JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

## DISERTAČNÍ PRÁCE

# Potravní chování dravých ryb ve vztahu k nepůvodní střevličce východní, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842)

## (Důsledky pro rybářský management a akvakulturu)

Ing. Jiří Musil

2006

## Školitel

***doc. Ing. Petr Hartvich, CSc.***

*Katedra rybářství, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Česká republika*

## Školitel specialista

***doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.***

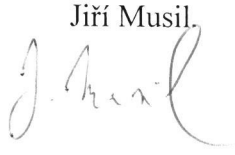
*Oddělení akvakultury a hydrobiologie, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Česká republika*

## Finanční podpora

Jednotlivé kapitoly této doktorské práce byly součástí výzkumného záměru JU VÚRH Vodňany č. MSM 6007665809 a spolufinancovány Ministerstvem zemědělství, Národní agenturou pro zemědělský výzkum projektem č. QF 4118 a QG 50058.

Prohlašuji, že jsem disertační práci zpracoval samostatně pouze s použitím citované literatury.

Jiří Musil



Ve Vodňanech, 31. října 2006

# Anotace

Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) je nepůvodním asijským druhem, který v průběhu 20. století kolonizoval téměř celý evropský kontinent a je hodnocen výrazně negativně (prostorová a potravní konkurence, možné zavlečení i šíření stávajících a nových chorob a parazitů) jak ve volných vodách tak v akvakultuře. Cílem této práce proto bylo **(1)** monitorovat predační chování dravých druhů ryb ve vztahu k tomuto nepůvodnímu druhu v typickém biotopu jeho výskytu u nás.

Výsledky studie dokladují silný predační tlak na střevličku, která byla velikostně nejdostupnější a dominantní kořistí candáta (*Sander lucioperca*) i okouna (*Perca fluviatilis*) v průběhu celého roku. Sledovaný modifikovaný habitat - rybniční stoka - byl potvrzen také jako "rezervoárový" biotop umožňující přežití a následné potenciální šíření nejen střevličky, ale rovněž některých dalších nepůvodních invazních druhů jako např. karase stříbřitého (*Carrassius gibelio*). Populace střevličky východní může tedy být predací velmi výrazně limitována a tato okolnost by měla být brána v potaz rovněž v rybářském mamagementu - např. rybničních stok - jako účinné eradikační či kontrolní opatření.

V případě rybniční akvakultury, byla tato skutečnost studována také **(2)** v rybničních podmínkách, a navíc využita k produkčním účelům – k získání takového násadového materiálu některých dravých ryb, (0+ candáta; 0+ okouna), který je po kvantitativní ale především kvalitativní stránce okamžitě použitelný v rámci biomanipulačních opatření a představuje tak důležitý krok v boji s tímto nežádoucím rybím druhem.

# Annotation

Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*), a non-native fish species from Asia origin, has rapidly spread throughout the whole European region during last decades of the 20$^{th}$ century and it is already considered as a successful invader with a high negative impact (spatial and feeding competition, spread of diseases and/or parasites) upon native fish communities and aquaculture. Thus, the main objective of the thesis was **(1)** to reveal a potential of piscivorous fishes feeding behaviour towards this alien species in its typical biotop in the Czech Republic.

A strong predation on this non-native cyprinid was documented throughout the whole year and topmouth gudgeon was found to be the best size available prey and was a dominant prey species in the diet of present piscivorous fishes (pikeperch, *Sander lucioperca*; perch *Perca fluviatilis*). Moreover, a modified semi-natural habitat - the pond canal was found to be an important reservoir site of persistent occurrence and high potential for spreading not only in topmouth gudgeon but also in some other undesirable alien fishes like e.g. Prussian carp (*Carrassius gibelio*). An observed strong piscivory towards the alien topmouth gudgeon, therefore, might obviously limit its spread and/or establishment and this phenomenon should be taken into account as a possible beneficial treatment for its eradication and/or control in fisheries management.

The experiments with topmouth gudgeon supplied as a prey food fish were focused **(2)** on its practical utilization in pond cultivation of some predatory species (0+ pikeperch and 0+ perch). The production of high quantity piscivorous fish in an appropriate size, which might constitute a potential for a rapid biomanipulation effect, thus seems to be a critical point of this non-native alien fish control.

*Věnováno mé rodině a přátelům*

# Obsah

**Autor** 7

**Úvod** 11

**Výsledky** 16

**Závěrem (významné aspekty pro rybářský management a akvakulturu)** 19

**Tato práce je založena na následujících kapitolách – publikacích (již publikovaných – v tisku, v oponentním řízení nebo manuskriptů připravených k odeslání) v recenzovaných impaktovaných mezinárodních časopisech, které jsou řazeny dle jejich římských číslic.**

I. **Musil J.**, Adámek Z. & Baranyi Ch. Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International* (in press) 29

II. **Musil J.** & Adámek Z. Piscivorous fishes diet dominated by asian cyprinid invader topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Biologia* (in press) 43

III. **Musil J.**, Peterka J. & Adámek Z. Production of autumn pikeperch fingerlings, *Sander lucioperca* (L.), in a pond culture – effect of induced piscivory. Manuscript 50

IV. **Musil J.**, Peterka J., Policar T. & Vorlíčková P. Potential of piscivory in 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) – a laboratory study of growth response versus the whole-pond experiment. Manuscript 71

**Příloha – Musil J.** & Kouřil J. (2006). Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. Edice metodik VÚRH JU Vodňany 76: 1-14. 86

Poděkování 102

# Curriculum vitae

Datum narození: 24. května 1979 Národnost: česká

Místo narození: Tábor, Jižní Čechy, Česká republika

**Trvalý pobyt:**
Moskevská 2719
Tábor 390 05
Česká republika

**Přechodný pobyt:**
Spojovací 28, Náchod
Tábor 390 03
Česká republika

**Adresa pracoviště:**
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech
Oddělení akvakultury a hydrobiologie
Zátiší 728/II
Tel. 42 383382402; Fax. 42 383382396
389 25 Vodňany, Česká republika
Email: musil@vurh.jcu.cz
Internet: www.vurh.jcu.cz

**Dosažené vzdělání:**
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, (1) specializace rybářství – magisterský stupeň (diplomová práce – Potravní biologie okouna říčního (*Perca fluviatilis*) v rybniční akvakultuře); (2) doktorský stupeň, studium zahájeno dne: 1.9. 2002, téma disertační práce (Potravní chování dravých ryb ve vztahu k nepůvodní střevličce východní (*Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842).

**Pracovní zařazení:**
2005 – dosud výzkumný pracovník, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Oddělení akvakultury a hydrobiologie
2002 – 2005 výzkumný pracovník přijatý na grant EU CSN-INTRAN (JČU ČB VÚRH)

**Odborná specializace:**

potravní ekologie a etologie ryb, hydrobiologie, rybářské obhospodařování volných vod

.

**Mezinárodní zkušenosti:**

| | |
|---|---|
| 2005-2006 | EU CRAFT projekt – PERCATEC |
| 2004-2005 | EU CSN – INTRAN projekt – University of Stirling, Velká Británie |
| 2003-2005 | University of Vienna, Rakousko, Institute of Ecology and Conservation Biology |
| 2003-2004 | asistent UNESCO Training Course on Pond Limnology, Mondsee, Rakousko |

**Grantová činnost:**

spoluřešitel projektů EU CSN-INTRAN a PISCES TT (Stirling, Velká Británie) – 2002-2005

řešitel projektu NAZV - Využití reprodukčního potenciálu střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) jako potravní ryby při odchovu plůdku candáta obecného (*Sander lucioperca*).

spoluřešitel projektu PERCATEC (EU) – 2005-2006

**Členství ve vědeckých společnostech:**

Česká limnologická společnost

## SEZNAM PUBLIKACÍ

*2006*

Alavi S.M.H., Akbarzadeh A., **Musil J.**, Bazar A.A., Rafiee Gh.R. (submitted). Morphological variation of Persian sturgeon, *Acipenser persicus*, between souteast and southwest of the Caspian Sea, Iran. *Journal of Fish Biology*

**Musil J.**, Adámek Z. (in press). Piscivorous fishes diet dominated by Asian cyprinid invader topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*. *Biologia*

**Musil J.**, Adámek Z., Baranyi Ch. (in press). Seasonal dynamics in fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International*

**Musil J.**, Peterka J., Policar T., Hamáčková J., Vorlíčková P. (2006). Potential of piscivory in 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) – a laboratory study of growth response versus the whole pond experiment. In: Institute of Botany, Academy of Science of the Czech Republic, Průhonice (eds.): 5th International conference on reservoir limnology and water quality – Reservoirs – Establishing the balance between human use and biotic integrity: 223.

Adámek Z., Jurajda P., **Musil J.**, Janáč M., Kabilka P., Poláčik M., Ťuk J., Valová Z., Zeman J. (2006). Perch (*Perca fluviatilis* L.) diet during the flooding period of the Chabařovice coal mining pit (North-West Bohemia, Czech Republic). In Institute of Botany, Academy of Science of the Czech Republic, Průhonice (eds.): 5th International conference on reservoir limnology and water quality – Reservoirs – Establishing the balance between human use and biotic integrity: 67-69.

**Musil J.**, Kouřil J. (2006). Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. Edice metodik VÚRH JU Vodňany 76: 1-14.

**Musil J.** (2006). Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*, Temminck & Schlegel, 1842) – hodnocení nepůvodního druhu v podmínkách České republiky. In: Peter Bolha a Jan Hausel (eds.): Sborník referátů Z konference o rybářství, kvalitě vody a právních předpisech souvisejících s rybářstvím: 33-47.

**Musil J.** (2006). Ponds rearing methods of juvenile pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in the Czech Republic – a short review. Bulletin VÚRH Vodňany Vol.42 (1): 38-44.

*2005*

**Musil J.**, Adámek Z., Baranyi Ch. (2005). Seasonal dynamics in fish assembladge and diet pattern of the piscivore community in a pond channel. In: Adámek, Z. (editor): New Challenges in Pond Aquaculture, České Budějovice, 42

**Musil J.**, Peterka J. (2005). The diet of 0+ perch and pikeperch – some of aspects of transition from planktivory to piscivory. Bulletin VÚRH Vodňany Vol.41 (3): 99-106

*2004*

**Musil J.**, Adámek Z. (2004). Laboratory approach to prey (topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*) size selection study in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) In: 7th Czech Ichthyological Conference, Vodňany, 78 – 83 pp.

Adámek Z, **Musil J**, Sukop I (2004). Diet composition and selectivity in 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) and its competition with adult fish and carp (*Cyprinus carpio* L.) stock in pond culture. Agriculturae Conspectus Scientificus, Vol. 69 No. 1: 21-27

Adámek Z., **Musil J.** (2004). Diet composition and selectivity in 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) and its competition with adult fish and carp (*Cyprinus carpio* L.) in pond culture. In: *XXXIX Croatian Symposium on Agriculture, Opatija*: 577-578

*2003*

**Musil J.**, Stupka Z., Adámek Z. (2003). Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) sensitivity to anesthesia by clove oil. In: 6th Czech Ichthyological Conference, Prague: 57-65.

Adámek Z., Jurajda P., **Musil J.** (2003). Development of fish assemblages in lake Chabařovice in the first year of its existence - opening biomanipulation study. In: Proc.13th Conf.Slovak Limnol.Soc.&Czech Limnol.Spol., Banská Štiavnica, Acta Fac.Ecol., 10, Suppl.1:315.

**Musil J**., Adámek Z. (2003). Predation of perch (*Perca fluviatilis*) towards topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) under experimental pond's conditions. Bull. VÚRH Vodňany, 1-2, 75-81 pp

**Musil J.**, Adámek Z. (2003). Potrava plůdku okouna říčního (*Perca fluviatilis*) v rybniční akvakultuře. In: Bryja J., Zukal J. (Eds): Zoologické dny Brno 2003, Brno: 116-117.

# Predační chování dravých ryb ve vztahu k nepůvodní střevličce východní, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842)

## (Důsledky pro rybářský management a akvakulturu)

## Úvod

Nepůvodní druhy jsou často zmiňovanou příčinou snižování druhové biodiverzity (např. Pimm 1991; Gido & Brown 1999; Skelton 2000; Arthur & Subasinghe 2002; Cambray 2003; Maezono & Miyashita 2004). Introdukované druhy obecně mohou zapříčinit změny ve složení společenstev i jejich funkcí (Vitousek 1990; Lodge 1993; Cambray & Pister 2000) především v důsledku biotických interakcí jako jsou např. kompetice či predace (Lodge 1993; Gido & Brown 1999), potencionální genetické ovlivňování (Gharrett 1994; Viola & Schuck 1995; Arthur & Subasinghe 2002), abiotickou disturbancí (Gido & Brown 1999) či rozšiřováním nemocí a parazitů (Bachman 1984; Viola & Schuck 1995) zvláště jedná-li se o druhy exotické, které v případě jejich expanzivního rozšíření byly a jsou označovány také za jednu z příčin ve vztahu k snižování výskytu endemických sladkovodních druhů (např. Maezono & Miyashita 2004) po celém světě.

Počátkem 60. let byl do Evropy zavlečen nejpravděpodobněji spolu s importy plůdku býložravých ryb – amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*), tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobce pestrého (*Aristichthys nobilis*) i drobný cyprinid, střevlička východní (*Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel, 1842) (Banarescu 1964), v anglické jazyce označován jako "topmouth gudgeon" (např. Copp et al. 2005), "japanese minnow" (např. Maekawa et al. 1996), "stone moroko" (Asaeda et al. 2005) či "false dace" (Park & Park 2006). Tento druh patřící do čeledě kaprovitých (*Cyprinidae*), je jedním ze tří druhů rodu *Pseudorasbora* (California Academy of Sciences, catalog of fishes), jehož původní areál výskytu zahrnuje jihovýchodní Asii - jihoasijskou část bývalého Sovětského svazu, Mongolsko, Čínu, Koreu a Japonsko (např. Katano & Maekawa 1997; Xi et al. 2001).

Poprvé byl její výskyt v Evropě zjištěn v Rumunsku, kam byla zavlečena společně s dovozem rostlinožravých druhů ryb z Číny (Banarescu 1964). Od roku 1963 byl její výskyt registrován také v Maďarsku, v roce 1975 v Bulharsku, dále pak v bývalé

Jugoslávii (Kneževic et al. 1981), v Rakousku (Weber 1984), Německu (Arnold 1985) a postupně v dalších evropských zemích (Bianco 1988; Domaniewski & Wheeler, 1996; Economidis et al. 2000; Caiola & Sostoa 2002; Cakic et al. 2004). Registrována byla ale také v Africe (Perdices & Doadrio 1992), asijské části Turecka (Wildekamp et al. 1997) či Iránu (Coad & Abdoli 1993).

Na našem bývalém území (ČSSR) byla střevlička východní poprvé registrována dne 15. června 1974 v periodicky zaplavovaném mrtvém rameni řeky Tisy u obce Velké Trakany (Žitňan & Holčík 1976). Počátkem 80. let byla pravděpodobně z Maďarska zavlečena bývalými závody Státního rybářství s rychleným plůdkem amura a tolstolobika bílého na Moravu a do Čech (Baruš et al. 1995). Jankovský (1982), Šebela & Wohlgemuth (1984) ji uvádějí již z celé řady lokalit Moravy a Čech (Jindřichohradecko, Hlubocko, Pohořelicko, Hodonínsko). V Evropě kolonizovala(je) rozmanité typy stojatých i tekoucích vod s výjimkou pstruhového a lipanového pásma, respektive obecně úseků s vyšší rychlostí proudu. Nejpočetnější populace však vytváří ve výtažnících a menších rybnících (Adámek et al., 1996) a její výskyt (alespoň v ČR) se zdá být do určité míry závislý na rybniční akvakultuře (Adámek, Jurajda - osobní sdělení).

Ačkoliv výskyt nepůvodních druhů ve volných vodách může být (a v některých případech tomu tak zcela určitě je) výsledkem mnoha procesů včetně přirozené kolonizace nového habitatu (Copp et al. 2005), v případě prvotního výskytu střevličky na Evropském kontinentu lze hovořit jako o introdukci *sensu stricto* (Richardson et al. 2000) - přesunu organismu člověkem do areálu, do kterého by se sám nikdy nedostal. Tato introdukce byla zcela necílená a jak bylo již zmíněno výše, způsobená sektorem akvakultury (Banarescu 1964; RIFCH 1990). Welcomme (1988) uvádí akvakulturu jako příčinu introdukcí ve více než 40% všech případů. Kromě legálních introdukcí cílených např. pro účely sportovního a komerčního rybolovu (obohacení chovaných či lovených druhů) či ekologického managementu (účelové rybí obsádky), může být však výskyt nepůvodních druhů ryb ve volnosti zapříčiněn také jejich úniky z akvakultury (Artur & Subasinghe 2002, Beyer 2004). Do současnosti byla věnována pozornost introdukcím především ve vztahu jejich vlivu na akvakulturu (Burke et al. 1986, Arthur & Subasinghe 2002, Maezono & Miyashita 2003, 2004), ačkoliv je zřetelné rovněž opačné působení - vliv samotné akvakultury na společenstva volně žijících ryb (např. Viola & Schuck 1995, Bergensen & Anderson 1997, Arthur & Subasinghe 2002).

Rybniční akvakultura představuje nejenom v podmínkách České republiky hlavní sektor spojený s aktivitami jako je transport a introdukce vodních živočichů (RIFHV 1990). Z tohoto pohledu tedy mohou rybniční stoky a kanály rybničních soustav hrát významnou úlohu ve vztahu k neúmyslným (re)introdukcím a ovlivňovat tak nejenom živočichy záměrně a komerčně chované (rybniční akvakulturu), ale také žijící v přirozeném přilehlém ekosystému s významnými potencionálními ekonomickými a biologickými dopady.

Cílem **kapitoly 1** proto byl **(1)** odhad složení a sezonní dynamika rybího společenstva člověkem výrazně modifikovaného habitatu – rybničních stok – propojujícího rybniční akvakulturu s přilehlým přirozeným biotopem, **(2)** poukázat na potenciální vlivy a to jednak na samotnou akvakulturu, tak na ryby žijící ve volnosti a pokusit se adresovat, v širším kontextu, otázky a potřeby dalšího výzkumu.

Střevlička se ve 20. století rapidně rozšířila téměř na celém evropském kontinentu (Žitňan & Holčík 1976; Bianco 1988; Anhelt 1989; Gozlan *et al.* 2002; Beyer 2004) k čemuž jí dopomohly některé (někdy zcela druhově specifické) rysy její **(1)** reprodukční biologie jako jsou: dávkový výtěr, ochrana jiker samcem (Wohlgemuth 1980; Šebela & Wohlgemuth 1984), vysoká pohyblivost larev bezprostředně po vykulení, téměř nepřetržitý výtěr (Katano & Maekawa 1997; Asahina et al. 1990) - v našich podmínkách v závislosti na teplotě vody od měsíce dubna až do konce září (Musil, Adámek – nepublikovaná data), **(2)** velká tolerance vůči podmínkám prostředí - rezistence na kyslíkové deficity, intoxikanty a některá anestetika, teplotní tolerance (Rosecchi et al. 1993; Adámek et al. 1995; Musil et al. 2003; Allen et al. 2006) a **(3)** značná potravní přizpůsobivost (Xie et al. 2000; Wolfram-Wais et al. 1999; Hliwa et al. 2002) – typický omnivor (všežravec) velmi flexibilní k nabídce prostředí, fakultativní parazitismus (Trombickij & Kachovskij 1987), který byl rybářskou praxí registrován jako vykusování kůže a svaloviny u tržních ryb oslabených např. sádkováním - Libosvárský et al. (1990) popsali anatomicko – morfologickou adaptaci pysků střevličky na tento způsob výživy. Expanzivní charakter jejího šíření u nás by dále umocněn **(1)** převozy komerčně chovaných ryb mezi závody bývalého Státního rybářství, v posledních letech rovněž **(2)** cílený transport jako potravní ryby pro dravé druhy ryb, zejména candáta obecného (*Sander lucioperca*) (kapitola 3) a **(3)** její používání sportovními rybáři jako nástražní rybky (Adámek et al. 1996).

Za expanzí tohoto druhu obecně tedy stojí především její (1) úniková schopnost z akvakultury kam byla prvotně introdukována (Beyer 2004; kapitola 1) a odkud může za příhodných podmínek (2) následně dále migrovat a kolonizovat tak nové habitaty (tento způsob šíření je považován za zvláště významný, Anhelt, – osobní sdělení) a její (3) transport (cílený či necílený).

Ačkoliv je nejenom v Evropě střevlička v současné době považována za druh vysoce invazivní (Welcomme 1992; Rosecchi *et al.* 2001; Copp et al. 2005), pohled na její "invazivnost" se v podmínkách České republiky začíná postupně měnit. Na území ČR se z původně ostůvkovitého výskytu, který uvádějí Baruš et al. (1995) brzy stal víceméně souvislý výskyt běžného druhu v abundanci srovnatelné s ostatními drobnými kaprovitými rybami (Adámek et al. 1996) ukazující na expanzivní charakter prvotní kolonizace nových lokalit, avšak z vývoje situace v poslední době je zřejmé, že se výskyt tohoto druhu již výrazně stabilizoval (Adámek & Kouřil 1996) a je ve velké míře vázaný na rybniční akvakulturu (Adámek, Jurajda – osobní sdělení).

Úspěšnost přežití každého druhu v novém (invadovaném) prostředí je obecně výsledkem řady intereakcí mezi něž patří také predace – interakce s původními či nepůvodními predátory (Ross 1991; Lodge 1993; Gido & Brown 1999). Z tohoto pohledu je významné, že se tento druh našel v potravě některých původních piscivorů (candáta) (Banarescu 1964; Adámek et al. 1996) a lze se tedy logicky domnívat, že výskyt (i abundance) střevličky může být významně limitován predací. Znalost potravního chování predátorů může tedy být následně využita k realizaci hlavních kroků v boji s nežádoucími organismy jako je jejich eradikace a kontrola (Wittenberg & Cock 2001).

Predační chování na střevličku východní bylo proto studováno v (1) laboratorních podmínkách - u okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*), u okouna (*Perca fluviatilis*), štiky (*Esox lucius*) a sumce (*Silurus glanis*) (Adámek a kol., 1996, 1999, 2000; Musil & Adámek 2004), ale (2) naprostý nedostatek informací doposud máme z lokalit, kde se tento druh potenciálně vyskytuje (Adámek et al. 1996) a to jednak z **(1)** modifikovaných biotopů považovaných podle Adámka et al. (1996) za hlavní lokality výskytu střevličky, tak **(2)** z vlastní rybniční akvakultury.

Monitoring rybího společenstva v typickém biotopu výskytu tohoto nepůvodního druhu - rybničních stokách na Jižní Moravě (Pohořelicko), byla tedy unikátní příležitost zmonitorovat roli střevličky v potravě dravých ryb (**kapitola 2**).

Možnost využití střevličky jako potravní ryby při odchovu některých dravých ryb (0+ candáta a okouna) byla následně studována také v podmínkách rybniční akvakultury (kapitola 3 a 4) a to (1) díky vzrůstajícím podmětům z rybářské praxe, která začala tuto skutečnost využívat k produkčním i biomanipulačním účelům (k její likvidaci), ale (2) především z vlastní nutnosti, že ačkoliv byla tato možnost již v minulosti zmíněna na příkladu candáta obecného (Banarescu 1964; Adámek et al. 1996; Steffens et al. 1996), vlastní odchov candáta v jeho kritické etapě ontogeneze – přechodu na piscivorní způsob života, nebyl do doby nedávno minulé uspokojivě popsán vůbec.

Cílem **kapitoly 3** tedy bylo detailně popsat a zrevidovat některé způsoby odchovu většího (podzimního) plůdku candáta s využitím střevličky východní jako potravní ryby. Za tímto účelem byla do dvou rybníků **(A)** nasazena střevlička již před začátkem (2 měsíce) vlastního odchovu ročka candáta. Zde byl předpoklad, že střevlička bude významně indukovat ranný přechod na piscivorii tím, že (1) bude sama dostupnou kořistí a (2) jako zooplanktivor (*P.parva*) bude významně ovlivňovat velikostní i druhové složení společenstva zooplanktonu a tím urychlí nástup piscivorie candáta. V ostatních rybnících byl naproti tomu tradiční přípravou rybníků (Verreth 1984; Steffens et al. 1996) maximalizován rozvoj hrubého zooplanktonu, který byl před nasazením rychleného plůdku candáta ještě dodatečně inokulován (*Daphnia* sp.). Další experimentální variantou bylo pravidelné přisazování potravní ryby **(B)** a jako kontrola **(C)** pak sloužily rybníky, kam se potravní ryba nenasazovala. Testováno bylo vlastní časování indukované piscivorie včetně efektivity měřené celkovým přežitím, růstem a ekonomickou kalkulací jednotlivých způsobů odchovu.

V **kapitole 4** byla ověřována možnost piscivorie (ve vztahu ke střevličce) u dalšího potenciálního druhu – 0+ okouna říčního (*Perca fluviatilis*).
Cíle studie byly zaměřeny na (1) důležité faktory vlastní ontogeneze piscivorie 0+ okouna – studií jeho růstového potenciálu při různých krmných racionech a vlivu typu (druhu) kořisti (zooplankton, potravní ryba) v laboratorních podmínkách. Součástí byl

rovněž rybniční experiment, který měl odhadnout ekologické důsledky přechodu ze zooplanktivorie na piscivorii a to na individuálním i populačním (v rámci jedné věková kategorie 0+ ) stupni včetně biomelioračního vlivu na populaci střevličky východní.

## Výsledky

### Kapitola I – **Sezónní dynamika rybího společenstva v rybniční stoce**

Dynamika a složení rybího společenstva sledovaná v průběhu roku 2003 v rybničních stokách na Jižní Moravě odhalila potenciálně možné ovlivňování jak ryb chovaných v akvakultuře tak opačně - ryb žijících v přilehlém přirozeném biotopu. Druhová diversita ryb v takto výrazně modifikovaném biotopu byla významně ovlivňována aktivitami spojenými s obhospodařováním rybníků (zvláště úniky ryb v době lovení), což bylo demonstrováno zvýšeným výskytem komerčně chovaných druhů v závislosti na časovém sledu vypouštění jednotlivých přilehlých rybníků. Nejvýznamnějším kritériem ovlivňujícím dynamiku rybího společenstva byla "sezónnost" ($r = -0.71$, $p < 0.001$). V jarním období dominovaly v ichtyofauně především ryby původem z akvakultury (komerčně chované především *Cyprinus carpio*). Rovněž byl však dokumentován výskyt několika druhů původem z přilehlého přirozeného habitatu (ouklej obecná, *Alburnus alburnus*, jelec tloušť, *Leuciscus cephalus* a plotice obecná, *Rutilus rutilus*).

Rybniční stoka sloužila jako reservoárová lokalita umožňující přežití a potencionální následné šíření některých nepůvodních invazních druhů jako je střevlička východní (*P.parva*) a karas stříbřitý (*Carrasius auratus*).

### Kapitola II – **Asijský cyprinid střevlička východní, *Pseudorasbora parva* dominovala v potravě dravých ryb**

V rybniční stoce cca. 40km od Brna (Česká republika) bylo během roční studie dokumentováno predační chování ve vztahu k nepůvodnímu cyprinidu, *Pseudorasbora parva*. Dva kaprovité druhy (*Pseudorasbora parva* a *Rutilus rutilus*) byly

identifikovány v potravě 23 piscivorů patřících ke třem původním rybím druhům (*Perca fluviatilis*, *Sander lucioperca*, and *Esox lucius*). Relativní početnost ryb se v potravní nabídce v průběhu roku měnila s dominancí střevličky východní v jarním období a následnou převahou plotice obecné. Naproti tomu, střevlička byla velikostně dostupnější ($P<0.001$) a dominantní kořistí v průběhu celého roku.

## Kapitola III – **Produkce podzimního plůdku candáta obecného, *Sander lucioperca* (L.) v rybniční akvakultuře – efekt indukované piscivorie**

Tři způsoby monokulturního odchovu 0+ candáta (*Sander lucioperca* L.) na ročka – (A) odchov candáta společně s adultní střevličkou východní (*P.parva*) jako potravní rybou, (B) pravidelné přisazování juvenilní střevličky v průběhu odchovu a (C) odchov bez potravní ryby, byly porovnávány při použití shodné vstupní hustoty obsádky (12. $10^3$ ind.ha$^{-1}$).

Z výsledků vyplývá, že raný přechod na piscivorii měl pozitivní vliv na růst a finální biomasu ($P < 0.05$). Přežití se během 4 měsíčního odchovu pohybovalo na úrovni 55%, ale významně pokleslo v případě absence potravních ryb až na 6.9%. Candát přešel na dravý způsob života pouze částečně - maximálně 40% všech sledovaných individuí. Růstové rozdíly nepiscivorních a piscivorních jedinců způsobily výrazné změny ve velikostním složení obsádky 0+ candáta (její diverzifikace) a jeho nerovnoměrné (pozitivně šikmé) rozdělení s důsledky vzniku kanibalismu. Použití 100 kg.ha$^{-1}$ adultní střevličky jako vstupní biomasy potravní ryby poskytovalo vhodnou potravní základnu po celé období odchovu. Produkce většího 0+ candáta založená na základě pravidelného přisazování potravních ryb je limitována nepřetržitým přisazováním a zvýšenými ekonomickými náklady spojenými s manipulací, dopravou včetně mzdových prostředků.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
KNIHOVNA
Studentská 13
370 05 České Budějovice

## Kapitola IV – **Potenciál piscivorie 0+ okouna říčního (*Perca fluviatilis* L.) – laboratorní studie růstových možností versus rybniční experiment**

Juvenilní okoun (SL = 37.2 ± 1.1 mm) byl použit v sérii laboratorních experimentů, které měli za cíl odhalit růstové možnosti při přechodu z planktivorie na piscivorii (kořist - *Pseudorasbora parva*, SL = 14 ± 2 mm, n = 181). Růst 0+ okouna byl signifikatně závislý na množství (výši racionu) potravy a typu (druhu) kořisti (zooplankton x rybí kořist). V první sérii experimentů, kde byl okoun krmen kombinací zooplanktonu a potravních ryb, byl nejrychlejší růst ($P<0.05$) pozorován v akváriích s experimentální densitou predátora: kořisti (PPR) – 1:4, krmený vysokým množstvím zooplanktonu (0.54 ± 0.16 $mm.den^{-1}$). Naproti tomu v densitě 1:1 (PPR) se relativní rychlost růstu pohybovala od 0.18 ± 0.13 (malé množství zooplanktonu) do 0.23 ± 0.13 $mm.den^{-1}$ (vysoká dávka zooplanktonu) a byla prokazatelně nižší než v densitě 1:4. Okoun predující pouze na zooplankton byl pak charakteristický nejmenší dosaženou rychlostí růstu (0.12 ± 0.12 malá dávka zooplanktonu, 0.18 ± 0.10$mm.den^{-1}$ velká dávka zooplanktonu). Mírné rozdíly v dosažené délce těla v závislosti na předkládaném množství zooplanktonu byly pozorovány ve všech experimentech. Délka těla 0+ okouna se zvýšila během 30 experimentálních dní z původních 37.2mm na 41.74 ± 3.34$mm.den^{-1}$ v případě planktivorně se živících jedinců, respektive na 43.47 ± 4.00mm (1:1) a 51.55 ± 4.82$mm.den^{-1}$ (1:4) v případě okounu piscivorních. Délka těla piscivorních okounů byla vždy signifikantně vyšší ($P<0.01$) a maximální délkový přírůstek byl téměř dvojnásobný ve srovnání se zooplanktivorními okouny. Densita predátora neovlivňovala růst.

Piscivorie 0+ okouna byla prokázána v souvislosti s výskytem dostupných potravních ryb v terénním i laboratorním sledování. Dostupnost potravních ryb je tedy považována za hlavní předpoklad k přechodu na dravý způsob života. V souvislosti s piscivorií a jejím vlivu na intrakohortní dynamiku 0+ okouna byly nalezeny dva hlavní procesy: rozdílný růst piscivorních a nepiscivorních jedinců – vývoj velikostní rozrůzněnosti a vznik bimodality ve velikostním složení okouna a 2) velikostně-selektivní mortalita. Piscivorie 0+ okouna tedy signifikantně negativně ovlivňovala velikostní strukturu tohoto věkového ročníku díky kanibalismu. Největší sledovaní jedinci dosáhli délky těla (SL) 158mm. Potenciál piscivorie 0+ okouna by proto neměl být nadále přehlížen.

## Závěrem

## (významné aspekty pro rybářský management a akvakulturu)

Za velice charakteristickou lokalitu výskytu střevličky považuje Adámek et al. (1996) stoky a kanály rybničních soustav, v nichž bývá často jediným, zato však velmi početným druhem, schopným přežít nepříznivé podmínky hlavně v letním a zimním období.

Výsledkem **kapitoly 1** - ověřený výskyt střevličky na tomto biotopu, dále podporuje hypotézu o její vázanosti na rybniční akvakulturu. Nicméně rybniční stoka byla nalezena jako "rezervoárová" lokalita, která může přispívat k (re)introdukcím nežádoucích rybích druhů obecně. Pozornost by tedy měla být směřována rovněž na signifikantní přítomnost (1) druhů původem z akvakultury a opačně (2) výskytu volně žijících druhů imigrujících do modifikovaných habitatů s potenciálem ovlivnění ryb chovaných v akvakultuře.

Z tohoto pohledu tedy mohou rybniční stoky a kanály rybničních soustav hrát významnou úlohu ve vztahu k neúmyslným (re)introdukcím a ovlivňovat tak nejenom živočichy záměrně a komerčně chované (rybniční akvakulturu), ale také žijící v přirozeném přilehlém ekosystému s významnými potencionálními ekonomickými a biologickými dopady. Pro akvakulturu samotnou znamená výskyt takovýchto druhů zvýšené riziko v podobě ekonomických ztrát (např. potravní kompeticí, šířením nemocí..). V případě střevličky je dobře známa její úspěšná potravní kompetice s celou řadou komerčně chovaných druhů (Kozlov 1974) a bylo dokumentováno, že výskyt tohoto druhu v polykultuře kapra může snížit jeho hektarový výnos až o 50kg.ha$^{-1}$ (Adámek & Sukop 2000; Oberle 2003). Za zvláště nebezpečné, v případě introdukce jakéhokoli nepůvodního druhu (může se však jednat i o původní druh pocházející z jiného prostředí) je označováno riziko spojené se zavlečením nových nebo stávajících nemocí a parazitů. Tento aspekt se jeví v případě střevličky jako velice alarmující, protože její únikovou schopností a následnou rekolonizací (Beyer 2004) dochází ke kontaktu mezi akvakulturními i z volných vod pocházejícími rybami. Navíc studie Gozlana (2005) demonstrovala přenos nebezpečného rhabdoviru právě tímto druhem. V našich podmínkách studoval parazitofaunu střevličky Adámek et al. (1996) rovněž v rybniční stoce v Jaroslavicích na Pohořelicku, jehož výsledky také potvrdily, že se

střevlička může uplatňovat jako významný rezervoár původců invazních chorob vyvolaných cizopasníky s nevyhraněnou hostitelskou specifičností.

Člověkem modifikované habitaty jako jsou různé spojovací stoky a kanály jsou obecně považovány za velice typické cesty šíření mnoha nepůvodních druhů (Gido & Brown 1999; Mills et al. 1993; Beyer 2004). V případě střevličky byla její disperze touto cestou zachycena například ve Francii (Rosecchi et al. 1993) a na britských ostrovech (Beyer 2004), ale ačkoli je "přirozená" (re)kolonizace považována za jednu z nejdůležitějších příčin její disperze (Beyer 2004), z předběžných výsledků poproudového monitoringu od místa jejího ohniskového výskytu (rybích farem) to tak zcela patrné nebylo a její výskyt byl dokumentován jako zcela roztroušený a místy i sporadický (Beyer 2004). To je zcela v souhlasu s předokládaným vývojem situace šíření tohoto "invazního" druhu v České republice, kde je navíc jeho výskyt mnohem pravděpodobněji závislý na transportu ryb (cíleném i necíleném). Souhlasně však z některých dřívěji střevličkou hojně osídlených lokalit (Pohořelicko, jižní Morava) dokonce tento druh postupně ustupuje a někde již také zcela vymizel (Šutovský, Olšanec - Rybníkářství Pohořelice a.s. - osobní sdělení). Jaké příčiny tedy způsobují jeho výraznou limitaci, když je tento druh tak dobře "invazně " (reprodukčně, potravně) vybaven?

**Kapitola 2** dokladuje, že střevlička žijící ve svém typickém biotopu - rybničních stokách, je pod neustálým predačním tlakem ze strany candáta, okouna, ale zjištěna byla i u štiky obecné (Musil & Adámek in press). Dříve byla úloha střevličky jako kořisti dravců často zpochybňována (Lišev 1950; Kozlov 1974), jelikož ji zmínění autoři nalézali v potravě dravých ryb jen vzácně. Kozlov (1974) to vysvětluje převážným výskytem v mělkovodních partiích a porostech vegetace při břehu. V porovnání s těmito výsledky na významnost střevličky jako potravní složky některých dravých ryb (především okouna, candáta) poukazovaly již laboratorní studie Adámka et al. (1996; 1999; 2000), který ji registroval v potravě candáta ve stejném biotopu. Výsledky kapitoly 2 navíc zřetelně ukazují, že střevlička byla výrazně velikostně nejdostupnější ($P<0.001$) kořistí a dominovala v potravě všech vyšetřovaných dravých druhů v průběhu celého roku.

Z nastíněných skutečností tedy jednoznačně vyplývá, že populace střevličky východní může být predací velmi výrazně limitována a tato okolnost by měla být brána v potaz nejen v případě vlastní rybniční akvakultury - uplatněním dravých ryb ve

skladbě polykulturních obsádek - (zmíněno níže) ale rovněž v rybářském mamagementu - např. rybničních stok - jako účinné eradikační či kontrolní opatření.

V rybniční akvakultuře samotné je konzumace střevličky candátem, ale například i okounem již známa a místy také extenzivně využívána. Z tohoto pohledu je na ní také nahlíženo a hodnocení jejího vlivu v akvakultuře je výrazně závislé na stupni chovu dravých ryb (především candáta ale i okouna), kdy v absenci podílu dravých ryb dochází k výrazné expanzi tohoto druhu a tak ke zvýšených ztrátám (potravní kompetice s hlavními chovanými druhy, včetně ostatních rizik pro obsádky) a naopak, postupnému poklesu či vymizení z lokalit, ve kterých je chovu dravých druhů věnována náležitá pozornost (Musil & Kouřil 2006). Výrazná "biomelioračních schopnost" dravých ryb (predační tlak na drobné kaprovité ryby) je však významně pozitivním jevem obecně a současně jedním z biomanipulačních opatření jak v akvakultuře tak ve volných vodách.

Limitujícím předpokladem je však v současné době také dostatek a kvalita násadového materiálu dravých ryb, který především v návaznosti na vlastní intenzifikaci v chovu kapra a s tím spojeném nedostatku vhodných rybničních ploch a zhoršení některých chemicko-fyzikálních parametrů rybničního prostředí, není uspokojivý.

V případě candáta je v našich podmínkách celková produkce násadového materiálu a to jak k produkčním účelům (v rybniční akvakultuře v polykulturní obsádce s kaprem) tak jako násadového materiálu do volných vod, realizována prozatím výhradně v rybniční akvakultuře. Extenzivně – společně s hlavní chovanou rybou (kaprem) v polykulturní obsádce nebo intenzivně odchovem rychleného plůdku či ročka v monokultuře ve výtažnících menší velikosti. Základním požadavkem je, aby vlastní plůdek do podzimu dosáhl alespoň 10 cm, tedy minimální celkové délky zajišťující nízké ztráty během přezimování (Buijse & Houthuijzen 1992; Steffens et al. 1996; Hilge & Steffens 1996). Toho je možné dosáhnout pouze odpovídající potravní základnou během odchovu (velký zooplankton, fytofilní makrozoobentos, později ryby), což je v případě jeho extenzivního chovu poměrně těžké zajistit právě díky vyžíracímu tlaku hlavní chované ryby (většinou kapr). Další úskalí jeho chovu v polykultuře pak činí především kyslíkové poměry a s tím spojený vhodný výběr možných rybníků a v neposlední řadě vlastní technika výlovu, kde musí být plůdek candáta z důvodu jeho značné citlivosti k jakékoli manipulaci sloven vždy jako první. Tato metoda je tedy zákonitě spjata se značnou nevyrovnaností v produkci jak po kvantitativní tak kvalitativní stránce a nelze ji tedy kategorizovat jako metodu příliš

"efektivní" (Musil 2006; Musil & Kouřil 2006). Sumárně je problematika odchovu násadového materiálu candáta obecného, doplněná o nové technologické postupy včetně řízené reprodukce, přehledně popsána Musilem & Kouřilem (2006). Jednou z nejefektivnějších metod produkce 0+ candáta vůbec, se zdá být právě jeho monokulturní odchov na ročka společně se střevličkou východní, která může být (1) candátem velmi výhodně produkčně zhodnocena. Navíc, (2) takto získaný kvalitní násadový materiál tohoto piscivora může být následně použit pro její výraznou limitaci a patří mezi jedno z nejefektivnějších opatření v boji s tímto nepůvodním druhem nejenom v akvakultuře.

Cílem **kapitoly 3** proto bylo detailně popsat a propracovat metodu odchovu takového násadového materiálu candáta, který bude mít díky svému predačnímu tlaku okamžitý biomanipulační efekt.

Testovány proto byly tři způsoby monokulturního odchovu 0+ candáta na ročka (odchov B je praxí již využíván - Klimeš & Kouřil 2003, ale doposud chyběl jeho uspokojivý detailní popis) – (A) odchov candáta společně s adultní střevličkou východní (*P.parva*) jako potravní rybou, (B) pravidelné přisazování juvenilní střevličky v průběhu odchovu a (C) odchov bez potravní ryby, a to ve vztahu k jeho růstu, přežití a odhadu nákladů spojených s odchovem. Z výsledků této studie je patrně, že:

(1) Efektivní odchov candáta na ročka (podzimní plůdek) může být realizován pouze za přítomnosti potravní ryby.
(2) Ranný (časný) přechod na piscivorii měl signifikantně pozitivní vliv na růst a celkovou hmotnostní produkci.
(3) Přechod na piscivorii signifikantně pozitivně ovlivňuje celkové přežití a *vice versa*, přežití dramaticky kleslo až na 6.9% v případě nepřítomnosti potravní ryby (C).
(4) Přechod na piscivorii způsobuje výrazné změny ve velikostním složení obsádky 0+ candáta (její diverzifikace). Při vlastním odchovu musí být brány v úvahu možné důsledky – vznik kanibalismu, v případě že nastanou nevhodné potravní podmínky – nedostatek či přerušení přísunu potravních ryb.
(5) Použití 100 $kg.ha^{-1}$ adultní střevličky jako vstupní biomasy potravní ryby se jeví v případě odchovu 0+ candáta jako mimořádně účinné. Tato biomasa poskytovala vhodnou potravní základnu po celé období odchovu (zvláště z důvodů reprodukčního potenciálu střevličky ale i velikostní dostupnosti adultů později).

(6) Možnosti produkce většího 0+ candáta založené na základě pravidelného přisazování potravních ryb jsou limitovány nepřetržitým přisazováním a zvýšenými ekonomickými náklady spojenými s manipulací, dopravou včetně mzdových prostředků.

Schopnost predace ve vztahu ke střevličce východní a současně možnosti monokulturního chovu byly následně studovány také na dalším potenciálně piscivorním druhu a to okounu říčním. Rovněž v jeho potravě se střevlička častěji vyskytovala (kapitola 2) a již v pilotním experimentu Musila a Adámka (2003) byl tento druh 2+ okounem dokonce preferován před perlínem ostrobřichým (*Scardinius erythrophthalmus*). Cílem **kapitoly 4**, bylo otestovat možnost piscivorie u 0+ okouna a jak je z výsledků této studie patrné, schopnost přechodu na dravý způsob života, simulovaný přisazením střevličky, může být využit dokonce již během prvního roku života (0+ okouna). Navíc, se piscivorie 0+ okouna zdá býti pravidelně se vyskytujícím a častějším fenoménem než je všeobecně předpokládáno. Tato ontogenetická potravní změna je doprovázena výraznými změnami ve velikostním intrakohortním složení 0+ okouna a byla nalezena v souvislosti s výskytem dostupných potravních ryb (jejich velikostní dostupnosti a jejich abundanci). Výskyt bimodality velikostního složení 0+ okouna, způsobené výrazně rozdílným růstovým tempem piscivorních a nepiscivorních (zooplanktivorních a bentivorních) jedinců, se zdá být pravidelně se vyskytujícím jevem tak jak je tomu známo u většiny dalších piscivorních druhů.

Piscivorie významně ovlivňovala intrakohortní dynamiku 0+ okouna. Ačkoli je tato potravní změna výhodou individuální, na populační (resp. intrakohortní úrovni) výrazně negativně ovlivňovala velikostní složení (strukturu) 0+ okouna v důsledku velikostně-selektivní mortality - kanibalismem.

Piscivorie u 0+ okouna může významně ovlivňovat dynamiku rybích společenstev (jeho strukturalizaci) efektivní predací na 0+ ryby a proto by s ní mělo být počítáno rovněž při kvantifikaci mortality způsobované predací (např. Mehner et al. 1996). V této studii byla dokumentována úspěšná redukce nepůvodního nežádoucího druhu (*P. parva*). Přechod na dravý způsob života má u 0+ okouna významné dopady také na akvakulturu a to jeho biomelioračních schopností v případě výskytu střevličky východní již v prvém roce života. V případě kdy je cíleně monokulturně chován, platí pro jeho chov podobné zásady jako např. pro candáta.

Největší chycení 0+ jedinci, jejichž věk byl přesně determinován, dosáhli na konci měsíce září délky těla (SL) až 158mm. Růstový potenciál piscivorního 0+ okouna by proto neměl být podceňován.

Ačkoli nebylo v možnostech autora během tak to krátkého období zcela zodpovědět širokou problematiku týkající se predačního chování dravých ryb na tento nepůvodní druh (např. sestavování účelových obsádek, ověření a znalost biomelioračních schopnosti starších věkových ročníků dravých druhů ryb atp.) předpoklad Adámka et al. (1996), že může být tento druh predací velmi výrazně limitován, je z výsledků jednotlivých studií (kapitola 2, 3 a 4) poměrně jasně patrný. Navíc, může být akvakulturou střevlička i velice výhodně využita k produkčním účelům – získání kvalitního násadového materiálu některých dravých ryb (0+ candáta a okouna), což bylo v případě candáta již metodicky uspokojivě zpracováno také pro širokou rybářskou praxi (Musil 2006; Musil & Kouřil 2006). Dostatek násadového materiálu dravých ryb jak po kvantitativní, ale také kvalitativní stránce je prvním a nejdůležitějším krokem v boji s tímto nežádoucím rybím invazním druhem. Snahou autora v příštím letech proto bude především zavedení pozorovaných skutečností do rybářské praxe ČR, včetně dalšího zlepšování již zde nastíněných metod a pozorovaných skutečností.

## Literatura


Adámek Z., Fašaič R. & Tarhoviský R. (1995). Toxikologická a anesteziologická charakteristika střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) a její tolerance k nepříznivým podmínkám prostředí. In: Máchová, J., Vykusová, B., Svobodová, Z.(eds.) *Toxicita a biodegradabilita odpadů a látek významných ve vodním prostředí*: 65-69.

Adámek Z. & Kouřil J. (1996). Nepůvodní druhy ryb posledních let v České republice z hlediska původní ichtyofauny. In: Lusk, Halačka (eds.) *Biodiversity of ichthyofauna in Czech Republic* (I): 34-41.

Adámek Z., Navrátil S., Palíková M. & Siddiqui M.A. (1996). Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*): Biologie nepůvodního druhu v podmínkách České republiky. *Sborník vědeckých prací k 75.výročí založení VÚRH*, 141-150 s.

Adámek Z. & Opačak A. (2005). Prey selectivity in zander (*Sander lucioperca*), pike (*Esox lucius*) and perch (*Perca fluviatilis*) under experimental conditions. *Biologia* **60**: 567-570.

Adámek Z. & Sukop I. (2000). Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybničního prostředí. In: Lusk S., Halačka K. (Eds): Biodiverzita Ichtyofauny České republiky (III), Brno: 37-43.

Allen Y., Kirby S., Copp G.H. & Brazier M. (2006). Toxicity of rotenone to topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* for eradication of this non-native species from a tarn in Cumbria, England. *Fisheries Management and Ecology* **13**: 337-340.

Anhelt H. (1989). Zum Vorkommen des asiatichen Gründlings *Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Österreich. *Österreichs Fischerei* **42**: 164-168.

Arnold A. (1985). *Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842) nun auch in der DDR! *Z. Binnenfisch. DDR* **32**: 182-183.

Arthur J.R. & Subasinghe R.P. (2002). Potential adverse socio-economic and biological impacts of aquatic animal pathogens due to hatchery-based enhancement of inland open-water systems, and possibilities for their minimisation. In: Arthur J.R., Phillips M.J., Subasinghe R.P, Reantaso M.B. and MacRae I.H (eds) Primary Aquatic Animal Health Care in Rural, Small-scale Aquaculture Development. FAO Fisheries Technical Paper No.406, FAO, Rome: 113-126.

Asaeda T., Park B.K. & Manatunge J. (2002). Characteristics of reaction field and the reactive distance of a planktivore, *Pseudorasbora parva* (*Cyprinidae*), in various environmental conditions. *Hydrobiologia* **489**: 29-43.

Asahina K., Hirose H. & Hibiya T. (1990). Annual Reproductive Cycle of the Topmouth Gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Tama River. *Nippon Suisan Gakkaishi* **56 (2)**: 243-247.

Bachman R.A. (1984). Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **11**: 1-32.

Banarescu P. (1964). Fauna Republicci Populare Romine, Pisces-Osteichthyes **13**. Bucharest: Academia Republicci Popular Romine.

Bergensen E.P. & Anderson D.E. (1997). Distribution and spread of *Myxobolus cerebralis* in the United States. *Fisheries* **22**: 6-7.

Baruš V., Oliva O. et al. (1995). Mihulovci a ryby (2), Fauna ČR a SR, Academia Praha, 101-108; 373-380s.

Beyer K. (2004). Escapees of potentially invasive fishes from an ornamental aquaculture facility: the case of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Journal of Fish Biology* **65**: 326-327.

Bianco P.G. (1988). Occurrence of the Asiatic gobionid *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel) in south-eastern Europe. *Journal of Fish Biology* **32**: 973-974.

Buijse A.D. & Houthuijzen R.P. (1992). Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 894: 902.

Burke J.S, Bayne D.R. & Rea H. (1986). Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds. *Aquaculture* **55**: 59-68.

Caiola N. & de Sostoa A. (2002). First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* **61**: 1058-1060.

Cakic P., Lenhardt M., Kolarevic J., Mickovic B. & Hegedis A. (2004). Distribution of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in Serbia and Montenegro. *Journal of Fish Biology* **65**: 1431-1434.

Cambray J.A. & Pister E.P. (2000). The role of scientists in creating public awareness for the conservation of fish species: African and American case studies. In: *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*: 414-423.

Cambray J.A. (2003). Impact on indigenous biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* **500**: 217-230.

Coad B.W. & Abdoli A. (1993). Exotic fish species in the freswaters of Iran. Zoology in the Middle East 9: 65-80.

Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N.G., Erös T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kováč V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Peňáz M., Povž M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakénas S., Šumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C. To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology* **21**: 242-262.

Domaniewski J. & Wheeler A. (1996). The topmouth gudgeon has arrived. *Fish* (July), **43**, 40pp.

Economidis P.S., Dimitriou E., Pagoni R., Michaloudi E. & Natsis L. (2000). Introduced and translocated fish species in the inland water of Greece. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 239-250.

Gharrett A.J. (1994). Genetic dynamics of a small population system: a model applicable to interactions between hatchery and wild fish. *Aquaculture and Fisheries Management* **25**: 79-92.

Gido K.B. & Brown J.H. (1999). Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology* **42**: 387-399.

Gozlan R.E., Pinder A.C. & Shelley J. (2002). Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology* **61**: 298-300.

Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P.& Kent M.L. (2005). Disease threat to european fish. *Nature* **435**,1046pp. doi: 10.1038/4351046a

Hilge V. & Steffens W. (1996). Aquaculture of fry and fingerling of pike-perch (*Stizostedion lucioperca* L.) - a short review. *Journal of Applied Ichthyology* **12**: 167-170

Hliwa P., Martyniak A., Kucharczyk D., Sebestyén A. (2002). Food preferences of juvenile stages of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in the Kis-Balton reservoir **10 (1)**: 121-127.

Jankovský P. (1983). Výskyt střevličky východní v ČSR. *Rybářství* **3**: 52

Katano O. & Maekawa K. (1997). Reproductive regulation in the female Japanese minnow, *Pseudorasbora parva* (*Cyprinidae*). *Environmental Biology of Fishes* **49**: 197-205.

Klimeš J. & Kouřil J. (2003). Odchov rychleného plůdku a ročka candáta obecného (*Sander lucioperca*) v rybnících. *Bull. VÚRH JU Vodňany*, **1-2** : 43-48

Kneževic B. (1981). *Pseudorasbora parva* (Schlegel), (Pisces, Cyprinidae), New genus and species in the Lake Skadar. *Glas. Rep. Zavoda Zast. Prir.* **14**: 79-84

Kozlov V.I. (1974). Amurskij čebačok – *Pseudorasbora parva* (Schl.) – novyj vid ichtiofauny bassejna Dněstra. *Vest. Zool.* **8 (1)**: 77-78

Libosvárský J., Baruš V. & Štěrba O. (1990). Facultative parasitism of *Pseudorasbora parva* (Pisces). *Fol. Zool.* **39 (4)**: 355-360

Lodge D.M. (1993). Biological invasions and deletions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **8:** 133-137.

Maezono Y. & Miyashita T. (2003). Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. *Biological Conservation* **109**: 111-121.

Maezono Y. & Miyashita T. (2004). Impact of exotic fish removal on native communities in farm ponds. *Ecological Research* **19**: 263-267.

Mehner T., Schultz H., Bauer D., Herbst R., Voigt H. & Benndorf J. (1996). Intraguild predation and cannibalism in age 0 perch (*Perca fluviatilis*) and age 0 zander (*Stizostedion lucioperca*): interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici* **33**: 353-361.

Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T. & Secor C.L. (1993). Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research* **19**: 1-54.

Musil J. (2006). Ponds rearing methods of juvenile pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in the Czech Republic – a short review. Bulletin VÚRH Vodňany Vol.42 (1): 38-44.

Musil J. & Adámek Z. (2003). Predation of perch (*Perca fluviatilis*) towards topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) under experimental pond's conditions. Bull. VÚRH Vodňany, 1-2, 75-81 pp

Musil J. & Adámek Z. (in press). Piscivorous fishes diet dominated by asian cyprinid invader topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Biologia*

Musil J. & Kouřil J. (2006). Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. *Edice metodik VÚRH JU Vodňany* **76**: 1-14.

Musil J., Stupka Z. & Adámek Z. (2003). Topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) sensitivity to anesthesia by clove oil. In: 6th Czech Ichthyological Conference, Prague: 57-65.

Oberle M. (2003). High incidence of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) reduces yield carp ponds. European Network for the Dissemination of Aquaculture RTD Information (Q5CA-2000-30105) and previously FAIR-3837. Aqua-Flow ref.: TL2003-128.

Park B. K. & Park S.S. (2005). Effects of environmental conditions and prey size on locomation behaviours of planktivorous fish. *Journal of Environmental Biology* **26(2)**: 243-250.

Pimm S.L. (1991). The Balance of Nature? University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concept and definitions. *Divers. Distrib.* **6**: 93-107.

RIFHV (1990). Guidelines for introduction of fishes and aquatic invertebrates. Methodological Series No. 35. Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Vodňany. (in Czech)

Rosecchi E., Crivelli A.J. & Catsadorakis G. (1993). The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (nort-western Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **3**: 223-231.

Rosecchi E., Thomas F. & Crivelli A.J. (2001). Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biology* **46:** 845-853.

Skelton P.H. (2000). Flagships and fragments – perspectives on the conservation of freshwater fishes in southern Africa. *African Journal of Aquatic Science* **25**: 37-42.

Steffens W., Geldhauser F., Gerstner P., Hilge V. (1996). German experiences in the propagation and rearing of fingerling pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Annales Zoologici Fennici* **33**: 627-634

Stoffels R.J. & Humphries P. (2003). Ontogenetic variation in the diurnal food and habitat associations of an endemic and an exotic fish in floodplain ponds: consequences for niche partitioning. *Environmental Biology of Fishes* **66**: 293-305.

Šebela M. & Wohlgemuth E. (1984). Některá pozorování *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1942) (Pisces, Cyprinidae) v chovu. *Čas. Mor. Muzea, Brno, vědy přír.*, **69**: 187-194

Trombickij I.D. & Kachovskyj A.E. (1987). O fakultativnom parazitisme pseudorasbory *Pseudorasbora parva* (Schlegel) v rybovodnych prudach. *Vopr. Ichtiol.*, **27 (1)**: 166-167.

Verreth J. (1984). Manipulation of the zooplankton populations in nursing ponds of pike-perch fry (*Stizostedion lucioperca* L.). *Terh. Internat. Verein. Limnl.* **22**: 1672-1680.

Viola A.E. & Schuck M.L. (1995). A method to reduce the abundance of residual hatchery steelhead in rivers. *North American Journal of Fisheries Management* **15**: 488-493.

Vitousek P.M. (1990). Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* **57:** 7-13.

Weber E. (1984). Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarben im Donauraum. *Ost. Fisherei*, **37**, 63-65.

Welcomme R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper, (294), FAO, Rome, Italy: 318 pp.

Welcomme R.L. (1992). A history of international introductions of inland aquatic species. In: *ICES Marine Science Symposia* **194**: 3 – 14.

Wildekamp R.H., Van Neer W., Kücük F. & Űnlüsayin M. (1997). First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the Asiatic part of Turkey. *Journal of Fish Biology* **51**: 858-861.

Wittenberg R. & Cock M.J.W. (2001). Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. CAB International, Oxon, UK.

Wolfram-Wais A., Wolfram G., Auer B., Mikschi E. & Hain A. (1999). Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia* **408/409**: 123-129.

Wohlgemuth E. (1980). Parasbora malá v akváriu. *AT* **23 (4)**: 14-15

Xie S., Cui Y., Zhang T. & Li Z. (2000). Seasonal patterns in feeding ecology of three small fishes in the Biandantang Lake, China. *Journal of Fish Biology* **57**: 867-880.

Žitňan R. & Holčík J. (1976). On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. *Folia Zoologica* **25 (1)**, 91-95.

# Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal

**Musil J.** [1]*, Adámek Z.[1, 2] and Baranyi Ch.[3]

Running title: **Fish assemblage in a pond canal**

(Aquaculture International – v tisku)

**Author for correspondence:** Jiří Musil, *Department of Aquaculture and Hydrobiology, University of South Bohemia in České Budějovice, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic, Tel. 42(0) 383 382 402, Fax. 42(0) 383 382 396, e-mail: musil@vurh.jcu.cz)*

Running title: **Fish assemblage in a pond canal**

# Title: **Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal**

J. MUSIL[1]*, Z. ADÁMEK[1, 2] and CH. BARANYI[3]

[1]*Department of Aquaculture and Hydrobiology, University of South Bohemia in České Budějovice, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic*; [2]*Department of Fish Ecology, Institute of Vertebrate Biology AS CR, Květná 8, 60365 Brno, Czech Republic;* [3]*Department of Microbial Ecology, Vienna Ecology Center, University of Vienna, Althanstrasse 14, 1090 Vienna, Austria; * Author for correspondence (e-mail: musil@vurh.jcu.cz)*

**Author for correspondence:** Jiří Musil, *Department of Aquaculture and Hydrobiology, University of South Bohemia in České Budějovice, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic, Tel. 42(0) 383 382 402, Fax. 42(0) 383 382 396, e-mail: musil@vurh.jcu.cz)*

**Abstract.** The annual dynamics of fish assemblage in a pond connecting canal of South Moravian pond aquaculture facility was studied to reveal potential assemblage effects on pond stocks and vice versa. The species richness of fish assemblage and seasonal dynamics of its development were predominantly dependent upon the fish stock of interconnected ponds (particularly due to escapees during the period of pond harvesting) which contributed to a considerable increase of commercial fish species occurrence. Using a seasonal parameter, season proved to have a major impact on fish assemblage dynamics ($r = -0.71$, $p < 0.001$). Spring samples were dominated by commercial fishes of aquaculture origin (mainly *Cyprinus carpio*). Occurrence of several fish species originating from the wild (bleak, *Alburnus alburnus*, chub, *Leuciscus cephalus* and roach, *Rutilus rutilus*) was also reported.

The pond canal was found to be an important reservoir site of persistant survival and potential subsequent spreading of some undesirable alien fishes like topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) and Gibel carp (*Carrasius auratus*). Moreover, more attention should be paid to potential negative impacts of all fishes of aquaculture origin upon the natural ecosystem and to adverse effects due to the immigration of wild fish into aquaculture pond farming units.

**Key words:** fish assemblage, pond canal, species richness, seasonal dynamics, alien species

## Introduction

Losses in aquatic biodiversity caused by species invasions have been often reported (e.g. Pimm 1991, Gido and Brown 1999, Skelton 2000, Arthur and Subasinghe 2002, Cambray 2003, Maezono and Miyashita 2004). Introduced species may have a responsibility for major changes in community structure and ecosystem function

(Vitousek 1990, Lodge 1993, Cambray and Pister 2000, Stoffels and Humphries 2003) due to biotic interactions such as competition and predation (Lodge 1993, Gido and Brown 1999), potential genetic impacts (Gharrett 1994, Viola and Schuck 1995, Arthur and Subasinghe 2002), abiotic disturbances (Moyle 1986, Gido and Brown 1999), and the spread of diseases (Bachman 1984, Viola and Schuck 1995) especially in case of exotic and/or alien species which also have been identified as a main cause for decline of endemic species (e.g. Stoffels and Humphries 2003, Maezono and Miyashita 2004) in freshwater fishes worldwide when they have expanded.
According to Welcomme (1988), aquaculture is quoted for more than 40% of all reasons of introductions. Besides legal introductions to enhance recreational and commercial fisheries including ecological management, accidental escapees from fish farms were several times mentioned as a cause of occurrence of non-native species in the wild (Artur and Subasinghe 2002, Beyer 2004).
Until now, the concern regarding introductions and transfers of aquatic animals has been focused mainly on their impacts on aquaculture (Burke et al. 1986, Arthur and Subasinghe 2002, Maezono and Miyashita 2003, 2004), however, obvious impacts of aquaculture upon wild fishes populations have been reported many times (see e.g. Viola and Schuck 1995, Bergensen and Anderson 1997, Arthur and Subasinghe 2002).
In the Czech Republic, fish pond farming constituted a major aquaculture sector associated with transfers and introductions of aquatic animals. Thus, pond connecting canals and drainages in fish pond farming systems, opened to natural water ecosystems, can play an important role in accidental fish introductions and impact on both the aquaculture farming units and natural water ecosystems with remarkable consequences in potential adverse economic and biological losses.

Therefore, the purposes of this study were to evaluate (1) pond canal fishes assemblage composition and its seasonal pattern, (2) to reveal its potential impacts upon aquaculture and wild fishes species, and to try to address, in a broad context, questions and needs for future research.

## Material and methods

*Study area*

The pond canal under study is a part of the fish farm Velký Dvůr (Pohořelice Fisheries Co.) drainage supplied by outlets from four carp ongrowing ponds, located in pond aquaculture area in the South Moravia region of the Czech Republic (Figure 1). Fish farm operates in diverse pond fish species cultivation and provided complete information about pond stock composition (stocking density, biomass) and all fish-farming proccesses in the interconnected ponds throughout the whole year period, thus enabling to compare this data with data recorded in the pond canal under study. In all these ponds, fish were harvested in April within fourteen-day period. One- and two-year-old carp, reared in polyculture together with herbivorous fish of the identical age category, comprised majority of fish yields ranging between 300 to 1000 $kg.ha^{-1}$ of total biomass. Later on, three ponds were managed as a nursery for production of early advanced and autumnal fry of carp and herbivorous fish (stocking densities ranged between 200 to 500 thousand $ind.ha^{-1}$) with a little adition of three-year-old tench. Carp broodfish were stocked in the density of 120 $ind.ha^{-1}$ in one pond separately with primary aim of natural spawning in combination with production of market fish. In early May, fertilized eggs of pikeperch (nets) were introduced into this pond together

with prey fish (rudd, *Scardinius erythrophthalmus*) and koi carp (*Cyprinus carpio* var. *koi*) spawners.

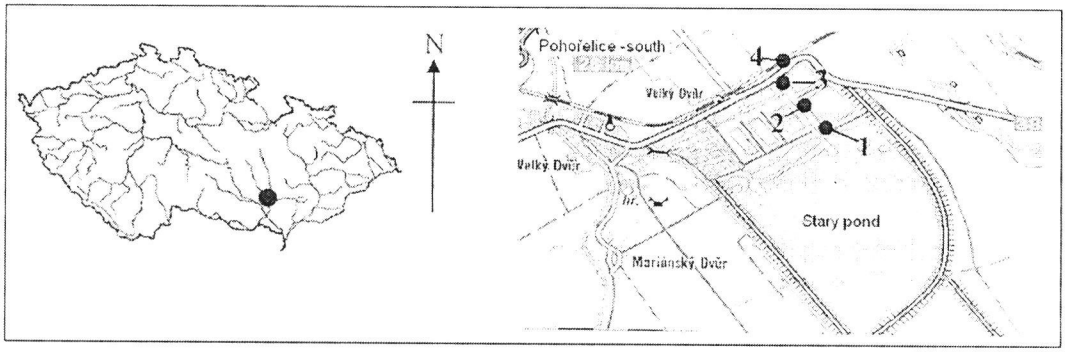



*Figure 1.* Location of fish farm in the Czech Republic. In the right site of the figure is given detailed map of samplings sites (• 1 – 4) under study.

*Data collection*

The fish assemblage in a pond canal was monitored monthly from January 2003 until December 2003 between 10 a.m. and 2 p.m. The monitoring of basic environmental parameters such as temperature ($^0$C), dissolved oxygen (mg.l$^{-1}$), pH, conductivity (μS.cm$^{-1}$) and transparency (cm) including habitat description as depth (cm) and canal bed width (m) was conducted at the same time as fish samplings (Table 1).
Four representative localities were sampled using electroshocking gear (Smith & Root, 300-400 V, 50 Hz) for 10 s interval as a point abundance sampling (Copp and Peňáz 1988). The effort was targeted to (1) capture as many species as possible and (2) capture of fish individuals in a proportion to their relative occurrence on the study point. Therefore, data were considered as the CPUE units.
In the field, all captured fishes were identified to species, counted and measured (TL) to nearest 1mm, and released back. Ornamental fishes (koi carp and golden ide, *Leuciscus idus* var. *orfus*), were assumed as pristine fish species.

*Data analysis*

Fish assemblage was analyzed as the species richness - the number of species present including information on the relative species density (Wooton 1998) expressed as the species dominance (see Table 2). We estimated the seasonal dynamics in fish assemblage as changes in fish species composition throughout the whole year of observation.
Season was defined using the parameter "relative spring like" (RSL). It was calculated by defining the 2$^{nd}$ May, as the most spring like day, with the relative value of RSL = 1 and the 3$^{rd}$ November, as the least spring like day, with RSL = 0. Thus our parameter follows a seasonal sinus curve.

*Gradient analysis*

Species that occurred in less than one percent of the dominance in samples were excluded from analysis as rare species (in terms of occurrence) since they might seriously bias the outcome of ordination analysis. We assumed that species composition and fish community structure should differ considerably between samples from different dates. Thus season should be important for the structure of the analysed community. To summarise these differences we performed a Detrended Correspondence Analysis (DCA), which ordinates the sampling sites based on fish abundance (software package: CANOCO for WINDOWS). If RSL affects fishes distribution, the DCA scores of samples should show a gradual pattern and this pattern should be significantly correlated with RSL.
Finally, all fish species were separated into the "categories" with respect to their (1) regional importance as aquaculture species (commercial, prey, conservation and alien species) and wild fishes, and (2) status using the IUCN conservation categories and criteria (including their regional status - Adámek and Kouřil 1996) (Table 3). Taking into consideration their origin (stocking data), their potential impacts upon pond aquaculture as well as upon natural ecosystems (as escapees) are disccussed.

## Results

*Fish assemblage*

In the pond canal, overall 17 species from 3 families (Esocidae, Cyprinidae and Percidae) were registred throughout the anual observation period. Their numbers ranged from 2 in September to 12 in July (mean = 6, SD = 2.86). Species richness including individual species dominance of all captured fishes is presented in the Table 2.

Commercial fishes (see Table 2 and 3) such as common carp, tench, *Tinca tinca*, grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, and some piscivourous species such as pike, *Esox lucius*, asp, *Aspius aspius* and zander, *Sander lucioperca* ranged in dominance from 0.3 to 78.1 in April and September respectively. Only in March, no commercial fishes were captured. Species richness was highest in July when the fish assemblage was represented by seven commercial species. Common carp was the dominant fish species in the assemblage since April until August when its occurrence started to decline. All registered carp were identified as 0+ to 3-year-old fish in the size range from 37 mm to 394 mm (n = 321, 95.3 % fish <150 mm). Tench were captured between May to August in the size range from 96 to 220 mm (n = 6). Piscivorous fishes were recorded only occasionally and all of them belonged to 0+ fish (size range - asp 120 -134 mm, n = 4, zander 101 - 126 mm, n = 4, and pike 218 mm, n = 1).
Prey fishes such as roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and common bream, *Abramis brama* dominance ranged from 5.6 to 99.7 in April and September respectively. Prey fish species were not registered in March only but since September, they dominated with more than 90 % (roach) until the end of observation period in a wide size range (roach from 74 to196 mm, n = 936, rudd from 124 to 142 mm, n = 2, and common bream from 118 to 440 mm, n = 4).
Protected fish species category was represented by ide only, *Leuciscus idus*, which recorded in April and between September and December. Its dominance ranged from 0.5 to 9.5 in November and May respectively in the size range from 90 to 200 mm (n = 26).

*Table1*. Environmental characteristics of the pond canal. Mean data (range) from 4 representative sites (n = 12 each).

| | **Temperature ($^0$C)** | **dissolved $O_2$(mg.l$^{-1}$)** | **pH** | **conductivity (µS.cm$^{-1}$)** | **transparency (cm)** | **water depth (cm)** | **width (m)** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 12.7 (4.1 - 21.1) | 6.2 (1.3 - >20.0) | 8.8 (8.0 – 9.8) | 593 (464 - 762) | 20 (13-52) | 30 (13 – 67) | 7.5 (7.1-7.8) |
| 2 | 12.0 (1.5 – 19.3) | 8.4 (2.5 – 17.5) | 8.4 (7.7 – 9.2) | 694 (546 - 830) | 30 (18 -50) | 50 (36 – 75) | 3.8 (3.5 – 4.2) |
| 3 | 12.1 (1.6 – 20.2) | 8.1 (2.5 – 17.8) | 8.5 (7.8 – 9.9) | 746 (544 - 950) | 40 (20 – 75) | 50 (28 – 75) | 4.9 (4.9 – 4.9) |
| 4 | 12.2 (2.0 – 20.4) | 8.8 (2.4 – 20.0) | 8.5 (8.0 – 9.8) | 766 (540 - 1007) | 30 (20 – 56) | 40 (29 – 56) | 5.5 (5.3 – 5.6) |

Altogether four exotic species were found in a pond canal. Out of these, only two (grass carp and silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*) are considered as commercial fishes. They occurred only occasionally (see Table 2 and 3) in 0+ and 2-year-old categories in size range from 111 to 124 mm (n = 2), and 132 to 180 mm (n = 5) respectively. Two alien species (topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, and gibel carp, *Carassius auratus* were also recorded in the pond canal. Topmouth gudgeon occurred regularly during the whole observation period except for September with the dominance ranging from 2.4 to 38.6 in a wide size range (from 10 to 110 mm, n = 101). Gibel carp was registered only occasionally (Table 2) with dominance ranging from 1.4 to 4.1 % in size range from 58 to 182 mm (n = 11). Coarse fish dominated particularly during the first 3 month of the study with dominance ranging from 53.9 to 62.5 % in January and March respectively. Since April, the occurrence of coarse fish in the canal rapidly declined (Table 2). The dominant species was bleak, *Alburnus alburnus*, in the size range from 72 to 150 mm (n = 48) with dominance ranging from 0.5 to 50 % except for May. Since August, bleak did not occurr. Gudgeon, *Gobio gobio* (104 mm, n = 1) and chub, *Leuciscus cephalus* (90 -120 mm, n = 5) occurred only sporadically in January and June respectively.

*Seasonal dynamics*

DCA analysis illustrates a clear gradual change of the fish assemblage along the first DCA axis (Figure 2). The first axis explained 37 % of the total variance. The scores of this axis are significantly correlated with our seasonal parameter RSL ($r = -0.71$, $p < 0.001$). Thus season proved to have a major impact on the sampled fish communities. Consequently low DCA 1 scores correspond with very spring like sampling dates (Figure 3). The spring like community is mainly dominated by species classified as commercial fishes from aquaculture (e.g. carp and tench). With season progression, native species like roach and bleak got more important (Figure 3).

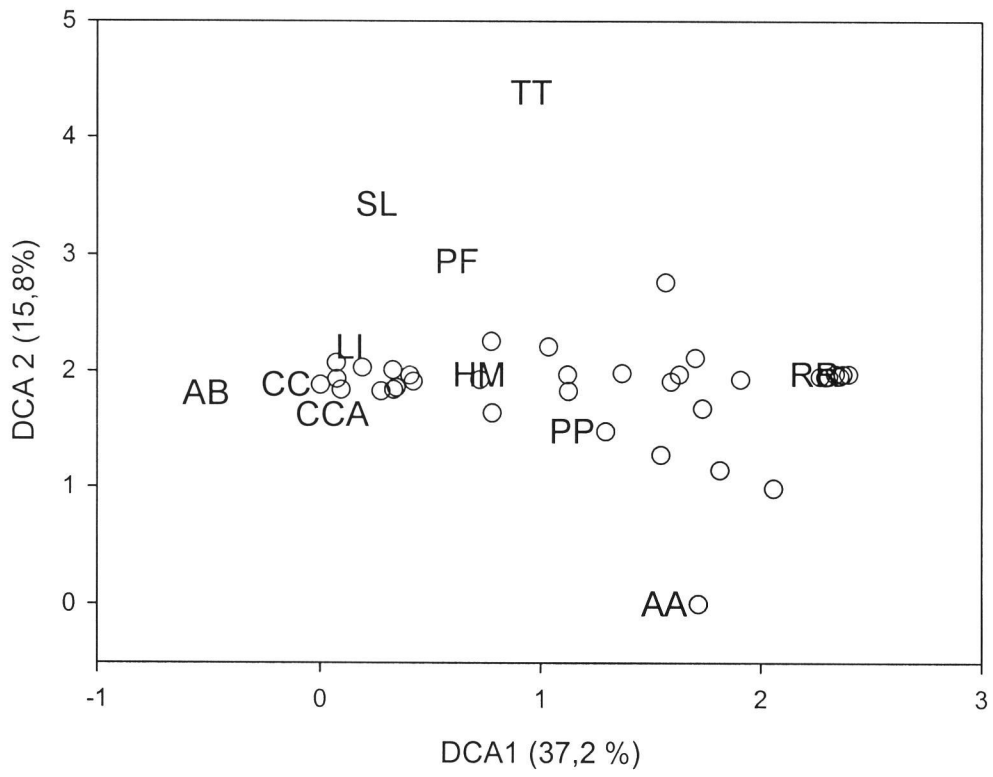


*Table 2.* Fishes species dominance (in %) in the pond canal in 2003

Abbreviations: EL – pike (*Esox lucius*); RR – roach (*Rutilus rutilus*); LC – chub (*Leuciscus cephalus*); LI – orfe (*Leuciscus idus*); SE – rudd (*Scardinius erythrophthalmus*); CI – grass carp (*Ctenopharyngodon idella*); AU – asp (*Aspius aspius*); TT – tench (*Tinca tinca*); PP – topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*); GG – gudgeon (*Gobio gobio)*; AA – bleak (*Alburnus alburnus)*; AB – common bream (*Abramis brama)*; CCa – crucian carp (*Carassius carassius*); CC – carp (*Cyprinus carpio)*; HM – silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*); PF – perch (*Perca fluviatilis*); SL – pikeperch (*Sander lucioperca*)

| **Date** | **30/01** | **26/02** | **26/03** | **30/04** | **27/05** | **19/06** | **15/07** | **28/08** | **26/09** | **1/11** | **30/11** | **5/01** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **n** | **39** | **49** | **16** | **215** | **42** | **33** | **145** | **70** | **304** | **253** | **205** | **121** |
| EL | | | | | | | 0.7 | | | | | |
| RR | 35.9 | 34.7 | | 5.1 | 23.8 | 18.2 | 5.5 | 34.3 | 99.7 | 95.7 | 92.7 | 91.7 |
| LC | | | | | | 15.2 | | | | | | |
| LI | | | | 3.7 | 9.5 | 9.1 | 5.5 | 1.4 | | | 0.5 | 0.8 |
| SE | | | | | 4.8 | | | | | | | |
| CI | | | | | | | 1.4 | | | | | |
| AU | 2.6 | | | | | | | | | | | |
| TT | | | | | 2.4 | 6.1 | 1.4 | 1.4 | | | | |
| PP | 7.7 | 28.6 | 37.5 | 8.4 | 16.7 | 3.0 | 3.5 | 35.7 | | 2.4 | 4.4 | 5.8 |
| GG | | | | | | | | | | | | 0.8 |
| AA | 48.7 | 34.7 | 50 | 0.5 | | 9.1 | | | | | | |
| AB | | | | 0.5 | | 3.1 | 1.4 | | | | | |
| CCa | | | | 1.4 | | | 4.1 | 2.9 | | | | |
| CC | | 2.0 | | 77.7 | 40.5 | 36.4 | 69.7 | 20 | 0.3 | 1.2 | 1.5 | 0.8 |
| HM | | | | 0.5 | | | 2.8 | | | 0.8 | | |
| PF | 5.1 | | 12.5 | 2.3 | 2.4 | | 2.1 | 2.9 | | | 1.0 | |
| SL | | | | | | | 2.1 | 1.4 | | | | |

*Table 3.* Species status and aquaculture importance

| | Status | | Aquaculture species | | *Affecting the ecosystem | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Species** | **Nat** | **Ex** | **Com** | **Prey** | **Cons** | |
| Esocidae | | | | | | |
| *Esox lucius* (Linnaeus, 1785) | x | | x | | | |
| Cyprinidae | | | | | | |
| *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1785) | x | | | x | | |
| *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1785) | x | | | x | | |
| *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | x | |
| *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | | |
| *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) | | x | x | | | ±yes |
| *Aspius aspius* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | | |
| *Tinca tinca* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | | |
| *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) | | x | | x | | yes |
| *Gobio gobio* (Linnaeus, 1785) | x | | | | | |
| *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1785) | x | | | | | |
| *Abramis brama* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | | |
| *Carassius auratus* (Bloch, 1783) | | x | | x | | yes |
| *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1785) | x | | x | x | | |
| *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) | | x | x | x | | ± yes |
| Percidae | | | | | | |
| *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1785) | x | | x | | | |
| *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1785) | x | | x | | | |

Nat - native, Ex – exotic (non-native fish species according to Czech fish fauna revision by Adámek and Kouřil 1996), Com – commercial species, Prey – prey fishes, Cons – conservation status (regional status of vulnerable fish species according to IUCN)

*for non-native species only

*Figure 2.* Ordination of the samples by Detrended Correspondence Analysis (DCA) based on the 42 fish samples. The distribution for the sampling locations and the fish species on the first factorial plain is given. The first canonical axis (DCA 1) is significantly correlated (r = -0,71) with the RSL. Thus the distribution along DCA 1 is interpreted as a seasonal gradient.

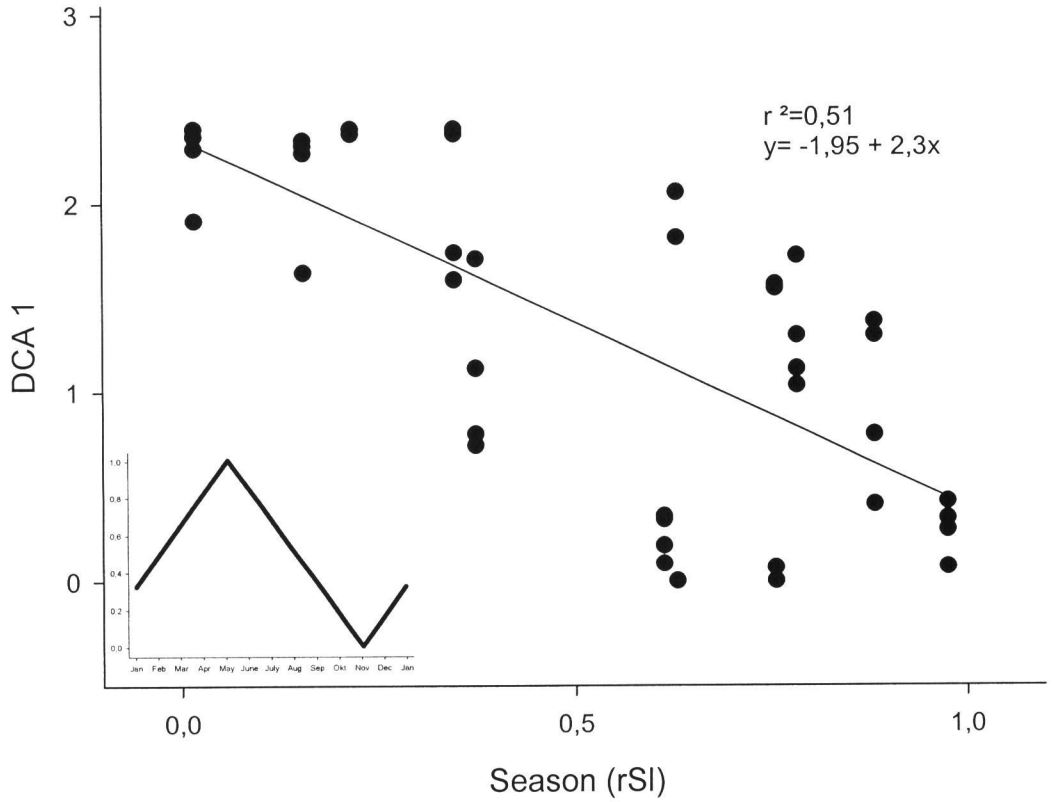



*Figure 3.* Relationship between season (RSL) and fish community expressed as DCA scores. The insert shows the wave formed pattern of RSL throughout the year.

## Discussion

A significant proportion of the entire fish assemblage was formed by *commercial species* (mostly carp) which were of aquaculture origin (pond escapees). Their occurrence corresponds to pond stocking data and timing of pond harvesting. On the contrary, during the first three months of the study, coarse fish such as bleak dominated and seemed to be a facultative canal inhabitant.

Overall four exotic species, introduced into the Czech Republic from Asia, have been recorded in the pond canal of South Moravia region. Two of them - silver carp and grass carp – comprise a regular part of pond stocks and are considered as commercially important. They have been introduced from South-East Asia already in 1970's (Adámek and Kouřil 1996). The potential impact of grass carp, feeding on aquatic plants, on the natural ecosystem is not easily predictable (Pípalová 2003). Its impact upon "ichthyoeutrophication" processes resulting in the development of green algal

phytoplankton after macrophytes reduction is classified as an adverse phenomenon (Adámek 1993). On the contrary, as a markedly positive feature, well – designed grass carp management may result in erradication of macrophytes providing a suitable spawning habitat and shelters for phytophilous cyprinids, and thus can be applied for the control of their expansion (Adámek and Kouřil 1996). Silver carp, feeding on phytoplankton, is also known to filter efficiently crustaceoplankton with entire consequences in "ichthyoeutrophication" associated with small cyprinids expansion (Adámek and Spittler 1984).

Thus potential impacts of both herbivorous fishes are controversial. The pond canal was also found to be an important reservoir site of persistant survival of two undesirable *alien fish* - topmouth gudgeon and gibel carp - very probably originating from aquaculture ponds. This small cyprinid, native to Southeast Asia, is already a successful invader (Welcomme 1992, Adámek et al. 1997, Rosecchi 2001) spread throughout Europe as reported from many countries (Žitňan and Holčík 1976, Arnold 1985, Cakic 1987, Bianco 1988, Anhelt 1989, Gozlan 2002, Beyer 2004 and others). In pond aquaculture, topmouth gudgeon is considered as highly undesirable species mainly due to food competition with commercial fishes feeding on zooplankton and zoobenthos such as carp. As one of the entire consequences, a significant reduction of carp yields was reported (Oberle 2003). However, on the contrary to this fact, it seems to be a highly suitable prey for some piscivorous fishes (Adámek and Opačak 2005) and its illegal introductions as a prey fish are getting still more frequent feature in zander and perch pond culture. Gibel carp, another food competitor is under Czech conditions known to occur as gynogenetic females mating with other cyprinids and thus reducing their spawning success (Peňáz and Kokeš 1981), however also males have already been reported (Lusková 2004).

The fish assemblage was analyzed with respect to its effect as a potential reservoir site of subsequent fishes spreading. The pond canal was found to be an extremely important area where both aquaculture originated fishes and coarse fishes were recorded.

Although our study was designed to describe the seasonal dynamics in pond canal fish assemblage, more attention should be paid to quantify fish escapees from ponds and finally from the entire fish farm to the wild. The presented study provides data about considerable impact of pond canal fish assemblage upon aquaculture and natural ecosystem management and pointing out some further research needs.

## Conclusions

The pond canal is an important site of the fish-pond farming facility which may contribute to introductions of undesirable fishes species.

In pond aquaculture, accidental introductions of alien species can obviously cause the risk of economic losses (e.g. feeding competition, spread of diseases) and typical pond canals can play an important role mainly as a reservoir biotope for consequent fish spreading to both aquaculture and natural ecosystems. Therefore, treatments such as erradication (Wittenberg et al. 2001) and control of fish community in the pond canal should be an important part of the fish-pond farm management.

## Acknowledgements

We would like to thank the Pohořelice Fisheries Co. for permission to carry out our investigation in their aquaculture facility. The study was a part of the University of South Bohemia, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology project No. MSM

6007665809 and Ministry of Agriculture, National Agency for Agriculture Research project No. QF 4118.

**References**

Adámek Z. 1993. Manipulation of fish biomass and species composition for control of water development in reservoirs. In: Lyons J., Jacklin T. and Holt V. (eds) 23rd Annual Training Course, Institute of Fisheries Management and University of Warwick, Warwick: 49-59.

Adámek Z. and Kouřil J. 1996. Recent non-native fishes in the Czech Republic with respect to their impact upon original species. In: Lusk S. and Halačka K. (eds): Biodiversity of Ichthyofauna in Czech Republic (I). Institute of Landscape Ecology AS CR, Brno: 34-41 (in Czech with English summary)

Adámek Z. and Spittler P. 1984. Particle size selection in the food of silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*. Folia Zoologica 33: 363-370.

Adámek Z. and Siddiqui M.A. 1997. Reproduction parametres in a natural population of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, and its condition and food characteristics with respect to sex dissimilarities. Polish Archiv of Hydrobiology 44: 145-152.

Adámek Z. and Opačak A. 2005. Prey selectivity in zander (*Sander lucioperca*), pike (*Esox lucius*) and perch (*Perca fluviatilis*) under experimental conditions. Biologia (Bratislava) 60: 567-570.

Anhelt H. 1989. Zum Vorkommen des asiatichen Gründlings *Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Österreich. Österreichs Fischerei 42: 164-168.

Arnold A. 1985. *Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842) nun auch in der DDR! Z. Binnenfisch. DDR 32: 182-183.

Arthur J.R. and Subasinghe R.P. 2002. Potential adverse socio-economic and biological impacts of aquatic animal pathogens due to hatchery-based enhancement of inland open-water systems, and possibilities for their minimisation. In: Arthur J.R., Phillips M.J., Subasinghe R.P, Reantaso M.B. and MacRae I.H (eds) Primary Aquatic Animal Health Care in Rural, Small-scale Aquaculture Development. FAO Fisheries Technical Paper No.406, FAO, Rome: 113-126.

Bachman R.A. 1984. Foraging behaviour of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. Transactions of the American Fisheries Society 11: 1-32.

Bergensen E.P. and Anderson D.E. 1997. Distribution and spread of *Myxobolus cerebralis* in the United States. Fisheries 22: 6-7.

Beyer K. 2004. Escapees of potentially invasive fishes from an ornamental aquaculture facility: the case of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. Journal of Fish Biology 65: 326-327.

Bianco P.G. 1988. Occurrence of the Asiatic gobionid *Pseudorasbora parva* (Temninck and Schlegel) in south-eastern Europe. Journal of Fish Biology 32: 973-974.

Burke J.S, Bayne D.R. and Rea H. 1986. Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds. Aquaculture 55: 59-68.

Cakic P. 1987. *Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842): Neue Fischart im jugoslawischen Donauteil. In: 26. Arbeitstagung IAD, Wiss. Kuryr. Passau: 252-256.

Cambray J.A. and Pister E.P. 2000. The role of scientists in creating public awareness for the conservation of fish species: African and American case studies. In: Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future: 414-423.

Cambray J.A. 2003. Impact on indigenous biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. Hydrobiologia 500: 217-230.

Copp G.H. and Peňáz M. 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the floodplain, using a new sampling approach. Hydrobiologia 169: 209-224.

Gharrett A.J. 1994. Genetic dynamics of a small population system: a model applicable to interactions between hatchery and wild fish. Aquaculture and Fisheries Management 25: 79-92.

Gido K.B. and Brown J.H. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. Freshwater Biology 42: 387-399.

Gozlan R.E., Pinder A.C. and Shelley J. 2002. Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. Journal of Fish Biology 61: 298-300.

IUCN 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. In: IUCN Species Survival Commision. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 26.

Lodge D.M. 1993. Biological invasions and deletions: lessons for ecology. Trends in Ecology and Evolution 8: 133-137.

Lusková V., Halačka K., Vetešník L. and Lusk S. 2004. Changes of ploidy and sexuality status of „*Carassius auratus*" populations in the drainage area of the River Dyje (Czech Republic). Ecohydrology & Hydrobiology 4: 165-171.

Maezono Y. and Miyashita T. 2003. Community-level impacts induced by introduced largemouth bass and bluegill in farm ponds in Japan. Biological Conservation 109: 111-121.

Maezono Y. and Miyashita T. 2004. Impact of exotic fish removal on native communities in farm ponds. Ecological Research 19: 263-267.

Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T. and Secor C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. Journal of Great Lakes Research 19: 1-54.

Oberle M. 2003. High incidence of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) reduces yield carp ponds. In: European Network for the Dissemination of Aquaculture RTD Information (Q5CA-2000-30105). Aqua-Flow ref.: TL2003-128.

Peňáz M. and Kokeš J. 1981. Notes on the diet, growth and reproduction of *Carassius auratus gibelio* in two localities in southern Slovakia. Folia Zoologica 30: 83-94.

Pimm S.L. 1991. The Balance of Nature? University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.

Pípalová I. 2003. Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) grazing on duckweed (*Spirodela polyrhiza*). Aquaculture International 11: 325-336.

Rosecchi E., Thomas F. and Crivelli A.J. 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. Freshwater Biology 46: 845-853.

Skelton P.H. 2000. Flagships and fragments – perspectives on the conservation of freshwater fishes in southern Africa. African Journal of Aquatic Science 25: 37-42.

Stoffels R.J. and Humphries P. 2003. Ontogenetic variation in the diurnal food and habitat associations of an endemic and an exotic fish in floodplain ponds: consequences for niche partitioning. Environmental Biology of Fishes 66: 293-305.

Viola A.E. and Schuck M.L. 1995. A method to reduce the abundance of residual hatchery steelhead in rivers. North American Journal of Fisheries Management 15: 488-493.

Vitousek P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. Oikos 57: 7-13.

Welcomme R.L. (comp.) 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper, (294), FAO, Rome, Italy: 318 pp.

Welcomme R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. In: ICES Marine Science Symposia 194: 3 – 14.

Wittenberg R. and Cock M.J.W. 2001. Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. CAB International, Oxon, UK.

Wooton R.J. 1998. Fish assemblage. In: Ecology of Teleost Fishes (Second Edition). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 285 pp.

Žitňan R. and Holčík J. 1976. On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. Folia Zoologica 25: 91-95

# Kapitola II.

## Piscivorous fishes diet dominated by asian cyprinid invader topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*

**Jiří Musil & Zdeněk Adámek**

Running Title: ***Pseudorasbora parva* in the diet of piscivorous fishes**

(Biologia v tisku)

*Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Department of Aquaculture and Hydrobiology , Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic; tel.: +42 (0)383 382 402, fax: +42 (0) 383 382 396, e-mail: musil@vurh.jcu.cz*

# Piscivorous fishes diet dominated by asian cyprinid invader topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*

Jiří MUSIL & Zdeněk ADÁMEK

*Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Department of Aquaculture and Hydrobiology , Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic; tel.: +42 (0)383 382 402, fax: +42 (0) 383 382 396, e-mail: musil@vurh.jcu.cz*

**Running Title:** *Pseudorasbora parva* in the diet of piscivorous fishes

**Abstract:** Predation on non-native cyprinid, *Pseudorasbora parva*, was reported during annual study in a small connecting canal about 40 km south of Brno, Czech Republic. Two cyprinid fish species (*Pseudorasbora parva*, and *Rutilus rutilus*) were identified in the diet of 23 piscivores belonging to three native fishes (*Perca fluviatilis*, *Sander lucioperca*, and *Esox lucius*). In environment, relative abundance of prey fishes changed seasonally dominated by topmouth gudgeon in spring and continuously increasing roach incidence. In contrast, topmouth gudgeon was found to be more sized-available prey ($P<0.001$) and was the most dominant prey species in the diet of all piscivorous fishes the whole season throughout. Strong piscivory towards this alien might be beneficial for its eradication or control to support ecological integrity in natural and modified seminatural habitats.

**Key words:** non-native cyprinid (*Pseudorasbora parva*), available prey fish, piscivorous fishes diet, pond system connecting canal

## Introduction

The South-east Asian cyprinid topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temninck et Schlegel, 1842) has rapidly spread during last decades of 20$^{th}$ century and its occurence has been reported from many countries the whole european region troughout (ŽITŇAN & HOLČÍK, 1976; BIANCO, 1988; ANHELT, 1989; GOZLAN et al., 2002; BEYER, 2004). In Europe, the topmouth gudgeon colonised various types of still and running waters except of trout and grayling zones but typically high abundance occurs in nursing ponds and connecting canals of pond aquacultural facilities where it often forms very numerous populations (ADÁMEK & SIDDIQUI, 1997; ROSECCHI et al., 2001). Its biology shows such traits as physiological tolerance, short generation time, high reproductive potential, feeding flexibility and parental care (ADÁMEK & SIDDIQUI, 1997; KATANO & MAEKAWA, 1997; ROSECCHI et al., 2001) thus successfull traits for any species invasion and therefore, it is classified like a successful invader (WELCOMME, 1992; ROSECCHI et al., 2001). Chance of survival in any invaded environment may be strongly affected by predation (ROSS, 1991; LODGE, 1993; GIDO & BROWN, 1999). There is surprisingly lack of any data available despite its use as a prey fish for pikeperch cultivation in ponds in central Europe was several times mentioned.

The monitoring of fish populations in a small connecting canal with regular occurence of topmouth gudgeon (ADÁMEK & SIDDIQUI, 1997, MUSIL et al., in press) was a unique opportunity to look in situ for its role in the diet of piscivorous fishes.

## Material and methods

### Study site

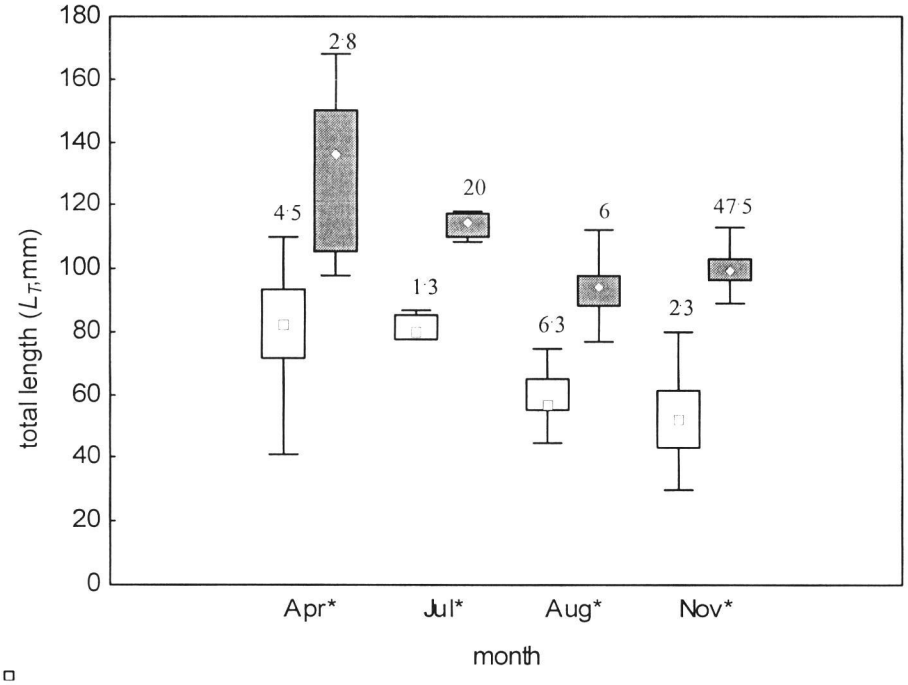
Study site is a man-made pond connecting drainage situated in fish facility about 40 km south of Brno, Czech Republic. Fish assemblage in this semi-natural habitat strongly depends upon pond farming proccess (fish stocking and harvesting) and it is dominated by commercial fishes. The pond canal was found to be an important reservoir of persistant survival of alien fish like topmouth gudgeon originating from pond aquaculture units (MUSIL et al., in press).

All potentially (obligatory and facultative) piscivorous fishes were collected monthly from January trough December using electrofishing in an effort to collect as many fishes as possible and additional fishing was done as 10s point abundance sampling (COPP & PEŇÁZ, 1988) in four representative sites to capture prey species in proportion to their relative abundance. In the field, all captured fishes were identified to species, counted and measured ($L_T$) to the nearest 1mm, and except for piscivorous species were released back. Piscivores were killed and after measuring their total length ($L_T$) stomach contents were analysed by percent-composition-by-weight approach. Prey fishes were indentified and measured using a binocular miscroscope. Vertebrae diameter ($V_D$, mm) was used for reconstruction of partly digested prey following ADÁMEK et al. (2003) to estimate total length by calculation using relationship derived for prey collected from the study habitat (*Pseudorasbora parva*, $L_T = 60.787\ V_D + 12.385$, n – 35, $L_T$ range: 34-84 mm). Data set were based only on analysis of stomachs containing fish.

## Results and discussion

From overall 81 fishes captured belonging to three native species, 23 were found to be piscivorous (*Perca fluviatilis* L., 1785, $L_T$ < 130mm, 5.6%, n – 54; $L_T$ >130mm, 55.6%, n - 18; *Sander lucioperca* L., 1785 - 75%, n - 8; and *Esox lucius* L., 1785 - 100%, n - 1). A total of 14 perch stomachs ($L_T$ range: 103-186 mm) were analysed (Tab. I). Piscivorous perch fed almost exclusively on fish (98.5% of the proportion of food biomass) and the invertebrate diet mainly consisted of copepods, *Corixa* sp. ($L_T$ < 130mm ) and terestric insect ($L_T$ >130mm) made up <2%. Two prey fish species were identified in their diet. *Pseudorasbora parva* was the most important prey eaten numerically and in terms of biomass, whereas roach *Rutilus rutilus* (L., 1785) found only in November diet was not frequently consumed and account for approximatelly 15% of the total biomass consumed by perch. Pikeperch ($L_T$ range: 85-126 mm) and pike ($L_T$: 218mm) were found to feed only on fish and topmouth gudgeon was 100% of their diet. Fifty per cent of pikeperch stomachs were empty. Median length of prey fishes was 56 mm $L_T$ corresponding to 0.4 median of prey predator ratio (PPR) for perch, and 48 mm $L_T$ for pikeperch (0.41 median of PPR). Mean ± S.D. numbers of prey fishes per stomach were 1.4 ± 1.1; 1.7 ± 0.6 for perch and pikeperch respectively. Relative abundance of prey fishes changed seasonally dominated by topmouth gudgeon in spring and continuously increasing roach incidence (Fig. 1). Median length of *Pseudorabora parva* varied between 52 – 82mm ($L_T$ range: 30-110 mm) and pair-wise comparisons (t-test) indicated significantly smaller $L_T$ for topmouth gudgeon in each month than roach (median range: 94-136mm; $L_T$ range: 77-196 mm).

**Fig. 1**. Monthly abundance and size distribution of forage fish (open bars – *Pseudorasbora parva*, dark bars - *Rutilus rutilus*) found in the diet of piscivores. Mean number of catch per 10 s electrofishing is given above the box (box-plots show median, quartiles, maximum and minimum values). Asterisk indicates significance ($P<0.001$) that topmouth gudgeon $L_T$ was lower than roach using pair wise comparison (t-test) for each month (Apr, df =27; Jul, df = 11; Aug, df = 47; and Nov, df = 197)




In the present study, topmouth gudgeon has found to be the most important prey species in the diet of all analyzed piscivores (perch, pikeperch, and pike). Observed prey sizes of these gape-limited predators (BYSTRÖM et al., 1998; MITTELBACH & PERSONN, 1998) do not vary between a known prey size ranges (MITTELBACH & PERSONN, 1998; DÖRNER & WAGNER, 2003), but the increase to their upper limit was documented. This may be due to prey fish availability (see Fig. 1), their size distribution and density respectively and therefore, observed species-selective predation appeared to be mainly because topmouth gudgeon size availability. On the other hand, there is a lack of information available because of low number
of analyzed individuals makes serious difficulties to register any predation pattern (*e.g.* size-specific differences in feeding capacities, interspecific and seasonal diet dynamics) in more detail. Curiously any of topmouth gudgeon juvenile was not captured or found in the diet of piscivores. This may be due to indirect effect of predation on reproduction (WOOTON, 1998) or more probably just simply a bias caused by analyzed number of predators making not clear that all population was at risk of predation.

*Pseudorasbora parva* is considered as highly undesirable species (1) in aquaculture mainly due to feeding competition in a case of coexistence with commercial fishes. Moreover, (2) potential decrease in european fish biodiversity caused by infectious pathogen carried by this species exists (GOZLAN et al., 2005; PINDER et al., 2005). This study clearly showed strong piscivory to this alien which might be benificial for its eradication or control to support the ecological integrity in natural and modified seminatural habitats like extensive fish ponds.

Table 1. Sample month, predator, number of piscivores captured (N), number (n), frequency of occurence, proportion of biomass and prey length range ($L_T$, mm). Numbers in parentheses are the number of fish with empty stomachs and prey-predator ratio. *X* indicates prey category where the number of individuals was not counted. *Total number of fish consumed includes an unidentified fish. Data set are based on the 18 stomachs containing food.

| Month of capture | Predator | N | Prey species | n | *F*(%) | *B* (%) | Length range (PPR) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| April | *Perca fluviatilis* | 3 | Invertebrates | *X* | 50 | 1.5 | |
| July | | 4 | Roach | 2 | 14.3 | 14.5 | 80-89 (0.46-0.48) |
| August | | 2 | Topmouth gudgeon | 12 | 42.9 | 67.7 | 43-65 (0.29-0.42) |
| November | | 5 | *Total fish | 22 | 100 | 98.5 | |
| Total | | 14 | | | | | |
| July | *Esox lucius* | 1 | Topmouth gudgeon | 1 | | 100 | 96 (0.45) |
| July | *Sander lucioperca* | 3(2) | Topmouth gudgeon | 5 | 100 | 100 | 44-53 (0.40-0.44) |
| August | | 3(1) | | | | | |
| Total | | 6(3) | | | | | |

**Acknowledgements**
The study was a part of the project MSMT CR No. MSM 6007665809.

**References**

ADÁMEK, Z. & SIDDIQUI, M.A. 1997. Reproduction parametres in a natural population of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, and its condition and food characteristics with respect to sex dissimilarities. Pol. Arch. Hydrobiol. **44 (1-2):** 145-152

ADÁMEK, Z., KORTAN, D., LEPIČ, P. & ANDREJI, J. 2003. Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study of fish remains at ponds in the Czech Republic. Aquaculture International **11:** 389-396

ANHELT, H. 1989. Zum Vorkommen des asiatichen Gründlings *Pseudorasbora parva* (Pisces: Cyprinidae) in Österreich. Österreichs Fischerei **42 (7):** 164-168.

BEYER, K. 2004. Escapees of potentially invasive fishes from an ornamental aquaculture facility: the case of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. J. Fish Biol. **65** (S1): 326-327.doi: 10.1111/j.0022-1112.2004.00559ac.x

BIANCO, P.G. 1988. Occurence of the Asiatic gobionid *Pseudorasbora parva* (Temninck and Schlegel) in south-eastern Europe. J. Fish Biol. **32:** 973-974

BYSTRÖM, P., PERSSON, L. & WAHLSTRÖM, E. 1998. Competing predators and prey: juvenile bottlenecks in whole-lake experiments. Ecology **79:** 2153-2167

COPP, G.H. & PEŇÁZ, M. 1988. Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. Hydrobiologia **169:** 209-224.

DÖRNER, H. & WAGNER, A. 2003. Size-dependent predator-prey relationships between perch and their fish prey. J. Fish Biol. **62:** 1021-1032. doi: 10.1046/j.1095-8649.2003.00092.x

GIDO, K.B. & BROWN, J.H. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. Freshwater Biol. **42:** 387-399

GOZLAN, R.E., PINDER, A.C. & SHELLEY, J. 2002. Occurence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. J. Fish Biol. **61:** 298-300

GOZLAN, R.E., ST-HILAIRE, S., FEIST, S.W., MARTIN, P. & KENT, M.L. 2005. Disease threat to European fish. Nature **435:** 1046. doi: 10.1038/4351046a

KATANO, O. & MAEKAWA, K. 1997. Reproductive regulation in the female Japanese minnow, *Pseudorasbora parva* (*Cyprinidae*). Environ. Biol. Fish. **49:** 197-205

LODGE, D.M. 1993. Biological invasion: lesson for ecology. Trends Ecol. Evol. **8:** 133-137

MITTELBACH, G.G. & PERSSON, L. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **55:** 1454-1465

MUSIL, J., ADÁMEK, Z., AND BARANYI, CH. (IN PRESS). Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. Aquaculture International

PINDER, A.C., GOZLAN, R.E. & BRITTON, J.R. 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in UK: a vector for an emergent infectious disease. Fish. Manage. Ecol. **12:** 411-414

ROSECCHI, E., THOMAS, F. & CRIVELLI, A.J. 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. Freshwater Biol. **46:** 845-853

ROSS, S.T. 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? Environ. Biol. Fish. **30:** 359-368

WELCOMME, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. ICES Marine Science Symposia **194:** 3-14

WOOTON, R.J. 1998. Biotic interactions: I. predation and parasitism, pp. 175-189. In: R.J. Wooton (ed.). Ecology of Teleost Fishes (second edition). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

ŽITŇAN, R. & HOLČÍK, J. 1976. On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. Folia Zool. **25:** 91-95

# Kapitola III.

## Production of autumn pikeperch fingerlings, *Sander lucioperca* (L.), in a pond culture – effect of induced piscivory

**Jiří Musil**[1], Jiří Peterka[2] & Zdeněk Adámek[1]

[1]Department of Aquaculture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic

[2]Hydrobiological Institute, AS CR, Na Sádkách 7, 37005 České Budějovice, Czech Republic

Running title: Pond **production of larger *Sander lucioperca* fingerlings**

(manuskript)

**Correspondence:** J Musil, Department of Aquaculture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic.
E-mail: musil@vurh.jcu.cz

## Abstract

Three monoculture techniques of pond production of larger autumn pikeperch (*Sander lucioperca* L.) fingerlings – (A) cultivation together with broodstock of prey fish (*Pseudorasbora parva* Schlegel and Temminck), (B) regular prey fish supply and (C) culture without prey fish, were compared using one advanced fry stocking density ($12.10^3$ ind.ha$^{-1}$). The results suggest that early switch to piscivory had a positive effect on growth performance and on final mass ($P < 0.05$). The survival during the 4–month rearing period did not significantly influenced by the timing of piscivory reached about 55%, but dramatically decreased in an complete absence of prey fish up to 6.9 %. Pikeperch schifted to immediate piscivory partially at maximum ratio of 40% from the all sampled individuals. Differential growth of non-piscivorous and piscivorous pikeperch caused a broadending and a positive skewness in the cohort size distribution with consequences in the onset of intracohort cannibalism. Used initial prey fish biomass of 100 kg.ha$^{-1}$ provided a sufficient forage base for the whole ongrowing period. Cultivation, using the method based on the regularly prey fish stocking is limited by continuity of prey fish supply and increase in the economical cost related to manipulation, transfer and labor cost must be expected.

**Keywords:** *Sander lucioperca*, larger autumn fingerlings, pond monoculture, induced piscivory, prey fish (*P.parva*), growth performance

## Introduction

Pikeperch is a widespread valuable recreational and commercial fish species (FAO 1984; Lappalainen, Dörner & Wysujack 2003). Recently, pikeperch have been used, to a greater extent, as a useful biomanipulation tool to reduce the number of primary zooplanktivorous fish species, mainly small cyprinids (Van Densen & Grimm 1988; Dörner, Wagner & Benndof 1999; Mehner, Kasprzak, Wysujack, Laude & Koschel 2001). Characteristics for the species are large natural fluctuation in year-class strengths and yields (Buijse & Houthuijzen 1992; Lappalainen & Lehtonen 1995). This is also the main reason for new introductions to lakes and together with its high market value also icreasing of cultivation interest (Kestemont & Mélard 2000).

Pikeperch culture has been accoplished for many decades in several European countries (e.g. Finland, Germany, Austria, Poland, and Czech republic) and until the present, the most common way of its cultivation is a pond culture. Fingerling rearing of pikeperch is aimed, first of all, to produce advanced fry for further stocking pruposes (Steffens, Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996) although several authors have noted that the value of stocking small pikeperch fingerlings traditionally categorized as advanced fry might be limited or doubtful for enhancing the population in waters in which piscivorous species already occurs (Steffens 1986; Steffens, Van Densen & Grimm 1988; Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996) due to predation and often its limited food sources utilization. Corespondingly, significant increase in mortality of smaller 0+ pikeperch was several times documented (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996). Therefore, for increase in efficiency of stocking, production of larger for stocking more suited 0+ pikeperch is needed. Several authors have been noted possible and/or locally used methods of larger autumn fingerling production (Zakes & Szczerbowski 1995; Hilge & Steffens 1996; Steffens, Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996). Generally, there are two methods currently applied. At first, the traditional polyculture in carp ponds. Unfortunately, high densities of fish in a ponds increase feeding pressure on the food sources and subsequent reduction of natural food might cause a pikeperch starvation that typically occurs at the end of summer. Therefore, this method causes that quantitative and/or qualitative fingerling yield is highly variable from year to year and it is often classified as not satisfied. (Hilge & Steffens 1996). More intensive and appropriate method seems to be application of monoculture techniques allowing a higher degree of production control.

In pond aquaculture, the effectiveness of the continued rapid growth of 0+ pikeperch known in advanced fry production over the first growing season is recomended only providing them with prey fish of appropriate size (Steffens, Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996). Surprisingly until date, there is still lack of valuable data providing informations related to special requirments of 0+ pikeperch dealing with its monoculture techniques in ponds more in detail.

Therefore, the aims of this study are to test (1) an effect of early switch to piscivory and (2) to compare and describe more "effective" possibilities of larger pikeperch monoculture techniques. To test (1) an effectiveness of early piscivory in 0 age pikeperch fingerlings, a small multiple spawner – topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel) was used as a prey fish. In the cental European countries, this non-native cyprinid is frequently used in this regard (Steffens, Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996). Therefore, two ponds were stocked with prey fish already on 19 May

**(A)** – two month before the experiments began to support the development of sufficient available forage base. We hypothesized, that zooplanktivorous cyprinid might cause earlier switch to pikeperch piscivory due to (1) its availability as prey itself and (2) because of its size selective feeding causing a significant reduction of zooplankton simulating a timing of piscivorous phase. Contrary, other ponds were prepared following a traditional way using a organic fertilizers (Verreth, 1984, Steffens et al., 1996), and additional stocking of large cladocerans (*Daphnia* sp.) was done after ponds were flooded suggesting to maximize the development of large zooplankton community as a food source. Finally, in two of these four ponds, prey fish were regularly monthly stocked **(B)**, and in last two ponds, pikeperch was allowed to feed only on invertebrate prey community **(C)**.

## Materials and methods

EXPERIMENTAL SETUP

The experiments were carried out from June to October in 2005 in six 0.08 ha drainable ponds (20 x 40 m, average depth 1.1 m) at the experimental facility of South Bohemia University, RIFCH in Vodňany, the Czech Republic. Advanced pikeperch fingerlings originated from pond monoculture rearing were used in all experiments aimed for production of larger autumn 0 age pikeperch. Fingerlings were 48 days post hatch. Initial body lenghts (SL) and weights were 31±3.05 mm and 0.427±0.13 g. Mean condition factor [K = weight in g x 100/ (standart lenght in cm)$^3$] of the fingerlings was 1.38±0.12. On 23 June, all fish were stocked in one density of $12.10^3$ ind.ha$^{-1}$ and reared for 4 months period. Three monoculture techniques – (A) cultivation together with broodstock of prey fish, (B) regular prey fish supply and (C) culture without prey fish, were tested using two replicates per treatment. In early April, initial biomass of 100 kg.ha$^{-1}$ cyprinid multiple spawner (sex ratio: 1:1.5, SL – 51.02 ± 6.77) was stocked into the treatment A and into two separated ponds aimed for later catching purposes (prey fish supply for the treatment B). One additional pond was stocked with the identical biomass of prey fish as reference to study the development of topmouth gudgeon community (1) in the absence of predator and (2) without effect of regularly removal of juveniles. In the treatment B, prey fish juveniles caught by triplicate seining in separated prey fish ponds, were introduced into the pikeperch culture the first time on 2 August. This procedure was repeated monthly.

The basic physical and chemical parameters of ponds environment (surface area, water depth, temperature, oxygen, pH, phosphorus) were measured paralelly with fish community monitoring only the water temperature and oxygen content were at the beginning of experiments measured daily and water chemistry analysed in laboratory latter. Their description is given in Table 1. The experimental treatment C was decided to exclude from the experiment due to extreme values of oxygen content (<1.0 mg.l$^{-1}$) monitored in one of this duplicate and subsequent unsufficiant sample collection in the second one. Therefore, only indirect estimation of survival, final mass and abundance in replicate in the treatment C can be disscussed.

SAMPLING COLLECTION AND MEASURING

Fish were sampled monthly from July to September between 9 a.m. and 2 p.m. using a fine beach seine net (10 x 3 m, a bar mesh-size of 2 mm). At least 3 sampling points were randomly selected. Therefore, density of juvenile pikeperch such as prey fish, was

estimated by a modified Point abundance sampling. In the field, all fish were sorted by species on deck and abundance, individual body length (*Lt*) and weight (W) were recorded to the nearest 1mm, 0.001 g respectively. Sub-samples were taken from seine and immediately frozen for later determination of stomach analysis.

Table 1. Environmental characteristics (mean ± SD) of ponds. Asterisks (*) indicate non sample.

| | July | August | September | October |
|---|---|---|---|---|
| Surface area (ha) | 0.16 | 0.16 | 0.16 | 0.16 |
| Water depth (cm) | 100.0 (12.99) | 101.5 (13.63) | 109.3 (15.48) | * |
| Mean water temperature (°C) (1.77) | 22.6 (2.01) | 21.8 (2.61) | 15.6 (2.38) | 12.8 |
| Oxygen content ($mg.l^{-1}$) (0.35) | 7.7 (2.78) | 6.9 (1.33) | 5.5 (0.96) | 8.8 |
| pH (0.99) | 8.0 (1.12) | 7.3 (0.26) | 8.1 (0.9) | 8.0 |
| Total phosphorus ($mg.l^{-1}$) | * | 0.1 (0.01) | * | * |

*Laboratory methods*

In the laboratory, prey organisms of the stomach contents were identified to order, family or species and where it was possible about 10 individuals of each invertebrate prey category, were measured ($L_T$) to the nearest 1mm. Prey fish were indentified and measured using a binocular miscroscope. Vertebrae diameter ($V_D$, mm) was used for reconstruction of partly digested prey following Adámek, Kortan, Lepič & Andreji (2003) to estimate total length using lenght – weight relationship (*Pseudorasbora parva*, $L_T = 60{\cdot}787\ V_D + 12{\cdot}385$, n – 35, $L_T$ range: 34-84 mm) (Musil & Adámek in press). Predation on prey fish community was studied from material collected at the same time as pikeperch monitoring, when their length-frequency distribution and relative abundance (expressed as CPUE units), were used over time and consequently, the stomach contents of predators were visualized. Finally, size-related feeding of 0+ pikeperch was then compared with one way ANCOVA. Diet composition was expressed by percent-composition-by-weight approach. To estimate the rate of piscivory and cannibalism, each individual was checked for fish prey presence in their stomachs. The diet of 0+ pikeperch was demonstrated using a graphical method of the stomach content data (Amundsen, Gabler & Staldvik, 1996), weighted by the frequency of occurrence ($F_i$ – the share of predators in which prey *i* occurs from all predators with filled digestive tract) and prey-specific abundance ($P_i$ – percentage a prey *i* comprises of all prey items in only those predators in which prey *i* occurs). This method enables to easily explore the prey importance. Prey taxa close to 1% occurrence and 1% abundance are negligible in the diet, conversely prey species approaching the upper right corner (100% occurrence and 100% abundance) are considered as the most important. Points close to 1% occurrence and 100% abundance are considered as a specialization on certain prey taxa by some predators, points close to 100% occurrence and 1% abundance indicate generalized diet of most predators. Data set were based only on analysis of stomach containing food.

To compare the growth performance between the different treatments used, Main effects ANOVA was used from lenght frequency data. Additionally, relative growth rate (RGR) of 0+ pikeperch was calculated according to formula:

$$GR = \frac{TL_1 - TL_0}{t}$$

where $TL_1$ and $TL_0$ represent aritmetical means of pikeperch total lenghts in mm of all 0+ pikeperch of two consecutive sampling dates and t is a time duration.

## Results

### *0+ pikeperch*

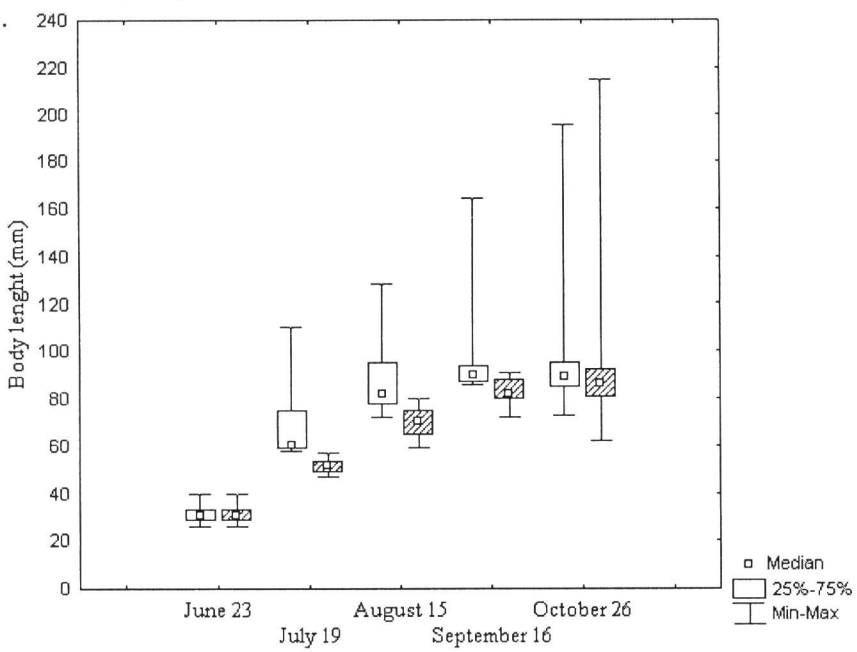
Three methods of 0+ pikeperch production in pond monoculture were compared. They significantly differed particularly in final 0+ pikeperch survival, final mass production and labor cost calculated for individual method used (see Table 2).

The effect of shift to piscivory was tested using different timing of this diet transition between treatments A and B. Earlier timing of switch towards piscivorous feeding mode significantly positively affected growth pattern in 0+ pikeperch and had an important consequences (considered bellow) for intracohort structure dynamic.

### Growth

The growth performance of 0+ pikeperch could be followed from June to October 26. Significant differences in body lenghts between 0+ pikeperch originated from different treatments and over time were found (Main effects ANOVA; treatment – $F = 20.8$; $P < 0.001$; date – $F = 50,82$; $P < 0.001$). 0+ pikeperch grew faster in a treatment A the whole observation period (Fig.1) and dramatical differences between compared treatments were recorded since the first sample was done (sampling dates – pair-wise comparisons from July to October; Tukey test; d.f. 17, 57, 28, 1138; $P < 0.001$).

Fig. 1. Growth of 0+ pikeperch between the two different treatments weighted by its body lenght.



On 16 July, the most rapid differences in growth were observed between 0+ pikeperch cultured in treatment A with relative high growth rate of 1.50mm.day$^{-1}$ (A) and mean body lenght of 63.22 ± 7.35mm, contrary to ones from treatment B – with 0.99 mm per day, SL 51.60 ± 3.1mm respectively. Later on, the growth rates had decreased to 0.70 (A) and 0.66 mm.day$^{-1}$ (B) showing similarity in growth pattern of 0+ pikeperch in both followed treatments. From 16 September to 26 October, relatively higher growth rates were observed in treatment B - 0.56, 0.29 mm.day$^{-1}$ compare to A with 0.36 to 0.05 mm per day. The body lenght and the wet body mass of 0+ pikeperch increased from 31.12 ± 3.05 to 94.24 ± 18.19 mm, and 0.43 ± 0.13 to 10.90 ± 12 g for treatment A, and reached the size of 89.10 ± 16.18

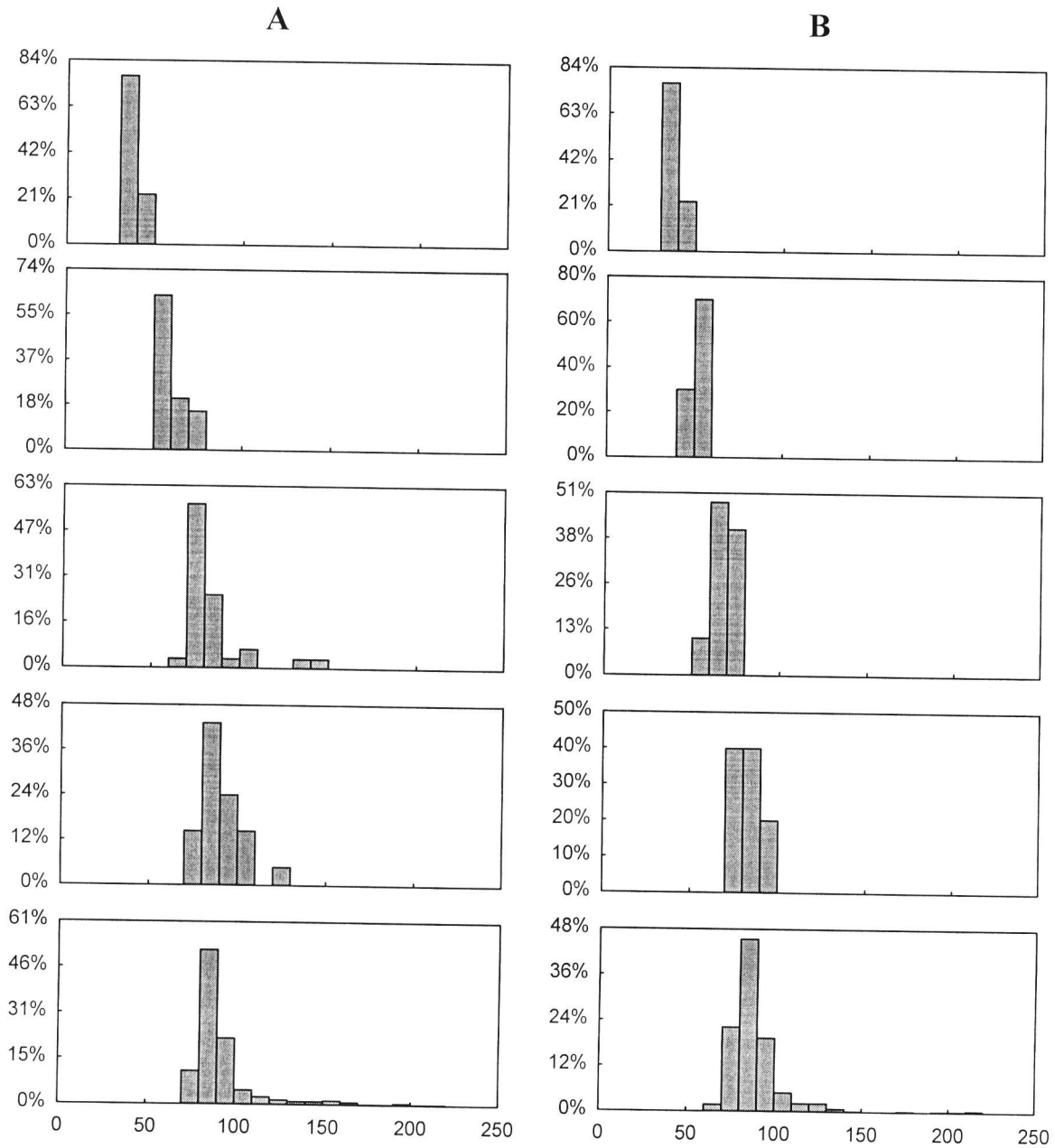
Table 2. Effects of different treatment methods on final survival, personal labor cost and mass production under semi-intensive pond conditions. Only labor cost item was calculated expressed as a man-hour index relating to used treatments personal needs (primary associated with initial stocking of ponds, prey fish supply, and pond harvesting) during the first ongrowing season.

| *Survival (%)* | *Labor cost (man/hour)* | | | *final fingerling mass ($kg.ha^{-1}$)* |
|---|---|---|---|---|
| | **Initial stocking** | **prey fish supply** | **final harvesting** | |
| **Treatment A (n – 2)** | | | | |
| 57.2 (9.48) | 1/0.5 | 0/0.0 | 3/3.0 | 78.4 (12.37) |
| **Treatment B (n – 2)** | | | | |
| 54.3 (5.94) | 1/0.5 | 2/1.5 | 3/3.0 | 54.5 (4.63) |
| **Treatment C (n – 1)** | | | | |
| 6.9 | 1/0.5 | | 3/3.0 | 16.6 |

mm and final body mass of 9.22 ± 10.99 g in the treatment B between 23 June and 26 October.

Because of relative environmental conditions similarity (see Table 1), the lenght frequency distribution (LF) of 0+ pikeperch in a compared treatments with combination of diet analysis might good illustrate the observed variation in the size development (Fig. 2).

Fig. 2. 0+ pikeperch LF distribution – (A) indicates a 0+ pikeperch with broodstock of prey fish and (B) indicates the regular sized- prey fish supply




In a treatment A, at the beginning with firstly positively skewed distribution, slight bimodality development was recorded already on 16 July (kurtosis = -0.42; $P < 0.28$ )

until 15 August. One month later, LF distributions was again positively skewed although separated cohorts development was suggested. In a treatment B, however, significant bimodality was developed from August (kurtosis = - 0.9; $P < 0.001$) to September (kurtosis = - 0.63; $P < 0.001$). Finally, at the end of observation on 26 October, when all the individuals ($n_A = 1144$; $n_B = 501$) were measured, positively skewed distributions were registred again in both treatments.

**Diet composition**

A total of 200 pikeperch stomachs ($L_T$ range: 58-197 mm) were analysed. Empty stomachs were recorded between July and October with higher frequency in the beginning and at the end of experiment compared all sampling dates (see Table 3).

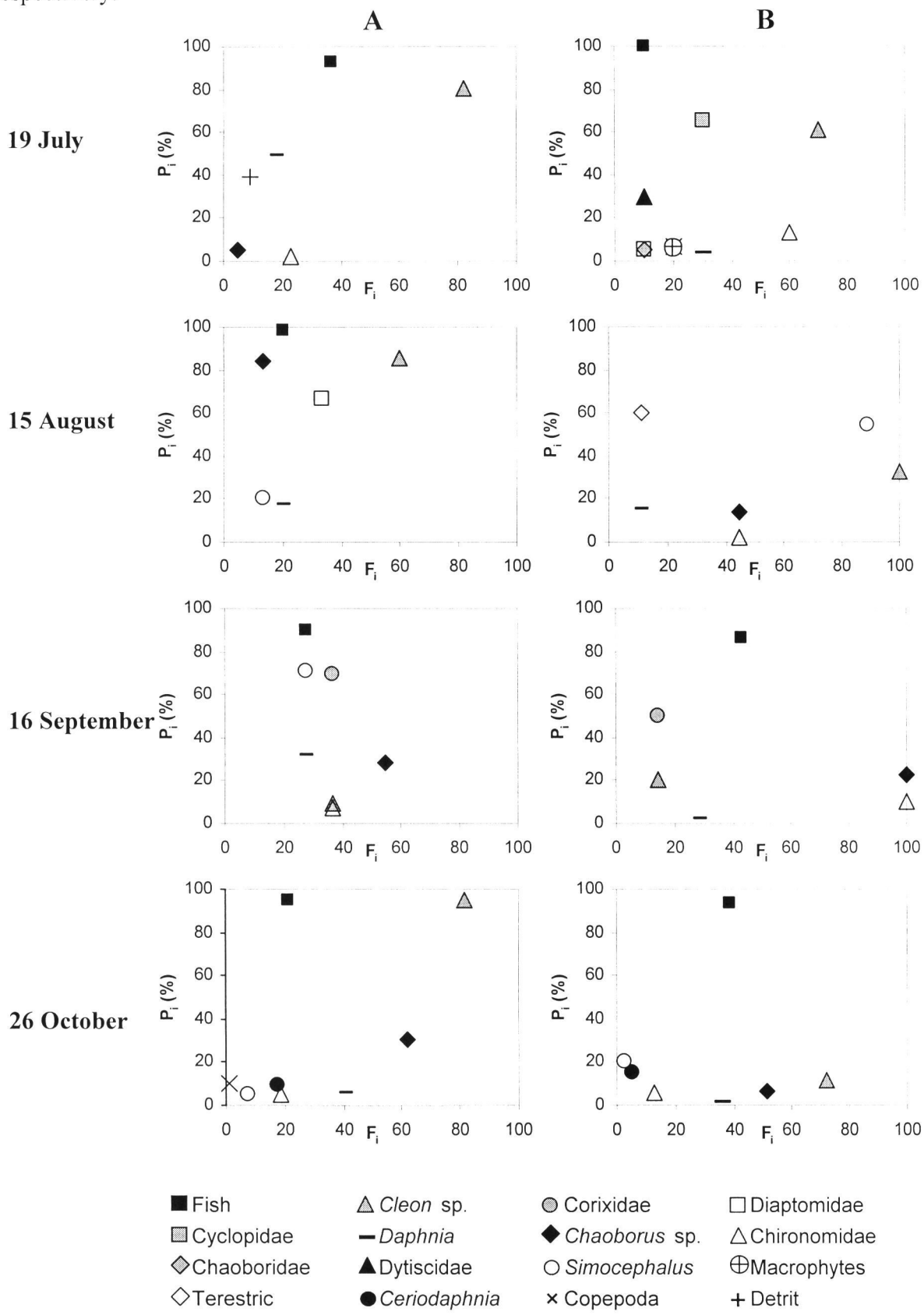
Table 3. Numbers of stomachs examined, the proportion of empty stomachs, rates of piscivory and cannibalism of 0+ pikeperch. (A) – indicates a treatment where prey fish community already occured in the beginning of experiment versus (B) – where prey fish were monthly stocked.

| Date | | No. of stomach examined (N) | empty stomachs (%) | piscivory (%) | cannibalism (%) |
|---|---|---|---|---|---|
| 16 July | A | 19 | 21.1 | 15.8 | 0.0 |
| | B | 10 | 10.0 | 0.0 | 0.0 |
| 15 August | A | 22 | 0.0 | 36.4 | 4.6 |
| | B | 10 | 10.0 | 10.0 | 0.0 |
| 16 September | A | 11 | 9.1 | 27.3 | 9.1 |
| | B | 7 | 0.0 | 42.9 | 0.0 |
| 26 October | A | 81 | 6.2 | 20.9 | 3.7 |
| | B | 40 | 30.0 | 37.5 | 2.5 |

On 16 July, significant differences between the diet of pikeperch cultured in various treatments were reported. In the treatment A, pikeperch fed mainly on fish (63.9 %) and the invertebrate diet consisted of ephemeropterans dominated by *Cloen dipterum* made up 29.7 % of the proportion of food biomass. Whereas the diet of pikeperch cultured in a treatment B was dominated mainly by cladocerans (*Simocephalus* sp., 51.5 %), and ephemeropterans (*Cloen dipterum*, 32.3 %) both representing important prey items in terms of biomass and population feeding specialization (feeding strategy). Terestric insect (6.6 %) was eaten only individually. Other insect prey, like chironomids (0.9 %) and *Chaoborus* sp. larvae (5.8 %) were consumed with relatively low specific abundance and medium occurrence, thus eaten by about half of population. Cladoceran prey, mainly *Daphnia* sp. (1.7 %), was fed only occasionally by some predators with less impotance in the diet.

One month latter – on 15 August, the diet was already dominated by prey fish in both treatments (A -62.6%; B – 45.3%) although prey fish represented prey item eaten only by some predators more individuals feeding specialization. Two prey fish species were identified in the diet, therefore intra-cohort cannibalism was reported (Table 2). Similarly, insect larvae, *Chaoborus* sp. (4.5 %), and crustaceans, *Diaptomidae* (5.4 %) in the treatment A and *Cyclopidae* (treatment B – 10.5 %), were more important idividually eaten preys. Contrary, other invertebrate prey, ephemeropterans larvae and

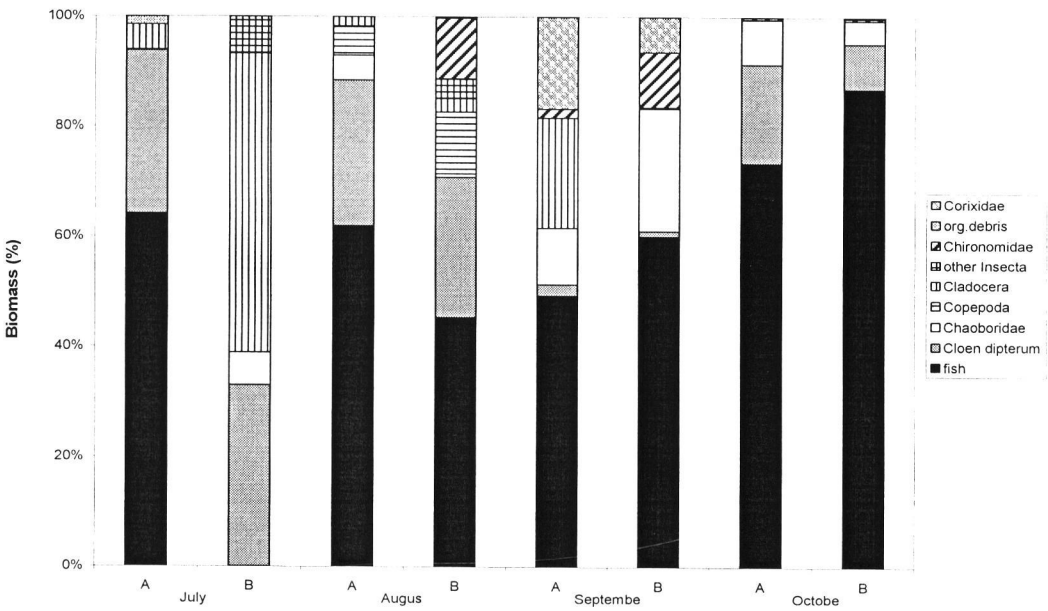
pupae, *Cloen dipterum* accounted for 26.8 (A) and 25.6 % (B) of the overall diet, has been eaten occasionally by most predators. Additionall invertebrate prey of less importance (rare) were in the treatment A cladocerans, mainly *Simocephalus* sp. (0.8 %) and *Daphnia* sp. (0.9 %), and copepods, *Diaptomidae* (5.4 %) in the treatment B respectively.



On 16 September, only slight differences were observed in the pikeperch diet between treatments. Fish was still the most important prey in terms of biomass (A, 49.2%, B, 60.1 % ), but decreasing in rate of piscivorous pikeperch was found in the treatment A. Contraversaly, strong piscivory was reported in the treatment B (Table 2). *Corixidae* (A – 16.8, B – 6.4 %), and in case of treatment A also cladocerans (*Simocephalus* sp.,13.6 %), were important prey organisms eaten by some predators. Other insect larvae and pupae (*Chaoborus* sp. – A – 10.4, B -22.2 %, chironomids – A - 1.6, B - 10.0 %, and *Cloen dipterum* (2.0 %) only in the treatment A) were consumed by most of predators even at a low prey specific abundance indicating a more generalized type of prey (feeding strategy).

In October, in the last sampling date, the proportion of fish in pikeperch diet reached its maximum (A – 72.3; B – 85.6) with slighter decreasing in rate of piscivorous pikeperch in both treatments. Most of predators still continued to intensively feed on larger invertebrate prey such as *Cloen dipterum* (A -17.7; B – 8.1) and *Chaoborus* sp. larvae (A – 7.9; B - 4.1). Other preys like chironomids (A – 0.4; B -0.4) and cladocerans (A – 1.7; B -1.7) were eaten more individually with less importance (see Fig. 3 and 4).

Fig.4. Contribution of individual prey taxa in the diet of 0+ perch (A) broodstock of prey fish, (B) regular prey fish stocking.



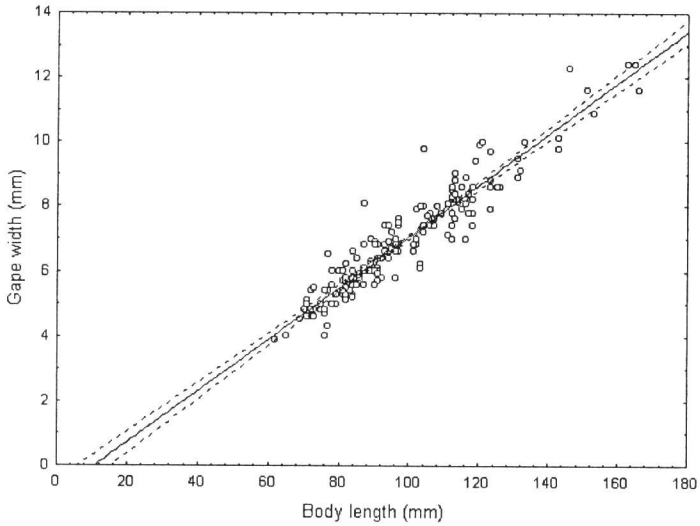

**Size-related feeding**

Pikeperch body length (TL) was significantly ($P < 0.01$) related to gape width (Fig. 5). Piscivorous pikeperch ranged from 85 to 195 mm Lt. Prey fish ranged from 22 to 100mm (mean ± SD = 31.3±30.2) and was found significantly higher (ANOVA, $P < 0.01$) in a treatment A only in October. Prey fish Lt was significantly (ANCOVA, $P < 0.01$) positively and linearly related with pikeperch gape width (Fig.6). Therefore, since predator gape width is derived directly from its Lt, positively and linearly pattern is identical for both relationships.

Prey-predator ratios (PPR) decreased with increasing predator size. The maximum prey size ratio was 0.51 (minimum = 0.24, mean ± SD = 0.32 ± 0.31). The only one for

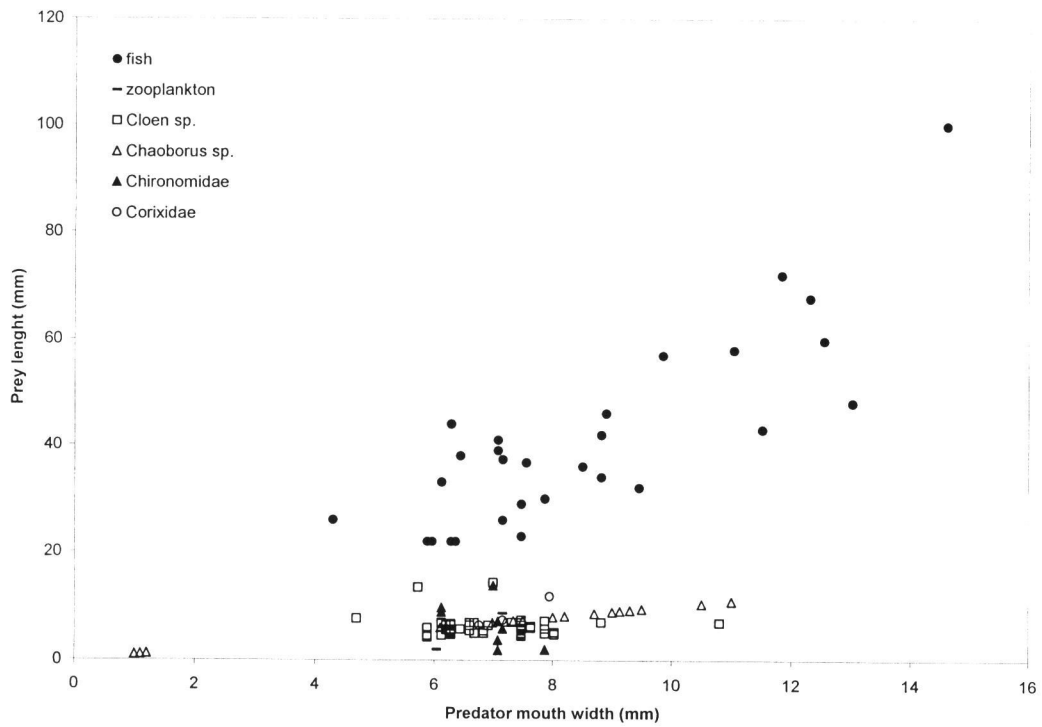
reconstructure possible pikeperch who was consumed by conspecific of 195mm Lt was 100 mm Lt.

Fig. 5. 0+ pikeperch body length-gape width relationship.




Mean ± S.D. numbers of prey fishes per stomach was 1·1 ± 0·3. In case of invertebrate prey, rate of increase of prey lenght with predator size was much smaller (0.9) than for prey fish being 5.8. The feeding strategy of juvenile pikeperch might be best characterised by positive selection of larger and larger invertebrate preys until the predator Lt reached about 150mm. Larger individuals exclusively fed on fish prey only (Fig. 6).

Fig.6. Maximum prey sizes found in the stomachs of 0+ pikeperch. Maximum prey size to predator mouth width are shown for prey fish and most important prey invertebrate taxa separately. Mean mouth width of predator is indicated according to relationship given in Fig.5.

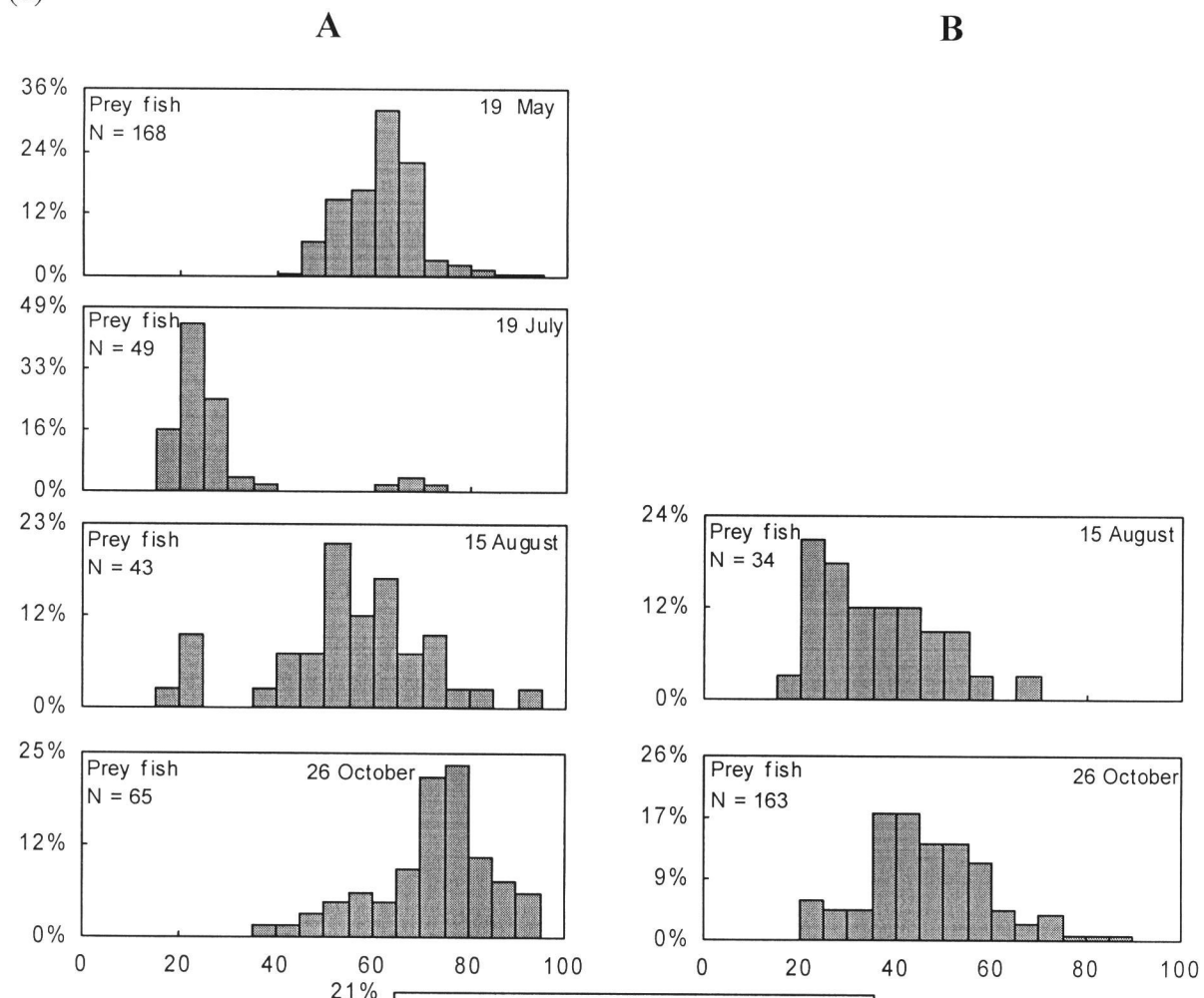


***Prey fish***

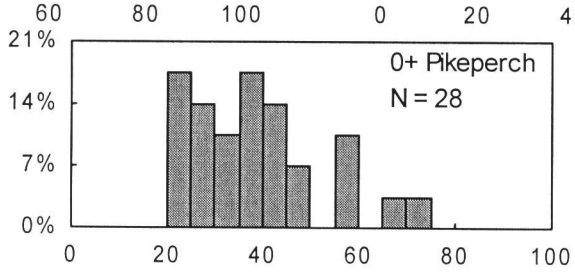
In a separate two prey fish ponds (one for prey fish cultivation and additional removal of juveniles for the treatment B and second as control), most prey juveniles were caught at the beginning of stocking in August with an estimated average biomass of 1.75 ± 1.07kg per sampling point (n-3). Thus, total of 2.95kg biomass (abundance – 32 628 ind.) of juveniles could be stocked into the treatment B (per one pond). Already one month later, only 1.8 kg of total biomass of prey fish were caught (abundance – 27 149 ind.; CPUE - 0.9 ± 0.62kg; n-4) with stocking of 0.9kg biomass of prey fish per each pond (B) only. Therefore, on 3 October, total biomass of 9.5kg (abundance – 17 181 ind.) were harvested and then stocked into the treatment B. In a control pond, biomass of 331 kg.ha$^{-1}$ was harvested, contrary to biomass 119kg.ha$^{-1}$ , harvested in pond with regular removing of juveniles. Removal of juveniles, thus, was found to strongly affect final biomass yield of prey fish rather than its lenght frequency distribution (see Fig.8).

Fig.7. Predation 0+ pikeperch on prey fish community (LF distibution). (1) indicates a situation in prey fish LF distributions and (2) shows prey sizes eaten.

(1)




(2)



In a treatment A, estimated average biomass ranged from 1.66kg (abundance – 30 981 ind.) per sampling point at the beginning of experiment, but dramatically decreased already at first sapling date on 19 July to 0.03kg (abundance 55 ind.). Latter on, average biomass ranged from 0.02 (10 ind.) to 0.06kg (57 ind.) between August and September. In the treatment B, average biomass of 0.02 (34 ind.) were registred on 15 August with increasing tendency until 119 individuals with biomass of 0.074kg catched on 16 September. At the end of experiment, only biomass of 1.3kg of prey fish variyng in total lenght from 40 to 92mm (mean ± SD; 71.62 ± 13.69mm), were harvested compare to treatment B with 3.52kg of biomass, where fish ranged from 23 to 86mm (mean ± SD; 46.8 ± 12.48mm).

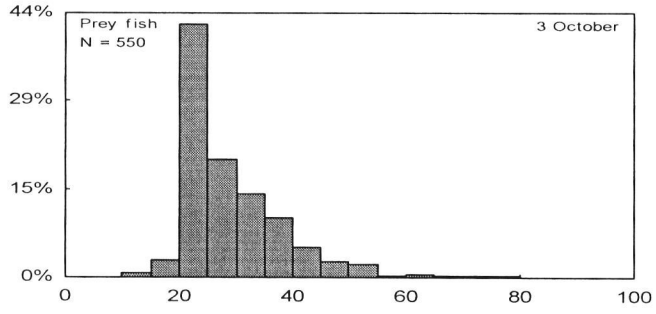



Fig.8. The LF distribution in the control pond at the end of experiment – without predator.

## Discussion

The pikeperch is known to be a "specialist piscivore" passing trough two ontogenetic diet shifts during its juvenile stage (Persson & Brönmark 2002; Specziár 2005). Many field studies in freshwater have shown that juveniles first feed on small zooplanktonic preys and schift towards to larger macroinvertebrates until they reach the size to became piscivorous (e.g. Collette, Ali, Hokanson, Nagiec, Smirnov, Thorpe, Weatherley & Willemsen 1977; Buijse & Houthuijzen 1992; Sutela & Hyvärinen 2002; Specziár 2005). Piscivorous feeding mode requires high growth rate (Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligtvoet & Roozen 1996; Persson & Brönmark 2002) and thus also individual advantage because of mortality due to starvation and predation on conspecifics are a size-dependent processes (Juaness 1994; Persson & Brönmark 2002). These ontogenetic diet shifts are therefore assumed to be critical periods in a pikeperch life history both at individual and population level with direct and indirect consequences on year class strenght (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligtvoet & Roozen 1996; Persson & Brönmark 2002).

In the present study, juveniles of pikeperch (38mm of SL) originated from pond aquaculture (advanced fry) schitched to immediate piscivorous feeding mode in relation to prey fish availability. As previous studies from freshwaters have been shown, pikeperch may directly switch from planktivory to piscivory even much early at size about 20-25mm (e.g. van Densen 1985). Generally, the timing of switch to piscivory is assumed to be dependent mainly on suitable abiotic and biotic conditions, predominantly on availability of potential prey fish (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992; Hartman & Margraf 1992; Olson 1996; Post 2003). However, this shift may be in freshwaters often retarded by the shortage of potential prey fish (Frankiewicz,

Dabrowski & Zalewski 1996; Mehner, Schultz, Bauer, Herbst, Voigt & Benndorf 1996; Specziár 2005), in aquaculture, as was demonstrated by this study, controled timing of this ontogenetic diet shift seems to be highly profitable and easy to realize.

The diet transition towards piscivory, however, was not found completed as the proportion of piscivorous individuals remained relatively low (c. 10 - 40%). Partial switch to piscivory in 0+ pikeperch was reported from many localities, i.e. in Suléjow Reservoir (Frankiewicz, Dabrowski, Martyniak & Zalewski 1999), lake Balaton (Specziár 2005) and others (i.e. Buijse & Houthuijzen 1992; Sutela & Hyvärinen 2002). It was shown that differences in feeding pattern within cohort are associated with differences in spatial distribution influenced by predator habitat choice. In the littoral zone, where available prey fish occured, pikeperch become piscivorous at high rate of individuals and at very small size. Conspecifics that occupied the open water with much lower availability of prey fish, were forced to feed on zooplankton (Collette, Ali, Hokanson, Nagiec, Smirnov, Thorpe, Weatherley & Willemsen 1977; Buijse & Houthuijzen 1992; Sutela & Hyvärinen 2002; Specziár 2005) or later on, additionally moved from pelagic to litoral zone when pikeperch achieving about 50-70 mm TL (Frankiewicz, Dabrowski & Zalewski 1996). Unfortunately, neither any of these predator behavioral responses such as migration to more profitable habitat which obviously contributing to the onset of piscivory in freshwaters, can clearly explain observed low level of piscivory in our case study because of area-limited pond enviroment (10m x 10m x 1m) with relatively high abundance of available prey especially at the beginning of experiment (treatment A).

What was the reason of observed high variation in feeding pattern? It was found that the rate of piscivores had increasing tendency just only in habit with monthly prey fish supply. CPUE data (abundance, size distribution) of prey fish suggest that this was very probably because of discontinous feeding in a treatment where pikeperch was cultured together with prey fish adults. Initial 0+ pikeperch variation in size distribution with subsequent strong predation could simply lead to a rapid decreasing in cyprinid juveniles population with an overall reduction of adults spawning activity as a result of anti-predator behaviour response (Wooton 1998). Larger piscivorous pikeperch continued to feed on limited population of juveniles and macrozoobentic animals but due to its individual size advantage and especially topmouth gudgeon size-availability already started to feed also on its adults. Whereas smaller individuals were gape-limited and thus had to consume only available macroinvertebrates mainly emphemeropterans, chironomids and water boatmen troughout the ongrowing season and smaller fish was eaten only occasionally. Moreover, faster growing piscivores could quickly outgrowth their conspecifics. According to optimal foraging strategy (Schoener 1971), generally, in a situation when the preffered prey is not abundant, a predator shifts towards less profitable, but available food. In accordance with that, differences in feeding pattern and their subsequent consequences in the rapid increase of the pikeperch size heterogenity was related to the observed onset of cannibalism when the decline in prey abundance was firstly recorded even at relatively low level. Similar situation, the onset of cannibalism, was also registered in a treatment with regularly prey fish stocking but only at the end of September caused by rapid decline in prey density. In contrast, partial schitch to piscivory at the time of initial pikeperch stocking when prey availability (density and size) was relatively high, can be more hardly predicted. In accordance with previous studies, we expect that switch to piscivory is prey-density and predator-size dependent proccess (e.g Hartman & Margraf 1992; Olson 1996; Persson & Brönmark 2002; Post 2003). Variation in cohort size distribution at the time of pikeperch stocking was still uniform and one possible explanation, therefore, might be predator-size and/or

predator behavioral response (Werner & Mittelbach 1981). If the individual predator achieve even little size and/or prey characteristics learning advantage, can more effective search and ingest the prey.

Because of piscivorous feeding mode requires high growth rate (Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligtvoet & Roozen 1996; Persson & Brönmark 2002), the main goal of this study was to test an effectiveness of early schitch to piscivory by the different timing of prey fish availability. 0+ pikeperch growth rate was during the first month period significantly higher with prey fish and vice versa. Moreover, the importance of early schitch to piscivory is underlined by the fact that the growth was higher troughout the whole ongrowing season although the rate of piscivores had reversal tendency due to food resource limitations considered above. This suggests in a good accordance with former studies from freshwaters (Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996) that pikeperch piscivory has a positive effect on growth rate. According to Zakes & Szerbowski (1995), autumn pikeperch fry reared in pond conditions attained a mean TL of 108mm and weight of 8.14 g. Similarlly, Steffens, Geldhauser, Gerstner & Hilge (1996) were shown that autumn pikeperch often attaining total body length from 60 to 10 mm. In contrast with that, pikeperch cultivated using a coexistence with a small multiple spawner cyprinid (*P. parva*) as prey in this study, achieved a mean TL over 125mm (70 to 230mm) and body weight varying between 16.2 to 20.0 g depending on the treatment used. For example, similar results were obtained when the pikeperch was as advanced fry weaned to artificial diet reared for four month period (end of October) in comparible climate conditions in Poland (Zakes & Szerbowski 1995).

Ontogenetic diet shift towards piscivory followed by differential growth of nonpiscivorous and piscivorous individuals, favour the development of variation in the cohort size distribution (van Densen 1985; Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996; Frankiewicz, Dabrowski, Martyniak & Zalewski 1999; Persson & Brönmark 2002; this study) and often resulting in an bimodality which is a common phenomenon characterizing many piscivorous fish species (e.g. DeAngelis & Coutant 1982; Mittelbach & Persson 1998). However, in 0+ pikeperch was bimodality shown from many freshwaters (van Densen 1985; Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996; Frankiewicz, Dabrowski, Martyniak & Zalewski 1999), except this study, was never documented in aquaculture even it is well known to affect the intracohort structure dynamic due to mortality caused by cannibalism (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992; Frankiewicz, Dabrowski, Martyniak & Zalewski 1999). In contrary, based on present results, consequences of early diet shift towards piscivory were found to increase 0+ pikeperch survival and vice versa in a total absence of prey fish troughout the first season, survival of 0+ pikeperch at the end of experiment declined close to 5% only. This suggests significant costs, e.g. low survival associated with failure to reach the piscivorous stage during the first season (van Densen 1985; Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996; this study). Accordingly, Persson & Brönmark (2002) from laboratory feeding experiment suggest for 0+ pikeperch a narrow scope for planktivory, rendering support the general view of pikeperch being a specialist piscivore (Keast 1985; Mittelbach & Persson 1998). Moreover, highly size-selective feeding pattern - larger individuals reaching about 150 mm TL fed exclusively on fish, further support to the view of high pikeperch diet specialization (piscivory).

Although pikeperch is well known as a useful biomanipulation tool (i.e. van Densen & Grimm 1988; Dörner, Wagner & Benndorf 1999), in many european waters its populations are with increasing tendency under high pressure of harvest by sport

angling (i.e. Specziár 2005) and/or especially in the northern countries by regularly catching for commercial proposes (see i.e. Colby & Lehtonen 1994). Natural reproduction together with widely applied stocking programme are thus of importance for stabil maintenance of its populations. Pikeperch is commonly stocked as advanced fry (4-6 cm) and/or one-summer-old pikeperch. Stocking of both juveniles categories is from some point of view contraversial, and often deals with scientists criticism. Several authors have been mentioned that the value of stocking of advanced fry may be limited or doubtfull (Steffens 1986; Van Densen & Grimm 1988; Geldhauser, Gerstner & Hilge 1996), whereas others (Raat 1990; Sutela & Hyvärinen 2002) supporting this procedure with suggestion that pikeperch left in ponds grew slower than ones earlier stocked. Stocking of larger one summer old pikeperch, however, can be generally beneficial especially in cases when pikeperch might be preyed upon others piscivorous fish which already form a part of fish assemblages in receiving waters (Deelder & Willemsen 1964) or if its immediate effect of piscivory in "top-down" control (biomanipulation) is expected. Negative classification of one summer old pikeperch fingerlings reared in ponds derived from frequently cited fact that 0+ pikeperch retards the growth rate by some authors (Forsman, Salminen & Virtanen 1985; Sutela & Hyvärinen 2002) seems to be according to our results more likely a neglection of special food requirments – diet transition towards piscivory - of this piscivore by unsufficient fish food supply (biomass and size availability of prey fish) during the ongrowing season.

**Conclusion**

In this study, three monoculture techniques of pond production of larger autumn pikeperch fingerlings – (A) pikeperch cultivation together with broodstock of prey fish (*P. parva*), (B) regular prey fish addition and (C) culture without prey fish, were tested with relation to 0+ pikeperch growth, survival, and estimated rearing expenses.

(1) Production of larger pikeperch fingerlings (autumn fry) might be realized by providing them with available prey fish only.
(2) Early timing of switch to piscivory had a positive effect on final mass and growth.
(3) Diet transition towards piscivory significantly positively affect the final 0+ pikeperch survival and vice versa, survival dramatically decreased in an complete absence of prey fish up to 6.9 %.
(4) Piscivorous feeding mode caused a higher size heterogenity in the 0+ pikeperch size distribution. Possible consequences in the onset of intracohort cannibalism should be taken into account if unfavourable feeding conditions - prey fish discontinuity – prevailed.
(5) Use of 100 $kg.ha^{-1}$ biomass of non-native cyprinid (*P. parva*) adults as prey fish appears to be highly beneficial by providing a sufficient forage base for the whole 0+ pikeperch ongrowing period (particularly due to reproduction potential and size-availability even adult later in the rearing).
(6) Possibility to cultivate the larger 0+ pikeperch using the method based on the regular prey fish addition (stocking) is limited by continuity of prey fish supply and increase in the economical cost related to manipulation, transfer and labor cost should be expected.

## Acknowledgements

This study was financed by the Ministry of Agriculture, National Agency for Agricultural research project No. QG 50058, and was a part of the project MSMT CR No. MSM 6007665809.

## References

Adámek Z., Kortan D., Lepič P. & Andreji J. (2003). Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study if fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquaculture International* **11**, 389-396.

Amundsen P.A., Gabler H.M. & Staldvik F.J. (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach content data – modification of Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* **48**: 607-614.

Buijse A.D. & Houthuijzen R.P. (1992). Piscivory, growth, and size selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 894-902.

Colby P.J. & Lehtonen H. (1994). Suggested causes for the collapse of zander, *Stizostedion lucioperca* (L.), populations in northern and central Finland through comparisons with North American walleye, *Stizostedion vitreum* (Mitchill). *Aqua Fennica* **24**: 9-20.

DeAngelis D.L. & Countant C.C. (1982). Genesis of bimodal size distributions in species cohorts. *Transactions of the American Fisheries Society* **111**: 384-388.

Deelder C.L. & Willemsen J. (1964). Synopsis of biological data on the pikeperch *Lucioperca lucioperca* (linnaeus) 1785. *FAO Fisheries Synopsis* **28**, 52 pp.

Dörner H., Wagner A. & Benndof J. (1999). Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). *Hydrobiologia* **408/409**: 39-46.

FAO (1984). Yearbook of fishery statistics: 1983 catches and landings. *FAO Fisheries Series* **56**: 393.

Forsman L., Salminen M. & Virtanen E. (1990). Physiological condition of one-summer-old pikeperch (Stizostedion ucioperca L.). In: Proceedings of FAO-EIFAC Symposium on Production Enhancement in Still-Water Pond Culture, Prague, 15-18 May, 1990. Rome: FAO, pp. 74-83.

Frankiewicz P., Dabrowski K., Martyniak A. & Zalewski M. (1999). Cannibalism as a regulatory force of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), population dynamics in the lowland Sulejow reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia* **408/409**: 47-55.

Frankiewicz P., Dabrowski K. & Zalewski M. (1996). Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age 0-pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejów Reservoir, Central Poland. *Annales Zoologica Fennici* **33**: 321-327.

Hartman K.J. & Margraf F.J. (1992). Effects of prey and predator abundances on prey consumption and growth of walleyes in western Lake Erie. *Transactions of the American Fisheries Society* **121**: 245-260.

Juanes F. (1994). What determines prey-size selectivity in piscivorous fishes? Pages 79-100 in D J Stouder, K L Fresh, and R.J.Feller, editors. Theory and application in fish feeding ecology. University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina, USA

Keast A. (1985). The piscivore feeding guild of the fishes in small freswater ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **12**: 119-129.

Kestemont P., & Mélard Ch. (2000). Aquaculture. In: J. Craig (editor). Percid Fishes – Systematics, Ecology and Exploitation. Aquatic Resources Series 3. Blackwell Science. 191-224.

Lappalainen J., Dörner H. & Wysujack K. (2003) Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 95-106.

Lappalainen J. & Lehtonen H. (1995). Year-class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay. *Annales Zoologica Fennici* **32**: 411-419.

Mehner T., Kasprzak P., Wysujack K., Laude U. & Koschel R. (2001). Restoration of a stratified lake (Feldberger Hausee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. *International Review in Hydrobiology* **86**: 253-265.

Mehner T., Schultz H., Bauer D., Herbst R., Voigt H. & Benndorf J. (1996). Intraguild predation and cannibalism in age 0 perch (*Perca fluviatilis*) and age 0 zander (*Stizostedion lucioperca*): interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici* **33**: 353-361.

Mittelbach, G.G. & Persson, L. (1998). The onthogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 1454-1465.

Musil J. & Adámek Z. (in press). Piscivorous fishes diet dominated by asian cyprinid invader topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*. *Biologia*

Olson M.H. (1996). Ontogenetic niche shifts in largemouth bass: variability and consequences for first-year growth. *Ecology* **77**: 179-190.

Persson, A. & Brönmark, Ch. (2002). Foraging capacity and resource synchronization in an ontogenetic diet switcher, pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Ecology* **83 (11)**: 3014-3022.

Post D.M. (2003). Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* **84** (5): 1298-1310.

Raat A.J.P. (1990). Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and European catfish (*Silurus glanis*): a bioenergetic approach. *Hydrobiologia* **200/201**: 497-509.

Schoener T.W. (1971). Theory of feeding strategies. Annu. Rev. Ecol. Syst. 2: 369-404.

Steffens W., Geldhauser F., Gerstner P. & Hilge V. (1996). German experiences in the propagation and rearing of fingerling pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Annales Zoologica Fennici* **33**: 627-634.

Sutela T. & Hyvärinen P. (2002) Diet and growth of stocked and wild 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Fisheries Management and Ecology* **9**: 57-63.

Specziár A. (2005). First year ontogenetic diet patterns in two coexisting *Sander* species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton. *Hydrobiologia* **549**: 115-130.

Van Densen W.L.T. (1985a). Feeding behaviour of major 0+ fish species in a shallow, eutrophic lake (Tjeukemeer, The Netherlands). *Zeitschrift für Angewandte Ichthyologie* **2**: 49-70.

Van Densen W.L.T. (1985b). Piscivory and the development of bimodality in the size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.). *Journal of Applied Ichthyology* **3**: 119-131.

Van Densen W.L.T. & Grimm M.P. (1988). Possibilities for stock enhancement of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on planktivores. *Limnologica* **19**: 45-49.

Van Densen W.L.T., Ligvoet W. & Roozen R.W.M. (1996). Intra-cohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca*

*fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. *Annales Zoologica Fennici* **33**: 495-506.

Werner E.E. & Mittelbach G.G. (1981). Optimal foraging: field testes of diet choice and habitat switching. *Am. Zool.* **21**: 813-829.

Wooton R.J. 1998. Fish assemblage. In: Ecology of Teleost Fishes (Second Edition). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 285 pp.

Zakes Z. & Szczerbowski A. (1995). Characteristics of autumn fry of pikeperch *(Stizostedion lucioperca* L.) reared in a traditional way in a pond and in controlled conditions. *Archives of Polish Fisheries* **3 (2)**: 159-168.

# Kapitola IV.

## Potential of piscivory in 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) – a laboratory study of growth response versus the whole-pond experiment

**Musil J.**[1], Peterka J.[2], Policar T.[1] & Vorlíčková P.[1]

[1]Department of Aquaculture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic

[2]Hydrobiological Institute, AS CR, Na Sádkách 7, 37005 České Budějovice, Czech Republic

**Running title:** Piscivory in 0+ perch

(manuskript)

**Author to whom the correspondence should be addressed:** J Musil, Department of Aquaculture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology Vodňany, University of South Bohemia in České Budějovice, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, Czech Republic.
E-mail: musil@vurh.jcu.cz

## Abstract

Juveniles of perch (SL = 37.2 ± 1.1 mm) were used (1) in series of laboratory experiments to reveal a growth response in 0+ perch when switch from feeding on zooplankton to fish prey (*Pseudorasbora parva*, SL = 14 ± 2 mm, n = 181). Growth performance of 0+ perch significantly depended on food levels and on prey type (zooplankton versus prey fish). In the first series of experiments, where perch were fed on combination of zooplankton and prey fish food the significantly highest growth rate ($P<0.05$) were observed in the aquaria with predator-prey density (PPR) of 1:4, fed on high amount of zooplankton (0.54 ± 0.16 $mm.day^{-1}$). In comparison, the relative growth rate of perch at 1:1 PPR experiments ranging from 0.18 ± 0.13 for LAZF to 0.23 ± 0.13 $mm.day^{-1}$ for LAZF, was significantly lower than one at a ratio of 1:4. The perch fed only on zooplankton, resulting in lowest growth rates (0.12 ± 0.12 for LAZF to 0.18 ± 0.10 $mm.day^{-1}$ for HAZF). Slight differences in relation to different amount of zooplankton food (LAZF x HAZF) were found in all experiments. The SL of perch increased significantly in all experiments within 30 days from initial 37.2 mm to a 41.74 ± 3.34 mm for non-piscivorous, and 43.47 ± 4.00 mm (1:1), 51.55 ± 4.82 mm (1:4) for piscivorous perch respectively. SL of piscivorous perch was always significantly higher ($P<0.01$) and at maximum growth rate piscivorous perch reached the size increase as twice as higher than zooplanktivorous one. Predator density was not found to affect the growth rate.

Either in the field or laboratory experiments, 0+ perch piscivory was coincided with availability of prey fish only which is suggested to be the main prerequisite in the onset of piscivory. Two main proccesess driven by piscivory were found in relation to the intracohort structure dynamic: 1) differential growth of piscivorous and nonpiscivorous individuals - development of rapid variation in the cohort size distribution resulting in occurence of bimodality, and 2) size selective mortality. Therefore, 0+ perch piscivory significantly negatively affected the intracohort structure due to predation on conspecifics. The largest piscivorous individuals reached a body size (SL) of 158mm. Therefore, 0+ perch piscivory should not be neglected.

**Keywords**: perch (*Perca fluviatilis*); food resource use; growth; piscivory; size-related feeding; cohort dynamics

## Introduction

Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) typically undergo three major ontogenetic niche shifts over their life. At first, perch feed on pelagic zooplankton (e.g. Wang & Eckman 1994). At 30-80mm of total length, perch schift to macroinvertebrates and finally often shift to piscivory at a size varying between 130 to 180mm (Thorpe 1977; Craig 1978; Persson 1988; Persson & Greenberg 1990; Persson et al. 2000). In general, therefore, zooplankton and macroinvertebrates are assumed to be the main food sources of perch in their first year of life and older perch might switch to piscivory. Contrary to our general knowledge, the first documentation that 0+ perch is able to become piscivorous much early is derived from laboratory experiments by Brabrand (1995). In his study was reported that even a difference of 24 h in hatching produced a two-peak size distribution, in which the intracohort variation was large enough to create the potential for intensive cannibalism. Correspondingly, in a few field studies, 0+ perch has been previously found to prey upon perch larvae and/or smaller cyprinids (Smyly 1952, Ilina 1973, Spanovskaya & Grygorash 1977, Thiel 1989).

Generally, the ontogenetic niche shifts (sensu Werner & Gilliam 1984) are often manifest as shifts in habitat use (Diehl & Eklöv 1995) and/or diet with increasing body size (e.g. Werner & Gilliam 1984, Mittelbach 1986, Olson, 1996, Post, 2003) which generate complex interactions and dynamics within communities (Werner & Gilliam 1984; Polis et al. 1989; Olson et al. 1995; Persson et al. 1996; Post 2003). The diet shift towards piscivory often initiates an increase in growth rate that typically translates into larger size and greater survival troughout life for specialist piscivores (Keast 1985, Buijse & Houthuijzen 1992, Olson et al. 1995, Mittelbach & Persson 1998). This ontogenetic niche shift help maximize fitness by reducing competition with conspecifics trough intraspecific resourse segregation (Werner & Gilliam 1984), by minimizing predation risk through habitat shifts (Persson et al. 1996), and maximizing growth through dietary shifts (e.g. Shelton et al. 1979, Olson 1996, Post 2003). Larger individuals are typically less vulnerable to predation (e.g. Post et al. 1998) and have greater energy reserves to survive periods of starvation (Buijse & Houthuijzen 1992, Post et al. 1998, Post 2003). However, perch belong to the most common fish species in meso and eutrophic water bodies troughout Europe (e.g. Persson et al. 1991), interestingly, perch piscivory – early or later in life have been aim only in several extensive studies (Brabrand 1995; Mehner et al. 1996; Borcherding et al. 2000; Persson et al. 2000; Brabrand 2001; Beeck et al. 2002; Radke & Gauptisch 2004; Svanbäck R. & Persson 2004), and it is still not so well explained. Generally, 0+ fish often represents the dominant age group in many fish communities (Wooton 1998). Therefore, especially growth of 0+ fish in their first year of life should be an important factor regulating competetive interactions within fish communities and the recruitment of adults. As mentioned above, it is a critical to understand the role of 0+ fish in freshwaters, particularly species such as potential piscivores because they might strongly affect the structure and dynamics of fish communities with implications for food-web structure (Mehner et al. 1996, 1998).

In order to better understand the piscivory in perch, our study interest was focused on (1) important factors in the onset of 0+ perch piscivory - a study of growth response to different feeding level (zooplanktonic, fish prey) and prey type (zooplankton versus fish prey) under laboratory experimental conditions, and a manipulative field experiment (the whole growing season) was carried out (2) to answer what are ecological consequences of this diet transition at the individual and intracohort levels.

## Material and methods

***Laboratory experiments***

Juvenile perch (37.2 ± 1.1 mm standard length (SL), 1.1 ± 0.3 g wet mass) caught in June 2005 with a beach seine net (10 x 3 m, length x width, mesh size - 2 mm) in the nearby experimental fish pond (identical locality as field experiment were done) were used for series of laboratory experiments. Fish were kept in experimental aquaria (40L) and fed twice daily on live and/or frozen zooplankton at libitum for two weeks prior the experiments. Water temperature was maintained at 24.5°C (± 1°C ) and the dissolved oxygen concentration was kept at saturation in all experiments. To minimize handling stress for juvenile perch, only a sub-sample of perch was measured to nearest 1 mm of standard length (SL) and weighted to the 0.01 g at the beginning of experiments. Later on, the total wet mass per aquaria was calculated from the derived length-weight relationship. The perch housed in 40 L aquaria was divided into two densities of 40 and 10 individuals per aquarium, respectively (each of density in eight aquaria). In four aquaria of each predator density, prey fish (*P. parva*, SL = 14 ± 2 mm, n = 181) were put together with perch in a density of 40 preys (perch: prey fish ratios - 1:1, 1:4), and four of each eight aquaria were fed with a high amount of zooplankton food (HAZF), and four with a low amount of zooplankton food (LAZF). Other eight aquaria (four aquaria in each of predator density) were fed with combination of zooplankton amount only (HAZF x LAZF). This series of experiments lasted for 30 days. All fish were counted twice daily. At the end of experiments, all perch were measured and weighted.

***Field experiment***

Free swimming perch larvae still with rest of oil globule (14-17 days post hatch) at 8 to 11 mm of standart length (SL) were stocked into two experimental ponds on April 27 in afternoon hours in one density of $120.10^3$ ind. $ha^{-1}$.

In the first one, the only perch was cultivated throughout the experiment. In contrast, a total mass of 40 $kg.ha^{-1}$ cyprinid multiple spawner (*P. parva*) (sex ratio (male : female) 1: 1,3, SL - 62±7.9mm) was introduced into the second pond in June. Perch stock was sampled monthly from May until the end of September by triplicate seining (10 x 3 m, length x width, mesh size - 2 mm) between 10 a.m. and 6 p.m. In the field, abundance and length of perch and of its potential prey fish were recorded. All fish were sorted by species on deck and individual body length (SL) was measured to the nearest 1mm.

Relative abundance and size-distribution of fish was recorded paralelly with fish sampling and sub-samples were taken from the seine and immediately preserved in 4 % formalin for diet analysis. In the laboratory, prey organisms of the stomach contents were identified into the family and/or species level and number of prey was counted. Moreover, proportion of each prey category was assessed by indirect volumetric estimation (Hyslop 1980).

*Data analysis*

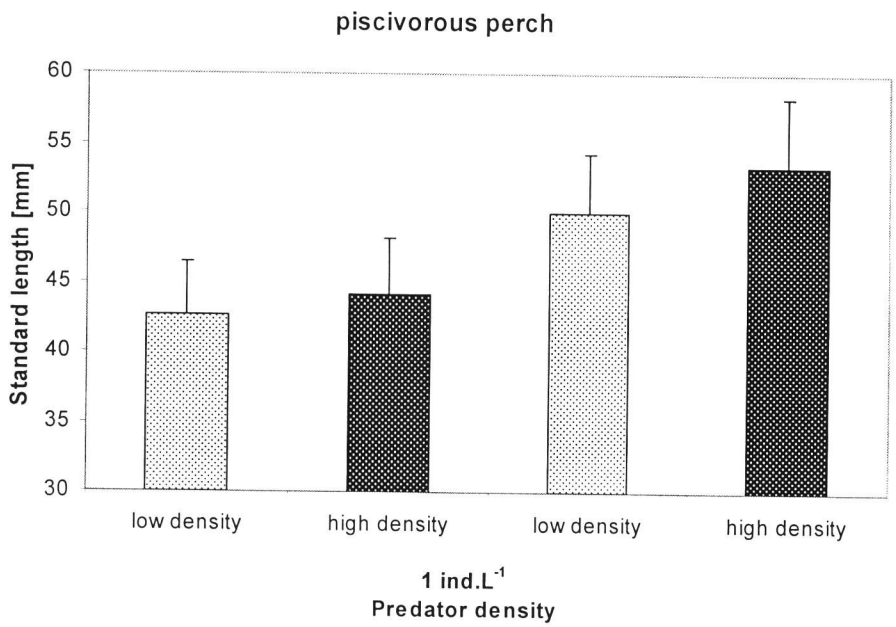
To reveal the statistical differences in 0+ perch growth performance, the t-test for paired samples using STAT software 6.0. version was used to compare the significant differences for standart lenght and weight as well as calculated growth rates. Consequently, two factor ANOVA was used for statistical determination of different experimental factors (experiment 1: predator-prey density x amount of zooplankton; experiment 2: perch densities x amount of zooplankton).

## Results

***Laboratory experiments***

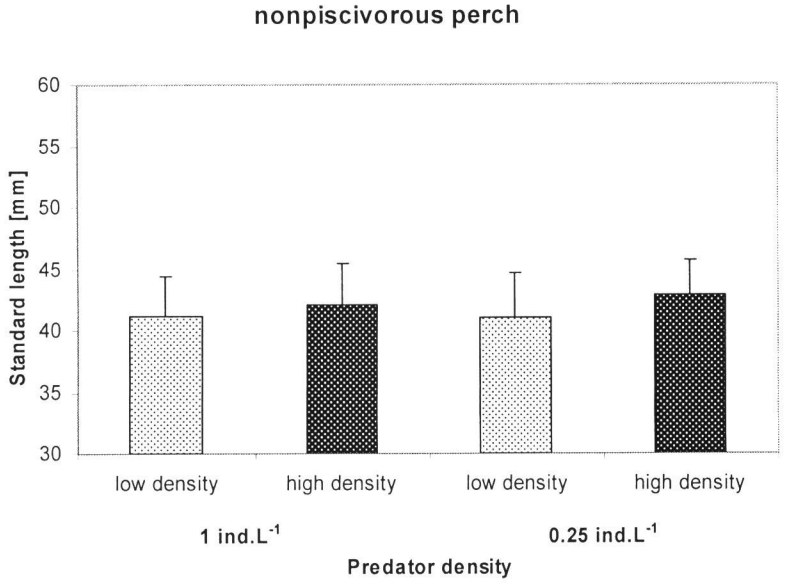
Growth performance of 0+ perch depended on food levels (LAZF x HAZF; 1:1 x 1:4 PPR) and on prey type (zooplankton versus prey fish). Predator density was not found to affect the growth rate. In the first series of experiments, where perch were fed on combination of zooplankton and prey fish food (Fig.1), the significantly highest growth rate ($P<0.05$) were observed in the aquaria with predator-prey density of 1:4, fed on HAZF ($0.54 \pm 0.16$ for HAZF, and $0.43 \pm 0.14$ mm.day$^{-1}$ for LAZF respectively). In comparison, the relative growth rate of perch at 1:1 predator-prey ratio experiments ranging from $0.18 \pm 0.13$ for LAZF to $0.23 \pm 0.13$ mm.day$^{-1}$ for LAZF, was significantly lower than one at a ratio of 1:4. High statistical difference ($F=122.78$, $P<10^{-6}$) was found between used predator-prey ratios (1:1, 1:4).

**Fig. 1.** Standard lenght (mean ± SD, mm) of piscivorous 0+ perch at the end of experiment. Two perch densities (1 and 0.25L$^{-1}$) were fed with either a "low amount of zooplankton" or a "high amount of zooplankton" and exposed to 1:1 and 1:4 predator-prey ratio respectively.




In experiments with perch feeding only on zooplankton food (Fig. 2), there were no significant differences between experimental predator densities ($F=0.23$, $P<0.63$) and thus growth rates were calculated as mean values for both perch densities and separately only for different zooplankton levels ($F=5.50$, $P<0.02$). The relative growth rates ranged from $0.12 \pm 0.12$ for LAZF to $0.18 \pm 0.10$ mm.day$^{-1}$ for HAZF.

**Fig. 2.** Standard lenght (mean ± SD, mm) of non-piscivorous 0+ perch at the end of experiment. Two perch densities (1 and 0.25L$^{-1}$) were fed only on "low and high amount of zooplankton".




Slight differences in relation to different amount of zooplankton food were found in all experiments. The SL of perch increased significantly in all experiments within 30 days from initial 37.2 mm to a 41.74 ± 3.34 mm for non-piscivorous, and 43.47 ± 4.00 mm (1:1), 51.55 ± 4.82 mm (1:4) for piscivorous perch respectively. Piscivorous perch at the predator prey ratio of 1:4, after 30 days reached the lenght from a minimum of 41.00 mm to a maximum of 61.00 mm thus about two times higher compare to non-piscivorous perch ranging between 33.00 to 55.00 mm. Moreover, SL of piscivorous perch was always significantly higher than other experimental groups ($P<0.01$) and showed notable higher variation in size distribution. In all experiments, tendencies in change of lenght were also valid for weight.

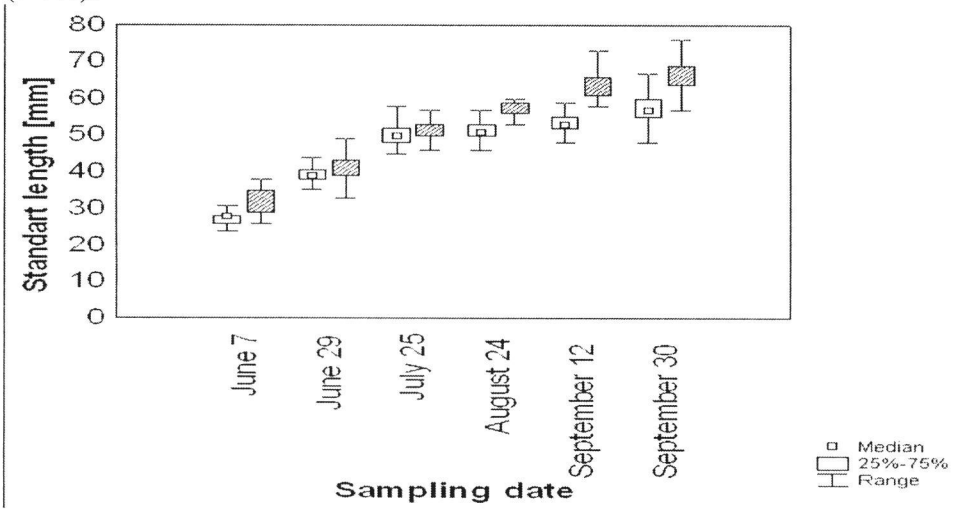
***Field experiment***

Over the study period, two distinct phases in cohort structuring and dynamics could be discerned with respect to potential of 0+ perch piscivory between treatments. In the absence of prey fish, high numbers of 0+ perch (41 000 individuals.ha$^{-1}$; 130.31 kg.ha$^{-1}$) was harvested at the end of experiment in September. Conversely, in the treatment where on 17 July was additionally stocked cyprinid multiple spawner, the density of 0+ perch was very low (14 000 individuals.ha$^{-1}$; 95.59 kg.ha$^{-1}$). This change in cohort structure over the first season was associated with changes in feeding mode from planktivory and benthivory towards piscivory trough different growth rates and thus different cohort size distribution development that will be considered below.

**Growth of 0+ perch**

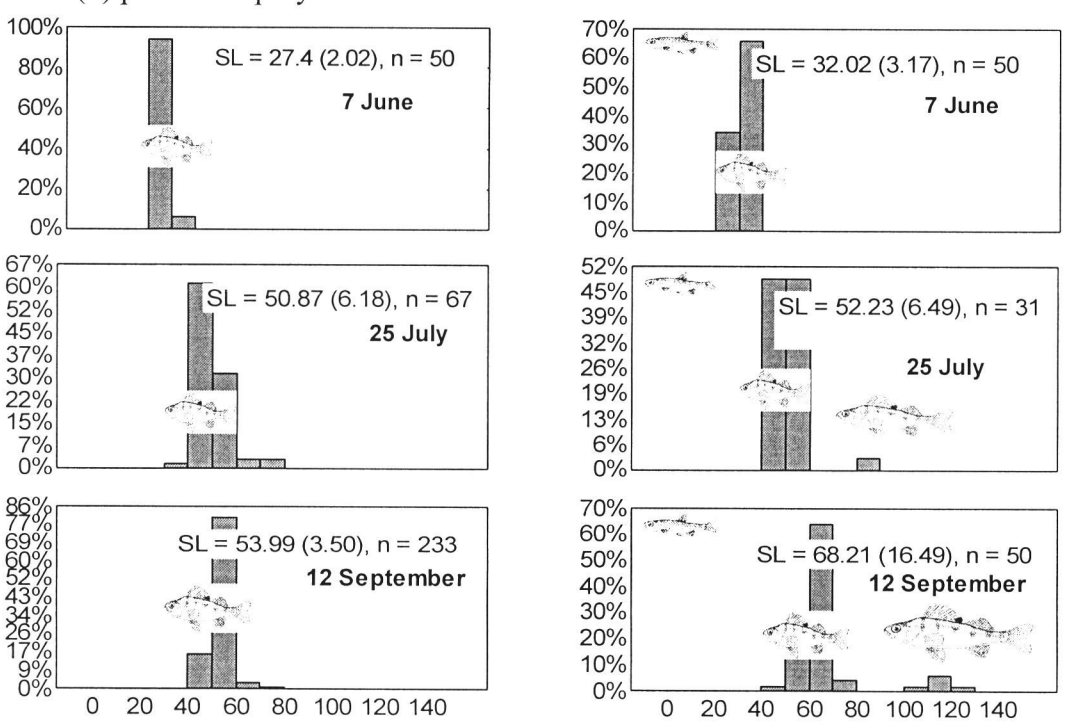
The mean SL of perch increased from about 25 - 38mm in June to about 6.62 ± 7.08mm (in environment inhabited together with small cyprinid *P. parva*), 3.67 ± 0.95mm (only perch) in September respectively. In both environments, growth was substantially higher until the end of July. Later on, this growth pattern was observed in a locality inhabited by perch and prey fish only. Conversely, in the only perch cohort, growth was drastically depressed (see Fig. 3).

**Fig. 3.** Growth rates of 0+ perch. (1) perch only (open), and (2) perch and prey fish (cross).




The length frequency (LF) distribution of 0+ perch during the first growing season very well illustrated the observed variation in the cohort development (Fig. 4). In the environment cohabited by prey fish, LF distribution changed dramatically troughout the year. The onset of piscivory supported by prey fish availability resulting from firtsly unimodal to positively skewed cohort size distribution. Consequently, at the end of season (12 September), LF distribution became ultimately bimodal (see Fig. 4). Moreover, 0+ fast growing piscivores eating mainly prey fish (*P.parva*), reached the size between 70 to 158mm, whereas nonpiscivores reached the body size only about 40 to 68mm. Contraversely, in environment with the only perch, LF distribution developed from unimodal to negatively skewed, although few large cannibalistic individuals were reported (see text below).

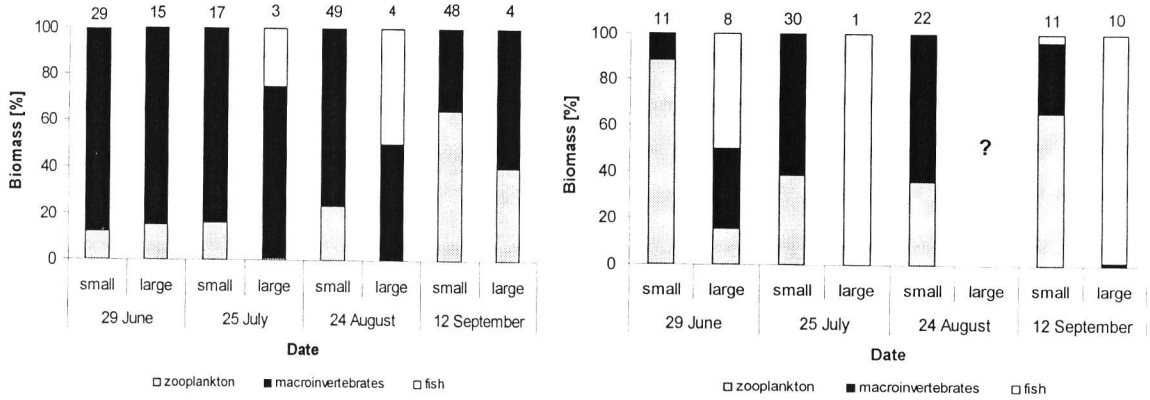
**Fig. 4.** Length frequency distribution and mean sizes (SD) of 0+ perch. (1) perch only, and (2) perch and prey fish.



***Diet***

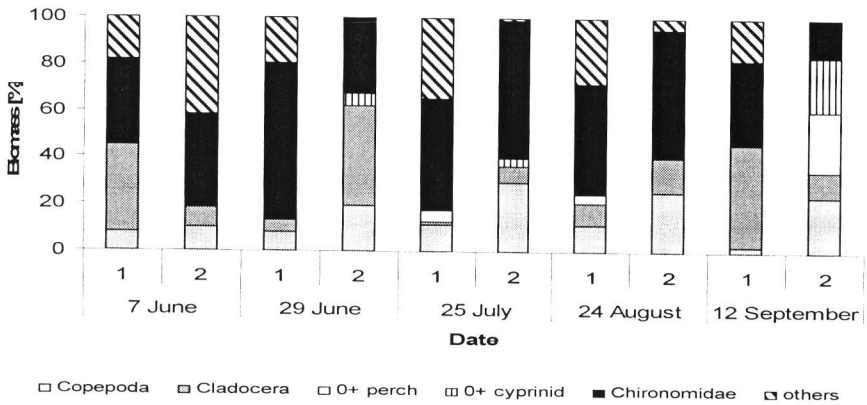
A total of 262 0+ perch stomachs were examined. Empty stomachs were recorded only occasionally over July to September with higher proportion at the end of season, but were omitted from diet analysis. The ontogenetic diet shifts were markedly different under various environmental (feeding) conditions. In the only perch cohort, 0+ fish fed mainly on macroinvertebrates (e.g. chironomid pupae and larvae, ephemeropterans, dragon flies and others) and on zooplankton (cladocerans and copepods). Between 25 July and 24 August, very few larger (> 70 mm SL) piscivorous individuals eaten conspecifics (cannibalism), were reported (see Fig. 5 and 6). From the middle of September onwards, perch did not consume fish.

**Fig. 5.** The diet of 0+ perch. The fish were grouped into two size categories: small and large. (1) perch only, (2) perch and prey fish.




In contrast, the onset of piscivory in 0+ perch simulated by available sized prey fish, was reported almost immediately after prey fish stocking. From the end of June until the end of September increasing trend in piscivory was notable. The diet of larger individuals was comprised almost exclusively from fish with higher rate of cannibalism later in the season. Diet of nonpiscivorous (and early piscivores) individuals was similar to the only perch cohort, although proportion of macroinvertebrates in the diet of smaller perch was relatively lower. However, higher occurence of macroinvertebrates (mainly chironomids and dragon flies) was reported in the diet of larger perch feeding at the early piscivory stage also on zooplankton, fish and macroinvertebrates. 0+ perch piscivory was found to be strongly related to the predator body size.

**Fig. 6.** Contribution of prey items in the diet of 0+ perch (1) perch only, (2) perch and prey fish.



## Discussion

In the present study, we have analyzed the potential and ecological consequences of piscivory in 0+ perch on the intracohort structure and dynamics during the first summer season of life.

However, eurasian perch is generally not assumed to be either piscivorous during the first year of life (Thorpe 1977, Craig 1978, Persson, 1988, Persson & Greenberg 1990, Persson et al., 2000) or true "specialist" piscivore (Mittelbach & Persson 1998), piscivourous 0+ perch was found in several water bodies (Smyly 1952, Ilina 1973, Spanovskaya & Grygorash 1977, Thiel 1989, Mehner et al., 1996, Beeck et al. 2002). Moreover, in laboratory experiments was demonstrated by Brabrand (1995) that a difference of 24 h in the hatching of 0+ perch produced a two-peak size distribution, in which the intracohort variation was large enough to create potential for intensive cannibalism. Unfortunately, the link between an intracohort cannibalism and/or the ontogenetic diet switch towards the piscivory later in life is still unclear (Brabrand 2001), recently Beeck et al. (2002) demonstrated on the example of Lake Speldrop that this diet transition might have very similar pattern such as known for other true piscivorous fish species (see e.g. McIntyre et al. 1987; Buijse & Houthuijzen 1992; van Densen, Ligvoet & Roozen 1996; Frankiewicz, Dabrowski, Martyniak & Zalewski 1999; Post 2003).

According to what it is known for true piscivores (see e.g. Buijse & Houthuijzen 1992, Van Densen et al. 1996), we have similarly found that two processes have a major role in the intracohort structure dynamic during the first year of life. At first **(1)** *differential growth between piscivorous and nonpiscivorous individuals*, and subsequent **(2)** *size – selective mortality* of the smaller nonpiscivores.

Generally, growth of 0+ fish depends on environmetal conditions such as water temperature, prey type (Werner & Gilliam 1984), prey size (Jackson et al. 1992), prey density (Mathias & Li 1982) or a combination of these factors (Mittelbach 1981, Stahl & Stein 1994). Accordingly, our laboratory results suggest that growth of 0+ perch was influenced mainly by prey type and prey density. In relation to the zooplankton food, only negligible differences between the used amount of zooplankton (LAZF x HAZF) was registered. In comparison, accelerated growth was observed immediatelly when the perch was exposed together with prey fish and during relatively short period (30 days), perch reached the size increase as twice as higher than zooplanktivorous one. Nevertheless, the maximum growth rate observed in the first part of this study (*laboratory experiment*), might not fully correspond to the maximum growth potential of 0+ perch (it was not aim of the study). For example, Borcherding et al. (2000) considered even 14 bream larvae per perch and day to be an *ad libitum* prey level. Comparable consumtion rates on fish larvae of perch between 10.5 to 20.7mm body size were estimated in laboratory experiments also by Brabrand (1995). However, differences in body size of predator and prey among these studies make the comparisons difficult, all the results in good accordance demonstrate a rapid increase in growth when fish switch from feeding on zooplankton and/or zoobenthos to piscivory (Buijse & Houthuijzen 1992; Brabrand 1995; Borcherding et al. 2000; this study). Increasing growth rates when 0+ perch became piscivorous, were also observed in the field by Mehner et al. (1996), Beeck et al. (2002), and second part of this paper (*field study*). A total lenght of perch > 100mm in the first year of life has been documented only in few studies - for perch feeding on mysids (Houthuijzen et al. 1993), for perch of aquaculture origin (Thorpe 1977) and recently from Lake Speldrop (Beeck et al. 2002). In Lake Spedrop (Germany), 0+ perch reached at the end of growing season TL about 125mm

with high degree of piscivory (Beeck et al. 2002). In the present study, under simulated feeding conditions (availability of fish prey), 0+ piscivorous perch reached a mean body size (SL) even about 128mm. Moreover, for the first time, we reported even 0+ individuals about 158mm of body size (SL) which might well document the growth potential in 0+ perch. In contrast, nonpiscivorous individuals reached the size only about 49mm.

According to previous studies related to ontogeny of piscivory (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992; Olson 1996; Post 2003), the present results either from laboratory and/or field experiments suggest that the onset of piscivory in 0+ perch dramatically coincided with prey fish availability. In laboratory, we did not find any relationship between zooplankton food level and diet transition to piscivory. Similarly, in the absence of prey fish in the field experiment, 0+ perch switched from feeding on zooplankton rather on invertebrates, but larger individuals were piscivorous (cannibalistic). In contrast, Mehner et al. (1996) found as a main prerequisite for this ontogenetic diet shift in Bautzen reservoir also the decline of larger zooplankton. Possible explanation seems to be unlikely food resourse limitation. Generally, variation in the timing of the switch to piscivory within individuals originated from the same cohort, where gape-size and hatching size are invariant, is related to interaction among the relative hatching dates of predator and prey, differences in growth rates during earlier ontogenetic stages, and the availability of appropriately sized fish prey (e.g. Olson 1996, Post 2003). Therefore, based on the results of Brabrand (1995), 0+ perch has a potential for variation in the intracohort size distribution even very early in life which is continuously favoured by size-selective feeding pattern (e.g. Mehner et al. 1996; Persson & Brönmark 2002). Individual size advantage give the potential to prey on food not available to inter and intraspecific competitors, e.g. due to gape-size limitations (Hartmann 1986; Tonn 1992). When this size advantage is large enough in relation to the predator-prey ratio (suggested difference about 50% of predator length - van Densen 1985; Brabrand 1995), 0+ perch might depending on prey availability, become piscivorous. Thus, theoretically, rate of piscivory is available prey fish-density dependent proccess and considering the results of Beeck, 0+ perch piscivory might be much regular phenomenon than it is expected.

As mentioned above, ontogenetic diet shift towards piscivory followed by differential growth of nonpiscivorous and piscivorous individuals, favour the rapid development of variation in the cohort size distribution. The variation in size distribution among fish from the same cohort and especially development of bimodality is well known feature which has been previously documented for many specialist (true) piscivores (sensu Keast 1985) such as pikeperch (e.g. Buijse & Houthuijzen 1992, Van Densen et al. 1996; Frankiewicz et al. 1999), walley (*Stizostedion vitreum* Mitchill; McIntyre et al. 1987), yellow perch (Perca flavescens Mitchill; Post & Prankevicius 1987) or largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacepede; Post 2003). For eurasian perch, however, existence of this phenomenon was recently for the first time documented by Beeck et al. (2002) and in the field experiment of this study. Over the study period, two distinct phases in cohort structuring and dynamics were observed with respect to 0+ perch piscivory. When fish as prey was not available, only few individuals switched to piscivory (cannibalism). Conversely, induced piscivory by addition of available prey fish in the experimental field treatment, caused immediately a high rate of piscivorous individuals who strongly affect the intracohort dynamics due to subsequent cannibalism. Beeck et al. (2002) observed a similar 0+ perch intracohort dynamic in Lake Speldrop, where small perch cohort disappeared at the end of season. It was suggested that this was probably caused by inter and intraspecific competition for

food resulting in smaller perch starvation. Accordingly to our results, however, Beeck et al. (2002) also supposed the possibility that a cause of observed size-dependent perch mortality might be a result of cannibalism.

The ontogenetic diet shift towards piscivory initiates an increase in growth rate that typically translates into larger size and greater survival troughout life (Keast 1985, Buijse & Houthuijzen 1992, Olson et al. 1995, Mittelbach & Persson 1998) because e.g. larger individuals are typically less vulnerable to predation (e.g. Post et al. 1998) and have greater energy reserves to survive periods of starvation (Buijse & Houthuijzen 1992, Post et al. 1998, Post 2003). However, general suggestion that early diet shift towards piscivory characterize strong year class (van Densen 1985; Buijse & Houthuijzen 1992; Persson & Brönmark 2002) seems to be true rather for specialist piscivores than for perch for the following reason: Although this ontogenetic niche shift help maximize fitness by reducing competition with conspecifics trough intraspecific resourse segregation (Werner & Gilliam 1984), by minimizing predation risk through habitat shifts (Werner et al. 1983), and maximizing growth through dietary shifts (Aggu and Elliot 1975, Shelton et al. 1979, Olson 1996, Post 2003), based on our results, we assumed that diet shift to piscivory in 0+ perch greatly negatively affect the intracohort dynamics due to size-selective mortality caused by predation on conspecifics (cannibalism) and thus should be suggested as advatage at indivudual level rather than intracohort level.

There is apparent different situation in early life histories, the diet switch to piscivory trades-off between perch and specialist piscivores such as pikeperch probably driven from differences in the dietary species-specific requirements but also their foraging abilities. However, piscivory in 0+ pikeperch was similarly found to affect the intracohort dynamics (see e.g. Frankiewicz et al. 1999; Persson & Brönmark 2002), for pikeperch, the diet transition to piscivory is essencial for maintenance the high growth rate and if do not so, resulting in a rapid decrease in condition and high mortality rates (Buijse & Houthuijzen 1992). Contrary, this may not be neceseraly true for nonpiscivorous feeding 0+ perch. Perch, contrary to pikeperch, is able to efficiently forage on zooplankton and macrozoobenthos (Thorpe 1977, Craig 1978, Persson, 1988, Persson & Greenberg 1990, Persson et al., 2000; Wahlström et al. 2000) and thus show a higher feeding plasticity level (Svanbäck & Persson 2004). Moreover, perch can often prey on non-fish prey even as adult (under not so well explained circumstances) which the pikeperch may do not so. We hypothesize that the key to understand piscivory pattern among the different oportunistic (e.g. perch) or specialits piscivores but especially in perch more in detail, must be the knowledge of perch diet transition pattern also from backwards directions – diet shifts between individual feeding modes. This should be our future research interest.

## Conclusion

Piscivory in 0+ perch seems to be a regular and more common phenomenon than it is generally expected. This diet transition is favoured by the increase in the cohort size distribution and coincide with the availability of prey fish (its size and density). Therefore, the development of bimodality in the cohort size distribution caused by great differences in growth rates between piscivorous and nonpiscivorous individuals might be regularlly occured such as known for many other piscivores.

0+ perch piscivory rapidly affect intracohort structure dynamic. Although this diet transition is advantage for individual fish, negatively affect the intracohort structure due to size-selective mortality by cannibalism.

0+ perch piscivory might affect the structure of fish communities by efficient predation on 0+ fish and therefore must be included into calculation of fish mortality due to predation (see also Mehner et al. 1996). Moreover, in the present study, 0+ piscivorous perch successfully reduced even highly undesirable non-native fish species used as prey (*Pseudorasbora parva*). Consequently, the diet transition towards piscivory has important implications for aquaculture.

The largest piscivorous individuals exactly age determinated caught at the end of September reached a body size (SL) of 158mm. The growth potential of 0+ piscivorous individuals, therefore, should not be neglected.

## Acknowledgments

This study was supported by MSMT ČR No. MSM 6007665809. The author would like to thank T. Vondra and L. Zvonař for prividing us with experimental ponds and field help in fish farm Nové Hrady s.r.o., Czech Republic and Dr Prokeš (Institute of Vertebrate Biology, Department of Ichthyology, Brno, Czech republic) for his assistance in the age determination in 0+ perch.

## References

Beeck P., Tauber S., Kiel S. & Borcherding J. (2002). 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology* **47**: 2359-2369.

Borcherding J., Maw S.K. & Tauber S. (2000). Growth of 0+ perch (*Perca fluviatilis*) predating on 0+ bream (*Abramis brama*). *Ecology of Freshwater Fish* **9**: 236-241.

Brabrand A. (1995). Intra-cohort cannibalism among larval stages of perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology of Freshwater Fish* **4**: 70-76.

Brabrand A. (2001). Piscivory in larval perch (*Perca fluviatilis*): mechanisms structuring larval roach (*Rutilus rutilus*) cohorts. *Ecology of Freshwater Fish* **10**: 97-104.

Buijse A.D. & Houthuijzen R.P. (1992). Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 894-902.

Craig J.F. (1978). A study of the food and feeding of perch, *Perca fluviatilis* L., in Windermere. *Freshwater Biology* **8**: 59-68.

Diehl S. & Eklöv P. (1995). Effects of piscivore-mediated habitat use on resources, diet, and growth of perch. *Ecology* **76**:1712-1726.

Frankiewicz P., Dabrowski K. & Zalewski M. (1996). Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age 0-pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejów Reservoir, Central Poland. *Annales Zoologica Fennici* **33**: 321-327.

Hartmann J. (1986). Interspecific predictors of selected prey of young fishes. *Archiv für Hydrobiologie* 22: 373-386.

Hyslop E.J. (1980). Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* **17**: 411-429.

Ilina L.K. (1973). The behaviour of perch (*Perca fluviatilis* L.) underyearlings of different ecological groups in the progeny of a single pair of spawners. *Journal of Ichthyology* **13**: 294-304.

Jackson J.J., Willis D.W. & Fielder D.G. (1992). Food habits of young of the year walleyes in Okobojo Bay of Lake Oahe, South Dakota. *Journal of Freshwater Ecology* **7**: 329-341.

Keast A. (1985). The piscivore feeding guild of the fishes in small freswater ecosystems. *Environmental Biology of Fishes* **12**: 119-129.

McIntyre D.B., Ward F.J. & Swanson G.M. (1987). Factors affecting cannibalism by pond-reared juvenile walleyes. *Progressive Fish-Culturist* **49**: 264-269.

Mathias J.A. & Li S. (1982). Feeding habits of walleye larvae and juveniles: comparative laboratory and field studies. *Transactions of the American Fisheries Society* **11**: 722-735.

Mehner T., Plewa M., Hülsmann S. & Worischka S. (1998). Gape-size dependent feeding of age 0 perch (*Perca fluviatilis*) and age 0 zander (*Stizostedion lucioperca*) on Daphnia galeata. *Archiv für Hydrobiologie* **142**: 191-207.

Mehner T., Schultz H., Bauer D., Herbst R., Voigt H. & Benndorf J. (1996). Intraguild predation and cannibalism in age 0 perch (*Perca fluviatilis*) and age 0 zander (*Stizostedion lucioperca*): interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici* **33**: 353-361.

Mittelbach G.G. (1986). Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* **62**: 1370-1386.

Mittelbach G.G. & Persson L. (1998). The onthogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 1454-1465.

Olson M.H. (1996). Predatory-prey interactions in size.structured fish communities: implications of prey growth. *Oecologia* **108**:757-763.

Olson M.H., Mittelbach G.G. & Osenberg C.W. (1995). Competition between predator and prey: resource-based mechanisms and implications for stage-structured dynamics. *Ecology* **76**:1758-1771.

Persson L. (1988). Assymetries in competitive and predatory interactions in fish populations. In: Ebemann B. & Persson L. (eds.) Size-Structured Populations. pp. 203-218.

Persson L. (1991). Behavioral response to predators reverses the outcome of competition between prey species. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **28**: 101-105.

Persson L., Andersson J., Wahlström E. & Eklöv P. (1996). Size-specific interactions in lake systems: predator gape limitation and prey growth rate and mortality. *Ecology* **77 (3)**: 900-911.

Persson L., Byström P. & Wahlström E. (2000). Cannibalism and competition in Eurasian perch: population dynamics of an ontogenetic omnivore. *Ecology* **81**: 1058-1071.

Persson L. & Greenberg L.A. (1990). Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. *Oikos* **59**: 97-106.

Polis G.A. & Holt R.D. (1992). Intraguild predation: the dynamics of complex trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution* **7**: 151-155.

Post D.M. (2003). Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* **84** (5): 1298-1310.

Post D.M., Kitchell J.F & Hodgson J.R. (1998). Interactions among adult demography, spawning date, growth rate, predation, overwinter mortality, and the recruitment of largemouth bass in a northern lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**: 2588-2600.

Post J.R. & Prankvicius A.B. (1987). Size-selective mortality in young-of-the-year yellow perch (*Perca flavescens*): evidence from otholith microstructure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **122**:481-491.

Radke R.J. & Gaupisch A. (2004). Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* **92**: 91-94.

Shelton W.L., Davies W.D., King T.A & Timmons T.J. (1979). Variation in growth of the initial year class of largemouth bass in West Point Reservoirs, Alabama and Georgia. *Transactions of the American Fisheries Society* **108**: 142-149.

Smyly W.J.P. (1952). Observations on the food of the fry of perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. Proceedings of the Zoological Society, London, 122,344-352.

Spanovskaya V.D. & Grygorash V.A. (1977). Development and food of age-0 Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in reservoirs near Moscow, USSR. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34**: 1551-1558.

Stahl T. & Stein R.A. (1994). The influence of larval gizzard shad density on piscivory and growth of young-of-the-year saugeye (*Stizostedium vitreum* x *S. canadense*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 1993-2002.

Svanbäck R. & Persson L. (2004). Individual diet specialization, niche width and population dynamics: implications for trophic polymorphism. *Journal of Animal Ecology* **73**: 973-982.

Thiel R. (1989). Food resource utilization and dietary relationships of juvenile perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike-perch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in a shallow Baltic inlet. Rapport et proces-verbaux des réunions. *Conseil Permanent International pour lExploration de la Merra* **190**: 133-138.

Thorpe J.E. (1977). Synopsis of biological data on perch, *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758, and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. *FAO Fiosheries Synopsis* **113**: 1-138.

Tonn W.M. Paszkowski C.A. & Holopainen I.J. (1992). Piscivory and recruitment: mechanisms structuring prey populations in small lakes. *Ecology* **736**: 951-958.

Van Densen W.L.T. (1985). Piscivory and development of bimodality in the size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.). Zoologische angewante *Ichthyologie* **1**: 119-131.

Van Densen W.L.T., Ligvoet W. & Roozen R.W.M. (1996). Intra-cohort variationin the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. *Annales Zoologici Fennici* **33**: 495-506.

Wahlström E., Persson L., Diehl S. & Byström P. (2000). Size-dependent foraging efficiency, cannibalism and zooplankton community structure. *Oecologia* **123**: 138-148.

Wang N. & Eckmann R. (1994). Distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) during their first year of life in Lake Constance. *Hydrobiologia* 277: 135-143.

Werner E.E. & Gilliam J.F. (1984). The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**: 393-425.

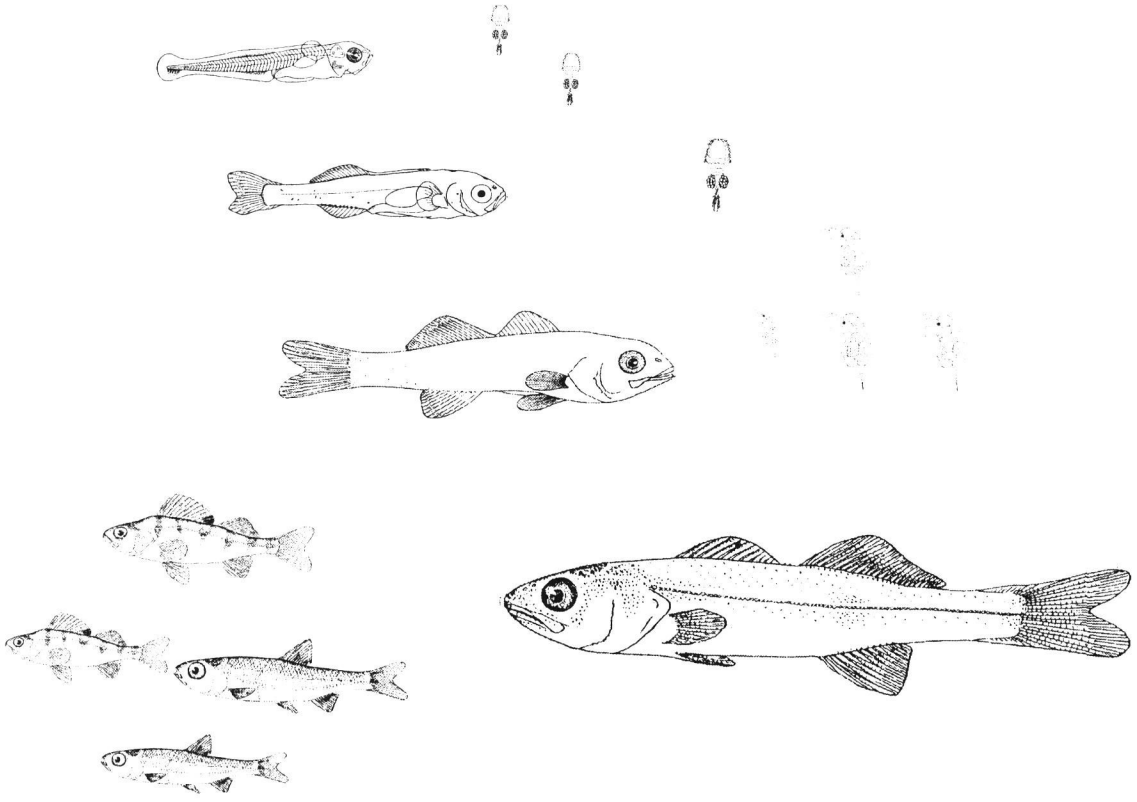
Wooton R.J. 1998. Fish assemblage. In: Ecology of Teleost Fishes (Second Edition). Kluwer Academic Publishers, The Netherlands: 285 pp.

Příloha

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
VÝZKUMNÝ ÚSTAV RYBÁŘSKÝ A HYDROBIOLOGICKÝ VE VODŇANECH

Jiří Musil a Jan Kouřil

# ŘÍZENÁ REPRODUKCE CANDÁTA OBECNÉHO A ODCHOV JEHO PLŮDKU V RYBNÍCÍCH



**č. 76**

Vodňany

2006

*ISBN 80-85887-60-6*

**Obsah**


| | |
|---|---|
| *Úvod* | *2* |
| *1. Řízená reprodukce* | *3* |
| *2. Produkce násadového materiálu* | *6* |
| *2.1. Odchov rychleného plůdku v monokultuře* | *6* |
| *2.2. Odchov rychleného plůdku candáta na ročka (podzimní plůdek)* | *8* |
| *2.3. Produkce plůdku candáta v polykultuře* | *10* |
| *3. Potravní ryby* | *11* |
| *Literatura* | *12* |


## Úvod

Candát obecný (*Sander lucioperca* L.) patří mezi významné druhy ichtyofauny volných vod Evropy (Craig, 2000; Lappalainen et al., 2003), navíc z hlediska sportovního rybolovu druhy vysoce ceněné. V podmínkách České republiky dosahují jeho úlovky sportovními rybáři v dlouhodobém průměru okolo 150 tun ročně (Brožová, 2005), což představuje z pohledu výlovku ostatních dravých druhů druhé místo za štikou.

Za významně pozitivní je zastoupení candáta v rybích společenstvech považováno především díky jeho biomelioračníschopnosti - predačním tlaku na drobné kaprovité ryby a tím zlepšení kvalitativních parametrů vody. Proto je jeho nasazování do volných vod jedním z dílčích biomanipulačních opatření (Van Densen a Grimm, 1988; Dörner et al., 1999; Mehner et al., 2001).

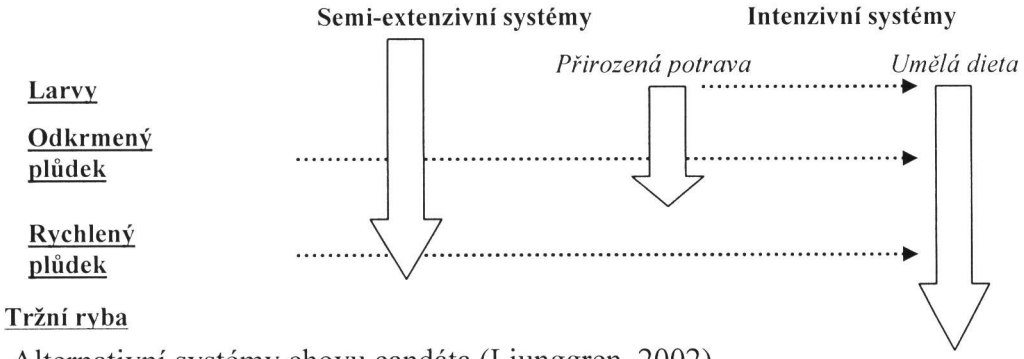
Pro výbornou kvalitu masa patří i na našem trhu mezi nejcennější a tudíž nejdražší druhy ryb a zájem o jeho chov je datován již od středověku (Steffens et al., 1996; Craig, 2000; Lappalainen et al., 2003). Chov candáta byl a je doménou zemí střední Evropy (Německo, Rakousko, Polsko a Česká republika) a Finska. Do současnosti je nejběžněji praktikován jeho chov v rybniční akvakultuře (Steffens et al., 1996). Podle Schäperclausse (1961) se candát uplatňuje v polykulturní obsádce s kaprem:

1. eliminací nežádoucích rybích druhů
2. produkcí vysoce ceněného masa a doplňkové ryby pro spotřebitele
3. produkcí násadového materiálu do volných vod (biomanipulace, sportovní rybolov)

Obecné informace o biologii a chovu candáta publikovali např. Berka a Hamáčková (1980); Wojda et al. (1994); Schlumpergerger a Proteau (1996); Steffens et al. (1996) a Lappalainen et al. (2003).

V českém rybníkářství byl pravděpodobně poprvé extenzivně chován již roku 1784, v polykultuře s kaprem (Šusta, 1997). V současné době se u nás jeho extenzivní produkce v rybnících pohybuje okolo 50 tun (Brožová, 2005) s nevýrazným podílem pouhých 0,2 % celkové produkce české akvakultury a to i přesto, že je u něho

dlouhodobě zajištěna vysoká cena v tuzemsku i zahraničí. Nedávno byly zahájeny studie směřující také k produkci candáta v kontrolovaných podmínkách intenzivních chovů (Malison et al., 1990; Zakes, 1999; Johnson a Rudacill, 2003, Kestemont et al., 2003; Gielen et al., 2003 a Ljunggren et al., 2003). V některých zemích je již candát v intenzivní akvakultuře chován (Polsko, Francie, Belgie). U nás se této problematice věnují na MZLU Brno s cílem zavedení intenzivní akvakultury do české rybářské praxe (Baránek et al., 2005). Bohužel však zatím nejsou uspokojivě vyřešeny některé zásadní otázky především v odchovu larev jako např. nutnost aplikace živé potravy z důvodu nedostatečného stupně vývoje trávicího ústrojí, nenaplňování plynového měchýře a jiné. Jinou otázkou jsou pak především kvalitativní vlastnosti takto odchovaných jedinců a jejich převod na přirozenou potravu v případě, kdy by mělo dojít k jejich použití jako násadového materiálu.




Obr. 1. Alternativní systémy chovu candáta (Ljunggren, 2002)

Limitujícím předpokladem růstu produkce candáta je obecně v současné době, mimo vlastní intenzifikaci v chovu kapra a s tím spojeném nedostatku vhodných rybničních ploch a zhoršení některých chemicko-fyzikálních parametrů rybničního prostředí, také nedostatek násadového materiálu. Celková produkce násadového materiálu candáta a to jak k produkčním účelům (v rybniční akvakultuře v polykulturní obsádce s kaprem) tak jako násadového materiálu do volných vod, je v našich podmínkách realizována prozatím výhradně v rybniční akvakultuře. **Extenzivně** – společně s hlavní chovanou rybou (kaprem) v polykulturní obsádce nebo **intenzivně** odchovem rychleného plůdku v monokultuře ve výtažnících menší velikosti. V současné době bohužel nevyplývá žádná povinnost evidovat produkci násadového materiálu po kvantitativní ani po kvalitativní stránce (jednotlivé kategorie – jikra, váčkový plůdek, rychlený plůdek, podzimní plůdek – roček; metoda odchovu). Proto je odhad úrovně chovu candáta u nás poměrně komlikovaný.

Cílem této metodiky proto bylo zrevidovat (kriticky zhodnotit) a popsat u nás častěji praktikované metody odchovu násadového materiálu candáta v rybniční akvakultuře se zřetelem k jejich efektivitě vyjádřené kvantitou (% přežití), ale i kvalitou (dosažená velikost plůdku) odchovávaného plůdku včetně popisu jeho potravních nároků během odchovu. Současně je problematika doplněna nejnovějšími poznatky jeho odchovu včetně řízené reprodukce k celkově lepší informovanosti rybářské praxe a tedy potenciálně možnému (1) zvýšení produkce a (2) zlepšení chovu této ušlechtilé ryby.

## 1. Řízená reprodukce

Candát dospívá v našich klimatických podmínkách ve věku 3-4 roky, výjimečně ve věku 2 roky. Mlíčáci dospívají zpravidla dříve (Krupauer a Pekař, 1967; Bastl,

1965). K reprodukci se používají generační ryby o hmotnosti v rozpětí přibližně 1 – 4 kg. Absolutní plodnost jikernaček je velmi závislá na délce a hmotnosti ryb. S větší délkou a hmotností ryb se výrazně zvyšuje množství jiker. Nebyla ale nalezena žádná závislost mezi relativní plodností a délkou ryby. Podle zjištění zahraničních autorů existuje významná závislost mezi počátkem výtěru ryb a zeměpisnou výškou, pro naše podmínky není tato informace příliš podstatná. Výtěr v našich klimatických podmínkách probíhá od konce dubna do začátku června při teplotě 5 – 12, výjimečně až 16 °C, nejčastěji ale při teplotách 8-10 °C (Krupauer a Pekař, 1967; Bastl, 1965). I u skupiny stejně starých ryb společně odchovávaných ve stejných teplotních a potravních podmínkách se vyskytuje relativně dlouhé výtěrové období v délce 2 – 5 týdnů. Rovněž existuje významná závislost délky inkubační doby na teplotě vody (podrobnosti uvádí Lappalainen et al., 2003).

Pro úspěšnou reprodukci je potřeba generační ryby pro dosažení dobré kondice chovat v dobrých potravních podmínkách. Zpravidla se chovají společně s obsádkou násadového nebo tržního kapra při nižší intenzitě produkce v dostatečně hlubokých rybnících s přítokem, přispívajícím k udržení odpovídajících kyslíkových podmínek, s dostatkem potravních (krmných) ryb.

Vlastní proces reprodukce candáta lze zabezpečovat v zásadě třemi různými, případně různě modifikovanými metodami:

1. Přirozený výtěr v rybnících bez hormonální stimulace ovulace
2. Poloumělý výtěr na hnízda s nebo bez hormonální stimulace ovulace
3. Umělý výtěr s hormonální stimulací ovulace

Přirozený výtěr bez hormonální stimulace ovulace je sice nejjednodušší, ale také nejméně spolehlivou metodou. Spočívá ve vysazení generačních ryb obojího pohlaví v poměru 1:1 do vhodného, spíše menšího, rybníka do velikosti nejvíce několika ha buď s řidší obsádkou kapra ($K_1$, nebo $K_2$), nebo bez obsádky jiných druhů ryb. Generační ryby se vysazují na jaře před výtěrem, hormonální stimulace se neprovádí. Výtěrové podložky se zpravidla neinstalují. Výlov rybníka se provádí zpravidla na podzim, případně až na jaře. Výhodné je, pokud je ta možnost, provádět odlov plůdku candáta pod hrází (odděleně od generačních ryb a obsádky kapra, případně dalších druhů ryb, které se vyloví klasickým způsobem v lovišti). Dosahované výsledky jsou značně kolísavé. Odhad úspěšnosti výtěru a prognóza množství odchovaného plůdku jsou velmi nejisté (Kouřil a Hamáčková, 2005).

Poloumělý výtěr na hnízda s nebo bez hormonální stimulace ovulace lze provádět v celé řadě různých modifikací (Kouřil a Hamáčková, 2005). Ty spočívají jednak v materiálu, z něhož jsou zhotoveny výtěrové podložky (dříve se používaly téměř výhradně ostřicové kořeny, v současnosti byly většinou nahrazeny různými plastovými rohožemi a kartáči), jednak v umístění výtěrových podložek (manipulační rybník s tvrdým dnem, zemní nebo betonová sádka s tvrdým dnem, klece zavěšené zpravidla v baterii v jezeře, údolní nádrži či rybníce, případně betonové nebo plastové nádrže umístěné v hale). Výtěr candáta na hnízda v sádkách, který je u nás nejvíce rozšířen, je podle svého zakladatele nazýván Šustovou metodou. Metoda výtěru candáta na hnízda (Ruuhijärvi a Hyvärrinen, 1996) v klecích je podle svého původu nazývána švédskou metodou (u nás se používá jen výjimečně, je úspěšně praktikována např. ve Finsku a v Polsku). Posledně uvedená modifikace poloumělého výtěru v nádržích umístěných v hale se obvykle současně kombinuje s teplotní manipulací, spočívající v zavedení přítoku vody o vyšší teplotě vody, umožňující jednak uspíšení a současně synchronizaci

termínu ovulace a vlastního výtěru pomocí přítoku vody o regulované teplotě (10-15 °C). Dříve se tento způsob používal bez použití hormonální stimulace, v současnosti je často praktikována stimulace a synchronizace výtěru pomocí injekčního podání exogenních hormonálních přípravků jikernačkám. U mlíčáků je stimulace pomocí exogenních hormonů zbytečná, vytírají se poměrně spolehlivě bez jejího použití. Podrobnosti použití hormonální stimulace jsou uvedeny samostatně v další části metodiky.

Umělý výtěr je nově ověřená a do praxe zaváděná metoda řízené reprodukce candáta. Candát patří mezi poslední u nás chované druhy hospodářsky významných ryb, u nichž byla tato metoda v poslední době ověřena. Podmínkou jejího uplatnění je použití hormonální stimulace jikernaček, možnost odděleného umístění ryb podle pohlaví v menších skupinách (po cca 5 – 10 kusech) v dobře slovitelných a napustitelných nádržích (zpravidla umístěných v hale) a pokud možno regulovatelná teplota vody (v rozpětí 10 – 15 °C) a v neposlední řadě možnost inkubace jiker v Zugských lahvích a separace a přechovávání vykuleného plůdku v kolíbkách před jejich expedicí z líhně. Metoda umělého výtěru u candáta je prozatím realizována jen v omezeném rozsahu na několika pracovištích v několika málo zemích. Představuje perspektivní způsob řízeného rozmnožování tohoto druhu ryby.

Hormonální indukce ovulace nejprve při poloumělém, později při umělém výtěru byla úspěšně odzkoušena s několika různými přípravky (Kouřil a Hamáčková, 2005). Nejprve byla ověřena účinnost široce rozšířeného použití extraktu kapří hypofýzy a s účinnou látkou gonadotropinem (GtH). Tento způsob je používán v Maďarsku, České republice, Německu aj. Ověřená účinná dávka kapří hypofýzy je 3 – 4 $mg.kg^{-1}$. Používá se jednorázová injekční aplikace do hřbetní svaloviny nebo podkožně do jamky pod prsní ploutev po předchozí homogenizaci ve fyziologickém roztoku. Podání ve dvou dílčích dávkách nezvyšuje účinnost a je s ohledem na nadbytečnou manipulaci s generačními rybami zbytečné. V Polsku je úspěšně používána metoda založená na jednorázové injekční aplikaci humánního choriogonadotropinu (HCG) v dávce 400 IU (mezinárodních jednotek) na 1 kg hmotnosti jikernaček (Zakes, Demska-Zakes, 1999). Uvádí se, že HCG může úspěšně indukovat ovulaci i u méně zralých jikernaček. Zkušenosti s používáním této metody v České republice nejsou.

V souvislosti se všeobecnou snahou o náhradu kapří hypofýzy pomocí syntetických hormonů s cílem zpřesnit dávkování a nepoužívat živočišné produkty k ošetřování zvířat byla opakovaně úspěšně ověřena metoda jednorázové injekční aplikace funkčních analogů spouštěcích hormonů gonadotropinu, především účinné látky Lecirelin /$(D\text{-}Tle)^{6}$ $ProNHEt^{9}$ *m*GnRH/. Tato látka je součástí přípravku Supergestran, jež je distribuován prostřednictvím lékáren jako registrovaný preparát pro synchronizaci říje u některých teplokrevných hospodářských zvířat. Při pokusech bylo zjištěno, že optimální dávka pro vyvolání ovulace je 20 – 50 $\mu g.kg^{-1}$. Nižší dávky (10 $\mu g.\ kg^{-1}$) se ukázaly jak nedostatečně účinné, vyšší dávky (100 $\mu g.\ kg^{-1}$) naopak neměly již vliv na zvýšení účinnosti (vyšší % vytřených jikernaček, resp. vyšší relativní pracovní plodnost) (Kouřil a Hamáčková, 2005).

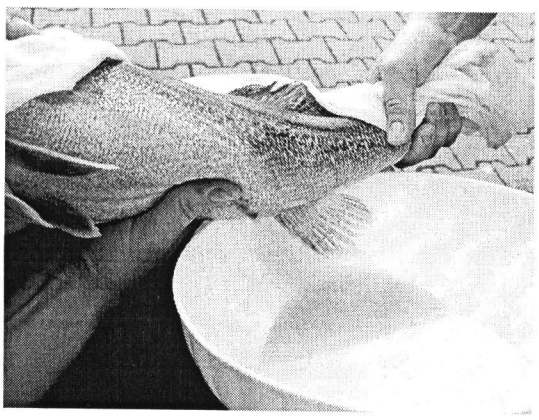
Byly realizovány i experimenty s kombinovaným preparátem maďarské provenience Ovopel (obsahující funkční analog GnRH a dopaminergní inhibitor). Dosažené výsledky byly v některých případech pozitivní, v jiných výrazně horší, než při použití preparátu Supergestran. Proto nelze použití tohoto přípravku prozatím pro indukci ovulace jikernaček candáta jednoznačně doporučit (Kouřil a Hamáčková, 2005).

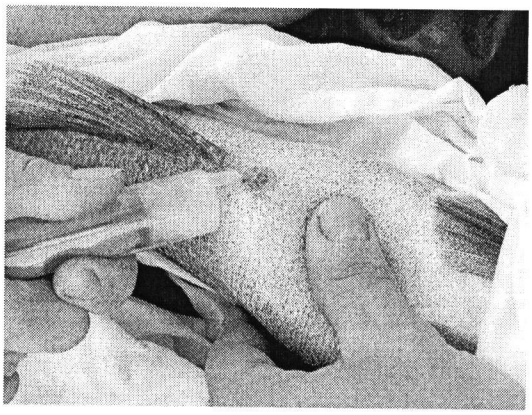
U zralých jikernaček v odpovídající kondici lze při použití výše uvedených dávek preparátu Supergestran dosáhnout 80 – 100 % vytřených jikernaček při relativní hmotnosti vytřených jiker 12 – 15 %, což představuje pracovní plodnost 150 – 250 tis.

ks jiker na 1 kg hmotnosti jikernaček před výtěrem. Barva vytřených jiker je žlutozelená až šedozelená. Průměrná individuální hmotnost jedné vytřené jikry dosahuje 0,65 mg, z toho vychází přepočet množství suchých jiker v 1 kg, který činí 1,54 mil. kusů. Při teplotě 11,5 °C dochází k ovulaci za 65 - 70 °D, tj. za 6 – 7 dnů. Nižší teplota termín dosažení ovulace (interval latence) prodlužuje, vyšší teplota jej zkracuje. Po dosažení spodní hranice nástupu ovulace je nutné ve 2 – 3 hodinových intervalech provádět kontrolu skutečného dosažení ovulace u jednotlivých jikernaček (posouzením stavu pohlavní papily a lehkým tlakem na břišní krajinu). Pokud je papila zřetelně prokrvená a vystouplá, lze ovulaci v blízké době očekávat. Pokud dochází při stisku břišní krajiny k výtoku jiker z pohlavní papily, neprodleně následuje provedení vlastního umělého výtěru. Umělý výtěr se provádí zásadně v anestézii. K anestézii generačních candátů při teplotě vody 10-15 °C lze doporučit aplikaci hřebíčkového oleje v koncentraci 0,03-0,04 $ml.l^{-1}$ při délce expozice 3-5 min. Anestézii generačních candátů je vhodné provádět nejen před vlastním umělým výtěrem, ale před všemi manipulacemi s generačními rybami, kde je to jen možné. To znamená i před tříděním generačních ryb, injikací hormonálních přípravků a kontrolou dosažení ovulace (Kouřil a Hamáčková, 2005). Vlastní umělý výtěr se provádí podobně jako u jiných druhů ryb. Vzhledem k vysoké citlivosti pokožky generačních ryb k mechanickému poškození je vhodnější provádět výtěr jiker a odběr spermatu postupně měněným přiměřeným tlakem dlaní a prstů na šetrně osušenou břišní krajinu, než příliš intenzivně a s větší frekvencí opakovat masáž břišní krajiny. Nejvhodnějším způsobem výtěru mlíčáků candáta je odběr spermatu do suchých injekčních stříkaček o objemu 5-10 ml při poloze břichem nahoru (Obr. 2). Po odběru spermatu se bezprostředně provádí osemenění jiker. Obvykle se používá poměru pohlaví 1:1, přičemž se jikry každé jikernačky osemeňují spermatem, pokud možno, nejméně třech mlíčáků (tzv. sperma každého mlíčáka se použije na jikry od třech jikernaček). Po osemenění a šetrném zamíchání pohlavních produktů suchou stěrkou se jikry zalijí vodou (na 100 g jiker cca 25-50 ml vody) a opět zamíchají stěrkou. Poté se nechají stát po dobu cca. 3 min a následuje jejich odlepkování.

Při umělém výtěru se jikry před nasazením do inkubačních lahví odlepkovávají v suspenzi jílu nebo talku. Poměrně spolehlivou metodou je také použití mléka, kdy se ke vzniklé suspenzi přidává ještě talek či jíl. K inkubaci se osvědčila voda o teplotě 15-18 °C. Vykulený plůdek z inkubačních lahví se přeplavuje do níže umístěných kolíbek z jemné síťoviny (Uhelon) o velikosti oček 0,3 mm a poté expeduje na vysazení do rybníků. Za úspěšné lze považovat získání 60 – 80 % kusů vykuleného plůdku z nasazených jiker.

Metodu umělého výtěru lze za předpokladu splnění uvedených požadavků a podmínek považovat za velmi úspěšnou a plně doporučit pro využití, především v zavedených rybích líhních pro kapra a další teplomilné druhy ryb.





Obr.2. Umělý výtěr candáta obecného - výtěr jikernačky a odběr mlíčí u samce

## 2. Produkce násadového materiálu

Celková produkce násadového materiálu candáta a to jak k produkčním účelům, tak jako násadového materiálu do volných vod, je v našich podmínkách realizována především odchovem rychleného plůdku ve výtažnících menší velikosti a částečně odchovem ročka či dvouletého candáta v polykultuře s kaprem.

### 2.1. Odchov rychleného plůdku v monokultuře

Tato metoda odchovu je patrně nejrozšířenější a vysoce efektivní způsob produkce násadového materiálu candáta ve střední Evropě (Steffens, 1960; Verreth, 1984; Hilge a Steffens, 1996; Ruuhijärvi a Hyvarinen, 1996). Do předem připravených rybníků s cílem optimalizace potravní základny (Verreth, 1984), jsou nasazována hnízda s oplozenými candátími jikrami (Steffens, 1960; Klimeš a Kouřil, 2003) nebo v poslední době již i rozplavaný plůdek (Musil, Lepič - nepublikováno). K odchovu se doporučují použít především zimované rybníky, předem vyhnojené kompostem nebo vyzrálou chlévskou mrvou (Klimeš a Kouřil, 2003). Důležitou prevencí ztrát plůdku během odchovu je dokonalé utěsnění výpusti rybníka proti úniku váčkového plůdku, jakož i utěsnění sít při odlovu ideálně do beden pod hrází (obr. 3.) (Klimeš a Kouřil, 2003; Kouřil a Hamáčková, 2005). Hnízda s oplozenými jikrami je nejvhodnější odebírat z výtěrových sádek a vysazovat do rybníků po uplynutí dvou třetin inkubační doby. Vysazená hnízda s jikrami candáta je pro ochranu před škůdci vhodné překrývat sítí nebo pletivem a umísťovat je v blízkosti přítoku vody do rybníka. Je-li to možné, je v průběhu odchovu vhodné průběžně připouštět vodu s obsahem zooplanktonu vhodné velikosti z výše položeného rybníka s odchovávaným rychleným plůdkem candáta (Klimeš a Kouřil, 2003).

#### *Charakteristika odchovaného plůdku*

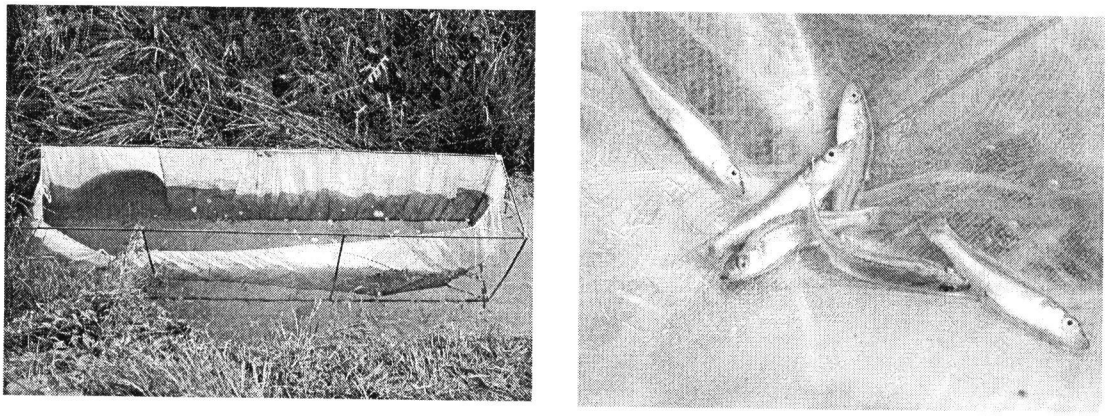
Délka odchovu se v závislosti na teplotních i potravních podmínkách pohybuje v rozmezí 1,5 až 2,5 měsíce. V našich podmínkách se tedy plůdek loví většinou v průběhu měsíce června až první poloviny července, kdy již dosahuje celkové délky těla (TL) mezi 35 - 40 mm (Klimeš a Kouřil, 2003; Kouřil a Hamáčková, 2005). Hektarový výnos (produkce) rychleného candáta je značně variabilní, ovlivněný jak abiotickými (především teplota vody) tak biotickými faktory (dostatek potravy). V průměru se však pohybuje okolo 50 000 – 150 000 ks (Steffens et al., 1996; Klimeš a Kouřil, 2003). Obsádka rychleného plůdku je charakteristická svojí velikostní vyrovnaností (oproti chovu ročka). Praktickým vodítkem k ukončení odchovu je sledování abundance hrubého (především dafniového) zooplanktonu, který signalizuje potravní podmínky pro obsádku. V případě jeho vymizení se doporučuje plůdek urychleně slovit. V opačném případě se již nevyhneme zvýšeným ztrátám vlivem kanibalismu (Klimeš a Kouřil, 2003). Za určitých podmínek, kdy není možná realizace výlovu, lze jeho termín krátkodobě oddálit přisazením dostatečné biomasy velkého dafniového zooplanktonu, jak se to osvědčilo na experimentálním pokusnictví VÚRH JU Vodňany. V Polsku se někdy loví rychlený plůdek již ve velikosti okolo 20 - 30 mm s cílem většího kusového výlovku, který dosahuje až 500 000 ks.ha$^{-1}$ (Szkudlarek a Zakes, 2002). Tento plůdek je pak zvláště výhodný např. k postupnému převádění na umělou dietu v intenzivních chovech (Zakes, 1999; Ljunggren, 2002; Ljunggren et al., 2003).

*Potravní nároky během odchovu*

Ačkoli je candát v dospělosti typickým karnivorním top-predátorem (Persson a Brönmark, 2002), než se tak však stane, prochází v průběhu svého ontogenetického vývoje několika potravně významnými etapami a to přechodem na exogenní a piscivorní způsob života (Mittelbach a Persson, 1998, Persson a Brönmark, 2002). Kritickým faktorem zásadně ovlivňujícím růst a přežívání rybího plůdku obecně je zajištění dostatku přirozené potravy, zejména v okamžiku přechodu na exogenní způsob výživy. To bezezbytku platí i pro candáta zvláště proto, že přechod na exogenní způsob výživy probíhá již v poměrně malé velikosti (cca 6 - 8 mm SL) (Bastl, 1978; Ljunggren 2002; Musil a Peterka, 2005). V této době jsou larvy v závislosti na teplotě obvykle ve věku 3 - 4 dny a mají již zcela funkční ústní otvor (zřetelně prořízнutá ústa) uzpůsobený k zahájení příjmu první potravy. Tou jim jsou obvykle nauplia a kopepoditová stádia klanonožců (Ljunggren, 2002; Musil a Peterka, 2005). Ačkoli je dostatečné zajištění přirozené potravy v okamžiku přechodu na exogenní způsob výživy tradičně realizováno postupným napouštěním rybníků v kratším časovém intervalu s cílem maximálního rozvoje vířníků (Verreth, 1984; Verreth a Kleyn, 1987; Klimeš a Kouřil, 2003), kteří jsou často považováni za významnou potravní složku larev candáta (Coussement, 1978), podle posledních zkušeností (Ljunggren, 2002; Peterka a Musil, in prep.) se vířníci v potravě larev vyskytují pouze při snížené nabídce hlavní potravní složky a tou jsou nauplia a kopepoditová stádia klanonožců (Kovalev, 1976; Steffens 1960; Belyy, 1972; Verreth, 1984), i menší perloočky (Ljunggren, 2002, Musil a Peterka, 2005; Peterka a Musil, in prep.). Ranné potravě larev candáta byla věnována na JU VÚRH samostaná srovnávací studie vycházející z faktu, že řízeným napouštěním rybníků lze ovlivňovat druhovou i velikostní skladbu zooplanktonu. V podmínkách s dominantním vířníkovým zooplanktonem jsme pozorovali na začátku experimentu výrazně pomalejší růst larev ve srovnání s drobnějším "dafniovým" zooplanktonem a tento rozdíl, ačkoli později s pomalejší tendencí, přetrval až do ukončení experimentu – lovením rychleného plůdku. Rozdílné potravní podmínky neměly prokazatelný vliv na mortalitu larev, ale naopak výrazný vliv na kvalitativní parametry larev (délka těla a jejich hmotnost) (Peterka a Musil, in prep.). Jedna z hlavních příčin, je zřejmě vlastní potravní mechanismus - potravní velikostní selektivita je u candáta velmi výrazně vyvinuta (Verreth, 1984; Persson a Brönmark, 2002). Později se plůdek živí především většími zástupci zooplanktonu jako jsou perloočky, vznášivky a již od délky těla nad 15 mm dominují v potravě velcí zástupci včetně významnějšího zastoupení bentických organismů jako např. larvy a kukly pakomárů (Smíšek, 1962; Berka a Hamáčková, 1980; Steffens et al., 1996; Peterka et al., 2003; Musil a Peterka, 2005).

## 2.2. Odchov rychleného plůdku candáta na ročka (podzimní plůdek)

Produkce relativně malého rychleného plůdku, nemusí vždy reflektovat na požadovanou poptávku trhu. V severských zemích jako je Švédsko, Finsko, ale např. i Německo je v řadě případů poptávka po plůdku podzimním – tedy loveným koncem vegetační sezony v prvním roce života nebo na jaře v roce následujícím (Steffens et al., 1996; Wysujack et al., 2002). Důvodem je samozřejmě předně jeho velikost. Candát zde bývá velice často nasazován v rámci biomanipulačních opatření jako přirozený regulátor působící svým predačním tlakem především na dominantní plůdková společenstva ryb. Nasazování rychleného plůdku candáta do lokalit, kam je každým rokem přisazováno značné množství dravých ryb jako candát, štika, ale i některé ostatní druhy, nemusí být pak vždy efektivní (Anwand, 1968; Steffens et al., 1996).



Obr.3. Lovení rychleného plůdku candáta pod hrází (experimentální pokusnictví VÚRH JU Vodňany)

K zachování relativně rychlého růstového tempa během odchovu podzimního plůdku, musí být v průběhu odchovu ročka přisazena vhodná potravní ryba (Steffens et al., 1996). V opačném případě dojde naopak k výrazné růstové retardaci doprovázené později i snížením kondice jedince (Buijse a Houthuijzen, 1992), silnému výskytu kanibalismu a celkově negativnímu výsledku odchovu (Musil a Peterka, 2005; Musil et al., odesláno do tisku). V zásadě se jeví jako možné tři následující postupy:

1. ***Odchov společně s potravní rybou (resp. přisazení rychleného plůdku do rybníka nasazeném potravní rybou)***

Cílem této metody je optimální využití reprodukční schopnosti potravní ryby a vytvoření okamžité potravní základny pro rychlý přechod na dravý způsob života již na začátku chovu. Tato metoda poskytuje při znalosti ideálního druhu potravní ryby (její reprodukční biologie) a především její účinné vstupní biomasy velmi pozitivní výsledky (Musil et al., in prep.). Předně je celý odchov dobře organizačně zvládnutelný, nevyžadující zvýšené časové náklady oproti metodám následujícím. Obecným vodítkem by mělo být, že efektivní biomasa potravní ryby je taková, že při vlastním ukončení odchovu lovíme stále určité množství velikostně dostupných potravních ryb. Ideálním druhem, používaným k tomuto účelu je nepůvodní druh – střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) charakteristická svým dávkovým výtěrem – v našich podmínkách se vytírá obvykle 4 – 5x. Další její výhodou je i vlastní velikost adultních ryb, které se stávají dominantní složkou potravy později v závislosti na růstu obsádky candáta. Tento rybí druh je tedy velikostně ideálně dostupnou kořistí nejen pro candáta. Úspěšně byla tato metoda odzkoušena při nasazení 100 kg.ha$^{-1}$ generační střevličky cca 1,5 měsíce před vlastním odchovem candáta a to bez přisazování po celou dobu odchovu ukončeném v podzimním termínu (Musil et al., odesláno do tisku).

2. ***Přisazování potravní ryby vhodné velikosti k obsádce candáta v průběhu odchovu***

Tato metoda je založena na kontinuálním přisazování potravních ryb vhodné velikosti (Musil et al., odesláno do tisku) či ryb generačních v průběhu chovu (Klimeš a Kouřil, 2003). Zde je pak možnost chovat potravní ryby v samostatných rybnících, odkud jsou odlovovány a následně přisazovány k candátu (viz. odstavec 3) nebo pravděpodobně v praxi častější forma – přisazování je realizováno např. po lovení nebo letních kyslíkových deficitech aktivním odlovem, kdy jsou ryby snadno k dispozici

## 2.3. Produkce plůdku candáta v polykultuře

Ačkoli se tato metoda nejeví z produkčního pohledu (produkce na jednotku plochy) jako příliš efektivní, intenzifikace v chovu kapra a s tím spojená limitace chovu některých doplňkových druhů ryb má za následek, že v českém rybníkářství je tato metoda stále hojně používána. V zásadě jde o (1) přisazování generačních ryb s očekávaným následným výtěrem, (2) nasazení hnízd s oplozenými jikrami či rozplavaného plůdku nebo (3) přisazení plůdku rychleného. Základním požadavkem však je, aby vlastní plůdek do podzimu dosáhl alespoň 10 cm, tedy minimální celkové délky zajišťující nízké ztráty během přezimování (Steffens et al., 1996; Hilge a Steffens, 1996). Toho je možné dosáhnout pouze odpovídající potravní základnou během odchovu (velký zooplankton, fytofilní makrozoobentos, později potravně dostupné ryby), což je v případě vyžíracího tlaku hlavní chované ryby (kapr) poměrně těžké zajistit. Další úskalí pak činí především kyslíkové poměry a s tím spojený vhodný výběr možných rybníků a v neposlední řadě vlastní technika výlovu, kde musí být plůdek candáta sloven vždy jako první. Výhodné je v tomto případě využití jeho poproudové noční migrace (Steffens et al., 1996; Hilge a Steffens, 1996). V případě, že můžeme ročka candáta v rybníce komorovat, můžeme lovit odchovaný plůdek až v jarním termínu či lovit dvouletého candáta dosahujícího až 600 g (Berka a Hamáčková, 1980) na podzim. V tomto případě je však třeba dbát zvýšené pozornosti na zajištění dostatečného množství potravních ryb a na jaře (nejlépe několikrát v průběhu odchovu) je v dostatečné biomase a dostupné velikosti podle potřeby opět dosadit. Platí zde pravidlo, že růst je závislý na množství dostupné potravy, takže hustota obsádky candáta v rybnících závisí mimo jiné na hustotě (biomase a abundanci) potravních ryb. Metoda odchovu plůdku candáta v polykultuře je však zákonitě spjata se značnou nevyrovnaností v produkci jak po kvantitativní tak kvalitativní stránce a nelze ji tedy kategorizovat jako metodu "intenzivní".

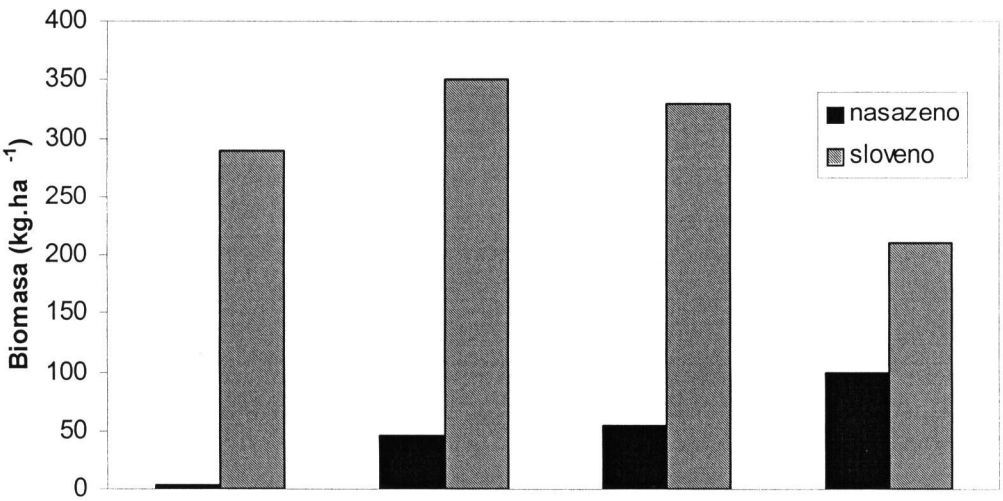
Zde je však nutné upozornit na výjimku a to takto sestavené (účelové) obsádky s úmyslem tlumení či úplné redukce nežádoucích rybích druhů a to jednak (1) původních (např. plotice, perlín), ale především nepůvodních (typickým představitelem - střevlička východní), které v současnosti působí v rybničním chovu kapra obrovské ztráty (v Německu jsou již dokumentovány ztráty v produkci kapra až o 50 $kg.ha^{-1}$, Oberle, 2003). Ačkoli nebyla této problematice doposud věnována náležitá pozornost, v případě biologické kontroly populací střevličky by se měl přisazovat nejlépe roček, pokud není k dispozici tak alespoň větší (4 - 5 cm) rychlený plůdek, který je schopný okamžitě po vysazení přechodu na dravý způsob života. Experimentálně byla úspěšně otestována výrazná biomelioračních schopnost rychleného plůdku candáta (4 - 5 cm, biomasa – 12 tis. $ks.ha^{-1}$ ) schopná limitovat obsádku střevličky v biomase 100 kg $ha^{-1}$ (Musil et al., odesláno do tisku).

## 3. Potravní ryby

Candát se v prvním roce života může živit pouze zooplanktoními a fytobentickými živočichy nebo může přejít na dravý způsob života. Základem jeho úspěšného chovu je však rychlý přechod na piscivorní způsob života doprovázený výrazně rychlejším růstovým tempem, zajištěním dostatečného množství velikostně dostupných ryb sloužící jako kořist v průběhu celého odchovu. Za maximální velikostně dostupnou délku potravní ryby je možné považovat přibližně 50 % délky predátora, ačkoli je tento údaj pouze orientační, značně závislý např. na druhu kořisti (její anatomicko–morfometrické charakteristice, energetickém obsahu, snadnosti ulovení

dravcem a jiné). Publikovaných výsledků shrnujících odchov candáta s použitím potravních ryb není mnoho a v převážné míře jsou dostupné pouze údaje z volných vod. Paradoxně však správný výběr potravní ryby a její množství hrají klíčovou roli v úspěchu celého odchovu. Jak již bylo zmíněno výše, optimální druh potravní ryb je takový, který je svým reprodukčním potenciálem (nejlépe s mnohonásobným výtěrem) schopný plůdku candáta připravit dostatečnou a dostupnou potravní základnu. Možné je v tomto směru použití plotice obecné, perlína ostrobřichého, cejna obecného (Raat, 1990) či některých dalších kaprovitých ryb. V praxi se stává, že je candátu přisazován i plůdek hlavních, případně vedlejších chovaných ryb (kapr, lín, tolstolobik) v případě, že jsou v nadbytku. Velice vhodnou a experimentálně odzkoušenou potravní rybou je střevlička východní (Musil, Peterka, 2005; Musil et al., odesláno do tisku).

V poslední době však dochází vlivem zvýšeného podílů dravých druhů v obsádce na některých původně střevličkou hojně osídlených lokalitách (např. Pohořelicko) k jejímu postupnému poklesu (Musil a Adámek – nepublikováno) a rybníkářstvím věnující zvýšenou pozornost dravým rybám vyvstává otázka zajištění dostatečného množství vhodné potravní ryby. V této souvislosti je na VÚRH JU experimentálně prováděn také samostatný chov střevličky východní. Prozatímní výsledky dosažené biomasy potravní ryby při 6 měsíčním odchovu ukazuje obr. 4. Z něho je patrné, že cílová biomasa slovené potravní ryby není příliš ovlivněna vstupní biomasou nasazované generační ryby především v důsledku následné potravní kompetice a pravděpodobnému ovlivnění (snížení) reprodukce. Nastíněný postup (oddělený chov) umožňuje kontrolovanou produkci potravní ryby reagující na potravně náročnější intenzivní monokulturní odchov candáta (ale i jiných dravých ryb – např. okouna) s možností odlovu potřebné biomasy či pouze určité velikostní kategorie potravní ryby v průběhu sezóny v závislosti na dynamice vývoje obsádky candáta.




Obr.4. Reprodukční potenciál >1+ střevličky východní v rybničních podmínkách – v monokultuře na Vodňansku v letech 2002-2005.

**Literatura:**

Anwand, K. 1968. Zu einigen Fragen der Zanderwirtschaft. Dt. Fischerei – Ztg.15: 3-22

Baránek V., Mareš, J., Prokeš, M., Jirásek, J., Spurný, P. 2005. Možnosti odchovu plůdku candáta (*Sander lucioperca*) v kontrolovaných podmínkách – Krátký přehled. Bull. VÚRH Vodňany, 41 (3): 128-134.

Bastl, I. 1965. Vek a rast zubáča obyčajného (*Stizostedion lucioperca* L., 1758) z Oravskej údolnej nádrže. Polnohospodárstvo, 1(3): 182-194.

Bastl, I. 1978. Raný vývoj zubáča obyčejného – *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758) v podmienkach Oravskej údolném nádrže. Biologické práce 24 (3): 99-179.

Belyy, N.D. 1972. Downstream migration of the pikeperch (*Lucioperca lucioperca*) and its food in the early development stages in the lower reaches of the Dnieper. Journal of Ichtyology, 12: 465-472.

Berka, R., Hamáčková, J. 1980. Chov štiky a candáta. Stud. Inform., ÚVTIZ, Živ. Výroba: 80 s.

Brožová, M. 2005. Ryby – situační a výhledová zpráva. Mze ČR: 50.

Buijse, A.D., Houthuijzen, R.P. 1992. Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 894: 902.

Coussement, M. 1978. A few aspects of pikeperch rearing. De Belgische Visser 321: 12-14

FAO. 1984. Yerabook of fishery statistics: 1983 catches and landings. FAO Fisheries Series 56: 393.

Dörner, H., Wagner, A., Benndorf, J. 1999. Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). Hydrobiologia 408/409: 39-46.

Gielen, M., Rougeot, C., Neus, Y., Bezandry, B., Mélard, Ch. 2003. Semi-intensive larval rearing of pikeperch, *Stizostedion lucioperca*. In T.P.Barry, J.A. Malison (eds.): Proceedings of PERCIS III The Third International Percid Fish Symposium, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA: 29-30.

Hilge V., Steffens W., 1996. Aquaculture of fry and fingerling of pike-perch (*Stizostedion*

*lucioperca* L.) - a short review. J.Appl.Ichthyol. 12: 167-170.

Johnson, J.A., Rudacill, J.B. 2003. Stocking densities and culture environments to habituate walley fingerlings to formulated diet. In T.P.Barry, J.A. Malison (eds.): Proceedings of PERCIS III The Third International Percid Fish Symposium, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA: 35-36.

Kestemont P, Xu, X., Blanchard, G., Mélard, Ch., Gielen, M., Brun-Bellut J., Fontaine, P. 2003. Feeding and nutrition in European percid fishes – A review. In T.P.Barry, J.A. Malison (eds.): Proceedings of PERCIS III The Third International Percid Fish Symposium, University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA: 39-40.

Klimeš, J., Kouřil J. 2003. Odchov rychleného plůdku a ročka candáta obecného (*Sander lucioperca*) v rybnících. Bull. VÚRH Vodňany, 1,2 : 43 - 48.

Kouřil, J., Hamáčková, J. 2005. Metody poloumělé a umělé reprodukce candáta obecného (*Sander lucioperca*) a odchov jeho plůdku v rybnících. Bull. VÚRH Vodňany, 41 (3): 122-127.

Kovalev, P.M. 1976. Larval development of the pikeperch, *Lucioperca lucioperca*, under natural conditions. Journal of Ichtyology, 16 (4): 606-616.

Krupauer, V., Pekař, Č. 1967. Přirozené rozmnožování hospodářsky významných druhů ryb v Lipenské údolní nádrži II. Dravé druhy. Práce VÚRH Vodňany, 7: 91-115.

Lappalainen, J., Dörner, H., Wysujack, K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – a review. Ecology of Freshwater Fish 12: 95-106.

Ljunggren, L. 2002. Feeding ecology of young-of-the-year pikeperch (*Stizostedion lucioperca*): implications for recruiment and aquaculture. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umea.

Ljunggren, L., Staffan, F., Falk, S., Lindén, B., Mendes, J. 2003. Weaning of juvenlie pikeperch, *Stizostedion lucioperca L.*, and perch, *Perca fluviatills L.*, to formulated feed. Acuaculture Research ,34: 281-287.

Malison, J.A., Kayes, T.B., Held, J.A., Amundson, C.H. 1990. Comparative survival, growth, and reproductive development of juvenile walleye and sauger and their hybrids reared under intensive culture conditions. The Progressive Fish.Culturist 52, 73-82.

Mehner, T., Karsprzak, P., Wysujack, K., Laude, U., Koschel, R. 2001. Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. International Review of Hydrobiology 86: 253-265.

Mittelbach, G.G., Persson, L. 1998. The onthogeny of piscivory and its ecological consequences. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 1454-1465.

Musil, J., Peterka, J. 2005. Potrava 0+ okouna a candáta – Některé aspekty přechodu od planktivorie k piscivorii. Bull. VÚRH Vodňany, 41 (3): 99-106.

Musil, J., Peterka, J., Adámek, Z. (odesláno). Production of autumn pikeperch fingerlings, *Sander lucioperca*, in a pond culture – effect of induced piscivory. Fisheries Management and Ecology.

Oberle M. 2003. High incidence of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) reduces yield carp ponds. In: European Network for the Dissemination of Aquaculture RTD Information (Q5CA-2000-30105). Aqua-Flow ref.: TL2003-128.

Persson, A., Brönmark, Ch. 2002. Foraging capacity and resource synchronization in an ontogenetic diet switcher, pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). Ecology 83 (11): 3014-3022.

Peterka, J. Matěna, J., Lipka, J. 2003. The diet and growth of larval and juvenille pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.): A comparative study of fishponds and reservoir. Aquaculture International 11: 337-348.

Peterka, J., Musil, J. (in prep.) Early pikeperch larval feeding. Aquaculture Research.

Raat, A.J.P. 1990. Production, consumption and prey availability of northern pike (*Esox lucius*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and European catfish (*Silurus glanis*): a bioenergetic approach. Hydrobiologia 200/201: 497-509.

Ruuhijärvi J., Hyvarinen P.1996. The status of pike-perch culture in Finland. J.Appl.Ichthyol 12: 185-188.

Schäperclauss, W. 1961. Lehrbuch der Teichwirtschaft. Paul Parey, Berlin, Hamburg, 528 p.

Schlumperberger, O., Proteau, J.-P. 1996. Reproduction of pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in captivity. J. Appl. Icht. – Ztg. Anwante Ichtyologie, 12(3-4): 149-152.

Szkudlarek, M., Zakes Z. 2002. The effect of stock density on the effectiveness of rearing pikeperch *Sander lucioperca* (L.) summer fry. Archives of Polish Fisheries 10 (1): 115-119.

Smíšek, J. 1962. Výzkum přirozené potravy a růst candáta obecného v prvním roce jeho života. Živ. Výroba 35: 429-436.

Steffens, W. 1960. Ernahrung und Wachstum des Jungem Zanders (*Lucioperca lucioperca* L.) in Reichem. Zeitschrift fur Fischerei, 9, 161-171.

Steffens, W., Geldhauser, F., Gerstner P., Hilge V. 1996. German experiences in the propagation and rearing of fingerling pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). Annales Zoologici Fennici 33: 627-634.

Šusta, J. 1997. Výživa kapra a jeho družiny rybničné: nové základy rybochovu rybničního. Třeboň, Carpio, 180 s.

van Densen, W.L.T., Grimm, M.P. 1988. Possibilities for stock enhancement of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on planktivores. Limnologica 19:45-49.

van Densen, W.L.T., Ligvoet, W. & Roozen, R.W.M . 1996 Intra-cohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. Annales Zoologici Fennici 33: 495-506

Verreth, J. 1984. Manipulation of the zooplankton populations in nursing ponds of pike-perch fry (*Stizostedion lucioperca* L.). Terh. Internat. Verein. Limnl. 22: 1672-1680.

Verreth, J. and Kleyn, K. 1987. The effect of biomanipulation of the zooplankton on the growth, feeding and survival of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in nursing ponds. J. Appl. Ichthyol. 3: 13-23.

Wojda, Sliwinski, J., Ciesla, M. 1994. Natural breeding methods of pikeperch *Stizostedion lucioperca* (L.). Roczn. Naukowe PZW, Warszawa, 7: 71-80.

Wysujack, K., Kasprzak P, Laude U, Mehner T. 2002. Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. Hydrobiologia 479: 169-180.

Zakes, Z. 1999. The effect of body size and water temperature on the results of intensive rearing of pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (L.) fry under controlled conditions. Arch.Ryb.Pol. 7: 187-199.

Zakes, Z., Demska-Zakes, K. 1999. Some practical aspects of controlled pikeperch reproduction. In: Rybactwo Jeziorowe, The Stanislaw Sakowicz Inland Fisheries Institute, Olsztyn, s. 3-98.

***Poděkování:***

Metodika byla vypracována v rámci výzkumného záměru MŠMT ČR č. MSM6007665809 a finančně podporována projektem NAZV QG 50058.

**Lektoroval:**

Dr.Ing. ***Jan Mareš***
Ústav rybářství a hydrobiologie
MZLU v Brně
Zemědělská 1
613 00 Brno

**Adresy autorů:**

Ing. ***Jiří Musil***; doc. Ing. ***Jan Kouřil***, Ph.D. - Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Zátiší 728/II, 389 25 Vodňany, e-mail: musil@vurh.jcu.cz; kouril@vurh.jcu.cz

---

V edici Metodik (Technologická řada) vydala Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech - Náklad: 200 ks - Tisk: Tiskárna Public - M. Kreuz, 389 01 Vodňany

# Poděkování

Na úspěšném dokončení této práce se spolupodílelo mnoho lidí. Nejdříve bych však chtěl poděkovat mému školiteli - doc. Ing. Petru Hartvichovi CSc., školiteli specialistovi doc. RNDr. Zdeňku Adámkovi CSc a své rodině. Bez jejich pomoci a tolerance by ukončení této práce nebylo nikdy možné.

Drahý Zdeňku, děkuji ti touto formou za tvé skvělé vedení. Pracuji s tebou již řádku let prakticky od svého magisterského studia až doposud. Díky tvé osobnosti jsme mohli pokaždé debatovat nejrůznější témata a ne vždy pouze ta "akademická". Ztrávili jsme dohromady mimo vlastní práci také nutný podíl legrace. Naopak v situacích, kdy jsem to potřeboval jsi mi byl vždy nápomocen a tak si stal brzy také mým dobrých přítelem. Za to ti patří můj dík.

Nejvíce "díky" je ale samozřejmě pro mou rodinu – manželku, sestřičku, bráchu a rodiče za jejich nedozírnou duševní, ale napočátku také materiální podporu. Mí drazí, moc vám tímto děkuji.

Je pro mě rovněž potěšením poděkovat všem – mým kolegům a přátelům z (1) našeho Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech, zvláště pak kolegům z oddělení akvakultury a hydrobiologie (Ing. Pavel Kozák PhD, Ing. Tomáš Policar PhD, doc. Ing. Jan Kouřil PhD a mnohým dalším) a samozřejmě svému řediteli – Prof. Ing. Otovi Linhartovi Ph.D. za podporu a konstruktivní komentáře a to nejenom ve vztahu k mé práci.

Konečně bych chtěl poděkovat všech mým kolegům a přátelům z (2) Hydrobiologického ústavu Akademie věd ČR – zvláště Jirkovi Peterkovi, (3) z Ústavu biologie obratlovců v Brně (doktoru Miroslavu Prokešovi a Pavlovi Jurajdovi) a (4) celému oddělení limnologie, Univerzita Wien, Rakousko (Prof. Hubertu Keckeisovi, Prof. Fritzu Schiemerovi, Horstu Zornigovi, Vereně, Baronimu, Tonimu, Thomasovi a dalším).

*Vždy se mi s vámi pracovalo skvěle,*
*Mnohokrát díky*

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
*KNIHOVNA*
Studentská 13
370 05 České Budějovice