklar, varav ca 140 st var möjliga att erhålla. I urvalet ingår främst engelskspråkiga publikationer, men även tyska och franska arbeten har tagits med i relativt stor omfattning. Sammanställ-

ningen inkluderar dessutom ett mindre antal ryska, polska, finska, holländska, ungerska och jugoslaviska rapporter. Totalt baseras litteraturgenomgången på 373 publikationer av varierande omfattning och innehåll. De i texten angivna referenserna är på intet sätt heltäckande, utan utgör i många fall endast exempel. Målet har varit att redovisa och bedöma innehållet i de mest betydelsefulla publikationerna och därigenom ge ett underlag för fortsatta arbeten med gös och gösfiskevård. Till grund för arbetet har bl a en tidigare publicerad engelskspråkig litteratursammanställning om gös använts (Deelder & Willemsen 1964; Synopsis of biological data on pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (Linneus, 1758))). En stor del grundläggande information har även hämtats från ett flertal publikationer i Journal of the Fisheries Research Board of Canada:s specialnummer om familjen abborrfiskar (Percidae) (J Fish Res Board Can, vol 10 nr 34, 1977). För att öka tillgängligheten för läsarna är litteratursammanställningen skriven på svenska, och dessutom har varje huvudkapitel avslutats med en mindre sammanfattning av kapitlets innehåll.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	SAMMANFATTNING	5- 7
1.	INLEDNING	7- 8
2.	TAXONOMI OCH UTBREDNING	8-11
2.1	TAXONOMI	
2.2	UTBREDNING	
3.	YTRE MORFOLOGI OCH SYN	12-14
3.1	MORFOLOGI	
3.1.1	Jämförelser med de övriga gösarterna	
3.1.2	Könskaraktärer	
3.2	SYNEN	
3.2.1	Fototaxi hos yngel	
3.2.2	Synförmågan hos vuxen gös	
4.	ALLMÄNNA MILJÖKRAV	14-15
5.	REPRODUKTION	16-27
5.1	SEXUALITET	
5.2	KÖNSFÖRDELNING	
5.3	KÖNSMOGNAD	
5.4	LEKTID OCH LEKTEMPERATUR	
5.5	LEKSUBSTRAT OCH LEKPLATS	
5.6	LEKBETEENDE	
5.7	ROMMEN	
5.8	FEKUNDITET	
5.9	BEFRUKTNING OCH ROMMORTALITET	
5.10	EMBRYONALUTVECKLING	
5.11	REPRODUKTIONSANPASSNINGAR	
6.	FÖDOVAL OCH FÖDOSÖK	27-37
6.1	FÖDOVAL HOS GÖSYNGEL	
6.1.1	Initial föda	
6.1.2	Övergång till fisk som föda	
6.2	FÖDOVAL HOS VUXEN GÖS	
6.3	FÖDOSELEKTIVITET	
6.4	FÖDOKONSUMTION	
6.5	MATSMÄLTNINGSHASTIGHET	
6.6	FÖDOSÖK	
6.6.1	Födösöksstrategier	
6.6.2	Bytesfångst	
7.	TILLVÄXT OCH ÅLDER	37-45
7.1	TILLVÄXTREGLERANDE FAKTORER	
7.1.1	Fysikaliska och vattenkemiska regleringsfaktorer	

7.1.2	Biologiska regleringsfaktorer	
7.1.2.1	<i>Födottillgång</i>	
7.1.2.2	<i>Hormonell påverkan</i>	
7.2	YNGELTILLVÄXT	
7.3	TILLVÄXT OCH ÅLDER HOS VUXEN GÖS	
8.	MORTALITET	46-54
8.1	NATURLIGA MORTALITETSREGLERANDE FAKTORER	
8.1.1	Naturligt åldrande	
8.1.2	Naturliga miljöfaktorer	
8.1.2.1	<i>Vattentemperatur</i>	
8.1.2.2	<i>Syrgashalt</i>	
8.1.2.3	<i>Salthalt</i>	
8.1.3	Biologiska faktorer	
8.1.3.1	<i>Predation</i>	
8.1.3.2	<i>Födottillgång</i>	
8.1.3.3	<i>Sjukdomar och parasiter</i>	
8.2	MORTALITET ORSAKAD AV MÄNSKLIG AKTIVITET	
8.2.1	Fiske	
8.2.2	Habitatförstöring	
8.2.3	Exploatering av vattendrag	
8.2.4	Utsläpp av eutrofierande ämnen	
8.2.5	Utsläpp av miljögifter	
8.3	MORTALITET UNDER OLIKA UTVECKLINGSSTADIER	
8.3.1	Rommortalitet	
8.3.2	Yngelmortalitet	
8.3.3	Mortalitet hos vuxen gös	
9.	POPULATIONSDYNAMIK	54-60
9.1	POPULATIONSTRUKTUR	
9.1.1	Ålders- och längdfördelning	
9.1.2	Produktion, biomassa och populationsstorlek	
9.2	POPULATIONSRÉGLERING	
9.2.1	Reproduktionsframgång	
9.2.2	Åldersspecifik mortalitet	
9.2.3	Konkurrens	
9.2.3.1	<i>Inomartskonkurrens</i>	
9.2.3.2	<i>Mellanartskonkurrens</i>	
9.3	UPPKOMST AV BIMODALA STORLEKSFÖRDELNINGAR	
10.	VANDRINGAR OCH ANDRA BETEENDEN	60-62
10.1	YNGELSPRIDNING	
10.2	VANDRINGAR	
10.2.1	Dygnsvandringar	
10.2.2	Lekvandringar	
10.2.3	Födosöksvandringar	
10.2.4	Övervintring	
10.3	STIMBILDNING	

11.	GÖSODLING	62-64
11.1	ROMINSAMLING	
11.1.1	Rominsamling från naturliga vatten	
11.1.2	Lek i odlingsdammar	
11.1.3	Konstjord befruktning	
11.2	ROMINKUBATION OCH KLÄCKNING	
11.3	UPPDIVNING I DAMMAR	
12.	GÖSUTSÄTTNINGAR	64-68
12.1	UTSÄTTNINGSMETODER	
12.1.1	Befruktad rom	
12.1.2	Försträckta yngel	
12.1.3	1-somrig gös	
12.1.4	Flersomrig gös	
12.2	PROBLEM VID GÖSUTSÄTTNINGAR	
12.3	FÖRSTÄRKNING AV GÖSPOPULATIONER - EN VATTEN- KVALITETFÖRBÄTTRANDE ÅTGÄRD?	
13.	ERKÄNNANDEN	68
14.	ENGLISH SUMMARY: THE BIOLOGY OF PIKEPERCH - A LITERATURE REVIEW	68-71
15.	LITTERATUR	72-89

SAMMANFATTNING

Den vanliga euroasiatiska gösen (*Stizostedion lucioperca* (L.)) ingår i släktet gösfiskar inom familjen abborrfiskar (Percidae). Släktet består av 5 arter och härstammar ursprungligen från området kring Svarta havet, Kaspiska havet och Aralsjön. I Europa finns 3 ursprungliga gösarter och i Nordamerika finns 2 arter. Den vanliga euroasiatiska gösen är den mest spridda i Europa och den enda förekommande gösarten i Sverige. Från att naturligt endast ha förekommit öster om floden Elbe, samt i den del av området kring Östersjön som en gång tillhörde Ancylussjön, har gösen fr o m 1800-talets senare del spridits med mänsklig hjälp och finns numera över större delen av Europa.

Gösen är vanligen grönaktigt gråbrun till brunsvart på ryggen, vilket sträcker sig ned som 8-12 mörka ränder på de grönaktiga eller blågröna sidorna. Buken är ofta silvergrå, smuts- eller gulvit. Gösen förekommer i sjöar, svagt strömmande vatten och i kusternas brackvattenområden ($< 12 \text{ ‰}$). Den trivs bäst i grumliga och måttligt näringsrika vatten med hög syrgashalt ($> 3.5\text{-}4.5 \text{ mg O}_2/\text{l}$). Den kan även trivas i klara vatten om dessa har djupa delar där den kan tillbringa den ljusa delen av dygnet. Gösen bildar sällan stim. Äkta stimbildning förekommer endast hos yngel fram till att de blir fiskätande, medan vuxna gösar vanligen lever solitärt.

Strax före leken vandrar de lekmogna gösarna till lämpliga lekbottnar. Vandringsarna är vanligtvis korta (upp till 10-30 km), men kan i enstaka fall vara mycket långa (upp till 70-250 km). En viss tendens att återvända till samma lekplatser från år till år har iakttagits. Leksubstratet består av sten, grus, sand eller lera, gärna med inslag av växtrötter. Om substratet är lera, bereder hannen ett rede genom att gräva en upp till 1 m^2 stor fördjupning i sedimentet och blottlägger eventuella växtrötter. I den norra delen av utbredningsområdet sker dock leken ofta direkt på sand-, grus- eller stengrund. Leken sker parvis när vattentemperaturen har uppnått ca $10\text{-}14 \text{ °C}$ (i Sverige

vanligen under april-juni). Under leken lägger honan en ansevärd mängd rom som uppgår till omkring 200 romkorn per gram kroppsvikt, d v s en göshona som väger 1 kg lägger ca 200 000 romkorn. Romkornen har ett klibbigt ytskikt, vilket gör att de fäster väl på leksubstratet. Efter leken stannar hannen kvar och vårdar rommen tills den kläcks (ca 11 dagar vid 10 °C). Hannen fläktar rommen med friskt och syrerikt vatten, samt ser till att den ej täcks av sedimentterande material. Dessutom försvarar han rommen mot predatorer. För normal romutveckling krävs att temperaturen är inom intervallet $10\text{-}24 \text{ °C}$ (helst mellan 12 och 20 °C) och att syrgashalten överstiger $4.5 \text{ mg O}_2/\text{l}$, samt att salthalten är maximalt $2\text{-}3 \text{ ‰}$.

Gösynglen kan i början av sin utveckling endast ta mycket små födoorganismer, främst tidiga utvecklingsstadier av copepoder och rotatorier. Ynglen utvecklas dock fort och de kräver successivt större bytesdjur. Efter de små copepoderna övergår ynglen raskt till vuxna copepoder och små cladocerer. Därefter går de sedan över till att ta större cladocerer och vidare till andra stora kräftdjur såsom *Leptodora kindtii* och olika mysider. Fiskätande inleds vanligtvis vid en längd av 10-25 mm beroende på tillgången på fiskyngel och alternativa födoobjekt. När gösynglen nått 10 cm:s längd består födan nästan uteslutande av fisk. Den vuxna gösen tar företrädesvis små bytesfiskar, vilka sällan överstiger 15 cm:s längd. Långsmala fiskar som nors, siklöja och gobider föredras, men även mer högväxta bytesfiskar kan vara viktiga som föda om dessa förekommer rikligt i lämplig storlek.

Gösen är anpassad till att jaga med hjälp av synen under dåliga ljusförhållanden. Detta möjliggörs främst genom ett reflekterande skikt (*tapetum lucidum*) i näthinnan som förstärker intrycket av det infallande ljuset. Anpassningen till förhållanden med svagt ljus har dock medfört att gösen är känslig för starka ljusintensiteter. För gösar som lever i klara vatten innebär detta att födosöket främst sker under gryning och skymning, medan den ljusa delen av dygnet

tillbringas på djupare vatten där ljuset ej är för starkt. I grumliga vatten kan jakten vara utsträckt över hela dygnet. Födosöket sker framförallt i den fria vattenmassan.

Såväl födosöksaktiviteten som tillväxten hos gös är temperaturberoende. Detta innebär att gösen i den nordliga delen av utbredningen främst är aktiv under sommarhalvåret, då även den huvudsakliga tillväxten sker. Aktiviteten ökar med ökande vattentemperatur upp till den övre toleranstemperaturen (ca 35 °C), varefter den avtar drastiskt. Vid temperaturer under 8 °C tas byten endast sporadiskt. På senhösten söker sig gösarna i den nordliga delen av utbredningsområdet till djupare vatten för att övervintra. Gösen trivs bäst inom temperaturintervallet 24-29 °C. För god tillväxt krävs att tillgången på lämplig föda är god, speciellt vid höga vattentemperaturer. Maximal tillväxt för vuxna individer sker vid ca 28-30°C. Längden på 1-åriga gösarna varierar mellan 6 och 23 cm, beroende på bl a födotillgång och tillväxtsåsongens längd. Tillväxthastighetens beroende av vattentemperaturen och följaktligen vattensystemets breddgrad och höjd över havet medför att gösens tillväxt varierar starkt inom utbredningsområdet. Generellt är hastigheten högre i de södra delarna än i de nordliga. Gösen blir maximalt 100-130 cm lång och väger då mellan 15-20 kg. Gösens maximala ålder är omvänt beroende av dess tillväxthastighet. De långsamväxande gösarna i norr blir 20-24 år gamla, medan de mer snabbväxande i söder endast uppnår 8-9 års ålder.

Göspopulationernas styrka och struktur regleras främst av förutsättningarna för framgångsrik reproduktion och åldersspecifik mortalitet, men i viss mån även av konkurrens. De viktigaste regleringsfaktorerna för lyckad reproduktion är tillgången på lämpliga lekbottnar och kläckningstemperaturen. Gösens mortalitet regleras både av naturliga styrfaktorer och av mänsklig påverkan. De naturliga faktorerna består av olika miljöfaktorer och biologiska regleringsmekanismer.

Vattentemperaturen är den viktigaste naturliga miljöfaktorn, vilken verkar direkt genom en ökad rommortalitet vid onormala

kläckningstemperaturer och indirekt genom att begränsa födotillgången. Andra viktiga naturliga miljöförändringar är syrgasbrist och förändringar i salthalt. De viktigaste biologiska regleringsmekanismer är predationstrycket under de första 2 åren, tillgången på lämplig föda, samt sjukdomar och parasiter. Rommortaliteten är normalt mycket låg, men kan vara betydelsefull om göshannen av någon anledning ej vårdar avkomman. Under yngelstadiet är de viktigaste mortalitetsreglerande mekanismer större fiskars predation på yngel och begränsningar i födotillgången.

Kommersiellt fiske är den viktigaste mänskliga beståndsreglerande faktorn. Övrig mänsklig påverkan på gösbestånd sker bl a genom habitatförstöring, vilket främst är riktat mot lekbottnarna, samt genom utsläpp av näringsämnen och miljögifter. Stundtals kan även mortaliteten i kraftverksanläggningar vara mycket hög, p g a att yngel sugts in i turbiner, kylvattensystem o dyl. Fiske är den viktigaste mortalitetsreglerande faktorn för vuxna gösarna i vatten med kommersiellt fiske. Andra former av predation på vuxna gösarna är praktiskt taget försumbara.

Konkurrens sker dels inom arten och dels med andra arter. De viktigaste konkurrerande arterna i den nordliga delen av utbredningsområdet är abborre och gädda. Konkurrensen minskas dock genom skillnader i födo- och habitatval, samt temperaturtolerans. Kannibalism kan vara en viktig populationsbegränsande faktor vid hög födokonkurrens. Populationsstrukturen är starkt beroende av olika årsklassers styrka och av gösens medellivslängd i det specifika vattensystemet. Ofta uppvisar strukturen ett vågmönster p g a klimatiska effekter på reproduktionen och dominerande årsklassers predation på yngel av den egna arten. Göspopulationers storlek varierar vanligen mellan 1 och 15 ind/ha och biomassan mellan 5.5 och 20 kg/ha. Storleksfördelningen på gösyngel är ofta bimodal, p g a att de yngel ur en årskull som äter fisk växer mycket fortare än de som lever på djurplankton.

Efterfrågan på rom och yngel till nyintroduktioner och förstärkningsutsättningar är stor. Rom till utsättningar och yngelproduktion kan erhållas från lek i naturliga vatten, leksumpar eller från odlingsdammar, samt genom konstgjord befruktning av lek mogna individer. Rommen kläcks i odlingsdammar, bassänger, tankar, stora kläckningsglas e dyl. Viktigt för kläckningsresultatet är en god syrgassättning under rommens utveckling. En alternativ metod, där rommens tillgång på syrgas är mycket god, är att kläcka rommen hängande i en mycket fuktig miljö som erhålls genom att spruta en vattendimma över rommen. För att ynglens överlevnad och tillväxt skall vara god krävs att tillgången på lämplig föda är god. Kannibalism medför att mortaliteten ofta är mycket hög i odlingar, speciellt om födotillgången är otillfredställande.

Utsättningar sker till stor del med befruktad rom och 1-somriga yngel, samt i viss mån med försträckta yngel. Utsättningar av flersomriga individer sker endast i undantagsfall. Den i Sverige dominerande odlings- och utsättningsmetodiken är att låta gösarna leka i sumpar klädda med enris, och därefter låta rommen kläckas i odlingsdammar där ynglen får växa upp till hösten, då de sättes ut som 1-somriga yngel.

Orsaker till dåliga resultat vid gösutsättningar kan bl a vara; att för få eller för små fiskar sätts ut, att fiskarna är behäftade med transport- och hanteringskador, eller att utsättningsmaterialet utsätts för kraftig predation eller konkurrens i vattnet. En annan orsak till dåliga utsättningsresultat kan vara att vattnet ej lämpar sig för gös, t ex genom att lämplig föda saknas för något utvecklingsstadium eller att ljus- och temperaturklimatet i vattnet är ogynnsamt. Svårigheter att uppnå självreproducerande stammar kan även bero på att lämpliga lekbottnar saknas.

Gösen har rönt ett stort intresse för biomanipuleringsförsök för att förbättra vattenkvaliteten eftersom den är en mycket effektiv predator. Biomanipulering innefattar dock en mängd problem och resulterar vanligtvis endast i kortvariga förändringar,

bl a på grund av ekologiska systemens känslighet för klimatförändringar.

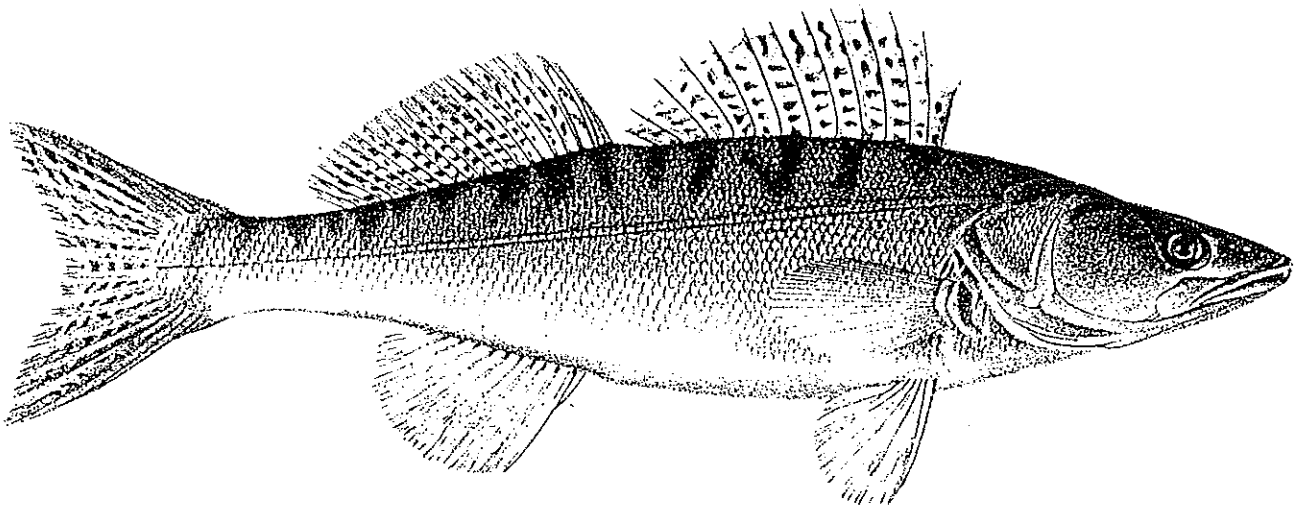
1. INLEDNING

Den vanliga gösen (*Stizostedion lucioperca* (L.)) är en fisk som har stor ekonomisk betydelse för yrkesfisket och den är dessutom ett mycket uppskattat byte för sportfiske. Arkeologiska utgrävningar av bosättningar vid Östersjöns södra kust visar att gös utgjorde en viktig bytesfisk för människor redan för 3 000-6 000 år sedan (Tsepkin 1984, ref i Craig 1987).

Gösen har ett mycket välsmakande kött, och ett högt saluvärde. De största yrkesmässiga fångsterna tas i Sovjet och Turkiet, där ca 16-19 000 ton, respektive 1 500 ton, gös fångas årligen (FAO 1989, 1990). I Finland fångas ca 800 ton per år, varav ca 80% fångas i Östersjön (FAO 1989, 1990). I Sverige fångas omkring 600 ton (SCB 1989). Den största mängden gös fångas i sjöarna Mälaren och Hjälmaren, där man 1988 fångade 190 respektive 155 ton gös. Under senare år har emellertid det kustnära fisket i Östersjön ökat i betydelse. En ökning från 78 till 125 ton noterades från 1988 till 1989 (SCB 1989). Sedan länge har gösen utgjort ett mycket attraktivt byte för både fritidsfiskare och sportfiskare. Detta intresse har ökat ytterligare på senare år i takt med att intresset för trollingfiske har ökat.

På grund av gösens relativt begränsade utbredning i landet och dess höga värde som bytesfisk sedan lång tid tillbaka har intresset för utsättning av gös, både i form av nyintroduktioner och förstärkningsutsättningar, varit mycket stort. För att kunna vägleda vid gösutsättningar och gösfiskevård har Fiskeristyrelsens Sötvattenslaboratorium initierat en sammanställning av det aktuella kunskapsläget om gös. Sammanställningsarbetet har ingått som en del i projektet "Fiskevårdsåtgärder i kalkade vatten" vid Sötvattenslaboratoriet.

En ökad kunskap om gösens biologi är speciellt angelägen eftersom omfattande gösutsättningar har förekommit i landet under



Figur 1. Gös (*Stizostedion lucioperca* L) (illustrerad av W von Wright, från Smitt 1895).

Figure 1. Pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L) (illustrated by W von Wright, from Smitt 1895).

en längre tid, och endast i ett begränsat antal fall givit önskvärt resultat. Litteratur-sammanställningen är därför den första etappen i en bred kunskapsuppbyggnad om gösens biologi och fiskevård. Den andra etappen omfattar en genomgång av förekommande gössjöar och en utvärdering av gjorda utsättningar i Sverige, samt i viss mån även gösutsättningar i andra länder. Den tredje etappen avses resultera i råd och riktlinjer för gösfiskevård och gösutsättningar i Sverige.

2. TAXONOMI OCH UTBREDNING

2.1 TAXONOMI

De olika gösarterna (*Stizostedion* spp) tillhör familjen abborrfiskar (Percidae), inom ordningen abborrfiskar (Perciformes). Perciformes är den största gruppen av ryggradsdjur med ca 7 800 arter (Nelson 1984). De främsta kännetecknen för arter inom denna ordning är taggiga fenestrålar, samt att förbindelsen mellan simblåsan och mag-tarmkanalen är sluten. Hos de flesta arterna är dessutom den bakre, fria delen av fjället täckt av tandliknande utskott, s k ctenoida fjäll (Craig 1987).

Familjen abborrfiskar omfattar cirka 163 arter (Collette et al. 1977). Dessa karakteriseras bl a av 2, ofta åtskilda, ryggfenor med

6-15 väl utvecklade taggiga fenestrålar, 1 eller 2 taggar på analfenan, samt har ofta taggiga utskott på gällocken (Collette & Banarescu 1977, Nelson 1984). Abborrfiskarna förekommer naturligt på det norra halvklotet, förutom väster om Klippiga bergen i Nordamerika (Collette 1963, Nelson 1984). Familjen kan delas upp i två underfamiljer; Percinae, vilka har väl utvecklade taggar på analfenan, och Luciopercinae som har svagt utvecklade taggar. Underfamiljen Percinae representeras av exempelvis abborre (*Perca fluviatilis*), gulaborre (yellow perch, (*P. flavescens*)) och gärs (*Gymnocephalus cernua*). I underfamiljen Luciopercinae ingår bl a de olika gösarterna. Båda underfamiljerna anses härstamma från en anadrom (marin form som vandrar upp i sötvatten för att leka) del av familjen havsabborrar (Serranidae) (Balon et al. 1977, Collette & Banarescu 1977, Collette et al. 1977).

Släktet gösfiskar (*Stizostedion* (Rafinesque)) består av 5 arter, varav 3 finns naturligt i Europa. De europeiska arterna är vanlig euroasiatisk gös (*Stizostedion lucioperca* (Linneus)), (Figur 1), volgagös (*S. volgense* Gmelin) och havsgös, ibland även kallad kaspisk gös (*S. marinum* Cuvier). De övriga 2 arterna, walleye (*S. vitreum vitreum* (Mitchell)) och sauger (*S. canadense* (Smith)), har sitt naturliga ursprung på den nordamerikanska kontinenten (t ex Balon et

al. 1977, Collette & Banarescu 1977, Craig 1987). Förutom den vanliga walleyen (*S. vitreum vitreum*), även kallad gul walleye (yellow walleye), fanns det tidigare en underart kallad blå walleye (blue pike (*S. vitreum glaucum* Hubbs)), vilken skilde sig både morfologiskt och beteendemässigt från den vanliga walleyen. Den blå walleyens utbredning var starkt begränsad till delar av Lake Erie (Ohio, USA), men anses numera vara antingen utdöd eller uppblandad i den vanliga walleyens genpool på grund av upprepade korsningar (Colby et al. 1979). De två underarterna har även vid vissa tillfällen klassificerats som separata arter (*S. vitreum* respektive *S. glaucum*) (Linfield & Rickards 1979).

Namngivningen inom släktet *Stizostedion* har även i övrigt varit mycket brokig. Tidigare hänfördes de euroasiatiska och de nordamerikanska arterna till två skilda släkten, *Lucioperca* respektive *Stizostedion*, men anses numer tillhöra samma släkte (Collette 1963). Sammanförningen till ett släkte stöds av arternas morfologiskt sett mycket lika kromosomuppsättningar (Ráb et al. 1987).

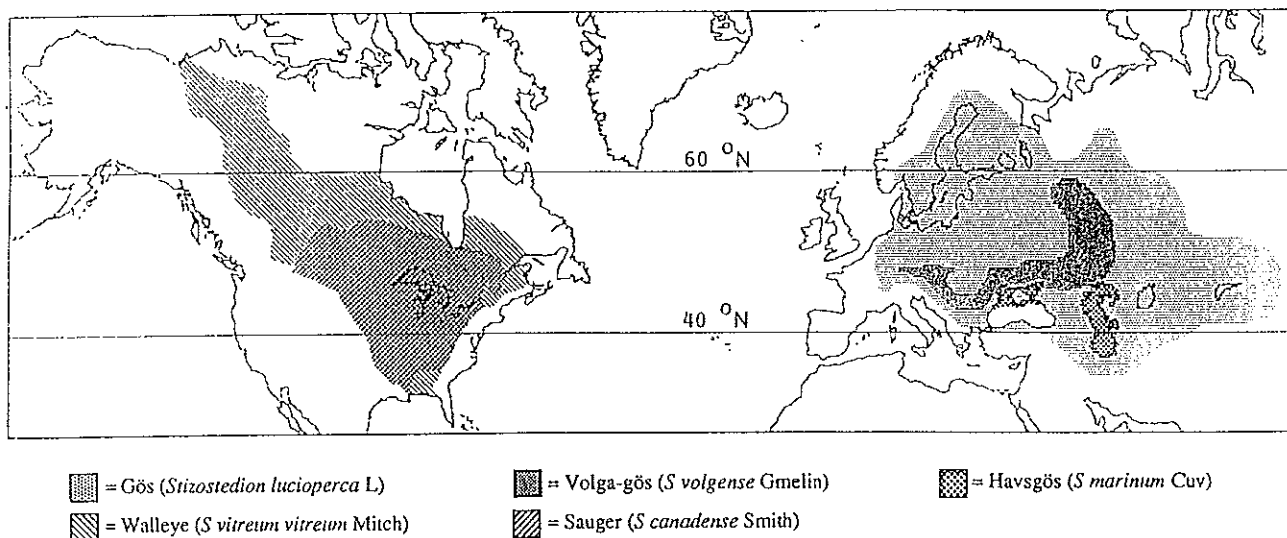
Hybrider av walleye och sauger är inte ovanliga och kan åtminstone i vissa fall uppgå till 10 % av den sammanlagda göspopulationen. Detta är dock troligen extremfall och orsakas sannolikt av en starkt be-

gränsad tillgång på lämpliga lekbottnar (Nelson & Walburg 1977). Några indikationer på att det förekommer hybridiseringar mellan de euroasiatiska arterna har ej noterats i tillgänglig litteratur. Eventuellt kan det förekomma hybrider av den vanliga gösen och volgagösen, då dessa arter samexisterar inom volgagösens utbredningsområde. Mindre sannolikt är dock hybridisering mellan havsgösen och de övriga arterna, eftersom havsgösen leker ute i brackvattenområdena och sällan vandrar upp i de tillrinnande floderna (Shcherbukha 1974).

2.2 UTBREDNING

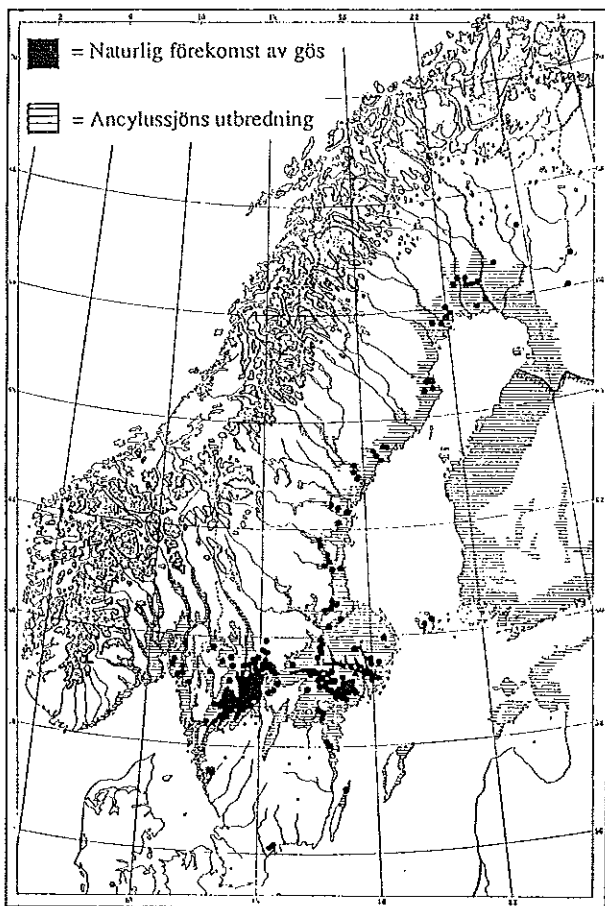
De olika *Stizostedion*-arterna anses ha ett gemensamt ursprung från området kring Svarta havet, Kaspiska havet och Aralsjön. En föregångare till dessa arter anses ha vandrat över till den nordamerikanska kontinenten för ca 30-40 miljoner år sedan, via en landförbindelse mellan de två kontinenterna över Nordatlanten (Svetovidov & Dorofeeva 1963, Balon et al. 1977, Collette & Banarescu 1977, Collette et al. 1977, Marshall 1977).

Parallellt med utvecklingen och spridningen av walleye och sauger i Nordamerika, utvecklades de tre euroasiatiska arterna (Figur 2). Havsgösen, som är mer salttol-



Figur 2. Den naturliga utbredningen för de olika gösarterna (släktet *Stizostedion*) (efter Collette & Banarescu 1977).
Figure 2. Native distributions of the pikeperch-species (genus *Stizostedion*) (redrawn from Collette & Banarescu 1977).

rant än de övriga arterna, återfinns i brackvattenområdena i Kaspiska havet och Svarta havet, samt i sällsynta fall i tillrinnande floder (Brehm 1929, Ladiges 1978, Collette & Banarescu 1977, Craig 1987). Volgagösens förekomst är begränsad till den sydöstra delen av Europa, främst i floderna Volga, Ural, Don, Dnieper, Bug, Dniester och Donau (Brehm 1929, Collette & Banarescu 1977). Av de euroasiatiska arterna är den vanliga gösen (*S. lucioperca*) den mest spridda. Dess naturliga utbredning är Öst- och Centraleuropa, samt vissa delar av Fennoskandinavien (Brehm 1929, Svetovidov & Dorofeeva 1963, Deelder & Willemsen 1964, Collette & Banarescu 1977, Linfield &



Figur 3. Gösens naturliga utbredning i Sverige, samt Ancylussjöns utbredning (ca 6900-5000 år f Kr) (från Ekman 1922).

Figure 3. Native distribution of pikeperch in Sweden, and the extension of the Ancylus Sea (approx 6900-5000 B C) (from Ekman 1922).

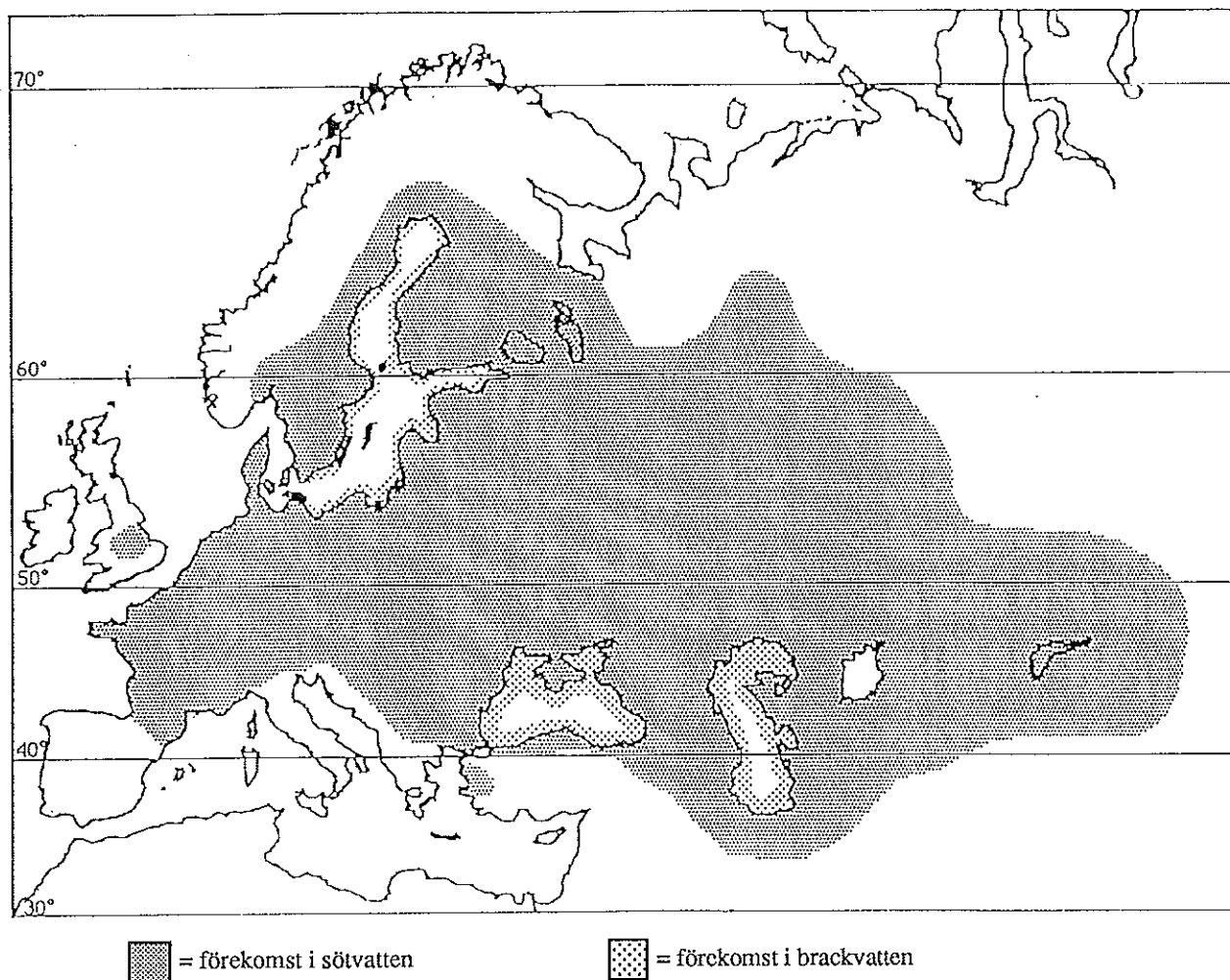
Rickards 1979, Craig 1987). I Fennoskandinavien förekommer gösen naturligt i Östersjön och andra vattensystem vilka en gång tillhörde Ancylussjön (ca 5-7 000 år f Kr, Figur 3) (Lönneberg 1898, Lundberg 1899, Ekman 1922). I Sverige förekommer gösen naturligt från Skåne upp till Norrbotten. Mer allmän är den dock företrädesvis i de sydligare landsdelarna, speciellt i mälardalsregionen (Lundberg 1899). Den äldsta funna fossila resten av gös i Sverige, hittades utanför Uppsala på 1940-talet och daterades till att vara ca 9 500 år gammal (Hörner 1947). Gösens utbredning har dock i hög grad påverkats av mänskliga aktiviteter och arten har introducerats i vattensystem över större delen av Europa, samt i några turkiska (Aksiray 1961) och marockanska sjöar (Figur 4) (Brunet 1957, ref i Deelder & Willemsen 1964). I Västeuropa introducerades gösen först under slutet av 1800-talet (Steffens 1960, Dahl 1961, 1982, Wurtz-Arlet 1961, Deelder & Willemsen 1964, Goubier 1972, Wheeler & Maitland 1973, Gagne 1977, Hartmann & Nümann 1977, Linfield 1982, Fickling & Lee 1983, Hickley 1986, Craig 1987, Galvez & Micha 1987). Arkeologiska fynd från Liège (Belgien) tyder dock på att gösen eventuellt fanns i floden Meuse kring år 5 300-5 250 f Kr (Desse 1984, Galvez & Micha 1987) och skulle således därefter ha dött ut. Galvez & Micha (1987) ansåg dock att fyndet bör tas med en viss skepsis.

Framförallt i Storbritannien har gösen haft en explosionsartad utbredning under senare tid. Sporadiska utsättningar från och med 1800-talets senare hälft resulterade endast i en begränsad spridning fram till 1963 då gös sattes ut i Great Ouse Relief Channel-systemet (Norfolk-distriktet), varefter den expanderade mycket snabbt i hela vattensystemet. Den inplanterade gösen anses åtminstone till en viss del vara orsaken till att bestånden av cyprinider (karpfiskar), främst mört, har minskat kraftigt i området (Linfield & Rickards 1979, Linfield 1982, Hickley 1986). Andra författare anser att en bidragande orsak till minskningen i karpfiskbestånden kan vara en försämrad reproduktion hos dessa (Fickling & Lee 1983).

De olika gösarternas naturliga utbredning begränsas av dels rent fysiska hinder, exempelvis bergskedjor, men även av mer indirekta orsaker såsom ogynnsam salthalt, vilket kan hindra fiskar att ta sig från ett vattensystem till ett annat. Utbredningen

påverkas även i hög grad av klimatiska orsaker, framförallt temperaturen, har stor betydelse genom en direkt påverkan på reproduktionsresultatet och en indirekt påverkan på födotillgång.

Släktet gösfiskar består av 5 arter, vilka samtliga härstammar från området kring Svarta havet, Kaspiska havet och Aralsjön. I Europa finns 3 ursprungliga gösarter och i Nordamerika finns 2 arter (Figur 2). Den vanliga euroasiatiska gösen (*Stizostedion lucioperca* (L.)) är den mest spridda i Europa och förekommer med mänsklig hjälp numera över större delen av Europa (Figur 4).



Figur 4. Gösens nuvarande utbredning i sötvatten och brackvatten (bearb efter bl a Huitfeldt & Kaas 1918, Aksiray 1961, Dahl 1961, 1982, Deelder & Willemsen 1964, Goubier 1972, Maitland 1972, Collette & Banarescu 1977, Gagne 1977, Berka 1990).

Figure 4. Present distribution of the pikeperch (prepared with data from several references, examples are given in the Swedish legend).

3. YTTRE MORFOLOGI OCH SYN

3.1 MORFOLOGI

3.1.1 Jämförelser med de övriga gösarterna

De olika *Stizostedion*-arterna är relativt storväxta aktiva predatorer som jagar byten i den fria vattenmassan (Collette & Banareescu 1977, Collette et al. 1977). De har relativt långsträckta kroppar med två stora ryggfenor, vilka ofta har små svarta stänk i rader. De kännetecknas av många små tänder i flera rader på käkarna, samt i gommen. Samtliga arter förutom volgagösen har dessutom kraftiga rovtänder på käkarna (Collette 1963, Deelder & Willemsen 1964, Collette & Banareescu 1977, Craig 1987).

Samtliga gösarter har en mycket varierande färgteckning och variationen är omfattande såväl mellan som inom arterna och beror bl a på vattnets färg och grumlighet (Marshall 1977, Craig 1987). Den vanliga gösen (Figur 1) beskrivs ofta vara grönaktigt gråbrun till brunsvart på ryggen, vilket sträcker sig ned som mörka ränder på de grönaktiga eller blågröna sidorna. De mörka banden är vanligen 8-12 till antalet och kan vara mer eller mindre tydliga. Buken varierar ofta mellan silvergrå och smuts- eller gulvita nyanser (Nilsson 1855, Lilljeborg 1891, Smitt 1892, Stuxberg 1895, Rosén 1939, Marshall 1977, Craig 1987). Volga- och havsgösens färgteckningar påminner om den vanliga gösens, men är ljusare, speciellt havsgösen vars rygg är ljusgrå (Craig 1987). Walleyen är ofta olivbrun, gyllenbrun eller gul på sidorna. Ryggen är mörkare än sidorna och buken är mjölkvit (Scott & Crossman 1973). Saugern har en brunaktig rygg, från vilken 3 eller 4 ränder fortsätter ned över de sand- eller matt brunfärgade sidorna, medan buken är mjölkvit (Craig 1987).

Gemensamt för de olika gösarterna är de silver- eller mässingsglänsande ögonen (Lilljeborg 1891, Smitt 1892, Stuxberg 1895, Craig 1987), vilket orsakas av ljus som reflekteras i det s k *tapetum lucidum* (se delkapitlet om synen).

3.1.2 Könskaraktärer

Hannen hos den vanliga euroasiatiska gösen kan kännas igen på en mer konkav ryggprofil mellan huvud och ryggfena, medan honans profil är rak (Deelder & Willemsen 1964). Under leken antar göshannens buk ofta en marmorerad blå färgton, medan honans buk i allmänhet är vitare och rundare (Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984, Craig 1987). Dessutom är honans rygg högre och huvudet bredare än hannens (Deelder & Willemsen 1964, Marshall 1977, Tölg 1984). Vidare anses att den lekmogna göshonans könsöppning är mer framträdande än hannens (Deelder & Willemsen 1964, Marshall 1977). Ingen av dessa metoder för att särskilja könen med hjälp av yttre könskaraktärer är dock säker, då den individuella variationen är stor (Svärdson 1948, Deelder & Willemsen 1964, Antalpi 1979).

3.2 SYNEN

3.2.1 Fototaxi hos yngel

Vid kläckningen är ögonen hos gösynglet, liksom hos yngel av andra percider, såsom abborre (*Perca fluviatilis*), walleye (*Stizostedion v. vitreum*) och sauger (*S. canadense*), väl utvecklade, men pigmentering i ögat saknas eller finns endast i mycket begränsad omfattning (Deelder & Willemsen 1964, Craig 1987). Avsaknaden av ordentlig pigmentering i ögat medför att ynglen är mycket känsliga för starkt ljus. Direkt solljus ansågs av Woynárovich (1960:a) vara dödligt inom 3-5 timmar i akvarieförsök, medan diffust ljus (400-500 lux ovan ytan) kan tolereras under 1-3 dagar. Inga skador åsamkades yngel när ljusintensiteten i vattnet understeg 140-150 lux (250 lux ovanför ytan). Gösyngel anses ändock vara positivt fototaktiska initialt eftersom de söker sig mot ljus i början (Deelder & Willemsen 1964, Kovalev 1976), vilket underlättar fångsten av djurplankton (Craig 1987). Om ljusstyrkan däremot blir alltför stark reagerar gösynglen negativt fototaktiskt och flyr undan det

skadliga ljuset (Deelder & Willemsen 1964). När ynglen tillväxt något, blir de mera aktiva under dygnets mörkare timmar och tillbringar dygnets ljusare del på djupare vatten (Tsunikova 1972).

3.2.2 Synförmågan hos vuxen gös

Gösens öga är i hög grad anpassat till ett liv i vatten med låg ljusintensitet. Den viktigaste anpassningen är det s k *tapetum lucidum*, vilket består av celler med ett reflekterande material, belägna mellan de ljuskänsliga stavarna i näthinnan (Wunder 1925, 1930, Moore 1944, Woynárovich 1960:a, Ali & Anctil 1968, 1975, Ahlbert 1969, 1975, Denton 1971, Zyznar & Ali 1975, Ali et al. 1977, Craig 1987). Tidigare ansågs det reflekterande materialet bestå av guanin (Wunder 1925, 1930, Moore 1944, Ali & Anctil 1968, 1977, Ahlbert 1969, Gagne 1977), men har senare visats vara 7, 8 - dihydroxanthopterin (Zyznar & Ali 1975). I *tapetum lucidum* reflekteras det infallande ljuset fram och tillbaka flera gånger mellan de reflekterande cellerna och får på så vis flera chanser att absorberas av de ljuskänsliga stavarna. De färgkänsliga tapparna i näthinnan är dessutom försedda med en fettdroppe, vilken i ett mörkeradapterat öga fungerar som en ljusriktare åt stavarna. Detta medför att ljus med större infallsvinkel kan tas emot (Zyznar & Ali 1975, Ali et al. 1977). Hos vår vanliga euroasiatiska gös (*S. lucioperca*) utgör *tapetum lucidum* ett horisontellt band över näthinnan, medan hos walleye och sauger är det reflekterande skiktet jämnt fördelat, vilket kan antyda att ögat hos den vanliga gösen är något sämre anpassat till dåliga ljusförhållanden än de nordamerikanska arternas ögon (Moore 1944, Ali & Anctil 1977). *Tapetum lucidum* har även påvisats hos andra sötvattensfiskar än de inom släktet *Stizostedion*, speciellt arter som återfinns i grumliga vatten (Wunder 1930, Moore 1944, Ryder 1977).

Ett ljusreflekterande skikt är också vanligt hos havslevande broskfiskar, vilka antingen har ett nattligt födosöksbeteende eller lever på stora djup (Denton & Nicol 1964, Denton 1971).

En ytterligare adaptation inom släktet *Stizostedion* till en miljö med dåliga ljusförhållanden, är en kraftig summering av nervimpulser från de ljuskänsliga cellerna. Nervimpulser från ett större antal ljuskänsliga celler än hos många andra fiskarter kopplas samman i ögats horisontalceller, vilket ger en förstärkt signal till hjärnan (Moore 1944, Ali & Anctil 1977, Witkovsky et al. 1979). Detta sker dock på bekostnad av att upplösning av fiskens bild på omgivningen försämras (Ahlbert 1969, 1975).

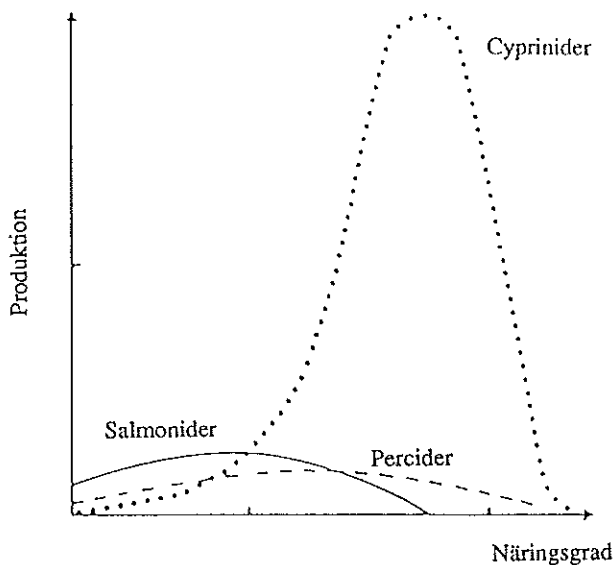
De olika *Stizostedion*-arterna är således väl anpassade till vatten med låga ljusintensiteter, men har däremot svårt att klara av starkt ljus på grund av dålig pigmentering (melanin) i näthinnan (Ali & Anctil 1977). Saugern anses vara den av de två nordamerikanska arterna som är bäst anpassad till dåliga ljusförhållanden, eftersom den har ett förhållandevis utbredd reflekterande skikt i näthinnan (Ali & Anctil 1968). De övriga gösarterna har mer retinalt epitelpigment än saugern, vilket gör att de tål starkare ljusintensiteter (Ali & Anctil 1977).

De olika gösarternas negativa fototaxi medför att de i sjöar med relativt klart vatten har behov av att kunna söka sig till sjöarnas djupare delar under dagtid, och att de främst är aktiva under dygnets mörkare del då de jagar byten i hela vattenmassan (Deelder & Willemsen 1964, Mikulski 1964, Kitchell et al. 1977:a, Marshall 1977, Nagiec 1977). Enligt Ryder (1977) kan gösar optimera ljusnivån under dagtid genom att: 1) söka sig till djupare vatten, 2) förflytta sig till grumligare delar av sjöar (ofta turbulenta), 3) stanna kvar på grundområden om lämpligt skydd mot det starka ljuset, t ex vattenväxter, finns i tillräcklig omfattning (vanligaste sättet för walleye).

Gösen beskrivs vanligen som grönaktigt gråbrun till brunsvart på ryggen, vilket sträcker sig ned som 8-12 mörka ränder på de grönaktiga eller blågröna sidorna. Buken är ofta silvergrå, smuts- eller gulvit. Gösen har många små tänder på käkarna och i gommen, samt har dessutom en del kraftigare tänder på käkarna. De nykläckta gösynglen söker sig i början mot ljus om det ej är för starkt. Aktiviteten förskjuts dock snart mot dygnets mörkare del. Gösens öga är anpassat till låga ljusintensiteter. I näthinnan finns ett reflekterande skikt (*tapetum lucidum*) som förstärker intrycket av det infallande ljuset. Anpassningen möjliggör för gösen att företrädesvis jaga under förhållanden med svagt ljus.

4. ALLMÄNNA MILJÖKRAV

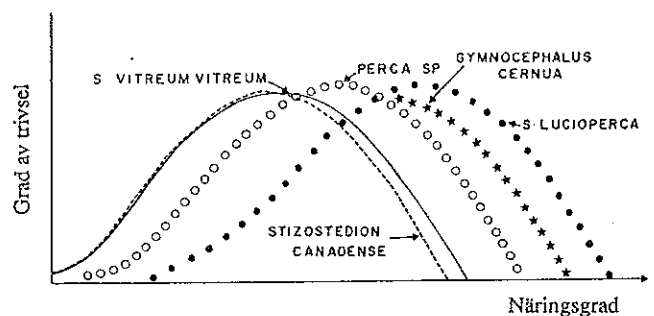
Abborrfiskarna (Percidae) trivs bäst i måttligt näringsrika vatten och intar en mellanställning mellan laxartade fiskar (Salmonidae), vilka föredrar näringsfattiga vatten, och karpfiskar (Cyprinidae), som är talrikast under näringsrika förhållanden (Figur 5)



Figur 5. Förändringar i artsammansättning och produktion, mellan lax-artade fiskar (Salmonidae), abborrfiskar (Percidae) och karpfiskar (Cyprinidae), vid förändringar av vattensystemets näringsgrad (från Leach *et al* 1977).

Figure 5. Changes in species-composition and productivity, between salmonids, percids, and cyprinids, at different stages of eutrophication (from Leach *et al* 1977).

(Järnefelt 1949, Entz 1977, Kitchell *et al.* 1977:a, Leach *et al.* 1977). Inom familjen abborrfiskar är de europeiska arterna generellt mer toleranta mot näringsrika förhållanden. Detta anses bero på att europeiska vatten under lägre tid har varit utsatta för eutrofiering än nordamerikanska vattensystem. De europeiska abborrfiskarna har således under en längre tidsrymd kunnat aklimatisera sig till mer näringsrika förhållanden (Kitchell *et al.* 1977:a, Marshall 1977). Av samtliga abborrfiskar anses den vanliga euroasiatiska gösen (*S. lucioperca*) vara den art som bäst klarar näringsrika förhållanden (Figur 6). Förmågan att klara näringsrika vatten förutsätter dock att dess höga krav på vattnets syrgashalt tillgodoses. För att gösen skall överleva krävs att syr-



Figur 6. Hypotetiskt förhållande mellan olika arter inom familjen abborrfiskars (Percidae) välbefinnande vid förändringar i vattensystemets näringsgrad (från Leach *et al.* 1977).

Figure 6. Hypothetical relations between well-being of different percids and increasing eutrophy (from Leach *et al.* 1977).

Tabell 1. Gösens trivseltemperatur, temperatur för maximal tillväxt, samt olika mått på dess temperaturtolerans.

Table 1. Optimal temperature, temperature for maximum growth, and different kinds of temperature tolerance, for the pikeperch.

Trivseltemp (°C)	Max tillv (°C)	ILT (°C)	Acklim temp (°C)	CTM (°C)	Temp ökning (°C/h)	Fysiol opt (°C)	Referens	Anmärkningar
24 - 29	28 - 30	34.3 - 35.0*	25.6 resp 30*	37	6.0 - 7.2	27.3	Hokanson 1977	
24							Willemsen 1961 ◊	2 cm :s längd
26	22						Voute 1960 ◊	4 cm :s längd
	28 - 30	36 - 37	≈ 33-34	35	0.5-1.0/dygn		Willemsen 1978	13 cm, ILT=24 h exponering
			23 - 26	35 - 37	5 - 10		Horoszewicz 1973	4-9 cm

ILT = Incipient Letal Temperatur, förflyttning direkt från aklimatiseringstemp till försökstemp
CTM = Kritiskt Termalt Maximum, gradvis ökning av temperaturen

* = utfört under sommar resp vinter
◊ = ref i Deelder & Willemsen 1964

gashalten ej understiger 3.5-4.5 mg O₂/l (Kuznetzova 1955, Alm 1964:a, Tölg 1984), vilket snarast kan jämföras med de laxartade fiskarnas behov (generellt >5 mg O₂/l). Om syrgaskoncentrationen i vattnet sjunker till omkring 5-6 mg O₂/l försöker gösarna fly från det drabbade området om det är möjligt (Kuznetzova 1955, Deelder & Willemsen 1964).

Gösen förekommer både i sjöar och svagt rinnande vatten, samt i kusternas brackvattenområden. Den gynnas av förhållandevis höga vattentemperaturer och trivs bäst vid temperaturer mellan 24 och 29°C (Tabell 1). För att trivas kräver gösen förutom god tillgång på föda och hög syrgashalt i vattnet, att vattnet antingen är grumligt eller att det finns möjlighet att söka sig till djupare delar av vattenmassan under dagtid, p g a att ögonen ej klarar av höga ljusintensiteter (se ovan 3.2 Synen). Även om brunvatten-sjöar uppfyller kravet på en låg ljusinstrålning, återfinns gös sällan i denna typ av vatten (Järnefelt 1949, Lehtonen et al. 1984). Orsaken till detta kan

vara en begränsad tillgång på lämplig föda då dessa vatten vanligen är lågproduktiva.

En förändring i uppfattningen om vilka vatten gösen föredrar kan skönjas i svensk litteratur kring sekelskiftet. I äldre litteratur anges att gösen föredrar eller endast förekommer i djupa och klara vatten (Nilsson 1855, Lilljeborg 1891, Smitt 1892, Norbäck 1884). Från och med mitten av 1890-talet svängde dock åsikterna över till att gösen även kan trivas i grumliga vatten (Stuxberg 1895, Brehm 1929). Under 1920-talet var åsikten att gösen trivs bäst i grumliga vatten, men att den även kan trivas djupa och klara vatten (Lönnerberg 1922, Rosén 1939, Alm 1964:a).

De nordamerikanska gösarterna är i ännu högre grad anpassade till ett dåligt ljusklimat (se 3.2 Synen) än den vanliga euroasiatiska arten. Bästa anpassad är saugern, vilken vanligen lever i grumligare eller djupare vatten än walleyen (Moore 1944, Ali & Anctil 1968, 1977, Scott & Crossman 1973, Zyznar & Ali 1975, Ali et al. 1977, Collette et al. 1977, Marshall et al. 1977).

Gösen förekommer i sjöar, svagt strömmande vatten och i kusternas brackvattenområden. Den trivs bäst i grumliga, måttligt näringsrika vatten med hög syrgashalt (>3.5-4.5 mg O₂/l). Den kan även trivas i klara vatten om dessa har djupare delar där den kan tillbringa den ljusare delen av dygnet.

5. REPRODUKTION

5.1 SEXUALITET

Gösen (*S. lucioperca*) är heterosexuell, dvs har två skilda kön (Deelder & Willemsen 1964). Det finns dock ett fåtal rapporter om fångster av enstaka hermafroditiska exemplar av den nordamerikanska släktingen walleye (Dence 1938, June 1977). Craig (1987) citerar dessutom flera författare angående förekomst av hermafroditism inom det närstående släktet abborrarna (*Perca*). Några uppgifter om hermafroditism hos de europeiska gösarterna, *S. lucioperca*, *S. volgense* och *S. marinum*, är dock ej kända.

Den vanligaste uppfattningen är att gösen är monogam, dvs har en partner (t ex Deelder & Willemsen 1964, Shikhshabekov 1978, Collette et al. 1977). Stöd för denna teori är bl a följande:

- 1) Parvis lek (Alm 1964:a, Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984),
- 2) Äggläggningen sker normalt inom ett snävt tidsintervall, p g a att samtliga romkorn tillväxer och mognar synkront (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1968:a, 1968:b, Hokanson 1977),
- 3) Göshannens vård av rommen medför att han ej kan befrukta fler honors rom (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b),
- 4) Könsfördelningen av könsmogen gös är vanligen ungefär 1:1 (se nedan).

Uppgifter som strider mot detta förekommer främst i äldre litteratur. Exempelvis Lilljeborg (1891) och Stuxberg (1895) hävdade att gösen stimmar vid lek. Detta har troligen sitt ursprung i att avståndet mellan de olika parens reden (se 5.6 Lekbeteende) kan vara mycket litet på lämpliga lekbottnar. Dmitriyeva (1973) observerade att i vissa fall låg redena så tätt att de vidrörde varandra. Antalet reden angavs uppgå till 157 per 10 m². Detta är troligen ett räkne- eller översättningsfel. 157 reden per 100 m² är rimligare, vilket stämmer bättre överens med

den storlek på redena som författaren angav. Storleken på redena uppgavs variera mellan 50x55 och 90x100 cm (50x55 cm medför att 43% av de 100 m² skulle vara täckta av reden). Denna "trängsel" på lekområdet skulle kunna orsaka en illusion av att gösen leker i stim.

Gösen är dock i hög grad anpassningsbar till olika reproduktionsförhållanden. I Onegasjön (Sovjet) leker gösen i omgångar (Virolaynen 1946, ref i Kukuradze 1968:a), vilket kan bero på bristande tillgång på lämpliga lekbottnar. Liknande iakttagelser har gjorts i Pärnu-viken (Estland), där gösen har en utdragen daglig form av lek (Trusov 1949, ref i Kukuradze 1968:a). Kukuradze (1968:a) noterade att romkornen utvecklades i omgångar (asynkront) hos ett mindre antal göshonor i Donau. Av detta drogs slutsatsen att dessa honor lade rommen i omgångar. Majoriteten av göshonorna i Donau har dock synkron utveckling av äggen och lägger följaktligen all sin rom vid ett tillfälle, vilket är det normala förfarandet för göshonor i allmänhet (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1968:a).

5.2 KÖNSFÖRDELNING

Könssfördelningen under gösens lek har studerats i ett flertal undersökningar. Könskvoten anses vara ungefär 1:1 (Filuk 1961, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Yermakhanov & Rasulov 1984), men variationen i publicerade uppgifter är stor. Boyarskaya (1963-1965, ref i Rizvanov 1970) redovisade att kvoten mellan honor och hannar i Ladoga (Sovjet) varierade från 1:2 till 1:5 under åren 1963-1965. Rizvanov (1970) bestämde kvoten till 1:2 i samma sjö 1966, men fick en varierande könkvot 1967, då kvoten var 3:1 vid lekens början och 1:4 vid lekens slut. Ändrade könkvoter under olika skeden av leken har även rapporterats av ett stort antal andra författare. Detta beror på att hannarna och honorna ej anländer samtidigt till lekplatsen och de lämnar dessutom platsen vid olika tidpunkter. Hannarna anländer först till lekplatsen för att iordningställa redet (se 5.6 Lekbeteende) (Shcherbukha

Tabell 2. Gösens ålder och storlek vid könsmognadens inträde i olika vattensystem.

Table 2. Age and size of pikeperch at maturity, in different waters.

Vattensystem	Ålder (år)			Längd (cm)			Vikt (kg)			Referens
	Hannar	Honor	Ospecc	Hannar	Honor	Ospecc	Hannar	Honor	Ospecc	
Hjälmsjön (Sverige)						30 - 40			0.6	Alm 1917
Hjälmsjön (Sverige)	2 - 3	3 - 4		33 - 38	42 - 44					Freidenfelt 1922
Mälaren & Hjälmsjön (Sverige)	3 - 8	4 - 8				40 - 42				Svärdson & Molin 1968
Sverige	2 - 4	3 - 5								Alm 1964
Lohjanjärvi (Finland)				34-35	36-38					Lehtonen & Miina 1988
Finland			4 - 5							Lind 1977
Ladoga (Sovjet)			5 - 6							Rizvanov 1970
Ladoga (Sovjet)										Titenkov 1968 *
Vodlozero	8 - 9	9 - 10								Kuderskiy 1963 *
Onega (Sovjet)	7 - 8	8 - 9								Kuderskiy 1963 *
Syamozero	6 - 7	7 - 8								Kuderskiy 1963 *
Pskovsko-Chudskoye	3 - 4	4 - 5								Shirkova 1963 *
Seliger (Sovjet)	4	4 - 5								Nikanorov & Nikanorova 1961 *
Kurshyu Mares (Lettland)	3	4								Lavrovskiy 1964 *
Kurshyu Mares (Lettland)	2 - 3	2 - 4		23	25					Gaygalas & Gyarulaitis 1974
Disnau (Lettland)	3	4								Misyunens & Gibavichens 1965 *
Polska sjöar			3							Nagiec 1977
Östersjön (Polen)			2							Nagiec 1977
Müggelsee (Tyskland)			3							Filuk 1962
Östersjön (Tyskland)			3 - 4							Wiktor 1954 *, 1962
IJsselmeer (Nederländerna)	2	3				42				Havinga 1945 **
Frankrike			1 - 2	35	40					Gagne 1977
Storbritannien			3 - 4							Linfield & Rickards 1979
Schweiz	3	4								Woker 1953 **
Don (Sovjet)			3 - 5							Romanycheva 1962 **
Tsimlyansk Reservoaren	3 - 4	4								Tyunyakov 1967 *
Södra Bug (Sovjet)	2	2								Shcherbukha 1968
Donau (Sovjet)	1 - 3	3 - 4		21 - 35	30 - 40		0.25 - 0.76	0.37 - 0.80		Kukuradze 1968
Donau (Sovjet)	1	1 - 2		30 - 35	35 - 37					Kukuradze 1974:b
Div vatten i Dagestan (Sovjet)			3 - 4							Shikhshabekov 1978
Syr Darya' (Sovjet)			4 - 5							Yermakhanov & Rasulov 1984
Kremenchug-reserv (Sovjet)	2 - 3	3								Sukhoyvan 1970 ◊
Turkiet			3							Aksiray 1961
	3 - 5	4 - 6								Alm 1959
			3							Gaschott 1928 **
	2 - 3	3 - 4		20 - 30	25 - 40					Horvath & Tamas 1976 ◊◊
	3 - 4	4 - 5								Tölg 1984
	2 - 4	3 - 5								Cury-Lindahl 1985

* = ref i Rizvanov 1970

◊ = ref i Tanaslychuk 1974

** = ref i Deelder & Willemsen 1964

◊◊ = ref i Tölg 1984

1968, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Kukuradze 1974:b). Att hannen kommer först till lekplatsen för att hitta den bästa lekplatsen är vanligt hos många andra fiskarter, t ex öring (*Salmo trutta*), lax (*Salmo salar*) och braxen (*Abramis brama*). Göshannen lämnar dessutom lekplatsen sist på grund av sin omsorg av avkomman. Detta medför att den reella könsfördelningen under lekperioden endast kan uppskattas under det korta tidsintervall som utgörs av själva leken.

5.3 KÖNSMOGNAD

Göshannar uppnår vanligen könsmognad vid 20-35 cm:s längd, vilket motsvarar vikter mellan 250 och 760 g (Tabell 2). Honorna är i allmänhet något större när de blir könsmogna, vilket normalt inträffar vid 25-45

cm:s längd och en vikt mellan 250 och 800 g (Tabell 2). Könsmognaden inträffar vid mycket varierande ålder (Tabell 2). I undantagsfall infaller den redan vid 1 års ålder (Kukuradze 1968:b, 1974:b), vanligare är dock 2-4 år för hannar och 3-5 år för honor (Tabell 2). I vissa fall kan könsmognaden fördröjas ända till 7-10 års ålder (Kuderskiy 1963, ref i Rizvanov 1970). Göshannarna blir generellt sett tidigare könsmogna än honorna, vanligen 1 år tidigare (Deelder & Willemsen 1964, Svärdson & Molin 1966). Könsmognadens inträdande är främst beroende av tillväxthastigheten (Alm 1959, Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984). En snabb tillväxt medför i allmänhet en tidigare könsmognad (Alm 1959, Svärdson & Molin 1966, Rizvanov 1970, Tölg 1984). I Kurshyu Mares, en lagun vid Lettlands kust, blev både hannar och honor könsmogna vid lägre

genomsnittsåldrar mellan åren 1960-1972, jämfört med tidigare år. Detta ansågs bero på en minskning av den totala göspopulationen, vilket resulterade i att tillväxten hos gösen ökade på grund av en ökad tillgång på föda (Gaygalas & Gyarulaytis 1974).

Tillväxten är i sin tur beroende av näringstillgången och vattnets temperatur. Detta medför att det bl a föreligger en geografisk variation i könsmognad, vilken är beroende av klimatiska faktorer, såsom breddgrad och höjd över havet (Rizvanov 1970). Filuk (1961) hävdade att ju högre vintertemperaturen är, desto större andel av honor av en given årsklass blir könsmogna.

5.4 LEKTID OCH LEKTEMPERATUR

Starten av gösens lek är starkt beroende av vattnets temperatur (Deelder & Willemsen 1964, Kuznetsov 1970, Kukuradze 1974:b, Hokanson 1977, Shikhshabekov 1978). Temperaturen är i sin tur indirekt beroende av vattensystemets breddgrad och höjd över havet (Deelder & Willemsen 1964). Inflytandet av vattendragens höjd över havet, och därmed olika temperaturregimer, illustreras bäst av två turkiska sjöar där gös har inplanterats. I Mermere, som ligger 75 m över havet, leker gösen i slutet av februari och början av mars, medan i Egridir, belägen 924 m över havet, äger leken rum under maj och juni (Aksiray 1961).

På grund av de vattensystemen där gösen finns har olika temperaturregimer, sker gösleken vid olika tidpunkter (Tabell 3). På grund av de klimatiska omständigheterna har gösarna i viss mån även anpassat sig till att leka vid något avvikande vattentemperaturer än normalt (Tabell 3). Vanligen inleds gösens lek vid en vattentemperatur av ca 10-14 °C (t ex Nordqvist 1902, Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b, Antalpi 1979, Muus 1981, Tölg 1984). Initialtemperaturer nedåt 6-8 °C är dock inte ovanliga (Woynárovich 1963, Yermakhanov & Rasulov 1984, m fl). Den lägsta temperatur varvid lek har noterats är 4.5 °C (Zhdanova 1966, ref i Hokanson 1977). Samtliga av dessa låga initierings-

temperaturer härrör från sovjetiska floder i området kring Svarta havet, Kaspiska havet och Aralsjön. Gemensamt för vattendragen är att de har sitt ursprung i de höga omgivande bergen och gösens lek vid dessa låga temperaturer, kan vara en anpassning till att kunna reproducera sig under perioder med kraftig påverkan av smältvatten.

Generellt sett sker gösleken under mars-april i södra och sydöstra delen av utbredningsområdet (Figur 4), medan den i Centraleuropa ofta äger rum under april-maj. I Sverige, liksom i den övriga delen av gösens nordliga utbredning, äger leken vanligen rum under april-juni, i extrema fall under juli (Brofeldt 1920 (Finland), Rizvanov 1970 (Ladoga, Sovjet)). Tidpunkten för gösleken kan dock förändras genom mänsklig påverkan, t ex på grund av varmvattenutsläpp. I den polska sjön Lichenskie har t ex kylvattenutsläpp inneburit att leken har tidigarelagts (EIFAC 1968).

5.5 LEKSUBSTRAT OCH LEKPLATS

Gösen är relativt nogräknad vid val av lekplats (Deelder & Willemsen 1964), vilket kan medföra stora ansamlingar av lekande gös på platser med lämpligt leksubstrat (Lilljeborg 1891, Stuxberg 1895, Puke 1952, Tesch 1959, Deelder & Willemsen 1964, Dmitriyeva 1973, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, m fl). Noggrannheten vid val av lekbottnar kan medföra omfattande, och i vissa fall långväga, lekvandringar (se 10.2.2 Lekvandringar). Puke (1952) konstaterade att gösen i stor utsträckning återvände till samma lekområde varje år.

Generellt föredrar gösen att leka på hårdbottnar bestående av sten, grus, sand eller lera, gärna med en inblandning av växtrötter (Tabell 4). En viss geografisk skillnad i substratval kan skönjas. I södra och sydöstra delen av gösens utbredningsområde, dvs i det område där abborrfiskarna (Percidae) ursprungligen utvecklades, tycks gösen föredra ler- eller sandbankar (Dmitriyeva 1973, Kukuradze 1974:b, m fl). Bankarna skall gärna vara täckta med rötter

Tabell 3. Vattentemperaturer när göslek sker, temperaturen vid inledandet, samt tidpunkten när leken inträffar, i olika vattensystem.

Table 3. Water temperature at beginning of pikeperch spawning and water temperatures, and time of year when spawning occurs, in different waters.

Vattensystem	Start temp	Temp intervall	Årstid	Referens
Mälaren (Sverige)			mitten av maj - slutet av juni	Fischerström 1785
Sverige			slutet av april - början av maj	Nilsson 1855
Sverige			slutet av april - slutet av juni	Norbäck 1884
Sverige			slutet av april - slutet av juni	Liljeborg 1891
Hjälmaren (Sverige)			början av juni	Alm 1917
Sverige			maj - juni	Brehm 1929
Sverige			maj - början av juni	Widerberg 1941
Sverige			mitten av april - slutet av maj	Puke 1952
Sverige			slutet av april - mitten av juni	Alm 1964
Mälaren (Sverige)			april - mitten av juni	Rundberg 1977
Hjälmaren (Sverige)			maj - mitten av juni	Rundberg 1977
Sverige			april - juni	Muus 1981
Sverige			april - juni (- aug)	Curry-Lindahl 1985
Finland			mitten - senare hälften av juni	Nordqvist 1902
Finland (odlingsdammar)	14	14 - 26		Brofeldt 1920
Östersjön (Helsingfors, Finland)			april - maj	Lchtonen 1979
Kyro älvs deltaomr (Finland)			början av juni - början av juli	Hudd et al 1984
Östersjön (Tyskland)			slutet av april - slutet av maj	Neuhaus 1934
Östersjön (Tyskland)	12		början av maj	Steffens 1960
Östersjön (Polen)			maj	Filuk 1961
Kurshyu Mares (Lettland)		8.4 - 19.0	slutet av april - början av juni	Gaygalas & Gyarulaitis 1974
Tyskland	12 - 15			Gaschot 1928 *
Müggelsee (Tyskland)	11	11 - 19	början av maj - mitten av juni	Tesch 1959
Polen	5.8			Bastl 1969 **
Polen			maj	Nagiec 1977
Nederländerna			slutet av april - maj	Havinga 1945 *
Nederländerna	12		mitten av april - mitten av maj	Deelder & Willemsen (1964)
IJsselmeer (Nederländerna)		11 - 15	slutet av april - början av maj	Willemsen 1977
Rumänien	15		april	Leonte 1959 *
Ungern	12 - 15		slutet av mars - början av maj	Unger 1939 *
Ungern	8 - 12		första 3/4 av april	Woyrnarovich 1963
Tjeckoslovakien	12 - 13			Spurny 1961 *
Frankrike	15		mitten av april - maj	Chimits 1953 *
Frankrike			april - maj	Brunet 1959 *
Schweiz	12 - 15		april - maj	Woker 1953 *
Österrike (dammar)			maj - juni	Trybom 1897
Storbritannien			april - juni	Maitland 1972
Storbritannien			april - maj	Linfield & Rickards 1979
Europa	10 - 14		mars - april	Antalfi 1979
Mellan & nordeuropa	10 - 14		april - maj	Tölg 1984
	12 - 18			EIFAC 1968
	10 - 12		mars - maj	Horvath & Tamas 1976 ***
Ladoga (Sovjet)	13 - 15	13.0 - 23.0	maj - juli	Rizvanov 1970
Ilmen (Sovjet)		15 - 16	mitten av maj - slutet av maj	Kovalev 1973
Volga (Sovjet)			mitten av april - slutet av maj	Kuznetzova 1955 *
Volga (Sovjet)		6 - 12		Tanasichuk et al 1954 ◊
Donau (Sovjet)	8 - 10	8 - 21		Savel'yeva & Shuvatova 1972
Donau (Sovjet)	8		mitten av mars - slutet av april	Kukuradze 1974:b
Donau's deltaområde (Sovjet)	10 - 11		början av april - mitten av maj	Kukuradze 1968:a, 1986:b, 1974:b
Don (Sovjet)		6 - 12.5		Chugunova 1931 ◊
Don (Sovjet)		14 - 15.5	slutet av april - början av maj	Dmitryeva 1973
Syr Darya' (Sovjet)	7 - 8	7 - 20	mitten av april - mitten av maj	Yermakanov & Rasulov 1984
Kuban (Sovjet)		16 - 20		Chugunova 1931 ◊
Kuban (Sovjet)			mitten av april - slutet av maj	Botsjarnikowa 1952 *
Kubans deltaomr (Sovjet)	8		slutet av april - början av juni	Troitskiy & Tsunikova 1976
Kubans deltaomr (Sovjet)	8		slutet av mars - slutet av april	Troitskiy & Tsunikova 1976
Södra Bug (Sovjet)			början av april - början av maj	Sheherbukha 1968
Div vatten i Dagestan (Sovjet)	13 - 16		from början av april	Shikhshabekov 1978
Sovjet			mars - april	Berg et al 1949 *
Sovjet	12		april - maj (mars - juni)	Niko'skii 1957 *
Sovjet	9 - 12		mitten av april - slutet av maj	Syrowatskaya 1953 *
Sovjet & Finland		4.5 - 26		Zhdanova 1966 ◊◊
(Mernere) Turkiet	13		slutet av feb - mars	Aksiray 1961
(Egridir) Turkiet			maj - juni	Aksiray 1961

* = ref i Deelder & Willemsen

** = ref i Collette et al 1977

*** = ref i Tölg 1984

◊ = ref i Dmitryeva 1973

◊◊ = ref i Hokanson 1977

Tabell 4. Gösens val av leksubstrat och lekdjup i olika vattensystem.

Table 4. Spawning substrate and spawning depth preferences by pikeperch, in different waters.

Leksubstrat	Lekdjup	Vattensystem	Referens
	(m)		
Sten, lera, sand, grus	<14 (vanl 5-9)	Hjälmaren (Sverige)	Alm 1917
Sten och andra föremål, hårbotten		Sverige	Alm 1964
Sten, ris, grenar	> 3 - 5	Skandinavien	Nilsson 1855
Sand, sten		Skandinavien	Smitt 1892
Lera, sand, grus, växtrötter	1 - 2	Finland	Nordqvist 1902
Sand, grus, sten	2.5 - 6	Ladoga (Sovjet)	Rizvanov 1970
Dränkta växter, ev sten	1.2 - 3.5	Pskov-Chud (Sovjet)	Negonovskaya 1971
Sand, lera		Ilmen (Sovjet)	Kovalev 1973
Sten	1 - 3	Kurshyu Mares (Sovjet)	Lavrovskaya 1962 *
Sten		Kurshyu Mares (Sovjet)	Lavrovskiy 1962, 1963 **
Växter, sand, ev svagt slammig sand	< 2.5	Kurshyu Mares (Nyamunas delta, Sovjet)	Gaygalas & Gyarulaytis 1974
Växtrötter		Storbritannien	Linfield & Rickards 1979
Hård botten, trädrötter mm	1 - 3	Central Europa	Wundsch 1963 *
Trädrötter, samt på mjuk slambotten		Donau (Sovjet)	Kukuradze 1974:b
Växtrötter	1 - 3	Syr Darya' (Sovjet)	Yerkhanov & Rasulov 1984
Näckrosrötter mm, sand		Södra Bug (Sovjet)	Shcherbukha 1968
Växtrötter på slammig sandbotten	1 - 3	Ural floden (Sovjet)	Dmitriyeva 1973
Sten		Aralsjön (Sovjet)	Novokshonov 1966 *
Lerig sand, trädrötter	<17	Adzhikabul & Agchal' (Sovjet)	Akhmedov 1975 ***
Sten, vattenväxter, lera			Brehm 1929
	<12 (vanl 3-8)		Bocharnikova 1952, 1953 ◊
Sand, grus, sten, växtrötter			Belyi 1962 ◊◊
Sand, grus, sten, lera, växtdelar	1 - 3		Deelder & Willemsen 1964
Hårbotten täckt av rötter			Ett flertal ref i Rizvanov 1970
Växtrötter på mjukbottnar, alt grus sten	1 - 3		Horváth & Tamás 1976 ◊◊◊
Sten, rötter			Balon et al 1977
Sand, sten gärna med växtrötter	1 - 3		Antalfi 1979
Rötter från vattenväxter eller träd			Muus 1981
Lera, dy, sand, grus, sten med växtlighet	1 - 3		Tölg 1984
			Curry-Lindahl 1985

* = ref i Kuznetsov 1970

** = ref i Gaygalas & Gyarulaytis 1974

*** = ref i Shikhshabekov 1978

◊ = ref i Dmitriyeva 1973

◊◊ = ref i Marshall et al 1977

◊◊◊ = ref i Tölg 1984

från vattenväxter eller innehålla rottrådar från träd som kantar stranden (t ex Tölg 1984). I de nordligare delarna av utbredningsområdet sker leken ofta på sand-, grus- eller stengrund (Nilsson 1855, Smitt 1892, Alm 1964:a, Rizvanov 1970, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Balon et al. 1977). Skillnaderna i substratval kan vara en anpassning till mer eutrofa förhållanden i den sydöstra delen av utbredningsområdet.

Leken sker normalt i stilla eller möjligen svagt strömmande vatten (ett flertal ref i Kuznetsov 1970, Dmitriyeva 1973, Balon et al. 1977), mera sällan i vatten med flödes-hastigheter överstigande 0.15-0.2 m/s (Bocharnikova 1952, 1953 (ref i Dmitriyeva 1973), Shcherbukha 1968).

En geografisk skillnad föreligger även beträffande på vilket djup leken kan äga rum. I den södra och sydöstra delen av utbredningsområdet sker leken vanligen på relativt grunt vatten, ofta på maximalt någon enstaka meters djup (Tabell 4). Även om leken i de nordligare delarna av området normalt sker på grunda områden, förekommer det att den genomförs på djupare vatten (Tyunatov 1967). Lek har i vissa fall noterats ända ned till 17 m djup (Belyi 1962, ref i bl a Marshall 1977). Att leken sker på grundare vatten i den sydöstra delen av utbredningsområdet, kan vara en anpassning till mer näringsrika förhållanden i dessa vattensystem, då grunda vatten vanligen är syrgasrikare än djupa. Dessutom uppnår grunda

delar av sjöar gynnsam lektemperatur tidigare än djupa delar.

För att romkornen skall kunna utvecklas normalt får salthalten i vattnet maximalt uppgå till 2-3 ‰ (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b). Romkornens toleransnivå mot salthalten i vattnet är lägre än gösynglens (≈ 5 ‰ Stangenberg 1975) och de vuxna individernas (≈ 11 ‰ Stangenberg 1975). Detta medför att vuxna gösar i brackvattenområden är tvingade till att vandra till vatten med tillräckligt låg salthalt för att kunna reproducera sig. Lekvandringar sker till floddeltan och eventuellt vidare upp i floderna (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b, Shcherbukha 1968) eller till vikar med utsötat vatten (Gaygalas & Gyarulaytis 1974). I exempelvis Kurshyu Mares, en lagun i Östersjön vid Lettlands kust, finns det två distinkta populationer. Den ena populationen vandrar från lagunens norra och centrala delar upp i Nyamunaflodens deltaområde för att leka. Den andra populationen, som företrädesvis håller till i södra delen av Kurshyu Mares, leker däremot i det utsötade vattnet vid lagunens sydkust (Gaygalas & Gyarulaytis 1974). Ett annat exempel var gösleken i Aralsjön som vid goda hydrologiska förhållanden, dvs kraftigt vattenflöde, ägde rum i de yttre delarna av Syr-Darjas floddelta (Yermakhanov & Rasulov 1984). Vid tillfällen när vattenflödet i Syr-Darja var lågt och följaktligen saltvatten från Aralsjön trängde längre upp i deltat, tvingades gösen att leka i de övre delarna av deltat eller i den nedre delen av själva floden. På grund av den kraftiga regleringen av tillflödena till Aralsjön och den därigenom kraftigt höjda salthalten, är gösen numera i praktiken utdöd i sjön (Berka 1990).

Gösens höga krav på lekplatsens utformning, även om dessa krav är lägre än för de nordamerikanska arterna (Balon et al. 1977, Kitchell et al. 1977:a, Marshall 1977), kan i vissa fall vara en viktig populationsreglerande faktor (Kukuradze 1968:a, 1968:b, 1974:b, Tölg 1984). En minskning av lämpliga lekområden i Donaus delta ansågs vara orsaken till en kraftig nedgång av

gösstammen i området (Kukuradze 1968:a, 1968:b, 1974:b). För att restaurera den tidigare starka göspopulationen, använde man sig av konstgjorda reden, för att på detta sätt öka tillgången på lämpligt leksubstrat (Kukuradze 1974:b). Det har dessvärre ej varit möjligt att finna någon uppgift om åtgärdens utfall.

Fluktuerande vattennivåer, t ex i vattenmagasin, kan innebära att tillgången på lämpliga lekområden minskas kraftigt. I Syiyagaviken, som ligger i den övre delen av Kuybyshev-reservoaren på Syiyagafloden (Sovjet), använder sig gösen av grundområdena utmed stränderna endast i mycket begränsad omfattning (Kuznetsov 1970). I stället har den ändrat sitt beteende och leker numera i öppnare delar av viken, där den använder dränkta buskar som leksubstrat.

5.6 LEKBETEENDE

Göshannarna anländer först till lekområdet (Shcherbukha 1968, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Kukuradze 1974:b) och bereder ett mer eller mindre avancerat cirkulärt rede (Deelder & Willemsen 1964, Marshall 1977). Om bottensubstratet består av finpartikulärt material gräver hannen ut en upp till ca 1 m² stor grop i sedimentet med hjälp av stjärtfenan, så att eventuella rötter från vattenväxter och träd blottas. Växtrötterna används sedan vid leken till att fästa den mycket vidhäftande rommen på (t ex Deelder & Willemsen 1964, Balon et al. 1977, Tölg 1984), men även andra föremål såsom grenar o dyl kan användas till att fästa romkornen på (Marshall 1977). Att konstruera reden på botten med finpartikulärt sediment tycks vara mest utbrett i gösens ursprungsområde och anses kunna vara en anpassning till mer näringsrika förhållanden (se 5.11 Reproduktionsanpassningar). Längre norrut används däremot sten och grusbotten som substrat i högre utsträckning och i bland uppförs ej heller något rede (Balon et al. 1977).

Under leken, som vanligen äger rum tidigt på morgonen, simmar paret runt över

redet medan de skakar kropparna (Deelder & Willemsen 1964), vilket medför att rommen sprids väl över substratet. Leken är normalt genomförd på 30-100 minuter (Tölg 1984). Efter leken jagar hannen iväg honan men stannar själv kvar vid rommen och vårdar och skyddar den från att bli uppäten av andra fiskar eller olika former av botten-djur fram till att romkornen kläckts (Deelder & Willemsen 1964, Balon et al. 1977, Marshall 1977, Tölg 1984, m fl). Genom att fläkta rommen med hjälp av bröstfenorna ser hannen till att ett konstant flöde av syrerikt vatten passerar romkornen. Fläk-tandet förhindrar dessutom att rommen täcks av sedimentande material (t ex Deelder & Willemsen 1964, Balon et al. 1977, Marshall 1977, Tölg 1984).

Göshannen är ofta sin avkomma mycket trogen. I Uralfloden (Sovjet) iaktogs hannar som vaktade sina reden trots att vattennivån sjunkit så mycket att de stod med ryggar i luften, vilket i en del fall hade resulterat i uttorkade fjäll (Dmitriyeva 1973).

Den euroasiatiska gösen (*S. lucioperca*) klassificeras därmed som en vaktande, litofil bobyggare, d v s att den vaktar sitt på botten byggda rede (Balon 1975, Balon et al. 1977). Walleyen och saugern klassificeras däremot som litofila, icke vaktande fiskar, som lägger rommen öppet på bottensubstratet. Volgagös (*S. volgense*) och havsgös (*S. marinum*) har ett intermediärt lekbeteende. Deras beteende anses mest likna de nordamerikanska arternas mer primitiva form av lek, men kan i vissa fall mer likna den vanliga gösens i sitt substratval och kan stundom även vårda avkomman (Dmitriyeva 1973, Balon et al. 1977).

5.7 ROMMEN

Gösens romkorn är runda och transparenta, blekt gula eller färglösa (Deelder & Willemsen 1964, Maitland 1972). Romkornen har dubbla skikt, varav det yttre är relativt tjockt och motståndskraftigt. På det yttre skiktet finns dessutom en klibbig proteinliknande substans, som gör att romkornen lätt fäster på leksubstratet och andra romkorn (Wider-

berg 1941, Steffens 1960, Woynárovich 1960:b, 1961). Det sist nämnda medför vissa problem vid användande av konventionella metoder för kläckning av fiskrom vid odling, då romkornen tenderar att klibba ihop (se 11.2 Rominkubation och kläckning). Klibbig-heten avtar mot slutet av äggutvecklingen (Woynárovich 1961). Romkornen är mycket små, vanligen mellan 1.0 och 1.5 mm i diameter men kan i undantagsfall vara ännu mindre ned till 0.6-0.8 mm (Tabell 5). Romkornets näringsdepå består av en relativt stor oljedroppe (Tesch 1959, Deelder & Willemsen 1964, Belyi 1972). Storleken på droppen, och därmed gösembryots tillgång på näring, varierar mellan 0.3 och 0.55 mm (Tabell 5).

5.8 FEKUNDITET

Antalet romkorn per göshona, dvs den absoluta fekunditeten, är mycket varierande och beror förutom på honans storlek även på näringstillgången. I den måttligt näringsrika Balatonsjön (Ungern) rapporterades att 4 år gamla och 250-300 g stora göshonor endast hade mellan 10 000 och 30 000 romkorn per hona (Tölg 1984). I en annan mera näringsrik ungersk sjö, Velence, blev honorna också köns mogna vid 4 års ålder, men vid en vikt av ca 1 kg. Där var den absoluta fekunditeten betydligt större och antalet romkorn per hona varierade mellan 160 000 och 170 000. I Wisla-bukten (Zalew Wislany), som är en näringsrik lagun innanför Gdansk-bukten (Polen), varierade den absoluta fekunditeten mellan 100 000 och 2 500 000 romkorn per göshona (Filuk 1961).

Antalet romkorn i förhållande till göshonornas kroppsvikt, d v s den relativa fekunditeten, är starkt beroende av näringstillgången (Tölg 1984). Detta medför att den relativa fekunditet varierar högst betydande mellan olika vattensystem (Tabell 6), men kan i viss mån även variera mellan olika år i ett vattensystem. Variationen beror bl a på fluktuationer i födotillgång och göspopulationens täthet. Vanligen varierar värdena kring 200 romkorn/g kroppsvikt. Men variationen mellan olika vatten är

Tabell 5. Storleken på gösens svällda romkorn och på den upplagrade näringen.
Table 5. Size of pikeperch egg, after water-uptake, and size of nutrient deposite.

Äggstorlek Ø (mm)	Oljedroppe Ø (mm)	Vattensystem	Referens
1 - 1.5	0.45 (0.39-0.55)	Finland	Nordqvist 1902
0.60 - 1.40		Kurshyu Mares (Lettland)	Gaygalas & Gyarulaitis 1974
1.1		Ilmen (Sovjet)	Kovalev 1973
1.06		Wisla-bukten (Polen)	Filuk 1962
1.28 (1.05-1.47)		Müggelsee (Tyskland)	Tesch 1959
1.3		Storbritannien	Maitland 1972
1.5		Balaton (Ungern)	Entz & Woynarovich 1948
0.80 - 1.27		Raselm-sjön (Rumänien)	Grimalschi 1940 *
1.02 - 1.33		Kuban (Sovjet)	Botsjamikowa 1952 *
0.8 - 1.8		Dniepr (Sovjet)	Belyi 1972
1 - 1.5	0.3	Europa	Antalfi 1979
1 - 1.5			Rosén 1939
1.25 - 1.44			Berg et al 1949 *
1.3 - 1.4			Konstantinov 1957 *
1 - 1.5			Muus 1981
1.0 - 1.5			Horvath & Tamas 1976 **

* = ref i Deelder & Willemsen 1964

** = ref i Tölg 1984

mycket stor, från ca 50 romkorn/g kroppsvikt i Balatonsjön (Tölg 1984) upp till 432 romkorn/g i Kurshyu Mares (en lagun vid Lettlands kust) (Gaygalas & Gyarulaytis 1974). Ett flertal författare har hävdad att den relativa fekunditeten ökar med ökande

ålder och storlek (t ex Havinga 1945, ref i Deelder & Willemsen (1964), Savel'yeva & Shuvatova 1972). Baserat på material publicerat av Havinga (1945) och Romanycheva (1962), ansåg dock Deelder & Willemsen (1964) att det ej finns något tydligt samband

Tabell 6. Antalet romkorn per gram kroppsvikt för gös från olika vattensystem.
Table 6. Weight-specific fecundity of pikeperch from different waters.

Relativ fekunditet ägg/g kroppsvikt	Vattensystem	Referens
c:a 300	Sverige	Alm 1964
230 (48 - 432)	Kurshyu Mares (Lettland)	Gaygalas & Gyarulaitis 1974
≈297	Tyskland	Bloch ◊
190	Ijsselmeer (Nederländerna)	Havinga 1945 ◊◊
109 - 222	Ijsselmeer (Nederländerna)	Willemsen 1977
160 - 170	Ungern (Valence)	Tölg 1984
50	Ungern (Balaton)	Tölg 1984
135	Donau's delta (Rumänien)	Leonte & Ruga 1955 ◊◊
225	Don (Sovjet)	Romanycheva 1962 ◊◊
300 - 391	Don (Sovjet)	Savel'yeva & Shuvatova 1972
47 - >360*	Syr Darya' (Sovjet)	Yermakhanov & Rasulov 1984
85 - 260		Deelder & Willemsen 1964
150 - 200		Horvath & Tamas 1976 ◊◊◊
150 - 200		Muus 1981
c:a 200		Curry-Lindahl 1985

* = bearbetat från original-data över absolut fekunditet

◊ = ref i Nilsson 1855, Stuxberg 1895 & Brehm 1929

◊◊ = ref i Deelder & Willemsen 1964

◊◊◊ = ref i Tölg 1984

Tabell 7. Andelen lagd gösrom som befruktas och kläckningsprocenten av den befruktade rommen.

Table 7. Percentage of fertilization and development of pikeperch eggs.

Befruktning (%)	Kläckning (%)	Vattensystem	Referens
>63	91 - 98	Müggelsee (Tyskland)	Tesch 1959
	90 - 100	IJsselmeer (Nederländerna)	Willemsen 1979
79.4 - 97.0	98.4	Orava-reserv (Tjeckoslovakien)	Bastl 1969 *
		Kuban (Sovjet)	Botsjarnikowa 1952 **
	93.8 - 99.5	Don (Sovjet)	Savel'yeva & Shuvatova 1972
	93.6 - 100		Syrowatskaya 1953 **
nästan 100	95 - 100		Konstantinov 1957 **
	93		Belyi 1962 **
	90 - 95		Deelder & Willemsen 1964
80 - 90			Horvath & Tamas 1976 ***
85 - 90			Tölg 1984

* = ref i Marshall 1977

** = ref i Deelder & Willemsen 1964

*** = ref i Tölg 1984

mellan den relativa fekunditeten och honans längd. Gaygalas & Gyarulaytis (1974) hävdade att den största relativa fekunditeten, samt även den bästa kvaliteten i överlevnadshänseende på rommen, uppnås av "medelålders" 5-7 år gamla göshonor, som har lekt under flera års tid. I Havingas material ingår endast 3-6 år gamla göshonor (Deelder & Willemsen 1964), medan det i Gaygalas & Gyarulaytis (1974) material ingår honor med en ålder mellan 3 och 9 år. Detta medför att det i Havingas material ej går att detektera ett eventuellt avtagande av den relativa fekunditeten vid högre åldrar. Så kan eventuellt även vara fallet med Romanychevas material (ref i Deelder & Willemsen 1964). Honornas ålder finns ej angiven, men maximala längden uppges till 62 cm, som i jämförelse med tillväxtdata från Don (Boyko 1962, ref i Shcherbukha 1968) skulle motsvara en ålder av endast 6-7 år, vilket är nära den maximala åldern för gösar i området (Tabell 13). Det är således svårt att dra några egentliga slutsatser vid jämförelser av material där hela åldersspektrat ej är representerat.

Gösens ägg är som tidigare nämnts mycket små, vilket medför att antalet romkorn i förhållande till gonadvikten är mycket stort. I 115 göshonor fångade i den nedre

delen av Syr-Darja (Sovjet) varierade antalet mogna romkorn mellan 942 och 3260 st per gram gonad (Yermakhanov & Rasulov 1984). Medelantalet för olika storleks- och åldersklasser varierade mellan 1321 och 1951 romkorn/g gonad. Vanligtvis var medelantalet kring 1600 st/g gonad.

5.9 BEFRUKTNING OCH ROMMORTALITET

Andelen romkorn som blir befruktade är liksom hos de flesta fiskarter mycket stor (Tabell 7). Deelder och Willemsen (1964) uppgav att befruktningen är nästan fullständig. Vanligen befruktas mellan 63 och 100% av romkornen (Tabell 7). Av de befruktade romkornen kläcks normalt ett mycket stort antal. Ofta varierar kläckningsprocenten mellan 90 och 100 % (Tabell 7). Om romkornen läggs i flera lager eller om hannen av någon anledning ej vårdar avkomman, kan dock rommortaliteten vara mycket hög, i värsta fall 100 % (Tölg 1984). Äggen kan t ex dö av syrgasbrist och svampangrepp (främst *Saprolegnia*) (Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984). Syrgasbristen kan orsakas av låg syrgashalt i omgivande vatten eller genom att romkornen blir täckta av antingen sedimentterande material (Deelder &

Willemsen 1964) eller andra ägg. Förlusten av befruktade ägg på grund av predation är troligen låg under normala förhållanden när hannen vaktar redet (Deelder & Willemsen 1964, Marshall 1977, Tölg 1984).

Andra viktiga faktorer för äggkläckningsresultatet är vattnets temperatur (se nedan) och kemiska sammansättning. Viktiga vattenkemiska parametrar är syrgashalt, salthalt och pH (Craig 1987), samt eventuella miljögifter. Syrgashalten måste överstiga ca 4.5 mg O₂/l för att äggen skall överleva (Kuznetzova 1955). Salthalter överstigande 2-3 ‰ är dödligt för äggen (Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b). Inga uppgifter har kunnat uppbringas över vilket pH-intervall som normal embryonalutveckling sker inom, hos den vanliga euroasiatiska gösen. Normal embryonalutveckling hos walleye har

dock visats vid pH-värden överstigande 6.0 medan för abborre anges normal utveckling ske vid pH-värden över 5.5 (Craig 1987). Ogymsamma lekförhållanden kan, förutom att orsaka en ökad äggmortalitet, även medföra att leken uteblir för delar av eller hela populationen, vilket resulterar i att rommen resorberas och näringen tillvaratas av honan (Kukuradze 1968:b).

5.10 EMBRYONALUTVECKLING

Värden på kläckningstiden för gösrom varierar mycket mellan olika publikationer, även vid samma kläckningstemperaturer (Tabell 8). Detta kan bero på att det ofta är temperaturmedelvärden som anges (Deelder & Willemsen 1964). Utvecklingen av ägget påskyndas i högre utsträckning av en viss

Tabell 8. Kläckningstider och kläckningstemperaturer för gösrom.

Table 8. Hatching-time and hatching-temperature for pikeperch eggs.

Kläckn.tid (dygn)	Kläckn.temp (°C)	Graddagar	Vattensystem	Referens	
6 - 8	10	110	Ungern (odling) Tyskland (odling) Kuban (Sovjet) Sverige (odling) Kuban (Sovjet) Ungern (odling)	Nordqvist 1902	
11	10			Woynarovich 1962, 1963	
11	10			Hemsen 1961	
12	10			Unger 1939	
12	10			Botsjarnikowa 1952 *	
10	13.5			Widerberg 1941	
3	15			Botsjarnikowa 1952 *	
3.5	15			Woynarovich 1963	
6	15			Unger 1939 *	
10	15			Berg et al 1949 *	
10	15			Chimits 1953 *	
5	16			Vasnetsov et al 1957 *	
5 - 6	17 - 18			Österrike (dammar)	Trybom 1897
3 - 6	18.5			Raselm-sjön (Rumänien)	Grimalschi 1940 *
5	18 - 19	Sovjet (lab)	Shcherbukha 1968		
4 - 3	18 - 20		Berg et al 1949 *		
2.5 - 4	15 - 20	50 - 60	Tyskland (odling)	Hemsen 1961	
	15 - 20		Ungern (odling)	Woynarovich 1962	
2.8	20		Ungern (odling)	Woynarovich 1963	
5	20		Sverige (odling)	Widerberg 1941	
6 - 7	13 - 22		Södra Bug (Sovjet)	Shcherbukha 1968	
			110 - 120	Horvath & Tamas 1976 **	
		110	Europa	Antalfi 1979	
		110		Tölg 1984	
10 - 15				Holcik & Mihalik 1968 ***	

* = ref i Deelder & Willemsen 1964

** = ref i Tölg 1984

*** = ref i Linfield & Rickards 1979

ökning i temperatur, än motsvarande sänkning skulle fördröja utvecklingen. Detta medför att en temperatur som växlar mycket, orsakar en snabbare utveckling av ägget än en konstant temperatur. En annan orsak till variationen i kläckningstider är att själva kläckningen inte alltid sker när embryot är färdigutvecklat. Vid höga temperaturer sker produktionen av ett skalupplösande enzym snabbare än utvecklingen av embryot, vilket medför att ägget kläcks för tidigt, medan vid låga temperaturer sker det omvända (Woynárovich 1960:b). Normal utveckling av gösens rom sker inom temperaturintervallet 10-24 °C (Deelder & Willemssen 1964, Widerberg 1941). Det bästa resultatet erhålls vid kläckningstemperaturer mellan 12 och 20 °C (Widerberg 1941, Woynárovich 1963).

Det anges ofta att det krävs ca 110 grad-dagar för gösäggets utveckling (Tabell 8), dvs att äggutvecklingen exempelvis tar 11 dagar vid 10 °C. Detta gäller dock endast för vattentemperaturer kring 10 °C, medan det vid temperaturer mellan 15 och 20 °C endast åtgår 50-60 grad-dagar (Woynárovich 1961, 1963).

Gösäggets syrgasförbrukning är hög, speciellt vid höga vattentemperaturer (Woynárovich 1960:b, 1961, 1963). Woyná-

rovich (1960:b) bestämde syrgasåtgången per timme för 100 000 ägg vid olika temperaturer (Tabell 9). Denna mängd ägg motsvarar ca 60 g rom (beräknat med hjälp av data ur Yermakhanov & Rasulov 1984). Syrgaslöslighetens avtagande med stigande vattentemperatur medför att vattenflödet som passerar rommen måste ökas kraftigt vid högre vattentemperaturer (Tabell 9). En ökning av temperaturen från 15 °C, vilket är en vanlig kläckningstemperatur, till 25 °C medför en ca 2.7 gånger högre syrgasförbrukning. Detta värde förutsätter dock att allt syre i vattnet tas upp av romkornen, vilket innebär att det reella värdet är betydligt högre. Vattenflödet måste därmed öka med ungefär 3.3 gånger, vilket ställer höga krav på göshannen, speciellt i stillastående vatten.

5.11 REPRODUKTIONSANPASSNINGAR

Den vanliga euroasiatiska gösens lekbeteende, speciellt då det gäller att fästa romkornen ovanför det ofta syrgasfattiga gränsskiktet mellan sedimentet och vattenmassan, samt hannens omsorg av rommen, gör att den kan fortplanta sig i vatten med hög sedimentationshastighet och i relativt syrgasfattig miljö (Balon et al. 1977, Leach et al. 1977, Marshall 1977). Dessutom är romkor-

Tabell 9. Syrgas-åtgång för 100 000 gösägg vid olika utvecklingsstadier (Woynárovich 1960:b), samt åtgången av syrgas-mättat vatten för att tillgodoställa syrgasbehovet förutsatt att allt syre tas upp ur vattnet.

Table 9. Oxygen demand for 100 000 pikeperch eggs at different stages of development (Woynárovich 1960:b), and the amount of oxygen-saturated water needed to satisfy the demand if uptake is complete.

Temp (°C)	Syrgas-åtgång* (mg/l)		Syremättnad (mg/l)	Vattenåtgång (l/h)	
	stadium 7	stadium 10		stadium 7	stadium 10
25.0	26.15	51.63	8.26	3.17	6.25
20.0	17.15	35.50	9.08	1.89	3.91
15.0	11.00	18.84	10.07	1.09	1.87
10.0	5.45	11.20	11.28	0.48	0.99
5.0	2.34	5.30	12.77	0.18	0.42
0.5	1.48		14.43	0.10	

* = 100 000 ägg = ca 60 g (baserat på Yermakhanov 1984)

nen relativt små (0.6-1.5 mm i diameter), vilket medför att förhållandet mellan dess yta och volym blir stort. Detta underlättar utbytet av t ex syrgas mellan romkornet och det omgivande vattnet, vilket är speciellt värdefullt vid låga syrgaskoncentrationer. Detta medför att gösens ägg kan utvecklas bättre i eutrof miljö med låga syrgashalter i bottenvattnet än t ex walleyens ägg (Marshall 1977), vilka är betydligt större (1.4-2.1 mm i diameter) (Colby et al. 1979)).

På grund av deras lägre ålder är vattensystemen i den nordligare delen av gösens utbredningsområde generellt sett mindre eutrofierade än vattnen i den södra delen. I dessa mindre näringsrika vatten är hannens vård av avkomman mindre utpräglad, liksom uppförandet av reden och användandet av finpartikulära material som leksubstrat, jämfört med gösens lekbetaende i ursprungsområdet (Balon et al. 1977). Betaendet

påminner istället mer om gösens nordamerikanska släktingar walleye och sauger, vilka endast sprider sin rom över grus- och stenbottnar utan att vårda avkomman (Collette et al. 1977, Marshall 1977). Walleye och sauger finns följaktligen endast i måttligt eutrofa vatten (Kitchell et al. 1977:a). De kräver också syrgasrika och turbulenta vatten för fortplantning (Balon 1975, Balon et al. 1977, Collette et al. 1977, Colby et al. 1979). På grund av att volgagösens utbredning är begränsad till de näringsrika vattnen i floderna Donau och Volgas vattensystem har den svårt att konkurrera med den till näringsrika förhållanden bättre anpassade vanliga gösen och förekommer därför endast i mycket begränsad omfattning (Balon et al. 1977). Gösens anpassning till de mer eutrofa förhållanden i området kring Donau och Volga anses kunna vara början på utvecklingen av en ny reproduktionsstrategi (Balon et al. 1977).

Göshannen anländer först till lekplatsen, vars botten består av sten, sand, grus eller lera, gärna med inslag av växtrötter. Om leksubstratet består av lera bereder hannen ett rede genom att gräva en upp till 1 m² stor fördjupning i sedimentet och blottlägga eventuella växtrötter. I den norra delen av utbredningsområdet sker dock leken ofta direkt på sand-, grus- eller stengrund. Gösen leker parvis när vattentemperaturen har uppnått ca 10-14 °C (i Sverige vanligen under april-juni). Hannen lägger omkring 200 romkorn per gram kroppsvikt. Efter leken stannar hannen kvar och vårdar rommen tills den kläcks (ca 11 dagar vid 10 °C). Genom att fläkta med bröstfenorna, ser hannen till att friskt och syrerikt vatten hela tiden passerar rommen, samt att rommen skyddas från att bli täckt av sedimentande material. Dessutom skyddar han rommen från predatorer. För att rommen skall utvecklas normalt krävs att temperaturen är inom intervallet 10-24 °C (helst mellan 12 och 20 °C), att syrgashalten överstiger 4.5 mg O₂/l, samt att salthalten är maximalt 2-3 ‰.

6. FÖDOVAL OCH FÖDOSÖK

6.1 FÖDOVAL HOS GÖSYNGEL

6.1.1 Initial föda

Tillgången på föda är en viktig begränsande faktor för storleken på en årskull av gösyngel, speciellt vid övergången från gulesäcksstadiet till att de börjar att ta byten

(Brezeanu 1972). Under naturliga förhållanden lever ynglen på näring från gulesäcken under de 2-3 första dagarna (Deelder & Willemsen 1964), varefter de under ca 5-6 dagar lever på näring dels från gulesäcken, men även från byten. Efter det 9:e dygnet är gulesäcken slut och ynglen är hänvisat till att fånga byten (Brezeanu 1972).

En mängd undersökningar av gösynglens initiala föda har publicerats, ofta med

mycket varierande resultat. Valet av födoorganism är starkt beroende av hur rikligt dessa förekommer i naturliga vatten. Experiment utförda i akvarier eller dammar (ofta gödslade) har därför endast ett marginellt värde som beskrivning av ynglens naturliga födoval och den naturliga mortaliteten.

Gösynglet är till en början hänvisat till att äta små födoorganism genom att gösynglets mun och matsmältningsapparat är svagt utvecklade (Kovalev 1976). Vanligen anses att små copepoder (hoppkräftor), speciellt naupliuslarver och copepoditer (tidiga utvecklingsstadier hos copepoder) vara den viktigaste initiala födokällan (Rogowski & Tesch 1960, Deelder & Willemsen 1964, Kudrinskaya 1970:b, Zhmurova 1982, van Densen 1985:a, Verreth & Kleyn 1987). Även rotatorier (hjuldjur) anses kunna vara en viktig födokälla initialt, speciellt vid akvarieförsök (Deelder & Willemsen 1964) och vid uppfödning i gödslade dammar (Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984, Verreth 1984). I bassänger med vattenförsörjning från den näringsfattiga sjön Siutghiol (Rumänien) befanns växtplankton, rotatorier och naupliuslarver vara ungefär lika viktiga födokällor initialt (Brezeanu 1972).

Kudrinskaya (1970:b) fann att gösyngel i de första utvecklingsstadierna varierade sin föda under dygnet. På dagarna bestod 30-60 viktsprocent av maginnehållet av små copepoder och naupliier medan de under dygnets mörka timmar uppgick till 80-90 %. Den resterande delen av maginnehållet bestod av rotatorier. Orsaken till ökningen av copepoder i maginnehållet mellan skymning och gryning var en horisontell vandring av copepoder från strandregionens skydd under dagtid, till den fria vattenmassan nattetid.

Naupliuslarver, små copepoditer och rotatorier är normalt viktiga som föda endast under de första dagarna (Verreth & Kleyn 1987). De överges snabbt till förmån för något större kräftdjur, såsom copepoditer i senare utvecklingsstadier, adulta copepoder och små cladocerer (hinnkräftor) (Tölg 1959, Rogowski & Tesch 1960, Brezeanu 1972, Verreth 1984, van Densen 1985:a, Verreth &

Kleyn 1987, m fl). I Müggelsee (Östtyskland) har även larver av *Dreissena polymorpha* (vandarmussla) konstaterats vara en viktig födokälla (Rogowski & Tesch 1960). I det därpå följande utvecklingsstadiet består födan till en stor del av cladocerer (Rogowski & Tesch 1960, Tátrai & Ponyi 1976, van Densen 1985:a, Verreth & Kleyn 1987), samt i viss utsträckning av stora copepoder (Kudrinskaya 1970:b). Speciellt i slutet av stadiet är den stora cladoceren *Leptodora kindtii* mycket eftertraktad som föda. Den förekommer vanligen dock endast i begränsad omfattning i naturliga vatten och spelar oftast en mindre roll som födoorganism (Tátrai & Ponyi 1976).

Enligt Brezeanu (1972) åt gösynglen i Siutghiol (Rumänien) copepoder och cladocerer fram till ungefär det 25:e dygnet (21-23 mm längd) efter kläckningen, varefter de främst livnärde sig på mysider fram till 35-40:e dygnet (27-30 mm), för att sedan övergå till fiskdiet. Ett flertal andra undersökningar har visat att mysiderna är en viktig födokälla i övergången från en diet bestående av cladocerer till fiskföda (Kukuradze 1974:a, Tátrai & Ponyi 1976, Bryazgunova 1979, Bekbergenov & Sagitov 1984). I Tjeukemeer (Nederländerna) började däremot gösynglen att äta andra fiskyngel tidigare (juni) och vid mindre storlek (20 mm) än mysider. Mysiderna (*Neomysis integer*) började förekomma i större utsträckning i maginnehållet hos gösynglen under juli månad när ynglens längd översteg 30 mm (van Densen 1985:a). Orsaken till detta var att mysider av lämplig storlek för gösynglen (juvenila mysider) uppträdde i större omfattning först under juli månad. Detta resulterade i att en stor del av de yngel som i det tidigare skedet var fiskätande övergick till att äta *Neomysis* (van Densen 1985:a, 1985:b).

Exempel på andra viktiga födoorganism i denna utvecklingsfas är olika insektslarver, exempelvis chaoborider (tofsmygglarver) och chironomider (fjädermygglarver) (Berzins 1954/55, Chodorowska & Chodorowski 1975, Bryazgunova 1979, Bekbergenov & Sagitov 1984, van Densen 1985:a).

Även trollsländlarver (Bekbergenov & Sagitov 1984, Verreth & Kleyn 1987), vuxna insekter, t ex corixider (buksimmare), och olika mollusker (snäckor och musslor) (Bryazgunova 1979) ingår i födan.

Gammarus spp (Amphipoda) och *Asellus* spp (Isopoda), vilka ofta är uppskattade byten för andra abborrfiskar t ex gärs (*Gymnocephalus cernua*) (van Densen 1985:a) och små abborrar (Willemsen 1977), utnyttjas däremot ej i någon nämnvärd omfattning som föda av gösyngel (Woynárovich 1960:a, van Densen 1985:a). Orsaken är troligen en skillnad i habitat mellan gösynglen och födoobjekten, vilka är mer bundna till bottenmiljön.

6.1.2 Övergång till fisk som föda

Tidpunkten för gösynglens övergång till fiskdiet och följaktligen även ynglens storlek, är mycket varierande och är starkt beroende av dels tillgången på bytesfisk av lämplig storlek, dels på förekomsten andra födokällor som större kräftdjur (*Neomysis integer*, *Leptodora kindtii*, etc). Begränsad tillgång till födoorganismer i de tidigare stadierna medför att gösyngelpopulationen som helhet växer mycket långsamt (Deelder & Willemsen 1964), men ger en tidigare start av fiskätande hos ett fåtal individer som är tillräckligt stora för att kunna ta andra fiskyngel (Chodorowska & Chodorowski 1975, Nagiec 1977, van Densen 1985:a, 1985:b). Ett tidigare inledande av fiskätande (kannibalism) vid låga koncentrationer av andra födoorganismer har även visats för abborre (Spanovskaya & Grygorash 1977) och walleye (Fox 1989) i dammförsök.

En förutsättning för att gösynglen skall övergå till att äta fiskyngel är att bytesfiskarnas längd maximalt uppgår till ungefär halva gösynglets längd (Neuhaus 1934, Steffens 1960, 1961, Deelder & Willemsen 1964, Willemsen 1969, van Densen 1985:b). Framförallt i odlingsdammar (t ex Brezeanu 1972), men även i naturliga vatten (Woynárovich 1960:a, Willemsen 1969, van Densen 1985:a, 1985:b), har ätandet av andra fiskyngel i ett flertal fall visats

starta när gösynglen uppnått en längd av ca 20-25 mm. Ynglen fortsätter dock att även inta annan föda än fisk initialt, men övergår successivt till en ren fiskdiet (t ex Brezeanu 1972, Chodorowska & Chodorowski 1975). Djurplankton återfinns sällan i maginnehåll från gösyngel överstigande 100 mm (van Densen 1985:b). Kannibalism anses kunna ske från ca 10-12 mm:s längd, medan predation på yngel av karpfiskar sker först vid 15-20 mm:s längd (Belyi 1969, 1972, van Densen & Grimm 1988). Liknande observationer har gjorts för andra arter inom familjen Percidae (abborrfiskar), t ex för abborre som blir fiskätande vid 10-28 mm:s längd (kannibalism i odlingsdammar) (Ilna 1973, Spanovskaya & Grygorash 1977) och walleye som blir fiskätande vid 21 mm:s längd (Colby et al. 1979). Om tillgången på bytesfisk är låg tvingas de juvenila gösarna till att fortsätta att äta insektslarver eller dylikt (Melnichuk 1973), ofta med reducerad tillväxt som följd.

6.2 FÖDOVAL HOS VUXEN GÖS

Gösens födoval varierar mycket mellan olika sjöar och skiftar även under året i en och samma sjö (Deelder & Willemsen 1964, Biró 1977:b, Gagne 1977, Nagiec 1977, Fedorova & Drozzhina 1982, Stolyarov 1985). Hos unga gösar, liksom hos andra unga individer inom familjen abborrfiskar (Percidae), är det gapets storlek som avgör storleken på de byten som kan sväljas (Craig 1987). På grund av sitt relativt begränsade gap (Kukuradze 1974:a, Muller & Osse 1984), kan gösyngel ta byten upp till ungefär halva sin egen längd när fiskätandet inleds. Den maximala storleken på bytet i förhållande till gösens storlek avtar sedan varefter gösen tillväxer, för att endast uppgå till ca 15-25 % av den egna kroppslängden när denna uppgår till 60-80 cm (Willemsen 1969, 1977). Detta har även iakttagits för walleye (Parsons 1971). Ofta anges att gösar sällan tar byten överstigande 14-15 cm:s längd (Willemsen 1969, 1983, Biró 1973, m fl). I undantagsfall tas dock byten upp till ca 20 cm:s längd (Willemsen 1969, Popova &

Sytina 1977). Gösar har i viss fall iakttagits attackerande större byten, bl a braxar (*Abramis brama*) på upp till 1.4 kg (Linfield & Rickards 1979). Braxarna avled inom 2-4 timmar och befanns vid undersökning ha märken efter göshugg, speciellt i bukregionen. På grundval av fynd av fjäll och fenstrålar från fiskar betydligt större än 20 cm i maginnehållet från fångade gösar antogs att dessa byten åts som as, eftersom de var för stora att sväljas hela. Inga andra rapporter om asätande gösar har noterats, varför detta torde ske endast i undantagsfall.

Vid valet av byte spelar förutom bytets längd även dess form en viktig roll (Kukuradze 1974:a, van Densen 1985:b). Detta medför att långsmala byten, t ex nors (*Osmereus eperlanus*) och siklöja (*Coregonus albula*), kan tas med större kroppslängd än kompakta och höga bytesfiskar som olika karpfiskar och abborre (van Densen 1985:b). Förutom bytets storlek och form har även dess förekomst i vattendraget betydelse för hur attraktivt det är som byte. Detta medför att fiskar som formmässigt är ogynnsamma som föda i vissa fall kan vara huvudföda när dessa förekommer rikligt i lämplig storlek (Willemsen 1969). Således kan relativt högryggade fiskar i vissa fall vara viktiga födokällor, speciellt för stora gösar (Biró & Elek 1969, Kukuradze 1974:a, Gagne 1977, Nagiec 1977). Några exempel på viktiga bytesfiskar för gös redovisas i Tabell 10. En omfattande kannibalism har noterats av ett flertal författare, speciellt under förhållanden med begränsad födotillgång. I Balatonsjön har tidvis upp till 66 % av antalet födoorganismer i maginnehåll från magpumpade gösar (0.3-0.5 kg stora) visats vara små gösar (Biró & Elek 1969). I den nordliga delen av gösens utbredningsområde (Figur 4), anses nors, siklöja och löja (*Alburnus alburnus*) vara de viktigaste bytena, medan i söder består huvudfödan av olika smörbultsarter (Gobiidae sp) (Popova & Sytina 1977, Craig 1987). De viktigaste bytesfiskarna i den centrala delen av utbredningsområdet (ca 50-60 °N), anses vara mört, gårs och abborre (Popova & Sytina 1977). Norsens förträfflighet som gösföda

har beskrivits i ett stort antal publikationer (Tabell 10). Vanligen anges endast förekomsten i gösarnas maginnehåll samtidigt som uppgifter över förekomsten i vattensystemet saknas. Att den är viktig som gösföda råder det inget tvivel om, men avsaknaden av uppgifter om tätheten i vattnet gör att det är svårt att fastställa om gösen verkligen föredrar nors framför andra fiskar, vilket ofta anges. Det kan förhålla sig så att norsen helt enkelt är den fisk som är mest lättillgänglig för gösens i dess habitat. I brackvattenområden övertar ofta olika sillfiskar (*Clupeiformes*) rollen som den viktigaste födan från nors, gobider (smörbultar) etc (Tabell 10).

Förutom olika fiskarter har även enstaka exemplar av olika mollusker, såsom små exemplar av vandarmussla (*Dreissena polymorpha*), dammusslor (*Anodonta* spp, *Lithoglyphus naticoides* och målarmusslor (*Unio* spp) påträffats i gösmagar (Biró & Elek 1969, Biró 1973, 1977:b). Även olika groddjur, t ex grodor (*Rana* sp) och mindre vattensalamander (*Triturus vulgaris vulgaris*) kan i undantagsfall ingå i födan (Biró & Elek 1969).

6.3 FÖDOSELEKTIVITET

Gösar är starkt selektiva i sitt val av födoorganismer under samtliga utvecklingsfaser, förutsatt att lämplig föda finns i tillräckliga koncentrationer (Deelder & Willemsen 1964, van Densen 1985:a, 1985:b, Mikheyev 1987). Generellt sett följer selektionen teorin om optimalt födointag ("optimal foraging theory"), vilket innebär att den främst är baserad på balansen mellan den energi som åtgår vid sökandet och infångandet av bytet och den energi som erhålls vid metabolismen av det samma (Emlen 1966, MacArthur & Pianka 1966, Ware 1982, Pyke 1984), samt på att födoobjektets storlek är lämpligt (Kerr 1971:a, 1971:b, van Densen 1985:a, 1985:b). De ur energisynpunkt bäst lämpade födoorganismerna är följaktligen stora, energirika och lättfångade.

Under den senare delen av det planktonätande stadiet föredrar gösyngel liksom

Tabell 10. Några viktiga bytesfiskar för gös, samt exempel på litteratur i vilka de refereras.
Table 10. Important prey-fish for pikeperch, and some examples of literature in which they are referred.

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Referenser (exempel)
<i>söt- och brackvatten:</i>		
Nors	<i>Osmerus eperlanus ssp</i>	1-9,16-20,23-25,27-32,35,37
Siklöja	<i>Coregonus albula</i> L	18,25,27,28,35
Löja	<i>Alburnus alburnus</i> L	4-6,9,10,12-15,25,37
Smörbultar/Gobider	<i>Gobiidae sp</i>	11,13,21,25,26,33,35
Gärs	<i>Gymnocephalus cernua</i> L	4-6,9,13-16,18,20, 24, 25,28,35,37
Gös	<i>Stizostedion lucioperca</i> L	6,9,13-15,20,25,33, 35,37
Volga-gös	<i>Stizostedion volgense</i> Gmelin	6,12,13
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i> L	16,18,19-21,22,25,28, 35,37
Mört	<i>Rutilus rutilus ssp</i>	4,5,11,13,16,18-20,24, 25,33-35,37
Björkna	<i>Blicca bjoerkna</i> L	21,24
Braxen	<i>Abramis sp</i>	6,10-13,14,17,24,36
Sarv	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L	12,21
Ruda	<i>Carassius carassius</i> L	21
Skärkniv	<i>Pelecus cultratus</i> L	11-13
Donaulöjor	<i>Chalcaburnus sp</i>	11
<i>brackvatten:</i>		
Strömming/sill	<i>Clupea harengus ssp</i> L	9,24,37
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus phalericus</i> Pisso	21
Anjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i> L	21
"Tyulka"	<i>Clupeonella delicatula</i> Nordm	21,22
	<i>Clupeonella delicatula caspia</i> Svet	33
Svartahavssillar	<i>Caspialosa sp</i>	33

Referenser: 1) Lilljeborg 1891, 2) Stuxberg 1895, 3) Nordqvist 1902, 4) Alm 1917, 5) Alm 1919, 6) Woyanovich 1959, 7) Filuk 1961, 8) Wiktor 1961, 9) Deelder & Willemsen 1964, 10) Mikulski 1964, 11) Novokshonov 1968, 12) Biró 1969, 13) Biró 1973, 14) Biró 1977:b, 15) Biró & Elek 1969, 16) Willemsen 1969, 17) Willemsen 1983, 18) Rizvanov 1971, 19) Negonovskaya 1972, 20) Gaygalas & Gyarulaytis 1974, 21) Kukuradze 1974:a, 22) Tanasiychuk 1974, 23) Gagne 1977, 24) Nagiec 1977, 25) Popova & Sytina 1977, 26) Bryazgunova 1979, 27) Nilsson 1979, 28) Fedorova & Drozzhina 1982, 29) Samohvalova 1982, 30) Segerstråle 1983, 31) van Densen 1985:a, 32) van Densen 1985:b, 33) Stolyarov 1985, 34) Hickley 1986, 35) Craig 1987, 36) Barthelmes 1988, 37) Winkler 1988

många andra planktonätande fiskar relativt stora cladocerer, t ex *Leptodora kindtii* (van Densen 1985:a), framför de ofta mindre och rörligare copepoderna (Drenner et al. 1978, Drenner & McComas 1980). Detta förutsätter dock att ynglets käk- och matsmältningsapparat är tillräckligt utvecklad för att kunna ta hand om bytet. Selektivitet mot stora cladocerer, i jämförelse med mindre djurplankton, är vanligt hos planktonätande fisk. Selektiviteten kan modifiera plankton-sammansättningen i hög grad, t o m orsaka att stora djurplanktonarter mer eller mindre försvinner ur planktonsamhället (t ex Nilsson & Pejler 1973, Nilsson 1978). Gösynglen i Balatonsjön (Ungern) visar ett illustrativt exempel på denna storleksselektivitet. Där förekom *Leptodora kindtii* i mycket högre frekvens i maginnehållet från gösyngel (1.8-7.6 %), än i vattenmassan (0.4 %) (Tátrai & Ponyi 1976). Om dessa värden omvandlas till Ivlevs (1961) selektivitetsindex (E) enligt $E = (r_i - P_i) / (r_i + P_i)$, där r_i = förekomst i födan och P_i = förekomst i vattenmassan, erhålls ett index (E) som varierar mellan 0.63 och 0.9 för *Leptodora kindtii*. Positiva värden på Ivlevs selektivitetsindex visar på ett selektivt födointag. Ju närmare 1 värdet på indexet är desto högre är selektiviteten för den undersökta födoorganismen. *Leptodora* var således ett mycket attraktivt byte, vilket kan jämföras med t ex *Mesocyclops leuckarti* (Copepoda) som förekom i maginnehåll med mellan 2.0 och 4.3 %, men uppgick till 26.8 % av djurplanktonarterna i Balatonsjön (Tátrai & Ponyi 1976). Omräknat till selektivitetsindex ger detta ett värde varierande mellan -0.72 och -0.86. *Mesocyclops leuckarti* var uppenbarligen inget attraktivt byte för gösynglen.

Ett annat exempel på storleksselektivitet var gösyngel i Tjeukemeer (Nederländerna) som utövade en stark selektivitet på *Neomysis integer* (Mysidae). Detta medförde att storleken på mysiderna i gösynglens maginnehåll ökade starkt under sommaren, trots att medellängden i *Neomysis*-populationen minskade på grund av ökat inslag av juveniler (van Densen 1985:a).

Vid höga djurplanktonkoncentrationer i

Stamboliyski-reservoaren (Bulgarien), konstaterades gösynglens maginnehåll bestå av stora och små födoorganismer i högre utsträckning än mellanstora i förhållande till förekomsten i reservoaren (Mikheyev 1987). Denna bimodala frekvensfördelning av födoorganismer ansågs bero på att ynglen intog födan via "gulping" (engelskt uttryck ≈ vräka i sig), d v s ett mellanting mellan ett individuellt fångande och en filtrering av stora djurplanktonindivider, varvid små djurplankter också svaldes (Mikheyev 1987). Liknande beteende har bl a rapporterats för den amerikanska sillarten *Alosa pseudoharengus* (Wilson) (Janssen 1976).

När gösynglet övergår till fiskföda sker selektionen främst med utgångspunkt från bytets storlek och form, samt dess tillgänglighet (Willemsen 1969, van Densen 1985:b). Hos unga abborrfiskar är det främst gapets storlek som bestämmer födans storlek (Craig 1987).

I maginnehåll från yngel fångade under sin första sommar i Tjeukemeer (Nederländerna) var norsyngel överrepresenterade, jämfört med den procentuella förekomsten i sjön (Tabell 11, baserad på data ur van Densen 1985:b). Norsynglen, vilka har en slankare kroppsform än t ex abborryngel (van Densen 1985:b), förekom antalsmässigt mellan 2 och 10 gånger mer i gösynglens maginnehåll än i Tjeukemeers vattenmassa. Detta kan jämföras med abborryngel som förekom i en lägre frekvens i maginnehållet från gösyngel (0-11 %), jämfört med förekomsten i sjön (<1 och 49 %) (Tabell 11). Gösyngel, vilka har en intermediär kroppsform jämfört med nors och abborre, konstaterades kunna ta norsyngel och andra gösyngel med en storlek överstigande 50 % av sin egen längd i Tjeukemeer. Längden på abborryngel i gösynglens magar översteg däremot aldrig 50 % av gösynglens längd (van Densen 1985:b). I Tjeukemeer tas även årsyngel av cyprinider (karpfiskar), dock endast i begränsad omfattning. Detta beror på att cyprinidynglen under normala betingelser har en snabb tillväxt och tidigt blir för stora för gösynglen. Endast under kalla somrar när cyprinidynglens har en långsam-

Tabell 11. Födoselektivitet hos gösyngel i Tjeukemeer (Nederländerna). Jämförelser mellan förekomsten av bytesfisk i maginnehåll och i sjön (bearbetat efter van Densen 1985:b).

Table 11. Food selectivity of pikeperch juveniles in Lake Tjeukemeer (Netherlands). Comparison between the occurrence of prey items in stomach content and the density of prey in the lake (after van Densen 1985:b).

Föda	År	Förekomst i maginnehåll		Förekomst i Tjeukemeer		maginnehåll/ förekomst i sjön
		Medel (%)	Variation (%)	Medel (%)	Variation (%)	
Nors	1976	85	71 - 100	8	7 - 16	10.0
	1980	82	62 - 93	40	29 - 64	2.0
	1982	27	0 - 56	8	5 - 16	3.4
Abborre	1976	6	0 - 13	21	3 - 31	0.3
	1980	11	3 - 17	41	30 - 49	0.3
	1982	0		7	<1 - 24	0.0
Gös	1976	10	0 - 16	13	<1 - 17	0.8
	1980	1	0 - 8	<1		<0.7
	1982	73	44 - 100	57	4 - 76	1.3

mare tillväxt bidrar de i någon större omfattning till gösens diet (van Densen 1985:a, 1985:b).

I vissa situationer kan även en selektion mot små individer förekomma. I Pskovsjön (Sovjet) var medellängden på norsyngel i gösynglens magar mindre än medellängden i sjön, p g a norsynglens kraftiga tillväxt, vilket medför att de snabbt blev för stora för gösynglen. I stället var mörtyngel den mest betydande födan för gösynglen (Negonovskaya 1972).

Hos vuxna gösar sker selektionen främst mot små bytesfiskar som är lättare att svälja. Selektion kan dock i vissa fall ske mot storväxta individer. Ett exempel på detta var inplanteringen av olika gobidarter (smörbul-tar) i Aralsjön, vilket bl a medförde att gösen övergick från att äta värdefulla cypri-nider såsom mört och braxen, samt skärkni-var och donaulöjor, till att äta gobider (Novokshanov 1968). Speciellt attraktiv var gobidarten *Neogobius fluviatilis* på grund av att den var relativt småvuxen och orörlig, rikligt förekommande, samt att dess habitat sammanföll med gösens. I maginnehållet från fångade gösar återfanns främst 7-10 cm långa exemplar medan medellängden hos *Neogobius*-populationen i Aralsjön var betydligt mindre.

6.4 FÖDOKONSUMTION

Gösynglets födo-intag i förhållande till dess vikt minskar med tillväxten. Zhmurova (1982) angav det dagliga födo-intaget för yngel som nyligen börjat äta (medellängd 7 mm) till 32 % av sin vikt. Det dagliga in-taget minskade sedan i takt med ynglets ut-veckling för att vid 31 mm längd endast uppgå till 13 % av vikten. Under experimen-tella förhållanden har optimal tillväxt för juvenila gösar (2.5-9 g stora) erhållits vid födokoncentrationer av 1.2-1.4 g föda per juvenil och dag (Melnichuk 1973). Ytterligare ökning i födokoncentration medförde endast en marginell tillväxtökning.

Gös anses intaga ny föda först när största delen av den tidigare intagna födan är flytande och har passerat in i tarmkanalen (Molnár et al. 1967), vilket medför att konsumtionshastigheten således bland annat är beroende av matsmältningshastigheten. Det genomsnittliga dagliga födo-intaget för gös i olika sovjetiska vatten med god födo-tillgång var ca 0.5 % av den egna kroppsvik-ten under perioder med låg tillväxt (t ex vintertid). Vid perioder med god tillväxt uppgick däremot födo-intaget till omkring 5.5 % av kroppsvikten (Popova & Sytina 1977). Omräknat till årsintag innebär det att en

födomängd motsvarande 180-250 % av den egna kroppsvikten intages per år. Motsvarande värden på dagligt intag i den födobegränsade Balatonsjön (Ungern) var under perioder med låg tillväxt (mars månad) endast 0.2 %, men 1.2 % under perioder med maximal tillväxt (juli månad) (Biró 1969).

6.5 MATSMÄLTNINGSHASTIGHET

Den för matsmältningen viktigaste omgivande faktorn är vattentemperaturen. Nedbrytningshastigheten ökar kraftigt med ökande vattentemperatur, på grund av en generellt ökad aktivitet hos predatorn, samt på en ökad enzymatisk aktivitet i mag-tarmkanalen (Tabell 12) (Windell 1978). Nedbrytningshastigheten, liksom födosöksaktiviteten, ökar markant vid temperaturer över 8-10 °C (Popova & Sytina 1977). Matsmältningshastigheten är maximal nära predatorartens övre toleranstemperatur (Windell 1978), vilken för gös är ca 35 °C (Willemsen 1978). Om temperaturen stiger över temperaturmaximat avtar hastigheten dramatiskt (Tyler 1970, Willemsen 1978) och fisken förlorar aptiten, slutar att äta och blir apatisk (Windell 1978).

Förutom att nedbrytningshastigheten av svalda byten (fisk) beror på det omgivande vattnets temperatur, inverkar även bytets storlek, fjälltätheten, skinnets skyddande förmåga, storleken på predatorn och predatorns fysiologiska kondition (Popova 1978).

Inverkan av bytets storlek på matsmältningshastigheten är komplex. Små byten eller små födomål anses brytas ned fortare än stora, på grund av ökad yta i förhållande till födans volym och/eller minskad fjälltäckning, vilket innebär en större angreppsyta för den kemiska nedbrytningen (Barrington 1957, Swenson & Smith 1973). Windell (1978) påpekade dock att en ökad födovolym kan medföra en ökad stimulering av mag-tarmkanalens rörelser, vilket skulle orsaka en ökad mekanisk bearbetning som i sin tur underlättar den kemiska nedbrytningen.

Stora predatorer anses ofta ha en lägre matsmältningshastighet än mindre fiskar (t ex Tsunikova 1970). Detta kan vara ett resultat av att magens fyllnadskapacitet ökar proportionellt med ökad storlek på predatorn. Den större fyllnadskapaciteten medför att större byten eller fler bytesobjekt får plats, vilket kan ha en negativ inverkan på nedbrytningshastigheten (Windell 1978). Swenson & Smith (1973) fann ingen skillnad i nedbrytningshastighet hos walleye och sauger av olika storlekar när födans storlek relaterades till predatorernas storlek. Däremot fann de att nedbrytningshastigheten var högre hos stora predatorer jämfört med mindre om bytesstorleken hölls konstant.

Även födans sammansättning kan medföra variationer i matsmältningshastighet. Till exempel anses fetthalter överstigande 15 % av födans torrvekt orsaka en sänkning av nedbrytningshastigheten (Windell 1978).

Tabell 12. Nedbrytningshastigheten av föda vid olika vattentemperaturer.

Table 12. Food-digestion rate at different water temperatures.

Temp 1 (°C)	Nedbr.tid 1 (h)	% av tid	Temp 2 (°C)	Nedbr.tid 2 (h)	% av tid
			0.1 - 2	216	100
			2 - 4	168	78
5	257	100	4 - 8	96	44
10	157	61	8 - 18	72	33
15	83	32	18 - 25	48	22
20	45	18	>25	24	11
25	28	11			

Temp 1 från Molnár et al 1967

Temp 2 från Fortunatova & Popova 1973

6.6 FÖDOSÖK

6.6.1 Födösöksstrategier

För den vanliga euroasiatiska gösen, liksom för de övriga gösarterna, är synen det viktigaste organet vid födosök. Sidolinjesystemet har endast marginell betydelse (Disler & Smirnov 1977). Detta ställer höga krav på synförmågan eftersom vuxna gösar i regel fångar sitt byte under förhållanden med låg ljusintensitet, speciellt under skymning och gryning (Woynárovich 1960:a, Deelder & Willemsen 1964, Kitchell et al. 1977:a, Popova & Sytina 1977, Fedorova & Drozzhina 1982, Craig 1987). Födösök under skymning och gryning är speciellt påtagligt i klara vattensystem, medan sökandet i grumliga vatten (turbida) kan vara mer eller mindre utsträckt över hela dygnet (Ryder 1977). Detta fenomen är bättre undersökt beträffande gösens två nordamerikanska släktingar, walleye och sauger, vilka har funnit var sin ekologisk nisch. Walleyen återfinns företrädesvis i djupa sjöar med relativt klart vatten och har ett typiskt födosökmönster, med jakt under främst skymning och gryning (Moore 1944, Ali & Anctil 1968, 1977, Zyznar & Ali 1975, Ali et al. 1977, Ryder 1977, Kelso 1978, m fl). Under mer turbida förhållanden kan dock födosöket även här vara utdraget mer eller mindre över hela dygnet (Ryder 1977). Saugern är däremot bättre anpassad till låga ljusintensiteter och återfinns främst i grumliga vatten, där den är aktiv under hela dygnet, dock ofta med aktivitetstoppar vid skymning och gryning (Moore 1944, Ali & Anctil 1968, 1977, Scott & Crossman 1973, Zyznar & Ali 1975, Ali et al. 1977).

Även födointaget under gösens planktonätande stadium sker huvudsakligen under skymning och gryning (Kudrinskaya 1970:b, Tsunikova 1970, Zhmurova 1982). Födointaget är här dessutom kopplat till djurplanktonens dygnsvandringar eftersom dessa är mera tillgängliga nattetid (Kudrinskaya 1970:b).

Gösens benägenhet att inta föda under dygnets mörkare del beror förutom på an-

passningen till de lägre ljusintensiteterna även på ett flertal av de viktigaste bytesfiskarnas vana att bilda stim som försvarsmekanism under dygnets ljusa timmar (Fedorova & Drozzhina 1982). Dessutom minskas konkurrensen med dagaktiva fiskätare, samtidigt som predationen från dagaktiva predatorer minimeras (Ryder 1977).

Födösöket sker främst i den fria vattenmassan, men kan även i mindre utsträckning tas från botten och inne bland vegetation (Steffens 1960, Craig 1987). Aktivt födosök sker i regel vid vattentemperaturer överstigande 8-10 °C. Födösöket fortsätter, dock i minskad omfattning, även vid lägre temperaturer t ex under vintern i den nordliga delen av utbredningsområdet, men resulterar ej i någon tillväxt (Popova & Sytina 1977). Att tillbringa "ickefödösökstid" i djupare vatten, vilka vanligen är kallare än ytvattnen, är förutom ett skydd mot för hög ljusintensitet, även ett sätt att spara energi eftersom metabolismen avtar vid en sänkning av den omgivande temperaturen (Ware 1982).

6.6.2 Bytesfångst

Gösens bytestagande klassificeras av Muller & Osse (1984) som "svagt insug med simning", det vill säga att gösen simmar mot bytet och suger in det när det är inom räckhåll (Elshoud-Oldenhove 1979). Fångsten sker genom "bakhåll" i skydd av de svaga ljusförhållanden under vilka gösen vanligen jagar. Ofta upptäcks den dock och bytet måste förföljas för att fångas. (Woynárovich 1960:a, Deelder & Willemsen 1964, Popova & Sytina 1977). Små gösyngel anses ej kunna se byten på avstånd överstigande 1 cm och utfallet mot bytet sker först när avståndet mellan ynglet och bytet är mindre än 0.5 cm (Woynárovich 1960:a). Vid fångandet av bytet närmar sig gösynglet försiktigt fram mot bytet, för att sedan göra ett kort utfall.

Vuxna gösar använder sig av både sugmetoden och fasthållning med hjälp av tänderna när de fångar byten (Elshoud-Oldenhove 1979, Muller & Osse 1984). Vanligen tas relativt små byten som sugts in och sväljs direkt. Större byten sugts in och

fasthålls med tänderna, ofta på tvären, varefter bytet vänds och sväljs (Elshoud-Oldenhove 1979). Undersökningar av maginnehåll tyder på att gösarna ofta sväljer mindre byten med stjärten först (Neuhaus 1934, Steffens 1960, Pihu & Pihu 1971). Storleken på de fiskar som kan sväljas med stjärten först varierar med predatorns storlek. Fiskar upp till 4-8 cm:s längd har befunnits vara svalda med stjärten först (Pihu & Pihu 1971). Större fiskar, speciellt abborrfiskar eller andra fiskar med taggiga fenstrålar och andra vassa utskott, sväljs dock alltid med huvudet först, eftersom dessa kan orsaka problem vid sväljandet och även medföra att mag-tarmkanalen perforeras (Marshall 1977). Att gösen kan svälja åtminstone mindre byten "baklänges" (inkl små abborrfiskar) möjliggörs av att gälträstanderna är korta och svagt utvecklade. Långa gälträstander, vilket förekommer hos bl a walleye, medför att utskjutande delar på bytesfiskarna hakar fast i svalget. Walleyen sväljer följaktligen alltid bytet med huvudet först (Marshall 1977, Colby et al. 1979).

Trots att gösen saknar egentlig nacke är huvudet relativt rörligt, vilket medför att det i viss mån kan vridas för att rikta sugkraften mot bytet (Elshoud-Oldenhove 1979, Muller & Osse 1984). Även simmandet mot bytet hjälper till att rikta den insugande kraften mot bytet (Muller & Osse 1984). Simningen är mycket viktigt vid bytesfångsten (Leeuwen & Muller 1984) och är kännetecknande för predatorisk fisk som lever pelagiskt (i fria

vattenmassan) (Muller & Osse 1984). Gösens strömlinjeformade kropp och dess relativt korta käkparti minskar risken för bildandet av en "bogvåg", vilken skulle kunna skjuta iväg bytet (Elshoud-Oldenhove 1979, Muller & Osse 1984, Leeuwen & Muller 1984). Käkapparatens utformning med relativt korta och kraftiga käkar, samt kraftiga rovtänder längst fram, är väl anpassad till att ta byte med hjälp av simning och insugning i öppet vatten, men mindre lämpad för att ta föda från botten (Muller & Osse 1984).

Förutom de kraftiga rovtänderna längst fram på över- och underkäken (premaxillär respektive mandibulär), finns det även en utbredd tandning med mindre tänder på resten av käkbenen, samt på plogbenet (*vomer*) och gomplattorna (*palatinae*). Detta möjliggör en god fasthållning av bytet, så att det inte smiter under nedsväljningen (Elshoud-Oldenhove 1979). Tänderna anses vanligen ej användas till att stycka bytet med (Kukuradze 1974:a, Elshoud-Oldenhove 1979), även om enstaka iakttagelser motsäger detta (se 5.2 Födoval hos vuxen gös).

För att förhindra att vatten strömmar in via gälarna när munnen stängs under kraftig förflyttningen framåt och på så vis trycka ut bytet, låter gösar, liksom en del andra fiskar, gällocken vara maximalt öppna vid ett tidigare skede än optimalt. Denna strategi är speciellt användbar för fiskar med relativt liten munapparat, men medför en viss förlust av insugningskraften (Leeuwen 1984).

När gösynglen börjar att ta byten är deras mun och matsmältningsapparat dåligt utvecklade. Detta medför att de i början endast klarar av att ta mycket små födoorganismer och födan består initialt främst av tidiga utvecklingsstadiet av copepoder och rotatorier. Ynglen utvecklas dock fort och de kräver successivt större bytesdjur. Efter de små copepoderna övergår ynglen raskt till vuxna copepoder och små cladocerer. Efter dessa går de sedan över till att ta större cladocerer och vidare till andra stora kräftdjur såsom *Leptodora kindtii* och olika mysider. Fiskyngel börjar vanligen att ingå i dieten vid 10-25 mm:s längd beroende på tillgången på fiskyngel och alternativa födoobjekt. När gösynglen nått 10 cm:s längd består födan nästan uteslutande av fisk.

På grund av sitt begränsade gap tar den vuxna gösen företrädesvis små bytesfiskar, vilka sällan överstiger en längd av 15 cm. Långsmala fiskar som nors och siklöja föredras, men även mer högväxta bytesfiskar kan vara viktiga som föda om dessa förekommer rikligt i lämplig storlek (Tabell 10). Små bytesobjekt sugas in och sväljs direkt, ofta med stjärten först, medan större byten fasthålls med tänderna innan det vänds och sväljs.

Gösen är anpassad till att jaga med hjälp av synen under dåliga ljusförhållanden. Detta innebär att i klara vatten sker födosöket främst under gryning och skymning. I grumliga vatten kan jakten vara utsträckt över hela dygnet. Födosöket sker framförallt i den fria vattenmassan. Födosöksaktiviteten ökar med ökande vattentemperatur upp till den övre toleranstemperaturen (ca 35 °C), varefter den avtar drastiskt. Vid temperaturer under 8 °C tas byten endast sporadiskt.

7. TILLVÄXT OCH ÅLDER

Tillväxten är en uppbyggande (anabol) process, som sker först när energin till de nedbrytande (katabola) processerna har tillgodosetts. Tillväxten kan antingen ske som kroppslig (somatisk) tillväxt eller som utveckling av könskörtlarna. I vissa fall blir energin först lagrad som somatisk vävnad, t ex fett, och senare omvandlad till könsprodukter (Craig 1987). Begreppet tillväxt begränsas här till att endast användas i meningen kroppslig tillväxt, vilket vanligen anges som längdtillväxt och/eller viktsökning. Andra tillväxtbegrepp är exempelvis ändringar i förhållandet mellan kolhydrater, proteiner och fett (Weatherley 1978).

7.1 TILLVÄXTREGLERANDE FAKTORER

7.1.1 Fysikaliska och kemiska regleringsfaktorer

Vattentemperaturen är den viktigaste abiotiska tillväxtreglerande faktorn för fisk i tempererade vatten (t ex Määr 1947, Davis & Warren 1968, Svärdsön & Molin 1968, Biró 1970, Tanasiychuk 1974, Hokanson 1977, Kelso & Bagenal 1977, Koonce et al. 1977, Webb 1978, Weatherley 1978, Willemsen 1978, 1983, Craig 1987, Lehtonen 1987). En temperaturökning inom en fiskarts toleransområde medför en generell aktivitetsökning, bland annat blir födosöket aktivare. Aktivitetsökningen medför att energibehovet ökar på grund av en ökad ämnesomsättning. Om temperaturen är lägre eller högre än toleransområdet blir däremot fisken stressad och inaktiv (Windell 1978). Gösen trivs bäst vid temperaturer mellan 24 och 29 °C (Ta-

bell 1), men tolererar vattentemperaturer upp till ca 35 °C (Willemsen 1978). Vid vattentemperaturer understigande 8-10 °C anses ingen tillväxt ske hos gös, trots att de fortsätter att inta föda, dock i en starkt begränsad omfattning (Popova & Sytina 1977).

Begränsningar i gösens tillväxt på grund av direkt temperaturpåverkan är mest påtagligt i de nordliga och sydliga delarna av utbredningsområdet; men kan stundtals även vara märkbar i andra områden. Temperaturen kan även inverka indirekt via biologiska faktorer som t ex en begränsad födotillgång. Den indirekta påverkan är speciellt påtaglig i de nordliga områdena där den direkta temperaturpåverkan är stor, men sker troligen även i de centrala delarna av utbredningsområdet (Koonce et al. 1977).

Vid obegränsad födotillgång är tillväxten ofta maximal nära artens övre toleranstemperatur (Hokanson 1977). Willemsen (1978, 1979) fann att maximal tillväxt för 1-åriga gösar erhöles vid 28-30 °C. Den maximala tillväxten för yngel (4 cm) har dock befunnits ske vid något lägre temperaturer, omkring 22 °C (Tabell 1). Följaktligen sker gösens huvudsakliga tillväxt under årets varmare del i tempererade områden (Määr 1947, Hokanson 1977, Popova & Sytina 1977). Den huvudsakliga tillväxten i Östersjön i området kring Helsingfors och Åbo äger rum under juni-oktober (Lehtonen 1983). I de centrala delarna av utbredningsområdet, samt i viss mån de sydliga delarna, kan däremot tillväxten vara utsträckt mer eller mindre över hela året. I den sydostliga delen kan dock vattentemperaturen i vissa fall periodvis överstiga gösens trivseltemperatur, vilket resulterar i minskad tillväxt (Popova & Sytina 1977). De olika klimatiska förutsättningarna i de olika delar av gösens

Tabell 13. Gösens längdtillväxt i olika vattensystem. Observera att olika längdmått har använts, samt att gösarna har fångats vid olika tidpunkter på året.

Vattensystem	Längdmått	Medellängd vid olika åldrar (cm)												
		1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år	7 år	8 år	9 år	10 år			
Mälaren (Sverige)	Total			28.1	33.9	39.1	42	46.4						
Mälaren (Sverige)	Total			28.5	34.4	38.4	42	46.7						
Mälaren (Sverige)	Total			27.8	33.4	39.2	42	46						
Hjälmararen (Sverige)	Total			31.4	36.4	40	40.6	43.6						
Hjälmararen (Sverige)	Total			31.7	36.7	40.9	41.3	42.1						
Hjälmararen (Sverige)	Total			31	35.9	39.7	39.8	47						
Hjälmararen (Sverige)	Ospecc		20.5	31.2	36	39.8	40.4	42.1	44.1	65.2				
Hjälmararen (Sverige)	Ospecc	13.9	25.1	32.1	38.2	42.4	44.5	49.1	51.6	64.2				
Hjälmararen (Sverige)	Ospecc	13.9	24.8	31.8	37.1	40.8	41.8	45.1	49.2	64.5				
Hjälmararen (Sverige)	Ospecc	9	17	27	35	42	48							
Ymsen (Sverige)	Total		18.3	34.4	43.5	50.1	53.9	59.6	63					
Ymsen (Sverige)	Ospecc	6	18	34	42	50	55	60	63					
Toften (Sverige)	Ospecc			28.9	31.8	36.3	40.2	44	47.8	48.6	56.5			
Yxtasjön (Sverige)	Total				38	42	49	52	52					
Ivösjön (Sverige)	Ospecc	14	25	35	44	51	57	64	68	73	76			
Dättem (Sverige)	Ospecc	11	20.5	29	36.5	42	47	52	56	58.5	60			
27 svenska sjöar	Ospecc	8.2-15.8	12.6-30.5	17.0-40.5	22.5-46.0	26.7-55.1	30.0-60.3	33.1-68.6	36.5-74.3	41.1-77.4	45.0-79.2			
Lohjanjärvi (Finland)	Total		20.6	25.8	36.6	41.7	46.1	47.4	49.7	57.3	62			
Östersjön (Taivassalo, Finland)	Total		19.2	22	25	33	35.4	37.9	39.7	42.2	44.3			
Östersjön (Helsingfors, Finland)	Total		18.8	25.8	31.9	38.2	40	41.6	44.2	48.8	51.2			
Finska viken (inre delen)	Ospecc			21.5	25.4	33	41.4	46	51.8	53.4	58.2			
10 lok. i finska delen av Östersjön	Total	9.0-16.2	15.1-19.7	21.0-31.7	29.0-40.3	28.5-42.7	36.1-44.9	35.9-47.0	39.7-53.1	40.7-55.9	42.8-64.8			
Pämu-viken (Estland)	Ospecc	19.5	30.7	39.9	49.1	54.2	60.6		73.2		82			
Rigabukten (Estland/Lettland)	Ospecc	30.7	39.9	49.1	54.2	60.6								
Kurshyu Mares (Litauen+RSFSR)	Ospecc	10 - 16	18-29	28-36	33-41	37-46	44-50	49-59	54-60	60-64	67.0			
Kurshyu Mares (Litauen+RSFSR)	Ospecc		20-29	28-36	33-41	37-46	44-50	49-59	54-60	60-64	67.0			
Kurshyu Mares (Litauen+RSFSR)	Ospecc		19-28	28-36	33-40	37-46	44-50	52-55	59.0	63.0				
Wisla-bukten (Polen+RSFSR)	Total		38.4	44.3	49.6	53.7	58.8	62.7	67	72.5	77.9			
12 polska sjöar	Ospecc	14.6	25.5	35.8	43.8	49.7	54.2	59.1	59.3					
15 Polska sjöar	Ospecc	12.1-19.2	22.2-29.3	33.5-39.4	39.8-48.9	43.8-54.3	52.0-60.5	56.6-61.5	56.3-61.6					
Müggelsee (Tyskland)	Ospecc	14.4	28.9	41	52.7	59.3	62.3							
24 Tyska sjöar	Total	13	24	34	43	49	55	56	57	61 (*)	70			
Stettiner Hauff (Tyskland)	Total	14.9	30.8	47.2	55.8	64.2	68.2	70	72.2	78	79			
Oderhauff (Tyskland)	Ospecc	16.9	30	40.5	51	61	64.5	66.5						
Kleines Oderhauff (Tyskland)	Ospecc	16	34	44	52	57	64							
Kl Jasmunder Bodden (Tyskland)	Ospecc	13	27	39	43	49	51							
Saaler Bodden (Tyskland)	Ospecc	9	21	37	44	49								
Ijsselmeer (Nederländerna)	Total	15	30	42	50	57	63							
Ijsselmeer (Nederländerna)	Total	15	30	42	49	55								
Friesland (sjökomplex, Nederl.)	Total	12	29	40	47	52								
Lauwersmeer (Nederländerna)	Total	11	26	39	48									
Fenland (Storbritannien)	Fork	9			43		56	56	57	54	74			
Relief & Cut-Off kanaler (Storbrit.)	Fork		28	31	36	40	51	56	60					
Klicava reserv. (Tjeckoslovakien)	Ospecc	21.8	31.1	38.4	43.3	66.5	64.4		72					
Lion-sjön (Tjeckoslovakien)	Ospecc	13	22.2	31	38.4	44.4	49.6	54.7	61.4	70.2				
Balaton (Ungern)	Ospecc	20	25.7-31.0	31.0-46.5	44.6-53.0	55-60	53-56	61-63		73	68			
Balaton (Ungern)	Total				39.1	42.5	48.1	56.4	58	62	71			
Balaton (NO delen)	Total	11.6	20.4	29.2	36	41.7	47.6	52.9	58.9	63.4	69			
Balaton (centrala delen)	Total	10.8	18.9	27.2	35	41	47.4	52.6	57.8	62.5	66.7			
Balaton (SV delen)	Total	11.6	21.3	28.7	36.5	43.2	49.5	54.8	59.7					
Balaton (Ungern)	Total	10	16	25	30	35	40	48	52	60	67			
Valence (Ungern)	Total	18	30	41	48	53	58	63	67	70	72			
Tisza-floden (Ungern)	Standard		27.6	33.2	37.8	43.4	53.8	55.8						
Mladost-reserv (Jugoslavien)	Standard	15	28	40										
Batak-reservoaren (Bulgarien)	Standard	11.7	20.2	30.8	38.6	51.4	56.5	60.6	64.7	68.3				
Dnester (Sovjet)	Ospecc	23.8	31.7	37.6	45.3	47.6	58.2							
Södra Bug (Sovjet)	Ospecc	19.6	31.6	39.2	43.6	49.4	56.7	63.6						
Dnepr (Sovjet)	Ospecc	16.9	26.9	39.3	44.3	51.3	60.1	69.5						
Don (Sovjet)	Ospecc	17.8	35	40.4	46.9	53.5	59.8	64						
Kuban (Sovjet)	Ospecc	17.8	36.2	43.2	50.1	56.7	61.5	63.1						
Syr Darja (Sovjet)	Ospecc				47.4	48.7	51.7	57.2	62.7	71				
Övre Ob (Sovjet)	Ospecc	14.7	29.7	43.2	53.9	62.6	66							
Kremenchug-reserv (Sovjet)	Ospecc		24.9	33.5	41.1	49.9	56.6	61.3						
Kuybyshev reserv (Sovjet)	Ospecc	12.2	21.7	28.3	33	37.3	41							
Bukharna reservoaren (Sovjet)	Ospecc	14.9	22.6	31.6	44	54	57.6							
Kapchagay reservoaren (Sovjet)	Ospecc	12.2	20.2	27.6	34.2	40.6	45.5							
Irkliinsk reservoaren (Sovjet)	Ospecc	13.4	23.1	32.4	40.7	48.3								
Mermere (Turkiet)	Ospecc	23	31	47	58									
Europa	Ospecc	12-15	20-30	30-40	50-60									
≥60 °N	Ospecc	12	16	22	26	32	36	40	44	48	51			
50-60 °N	Ospecc	12	24	32	41	47	52	58	62	67				
≤50 °N	Ospecc	18	31	39	45	51	57	64						

* = egna beräkningar m h a data ur ref

** = ref i Svärdson & Molin 1968

*** = ref i Deelder & Willemsen 1964 resp Tölg 1984

◊ = ref i Shcherbukha 1968

∞ = ref i Yermakhanov & Rasulov 1984

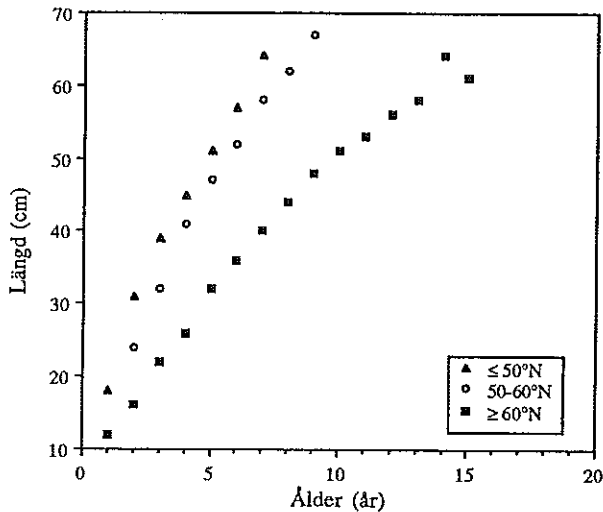
Totalängd = hela fiskens längd

Forkängd = från fiskens nos till stjärtens delning

Standardängd = från fiskens nos till stjärtens början

Table 13. Length of pikeperch at different ages in different waters. Note that different length-measurements has been used and that the pikeperches have been caught at varying time of the year.

11 år	12 år	13 år	14 år	15 år	16 år	17 år	18 år	19 år	20 år	Referens	Anmärkingar
43-64										Lehtonen 1987 Molin & Svårdson 1980 Nagiec' 1961 Nagiec' 1961 Bauch 1953, 1960 *** Lehtonen & Miina 1988	variationen av medelv 1977-1984, n=10612 variationen av medelvården 1916-1980 medelvården baserade på tillbakaräkning baserat på tillbakaräkning
57.3		76						84	95	Lehtonen 1985 Lehtonen 1985 Segestråle 1983 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1968 Svårdson & Molin 1981 Svårdson & Molin 1981 Svårdson & Molin 1981 *	n=989 n=1420, 1977-1981 n=1646, 1977-1981 n=152 n=930 honor hannar n=781 honor hannar 1955-1966, n=898, grovmask.nät 1967-1978, n=1133, grovmask.nät 1955-1978 (viktade medelv), n=2031
65.2					81.5					Alm 1964 Alm 1919 Vallin 1929 Alm 1964 Almer 1977 Määr 1947 Curry-Lindahl 1985 Almer 1975	n=99 baserat på fig 7 i ref
73		89			92					Gaygalas & Gyarulaitis 1974 Gaygalas & Gyarulaitis 1974 Gaygalas & Gyarulaitis 1974 Solovov 1971 Matyukhin 1967 ◊ Filuk 1961 Neuhaus 1934 Schlumpberger 1977 Schlumpberger 1977 Wiktor 1961 Schlumpberger 1977 Willemssen 1983 Willemssen 1977 Pape 1937 Willemssen 1977 Willemssen 1983 Linfield & Rickards 1979 Linfield & Rickards 1979 Tanasyichuk 1974 Yereshchenko & Ismukhanov 1975 ◊ Tölg 1984 Boiko 1962 ◊ Unger 1931 Bíró 1970 Bíró 1985 Bíró 1985 Bíró 1985 Tölg 1984 Harka 1977 Rakitina 1962 ◊ Shcherbukha 1968 Pavlov 1964 & Ambroz 1956 ◊ Yemakhanov & Rasulvo 1984 * Boiko 1962 ◊ Yereshchenko et al 1973 ◊ Aksray 1961 Alm 1922 ** Pivnicka 1982 * Sedlar 1971 Georgiev & Naumovski 1982 Petrova & Zivkov 1988 Matyukhin 1967 ◊ Antalfi 1979 Popova & Sytina 1977 Popova & Sytina 1977 Popova & Sytina 1977	totallängd (& medellängd) (n=393) honor totallängd (& medellängd) (n=359) hannar totallängd (& medellängd) (n=309) 0+, 1+, osv fångade april-dec, n=7434 1978-1982 1972-1976 1966-76 Fångade av fiskare ev.=sel. urval, 1966-1981 n=20 n=44 1964-1970 n=36 fångade i dec. 3+ flyttade till 4 år osv, n=340 baserat på tillbakaräkning n=209, fångade mars 1973-okt 1975 viktade medelv. 1967-1969 & 1975-1979, n=70 medelv baserade på tillbakaräkning, n=596 n=122 ur figur 2 i ref n=410
79	81										
84											
66	74	83									
73	78	74-81									
72.4	76.6	78.6									
53	56	58	58	64	61						



Figur 7. Skillnader i tillväxthastighet för gös i olika sovjetiska vattensystem belägna på nordliga, centrala och sydliga breddgrader (data från Popova & Sytina 1977).

Figure 7. Differences in growth-rate for pikeperch in Soviet waters of northern, central, and southern latitudes (data from Popova & Sytina 1977).

utbredningsområde medför således att gösen växer fortare i södra och mellersta delen av området jämfört med den nordliga (Figur 7, samt Tabell 13 och 14) (Tanasiychuk 1974). Gösar i Volgas deltaområde (46-47 °N) uppnår ca 65 cm längd vid 7 års ålder, medan gösar i samma ålder i karelska sjöar (ca 62 °N) uppnår endast ca 37 cm längd (Tanasiychuk 1974).

Tillväxten i vattensystem som påverkas av varmvattenutsläpp är generellt högre än i icke uppvärmda. I den av kylvattenutsläpp påverkade polska sjön Lichenskie vägde 1-somriga gösar ca 65 g, medan en för området normal vikt för gösar i denna ålder är omkring 21 g (Zawisza & Backiel 1972).

Andra viktiga abiotiska faktorer som påverkar gösens tillväxt är vattnets syrgaskoncentration och salthalt, samt ljusförhållandet. Ljusförhållandet påverkas i sin tur av bl a dagslängd och vattnets siktdjup (grumlighet och färg) (Davis & Warren 1968, Biró 1970,

Tabell 14. Gösens viktillväxt i olika vattensystem. Observera att gösarna har fångats vid olika tidpunkter på året.

Table 14. Weight of pikeperch at different ages in different waters. Note that the pikeperches has been at varying time of the year.

Vattensystem	Medelvikt vid olika åldrar (g)								
	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år	7 år	8 år	9 år
Toften (Sverige)			210	270	360	730	800	1050	1000
Ivösjön (Sverige)	15	115	350	800	1400	2000	2800	3400	4200
Lohjanjärvi (Finland)		81	208	406	656	914	1002	1278	1898
Östersjön (Taivassalo, Finland)		55	120	119	318	379	479	576	703
Östersjön (Helsingfors, Finland)		66	177	346	541	593	684	856	1135
Östersjön (Pinska viken)			86	153	376	765	1279	1567	1740
Kurshyu Mares (Letland)	8-60	65-360	255-870	400-1260	700-1650	1020-2840	1600-2980	2390-3200	3140-4050
Kurshyu Mares (Letland)		85-360	270-870	465-1260	720-1650	1020-2840	1600-2980	2390-3130	3140-4050
Kurshyu Mares (Letland)		80-275	255-610	400-1085	700-1430	1090-1960	2010-2570	3200	3600
Frisches Haffs (Tyskland)		514	731	1038	1414	1847	2349	3020	3570
24 Tyska sjöar	35	90	400	750	1200	1600	1700	1800	2100
Lichenskie (Polen)	65	595	1245	2295					
Fenland (Storbritannien)	9			43		56	56	57	54
Lion-sjön (Tjeckoslovakien)	33	125	403	715	1150	1710	2100	3200	4300
Balaton (Ungern)	100	250-390	400-1150	1030-1950	1900-2500	2070-2300	3000-3300		4600
Balaton (Ungern)				510	671	1012	1698	2715	3862
Balaton NÖ-delen (Ungern)	16	99	317	627	1011	1555	2192	3111	3954
Balaton centrala-delen (Ungern)	14	85	274	614	1020	1625	2268	3069	3943
Balaton SV-delen (Ungern)	22	134	321	651	1070	1596	2154	2771	
Balaton (Ungern)	20	40	100	260	400	700	1100	1500	2100
Valence (Ungern)	60	280	700	1100	1500	1800	2300	3100	3500
Tisza-floden (Ungern)	51	217	482	861	1379	2063	2455		
Dnester (Sovjet)	150	300	600	1200	1600	2100			
Södra Bug (Sovjet)	80	300	900	1400	1700	2600	4300		
Dnepr (Sovjet)		200	400	700	1400	2500	4300		
Don (Sovjet)	80	500	800	1200	1800	2600	3200		
Kuban (Sovjet)	80	600	1100	1800	2600	3300	3800		
Syr Darja (Sovjet)				1467	1596	1950	2577	3556	5060
Övre Ob (Sovjet)	40	470	1220	2310	3630	5100			
Memere (Turkiet)	125	319	1230	2669					
Europa	10 - 30	120 - 250	300 - 1000	1200 - 1500					

* = ref i Tölg 1984

** = ref i Shcherbukha 1968

*** = egna beräkningar m h a data ur ref

Kelso & Bagenal 1977, Koonce et al. 1977, Webb 1978, Craig 1987, Lehtonen 1987). Tillväxthastigheten är ofta hög i brackvatten (Neuhaus 1934, Määr 1947, Zhmurova & Somkina 1976, Trandafirescu 1979, Neacsu et al. 1981). Detta beror främst på att födotillgången ofta är god dessa vatten (Zhmurova & Somkina 1976). Bland annat har de goda fångsterna av gös i Östersjöns kustområden ansetts bero på den rikliga tillgången på nors och *Neomysis integer* i området (Wiktor 1961). Den höga tillväxthastigheten i brackvatten kan dock även bero på minskad metabolisk stress genom att det bräckta vattnet är mer iso-osmotiskt med sötvattenfiskars blod (Webb 1978, Craciun et al. 1982). Sötvattenfiskars blod är iso-osmotiskt med omgivande vatten vid en salthalt av ca 7.5-10 ‰ (Doudoroff 1957, Wolf 1963, Fry 1971, Brett 1979, Trandafirescu et al. 1979, Craig 1987, Ellis et al. 1989). Fiskarnas jonreglering är en aktiv process som kräver

energi. Detta innebär att ju mer saltkoncentrationen i det omgivande vattnet avviker från fiskens blod desto mer ökar fiskarnas energibehov för att upprätthålla vätske- och saltbalansen. Det ökade energibehovet medför att mängden tillgänglig energi för tillväxt minskar (Black 1957, Fry 1971, Brett 1979, Neacsu et al. 1981). Den minskade energiåtgången för fiskar i bräckt vatten orsakas bl a av en minskad Na^+ och K^+ beroende ATPas-aktivitet (Craciun et al. 1982), d v s att de celler som sköter saltbalansen är mindre aktiva.

7.1.2 Biologiska regleringsfaktorer

7.1.2.1 Födotillgång

Den biologiska faktor som påverkar tillväxten i störst utsträckning är tillgången på föda (Määr 1947, Svärdson & Molin 1968, Biró 1970, 1972, 1985, Tanasiychuk 1974, Kelso &

Tabell 14. Fortsättning

Table 14. Continued

10 år	11 år	12 år	13 år	Övrig ålder	Referens	Anmärkningar
1630	2900			16 år=4650	Alm 1919	
4800	5500	6100			Almer 1974/75	
2412	4500		5000	19 år=7500, 20 år=9800	Lehtonen & Miina 1988	n=908
725					Lehtonen 1983	1977-1981, n=1395
1248					Lehtonen 1983	1977-1981, n=1477
2300		2088			Segerstråle 1983	n=152
4600					Gaygalas & Gyarulaitis 1974	n=393
4600					Gaygalas & Gyarulaitis 1974	honor, n=359
					Gaygalas & Gyarulaitis 1974	hannar, n=309
4230					Filuk 1961	n=7434
3200					Bauch 1960 *	
					Zawisza & Backiel 1972	varmvattenutsläpp i sjön, fångade i sept
74	66	74	83		Linfield & Rickards 1979	n=20
					Sedlar 1971	n=122
4650	6300	6600-7400	6500-8400		Unger 1931	n=36
3812					Biró 1977	fångade i december, 3+ flyttade till 4 år
5205	6087	7315	7954		Biró 1985	1978, n=735
4858					Biró 1985	1978, n=209
					Biró 1985	1978, n=302
3000					Tölg 1984	
4200					Tölg 1984	
					Harka 1977	fångade mars 1973 - okt 1975
					Rakitina 1962 **	
					Shcherbukha 1968	
					Pavlov 1964 & Ambroz 1956 **	
					Boiko 1962 **	
					Boiko 1962 **	
					Yermakhanov & Rasulvo 1984 ***	viktade medelv 1973-1975 n=429
					Solovov 1971	
					Aksiray 1961	
					Antalfi 1979	

Bagenal 1977, Koonce et al. 1977, Weatherley 1978, Willemsen 1978, 1983, Craig 1987, Lehtonen 1987, m fl). Födötillgången bestäms i sin tur till stor del av rådande abiotiska förhållanden, främst vattentemperaturen (Davis & Warren 1968, Koonce et al. 1977), samt tillgången på närsalter för primärproduktionen (Hrbáček 1969).

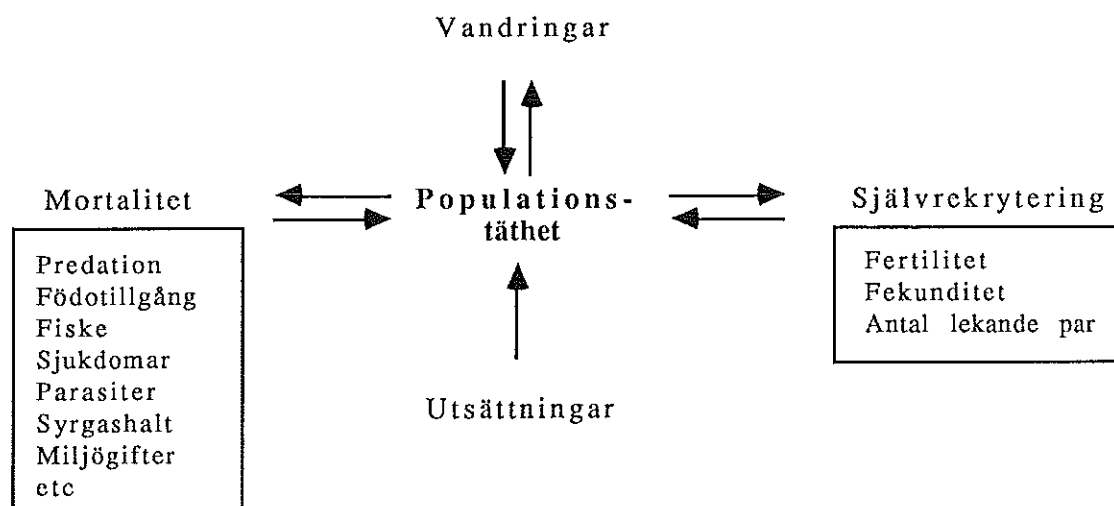
Ökad tillväxt och ökande gösfångster har rapporterats från ett flertal vatten under fortskridande moderat eutrofiering, t ex Mälaren och Hjälmaren (Rundberg 1977, Svärdson & Molin 1981), Suokumaanjärvi (Finland) (Toivonen 1966), Konstanzsjön (Tyskland) (Hartmann & Nümann 1977, Hartmann 1978), diverse polska sjöar (Nagiec 1977), samt olika delar av Östersjöns kustområden (Winkler & Tieme 1978 (Tyskland), Lind 1977, Hildén et al. 1982, Toivonen et al. 1982, Lehtonen 1983, 1985 (Finland), Hansson & Rudstam 1990 (Sverige)).

Om eutrofieringen fortskrider och vattensystemet övergår till hypereutrofa förhållanden minskar dock gösens tillväxt och därmed också gösfångsterna. Detta anses vara orsaken till gösstammens minskning i Balatonsjön. Andra faktorer som kan ha

bidragit till gösens nedgång i Balatonsjön är överfiskning, mellanartskonkurrens från nyintroducerade arter, och utsläpp av miljögifter (Entz 1977, Biró 1977:a, 1978, 1985). Den accelererade eutrofieringens påverkan på gösfångsterna och göspopulationernas struktur kan dock vara svår att särskilja från ett eventuellt ökat fisketryck genom ökade fiskeansträngningar och/eller övergång till effektivare redskap.

Födötillgången beror även på göspopulationens täthet, vilken kan orsaka födokonkurrens om den är för hög (Biró 1985, Tanasiychuk 1974, Weatherley 1976, 1978, Kelso & Bagenal 1977, Lehtonen 1983, Craig 1987). Populationstätheten regleras i sin tur av en mångfald mekanismer (Figur 8). Exempel på andra biotiska tillväxtreglerande faktorer är fiskens storlek och födans kvalitet (Weatherley 1976, Kitchell et al. 1977:b, Craig 1987). Sjukdomar och andra stressfaktorer, samt hormonella störningar, vilka i sig kan induceras av stress, är andra potentiella tillväxtreglerande faktorer (Weatherley 1976, 1978).

Såvida födötillgången ej är en begränsande faktor i någon del av gösens liv är tillväxthastigheten störst under yngelstadiet



Figur 8. Olika faktorer som påverkar populationstätheten (baserat på bl a Biró 1973, 1977:a, 1977:b, 1985, Kelso & Bagenal 1977, Koonce *et al* 1977, Nagiec 1977, Lehtonen 1987).

Figure 8. Factors affecting population density (after, for instance, Biró 1973, 1977:a, 1977:b, 1985, Kelso & Bagenal 1977, Koonce *et al* 1977, Nagiec 1977, Lehtonen 1987).

och avtar sedan successivt med ökande ålder (Wiktor 1961, Biró 1970). Dessutom minskar organismers basala metabolism relativt sett med ökad storlek och följaktligen minskar även födobebehovet för att täcka det energibehov som basalmetabolismen kräver. Detta förutsätter dock att matsmältningens effektivitet är oförändrad (Kitchell et al. 1977:b).

Omvandlingen av fiskföda till gösbiomassa är effektiv. I Volgas deltaområde, där födotillgången är god, beräknades omvandlingens effektivitet till ca 20 % (på våtviktsbasis) (Popova & Sytina 1977). Willemsen (1978) fann att födoomvandlingens effektivitet var ca 25 % för 13 cm långa gösar och att den var oberoende av vattentemperaturen upp till ca 30 °C. Vid temperaturer överstigande 32 °C sjönk effektiviteten ned till omkring 17 %.

7.1.2.2 Hormonell påverkan

Tillväxten är hormonellt styrd, vilket medför att förändringar i fiskens hormonbalans påverkar tillväxten. Regleringsmekanismerna kan grovt delas upp i stimuli från den omgivande miljön och en inre påverkan. Det mest betydelsefulla stimuli från den omgivande miljön är troligen vattentemperaturen, men även andra faktorer som ljusintensiteten kan vara viktiga. Speciellt viktiga är "onormala" stimuli (Weatherley 1976), dvs stressfaktorer som låga syrgashalter, temperaturer över gösens toleransnivå, starka ljusintensiteter och sjukdomar, vilka kan reducera tillväxten.

Den hormonella sammansättningen påverkas av en mängd olika inre faktorer. Till exempel kan fiskens kön spela en viss roll för tillväxthastigheten (Weatherley 1976). Hos många fiskarter har honorna visats växa fortare än hannarna, exempelvis gädda (Alm 1964:b), abborre (Alm 1946, 1959, 1964:a) och walleye (Colby et al. 1979). Även göshonor har i en del undersökningar uppvisat en snabbare tillväxt än hannarna, speciellt de första åren (Tabell 13 och 14) (Svårdson & Molin 1968, Willemsen 1977, Yermakhanov & Rasulov 1984, Craig 1987). Vanligen är dock könsskillnaden

mycket liten eller ej noterbar (t ex Svårdson & Molin 1968, Lehtonen & Miina 1988). Genetiska skillnader i det hormonella systemet, dels inom populationen, men framförallt mellan geografiskt separerade populationer kan också vara en potentiell källa till variationer i tillväxt (Weatherley 1976, Craig 1987).

7.2 YNGELTILLVÄXT

Ynglens utveckling och tillväxt sker snabbt om förhållandena är gynnsamma. Deelder & Willemsen (1964) angav att längden på 1-årig gös varierar mellan 6 och 23 cm. Under optimala förhållanden, framförallt i södra delen av gösens utbredningsområde, kan 1-somrig gös uppnå längder överstigande 20 cm (Aksiray 1960, Solovov 1971, Lusk 1981). Vid mindre gynnsamma förhållanden är dock tillväxten mycket lägre. I Stettiner Haff (södra Östersjön) varierade längden på 1-somriga gösyngel mellan 10 och 22 cm, beroende av tillgången på norsyngel (Neuhaus 1934). I Pskovsjön befanns den maximala längden av 1-somrig gös vara 12.9 cm och medellängden var 10.5 cm (Negonovskaya 1972). Tillväxten i brackvattensområden är i allmänhet hög, främst beroende på att dessa vatten ofta har en hög produktivitet (Zhmurova & Somkina 1976). Förutom den höga produktiviteten i brackvattnet, ansåg Zhmurova & Somkina (1976) att även det bräckta vattnet i sig vara stimulerande för tillväxten hos arter som normalt finns i sött vatten (se 7.1.1). I en undersökning av yngeltillväxten i vatten från Azovskasjön befanns tillväxten vara störst vid 6 ‰ salthalt (Zhmurova & Somkina (1976). Liknande resultat erhöles av Trandafirescu et al. (1979), vilka fann att tillväxten för gösyngel från Sinoesjön (lagun vid rumänska svarta havskusten) var störst i vatten med 7 ‰ salthalt. Vid denna salthalt erhöles en 96 %-ig tillväxtökning på 130 dagar (mortaliteten var 20%), medan tillväxtökningen i kontrollgruppen var 71 % och mortalitet var 5 %. Vid den högsta undersökta salthalten (16 ‰) var tillväxten 72 % och mortalitet 26 %. Med hänsyn till den relativt

låga mortaliteten vid 16 ‰ salthalt i ovanstående undersökning bör den tas med en viss skepsis då det kan vara en lokal salttolerant gösstam eller att eventuellt havsgös (*S. marinum*) har använts i försöket. Detta trots att den undersökta arten anges vara *S. lucioperca* som anses ha en övre toleransnivå vid ca 12 ‰ (se 8.1.2.3).

7.3 TILLVÄXT OCH ÅLDER HOS VUXEN GÖS

Skillnader i tillväxthastighet och därav orsakade skillnader i maximal ålder hos vuxen gös, likväl som skillnader i könsmognad och fekunditet, är främst relaterade till omgivande miljöfaktorer (Tanasiychuk 1974). Temperaturen som är den viktigaste omgivande regleringsfaktorn varierar starkt med vattendragets geografiska läge, t ex breddgrad och höjd över havet. Detta innebär att gösar i de nordliga delarna av utbredningsområdet generellt växer långsammare (Figur 7) och blir köns mogna senare, samt blir äldre än gösar i de södra delarna (t ex Tanasiychuk 1974).

Gösen kan bli 100-130 cm lång och väga maximalt ca 15-20 kg (Tabell 15). De övre värdena gäller för syd- och centraleuropeiska vatten. Den största noterade gösen i Sverige

vägsde 15.3 kg och fångades i Ymsen (Curry-Lindahl 1985). I den nordliga delen av utbredningsområdet har 20-24 år gamla gösar fångats (Balagurova 1963 (ref i Tanasiychuk 1974), Svärdson & Molin 1968, Lind 1977, Lehtonen & Miina 1988). I området kring Volga och Kaspiska havet är däremot 8-9 år den maximala åldern för gösar (Kuz'min 1952, ref i Tanasiychuk 1974).

Vid sammanställningen av litteraturuppgifterna över gösens tillväxt har både längdtillväxt och viktsökning med åldern angivits för olika vattensystem (Tabell 13 och 14). Viktsökningen är ett sämre mått på tillväxten än längdökningen eftersom vikten varierar starkt under året och dessutom i stor utsträckning är beroende av könskörtlarnas mognadsgrad och magens fyllnadsgrad. Fiskens vikt är dessutom känsligare för svältperioder än längden. Detta medför att skillnader i viktsökning mellan olika vattensystem bl a kan vara ett uttryck för att fångsterna skett vid olika tidpunkter under året.

Vid jämförelser av gösens tillväxt mellan olika vattensystem och olika undersökningar bör man beakta följande faktorer:

- 1) Tillväxten i vissa av de undersökningar som redovisas i Tabell 13 och 14 är fram-

Tabell 15. Gösens maximala vikt, längd och ålder i olika vattensystem.

Table 15. Maximum weight, length and age of pikeperch in different waters.

Vattensystem	Max vikt	Max längd	Max ålder	Referens
	(kg)	(cm)	(år)	
Roxen (Sverige)	14.5			Tideman 1954
Mälaren (Sverige)			20	Svärdson & Molin 1968
Mälaren (Sverige)	14.3			Svärdson & Molin 1973
Ymsen (Sverige)	15.3	103		Curry-Lindahl 1985
Finland			> 20	Lind 1977
Finland	16.5	107		Curry-Lindahl 1985
Karelska SSR (Sovjet)	7	115	24	Balagurova 1963 *
Tjeukemeer (Nederländerna)		75	10	Vijverberg & van Densen 1984
Ungern	15 - 20	100		Antalfi 1979
Balaton (Ungern)	6.5	76	15	Biró 1978
Sovjet	15	130		Popova & Sytina 1977
	20	130	15 - 16	Berg et al 1949 **

* = ref i Tanasiychuk 1974

** = ref i Deelder & Willemsen 1964

tagna som ett medelvärde under flera säsonger, medan andra tillväxtvärden endast är baserade på enstaka undersökningstillfällen. Dessutom varierar ofta tidpunkten för undersökningstillfället mellan olika undersökningar.

- 2) Olika längdmått har använts eller också har det använda längdmåttet ej specificerats. De längdmått som angivits är; totallängd, d v s från fiskens nospets till spetsen på den hoptryckta stjärtfenan, forklängd, vilken sträcker sig från nospetsen till stjärtfenans delning, samt standardlängd, vilket är måttet från nospets till stjärtfenans början.
- 3) I vissa fall baseras tillväxten på tillbakaräkning, d v s den årliga tillväxten av hårda benstrukturer, t ex fjäll, relateras till fiskens årliga somatiska tillväxt. Tillbakaräkning medför en allmän underskattning av den reella tillväxten genom att de äldre individerna på vilka tillbakaräkningen grundas vanligen har långsammare tillväxt (Lee's fenomen, se t ex Tesch 1968). Felet blir speciellt

markant i vatten med kommersiellt gösfiske, då detta selektivt inriktas på snabbväxande individer (Willemsen 1983).

- 4) Bestämning av tillväxthastigheten kräver en korrekt åldersbestämning av fisken. Petrova & Zivkov (1988) ansåg att det var svårt att bestämma åldern på gösar i Batak-dammen (Bulgarien) med hjälp av fjäll. Speciellt den första årsringen ansågs vara svår att fastställa. Ett generellt problem vid åldersbestämning med hjälp av olika strukturer med rytmisk tillväxt är förekomsten av falska årsringar, vilka kan uppkomma på grund av t ex ogynnsamma yttre förhållanden såsom förändringar i vattentemperaturen (Woynárovich 1960:a, Biró 1970). Fjällen är speciellt känsliga för uppkomst av falska årsringar genom deras snabba svar på ändringar i tillväxt. Mera tillförlitliga strukturer är otoliter (hörselstenar), ryggkotor och tvärsnitt av fenstrålar (Winkler 1981), samt gällock.

Tillväxthastigheten är beroende av olika fysikalisk/kemiska (abiotiska) och biologiska regleringsfaktorer. Den viktigaste abiotiska faktorn är vattentemperaturen. Gösen trivs bäst i temperaturintervallet 24-29 °C. Vid god födotillgång har maximal tillväxt för vuxna individer uppnåtts vid ca 28-30 °C. För yngel är tillväxthastigheten maximal vid något lägre temperatur (22 °C för 4 cm:s yngel). Vattentemperaturen påverkar tillväxten direkt främst i de norra och de södra delarna av utbredningsområdet. Andra viktiga abiotiska faktorer är vattnets syrgas- och salthalt, samt ljusklimatet. Den viktigaste biologiska regleringsfaktorn är tillgången på lämplig föda.

Längden på 1-åriga gösar varierar mellan 6 och 23 cm beroende på födotillgång, vattentemperatur och tillväxtsåsongens längd. Tillväxthastighetens beroende av vattentemperaturen medför att gösens tillväxt varierar starkt inom utbredningsområdet (Figur 7, samt Tabell 13 och 14). Generellt är tillväxthastigheten högre i de södra delarna än i de nordliga. Gösen blir maximalt 100-130 cm lång och väger då mellan 15 och 20 kg. Gösens maximala ålder är omvänt beroende av dess tillväxthastighet. De långsamväxande gösarna i norr blir 20-24 år gamla, medan de mer snabbväxande i söder endast uppnår 8-9 års ålder.

8. MORTALITET

8.1 NATURLIGA MORTALITETSREGLERANDE FAKTORER

8.1.1 Naturligt åldrande

Bland de naturliga dödsorsakerna är den grundläggande orsaken det naturliga åldrandet. Under fiskars livstid sker både fysiologiska och anatomiska förändringar som medför att förutsättningarna för överlevnad ändras. Med ökande ålder försämras fiskars fysiologiska kondition, vilket bl a medför att mottagligheten för sjukdomar och parasiter ökar. Hastigheten på försämringarna är starkt kopplad till tillväxthastigheten (se 7.3).

8.1.2 Naturliga miljöfaktorer

Olika naturliga miljöförändringar kan påverka mortaliteten även om förändringarna ofta är av mycket mindre omfattning eller är mer utsträckta i tiden än de mänskligt initierade miljöförändringarna. Exempel på viktiga naturliga miljöförändringar är förändringar i vattentemperatur eller salthalt.

8.1.2.1 Vattentemperatur

Vattentemperaturen är en av de faktorer som har störst betydelse för gösarnas överlevnad under de första levnadsåren, speciellt i den nordliga delen av utbredningsområdet (Kuznetzov 1970, Svärdson & Molin 1973, Hokanson 1977, Koonce et al. 1977, Molin & Svärdson 1980). Påverkan sker främst indirekt via reglering av födotillgången (Deelder & Willemsen 1964). En direkt temperaturpåverkan med ökad mortalitet som följd sker dock under embryonal- och yngelutvecklingen när onormala kläcknings- och utvecklingstemperaturer förekommer. För låga kläckningstemperaturer kan t ex uppstå vid försämrade väderlek eller genom att kallt bottenvatten når lekogränderna vid kraftiga vindar (Deelder & Willemsen 1964, Svärdson & Molin 1966, Almer 1977). Onormala temperaturer under embryonal- och yngelutvecklingen kan förutom att öka död-

ligheten direkt, även medföra onormal utveckling med missbildningar som följd. Detta kan i sin tur leda till ökad mortalitet genom ökade svårigheter att undvika predatorer (Nagiec & Pirtan 1977).

Temperaturen har störst inverkan på mortaliteten i de södra och de nordliga delarna av gösens utbredningsområde (Hokanson 1977, Koonce et al. 1977). Gösens övre toleranstemperatur under experimentella förhållanden där temperaturen höjdes långsamt (0.5-1.0 °C/dygn) befanns vara ca 35 °C för 13 cm långa gösar (Tabell 1). Vid temperaturer upp till 32 °C kunde ingen ökad mortalitet noteras (Willemsen 1978). Publicerade temperaturtoleranser varierar dock något beroende på bl a acklimatiseringstemperatur, exponeringstid och den hastighet med vilken temperaturen höjs. Dessutom är tåligheten för variationer i temperaturen beroende av storleken på de undersökta gösarna (Tabell 1). I de nordliga delarna av utbredningsområdet är det främst låga vattentemperaturer under vintern som påverkar göspopulationerna genom en ökad yngelmortalitet (Hokanson 1977). De låga vattentemperaturerna påverkar i synnerhet småväxta individer, vilka har små näringsreserver för att klara långa svältperioder. Detta kan resultera i storlekssektiv mortalitet (se 8.3.2 Yngelmortalitet).

8.1.2.2 Syrgashalt

Gösen har under hela sin utveckling höga krav på vattnets syrgashalt. Ägg och yngel kräver minst ca 4.5 mg O₂/l. För vuxna individer är halter lägre än ca 3.5-4.5 mg O₂/l dödliga (Kuznetzova 1955, Alm 1964:a, Tölg 1984). Detta kan jämföras med de mycket syrgaskrävande laxartade fiskarna (Salmonidae), vilka generellt kräver minst 5 mg O₂/l. Gösen är således mycket känslig för låga syrgaskoncentrationer, vilket kan uppstå vid nedbrytning av omfattande algbloomingar sommartid (Deelder & Willemsen 1964, Biró 1977:a, 1978, 1985, Koonce et al. 1977, Leach et al. 1977). I Skandinavien kan låga syrgashalter uppkomma även vintertid när vattnet är täckt av is under en längre tidsperiod.

8.1.2.3 Salthalt

Bräckt vatten anses ha en positiv inverkan på gösars överlevnad, förutom den tidigare nämnda positiva effekten på tillväxten (se 7.1.1 Fysikaliska och kemiska regleringsfaktorer). Mortaliteten har befunnits vara låg upp till ca 10-11 ‰ salthalt (Stangenberg 1975, Zhmurova & Somkina 1976), vilket tros bero på att det bräckta vattnet är mer iso-osmotiskt med sötvattenfiskars blod, d v s att vattnet innehåller lika mycket lösta ämnen som fiskarnas blod, och således orsakar mindre metabolisk stress (Webb 1978, Craciun et al. 1982). En minskad mortalitet i brackvatten kan även bero på en generellt låg förekomst av parasiter (se 8.1.3.3 Sjukdomar & parasiter).

Vattnets salthalt kan vara en viktig begränsande faktor för ynglens utbredning och överlevnad. Stangenberg (1975) ansåg att 5 ‰ är en acceptabel koncentration, vilket motsvarar salthalten i många vikar av Östersjön. Vid 10 ‰ salthalt dog däremot 80 % av ynglen inom 4 timmar. I försök utförda av Zhmurova & Somkina (1976) var dock den dagliga mortaliteten lägre (0-0.2 %) inom det undersökta intervallet 3.5-11 ‰ salthalt än i kontrollen med sötvatten (daglig mortalitet=0.6 %).

Gösens övre toleransgräns anses vara ca 12 ‰ (Tanasychuk 1957 (ref i Belogolova 1988), Avedikova 1971, Craig 1987, Belogolova 1988). Vid försök med 1- och 2-åriga gösar från Svarta havet har dock dessa överlevt vid betydligt högre salthalter. I försök där 1-åriga gösar fick gradvis acklimatisera sig till högre saltkoncentrationer under ett år, klarade dessa 17 ‰ salthalt, vilket motsvarar koncentrationen i Svarta havets strandzon (Neacsu et al. 1981). Dumitrescu & Voicu (1982) fann att 1- och 2-åriga gösar uppväxta under liknande försöksbetingelser vid Svarta havets kust erhöll blödande sår på kroppen (främst vid bröst- och bukfenornas fästen, på huvudet, gällocken, samt ögonen). Vidare befanns de ha vattnigt och blekt blod, blödningar i lever och njurar, samt lida av olika bristsjukdomar. Bakterieangrepp (*Aeromonas* och *Vibrio*) orsakade i vissa fall

en 50 %-ig mortalitet, medan dödligheten på g a parasitangrepp var låg (1-2 %). Även gösyngel från Sinoesjön, som är en lagun vid Rumäniens Svarta havs kust, har befunnits klara högre salthalter. Mortaliteten för dessa yngel var 26 % vid 16 ‰ salthalt. Dessa undersökningar bör dock tas med en viss reservation eftersom samtliga har utförts med gös från Svarta havet. Det är därför möjligt att en lokal gösstam av den vanliga euroasiatiska gösen (*S. lucioperca*), anpassad till att klara dessa höga salthalter, har använts i försöken. Ett annat alternativ är att havsgös (*S. marinum*) har använts vid försöken, trots att det i vissa av publikationerna specificeras att det är *S. lucioperca* som använts.

8.1.3 Biologiska faktorer

8.1.3.1 Predation

De viktigaste "naturliga" predatorerna på gös är olika fiskar inklusive kannibaliska gösar (Deelder & Willemsen 1964, Hokanson 1977, Koonce et al. 1977). I början när gösynglen är mycket små är de känsliga för predation från i stort sett alla befintliga fiskarter, medan de största hoten för större gösyngel utgörs av vuxna gösar, gäddor och abborrar (Deelder & Willemsen 1964). Andra potentiella predatorer är olika fiskätande fåglar. När gösynglen är mycket små kan även en begränsad mortalitet orsakas av olika kräftdjur (rolevande copepoder o dyl) och insekter (t ex dykare och trollsländelarver). Gösen är känslig för predation under de första åren men ej som vuxen (Koonce et al. 1977, Lehtonen 1985, van Densen & Grimm 1988). Predationskänsligheten är störst för de nykläckta ynglen, varefter den avtar med ökande tillväxt (Deelder & Willemsen 1964, Kazanskiy 1985).

8.1.3.2 Födötillgång

Om lämplig föda saknas eller endast finns i begränsad omfattning kan resultatet bli att gösen dör direkt av svält eller p g a att den ej hinner lagra upp tillräckligt med näring

för att överleva vintern (Hokanson 1977). En ökad dödlighet vid låg födotillgång kan även bero på att mottagligheten för sjukdomar och parasiter ökar (Bauer 1962). Om gösynglen ej hinner lagra upp tillräckligt med näring inför vintern, kan detta resultera i en ökad dödlighet hos de minsta individerna (se 8.3.2 Yngelmortalitet). Dessutom har småväxta yngel svårare att undfly predatorer än stora yngel (van Densen 1985:b), vilket kan öka mortaliteten ytterligare. Yngel av abborrfiskar är allmänt mycket känsliga för svält när de skall börja inta föda. Om detta sker under ogynnsamma förhållanden, t ex vid låga vattentemperaturer, kan mortaliteten bli mycket omfattande (Hokanson 1977).

8.1.3.3 Sjukdomar och parasiter

Liksom andra sötvattensfiskar kan gösar drabbas av ett stort antal sjukdomar och parasiter, varav endast ett fåtal är specifika för gösar (Bauer 1961). De för gösen vanligaste sjukdomarna och parasiterna drabbar framförallt även andra fiskätande fiskar. Detta är speciellt vanligt för slutstadiet av olika parasiter som kräver en eller flera mellanvärdar (Gagne 1977).

De sjukdomar och parasiter som drabbar gös tillhör ett stort antal olika grupper, vilka kan angripa gösen på en mängd olika sätt (Tabell 16). Det stora flertalet orsakar dock vanligen inte att den drabbade fisken dör, men kan resultera i energiförluster p g a

immunsystemets bekämpning av den sjukdomsalstrande organismen eller parasiten. Detta kan i sin tur resultera i minskad tillväxt och sämre motståndskraft mot andra infektioner. Det är därför svårt att uppskatta sjukdomarna och parasiternas roll för mortaliteten, speciellt då det vanligen endast är vid massangepp som dödsorsakerna undersöks noggrannare (Craig 1987).

Gösen anses vara speciellt utsatt för trematoden (Trematoda = sug- och hakmaskar) *Bucephalus polymorphus*, vars utbredningsområde överrensstämmer med gösens (Illies 1978). Den har två mellanvärdar före slutvärdet som ofta är gös. Olika mollusker, t ex vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*) fungerar som första mellanvärd, varifrån larverna (cerkariier) därefter vandrar över till nästa värddjur som ofta är olika typer av karpfiskar. Cercarierna tar sig igenom fiskens hud, vilket ger upphov till små blödningar som vid kraftiga angrepp kan vara mycket omfattande (Gagne 1977, Terekhov & Safrygina 1981). Blödningarna resulterar i att fiskarna försvagas, vilket manifesteras i "bucephalos" (från franska bucéphal ≈ kra-ke). Uttrycket har sitt ursprung från latinets *bucephalus* = oxskalle. På grund av gösens expansion i västeuropa under senare tid har detta medfört att även trematoden *Bucephalus* har spridits parallellt med gösen och därigenom har karpfiskbestånden också påverkats negativt. Detta har resulterat i känsloladdade diskussioner över gösens

Tabell 16. Exempel på parasitiska och sjukdomsalstrande organismer som kan drabba gös.

Table 16. Examples of parasites and other pathogenic organisms that the pikeperch may be subjected to.

Grupp	Ev svenskt namn	Exempel	Referens	Anmärkningar
Virus			Gagne 1977, Craig 1987	
Bakterier		"fläcksjuka"	Gagne 1977, Craig 1987	ev orsakad av virus
Myxosporider	slamsvampar	<i>Myxobolus sp</i>	Bauer 1961, Gagne 1977	bl a gälar
Svampar		<i>Saprolegnia sp</i>	Gagne 1977, Craig 1987	hudsår
Trematoda	sug- & hakmaskar	<i>Bucephalus polymorphus</i>	Gagne 1977, Craig 1987	mag-tarmkanalen
		<i>Bucephalus sp</i>	Craig 1987	mag-tarmkanalen
		<i>Bunodera luciopercae</i>	Bauer 1961	mag-tarmkanalen
		<i>Phyllodistomum angulatum</i>	Bauer 1961	urinblåsan
Nematoda	rundmaskar	<i>Camallanus sp</i>	Bauer 1961, Gagne 1977	mag-tarmkanalen
		<i>Anisakis sp</i>	Feiler & Winkler 1981, Craig 1987	mag-tarmkanalen
Cestoda	bandmaskar	<i>Ligula intestinalis</i>	Gagne 1977, Craig 1987	kroppshålan
Crustacea	kräftdjur	<i>Achtheres percarum</i>	Bauer 1961, Gagne 1977, Craig 1987	gälar och munhålan
		<i>Argulus foliaceus</i>	Bauer 1961, Gagne 1977, Craig 1987	ektoparasit

spridning bland sportfiskare i bl a Frankrike och Belgien (Migeon & Trocheri 1984, Galvez & Micha 1987). Infektionsfrekvensen av *Bucephalus* kan stundtals vara mycket hög. I Azovskasjön (Sovjet) har upp till 72 % av gösynglen noterats vara drabbade under vårperioden, men under sommaren återfanns inga infekterade yngel (Terekhov & Safrygina 1981).

Parasiter är vanligen anpassade till den miljö som deras värdar lever i, dvs de lever inom samma pH-intervall och har liknande krav på syrgaskoncentrationer, salthalt osv, som deras värddjur. De frisimmande stadierna av parasiter med utveckling i värddjur (endoparasiter) är känsliga för förändringar i vattenmiljön, medan de är mer skyddade när de lever i ett värddjur (Bauer 1962). Parasiter som lever på utsidan av sin värd (ektoparasiter) är däremot känsliga för de yttre förhållandena under hela sin utveckling. De viktigaste yttre miljöfaktorerna som påverkar parasiter är vattentemperaturen och vattnets salthalt (Doigel 1961, Bauer 1962, EIFAC 1968, Koonce et al. 1977). En måttlig ökning av vattentemperaturen medför generellt att parasiternas utveckling accelereras och att deras aktivitet ökar. Detta motverkas dock i viss mån av att parasiternas livslängd minskar, vilket ställer högre krav på att parasiten hinner finna ett lämpligt värddjur i tid (Bauer 1962). Gösar som vistades i kylvattenutsläpp från en kraftstation vid IJsselmeer (Nederländerna), visades vara drabbade av bakterieinfektioner, på skinnet och fenorna, i högre utsträckning än gösar i övriga delar av sjön (Willemsen 1979).

Förekomsten av parasiter i brackvatten är vanligen låg (Doigel 1961, Bauer 1962). Framförallt är infektionsbenägenheten av parasiter med direkt utveckling (ingen mellanvärd) mindre i dessa vatten (Terekhov & Safrygina 1981). Orsaken till den låga förekomsten av olika parasitarter i bräckt vatten är att de flesta parasiter som förekommer på sötvattensfiskar är mycket känsliga för ökad salthalt. Endast en mindre andel av parasiterna tål större svängningar i salthalten. Fiskar kan dock vara infekterade av sötvat-

tensparasiter i brackvatten om de har smittats i sötvatten, t ex under en lekvandring, eller om parasiten fanns i ett födoobjekt som vandrat ut från sötvatten. Sötvattensparasiterna dör dock om de lämnar värddjuret för att reproducera sig eller byta stadium/värddjur i det bräckta vattnet (Bauer 1962).

Eutrofiering av vattendrag medför ofta en ökning av parasitförekomsten (Leach et al. 1977). I Ederdammen nära Kassel (Tyskland), innan man började rena avloppsvattnet som släpptes ut i sjön, var frekvensen av förkortade och mjuka fenor hos gös 25 %, vilket var 5 gånger högre än normalt. Orsaken till den höga frekvensen av missbildade fenor var en i avloppsvatten riklig, och i eutrofa vatten relativt vanlig, förekomst av myxobakterier (Wunder 1976).

8.2 MORTALITET ORSAKAD AV MÄNSKLIG AKTIVITET

Den mänskliga påverkan på göspopulationer kan delas upp i två viktiga huvudinriktningar, dels beskattning av gösstammar genom fiske och dels olika typer av miljöförstöring. I miljöförstöringen inkluderas både direkta och indirekta utsläpp, exploatering av vattendrag m m, samt ödeläggelse av viktiga habitat, t ex lekomyråden.

8.2.1 Fiske

Fiske efter gös är den viktigaste mortalitetsfaktorn för vuxna gösar i vatten med kommersiellt fiske (Tabell 17) (Havinga & Deelder 1948, Wiktor 1961, Deelder & Willemsen 1964, Biró 1977:a, 1978, Lind 1977, Lehtonen 1983). I vissa fall kan även ett intensivt sportfiske vara av betydelse. Sportfiskets del av gösfångsten i Balatonsjön (Ungern) uppskattades 1978 till ca 40-45 % av den totala fångsten. Sportfiskets stora andel av den totala fångsten i Balatonsjön berodde främst på en kraftig tillbakagång i det kommersiella fisket, vilket endast omfattade ca 30 % av den kommersiella fångsten 1960 (från data ur Biró 1985).

De angivna uppskattningarna över

Tabell 17. Total mortalitet, samt mortalitet orsakad av naturliga orsaker och av fiske, i olika vattensystem. Mortaliteten anges som det årliga bortfallet (%) och som den ständigt rådande mortaliteten (Z, M resp F).

Table 17. Total and natural mortality rates, and mortality caused by fisheries. Mortality rates are expressed as yearly mortality (%) and instantaneous mortality coefficients (Z, M and F).

Vattensystem	Total mortalitet		Varav naturlig		Varav fiske		Referenser	Anm.
	Z	Årlig (%)	M	Årlig (%)	F	Årlig (%)		
Iljälmarén	0.61	46*					Lehtonen 1983**	Å
Mälaren	0.80	55*					Lehtonen 1983**	Å
Suokumaanjärvi (Finland)	1.2*	70	0.34*	20	0.86*	50	Toivonen 1966	M
Taivassalo (Finland)	0.51	40*	0.1 - 0.2		0.31 - 0.41		Lehtonen 1983	Å >6 år gamla
Östersjön (Åland)	0.87*	58	0.59*	39	0.29*	19	Toivonen 1969	M
Östersjön (Helsingfors)	0.30	26*	0.25	22*	0.05	4*	Lehtonen 1972	
Östersjön (Helsingfors)	1.51*	78	0.10 - 0.29*	5 - 15	1.22 - 1.41*	63-73	Lehtonen 1979	M >36 cm
Östersjön (Helsingfors)	0.49	39	0.1 - 0.2		0.29 - 0.39		Lehtonen 1983	Å >5 år gamla
Östersjön (Finland)	0.26-1.75	23-83	0.15	7 - 13	0.11 - 1.60	10-76	Lehtonen 1987	Å >4 år gamla
Kurshyu Mares (Lettland)			0.28	24			Gaygalas & Gyarulaitis 1974	
Östersjön (Polen)	0.58	44*	0.13*	10			Wiktor 1962	Å
Wisla (Polen)	0.84	57					Nagiec 1964	Å
Wisla (Polen)	0.84	57*	0.34 - 0.44	23 - 30*	0.40 - 0.50	27 - 34*	Backiel 1971	
IJsselmeer 1939-1940	>1.61*	>80			1.61*	80	Havinga & Deelder 1948	
IJsselmeer (Nederländerna)	2.04	87 (84-93)					Willemsen 1977	Å 3-4 år gamla
IJsselmeer (Nederländerna)	1.66	81 (75-92)					Willemsen 1977	Å 2-3 år gamla
Balaton (Ungern)	0.36 - 1.24	30 - 71					Biró 1978, 1985	Å
Balaton (Ungern)	1.04	65	0.37	23	0.67	42	Biró 1977, 1978	Å

* = beräknat enl Ricker 1975

** = beräknat m h a data ur Svärdsön & Molin 1968

fiskets del av den totala årliga mortaliteten (Tabell 17) är vanligen beräknade enligt Ricker (1958, 1975) och baserade på åldersfördelningar och märkningsförsök. Märkningsbaserade uppskattningar är vanligen högre än de som grundas på åldersfördelningar. Detta beror troligen på en kombination av olika orsaker, t ex att en del märken lossnar eller att fiskarna dör p g a skador från märkningen. Förluster av märken kan även orsakas genom att fångade märkta fiskar ej inrapporteras (Toivonen 1969).

Förutsatt att rekryteringen är god kan fisketrycket på en göspopulation vara mycket högt. Fisket utmed finska östersjökusten beräknas orsaka en årlig mortalitet på upp till ca 76 % på gös i konsumtionsstorlek (Lehtonen 1987), vilket kan jämföras med den naturliga mortaliteten som uppskattas till ca 10 % (Tabell 17). Nätfiske innebär i allmänhet en storlekssektiv mortalitet, d v s de största och fetaste individerna tas ur populationen, vilket medför att snabbväxande individer generellt sett fångas vid ett tidigare stadium i jämförelse med mer långsamväxande (Havinga & Deelder 1948, Handford et al. 1977, Willemsen 1977, Biró

1985, van Densen 1987). Detta kan jämföras med det mortalitetstryck som naturliga predatorer utgör på göspopulationer. Dessa tar främst små unga individer, men även äldre och långsamväxande, sjuka eller efter leken utmattade individer (Popova & Sytina 1977). Den storleksselektiva mortaliteten som orsakas av fisket kan vid högt fisketryck leda till en genetisk utarmning eller snedvridning av göspopulationer, eftersom de snabbväxande individerna har färre tillfällen att reproducera sig eller i värsta fall fångas före de uppnår könsmognad (Spangler et al. 1977). Dessutom kan storleksselektiviteten även resultera i minskad populationsstorlek genom att långsamväxande gösar gynnas och kommer att dominera populationen, vilket medför en generellt senare könsmognad och lägre fekunditet, och som i sin tur orsakar sämre rekrytering (Handford et al. 1977). En moderat exploatering av ett födobegränsat bestånd, resulterar dock i att medeltillväxten ökar, samt att medelåldern och medelstorleken sjunker (Handford et al. 1977, Kerr 1977).

För att minska risken att gösar fångas innan de har hunnit reproducera sig i till-

räcklig omfattning kan man reglera fisket genom att införa minimimått på gösen och/eller en minsta maskstorlek på nätredskap. Ett alternativ är att freda gösen på eller omkring lekomsrådena där de stundom kraftiga ansamlingarna av gös medför att de är lättfiskade, vilket kan leda till överfiskning. Internationellt är minimimåttet på gös vanligen omkring 40-45 cm (van Densen & Grimm 1988). På grund av att gösens tillväxt skiljer sig mellan olika vatten har man i Sovjet infört lokala minimimått, varierande mellan 40 och 43 cm, för att på bästa sätt utnyttja göspopulationerna (Berka 1990). Även i Sverige är bestämmelserna för gösens minimistorlek lokalt anpassade, vanligen ca 40 cm. Förslag om inrättandet av liknande åtgärder har även framförts i Finland (Lehtonen 1987).

För gös och andra abborrfiskar med taggiga gällock och fenstrålar stämmer ej det generella sambandet att nätredskap med små maskstorlekar främst fångar små fiskar och att nät med stora maskor främst fångar större exemplar. Abborrfiskar trasslar ofta in sig med de taggiga delarna eller med käkarna, vilket medför att gösar kan fastna "lite hur som helst" i nätredskap (Nikolskii 1969). Resultatet blir att även små gösar kan fastna i stormaskiga nät och vice versa (Havinga & Deelder 1948, van Densen 1987, Lehtonen & Miina 1988). Hamley & Regier (1973) visade att för walleye var nätselektiviteten bimodal där den första toppen främst bestod av mindre och intrasslade exemplar medan den andra toppen representerades av större fiskar, vilka ofta hade fastnat med tänder, gällock o dyl. Detta medför att det är svårt att reglera gösfisket och därmed också mortaliteten enbart med hjälp av regleringar av maskstorleken på nätredskap.

8.2.2 Habitatförstöring

Det största hotet mot gösarnas habitat är riktat mot lekbottnarna. Ökad mortalitet på grund av ödelagda lekbottnar kan ske direkt, t ex genom torrläggning vid vattenståndsregleringar (Gaygalas & Gyarulaitis 1971, Koonce et al. 1977) eller indirekt via anläggandet av dammkonstruktioner o dyl som

hindrar gösens tillträde till lämpliga lekplatser (Hildén et al. 1982, 1985). En försämrad reproduktion kan även orsakas av att lekomsrådena växer igen på grund av övergödning (Taberman & Svedäng 1986).

8.2.3 Exploatering och reglering av vatten- drag

Förutom vattenståndsfluktuationer och avstängning av lekomsråden, kan vattenkraftsanläggningar även orsaka en omfattande direkt mortalitet genom att fiskar (främst yngel) sugas in i turbiner, kylvattensystem m m (Haddingh 1978, Barus et al. 1984, 1985, 1986, Nezdolij 1984, Migeon & Trocherie 1984). Mortaliteten för yngel av olika abborrfiskar som passerade igenom kylsystemet i Bergums kraftstation vid Bergumermeer (Nederländerna) varierade mellan 18 och 61 % (medel 34 %). Den största dödligheten förekom i april-maj när ynglen var minst (Haddingh 1978). Motsvarande värde för större gösyngel, vilka fastnade i galler och silar framför kylvattensintaget var ca 67 %. Det totala antalet fiskyngel som sögs in i systemet uppgick som mest till ca 10 miljoner per dygn vid månadsskiftet maj-juni, varav huvudparten bestod av nors-, gös- och abborryngel.

Vid Montereau's kraftverk vid floden Seine (Frankrike) beräknades att mellan 500 000 och 1 miljon gösyngel sögs in i kylvattensystemet under juni och juli (Migeon & Trocherie 1984). Mortaliteten för dessa yngel angavs dessvärre ej men var troligtvis hög. Anledningen till att antalet insugna yngel var störst under perioden maj-juli anses vara gösynglens aktiva migration bort från lek- och kläckningsområdet (Migeon & Trocherie 1984). Det aktiva vandringsbeteendet stöds av att mellan 5 och 10 gånger fler yngel sögs in nattetid jämfört med dagtid i Bergums kraftstation (Haddingh 1978). Ökat antal insugna yngel under perioder med svagt ljus har även noterats i Tjeckoslovakiska kraftverk (Barus et al. 1984, 1985, 1986). Nezdolij (1984) fann däremot ingen större skillnad under dygnet i den övre grumliga delen av Ili-floden, vilket ansågs vara en effekt av bristande

orientering i det grumliga vattnet. Troligen var det dock en effekt av att ynglens aktivitet var mer utspridd över dygnet i skydd av det grumliga vattnet.

Vattenregleringar kan dock i vissa fall påverka gösbestånden positivt. Under yngelstadiet kan t ex ett högt vattenstånd ge en positiv inverkan på överlevnaden genom att de översvämmade strandängarna leder till en ökad planktonproduktion och födotillgång (Belogolova 1988). Fluktuerande vattennivåer innebär ofta att strandvegetationen försvinner, vilket får en negativ inverkan på gäddbeståndet, och därmed ökar den vuxna gösens konkurrenskraft gentemot gädda (Nikolskii 1969). Denna positiva effekt motverkas dock av att reproduktionsmöjligheterna för gösens bytesfiskar försämras och därmed försämras också gösens födotillgång.

8.2.4 Utsläpp av eutrofierande ämnen

Eutrofieringen av sjöar och vattendrag under senare årtionden genom utsläpp från kommunala reningsverk, läckage av närsalter från jord- och skogsbruk, förbränning av fossila bränslen, kylvattenutsläpp etc, innebär en kraftig accelerering av den naturliga eutrofieringen och utgör ett hot mot den relativt syrgaskrävande gösen. En måttlig eutrofiering, som inte orsakar syrgasbrist, kan däremot gynna gösen genom en ökad födotillgången och minskat siktdjup. En minskning av siktdjupet underlättar gösens födosök. Eutrofieringen kan som tidigare nämnts dock inverka negativt på mortaliteten genom en ökad förekomst av parasiter.

8.2.5 Utsläpp av miljögifter

Rapporter rörande effekter av industriutsläpp eller andra giftiga utsläpp på göspopulationer är mycket fåtaliga. Eftersom gösen är en predator högst upp i näringskedjan är den känslig för miljögifter som anrikas i kroppsvävnaderna. En indirekt påverkan kan också ske genom att miljögifter selektivt slår ut delar av näringskedjan och därmed påverkar födotillgången för gösen.

Vid pesticidutsläpp i Balatonsjön 1965 dog ca 200 ton gös (Biró 1970, 1972, 1973,

1977:a, 1977:b, 1985, Entz 1977), vilket ungefär motsvarade den årliga fångstknoten i sjön före utsläppet (Biró 1985). Vilket eller vilka bekämpningsmedel som släpptes ut i sjön angavs tyvärr ej.

I USA har walleye ofta använts för att kartlägga kvicksilvrets spridning i miljön, medan man i Sverige vanligen har använt gädda vid denna kartläggning eftersom den är mera allmänt förekommande än gös. I ett mycket begränsat material från Statens Livsmedelsverk (Ohlin 1982, samt 1990 opubl uppg), tycks dock kvicksilverkoncentrationen i gös ligga på ungefär samma nivå som i gädda när dessa har tagits från samma vatten. Kvicksilverhalten i walleye var i allmänhet högre vid låga pH-värden på sjövattnet (Lathrop et al. 1989).

Uppgifter beträffande effekten av låga pH-värden på gös är dock mycket knapphändiga. Från Kyro älvs mynningsområde (Finland) har dock rapporterats att gösyngelproduktionen har minskat, troligtvis på grund av försurning, sedan 1960-talet (Hudd et al. 1984). Gulesäcksyngel återfanns där ej i delar av mynningsområdet där pH tidvis sjönk under 5.5 medan större yngel förekom i områden med pH-värden ned till 5.3.

8.3 MORTALITET UNDER OLIKA UTVECKLINGSSTADIER

Under de olika utvecklingsstadierna i gösens liv från embryonalutveckling och äggkläckning fram till den köns mogna individen varierar mortaliteten både beträffande omfattning och orsaker (Tabell 18).

8.3.1 Rommortalitet

Under äggstadiet sker påverkan främst genom vattentemperaturen och syrgashalten i vattnet. Andra viktiga mortalitetsfaktorer är svampangrepp och vattnets salthalt. Äggmortalitet orsakad av predation torde endast förekomma i någon större utsträckning om göshannen av någon anledning ej vaktar redet (Deelder & Willemsen 1964). Under normala förhållanden anses den totala förlusten av befruktade ägg uppgå till 5-10 % (Tabell 7). Hos walleye, som inte vårdar den

Tabell 18. Dominerande och andra, i vissa fall viktiga, mortalitetsreglerande faktorer vid olika utvecklingsstadier av gös.

Table 18. Dominating and other, occasionally important, mortality-regulating causes at different developmental stages of pikeperch.

Stadium	Dominerande mortalitetsfaktorer	Andra i vissa fall viktiga mortalitetsfaktorer
Ägg	Vattentemperaturen, syrgashalt	Salthalt, svampangrepp, pH, miljögifter, predation
Yngel (0+)	Födötillgång, predation	Syrgashalt, salthalt, sjukdomar & parasiter, kylvattenanläggningar pH, miljögifter, vattentemperaturen
Unga gösar (0+ -ca 2 år)	Födötillgång, predation	Bifångster vid fiske, sjukdomar & parasiter, syrgashalt, salthalt, miljögifter, vattentemperaturen
Vuxna gösar	Fiske, naturligt åldrande	Sjukdomar & parasiter, miljögifter, syrgashalt, salthalt, vattentemperaturen

lagda rommen, kan däremot äggmortaliteten vara mycket hög. Colby et al. (1979) angav att dödligheten för befruktade ägg kan uppgå till 82 %. Forney (1976) rapporterade en mortalitet för ägg, respektive yngel av 9-10:s mm längd (7 mm vid kläckning), till >99 % orsakad av vågpåverkan och predation.

8.3.2 Yngelmortalitet

Under gösens juvenila stadium är mortaliteten främst orsakad av predation och konkurrens om födan (Craig 1987), men även sjukdomar, parasiter och vattenkvalitet utgör viktiga faktorer för ynglens överlevnad. En låg födotillgång när gösynglen skall börja inta föda är mycket kritisk för deras överlevnad. Födötillgången är i sin tur starkt beroende av vattentemperaturen. Detta innebär att sänkningar av vattentemperaturen under detta stadium av utvecklingen kan få allvarliga konsekvenser för årsklassens styrka (Hokanson 1977). I den nordligare delen av gösens utbredningsområde är ofta mortaliteten under den första vintern storleksberoende, vilket innebär att de största individerna har störst chans att överleva (Deelder & Willemsen 1964, Svärdson & Molin 1966, 1968, 1973, Negonovskaya 1972,

Almer 1977, Willemsen 1977, Toneys & Coble 1979). För årsklassens överlevnad och styrka är dock i allmänhet temperaturförhållandena under sommaren mera avgörande (Svärdson & Molin 1968, 1973, Willemsen 1977). Höga vattentemperaturer tidigt på sommaren har även visats påverka storleken av årsklasser av walleye positivt (Forney 1976).

Gösungarnas mortalitet under det första året är ofta avgörande för årsklassernas styrka (Deelder & Willemsen 1964). Känsligheten för predation och låg födotillgång är störst under första året och avtar med ökad tillväxt fram till ca 2 års ålder (Deelder & Willemsen 1964, Kazanskiy 1985). Dödligheten under det första året är mycket svår att fastställa, men anses vara mycket hög (Linfield & Rickards 1979), vilket är karakteristiskt för arter med hög fekunditet (Deelder & Willemsen 1964). Tillgängliga data härrör endast från odlingar där överlevnaden är starkt beroende av yngeltätheten. Enligt Deelder & Willemsen (1964) kan mortaliteten i odlingar vara upp till 85-95 %. I sovjetiska vatten beräknades överlevnaden av nykläckta yngel till konsumtionsstorlek uppgå till endast 0.00007-0.00677 % (Belyi 1969).

Viktiga omgivningsfaktorer för gösynglens överlevnad är vattnets temperatur, syrgashalt, salthalt och pH. De viktigaste predatorerna på gösyngel är främst andra fiskar, inklusive kannibalism (Deelder & Willemsen 1964), men även rovlevande kräftdjur, t ex cyclopoida copepoder, kan ha stor betydelse som predatorer på nykläckta yngel (Hokanson & Lien 1986). Andra viktiga dödsorsaker för gösyngel är den tidvisa mycket omfattande mortalitet i kraftverksturbiner när ynglen sugas in i turbinerna. En hög dödlighet av smågösar har även rapporterats från vatten med kommersiellt ålfiske där gösarna tas som bifångst i ålfisket innan de ej hunnit uppnå konsumtionsstorlek (Gaygalas & Gyarulaitis 1974, Willemsen 1977, van Densen & Grimm 1988).

8.3.3 Mortalitet hos vuxen gös

För vuxna gösar är mortaliteten huvudsakligen beroende av fisketrycket, och andra former av predation är praktiskt taget försumbara (Deelder & Willemsen 1964). Övriga mortalitetsfaktorer som i vissa fall kan vara betydelsefulla, speciellt i vatten där kommersiellt fiske saknas, är sjukdomar och parasiter, syrgasbrist och naturlig åldersmortalitet. Den naturliga mortaliteten är generellt sett relativt konstant för vuxna fiskar och oberoende av fiskeintensiteten fram till dess att död på hög ålder blir den dominerande dödsorsaken (Gunderson 1980). En viss ökning av dödligheten strax efter gösleken har noterats, vilket kan vara orsakat av den konditionsförsämring som leken medför (van Densen & Grimm 1988).

Mortaliteten regleras dels av naturliga styrfaktorer och dels av mänskligt inducerad dödlighet. De naturliga styrfaktorerna består av olika miljöfaktorer och biologiska regleringsmekanismer. Vattentemperaturen är den viktigaste naturliga miljöfaktorn. Dess reglerande verkan sker dels direkt genom ökad rommortalitet vid onormala kläckningstemperaturer, men även indirekt genom att begränsa födotillgången. Andra viktiga naturliga miljöförändringar är syrgasbrist och ändrad salthalt. De viktigaste biologiska regleringsmekanismerna är predationen och tillgången på lämplig föda under de två första åren, samt sjukdomar och parasiter.

Kommersiellt fiske är den viktigaste mänskliga beståndsreglerande faktorn. Övrig mänsklig påverkan på gösbestånd sker genom habitatförstöring av t ex lekbottnar, samt genom utsläpp av näringsämnen och miljögifter. Vid kraftverksanläggningar kan stundtals mortaliteten vara mycket hög genom att yngel sugas in i turbiner, kylvattensystem o dyl.

Rommortaliteten är normalt mycket låg, men kan vara betydelsefull om göshannen av någon anledning ej vårdar avkomman. Under yngelstadiet är de viktigaste mortalitetsreglerande mekanismerna predation och begränsningar i födotillgången. För vuxna gösar är, i vatten med kommersiellt fiske, gösfisket den viktigaste mortalitets faktorn. Andra former av predation på vuxna gösar är praktiskt taget försumbara.

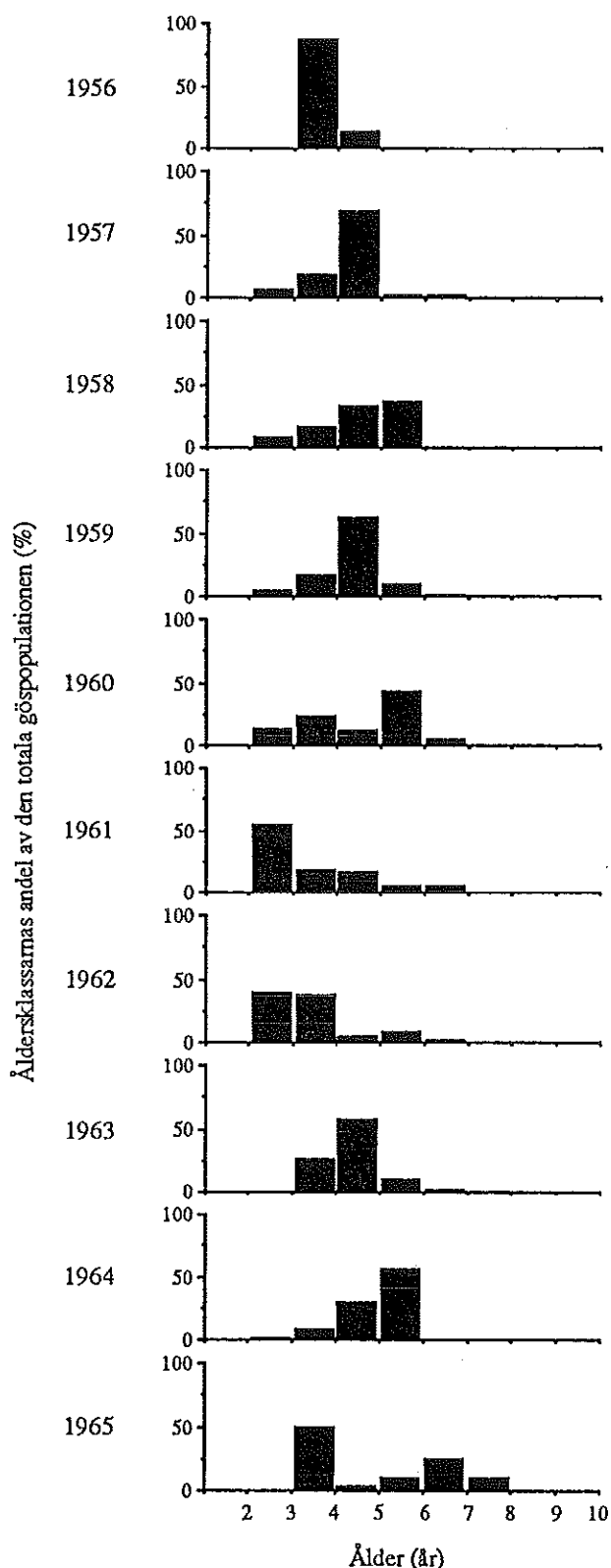
9. POPULATIONSDYNAMIK

9.1 POPULATIONSTRUKTUR

9.1.1 Ålders- och längdfördelning

Göspopulationers ålders- och längdfördelning är starkt beroende av olika årsklassers styrka, samt medellivslängden i vattensyste-

met (Kelso & Bagenal 1977). Slumpartade effekter på reproduktionen (exempelvis klimatvariationer) och predation på yngel av bl a dominerande årsklasser medför att göspopulationers struktur ofta uppvisar någon form av vågmönster (Figur 9). I dessa vågmönster motsvaras vågtopparna av dominerande årsklasser och avståndet mellan topparna är beroende av bl a medellivsläng-



Figur 9. Åldersstrukturens förändring för gös i Mälaren mellan 1956 och 1965 (bearb efter Svärdson & Molin 1973).

Figure 9. Age-frequency distributions of pike-perch in Lake Mälaren, 1956-1965 (data from Svärdson & Molin 1973).

den i vattensystemet (Kelso & Bagenal 1977). Liknande vågmönster har även visats för andra abborrfiskar som abborre (Alm 1946, McCormack 1965, Bagenal 1977), gulaborre och walleye (Kelso & Ward 1977, Colby et al. 1979), samt för laxartade fiskar (Salmonidae) och sikar (Coregonidae) (Johnson 1972, 1976). På grund av den ofta kraftiga yngelmortaliteten under den första sommaren är populationsstrukturen till viss del även säsongsb beroende. Yngel ingår dock sällan i undersökningar rörande populationers ålders- och längdstruktur, eftersom man vanligen använder storleksselektiva fångstmetoder där yngel blir underrepresenterade (Colby et al. 1979).

9.1.2 Produktion, biomassa och populationsstorlek

Göspopulationers storlek och biomassa är starkt beroende av populationens ålders- och längdstruktur (Deelder & Willemsen 1964). Biomassan anses ändå vara relativt konstant i ett vattensystem, medan däremot individtätheten kan variera kraftigt beroende av åldersstrukturen (Kelso & Bagenal 1977). Göspopulationer varierar vanligen i storlek mellan ca 1 och 15 vuxna individer per hektar, i undantagsfall upp till ett 50-tal ind/ha och biomassan varierar ofta inom intervallet 0.5-20 kg/ha, med vissa undantag på upp till 120 kg/ha (Tabell 19). Vanligen exkluderar dock dessa undersökningar årsyngel, vilket får störst effekt vid uppskattningar av individantalet.

9.2 POPULATIONENSREGLERING

Gösen och dess släkting abborren är ekologiskt sett viktiga predatorer i tempererade vatten i Europa (Popova & Sytina 1977). I vatten där förhållandena är gynnsamma för gös och stammen är talrik är gösen ofta den dominerade predatoren i den fria vattenmassan (t ex Svärdson & Molin 1973, Svärdson 1976, Bonar 1977, MacLean & Magnuson 1977, Popova & Sytina 1977, Vijverberg & van Densen 1984, van Densen & Grimm 1988). Göspopulationernas styrka och struktur bestäms främst av förutsättningarna för

Tabell 19. Biomassa, produktion och populationsstorlek för göspopulationer i olika vattensystem.

Table 19. Biomass, production rates, and population-size of pikeperch populations in different waters.

Vattensystem	Metod	Biomassa	Pop.storlek	Produktion	Referens	Anmärkningar
		kg/ha	ind./ha	kg/ha*år		
Suokumaanjärvi (Finland)	Märkning	6			Toivonen 1966	
Östersjön (Helsingfors, Finland)	Märkning	8.4 - 12.6	26 - 42		Lehtonen 1979	1970-1971 >3 år
Östersjön (Helsingfors, Finland)	Märkning	0.8	1.3		Lehtonen 1983	1977-1981 >5 år
Östersjön (Taivassalo, Finland)	Märkning	0.4	1.0		Lehtonen 1983	1977-1981 >5 år
Östersjön (Finland)	Märkning	10	26		Lehtonen 1979*, 1983*	1977-1981 >2 år
Saaler Bodden, (Tyskland)				5.3 - 8.0	Schlumpberger 1976	1957-1968
Saaler Bodden, (Tyskland)				6.8 / 11.4 ◊	Schlumpberger 1977	
Kleinen Oderhaff, (Tyskland)				3.0 / 4.9 ◊	Schlumpberger 1977	
Kleine Jasmunder Bodden, (Tyskland)				9.3 / 10.4 ◊	Schlumpberger 1977	
Bauernsee (Tyskland)	Märkning	60-120			Barthelmes 1988	Endast gös>40 cm
Eiserbuder (Tyskland)	Märkning	9			Barthelmes 1988	Endast gös>40 cm
Bautzen-reservoaren (Tyskland)	Ekolodn.+nät	0.9-6.8	5 - 11		Benndorf et al 1988	Fiskar≥1 år, 1977-1981
Bautzen-reservoaren (Tyskland)	Ekolodn.+nät	12 - 35	19 - 51		Benndorf et al 1988	Fiskar≥1 år, 1981-1986 ◊◊
Bautzen-reservoaren (Tyskland)	Ekolodn.+nät	17.9	17		Schultz 1988	Fiskar>10 cm vid ekolodn
Jesiorak (Polen)		17 - 21			Nagiec 1978 **	
Del av Dyje-floden (Tjeckoslovakien)	Tömning	2 - 3	4 - 8		Lusk 1981	
Klícava-reservoaren (Tjeckoslovakien)	Märkning	1.1	1.7		Holecik 1977	1970-1972
Balaton (Ungern)		10 - 20		4.3 - 8.3	Biró 1977	
Balaton (Ungern)		9.7	15.4	4.9	Biró 1978	1969-1970
Balaton (Ungern)			15		Biró 1985	före fiskdöd 1965
Balaton (Ungern)			2.4 - 7.5		Biró 1985	efter fiskdöd 1965 ◊◊◊
Tjeukemeer (Nederländerna)	Trålning	≈100			Vijverberg & Densen 1984	1982
Bleiswijkse Zoom (Nederländerna)			650		Meijer et al 1989	0+ gös
Coombe Abbey-sjön (Storbritannien)	Notfiske	13.7	19		Hickley 1986	årsyngel saknas
Oxford-kanalen (Storbritannien)	Elfiske	9.4	50		Hickley 1986	
Del av River Ouse-systemet (Storbrit)		3			Linfield 1982	>10 cm

* = egna beräkningar m h a data från Lehtonen 1979, 1983

** = ref i Barthelmes 1988

◊ = före/efter ändring av minimimått från 35 till 40 cm

◊◊ = efter yngelutsättningar

◊◊◊ = fiskdöd orsakad av pesticider+syrgasbrist

en framgångsrik reproduktion och den åldersspecifika mortaliteten, d v s mortalitetsfaktorernas ändring med ålder och tillväxt. En annan viktig populationsreglerande faktor är konkurrensen inom göspopulationen och med andra arter.

9.2.1 Reproduktionsframgång

Förutsättningarna för en framgångsrik reproduktion har tidigare behandlats i kapitel 5. Sammanfattningsvis är de viktigaste regleringsfaktorerna för lyckad reproduktion och normal yngelutveckling är vattentemperaturen och tillgången på lämpliga lekbottnar (Deelder & Willemsen 1964, Hokanson 1977, Belogolova 1988).

9.2.2 Åldersspecifik mortalitet

De dominerande mortalitetsfaktorernas ändring med ålder och tillväxt har tidigare diskuterats i kapitlet om mortalitet (kapitel 8). De viktigaste mortalitetsreglerande fakto-

erna är födotillgång, predation under yngelstadiet, och kommersiellt fiske för vuxen gös.

9.2.3 Konkurrens

9.2.3.1 Inomartskonkurrens

Konkurrens inom göspopulationer sker framförallt när populationerna närmar sig maximal täthet och födotillgången blir en begränsande faktor. Födobegränsningen medför att gösarna i större utsträckning övergår till kannibalism (Popova & Sytina 1977, Willemsen 1977), vilket är en kompensatorisk form av mortalitet som reglerar populationsstorleken vid höga densiteter (Forney 1976, Ware 1980). Kannibalismen är även viktig för åldersstrukturen inom populationen och kan medföra att dominerande årsklasser mer eller mindre helt kan förhindra nyrekrytering under sin livstid. Detta sker genom predation på årsyngel och accentuerar på detta vis skillnaderna mellan årskullars styrka (Popova & Sytina 1977,

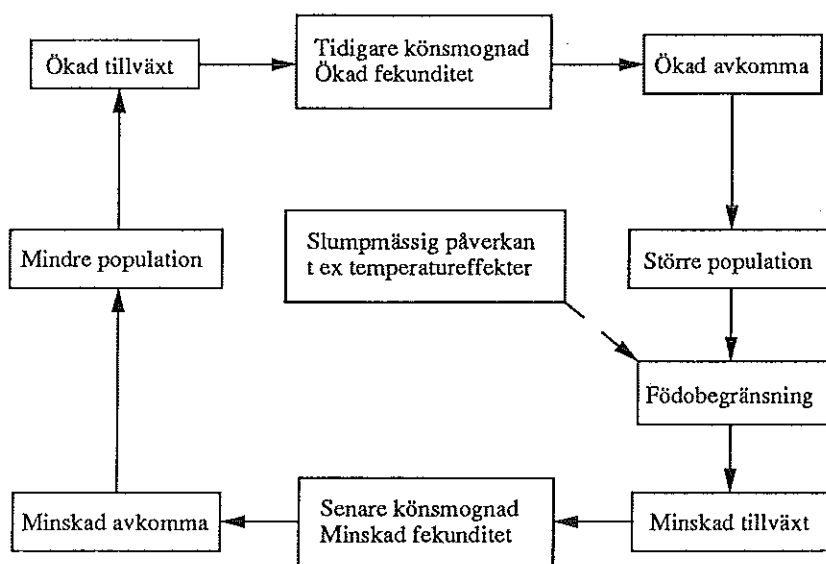
Svårdson & Molin 1981). Variationer i födotillgång inverkar även på reproduktionsresultatet genom att reglera den tillväxtberoende fekunditeten. Begränsad födotillgång resulterar i minskad avkomma, vilket medför att födotillgången per individ ökar och som i sin tur orsakar att avkomman ökar igen (Figur 10). Sambandet kompliceras dock av slumpmässig påverkan från exempelvis temperaturvariationer. På grund av gösens höga krav på lekplatsens utformning, kan även konkurrens om lämpliga lekbottnar i vissa fall vara en viktig reglerfaktor för populationstätheten (Kukuradze 1968:a, 1968:b, 1974:b, Tölg 1984).

9.2.3.2 Mellanartskonkurrens

Gösen konkurrerar även med andra arter om befintliga resurser. Under yngelstadiet när gösen livnär sig på plankton är det mer specialiserade planktonätande arter, t ex mörts (Persson 1988) och små braxar (Lammens 1984, Vijverberg & van Densen 1984, van Densen 1985:a), som utgör de största konkurrenterna. På grund av att gösyngel är svaga födokonkurrenter jämfört med specialiserade planktonätare kräver de i allmänhet

en hög täthet av djurplankton (Tägtström 1937). Konkurrensen på yngelstadiet ökar med ökad näringsnivå på grund av den totala ökningen av fiskbiomassan (Holcík 1977) och att den procentuella andelen fiskätande fiskar minskar med ökad trofinivå (Figur 5) (Bonar 1977, Persson 1987, 1988). Minskningen av andelen fiskätare beror på att ökningen av fiskbiomassa främst består av olika karpfiskar, d v s arter som är bättre anpassade att äta plankton än de fiskätande arternas yngel. Den ökade mellanartskonkurrensen med ökande näringsnivå ökar troligen även inomartskonkurrensen eftersom konkurrensen om djurplankton medför att gösynglen måste övergå till annan föda vid ett tidigare skede, vilket gynnar snabbväxande individer. Liknande fenomen har iakttagits vid interaktioner mellan mörts och abborre då mörten tvingar abborren att övergå till att äta olika bottenlevande organismer vid ett tidigare stadium än om mörts saknas i vattnet (Persson 1987).

Fiskätande gösar konkurrerar förutom inom arten även med andra predatorer om lämpliga byten. I den nordliga delen av gösens utbredningsområde är de största konkurrenterna abborrar och gäddor, med



Figur 10. Födotillgången och tillväxtens inverkan på gösens reproduktionsresultat (efter Kazanskiy 1985).

Figure 10. Effects of food availability and growth rate on reproductive success of pikeperch (after Kazanskiy 1985).

vilka en viss överlappning i födoval anses förekomma, speciellt vid höga tätheter (t ex Vallin 1929, Deelder & Willemsen 1964, Svärdson & Molin 1973, 1981, Svärdson 1976, Popova & Sytina 1977, Willemsen 1977, Fickling & Lee 1983, Lehtonen 1985, Winkler 1988). När miljöförhållandena är gynnsamma för gösen anses den dock dominera över både abborre och gädda (Svärdson & Molin 1973, Svärdson 1976, MacLean & Magnuson 1977). Generellt sett anses att predationen inom familjen abborrfiskar har den största betydelsen för samhällets struktur hos abborrfiskar (Holcík 1977, Popova & Sytina 1977). Speciellt gös har som predator en större effekt på fisksamhällets struktur än vad gädda har (MacLean & Magnuson 1977). Detta torde bl a bero på att gösar och gäddor ofta uppehåller sig i olika delar av vattenmassan. Gäddan är vanligen mest bunden till grunda vatten i den strandnära regionen, förutom en del storväxta exemplar vilka lever mer i den fria vattenmassan. Gösen återfinns däremot huvudsakligen i den fria vattenmassan. Abborrar är mer intermediära i sitt habitatval och återfinns ofta såväl i den fria vattenmassan som i mer strandnära vatten (Svärdson 1976, Rundberg 1977). Dessa skillnader i habitatval medför att konkurrensen mellan de olika arterna minskas (Fickling & Lee 1983). Ett visst överlapp av bytesobjektens storlek existerar mellan gös och abborre, medan gädda vanligtvis tar relativt sett större byten (Winkler 1988). Vanligen är dock födokonkurrensen liten mellan gös och abborre, dels p g a de tidigare nämnda skillnaderna i habitatval, och dels på grund av att födosöket sker intensivast under olika delar av dygnet (Popova & Sytina 1977). Gösen jagar generellt från skymning till gryning medan abborren gör födosöket från gryning till skymning, vilket möjliggör för dem att utnyttja olika födoresurser. Bägge släktenas intensivaste födosök sker dock vid skymning och gryning. Gösarterna har dock fördelen att se bättre vid låga ljusintensiteter.

Trots skillnader i födo- och habitatval för att minimera mellanartskonkurrensen kan den dock vara påtaglig i vissa situatio-

ner. Vid nyintroduktioner av gös tenderar abborrpopulationer att decimeras (t ex Vallin 1929 (Ymsen, Sverige), Svärdson & Molin 1973 (flera svenska sjöar), Holcík 1977 (Klícava-reservoaren, Tjeckoslovakien)), vilket dels kan vara ett uttryck för överlappningar i födoval, men kan likväl bero på att abborren i många vattensystem är en viktig föda för gösen. Det senare alternativet torde vara giltigt vid introduktionen i Ymsen där abborrbeståndet minskade i antal, men ej i tillväxt (Vallin 1929), vilket tyder på att det ej var fråga om födobegränsning.

Nedgången av gäddans förekomst i Östersjöns kustområden anses bero på att gösen har gynnats av eutrofieringen av Östersjön (Svärdson 1976). Den ökande gösstammen skulle sedan ha decimerat gäddbeståndet genom predation på gäddyngel vintertid när ynglen vistas utanför strandzonen, eventuellt via en förstärkning genom utsläpp av eutrofierande ämnen (Lehtonen 1985). Troligare är dock att gäddan har missgynnats av eutrofieringen då detta har medfört en minskning av siktdjupet, vilket negativt påverkar gäddan som är beroende av god sikt för att framgångsrikt kunna fånga sitt byte. Gösen gynnas däremot genom att den lättare kan smyga sig på sitt byte i skydd av det grumligare vattnet (Willemsen 1980).

Eftersom tillgången på lämplig föda varierar under året, speciellt för unga individer, vilka livnär sig på djurplankton eller fiskyngel, och att energibehovet ändras med vattentemperaturen varierar också förutsättningarna för mellanartskonkurrensen (Persson 1987). Fiskar är växelvarma och följaktligen är energibehovet och därmed också kravet på födotillgång störst när vattentemperaturen är hög, dvs under sommaren, förutsatt att temperaturen ej överstiger artens toleransområde. Temperaturtolerans och optimal temperatur varierar dock mellan olika fiskgrupper, samt i viss mån mellan olika arter inom grupperna (Hokanson 1977). Således varierar även förutsättningarna för att framgångsrikt klara av konkurrens vid olika temperaturer. Abborre och gös

klassificeras som mesoterma, d v s de har ett intermediärt temperaturoptimum, och av dessa är gösen den art som trivs bäst vid höga vattentemperaturer.

Skillnaderna i temperaturtoleranser och optima medför att graden av konkurrens, samt eventuella konkurrenter, varierar under året (MacLean & Magnuson 1977). Födans och eventuella predatorers fördelning i vattenmassan, samt konkurrensen påverkar dock fiskarnas val av habitat. Detta innebär att fiskarna kan välja att vara i en del av vattensystemet där temperaturen ej är optimal (MacLean & Magnuson 1977), d v s att det kan uppstå ett nischbyte (Werner & Hall 1976) eller s k interaktiv segregation (Nilsson 1967, 1978).

9.3 UPPKOMST AV BIMODALA STORLEKSFÖRDELNINGAR

I anslutning till att en del gösyngel övergår till fiskdiet, uppstår ofta en bimodal längdfrekvensfördelning, det vill säga det blir många små och stora yngel, men få av intermediär storlek (Deelder & Willemsen 1964, Biró 1977:b, Nagiec 1977, van Densen 1985:a, 1985:b, m fl). Fenomenet har även observerats för andra fiskätande abborrfiskar, exempelvis walleye (McIntyre et al. 1987, Fox 1989) och abborre (Irina 1973, Spanovskaya & Grygorash 1977, Craig 1987). I Tjeukemeer (Nederländerna) var längdfrekvensfördelningen i 6 fall av 8 under åren 1977-1984 redan snedfördelad när gösynglen övergick till att bli fiskätande (van Densen 1985:b). Detta resulterade i bimodala frekvensfördelningar senare under säsongen. Orsaker till skillnaden i tillväxt kan vara en förlängd leksäsong eller olika stor tillgång på födoorganismer av lämplig storlek i tidigare skeden (van Densen 1985:b). Även en skillnad i metabolisk aktivitet vid kläckningen av

gösyngel har konstaterats. Denna differens orsakades av skillnader i mängden upplagrad näring i ägg från olika honor (Savelyeva & Shuvatova 1972). Embryon från honor av medelstorlek, vilka ansågs vara bäst försedda med uppbyggnadsmaterial såsom fett och proteiner, befanns ha den högsta metaboliska aktiviteten och den kortaste embryonalutvecklingen. Detta utgör en potentiell fördel när ynglet övergår från att erhålla näring från gulesäcken till att det börja ta byten, vilket följaktligen sker tidigare än för yngel från ägg lagda samtidigt men med lägre metabolisk aktivitet. Den eventuella fördelen förutsätter dock att tillgången på föda är god. Den högre aktiviteten ger en snabbare tillväxt och därigenom minskar konkurrensen med övriga yngel och tillväxten kan ske ännu snabbare. Om födotillgången däremot är starkt begränsad kan en högre metabolisk aktivitet vara till nackdel, eftersom en hög aktivitet kräver mer energi till den basala metabolismen. Även genetiska skillnader i metabolisk aktivitet kan ge individer med hög aktivitet samma fördelar gentemot yngel med låg aktivitet.

Den skeva eller eventuellt bimodala storleksfördelningen medför att de större gösynglen övergår till fiskdiet tidigare än de mindre, vilka blir kvar i det plankton- och insektsätande stadiet under jämförelsevis längre tid (Nagiec 1977, van Densen 1985:a). Övergången till fiskdiet för de större ynglen accentuerar ytterligare skillnaderna i storlek då predation på fisk vanligen medför ökad tillväxt förutsatt att bytesfisk finns i tillräcklig omfattning (Craig 1980). Skillnaderna i tillväxt kan vara högst markanta. I en odlingsdamm i Värmland, befanns att medelvikten för 77 700 st 1-somriga, icke-kannibaliska gösyngel vara 1.4 g, medan 300 kannibaler i samma damm hade en medelvikt av 18 g (Elless 1954).

Populationsstrukturen är starkt beroende av olika årsklassers styrka och av gösens medellivslängd i det specifika vattensystemet. Ofta uppvisar strukturen ett vågmönster p g a slumpartade effekter på reproduktionen, samt dominerande årsklassers predation på yngel av den egna arten. Göspopulationers storlek varierar vanligen mellan 1 och 15 ind/ha och biomassan mellan 5.5 och 20 kg/ha (Tabell 19).

Göspopulationernas styrka och struktur regleras främst av förutsättningarna för en framgångsrik reproduktion och en åldersspecifik mortalitet, men även i viss mån av konkurrens. Konkurrensen sker dels inom arten och dels med andra arter. De viktigaste konkurrerande arterna i den nordliga delen av utbredningsområdet är abborre och gädda. Konkurrensen minskas dock genom skillnader i födo- och habitatval, samt i temperaturlösligheten.

När en del gösyngel övergår till fiskdiet uppstår eller förstärks en redan befintlig bimodal storleksfördelning, d v s att de yngel ur en årskull som börjar att äta fisk växer mycket fortare än de som lever på djurplankton.

10. VANDRINGAR OCH ANDRA BETEENDEN

10.1 YNGELSPRIDNING

Efter kläckningen börjar gösynglet att omväxlande simma uppåt mot ytan och därefter låta sig sjunka ned mot botten igen (Deelder & Willemsen 1964, Belyi 1969, 1972, Craig 1987). Detta beteende kan pågå upp till mellan 11 och 21 timmar per dygn, under de första 4 dygnen (Deelder & Willemsen 1964, Belyi 1972) och beror troligen på det nykläckta ynglets positiva fototaxi. Gulesäcken ger en viss flytkraft under detta tidiga stadium av yngelutvecklingen då simblåsan ej är fullt utbildad och fylld (Belyi 1969, 1972). För att fylla simblåsan måste ynglet först svälja luft oralt (Belyi 1969, Kovalev 1976, Tölg 1984), på grund av att gasbildningen i simblåsan ej kan starta utan att blåsan är fylld (Deelder & Willemsen 1964, Balon et al. 1977). I rinnande vatten eller sjöar med vindinducerade strömmar medför ynglens strävan mot vattenytan att de kan spridas över ett relativt stort område innan de börjar att inta föda (Deelder & Willemsen 1964, Kovalev 1976, Craig 1987). I finska älvmynningsområden där vattnet är relativt lugnt och skyddat söker sig de nykläckta gulesäcksynglen omedelbart mot områden strax utanför vegetationsbälten där födotillgången är god (Hudd et al. 1984, Urho et al. 1990). Under sensommaren vandrade sedan åtminstone en del av ynglen ut från mynningsområdet till de omkringliggande fjärdarna (Hudd et al. 1984).

10.2 VANDRINGAR

Fiskars vandringar är ett sätt att maximera utnyttjandet av sin omgivning och möjliggör att de på bästa möjliga sätt kan finna föda, undvika predatorer och ogynnsamma miljöer, samt reproducera sig (Craig 1987). Gösens vandringar kan delas upp i dygns- och säsongsbaserade vandringar. De dygnsvisa förflyttningarna är kopplade till gösens födosök och de säsongsvisa vandringarna består av lek- och storskaliga födosöksvandringar, samt eventuella förflyttningar till övervintringsplatser.

10.2.1 Dygnsvandringar

Dygnsvandringar hos gösen är främst kopplat till födosöksaktiviteten, vilket medför att rörelsemönstret är påtagligast i samband med födosök under tillväxtsåongen, d v s främst under sommarhalvåret i den nordliga delen av utbredningsområdet. Variationer i födosöksaktiviteten är starkast utpräglade i vattensystem med relativt klart vatten där gösen tillbringar dygnets ljusa timmar mer eller mindre inaktiv i de djupare delarna. Födosöket i klara vatten sker i hela vattenmassan i anslutning till skymning och gryning, samt i viss mån även nattetid, speciellt under sommarhalvåret (Woynárovich 1960:a, Deelder & Willemsen 1964, Kitchell et al. 1977:a, Popova & Sytina 1977, Fedorova & Drozzhina 1982, Craig 1987, m fl). I grumliga vatten är dock detta beteende mindre påtagligt och födosöket är utsträckt mer eller mindre över hela dygnet (Ryder 1977).

10.2.2 Lekvandringar

Strax före leken vandrar lekmogna gösar till lämpliga lekbottnar. Det relativt noggranna valet av leksubstrat kan medföra omfattande och i vissa fall långväga lekvandringar (Svårdson 1948, Dmitriyeva 1973, Gaygalas & Gyarulaytis 1974). Vandringarna anses normalt vara relativt korta, vanligen upp till 10-30 km (Toivonen 1969, Lehtonen 1979, 1982, 1983, Fickling & Lee 1985, Lehtonen & Toivonen 1988). Enstaka långvandrande gösar som har simmat upp till c:a 70-250 km har rapporterats från nordliga vatten (Svårdson 1948, Puke 1952, Lehtonen 1979, 1982, 1983). Måtten på gösarnas vandringar baseras dock vanligen på märkningar utförda på eller i anslutning till lekområdet och ger snarare ett minimimått på vandringen därifrån till födosöksområdena och/eller övervintringsplatserna beroende på vid vilken årstid återfångsten skett (i vissa fall flera år efter märkningen). Värdena ger ändå en uppfattning om storleksordningen på vandringarnas längd i stora sjöar och kustvatten.

För att gösens rom skall utvecklas normalt får inte salthalten i vattnet överstiga 2-3 ‰. Detta medför att brackvattenlevande gösar tvingas till att vandra upp i floder, till flodernas deltaområden eller till grunda vikar med utsötat vatten för att leka (Neuhaus 1934, Määr 1947, Filuk 1961, Deelder & Willemsen 1964, Kukuradze 1974:b, Shcherbukha 1968, Golovanenko et al. 1970, Belyi 1972, Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Golovanenko & Shuvatova 1975, Troitskiy & Tsunikova 1976, Zhmurova & Somkina 1976, Lehtonen 1979, Yermakhanov & Rasulov 1984, Hildén et al. 1985, Lehtonen & Toivonen 1988, m fl).

En viss "homing-effekt", d v s att gösar återvänder till samma lekområde varje år, anses förekomma (Puke 1952, Svårdson 1948, Willemsen 1977, Lehtonen 1982, 1983). Effekten är emellertid ej lika stark som hos laxartade fiskar. En viss uppblandning mellan olika populationer förekommer (Lehtonen 1979), speciellt bland yngre individer (Lehtonen & Toivonen 1988).

Liknande "homing-tendenser" har beskrivits för den nordamerikanska släktingen walleye (Colby et al. 1979).

10.2.3 Födosöksvandringar

Efter leken sprider sig gösarna i vattensystemet för att söka föda (t ex Gaygalas & Gyarulaytis 1974, Golovanenko & Shuvatova 1975, Lehtonen & Toivonen 1988). Födosöksvandringarna kan vara mycket omfattande och medföra att gösen sprids över stora områden. Gösens vandringsbenägenhet har bl a orsakat dess närmast explosionsartade utbredning i Frankrike och Storbritannien.

Födosöksvandringarna är i allmänhet av mindre omfattning i brackvattensområden med sparsam skärgård (Lehtonen 1979), beroende på att gösen anses obenägen att simma över öppna klara vatten (Lehtonen & Toivonen 1988). Andra faktorer som kan påverka gösens födosöksvandringar är vattentemperaturen, vattnets turbiditet, födotillgången och födans vandringar (Lehtonen & Toivonen 1988). Beroende på födotillgången och vattentillförseln kan gösar även under sommaren och hösten företa vandringar upp i flodsystem (Golovanenko & Shuvatova 1975).

10.2.4 Övervintring

På senhösten söker sig gösar i den norra delen av utbredningsområdet till djupare vatten för att övervintra (Smitt 1892, Stuxberg 1895, Puke 1952, Deelder & Willemsen 1964, Lehtonen 1979, 1983, Lehtonen & Toivonen 1988). Ryska forskare citerade i Deelder & Willemsen (1964) hävdade dessutom att en del göspopulationer i vissa brackvattenområden vandrar upp i floder för att övervintra.

10.3 STIMBILDNING

Vuxna gösar lever solitärt till skillnad från vissa andra abborrfiskar, t ex abborrar och walleyes (Deelder & Willemsen 1964, Craig 1987). Ansamlingar av gös sker främst på

grund av andra omständigheter, t ex under lek och vid övervintring (Deelder & Willemssen 1964). Eventuell äkta stimbildning före-

kommer endast hos gösyngel under deras första sommar fram till att de övergår till fiskdiet (Woynárovich 1961).

De nykläckta gösynglen söker sig mot ljuset, vilket medför att de kan spridas över ett stort område i rinnande vatten och sjöar med strömmar. Gösarnas födosöksaktivitet är störst under förhållanden med låga ljusintensiteter. Detta innebär att i klara vatten sker en förflyttning från de djupare delarna, där gösarna har tillbringat den ljusa delen av dygnet, till hela den fria vattenmassan när jakten börjar vid skymningen.

Strax före leken vandrar de lekmogna gösarna till lämpliga lekbottnar. Vandringarna är vanligen korta, upp till 10-30 km, men kan i enstaka fall vara mycket långa, upp till 70-250 km. En viss tendens att återvända till samma lekplats från år till år har iakttagits för gösar. På senhösten söker sig gösar i den nordliga delen av utbredningsområdet till djupare vatten för att övervintra.

Vuxna gösar lever solitärt. Äkta stimbildning förekommer endast hos yngel fram till att de blir fiskätande.

11. GÖSODLING

I samband med att intresset för gös, både som matfisk och sportfisk, har ökat under det sista seklet, har även behovet av rom och yngel för utsättning ökat. Gösodling sker idag huvudsakligen med avseende på att producera rom och yngel för utsättning då det ej är ekonomiskt lönsamt att låta fisken växa upp till konsumtionsstorlek. Den dåliga lönsamheten beror till största delen på ett stort frånfall på grund av kannibalism.

11.1 ROMINSAMLING

Det finns tre grundläggande sätt att erhålla rom för utsättningar och yngelproduktion; rominsamling från naturliga vatten, lek i odlingsdammar och konstgjord befruktning av lekmogna individer.

11.1.1 Rominsamling från naturliga vatten

Att samla in rom från naturliga vatten är en enkel, billig och effektiv metod, som använts i bl a Ungern under lång tid (Tesch 1959, Woynárovich 1960:b, 1961, 1963, Hemsén 1961, Antalfi 1979, Tölg 1984). Metoden anses vara speciellt effektiv i vatten med

begränsad tillgång på leksubstrat (Tölg 1984) och innebär att man erbjuder gösen konstgjorda reden fästa på en lina så att de enkelt kan kontrolleras och vittjas. Redena tillverkas av exempelvis al- eller pilrötter, enris, gamla fisknät och dylikt. När dessa är täckta med rom kan de flyttas antingen direkt till ett annat vattensystem (se 12. Gösutsättningar) eller till en gösodling för kläckning (Woynárovich 1960:b, 1961, 1963, Hemsén 1961, Antalfi 1979, Tölg 1984).

11.1.2 Lek i odlingsdammar

Om man önskar ha mer kontroll över leken och vara säker på att det endast är gösrom som tas omhand, kan man låta gösar leka i odlingsdammar. Föräldraindividerna fångas under hösten och förvaras i en damm över vintern. Lämplig föda skall finnas i dammen eftersom gösen även intar föda under vintern och rommens utveckling kräver ett visst näringstillskott (Antalfi 1979, Tölg 1984). På våren sorteras gösarna efter kön och sätts ut i förberedda lekdammar när vattentemperaturen uppnår ca 10°C. Dammarnas djup bör ej överstiga 1,5 m. Bottensubstratet bör antingen vara sten eller grus om man har för avsikt att låta rommen kläckas på plats

(Brofeldt 1920). Om lämpligt leksubstrat saknas eller om man avser att förflytta rommen bör det i stället finnas konstgjorda redan utplacerade med 5-10 meters avstånd ifrån varandra (Antalfi 1979, Tölg 1984). För att förbättra lekresultatet kan gösarna eventuellt hormonbehandlas före utsättningen i lekdammarna. Hormonbehandlingen kanske antingen med injektion av hypofyseextrakt (från exempelvis karp), 2-3 mg/kg kroppsvikt (Antalfi 1979, Tölg 1984) eller genom att injicera substanser som stimulerar hormonproduktionen (Schlumpberger & Schmidt 1980, Antila et al. 1988).

En variant av ovanstående metod, som är vanlig i Sverige, är att låta gösarna leka instängda i enrisklädda leksumpar (Lönnerberg 1922, Widerberg 1941, Salomonsson 1955).

11.1.3 Konstgjord befruktning

Artificiell befruktning av gösrom anses vara en alltför problemfylld metod för att vara praktiskt genomförbar (Widerberg 1941, Steffens 1960). Svårigheten med att på konstgjord väg befrukta gösrommen är äggens vidhäftande förmåga, vilket medför att rommen tenderar att klumpa ihop sig när vatten tillsätts. Ett sätt att delvis undvika problemet är att först sprida äggen på en väv och därefter befrukta dem. Metoden anses dock vara osäker och ge ett dåligt utbyte (Deelder & Willemsen 1964).

11.2 ROMINKUBATION OCH KLÄCKNING

För att tillgodose gösrommens stora behov av syrgas låter man den kläckas i dammar med väl syresatt vatten eller under mer kontrollerade förhållanden i mindre bassänger och i stora kläckningsglas. I Ungern har man utvecklat en speciell metod där man håller den på redan hängande rommen fuktig genom att bespruta den med en fin vattendimma (Entz & Woynárovich 1947, 1948, Woynárovich 1960:b, 1962, 1963). Denna metod medför att tillgången på syrgas är mycket god och vattenåtgången minimeras, samt att temperaturen lätt kan

regleras. Överlevnaden är mycket god och dessutom minskas risken för svampangrepp, eftersom svampangrepp sker främst på döda ägg, varifrån angreppet sprids till levande ägg. Svampangrepp kan även förhindras genom tillsats av något desinficerande ämne till vattnet, vilket underlättas av den minimala vattenåtgången (Woynárovich 1960:b, 1962, Hemsén 1961, Nazarenko 1970, Tölg 1984). Någon timme före det att äggen kläcks måste redana placeras i odlingsdammar eller i det aktuella vattnet (Antalfi 1979, Tölg 1984).

En modernare men mera arbetsintensiv metod (utvecklad och använd i Ungern sedan slutet av 70-talet) är att låta rommen kläckas i tankar eller stora kläckningsglas (80-250 l). I behållarna utvecklas rommen under optimala syrgas- (8-10 mg O₂/l) och temperaturförhållanden (12-15 °C). Efter att ynglen börjat inta föda matas de fram till 5-8:e dygnet varefter de sätts ut i dammar eller dylikt. Med denna metod är kontrollen bättre över ynglens mest kritiska fas, d v s när de skall börja inta föda, vilket anses resultera i att överlevnaden är ca 10-30 % högre än under naturliga förhållanden (Antalfi 1979, Tölg 1984).

11.3 UPPDRIVNING I DAMMAR

För att tillväxt och överlevnad skall vara god krävs att tillgången på föda är god. Födan måste dessutom vara av lämplig storlek, speciellt ynglets första föda. På grund av att ynglet endast är ca 5-6 mm långt när det börjar inta föda krävs det att tillgången på små planktonorganismer är god i början (Verreth 1984). Exempel på sådana små planktonorganismer är protozoer, rotatorier, samt copepodernas ungdomsstadier (naupli-er). Höga koncentrationer av protozoer (ciliater mm), vilket anses ge ynglen en god start, kan erhållas genom att gödsla med hö (Hemsén 1961) eller genom kraftig gödsling med fosfor- och kvävepreparat i nyfyllda dammar som saknar djurplankton (Antalfi 1979, Tölg 1984, Verreth 1984). Ynglen växer dock snabbt och redan efter några dagar krävs större byten, vilka utgörs av olika arter av djurplankton. Om tillgången

på föda är god fortsätter ynglen att växa fort och kräver ständigt större födoobjekt, vilket ställer stora krav på djurplanktonförekomsten i vattnet. Kontroll av storlekssammansättningen hos djurplankton i odlingsdammar sker, förutom genom olika gödslingsstrategier, ofta genom samodling med vuxna karpfiskar (Deelder & Willemsen 1964, Tölg 1984, Verreth 1984). Förutom att karparna äter större djurplankton, vilket resulterar i att de mindre djurplanktonen får större möjligheter att utvecklas och på detta vis medför att gösynglen har gott om föda initialt, är karp dessutom en viktig inkomstkälla för europeiska fiskodlingar (Trybom 1897, Steffens 1960, Antalfi 1979, Tölg 1984).

Gösynglen blir vid ett tidigt stadium fiskätande. I odlingar kan ynglen börja ta mindre och långsamväxande artfränder när de uppnått ca 10 mm:s längd. Kannibalismen medför att överlevnaden och därmed lönsamheten minskar drastiskt med tiden. Deelder & Willemsen (1964) angav att överlevnaden i odlingar vanligen är ca 5-20 %. I försök där 10 000 stycken 5 cm:s gösyngel fick växa upp i burar (4x2x1.4 m) och matades med yngel av olika karpfiskar återstod efter 60 dagar endast 2 % av de ursprungliga gösynglen. Dessa hade då uppnått 12 cm:s längd (Antalfi 1979). Den drastiskt minskningen i överlevnad med tiden medför att gösyngel vanligen sätts ut som nykläckta eller 1-somriga och att gös sällan odlas till den har uppnått konsumtionsstorlek.

Rom till utsättningar och yngelproduktion kan erhållas från lek i naturliga vatten eller odlingsdammar, samt genom konstgjord befruktning av lekmogna individer. Rommen kläcks i odlingsdammar, bassänger, tankar, stora kläckningsglas e dyl. Viktigt för kläckningsresultatet är att syrgassättningen under rommens utveckling är god. En alternativ metod, i vilken rommens tillgång på syrgas är mycket god, är att kläcka rommen hängande i en mycket fuktig miljö som erhålls genom att spruta en vattendimma över rommen. För att ynglens överlevnad och tillväxt skall vara god krävs att tillgången på lämplig föda är god. Kannibalism medför att mortaliteten ofta är mycket hög, speciellt om födotillgången är dålig.

12. GÖSUTSÄTTNINGAR

Gösen har under en lång tid varit föremål för omfattande förflyttningar och inplanteringar. Utsättningar förekom åtminstone redan på 1500-talet (Deelder & Willemsen 1964). Före 1800-talets senare del fanns dock gösen i praktiken endast öster om floden Elbe, men har under det sista seklet introducerats i vatten över större delen av Europa (se 1.2 Utbredning).

Gösutsättningar sker antingen som nyintroduktioner i vatten där gös ej förekommer sedan tidigare eller i form av förstärkningsutsättningar för att upprätthålla populationer som har reproduktionssvårigheter. Vid alla utsättningar bör man beakta om vattnet där inplanteringen skall ske uppfyller gösens allmänna miljökrav så att

gösen kan uppnå en självreproducerande stam och att man därmed undviker ständiga och kostsamma förstärkningsutsättningar. För att erhålla självreproducerande gösstammar är det särskilt viktigt att det finns gott om lämplig föda för samtliga tillväxtstadier.

12.1 UTSÄTTNINGSMETODER

Gösutsättningar kan ske med befruktad rom, med yngel i olika stadier, vanligen månads-gamla eller 1-somriga, samt med flersomriga individer. På grund av att kostnaderna för att hålla gösyngel stegras kraftigt med tiden genom ett kraftigt frånfall p g a kannibalism är det ofta fördelaktigt att sätta ut ynglen i ett så tidigt stadium som möjligt. Detta förutsätter dock att överlevnadschanserna för utsättningsmaterialet är acceptabla.

11.1.1 Befruktad rom

Att etablera gösbestånd i vattensystem genom att sätta ut befruktad rom är en enkel och relativt billig metod. Rominsamling sker antingen från naturliga vatten eller från odlingsdammar. Rommen är lätt att transportera och äggen har en god överlevnaden om de hålls fuktiga vid låg temperatur (Deelder & Willemsen 1964). Förvaring och transport kan ske genom att packa ned gösredena i fuktig mossa (Trybom 1897, Hemsén 1961) eller i fuktad väv och hålla dem nedkylda med hjälp av is (Tölg 1984). Redena kan också transporteras nedsänkta i väl syresatt vatten (Widerberg 1941). Äggen anses vara tåliga för transport från och med att ögonen bildats tills att embryot har börjat utvecklas (Tölg 1984).

Nackdelarna med att sätta ut rom är bl a att man har dålig kontroll över kläckningsresultatet. Dessutom kan rommen lätt utsättas för predatorer eller svampangrepp, vilket normalt ej sker under naturlig förhållanden då rommen vårdas av hannen. Fördelarna är att rommen är billig och mindre känslig för hantering än yngel och vuxna individer, samt att syrgasbehovet lättare säkerställs vid transport av rom (Deelder & Willemsen 1964).

12.1.2 Försträckta yngel

Vid utsättningar av försträckta yngel (som under ungerska förhållanden är 3-4 cm långa och 4-6 veckor gamla, vilket torde motsvara ca 1-2 månaders ålder i Sverige) utnyttjar man att äggkläckningen skett under mer kontrollerade förhållanden än vid utsättning av rom. Dessutom har ynglen ej hunnit bli kannibaler i någon större utsträckning och överlevnaden är således fortfarande hög i odlingen (Tölg 1984). Detta innebär att en större mängd yngel kan sättas ut till motsvarande kostnad än om ynglen tillåtits växa längre (se nedan). Dessutom anses tillväxten i naturliga vatten ofta vara större än i odlingar, eftersom det många gånger är svårt att tillhandahålla tillräckligt med föda i odlingsdammar. Om tillväxten är bra i det naturliga vattnet har de försträckta yngel

som överlever utsättningen större chans att klara den första vintern än om 1-somrig sättfisk hade använts (Deelder & Willemsen 1964).

12.1.3 1-somrig gös

Användandet av 1-somriga gösyngel som sättfisk är en mycket vanlig metod. Detta beror på att den period då mortaliteten är som störst, d v s den 1:a sommaren, då redan har passerats och följaktligen har de yngel som finns kvar i odlingen på hösten större möjligheter att överleva till vuxna individer (Deelder & Willemsen 1964). Nackdelen med uppdrivning av 1-somrig sättfisk är att dödligheten p g a kannibalism i odlingar är mycket stor, vilket medför att metoden är kostbar. Den torde dock vara lämplig vid förstärkningsutsättningar i vatten där gösynglen har svårt att finna föda under sin första levnadstid.

12.1.4 Flersomrig gös

På grund av de höga kostnaderna för att driva upp gösyngel till flersomriga individer har utsättningar av flersomrig sättfisk främst skett med vildfångade exemplar. Odling av upp till 3-åriga gösar i konsumtionsstorlek har dock förekommit i viss mån bl a i Ungern. Uppdrivandet har då skett i samodling med karp (Tölg 1984).

Det finns ett flertal nackdelar med denna metod, bl a kan det vara svårt att erhålla ett tillräckligt stort antal individer för att få en tillräckligt stor gösstam som klarar att upprätthålla reproduktionen. Dessutom är större exemplar känsligare för hantering än rom och små yngel, vilket kan orsaka transportproblem (Tölg 1984).

12.2 PROBLEM VID GÖSUTSÄTTNINGAR

Även om de flesta publikationer behandlar lyckade utsättningar är det långt ifrån alla försök som får önskat resultat. Man bör ha i åtanke att det finns en risk att det förekommer en viss snedvridning i rapporteringen från utsättningar till förmån för

lyckade inplanteringar, eftersom det är mindre lockande att publicera oönskade resultat.

Några anledningar till att gösutsättningar kan misslyckas är:

- 1) Sättfiskar är ofta mindre än naturligt uppväxta yngel beroende på den stora konkurrensen i odlingar. Detta kan bland annat medföra att de kan få problem att finna föda efter utsättningen (Deelder & Willemsen 1964).
- 2) Vattnet kanske inte är lämpligt för gös, exempelvis på grund av att lämplig föda saknas vid något utvecklingsstadium, samt att ljus- eller temperaturklimatet kan vara ogynnsamt (Deelder & Willemsen 1964).
- 3) Ynglen kan utsättas för kraftig predation eller konkurrens (Deelder & Willemsen 1964).
- 4) Dödligheten på grund av transport- eller hanteringsskador kan vara omfattande. Skadorna kan, förutom döda fisken direkt, orsaka att fiskarna dör genom svampangrepp o dyl, eller att de riskerar att bli uppätta på grund av nedsatt rörelseförmåga. Predationsrisken kan vara förhöjd dels på grund av rent fysiska skador, men kan även bero på att fisken befinner sig i ett chocktillstånd efter hanteringen (Deelder & Willemsen 1964).
- 5) För få individer sätts ut eller dödligheten är för stor för att en livskraftig och självreproducerande stam skall kunna uppkomma.

Gösutsättningar torde ge det bästa resultatet i vatten där gösen antingen har förekommit tidigare, men försvunnit eller kraftigt minskat på grund av överfiskning eller andra faktorer. Bra resultat förväntas också erhållas i för gösen andra lämpliga vatten, men där den ej förekommer sedan tidigare på grund av vandringshinder.

I vatten där gösens förekomst begränsas av brist på lämpliga leksubstrat kan en alternativ åtgärd till ständiga förstärkningsutsättningar vara att förbättra lekbottenarna,

t ex genom att tippa ut sten eller grus på lämpligt djup (Deelder & Willemsen 1964).

12.3 FÖRSTÄRKNING AV GÖSPOPULATIONER SOM ETT SÄTT ATT FÖRBÄTTRA VATTENKVALITETEN

På grund av den fortskridande eutrofieringen av vattensystemen har intresset ökat för att förbättra vattenkvaliteten med hjälp av biomanipulation, d v s genom utsättning av gös eller annan rovlevande fisk i den övre delen av näringskedjan, som ett komplement till att minska närsaltsbelastningen.

Teorin bakom vattenkvalitetsförbättring genom biomanipulation är att via en minskad förekomst av djurplanktonätande fiskar öka djurplanktonförekomsten, speciellt förekomsten av stora och effektivt filtrerande arter. Dessa skall i sin tur beta ned växtplanktonarterna och på detta vis öka siktdjupet, samt minska närsaltsomsättningen (Hrbáček 1969, Benndorf et al. 1984, 1988, Carpenter & Kitchell 1984, Shapiro & Wright 1984, Carpenter et al. 1985, Benndorf 1987, Kerfoot 1987, Mills et al. 1987, Barthelmes 1988, van Densen & Grimm 1988, Kerfoot & DeAngelis 1989, Persson 1989).

Decimeringen av djurplanktonätande fiskar kan ske genom att antingen utplåna hela fiskbeståndet, t ex med utfiskning eller rotenonbehandling, eller via riktade åtgärder endast decimera den planktonätande delen av beståndet. Detta kan uppnås genom exempelvis riktat fiske eller med hjälp av ett ökat predationstryck mot planktonätarna, t ex genom introduktion eller förstärkningsutsättningar av någon lämplig rovlevande fisk såsom gös. Vid manipuleringar i några holländska dammar befanns gösyngel kunna reducera antalet karpfiskyngel (cyprinid-yngel) mycket effektivt i ett initialt skede (Raaijmakers 1990). Vid mycket höga gösyngeltätheter (10 000-25 000/ha) var dock konkurrensen mellan gösynglen för stor, vilket resulterade i att det stora flertalet av gösynglen var för små för att kunna leva av karpfiskynglen. I stället fortsatte gösynglen att äta djurplankton hela sommaren.

Resultaten av biomanipuleringar kan dock endast till viss del förutsägas och förutsägbarheten avtar med ökat antal steg i näringskedjan mellan den manipulerade nivån och den nivå på vilken effekten önskas (Mills et al. 1987). Biomanipuleringar ger dessutom vanligen endast ett temporärt resultat. Långtidsjämvikter uppnås ej på grund av dels ekosystemens känslighet för slumpartad påverkan. Känsligheten beror bl a på responsens tidsförskjutning mellan olika trofinivåer genom att det är stora skillnaderna i generationstid mellan trofinivåerna (Carpenter et al. 1985, Benndorf 1987, Mills et al. 1987, Benndorf et al. 1988, Kerfoot & DeAngelis 1989). Denna slumpartade påverkan blir speciellt stor på de högre trofinivåerna (fiskarna) eftersom dessa genom långa generationstid (sträcker sig över hela år) är mycket känsliga för exempelvis klimatvariationer (Kerfoot & DeAngelis 1989).

På grund av näringsvävens känslighet återgår det manipulerade systemet lätt till ursprungsstadiet med en dominans av karpfiskar (Persson 1989) eller antar någon annan skepnad. Exempel på oönskade resultat är:

- 1) En ökad förekomst av för fisken svårtillgängliga växtplankton med skyddande taggar, tjocka skal, géléhöljen eller giftiga substanser (Benndorf et al. 1984, Kerfoot 1987, Kerfoot & DeAngelis 1989), som ett sätt att undvika kraftigt betningstryck (Lampert 1981). Exempel på svårtillgängliga växtplankton är blågrönalger (cyanobakterier) såsom *Microcystis* spp och *Aphanizomenon* spp (Hrbáček 1969, Lampert 1981, Kerfoot 1987, Barthelmes 1988), vilka kan efter en tid börja uppträda i ansenliga mängder och därmed reducera den tidigare erhållna ökningen av siktdjupet (Shapiro & Wright 1984, Carpenter et al. 1985). Risken för dominans av svårtillgängliga alger kan dock minskas om näringsbelastningen minskas parallellt med biomanipuleringen (Benndorf 1987, Benndorf et al. 1988).
- 2) En ökad förekomst av planktonätande evertebrater på grund av ett lågt preda-

tionstryck från planktonätande fiskar (Benndorf et al. 1984, 1988, Carpenter et al. 1985, Benndorf 1987, Barthelmes 1988).

- 3) En ökad förekomst av planktonätande fiskar med en för de fiskätande arterna olämplig kroppsform, t ex braxen. Många av dessa fiskarter äter djurplankton åtminstone under de första åren (Vijverberg & van Densen 1984, Barthelmes 1988).

Enligt Barthelmes (1988) så beror utfallet på faktorer som:

- 1) Fiskpopulationernas struktur och densiteter.
- 2) Den manipulerade trofinivåns födoval. Gös föredrar relativt småväxta och långsmala bytesfiskar, vilket medför att biomanipulering med gös i vatten där den planktonätande fisksamställningen främst utgörs av relativt storväxta braxar troligtvis blir mindre framgångsrik.
- 3) Födans tillgång på skydd kan påverka predatorernas framgång att effektivt beta ned dessa.
- 4) Födoproduktionens omfattning ställer krav på predatorernas populationsstorlek. Om produktionen är mycket stor kan en kraftig överutsättning krävas för att med framgång hålla bytespopulationerna på en lämplig nivå.

Möjligheterna att kunna utnyttja gös vid biomanipulationer är begränsade eftersom det krävs en kraftig göspopulation för att kunna hålla det planktonätande fisksamhället på lämplig storleksnivå (van Densen & Vijverberg 1982, Vijverberg & van Densen 1984). För att kunna bibehålla en kraftig gösstam krävs, på grund av göspopulationernas känslighet för klimatvariationer och de limniska systemens instabilitet, ofta ständigt återkommande förstärkningsutsättningar (Persson 1989). Göspopulationernas omvittnade kannibalism gör också att täta populationer av vuxna gösar håller ned nyrekryteringen av gösungar.

Från att naturligt endast ha förekommit öster om floden Elbe och i området kring Östersjön har gösen fr o m 1800-talets senare del spridits över större delen av Europa. Utsättningar sker till stor del med befruktad rom och 1-somriga yngel, samt i viss mån med försträckta yngel. Utsättningar av flersomriga individer sker endast i undantagsfall. Den i Sverige dominerande odlings- och utsättningsmetodiken är att låta gösarna leka i sumpar klädda med enris. Rommen kläckas sedan i odlingsdammar där ynglen får växa upp, för att på hösten sättas ut som 1-somriga yngel.

Orsaker till dåliga resultat vid gösutsättningar kan bl a vara; att för få eller för små fiskar sätts ut, att fiskarna är behäftade med transport- och hanteringsskador, eller att utsättningsmaterialet utsätts för kraftig predation eller konkurrens i vattnet. En annan orsak till dåliga utsättningsresultat kan vara att vattnet ej lämpar sig för gös genom att lämplig föda saknas för något utvecklingsstadium eller att ljus- eller temperaturklimatet i vattnet är ogynnsamt. Svårigheter att uppnå självreproducerande stammar kan även bero på att lämpliga lekbottnar saknas.

Gösen har rönt ett stort intresse vid biomanipuleringsförsök för att förbättra vattenkvaliteten eftersom den är en mycket effektiv predator. Biomanipuleringen innefattar dock en mängd problem och resulterar vanligtvis endast i temporära förändringar på grund av ekologiska systemens känslighet för klimatförändringar.

13. ERKÄNNANDEN

Björn Bergquist, som arbetar inom arbetsområdet "Fiskevårdsåtgärder i kalkade vatten" vid Sötvattenslaboratoriet, har varit projektansvarig och medverkat vid arbetet med litteratursammanställningen. Granskning av manuskripten har även utförts av Magnus Appelberg, Erik Degerman, Sture Hansson och Peter Blomqvist. Robert Titus har språkgranskat den engelska sammanfattningen, medan översättningar från ryska, polska och holländska har gjorts av Muhammed Ali Hussein, Hania Bejgrowicz respektive Willem Goedkoop.

14. ENGLISH SUMMARY: THE BIOLOGY OF PIKEPERCH - A LITERATURE REVIEW

The pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L) or sander, as it is sometimes called, belongs to the family Percidae. The genus *Stizostedion* consists of five species, which probably originates from the area around the Black, Caspian and Aral seas. Three species occur

naturally in Europe and the other two species are found in North America (Figure 2). The pikeperch is the most widely spread species of *Stizostedion* in Europe and the only species occurring in Sweden. Its natural distribution is restricted in the west by the river Elbe and in the north to the area around the Baltic Sea that once belonged to the Ancylus Sea. During the last century, its distribution has increased greatly due to stocking and its present distribution includes the greater part of Europe (Figure 4). Outside Europe it occurs naturally in the southwestern Asian part of the Soviet Union, and it has also been transplanted into some lakes in Turkey, Morocco, and Corsica.

The pikeperch is found in lakes, moderately running waters, and brackish coastal waters up to a salinity of about 12 ‰. It thrives in turbid, moderately eutrophic, waters with a high oxygen content (>3.5-4.5 mg O₂/l). The pikeperch can also flourish in clear waters if the depth is sufficient to enable it to seek refuge during daytime.

Mature pikeperch migrate to suitable

spawning areas shortly before spawning. Migrations are generally short, up to 10-30 km, but in exceptional cases may be rather long (70-250 km). A certain tendency of homing to spawning sites has been noted. The spawning substrate consists of stone, gravel, sand, or clay, preferably with plant roots. If the substrate is clay, the male prepares a nest prior to spawning. The male makes a depression of up to 1 m² large in the sediment surface, which exposes occurring plant roots. In the northern part of the distribution area, spawning often takes place directly on top of stones or gravel. Pikeperch spawn in pairs in springtime when water temperature reaches about 10-14 °C. Females have a high weight specific fecundity of approximately 200 eggs per gram of body-weight. The eggs are sticky and attach to the substrate. After spawning the female is chased away by the male which stays with the eggs until hatching (about 11 days at 10 °C). The male prevents oxygen depletion and deposition of silt by fanning the eggs with his fins. He also guards the nest against predators. For normal egg development, water temperature must be between 10 and 24 °C (preferably 12-20 °C), oxygen concentration above 4.5 mg O₂/l, and salinity less than 2-3 ‰.

When pikeperch larvae initiate exogenous feeding their feeding apparatus is poorly developed and restricts them to small prey preferably nauplius larvae and rotatoria. Development of pikeperch larvae is rapid and they gradually demand larger and larger prey items. A common succession of prey is copepodites, adult copepods and small cladocerans, large cladocerans and other large crustaceans such as mysids and *Leptodora kindtii*. Piscivory is commonly initiated at a length of 10 to 25 mm, depending on the availability of fish larvae of suitable size to prey upon (less than half the length of the pikeperch larvae) and alternative food resources. When the pikeperch reaches 10 cm the diet is comprised almost exclusively of fish. Adult pikeperch prefer rather small prey which rarely exceed 15 cm. Prey species with a narrow-shaped body are

preferred. Important prey items are, for instance, smelt, vendace, herring, sprat, and different kinds of gobids. Other, more broadly-shaped prey species may be predominant food items if they occur in large quantities of suitable size (Table 10).

The pikeperch is well-adapted to seeking prey under conditions of low light intensity. This is mainly due to a reflective layer (*tapetum lucidum*) in the retina which amplifies the visual impression of incoming light. The adaptation to dim light conditions has, however, made the pikeperch sensitive to intense light. Thus pikeperch living in clear waters prey mainly during dusk and dawn and seek refuge in deep water during daytime to avoid bright light. Feeding in turbid water may, however, proceed throughout the day. Pikeperch seek prey primarily in open water.

Feeding activity and growth of pikeperch are temperature dependent. This implies that pikeperch in the northern part of its distribution are active principally during summer when most growth also takes place. Activity increases with rising temperature up to the tolerance limit at which point it rapidly decreases. Feeding rates are very low at temperatures below 8 °C. In the northern part of its distribution pikeperch migrate to deep water in late autumn to overwinter. The optimal temperature range for pikeperch is between 24 and 29 °C. To obtain high growth rates suitable prey must be abundant, especially at high water temperatures. Maximum growth rate for adults occurs at approximately 28-30 °C. The length of one year old juveniles varies between 6 and 23 cm depending on, for instance, the availability of food and the length of the growing season. Growth rates vary greatly between waters throughout the distribution area (Tables 13 and 14) which is, at least partly, due to variation in temperature and accordingly to latitude and altitude of the waters. Generally, growth rates are higher in the southern part of the distribution area compared to the northern part (Figure 7).

Pikeperch obtain a maximum length of about 100-130 cm which corresponds to a

weight of about 15-20 kg. Maximum age is inversely correlated to growth rate. Slow-growing pikeperch in the northern part of the distribution area reach 20-24 years of age, while faster-growing pikeperch in the southern part only reach about 8-9 years.

Year-class strength and structure of pikeperch populations is mainly governed by reproductive success, age-specific mortality, and to some extent by competition. Reproductive success is largely dependent on the availability of suitable spawning grounds and water temperature. Mortality of pikeperch is governed by different kinds of natural regulating factors and anthropogenically induced mortality. The most important natural regulating factors are changes in water temperature, food availability (which may partly be caused by changes in temperature), and predation on juveniles up to an age of about two years. The most important anthropogenic factors is commercial fisheries and pollution. Other anthropogenic effects on stocks are destruction or enclosure of spawning grounds due to reservoir construction, discharge of nutrients and other environmental pollutants. Locally, there may also be significant juvenile mortality at power-plants caused by entrainment into turbines and cooling-water systems.

Egg mortality is usually low due to the guarding behaviour of the male, but can be high if the male does not guard the eggs. During the larval and juvenile stages the most important mortality-regulating mechanisms are food abundance and predation. The most important stock-regulating factor for adult pikeperch is fishing. Other kinds of predation on adults are negligible.

Competition occurs interspecifically as well as intraspecifically. The predominant competitors in the northern part of the pikeperch distribution area are perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). Competition between pikeperch and these competitors is reduced by means of differences in habitats, feeding, and temperature optima. Intraspecific competition may cause extensive cannibalism which can be an important stock-regulating factor under conditions of

intense food competition.

The structure of pikeperch populations is strongly dependent on the strength of different year-classes and on the average life span for the particular water. The structure is often undulatory, caused by random effects on reproduction (mainly temperature effects) and by predation on yearlings by dominating year-classes. Density in pikeperch populations generally varies between 1 and 15 individuals per 10 000 m² and biomass is usually between 5.5 to 20 kg per 10 000 m² (Table 19). The size frequency of larvae and juveniles is often bimodal due to the higher growth rate of piscivorous individuals relative to that of planktivores in a yearclass.

There is a great demand on pikeperch eggs, larvae, and juveniles for transplantations. Eggs for transplantation and for larva/juvenile production may be obtained from spawns in natural waters, from fish-chests coated with juniper branches, culture ponds, or from artificial spawning. Hatching may take place in ponds, tanks, large hatching-glasses, or other kinds of containers with a good oxygen supply. Another method (yielding excellent oxygen conditions) is to spray a mist of water on eggs hanging on juniper branches or alder roots. Cultivation of the larvae usually takes place in ponds. To assure satisfactory larval survival and a high growth rate food of suitable size must be abundant in the ponds. Cannibalism often causes extensive mortality in cultivations, especially if food availability is low.

Transplantations are made using fertilized eggs or one summer old juveniles, and to some extent, with advanced larvae. Transplantations of individuals older than one summer are rarely made. The dominant cultivating and transplantation procedure in Sweden is to allow mature pikeperch to spawn in fish-chests coated with juniper branches. Thereafter, the eggs are hatched in ponds or tanks and the larvae are cultivated in ponds until autumn when they are transplanted.

Causes of poor results from pikeperch transplanting may be that too few or too

small fish are transplanted, they may be injured during transportation or from handling, or young fish may have been exposed to heavy predation or competition when transplanted. Other reasons may be lack of suitable food during one or more of the developmental phases or unfavourable light or temperature conditions in the water. Difficulty in obtaining self-reproducing stocks may also depend on a lack of suitable spawning substrates.

There has been an extensive interest in using the pikeperch in experiments on biomanipulation to improve water quality because it is a very efficient predator. Biomanipulation includes, however, many problems and at present usually results in only temporary changes, for instance due to the sensitivity of ecosystems to climatic change.

15. LITTERATUR

- Agnedal, P.O. 1968. Studier av abborre och fiskets avkastning i Erken. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet. 64 p.
- Ahlbert, I-B. 1969. The organization of the cone cells in the retinae of four teleosts with different feeding habits (*Perca fluviatilis* L., *Lucioperca lucioperca* L., *Acerina cernua* L., *Coregonus albula* L.). *Arkiv Zool. Ser 2* 22(11):445-481.
- Ahlbert, I-B. 1975. Organization of the cone cells in the retinae of some teleosts in relation to their feeding habits. Theses, Stockholms universitet. 29 p.
- Aksiray, F. 1961. About Sudak (*Lucioperca sandra* Cuv.Val.) introduced into some of the lakes of Turkey. *Proc. gen. Fish. Coun. Medit. (FAO) Tech. Pap.* 51:335-343.
- Ali, M.A. & M. Anctil. 1968. Corrélation entre la structure rétinienne et l'habitat chez *Stizostedion vitreum vitreum* et *S. canadense*. *J. Fish. Res. Board Can.* 25 (9):2001-2003. (In French with English summary.)
- Ali, M.A. & M. Anctil. 1977. Retinal structure and function in the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and sauger (*Stizostedion canadense*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1467-1474.
- Ali, M.A., R.A. Ryder & M. Anctil. 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (*Perca spp.*) and pikeperches (*Stizostedion spp.*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1475-1480.
- Alm, G. 1917. Undersökningar rörande Hjälmarens naturförhållanden och fiske. *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen* 204(3): 41-44.
- Alm, G. 1919. Fiskeribiologiska undersökningar i sjöarna Toften, Testen och Teen (Nerike). *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen* 218(4):24-45.
- Alm, G. 1920. Resultaten av fiskinplantningar i Sverige. *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen* 226:1-108.
- Alm, G. 1946. Reasons for the occurrence of stunted fish populations, with special regard to the perch. *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen* 25. 146 p.
- Alm, G. 1959. Connection between maturity, size, and age in fishes. Experiments carried out at the Kälarne Fishery Research Station. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 40:5-145.
- Alm, G. 1964:a. Abborrfamiljen, *Percidae*. p. 425-437. In *Fiskar och fiske i Norden*. Band II: fiskar och fiske i sjöar och floder. Ed.: K.A. Andersson. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Alm, G. 1964:b. Gäddfamiljen, *Esocidae*. p. 458-465. In *Fiskar och fiske i Norden*. Band II: fiskar och fiske i sjöar och floder. Ed.: K.A. Andersson. Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.
- Almer, B. 1974/1975. Ivösjögösens tillväxt. Fisksumpen, *Ivösjöns Fiskevårdsförenings Årsskrift* 21. 15 p.
- Almer, B. 1977. Gösen i Dättern. (English summary: The sander in Dättern Bay.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm.* (13). 43 p.
- Antalfi, A. 1979. Propagation and rearing of pike perch. p. 120-125. In EIFAC Workshop on mass rearing of fry and fingerlings, The Hague, 8-11 May 1979. Eds: E.A. Huisman & H. Hogendoorn. *EIFAC Tech. Pap.* 35(1).
- Antila, E., H. Stenbäck & T. Teräväinen. 1988. Artificially improved breeding of captive pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) females achieved using a Gonadotropin-releasing hormone analogue. *Finn. Fish. Res.* 7:75-83.
- Anwand, K. 1967. Ursachen der fluktuationen bei zanderbeständen und schlussfolgerungen für die zanderwirtschaft. *Dt. Fisch. ztg.* 14(12):364-366.
- Avedikova, T.M. 1971. The effect of environmental factors on the distribution of underyearling pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) and Azov roach (*Rutilus rutilus heckeli* (Nordm.)) in different areas of the Sea of Azov. *J. Ichthyol.* 11(3):387-396.

- Backiel, T. 1971. Production and food consumption of predatory fish in the Vistula River. *J. Fish Biol.* 3:369-405.
- Balon, E.K. 1975. Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32(6):821-864.
- Balon, E.K., W.T. Mamot & H.A. Regier. 1977. Reproductive guilds of percids: Results of the paleogeographical history and ecological succession. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1910-1921.
- Barrington, E.J.W. 1957. The alimentary canal and digestion. p. 109-161. In *The physiology of fishes*, Vol 1. Metabolism. Ed.: M.E Brown. Academic Press Inc., Publ., New York.
- Barthelmes, D. 1988. Fish predation and resource reaction: Biomanipulation background data from fisheries research. *Limnologica* 19(1):51-59.
- Barus, V., J. Gajdusek, D.S. Pavlov & V.K. Nezdolij. 1984. Downstream fish migration from two Czechoslovakian reservoirs in winter conditions. *Folia Zool.* 33(2):167-181.
- Barus, V., D.S. Pavlov, V.K. Nezdolij & J. Gajdusek. 1985. Downstream fish migration from the Mostiste and Vestonice reservoirs (CSSR) in spring. *Folia Zool.* 34(1):75-87.
- Barus, V., J. Gajdusek, D.S. Pavlov & V.K. Nezdolij. 1986. Downstream fish migration from the Mostiste and Vestonice reservoirs (CSSR) in the spring-summer period. *Folia Zool.* 35(1):79-93.
- Bauer, O.N. 1962. The ecology of parasites of freshwater fish. p. 3-215. In *Parasites of freshwater fish and the biological basis for their control* (Translation from the Russian by L. Kochua). Ed.: O.N. Bauer. National Science Foundation, Washington D.C., Israel program for scientific translations Ltd. no 622.
- Bauer, O. 1961. Krankheiten und parasiten des zanders (*Lucioperca lucioperca* L.). *Z. Fisch.* 10(8-10):681-687. (In German with English and Russian summaries.)
- Bekbergenov, Z.H. & N.I. Sagitov. 1984. Food of certain juvenile commercial fish from the Amu-Darya River USSR. *J. Ichthyol.* 24(3):18-22.
- Belogolova, L.A. 1988. Population dynamics and distribution of juvenile Vobla, *Rutilus rutilus*, bream, *Abramis brama*, and zander, *Stizostedion lucioperca*, in the Northern Caspian. *J. Ichthyol.* 28(3):14-25.
- Belyi, N.D. 1969. Sutochniye migratsii i viskivaniye lichinok sudaka na glubokovodniye (in Russian + English summary: Daily migrations and viability of the pike-perch larvae in deep water). *Zool. Zh.* 48(8):1197-1201.
- Belyi, N.D. 1972. Downstream migration of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* (L.) and its food in the early development stages in the lower reaches of the Dniepr. *J. Ichthyol.* 12(3):465-472.
- Benndorf, J. 1987. Food web manipulation without nutrient control: A useful strategy in lake restoration? *Schweiz. z. Hydrol.* 49(2):237-248.
- Benndorf, J., H. Knaschke, K. Kossatz & E. Penz. 1984. Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. *Int. Rev. Hydrobiol.* 69(3):407-428.
- Benndorf, J., H. Schultz, A. Benndorf, R. Unger, E. Penz, H. Kneschke, K. Kossatz, R. Dumke, U. Hornig, R. Kruspe & S. Reichel. 1988. Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen Reservoir. *Limnologica* 19(1):97-110.
- Berka, R. 1980. Produkce Stiky a Candáta v Europe v CSSR (in Czech). (Production of pike and pike-perch in Europe and Czechoslovakia.) *Bul. Vyzk. Ustav Ryb. Hydrobiol. Vodnany.* 16(2):40-46.
- Berka, R. 1990. Inland capture fisheries of the USSR. *FAO Fisheries Tech. Pap.* 311. 143 p.
- Berzins, B. Årsskrift 1954/55. Gösstudier I. Särtryck ur Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening. Årsskrift 1954/1955. p. 39-40.

- Biró, P. 1969. The spring and summer nutrition of the 300-500 g pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton in 1968. II. The calculation of the consumption, daily and monthly rations. *Annal. Biol. Tihany* 36:151-162.
- Biró, P. 1970. Investigation of growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton. *Annal. Biol. Tihany* 37: 145-164.
- Biró, P. 1972. First summer growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton. *Annal. Biol. Tihany* 39:101-113.
- Biró, P. 1973. The food of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton. *Annal. Biol. Tihany* 40:159-183.
- Biró, P. 1977:a. Effects of exploitation, introduction, and eutrophication on percids in Lake Balaton. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1678-1683.
- Biró, P. 1977:b. Food consumption, production and energy transformation of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) population in Lake Balaton. *Ichthyologia* 9(1): 47-60.
- Biró, P. 1978. Exploitation of fishery resources of Lake Balaton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20(4):2146-2149.
- Biró, P. 1985. Dynamics of the pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in Lake Balaton. *Int. Rev. Hydrobiol.* 70(4):471-490.
- Biró, P. & L. Elek. 1969. The spring and summer nutrition of the 300-500 g pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton in 1968. I. Data bearing relation to the nutritional conditions preceding the destruction of fish in 1965. *Annal. Biol. Tihany* 36:135-149.
- Biró, P. & L. Vörös. 1982. Relationships between phytoplankton and fish yields in Lake Balaton. *Hydrobiologia* 97:3-7.
- Black, V.S. 1957. Excretion and osmoregulation. p. 163-205. In *The physiology of fishes*, Vol 1. Metabolism. Ed.: M.E. Brown. Academic Press Inc., Publ., New York.
- Bonar, A. 1977. Relations between exploitation, yield, and community structure in Polish pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) lakes, 1967-71. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1576-1580.
- Brehm, A. 1929. Fiskarna. Jämte rundmun- nar, lansettfiskar och manteldjur. p. 235-238. (Omarb. av O. Steche, A. Behm, E. Lönnberg, L.G. Andersson och A. Tullgren.) Aktiebolaget Familjebo- ken, Stockholm.
- Brett, J.R. 1979. Environmental factors and growth. p. 599-675. In *Fish physiology*, Vol VIII Bioenergetics and growth. Eds: W.S. Hoar, D.J. Randall & J.R. Brett. Academic Press, New York.
- Brezeanu, G.h. 1972. Hrana si relatile trofice ale larvelor si puilor de *Stizostedion lucioperca* (L) în conditii naturale si artificial-experimentale. (Food and trophic relations in *Stizostedion lucioperca* larvae and juveniles in natural and artificial experimental conditions.) *Bul. Cercet. Piscic. (Romania)*. 31(3-4):35-46. (In Roumanian with French and English summaries.)
- Brofeldt, P. 1920. Evois Fiskeriförsökssta- tion: Resultaten av dess 25-åriga verk- samhet. *Finlands Fiskerier* 6:56-58.
- Bryazgunova, M.I. 1979. Feeding relation- ships of the young of the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*, the bream, *Abramis brama*, and fishes of lesser impor- tance in the lower reaches of the Don. *J. Ichthyol.* 19(2):57-65.
- Carpenter, S.R. & J.F. Kitchell. 1984. Plank- ton community structure and limnetic primary production. *Am. Nat.* 124:159-172.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell & J.R. Hodgson. 1985. Cascading trophic in- teractions and lake productivity. *Bio- Science* 35:634-639.
- Chitradivelu, K. & O. Oliva. 1973. On the systematics of the European pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758). *Vestn. Csl. Spol. Zool.* 37(2):89-94.

- Chodorowska, W. & A. Chodorowski. 1975. Substitution d'éléments de la diète chez les alevins de poissons carnassiers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19(4):2556-2562.
- Colby, P.J., R.E. McNicol & R.A. Ryder. 1979. Synopsis of biological data on the walleye *Stizostedion v. vitreum* (Mitchill 1818). *FAO Fisheries Synopsis* 119. 139 p.
- Collette, B.B. 1963. The subfamilies, tribes, and genera of the Percidae (Teleostei). *Copeia* 4:615-623.
- Collette, B.B. & P. Banarescu. 1977. Systematics and zoogeography of the fishes of the family Percidae. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1450-1463.
- Collette, B.B., M.A. Ali, K.E.F. Hokanson, M. Nagiec, S.A. Smirnov, J.E. Thorpe, A.H. Weatherley & J. Willemsen. 1977. Biology of the Percids. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1890-1899.
- Craciun, V., M. Craciun, I. Neacsu & I. Trandafirescu. 1982. Activité de la pompe de Na⁺ - K⁺ chez le sandre au cour de son acclimation aux conditions de salinité de la mer Noire. *Cercet. Mar.* 15:227-233.
- Craig, J.F. 1980. Growth and production of the 1955 to 1972 cohorts of perch, *Perca fluviatilis* L., in Windermere. *J. Animal Ecol.* 49(1):291-315.
- Craig, J.F. 1987. The biology of perch and related fish. Croom Helm Ltd, Kent, Great Britain. 333 p.
- Curry-Lindahl, K. 1985. Våra fiskar: Havs- och sötvattensfiskar i Norden och övriga Europa. p. 305-307. P. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm. 528 p.
- Dahl, J. 1961. Bedeutung und ertrag der zanderfischerei in der bewirtschaftung dänischer Seen. *Z. Fisch.* 10(8-10):689-695. (In German with English and Russian summaries.)
- Dahl, J. 1982. A century of pikeperch in Denmark. *EIFAC Tech. Pap.* 42 (Suppl. 2). 11p.
- 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* 3, Blackwell Sci. Publ. Ltd., Oxford.
- Deelder, C.L. & J. Willemsen. 1964. Synopsis of biological data on the pike-perch *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus) 1758. *FAO Fisheries Synopsis* 28. 60 p.
- Dence, W.A. 1938. Hermaphroditism in a walleyed pike (*Stizostedion vitreum*). *Copeia* 2:95.
- Densen van, W.L.T. 1985:a. Feeding behavior of major 0+ fish species in a shallow, eutrophic lake (Tjeukemeer, The Netherlands). *Z. angew. Ichthyol.* 1(2):49-70.
- Densen van, W.L.T. 1985:b. Piscivory and the development of bimodality in the size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.). *Z. angew. Ichthyol.* 1(3):119-131.
- Densen van, W.L.T. 1987. Gillnet selectivity to pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), and perch, *Perca fluviatilis* L., caught mainly wedged. *Aquacult. Fish. Mgmt* 18:95-106.
- Densen van, W.L.T. & J. Vijverberg. 1982. The relations between 0+ fish density, zooplankton size and the vulnerability of pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, to angling in the Frisian Lakes. *Hydrobiologia* 95:321-336.
- Densen van, W.L.T. & M.P. Grimm. 1988. Possibilities for stock enhancement of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on planktivores. *Limnologica* 19(1):45-49.
- Denton, E. 1971. Reflectors in fishes. *Sci. Am.* 224:65-72.
- Denton, E.J. & J.A.C. Nicol. 1964. The chorioidal tapeta of some cartilaginous fishes (Chondrichthyes). *J. Mar. biol. Ass. U.K.* 44:219-258.
- Desse, J. 1984. Les restes de poissons dans les fosses omaliennes. *ERAUL* 18:239-240.

- Disler, N.N. & S.A. Smirnov. 1977. Sensory organs of the lateral-line canal system in two percids and their importance in behavior. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1492-1503.
- Dmitriyeva, Ye.N. 1973. Spawning grounds of common pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) and Volga pike-perch (*Lucioperca volgensis* (Gmelin)) in the Ural River. *J. Ichthyol.* 13(5):784-787.
- Doigel, V.A. 1961. Ecology of the parasites of freshwater fishes. p. 1-47. *In* Parasitology of fishes. Eds: V.A. Doigel, G.K. Petrushevski & Yu.I. Polyanski. Oliver & Boyd Ltd., Edinburgh. (Translation from the Russian by Z. Kabata.)
- Doudoroff, P. 1957. Water quality requirements of fishes and effects of toxic substances. p. 403-430. *In* The physiology of fishes. Vol II. Behavior. Ed.: M.E. Brown. Academic Press Inc. Publ., New York.
- Drenner, R.W. & S.R. McComas. 1980. The roles of zooplankton escapeability and fish size selectivity in selective feeding and impact of planktivorous fish. p. 587-593. *In* Evolution and ecology of zooplankton communities. Ed.: W.C. Kerfoot. University Press of New England, Hanover.
- Drenner, R.W., J.R. Strickler & W.J. O'Brien. 1978. Capture probability: The role of zooplankton escape in the selective feeding of planktivorous fish. *J. Fish. Res. Board Can.* 35(10):1370-1373.
- Dumitrescu, E. & I. Voicu. 1982. Aspects concernant la pathologie des poissons acclimatés à l'eau de mer. *Cercet. Mar.* 15:245-251.
- EIFAC. 1968. Water quality criteria for European freshwater fish report on water temperature and inland fisheries based mainly on Slavonic literature. *EIFAC Tech. Pap.* 6:1-32.
- Ekman, S. 1922. Djurvärldens utbrednings historia på skandinaviska halvön. Albert Bonniers Förlag, Stockholm. p. 299-303.
- Elless, . 1954. Lyckad uppfödning av ensamrig gös. *Svensk Fisk. Tidskr.* 63(12):182-183.
- Ellis, A.E., R.J. Roberts & P. Tytler. 1989. The anatomy and physiology of teleosts. p. 13-55. *In* Fish pathology. 2nd ed. Ed.: R.J. Roberts. Baillière Tindall, London.
- Elshoud-Oldenhavé, M.J.W. 1979. Prey capture in the pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (Teleostei, Percidae): A structural and functional analysis. *Zoomorphologie* 93(1):1-32.
- Emlen, J.M. 1966. The role of time and energy in food preference. *Am. Nat.* 100:611-617.
- Entz, B. 1977. Environmental conditions of percid waters in Central Europe. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1586-1591.
- Entz, B. & E. Woynárovich. 1947. Neue wege zur ausbrütung von zander-eiern. *Schweiz. Fisch. Ztg.* 55(6):132-133.
- Entz, B. & E. Woynárovich. 1948. Zander zucht. Experimentelle beiträge zur biologie der jungzander. (*Lucioperca sandra* Cuv.et Val.)). *Arch. Biol. Hung. ser. II* 18:34-51.
- FAO. 1989. Catches and landings 1987. *FAO Yearbook Fisheries Statistics* 64. 490 p.
- FAO. 1990. Catches and landings 1988. *FAO Yearbook fisheries statistics* 66. 502 p.
- Fedorova, G.V. & K.S. Drozzhina. 1982. Daily feeding rhythm of pike-perch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, from Lake Ladoga. *J. Ichthyol.* 22(2):52-60.
- Feiler, K. & H.M. Winkler. 1981. Erstfunde von *Anisakis*-larven im zander *Stizostedion lucioperca* aus küstengewässern der Ostsee. (In German with Russian and English summaries: First time for anasakis larvae in pikeperches, *Stizostedion lucioperca*, in GDR coastal waters.) *Angew. Parasitol.* 22(3):124-130.
- Fickling, N.J. & R.L.G. Lee. 1983. A review of the ecological impact of the introduction of the zander (*Stizostedion lucioperca* L.) into waters of the Eurasian mainland. *Fish. Mgmt* 14(3):151-155.
- Fickling, N.J. & R.L.G. Lee. 1985. A study of the movements of the zander, *Lucioperca lucioperca* L., population of two lowland fisheries. *Aquacult. Fish. Mgmt* 16:377-393.

- Filuk, J. 1961. Nachkriegsstudium über biologie und fang des zanders des Frischen Haffs. *Z. Fisch.* 10(8-10):705-709. (In German with English and Russian summaries.)
- Fischerström, J. 1785. Utkast til beskrifning om Mälaren. J.C. Holmberg, Stockholm. 450 p.
- Forney, J.L. 1976. Year-class formation in the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) population of Oneida Lake, New York, 1966-73. *J. Fish. Res. Board Can.* 33(4): 783-792.
- Fox, M.G. 1989. Effect of prey density and prey size on growth and survival of juvenile walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(8): 1323-1328.
- Freidenfelt, T. 1922. Undersökningar över gösens tillväxt särskilt i Hjälmaren. *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen.* 235(1): 1-75.
- Fry, F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. p. 1-98. *In Fish physiology.* Vol VI. Environmental relations and behavior. Eds: W.S. Hoar & D.J. Randall. Academic Press Inc. Publ., New York.
- Gagne, J.L. 1977. Le Sandre et sa pisciculture. (The pikeperch and its culture.) *Ecole National Veterinaire de Toulouse (France).* 97. 161 p.
- Galvez, M. & J.C. Micha. 1987. Introduction, extension et répartition du sandre (*Stizostedion lucioperca* L.) en Belgique. (Introduction, extension and repartition of the pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) in Belgium.) *Tribune du Cebedeau* 40(521):33-42.
- Gaygalas, K.S. & A.B. Gyarulaytis. 1974. The ecology of the pikeperch (*Lucioperca lucioperca*) in the Kurshyu Mares Basin, the state of its stocks and fishery regulation measures. *J. Ichthyol.* 14(4): 514-525.
- Georgiev, S. & M. Naumovski. 1982. Smud (*Stizostedion lucioperca* L.) iz vodene akumulacije "Mladost". (In Yugoslavian with English summary: Pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) from the "Mladost" water reservoir.) *Ichthyologia* 14 (2):105-114.
- Golovanenko, L.F., T.F. Shuvatova, Y.e.P. Putina, L.S. Fedorova & A.L. Arakelova. 1970. A physiological and biochemical description of Don pike-perch females at different stages of the sexual cycle. *J. Ichthyol.* 10(2):260-267.
- Golovanenko, L.F. & T.F. Shuvatova. 1975. Some physiological indicators of the Azov pike-perch (*Lucioperca lucioperca*) from different habitats. *J. Ichthyol.* 15 (5):833-836.
- Goubier, J. 1972. Acclimation du Sandre (*Sander lucioperca* L.) dans les eaux Francaise. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18(2):1147-1154.
- Gunderson, D.R. 1980. Using r-K selection theory to predict natural mortality. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:2266-2271.
- Haddingh, R.H. 1978. Mortality of young fish in the cooling water of bergum power plant. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20(3):1827-1832.
- Hamley, J.M. & H.A. Regier. 1973. Direct estimates of gillnet selectivity to walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 30(6):817-830.
- Handford, P., G. Bell & T. Reimchen. 1977. A gillnet fishery considered as an experiment in artificial selection. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(7):954-961.
- Hansson, S. 1985. Effects of eutrophication on fish communities with special reference to the Baltic Sea - A literature review. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 62:36-56.
- Hansson, S. & L.G. Rudstam. 1990. Eutrophication and Baltic fish communities. *Ambio* 19(3):123-125.
- Harka, A. 1975. Investigation of the relation between body length and body weight of the pike perch *Lucioperca lucioperca* in the Tisza stretch at Tiszafüred Hungary. *Tiscia (Szeged)* 10:77-80.

- Harka, A. 1977. Growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in the Tisza stretch at Tiszafüred. *Tiscia (Szeged)* 12:109-115.
- Hartmann, J. & W. Nümann. 1977. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1670-1677.
- Hartmann von, J. 1978. Fischwachstum bei oligo-, meso- und eutrophie des Bodensees. (In German with English and French summaries.) *Schweiz. z. Hydrol.* 40(1):32-39.
- Havinga, B. & C.C. Deelder. 1948. The relations between the size of meshes of gill nets and the size of *Lucioperca sandra* in the catches. *Rapp. Cons. Explor. Mer. Ser.B.* 125:59-62.
- Hemsen, J. 1961. Zur frage der biologie und fischereiwirtschaft des aales und des zanders. *Österreichs Fisch.* 14(9):140-143.
- Hickley, P. 1986. Invasion by zander and the management of fish stocks. *Phil. Trans. R. Soc. London.* B 314(1167):571-582.
- Hilden, M., R. Hudd & H. Lehtonen. 1982. The effects of environmental changes on the fisheries and fish stocks in the archipelago sea and the finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fenn.* 12: 47-58.
- Hilden, M., R. Hudd & H. Lehtonen. 1985. Miljöförändringarnas verkan på fisket och fiskbestånden i Skärgårdshavet och finska sidan av Bottniska viken. *Medd. Finska Vilt- och Fiskeriforskn. Inst., Fiskeriforskn. avd.* 19:33-56.
- Hokanson, K.E.F. 1977. Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1524-1550.
- Hokanson, K.E.F. & G.J. Lien. 1986. Effects of diet on growth and survival of larval walleyes. *Progr. Fish Cult.* 48(4):250-258.
- Holeik, J. 1977. Changes in fish community of Klíčava Reservoir with particular reference to eurasian perch (*Perca fluviatilis*), 1957-72. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1734-1747.
- Horoszewicz, L. 1973. Lethal and "disturbing" temperatures in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. *J. Fish Biol.* 5:165-181.
- Hrbáček, J. 1969. Relations between some environmental parameters and the fish yield as a basis for a predictive model. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 17:1069-1081.
- Hudd, R., M. Hilden, L. Urho, M.B. Axell & L.A. Jåfs. 1984. Fiskeriundersökningar av Kyro älvs mynnings- och influenceområde 1980-1982. *National Board of Waters, Finland Rep.* 242 B:135-175.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge. Centraltryckeriet, Kristiania. 89 p.
- Hörner, . 1947. Geologiska Föreningens möte den 3 april 1947. *Geol. Fören. Förhandl.* 69(2):257-261.
- Ilina, L.K. 1973. The behavior of perch (*Perca fluviatilis* L.) underyearlings of different ecological groups in the progeny of a single pair of spawners. *J. Ichthyol.* 13(2):294-304.
- Ivlev, V.S. 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven. 302 p.
- Janssen, J. 1976. Feeding modes and prey size selection in the alewife (*Alosa pseudoharengus*). *J. Fish. Res. Board Can.* 33(9):1972-1975.
- Johnson, L. 1972. Keller Lake: Characteristics of a culturally unstressed salmonid community. *J. Fish. Res. Board Can.* 29:5:731-740.
- Johnson, L. 1976. Ecology of arctic populations of lake trout, *Salvelinus namaycush*, lake whitefish, *Coregonus clupeaformis*, arctic char, *S. alpinus*, and associated species in unexploited lakes of the canadian northwest territories. *J. Fish. Res. Board Can.* 33(11):2459-2488.
- June, F.C. 1977. Reproductive patterns in seventeen species of warmwater fishes in a Missouri River reservoir. *Env. Biol. Fish.* 2(3):285-296.

- Järnefelt, H. 1949. Die fische und die gewässertypen. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 10:215-231.
- Kazanskiy, A.B. 1985. A simulation model for optimum reproductive strategy of fish populations. *J. Ichthyol.* 25(4):1-11.
- Kelso, J.R.M. 1978. Diel rhythm in activity of walleye *Stizostedion vitreum vitreum*. *J. Fish Biol.* 12(6):593-599.
- Kelso, J.R.M. & F.J. Ward. 1977. Unexploited percid populations of West Blue Lake, Manitoba, and their interactions. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1655-1669.
- Kelso, J.R.M. & T.B. Bagenal. 1977. Percids in unperturbed ecosystems. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1959-1963.
- Kerfoot, W.C. 1987. Cascading effects and indirect pathways. p. 57-70. *In* Predation, direct and indirect impacts on aquatic communities. Eds: W.C. Kerfoot & A. Sih. University Press of New England.
- Kerfoot, W.C. & D.L. DeAngelis. 1989. Scale-dependent dynamics: Zooplankton and the stability of freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution* 4(6):167-171.
- Kerr, S.R. 1971:a. Analysis of laboratory experiments on growth efficiency of fishes. *J. Fish. Res. Board Can.* 28(6):801-808.
- Kerr, S.R. 1971:b. Prediction of fish growth efficiency in nature. *J. Fish. Res. Board Can.* 28(6):809-814.
- Kerr, S.R. 1977. Structure and transformation of fish production systems. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1989-1993.
- Kerr, S.R. & R.A. Ryder. 1977. Niche theory and percid community structure. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1952-1958.
- Kitchell, J.F., M.G. Johnson, C.K. Minns, K.H. Loftus, L. Greig & C.H. Olver. 1977:a. Percid habitat: The river analogy. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1936-1940.
- Kitchell, J.F., D.J. Stewart & D. Weininger. 1977:b. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1922-1935.
- Koonce, J.F., T.B. Bagenal, R.F. Carline, K.E.F. Hokanson & M. Nagiec. 1977. Factors influencing year-class strength of percids: A summary and a model of temperature effects. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1900-1909.
- Kovalev, P.M. 1973. Natural reproductive conditions of the pikeperch (*Lucioperca lucioperca* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* (L.)) and ruffe (*Acerina cernua* (L.)) of Lake Ilmen. *J. Ichthyol.* 13(6):943-946.
- Kovalev, P.M. 1976. Larval development of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* under natural conditions. *J. Ichthyol.* 16(4):606-616.
- Kudrinskaya, O.I. 1969. Metabolic rate in the larvae of pike-perch, perch, carp-bream, and roach. *Hydrobiol. J.* 5(4):68-72.
- Kudrinskaya, O.M. 1970:a. Food and temperature as factors affecting the growth, development and survival of pike-perch and perch larvae. *J. Ichthyol.* 10(6):779-788.
- Kudrinskaya, O.I. 1970:b. Energy balance and food supply of pike-perch larvae. *Hydrobiol. J.* 6(1):1-9.
- Kukuradze, A.M. 1968:a. Features of ovogenesis in the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) and bream (*Abramis brama* L.) of the River Danube. *Probl. Ichthyol.* 8(4):601-605.
- Kukuradze, A.M. 1968:b. Effect of ecological conditions in the spawning period on the sexual cycle of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in the Kiliya delta of the Danube. *Probl. Ichthyol.* 8(3):463-466.
- Kukuradze, A.M. 1974:a. Food feeding of pike-perch (*Lucioperca lucioperca*) in the Danube delta and neighboring waters. *J. Ichthyol.* 14(6):925-933.

- Kukuradze, A.M. 1974:b. A description of the spawning stock and reproduction of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca*) of the Danube delta and waters in the Danubian region. *J. Ichthyol.* 14(3):385-392.
- Kuliyev, Z.M. 1981. Morphobiological characteristics of the Sea zander *Stizostedion marinum* Cuvier from the Caspian Sea. *J. Ichthyol.* 21(5):36-42.
- Kushnarenko, A.I. & G.G. Sibirtsev. 1978. Features of the distribution and abundance of the Caspian roach, *Rutilus rutilus caspicus*, the bream, *Abramis brama*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*, in the Northern Caspian. *J. Ichthyol.* 18(3):377-385.
- Kuznetsov, V.A. 1970. Spawning grounds of some percid fishes in Sviyaga Bay, Kuybyshev Reservoir, the distribution of larvae and the effectiveness of reproduction. *J. Ichthyol.* 10(6):765-771.
- Kuznetzova, I.I. 1955. Ekologo - fiziologicheskie nabludeniya nad molodoyo sudaka v ribovodnom hozyaistve delti Volgi (in Russian). (Ecological and physiological observations on the young of the pike-perch in the piscicultural establishment of the Volga delta.) *Vopr. Ikhtiol.* 3:159-172.
- Laarman, P.W. 1978. Case histories of stocking walleyes in inland lakes, impoundments, and the Great Lakes - 100 years with walleyes. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 11:254-260.
- Ladiges, W. 1978. Vertebrata: Pisces. p. 494-506. *In* Limnofauna Europaea. 2nd ed. Ed.: J. Illies. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Lammens, E.H.R.R. 1971. A comparison between the feeding of white bream (*Blicca björkna*) and bream (*Abramis brama*). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22(2):886-890.
- Lampert, W. 1981. Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on Daphnia. *Int. Rev. Hydrobiol.* 66(3):285-298.
- Lathrop, R.C., K.C. Noonan, P.M. Guenther, T.L. Brasino & P.W. Rasmussen. 1989. Mercury levels in walleyes from Wisconsin lakes of different water and sediment chemistry characteristics. *Tech. Bull. Dept. of Natural Resources Madison, Wisconsin* 163. 40 p.
- Leach, J.H., M.G. Johnson, J.R.M. Kelso, J. Hartmann, W. Nümann & B. Entz. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1964-1971.
- Leeuwen van, J.L. 1984. A quantitative study of flow in prey capture by rainbow trout *Salmo gairdneri* with general consideration of the actinopterygian feeding mechanism. *Trans. Zool. Soc. London.* 37(2):137-227.
- Leeuwen van, J.L. & M. Muller. 1984. Optimum sucking techniques for predatory fish. *Trans. Zool. Soc. London.* 37(2):1-50.
- Lehtonen, H. 1979. Stock assessment of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) in the Helsinki Sea area. *Finn. Fish. Res.* 3:1-12.
- Lehtonen, H. 1982. Kuhun Kotipaikkauskolliisuus. (In Finnish with English summary: The fidelity of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) to their natal areas.) *Suomen Kalastuslehti* 89(5):124-127.
- Lehtonen, H. 1983. Stocks of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) and their management in the Archipelago Sea and Gulf of Finland. *Finn. Fish. Res.* 5:1-16.
- Lehtonen, H. 1985. Changes in commercially important freshwater fish stocks in the Gulf of Finland during recent decades. *Finn. Fish. Res.* 6:61-70.
- Lehtonen, H. 1987. Selection of minimum size limit for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the coastal waters of Finland. *Proc. V Congr. Europ. Ichthyol., Stockholm 1985.* p. 351-355.
- Lehtonen, H., T. Miina & T. Frisk. 1984. Natural occurrence of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) and success of introductions in relation to water quality and lake area in Finland. *Aqua Fenn.* 14(2):189-196.

- Lehtonen, H. & J. Toivonen. 1988. Migration of pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in different coastal waters in the Baltic Sea. *Finn. Fish. Res.* 7:24-30.
- Lehtonen, H. & T. Miina. 1988. Minimum size of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) for exploitation in Lake Lohjajärvi Southern Finland. *Aqua Fenn.* 18(2):157-164.
- Lilljeborg, W. 1891. Sveriges och Norges fiskar. W. Schultz, Upsala. p. 59-66.
- Lind, E.A. 1977. A review of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and ruff (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1684-1695.
- Linfield, R.S.J. 1982. The impact of zander (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in the United Kingdom and the future management of affected fisheries in the Anglian Region. *EIFAC Tech. Pap.* 42(2):353-362.
- Linfield, R.S.J. & R.B. Rickards. 1979. The zander in perspective. *Fish. Mgmt* 10(1): 1-16.
- Lundberg, R. 1899. Om svenska insjöfiskar nas utbredning. *Medd. Kongl. Landtbruksstyrelsen* 58(10). 87 p.
- Lusk, S. 1981. Development of the fish population in the Musov Reservoir in the first year after filling. *Folia Zool.* 30(3):249-261.
- Lönnberg, E. 1898. Notizen über das for kommen des zanders in Schweden. *Fisch. Ztg.* 1(50):796-799.
- Lönnberg, E. 1922. Sveriges sötvattensfiskar. p. 80-81. In Svenska Jordbrukets Bok: Sötvattensfiske och fiskodling. Ed.: O. Nordqvist. Albert Bonniers Förlag, Stockholm.
- MacArthur, R.H. & E.R. Pianka. 1966. On optimal use of a patchy environment. *Am. Nat.* 100:603-609.
- MacLean, J.H. & J.J. Magnuson. 1977. Inferences on species interactions in percid communities. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1941-1951.
- Maitland, P.J. 1972. A key to the freshwater fishes of the British Isles, with notes on their distribution and ecology. *F.B.A. Sci. Publ.* 27:128.
- Marshall, T.R. 1977. Morphological, physiological, and ethiological differences between walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and pikeperch (*S. lucioperca*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1515-1523.
- McCormack, J.C. 1965. Observations on the perch population of Ullswater. *J. Anim. Ecol.* 34:463-478.
- McIntyre, D.B., F.J. Ward & G.M. Swanson. 1987. Factors affecting cannibalism by pond-reared juvenile walleyes. *Progr. Fish Cult.* 49(4):264-269.
- Meijer, M.-L., A.J.P. Raat & R.W. Doef. 1989. Restoration by biomanipulation of the Dutch swallow, eutrophic Lake Bleiswijkse Zoom: first results. *Hydrobiol. Bull.* 23:49-57.
- Mel'nichuk, G.L. 1973. Quantitative evaluation of the feeding of juvenile pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in Kremenchug Reservoir. *J. Ichthyol.* 13(3):471-474.
- Migeon, B. & F. Trocheri. 1984. Observations relatives à l'entraînement des poissons à la prise d'eau de la Centrale de Montereau. *Cah. Lab. Hydrobiol. Montereau* 15:39-44.
- Mikheyev, V.N. 1987. Mechanism of selective feeding by zander fingerlings in Daphnia concentrations. *Hydrobiol. J.* 23(1):34-37.
- Mikulski, J.S.t. 1964. Some biological features of perchpike lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15:151-157.
- Mills, E.L., J.L. Forney & K.J. Wagner. 1987. Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. p. 118-131. In Predation, direct and indirect impacts on aquatic communities. Eds: W.C. Kerfoot & A. Sih. University Press of New England.
- Miroshnichenko, M.P. 1979. The state and degree of utilization of bottom food resources by benthos eating fish from Tsimlyansk Reservoir. *J. Ichthyol.* 19(3): 70-78.

- Molin, G. & G. Svärdson. 1980. Kan kräftor påverka gösbeståndets storlek? (English summary: Do crayfish influence the density of sander populations?) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (16). 16 p.
- Molnar, G.y., E. Tamássy & I. Tölg. 1967. The gastric digestion of living, predatory fish. p. 135-149. In *The biological basis of freshwater fish production*. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Moore, G.A. 1944. The retinae of two North American teleosts with special reference to their tapeta lucida. *J. Comp. Neurol.* 80:369-379.
- Muller, M. & J.W.M. Osse. 1984. Hydrodynamics of suction feeding in fish. *Trans. Zool. Soc. London* 37(2):51-136.
- Muus, B.J. 1981. Sötvattensfisk och fiske. (Translated and edited by B. Sjöstrand.) P.A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm. p. 159-160.
- Määr, A. 1947. Om gösens tillväxt i bräckt och sött vatten. Särtryck ur Skrifter utgivna av Södra Sveriges Fiskeriförening. p. 6-15.
- Nagiec, M. 1961. Wzrost Sandacza (*Lucioperca lucioperca* (L.)) w jeziorach północnej polski. (In Polish with Russian and English summaries: The growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in north polish lakes.) *Roczn. Nauk Roln. Ser B* 77(2):549-580.
- Nagiec, M. 1964. Wzrost i próba oceny smiertelnosci sandacza (*Lucioperca lucioperca* (L.)) z Wisly. (In Polish with Russian and English summaries: Growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) and a trial estimate of its mortality in Vistula river.) *Roczn. Nauk Roln.* 84(B2):329-345.
- Nagiec, M. 1966. Wzrost narybku sandacza (*Lucioperca lucioperca* (L.)) w jeziorach pojezierza Mazurskiego. (In Polish with Russian and English summaries: Growth of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) fry in Lakes of Mazurian Lake District.) *Zesz. nauk. wyzs. Szk. roln. Olsztyn* 21(503):583-600.
- Nagiec, M. 1977. Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in its natural habitats in Poland. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1581-1585.
- Nagiec, M. & L. Pirtan. 1977. Variation in vertebrae in several year-classes in European pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in Jeziorak Lake, Mazurian Lake District. *Zool. Polon.* 26(2):155-165.
- Nazarenko, K.T. 1970. Experiments with incubation of pike perch spawn on artificial spawning grounds of the nest type out of water. *Hydrobiol. J.* 6(3):106-108.
- Neacsu, I., V. Craciun & M. Craciun. 1981. L'équilibre hydro-minéral chez le sandre (*Stizostedion lucioperca* L.1758) transféré de l'eau douce en milieux mixo-mésohalins et inversement. *Cercet. Mar.* 14:201-215.
- Negonovskaya, I.T. 1971. Conditions of natural reproduction of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in Lake Pskov-Chud. *J. Ichthyol.* 11(4):630-635.
- Negonovskaya, I.T. 1972. Data on the food of younger age groups of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* (L.) in Lake Pskov-Chudskoye. *J. Ichthyol.* 12(3):473-482.
- Nelson, J.S. 1984. *Fishes of the world*. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Nelson, W.R. & C.H. Wahlburg. 1977. Population dynamics of the yellow perch (*Perca flavescens*), sauger (*Stizostedion canadense*), and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) in four main stem Missouri River reservoirs. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1748-1763.
- Neuhaus, E. 1934. Studien über das Stettiner Haff und seine nebegewässer III. Untersuchungen über den zander. *Z. Fisch.* 32:599-634.
- Nezdolij, V.K. 1984. Downstream migration of juvenil fish in the Ili River Kazakh-SSR USSR in the early period of flow regulation. *J. Ichthyol.* 24(2):34-46.

- Nikolskii, G.V. 1969. Theory of fish population dynamics as the biological background for rational exploitation and management of fishery resources. (Translated from the Russian by J.E.S. Bradley and edited by R. Jones.) Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Nilsson, N.-A. 1967. Interactive segregation between fish species. p. 295-313. *In* The biological basis of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Nilsson, N.-A. 1978. The role of size-biased predation in composition and interactive segregation in fish. p. 303-325. *In* Ecology of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Nilsson, N.-A. 1979. Food and habitat of the fish community of the offshore region of Lake Vänern, Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 58:126-139.
- Nilsson, N.-A. & B. Pejler. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 53:51-77.
- Nilsson, N.-A., L. Nyman, M. Fürst, N. Johansson & N.G. Steffner. 1987. Ut-sättning av fisk och kräftdjur - rekommendationer. (English summary: Stocking of fish and crayfish - recommendations.) *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (10):47-48.
- Nilsson, S. 1855. Skandinavisk fauna: Fjerde delen - Fiskarna. Berlingska Boktryckeriet, Lund. p. 22-27.
- Norbäck, O.G. 1884. Handledning i fiskevård och fiskavel. C. Fritze's Hofbokhandel, Stockholm. 494 p.
- Nordqvist, O. 1902. Handbok i fiskerihushållning. Helsingfors Centraltryckeri och Bokbinderi AB:s Förlag, Helsingfors. p. 35-37.
- Novokshonov, Yu.D. 1968. The role of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in biological melioration of the Aral Sea. *Probl. Ichthyol.* 8(2):193-198.
- O.V.B. 1982. Jaarverslag 1-4-1980 - 31-3-1981 van de Organisatie ter Verbetering van der Binnenvisserij. (In Dutch.) O.V.B., Nieuwegein, Nederländerna. 88 p.
- Odening, K. 1978. Plathelminthes: Trematoda. p. 28-48. *In* Limnofauna Europaea. 2nd ed. Ed.: J. Illies. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ohlin, B. 1982. Metylkviksilverhalter i fisk och skaldjur, 1975-1981. *Vår Föda* 34 (Suppl. 2).
- Pape, A. 1937. Untersuchungen über den zander und seine fischerei im Köpenicker fischereigebit. *Z. Fisch.* 35:705-730.
- Parsons, J.W. 1971. Selective food preferences of walleyes of the 1959 year class in Lake Erie. *Trans. Am. Fish. Soc.* 100:473-485.
- Pavlov, D.S. 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish: USSR. *FAO Fish. Tech. Pap.* 308. 97 p.
- Persson, L. 1988. Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. p. 203-218. *In* Size-structured populations - Ecology and evolution. Eds: B. Ebenman & L. Persson. Springer-Verlag, Berlin.
- Persson, L. 1989. Reglering av cyprinidbestånd med rovfisk. Inst. för ekologisk zoologi, Umeå universitet. 10 p.
- Petrova, G. & M. Zivkov. 1988. Regularities in the growth rate of pikeperch *Stizostedion lucioperca* in the Batak Dam Bulgaria. *Vestn. Csl. Spol. Zool.* 52(1):31-43.
- Pihu, E. & E. Pihu. 1971. O sposobak zaglativaniya pishi hishnimi ribami (in Russian with Esthonian and English summaries: About the ways of swallowing the prey by predatory fish. *Eesti NSV Tead. 20 Köide. Biol.* 2:127-132.
- Pihu, E. & A. Mäemets. 1982. The management of fisheries in Lake Vörtsjärv. *Hydrobiologia* 86(1-2):207-210.

- Pintér, K. 1985. A fogas süllővel *Stizostedion lucioperca* L. foglalkozó legfontosabb magyar közlemények válogatott bibliográfiája. (A selected bibliography of Hungarian works on the pike perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)). *Aquacultura Hungaria* 5. 17 p.
- Pivnicka, K. 1983. Growth capacity of some fish species in different environmental conditions. *Vestn. Csl. Spol. Zool.* 47:272-287.
- Popova, O.A. 1978. The role of predaceous fish in ecosystems. p. 215-249. In *Ecology of freshwater fish production*. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Popova, O.A. & L.A. Sytina. 1977. Food and feeding relations of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in various waters of the USSR. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10): 1559-1570.
- Puke, C. 1952. Pike-perch studies in Lake Vänern. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 33:168-178.
- Pyke, G.H. 1984. Optimal foraging theory: A critical review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 523-575.
- Raat, A.J.P. 1990. Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and european catfish (*Silurus glanis*): a bioenergetics approach. *Hydrobiologia* 200/201:497-509.
- Ráb, P., P. Roth & B. Mayr. 1987. Karyotype study of eight species of European percid fishes Pisces Percidae. *Caryologia* (Italy) 40(4):307-318.
- Ricker, W.E. 1958. Handbook of computations for biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 119. 300 p.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and in terpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191. 382 p.
- Rizvanov, R.A. 1970. The spawning biology of the Lake Ladoga pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)). *J. Ichthyol.* 10(5): 619-625.
- Rizvanov, R.A. 1971. The availability of food and spawning grounds for the Ladoga pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)). *J. Ichthyol.* 11(4):624-630.
- Rogowski, U. & F.W. Tesch. 1960. Erste nahrung fressfähig gewordener fischbrut. *Z. Fisch.* 9(7-10):735-747.
- Rosen, N. 1933. Om gössjöar. *Svensk Fisk. Tidskr.* 42(1):5-8.
- Rosen, N. 1939. Gösen. p. 382-383. In *Djurens värld*, Fiskarna band II. Eds: H. Wallengren & B. Hanström. Handels A/B Nordens Boktryckeri, Malmö.
- Rundberg, H. 1971. Fisket i Hjälmarén. Intervjuundersökning angående det yrkesmässiga fisket 1966-1969. *Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm* (13). 30 p.
- Rundberg, H. 1977. Trends in harvest of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and Northern pike (*Esox lucius*) and associated environmental changes in Lake Mälaren and Hjälmarén, 1914-1974. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1720-1724.
- Ryder, R.A. 1977. Effects of ambient light variations on the behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1481-1491.
- Sakovich, I.G. 1985. Pike-perch, *Stizostedion luctoperca*, from the Amur River. *J. Ichthyol.* 25(5):161-162.
- Salomonsson, J.B. 1955. Lekgösar och romätare. *Svensk Fisk. Tidskr.* 64(6/7): 95-96.
- Samohvalova, L.K. 1982. Osobennosti pitaniye sudaka v Kurshkom Zalive Baltiickovo Moria v oseniy period. (In Russian with English summary: Peculiarities of pike perch feeding in the Kurish bay of the Baltic sea during the autumn period.) *Trudy Atlant NIRO*. p. 67-74, 111.
- Savel'yeva, E.A. & T.F. Shuvatova. 1972. Some characteristics of the parent-progeny relationship in the Don pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)). *J. Ichthyol.* 12(2):241-248.

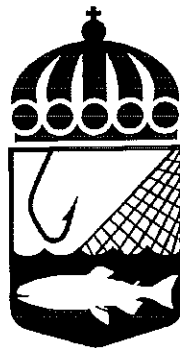
- SCB. 1989. Fiske 1989 - En översikt. Definitiva uppgifter. *SCB Statistiska Meddelanden* J55 SM 9001. 55 p.
- Schlumpberger, W. 1961. Überblick über die probleme der zanderwirtschaft in den küstengewässern der Deutschen Demokratischen Republik. (In German with English and Russian summaries). *Z. Fisch.* 10(8-10):715-720.
- Schlumpberger, W. 1976. Markierungs experimente mit fischen in randgewässern der mittleren Ostsee. I. Markierung von zandern (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in der Darsser Boddenkette. *Z. Binnenfisch. DDR.* 23(9):274-277.
- Schlumpberger, W. 1977. Analyse und ergebnisse einer mindestmassaenerung fuer den zander (*Stizostedion lucioperca* L.) in kuestengewässern der mittleren Ostsee. (The analyses and results of a change in the minimum size of perch-pike (*Stizostedion lucioperca* L.) in the coastal waters of the Central Baltic.) *Z. Binnenfisch. DDR.* 24(1):7-13.
- Schlumpberger, W. & K. Schmidt. 1980. Vorläufiger stand der technologie zur aufzucht von vorgestreckten zandern (*Stizostedion lucioperca* (L.)). *Z. Binnenfisch. DDR.* 27(9):284-286.
- Schlumpberger, W. & G. Ziebarth. 1981. Produktion von vorgestreckten zandern in beleuchteten gazekeafigen. *Z. Binnenfisch. DDR.* 28(5):143-144.
- Schoener, T.W. 1969. Models of optimal size for solitary predators. *Am. Nat.* 103:277-313.
- Schultz, H. 1988. An acoustic fish stock assessment in the Bautzen Reservoir. *Limnologica* 19(1):61-70.
- Scott, W.B. & E.J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 184:762-774.
- Sedlar, J. 1971. Príspevok k poznaniu veku a rastu *Stizostedion lucioperca* L. a *Esox lucius* L. ve jazare Lion. (In Czech with English summary: Some data on the age and growth of *Stizostedion lucioperca* L. and *Esox lucius* L. in the lake Lion.) *Biológia (Bratislava)* 26(8):627- 634.
- Segerstråle, C. 1983. Fiskeribiologiska undersökningar rörande sik (*Coregonus lavaretus* L.) och gös (*Lucioperca sandra* Cuv.) i östligaste delen av Finska viken. *Medd. från Fiskeriforskn. Avd., Finska Vilt- och Fiskeriforskn. Inst.* 17:1-59.
- Shapiro, J. & D.I. Wright. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshw. Biol.* 14(4):371-383.
- Shcherbukha, A.Ya. 1968. Morphological and biological characters of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L)) from the lower reaches of the South Bug. *Probl. Ichthyol.* 8(5):678-687.
- Shcherbukha, A.Ya. 1974. Morphometric similarities and differences between the Dniepr and Bug pike perches *Stizostedion Rafinesque* (Pisces, Percidae). *Hydrobiol. J.* 10(1):43-47.
- Shikhshabekov, M.M. 1978. The sexual cycles of the catfish, *Silurus glanis*, the pike, *Esox lucius*, the perch, *Perca fluviatilis*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*. *J. Ichthyol.* 18(3):457-468.
- Smitt, F.A. 1892. A history of Scandinavian fishes (part 1). P. & Söner, Stockholm. p. 36-40.
- Smitt, F.A. 1895. A history of Scandinavian fishes (plates: plate III). P. & Söner, Stockholm.
- Solovov, V.P. 1971. The pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) of the Upper Ob'. *J. Ichthyol.* 11(1):118-119.
- Spangler, G.R., N.R. Payne, J.E. Thorpe, J.M. Byrne, H.A. Regier & W.J. Christie. 1977. Responses of percids to exploitation. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10): 1983-1988.
- Spanovskaya, V.D. & V.A. Grygorash. 1977. Development and food of age-0 Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in reservoirs near Moscow, USSR. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1551-1558.
- Stangenberg, M. 1975. The influence of the composition of water on the pike perch (*Lucioperca lucioperca* L.) fry from the Lake Goplo. *Limnologica* 9(3):421-426.

- Steffens, W. 1960. Ernährung und wachstum des jungen zanders (*Lucioperca lucioperca* (L.)) in Teichen. *Z. Fisch.* 9(3-4):161-271.
- Steffens, W. 1961. Ausnutzung von fisch nahrung durch den zander (*Lucioperca lucioperca* (L.)). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 14:746-751.
- Stolyarov, I.A. 1985. Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pikeperch, *Stizostedion lucioperca* in Kizlyarsk Bay, Northern Caspian Sea. *J. Ichthyol.* 25 (2):140-145.
- Stuxberg, A. 1895. Sveriges och Norges fiskar: Deras lefnadssätt, födoämnen, lektid, förekomst och utbredning. Wettergren och Kerber, Göteborg. p. 178-182.
- Svetovidov, A.N. & E.A. Dorofeeva. 1963. Sistematicheskie otnosheniya, proiskhozhdenie u istoriya rasseleniya evropeisko aziatskikh i severo amerikanskikh okunai i sudokov (rody *Perca*, *Lucioperca* i *Stizostedion*) (in Russian). (Systematics, origin and history of the distribution of the euroasian and north american perches and pikeperches (Genera *Perca*, *Lucioperca* and *Stizostedion*.) *Vopr. Ikhtiol.* 3(4):625-651.
- Svärdson, G. 1948. Ett gösmärkningsförsök. *Svensk Fisk. Tidskr.* 11:173-174.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian Lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 55:144-171.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1966. Gösen i Hjälmarén och Mälaren. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1). 25 p.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1967. Gösens längd och vikt. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (3):1-2.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1968. Growth, weight and year-class fluctuations in the pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) of Lakes Hjälmarén och Mälaren. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 48:17-35.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1973. The impact of climate on Scandinavian populations of the sander, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 53:112-139.
- Svärdson, G. & G. Molin. 1981. The impact of eutrophication and climate on a warmwater fish community. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 59:142-151.
- Swenson, W.A. & L.L. (Jr) Smith. 1973. Gastric digestion, food consumption, feeding periodicity, and food conversion efficiency in walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Board Can.* 30(9):1327-1336.
- Taberman, K. & H. Svedäng. 1986. Gös och vegetation i Dättern (samt vegetationskartering i Dalsland). Rapport Limnologiska inst. Uppsala universitet, 1986-05-20. 42 p.
- Tanasiychuk, V.S. 1974. The adaptive capabilities of the pike-perch (*Lucioperca lucioperca*). *J. Ichthyol.* 14(5):698-705.
- Tátrai, I. & J.E. Panyi. 1976. On the food of pike-perch fry (*Stizostedion lucioperca* L.) in Lake Balaton in 1970. *Annal. Biol. Tihany* 43:93-104.
- Terekhov, P.A. & T.V. Safrygina. 1981. Parasites of young pike perch in Taganrog Bay. *Hydrobiol. J.* 17(4):31-34.
- Tesch, F.W. 1959. Die zanderlaichverhältnisse (*Lucioperca lucioperca* L.) auf grund von laichnestkontrollen im Müggelsee. (In German with English and Russian summaries.) *Z. Fisch.* 8(7-8):587-596.
- Tesch, F.W. 1968. Age and growth. p. 93-120. In *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Ed.: W.E. Ricker. *IBP Handbook* 3, Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- Tideman, M. 1933. Några anteckningar från gösfisket i Östergötlands län. *Svensk Fisk. Tidskr.* 42(1):3-5.
- Tideman, M. 1954. Stor gös och gädda. *Svensk Fisk. Tidskr.* 63(4):66.
- Toivonen, J. 1966. Kuka rehevöityissä järvisämme (in Finnish). (Pikeperch and the eutrophication of lakes in Finland.) *Limnologisymposion 1965*. p. 62-67.

- Toivonen, J. 1969. Gösmärkning på Åland. *Medd. Husö Biologiska Station* 14:16-23.
- Toivonen, J., I. Antere & H. Lehtonen. 1982. Gösens förekomst i Finland. *Medd. från Fiskeriforskn. Avd., Finska Vilt- och Fiskeriforskn. Inst.* 15:33-53.
- Toneys, M.L. & D.W. Coble. 1979. Size-related, first winter mortality of freshwater fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108:415-419.
- Trandafirescu, I.I., E. Ghitescu & M. Ilescu. 1979. Données préliminaires concernant l'élevage des jeunes de sandre (*Stizostedion lucioperca* Linne, 1758) en milieu saumâtre. *Cercet. Mar.* 12:261-273.
- Troitskiy, S.K. & Ye.P. Tsunikova. 1976. The time of spawning migrations and spawning of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* in the Azov-Kuban region. *J. Ichthyol.* 16(4):592-598.
- Trybom, F. 1893. Fiskevård och fiskodling. *Småskrifter i Landthushållning* 7:35-39.
- Trybom, F. 1897. Berättelse om en för fiskestudier till Tyskland och Österrike sommaren 1896 företagen resa. *Medd. Kongl. Landtbruksstyrelsen* 40(5):17-23.
- Tsunikova, Ye.P. 1970. Daily food consumption of young pike-perch and Azov roach (Taran) in the Kuban fish farms. *J. Ichthyol.* 10(5):658-662.
- Tsunikova, Ye.P. 1972. Joint rearing of juvenile pike-perch (*Lucioperca lucioperca* (L.)) and Azov roach (*Rutilus rutilus heckeli* (Nordm.)) in the lagoon hatcheries of the Kuban'. *J. Ichthyol.* 12(6):976-981.
- Tyler, A.V. 1970. Rates of gastric emptying in young cod. *J. Fish. Res. Board Can.* 27(7):1117-1189.
- Tyunyakov, V.M. 1976. A morphological description of the Volga pike-perch *Lucioperca volgensis* of Tsimlyansk Reservoir. *J. Ichthyol.* 16(5):730-737.
- Tägtström, B. 1937. Erfarenheter vid odling av sik och gös i dammar. *Svensk Fisk. Tidskr.* 46(6):156-157.
- Tölg, I. 1959. A Balatoni fögassüllo-Ivadek (*Lucioperca sandra* Cuv.et Val.) Táplálékának vizsgálata 1. Adatsk a plankton es fenekfaunafogyasztó időszak táplálékanalízisekez. (In Hungarian with German summary.) *Annal. Biol. Tihany* 26:85-99.
- Tölg, I. 1961. Über die ursache des nahrungsmangels des Balaton-zanders *Lucioperca lucioperca* L.) und begründung des nahrungersatz-planen. *Annal. Biol. Tihany* 28:179-195.
- Tölg, I. 1984. Pike-perch culture. p. 125-146. In Special methods in pond fish husbandry. Ed.: J.E. Halver (L. Horváth, G. Tamás and I. Tölg). Halver Corporation, Seattle.
- Unger, E. 1931. Alter und wachstum der zwei zanderarten des Balaton-Sees. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 5:415-430.
- Urho, L., M. Hilden & R. Hudd. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Env. Biol. Fish.* 27:4:273-283.
- Vallin, S. 1929. Sjön Ymsen i Skaraborgs län. *Medd. Kungl. Lantbruksstyrelsen* 277(6):3-43.
- Verreth, J. 1984. Manipulation of the zooplankton populations in nursing ponds of pike-perch fry (*Stizostedion lucioperca* L.). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1672-1680.
- Verreth, J. & K. Kleyn. 1987. The effect of biomanipulation of the zooplankton on the growth, feeding and survival of pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in nursing ponds. *Z. angew. Ichthyol.* 3(1):13-23.
- Vijverberg, J. & L.T. van Densen. 1984. The role of the fish in the foodweb of Tjeukemeer, The Netherlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22:891-896.
- Waldmann, J. 1960. Ein zander mit ungewöhnlich grosser beulenbildung. *Z. Fisch.* 9(5-6):445- 446.
- Ware, D.M. 1980. Bioenergetics of stock and recruitment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 1012-1024.

- Ware, D.M. 1982. Power and evolutionary fitness of teleosts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39:3-13.
- Weatherley, A.H. & S.C. Rogers. 1978. Some aspects of age and growth. p. 52-74. In Ecology of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Weatherley, A.M. 1976. Factors affecting maximization of fish growth. *J. Fish. Res. Board Can.* 33(4:II):1046-1058.
- Webb, P.W. 1978. Partitioning of energy into metabolism and growth. p. 184-214. In Ecology of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Werner, E.E. & D.J. Hall. 1976. Niche shifts in sunfishes: Experimental evidence and significance. *Science* 191:404-406.
- Wheeler, A. & P.S. Maitland. 1973. The scarcer freshwater fishes of the British Isles, 1. Introduced species. *J. Fish Biol.* 5:49-68.
- Widerberg, H. 1941. Kan gösodling förenklas? Särtryck ur *Svensk Fisk. Tidskr.* 8:175-177, 9:193-197, 10:218-220.
- Wiktor, J. 1961. Einige biologische eigenschaften des zanders als funktion der lebensbedingungen im Oderhaff. (In German with English and Russian summaries). *Z. Fisch.* 10(8-10): 697-703.
- Willemsen, J. 1969. Food and growth of pike-perch in Holland. *Proc. 4th Brit. Coarse Fish. Conf.* p. 72-78.
- Willemsen, J. 1977. Population dynamics of percids in Lake IJssel and some smaller lakes in The Netherlands. *J. Fish. Res. Board Can.* 34(10):1710-1719.
- Willemsen, J. 1978. Influence of temperature on feeding, growth and mortality of pikeperch and perch. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20(3):2127-2133.
- Willemsen, J. 1979. The influence of cooling water discharge upon fish (summary). *Hydrobiol. Bull. (Amsterdam)* 13(2/3): 94-95.
- Willemsen, J. 1980. Fishery-aspects of eutrophication. *Hydrobiol. Bull.* 14:12-21.
- Willemsen, J. 1983. Biology and management of pikeperch. *Proc. 3rd Brit. Freshw. Fish. Conf.* p. 115-125.
- Windell, J.T. 1978. Digestion and the daily ration of fishes. p. 159-183. In Ecology of freshwater fish production. Ed.: S.D. Gerking. Blackwell Sci.Publ., Oxford.
- Winkler, H.M. 1979. Zur morphologischen charakteristik des zanders (*Stizostedion lucioperca* /L./) aus der Darsser Boddenkette und dem Greifswalder Bodden. (In German with English and Russian summaries.) *Wiss. Z. Wilhelm-Pieck-Univ. Rostock, Math. Naturwiss. Reihe* 28(6):581-584.
- Winkler, H.M. 1981. Zur sicherheit der alterbestimmung beim zander an verschiedenen registrierenden strukturen. (In German with English and Russian summaries.) *Wiss. Z. Wilhelm-Pieck-Univ. Rostock, Math. Naturwiss. Reih* 30:121-123.
- Winkler, H.M. 1988. The role of predators in fish communities in shallow coastal waters (south-east Baltic Sea, GDR). *ICES Symposium BAL/no* 16:1-19.
- Winkler, H.M. & T. Thieme. 1978. Untersuchungen an der zander beständen der küstengewässer der DDR. (In German with English and Russian summaries.) *Wiss. Z. Wilhelm-Pieck-Univ. Rostock, Math. Naturwiss. Reih* 27:439-445.
- Witkovsky, P., D.A. Burkhardt & A.R. Nagy. 1979. Synaptic connections linking cones and horizontal cells in the retina of the pikeperch (*Stizostedion vitreum*). *J. Comp. Neurol.* 186(4):541-560.
- Wolf, K. 1963. Physiological salines for fresh-water teleosts. *Prog. Fish Cult.* 25:-135-140.
- Woynárovich, E. 1959. A 300-500g súlyú (IV.Osztályú) Süllő (*Lucioperca sandra* Cuv.et Val.) táplálkozása a Balatonban. (In Hungarian with German summary.) *Annal. Biol. Tihany.* 26:101-120.
- Woynárovich, E. 1960:a. Aufzucht der zanderlarven bis zum raubfischalter. *Z. Fisch.* 9(1-2):73-83.

- Wojnárovich, E. 1960:b. Erbrütung von fischeiern im sprüraum. *Arch. FischWiss.* 10(3):179-189.
- Wojnárovich, E. 1961. Die künstliche erbrütung des zanders. (In German with English and Russian summaries.) *Z. Fisch.* 10(8-10):677-680.
- Wojnárovich, E. 1963. Zur frage der vermehrung des zanderbestandes im Balaton. *Allg. Fisch. Ztg.* 88:646-649.
- Wunder, W. 1925. Bau und funktion von stäbchen, zapfen und pigment bei verschiedenen knochenfischarten. *Zool. Anz. (Suppl.)* 1-2:111-116.
- Wunder, W. 1930. Bau und funktion der netzhaut beim zander (*Lucioperca sandra* Cuv.et Val.) und einigen anderen im Balatonsee häufigen fischarten. *Z. Vergl. Physiol.* 11:749-766.
- Wunder, W. 1976. Wirbelsäulenverkrümmung und flossenverkürzung beim zander (*Lucioperca sandra* L.) als folgeerscheinung einer starken eutrophierung durch häusliche abwässer in der edertalsperre. (In German with English summary: Curvature of the spine and shortening of the weak fins by the fish species perche-pike in the Barrage Lake of the Eder near Kassel caused by waste water from the households.) *Zool. Anz. (Jena)* 197(5/6):356-376.
- Wurtz-Arlet, J. 1961. Bemerkungen über den zander in Frankreich. (In German with English and Russian summaries.) *Z. Fisch.* 10(8-10):711-714.
- Yermakhanov, Z. & A.Kh. Rasulov. 1984. Characteristics of a spawning population of pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (Percidae), from the lower Syr Daryá River. *J. Ichthyol.* 24(3):34-42.
- Zawisza, J. & T. Backiel. 1972. Some results of fishery biological investigation of heated lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18:1190-1197.
- Zhmurova, Ye.Kh. 1982. Daily food ration of pike-perch in spawning and breeding farms on the Don. *Hydrobiol. J.* 18(4):97-98.
- Zhmurova, Ye.Kh. & N.V. Somkina. 1976. The effect of salinity on the early development stanzas of the Walleye (*Lucioperca lucioperca*). *J. Ichthyol.* 16(3):511-514.
- Zyznar, E.S. & M.A. Ali. 1975. An interpretive study of the organization of the visual cells and tapetum lucidum of *Stizostedion*. *Can. J. Zool.* 53:180-196.



FISKERIVERKET
National Board of
Fisheries

Redaktion:

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

Adress:

Sötvattenslaboratoriet
Institute of Freshwater Research
S-178 93 Drottningholm

Telefon 08-620 04 00
Telefax 08-759 03 38

ISSN 0346-7007