

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury

Diplomová práce

Meziroční variabilita plůdkových společenstev v litorálu
přehradní nádrže

Autor: Bc. Lukáš Veselý

Vedoucí práce: Mgr. Michal Kratochvíl

Studijní program a obor: N4103 Zootechnika / Rybářství

Forma studia: prezenční

Ročník studia: 3

Veselý, L. (2013): Meziroční variabilita plůdkových společenstev v litorálu přehradní nádrže [Interannual variability of littoral age 0+ fish in the canyon-shaped reservoir. MSc. Thesis, in Czech] – 51 pp, Faculty of Fisheries and Protection of Water, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis:

Poděkování:

V první řadě bych chtěl poděkovat svému školiteli, bez jehož pomoci a cenných rad by tato práce nikdy nevznikla. Také bych rád poděkoval Petru Šmilauerovi za jeho doporučení rady v oblasti statistického zpracování dat. Můj dík si také zaslouží přátelé a kolegové z Hydrobiologického ústavu AV ČR, kteří mi byli nápomocni při sběru dat v terénu, následném zpracování sebraných vzorků, či mi dávali cenné rady. Rád bych také poděkoval podniku Povodí Vltavy za ochotné poskytnutí dat do mých analýz. V neposlední řadě bych chtěl poděkovat své přítelkyni a rodině, která mi byla vždy oporou při studiu na vysoké škole.

Obsah:

1. Úvod	1
2. Cíle práce	3
3. Literární rešerše	3
3.1 Charakteristika údolních nádrží a ichtyofauny	4
3.2 Litorální pásmo kaňonovitých nádrží	5
3.2.1 Litorál	5
3.2.1.1 Funkce litorálu	5
3.2.1.2 Litorál kaňonovitých nádrží	6
3.2.2 Druhová bohatost litorálu	7
3.2.3 Rozmnožování ryb v litorálu	8
3.2.4 Využívání plůdku litorálního pásma našimi druhy ryb	9
3.2.4.1 Okounovité ryby (<i>Percidae</i>)	10
3.2.4.2 Kaprovité ryby (<i>Cyprinidae</i>)	10
3.3 Vliv faktorů, které mohou ovlivňovat litorální plůdková společenstva	11
3.3.1 Kolísání hladiny	11
3.3.1.1 Typy vodních režimů v údolních nádržích	13
3.3.2 Teplota	13
3.3.3 Vodní rostliny	14
3.4 Potrava	16
3.5 Distribuce ryb v litorálním pásmu kaňonovitých nádrží	17
4. Metodika	18
4.1 Popis studované nádrže	18
4.2 Postup při vzorkování nádrže	18
4.3 Statistické zpracování	20
4.3.1 Abundance juvenilních jedinců	20
4.3.2 Druhová diverzita	22
4.3.3 Ovlivnění okouna říčního kaprovitými rybami a velikostní distribuce vybraných druhů ryb	22
4.3.4 Ovlivnění abundance a distribuce juvenilních jedinců biotickými a abiotickými faktory	23

4.3.5 Obecný model distribuce tohoročních jedinců	23
5. Výsledky	24
5.1 Abundance plůdku v jednotlivých letech	24
5.2 Druhov diverzita v jednotliv letech	27
5.3 Ovlivní abundance okouna rnho kaprovtmi rybami a velikostní distribuce vybraných druhů ryb	30
5.4 Ovlivní abundance a distribuce juvenilních jedinců biotickými a abiotickými faktory	33
5.5 Obecn model distribuce juvenilních jedinců	34
6. Diskuze	37
6.1 Abundance plůdku v jednotlivých letech	37
6.2 Druhov diverzita	39
6.3 Ovlivní abundance okouna rnho kaprovtmi rybami a velikostní distribuce vybraných druhů ryb	40
6.4 Ovlivní abundance a distribuce juvenilních jedinců biotickými a abiotickými faktory	41
6.5 Obecn model distribuce juvenilních jedinců	42
7. Závěr	43
8. Seznam citovan literatury	44
9. Prlohy	
10. Abstrakt	

1. Úvod

Larvální a juvenilní stádia tvoří velmi důležitou součást společenstva ryb v nádrži (Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993) a jejich studium je důležité z důvodu pochopení cyklů, které v nádrži probíhají (Slavík & Jurajda, 2001). Poznatky získané studiem raných stádií ryb je možno aplikovat jako jeden z nástrojů managementu nádrže (Kubečka, 1993). Proto je důležité znát nejen, jak se početnost tohoročních jedinců v průběhu vegetační sezóny vyvíjí, ale také, jaké faktory ovlivňují sílu jednotlivých ročníků společně s druhovým složením a distribucí tohoročních jedinců v rámci zkoumané lokality (Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993; Slavík & Jurajda, 2001).

Z předchozích studií vyplývá, že se početnost tohoročních jedinců výrazně mění v průběhu vegetační sezóny, přičemž v pozdním jaru jejich abundance až řádově může převyšovat abundanci dospělých jedinců. Nicméně, mortalita této věkové kategorie je velmi vysoká, a proto postupem času směrem ke konci vegetační sezóny abundance tohoročního plůdku výrazně klesá (Balon, 1975; Baruš a kol. 1995). Faktory ovlivňující početnost plůdku v údolních nádržích či v jezerech je možné rozdělit na abiotické (např. morfologie nádrže, stáří nádrže, nadmořská výška, geografická poloha nádrže, kolísání vodní hladiny a teplota vody v průběhu vývoje jedince) (Martin a kol. 1981; Fernando & Holčík, 1991; Gido a kol. 2002; Mehner a kol. 2005; Mehner a kol. 2007; Kahl a kol. 2008; Sutela & Venanen, 2008) a biotické (např. predáčnický tlak, dostupnost potravních zdrojů, kompetice o volné niky) (Balon, 1975; Baruš a kol. 1995).

Lewin a kol. (2004) či Brosse a kol. (2007) zjistili, že ve středoevropských jezerech a nádržích je distribuce larválních stádií ryb ovlivněna především jarními hydrologickými podmínkami, naopak distribuce juvenilních a starších ryb je více spojena s místně specifickými environmentálními podmínkami na stanovišti, diverzitou habitatů a predáčnickým tlakem. Oproti tomu druhové složení juvenilních jedinců se odvíjí od celé řady faktorů prostředí, jako jsou např. nadmořská výška, geografická poloha, stáří vodního tělesa, teplotní režim vodního tělesa, fluktuace vodní hladiny, doba zdržení, velikost vodního tělesa, hloubka vodního tělesa, plocha litorálu daného vodního tělesa a chemické parametry vody, druhové složení dospělých ryb v nádrži, primární produkce, predáčnický tlak apod., které spolu interagují a tak vytvářejí druhové společenstvo typické pro dané vodní těleso (Hrbáček & Straškaba, 1966; Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993; Duncan & Kubečka, 1995; Peňáz a kol.

1996; Irz a kol. 2002; Kalff, 2002; Kytaev, 2002; Mehner a kol. 2005; Mehner a kol. 2005; Garcia a kol. 2006).

Jako nejčastější zástupce ichtyofauny nádrží střední Evropy je možné označit okouna říčního (*Perca fluviatilis*) a plotici obecnou (*Rutilus rutilus*), kteří představují v mnoha evropských jezerech či nádržích dominantní druhy rybiho společenstva (Duncan & Kubečka, 1995). Jako další významné, přirozeně se rozmnožující a pro ekosystémy těchto stojatých vod podstatné druhy by bylo možné označit cejna velkého (*Abramis brama*), perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) a ouklej obecnou (*Alburnus alburnus*) (Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993; Duncan & Kubečka, 1995; Peňaz a kol. 1996).

Většina prací zabývajících se juvenilními rybami v kaňonovitých údolních nádržích byla zaměřena na kaprovité a okounovité ryby, jejich distribuci, růst a potravu (Dettmers & Stein, 1992; Čech a kol. 2005; Vašek a kol. 2006; Kratochvíl a kol. 2008; Peterka & Matěna, 2009). Pelagiálu kaňonovitých nádrží byla v poslední době věnována zvýšená pozornost včetně meziročních srovnání (např. Jůza a kol. 2009; Jůza a kol. 2013 atd.), zatímco litorál byl zkoumán podrobněji pouze z krátkodobějšího hlediska, maximálně v rámci sledování průběhu vegetační sezóny jednoho roku (Kratochvíl a kol., 2012; Kratochvíl a kol. 2013) Žádné práce se ovšem dosud nezabývaly distribucí plůdku v jednotlivých litorálních habitatech (stanovištích) v průběhu delší časové řady. Dlouhodobé studie jsou však jedním ze základů ekologických výzkumů, jelikož krátkodobé studie většinou nejsou schopny postihnout náhodné efekty a efekty prostředí, které působí na společenstvo organismů na dané lokalitě a tak přesněji popsat vývoj změn v tomto společenstvu v průběhu času (Begon a kol. 2006). Proto si tato práce mimo jiné klade za cíl „sledování“ výskytu plůdku v jednotlivých litorálních habitatech nádrže Římov v průběhu pětileté datové řady v závislosti na síle jednotlivých ročníků, faktorech prostředí atd., a také nalezení obecného distribučního vzorce, který by mohl vysvětlovat výskyt juvenilních jedinců jednotlivých druhů v různých habitatech či pomohl objasnit podélný gradient výskytu juvenilních jedinců v rámci dlouhodobě mapované modelové údolní kaňonovité nádrže Římov. Výsledky této práce by mohly být následně použity i na typově podobných střeoevropských nádržích.

2. Cíle práce

Cíle práce jsou:

1/ Porovnat rozdíly v abundanci a druhové diverzitě juvenilních ryb mezi jednotlivými lety a mezi různými typy habitatů v těchto letech.

2/ Ověřit, zdali je početnost juvenilních okounů v jednotlivých typech litorálních habitatů na konci letního období ovlivněna rozdílnou abundancí juvenilních kaprovitých ryb (Cyprinidae).

3/Zjistit, zdali se velikost juvenilních jedinců liší v rámci studovaných habitatů a v průběhu několika let.

4/ Nalézt faktory, které ovlivňují abundanci juvenilních stadií ryb v jednotlivých studovaných letech a objasnit, zda a jakým způsobem tyto faktory mají případně vliv na prostorovou distribuci plůdku v litorálním pásmu nádrže.

3. Literární rešerše

V této části diplomové práce je sepsán přehled nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují juvenilní jedince v kaňonovitých nádržích z pohledu morfologie nádrže a abiotických a biotických faktorů, které spolu interagují a vytvářejí tak podmínky, které mohou být pro juvenilní jedince vhodné či nevhodné. Pro ilustraci jsou zde uvedeny nejdůležitější skupiny ryb, které se v nádrži vyskytují a také tři hlavní ekologické skupiny z pohledu rozmnožování. Tento přehled by měl především poskytnout základní informace o ekologii juvenilních jedinců ryb v nádrži

3.1 Charakteristika údolních nádrží a ichtyofauny

Údolní nádrže jsou umělá člověkem budovaná díla (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995; Gido a kol. 2009), která se stala součástí kulturní krajiny (Prchalová 2008). Mnoho nádrží bylo konstruováno za účelem výroby elektrické energie, zavlažování, kontroly povodí či jako zásobárny pitné vody pro velké aglomerace (Fernando & Holčík, 1991). Na druhou stranu jsou údolní nádrže anomálie, které zahrnují různé kombinace říčních a jezerních elementů, jejichž stavba je někdy považována za nevhodnou zejména kvůli přehrazení původního koryta řeky, zaplavení velkého území a změnami hydrologického režimu (Fernando & Holčík, 1991; Lojkásek, 1995). Člověkem postavené nádrže mohou být na druhou stranu považovány za velice zajímavé vzhledem k jejich mládí a procesům, které v nich probíhají. Ve srovnání s jezery nám tento systém může poskytnout velice cenné informace o sukcesi, která v nádrži oproti jezerům probíhá velice rychle, což je dáno neobsazenými nikami, které se v nádrži vyskytují, a také velkým přísunem živin z povodí (Irz a kol. 2002).

Navzdory vzájemné podobnosti nádrže nemohou být považovány za přírodní jezera díky mnoha rozdílným funkčním faktorům. Specifičnost údolních nádrží je způsobena jejich umístěním v povodí, malou dobou zdržení a vysokým organickým zatížením, které do přehrady přitéká (Irz a kol. 2002). Nádrž je také systém, ve kterém můžeme zaznamenat změny ve složení společenstev, ať už na podélném či příčném gradientu z důvodu gradientu živin od přítoku ke hrázi, či různých typů habitatů v rámci nádrže (Sed'a & Devetter, 2000; Gido a kol. 2002; Vašek a kol. 2004, Vašek a kol. 2006; Rychtecký & Znachor, 2011). Většina našich údolních nádrží je kaňonovitého charakteru, jsou hluboce zařízle do okolního reliéfu. Tyto nádrže jsou hluboké, s prudkými břehy, s malým nebo vůbec žádným zastoupením vodních rostlin a malou diverzitou habitatů (Vašek a kol. 2006, Kratochvíl a kol. 2012). Shodnými rysy, kterými se přehradní nádrže podobají jezerům, je například výskyt pelagiálu společně s drastickým snížením proudění (Irz a kol. 2002). Z těchto důvodů můžeme nádrže považovat za jakýsi hybridní systém mezi řekou a jezerem, přičemž přítoková část je více podobná řece a hrázová část nádrže svými vlastnostmi spíše připomíná jezerní systém (Gido a kol. 2002).

Přehrazování řek na našem území v minulém století vedlo ke kvalitativním i kvantitativním změnám v ichtyofauně (Fernando & Holčík, 1991). Rybí společenstvo nádrží

se rekrutuje z říčních druhů, které se adaptovaly na lentické prostředí (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995; Jurajda & Regenda, 2004) a z ryb, které byly do přehrady uměle vysazeny. Původní říční prostředí je tvořeno nestabilním hydrologickým režimem, což favorizuje především generalisty. Z těchto důvodů jsou jen některé druhy říčních ryb adaptovány pro život v lentickém prostředí nádrže. Jsou to ty, které obývají klidnější úseky říčních systémů připomínající lentické prostředí (Duncan & Kubečka, 1995; Fernando & Holčík, 1991; Gido a kol. 2009). Rybí populace nádrže je z počátku závislá na migraci říčních druhů do nádrže. Tyto druhy zde později mohou vytvořit stabilní populaci, pokud budou jejich ekologické nároky uspokojeny (Duncan & Kubečka 1995). Proto se původní rybí fauna vyskytuje převážně v prostředí podobné řece, jako je přítoková zóna nebo mělké příbřežní partie nádrže (Fernando & Holčík, 1991; Prchalová a kol. 2006).

3.2 Litorální pásmo kaňonovitých nádrží

3.2.1 Litorál

Litorál je mělká příbřežní oblast, která se vyskytuje ve většině umělých či přírodních vodních ekosystémů (Kubečka, 1993). Amour a kol. (2005) naznačuje, že litorál se dá charakterizovat jako otevřená krajina, která je složena s mnoha habitatů (stanovišť), které svojí velikostí a kvalitou ovlivňují rybí komunitu. Litorál také reprezentuje ztracené oblasti, které se vyskytovaly v původním říčním prostředí a je nejproduktivnější částí nádrže (Fernando & Holčík, 1991). Významnou složkou litorálního pásma jsou také vodní rostliny, které svojí přítomností vytvářejí heterogenní prostředí, které je vítaným úkrytem pro vodní organismy a poskytuje mnoho příležitostí pro získání potravy (Lewin a kol. 2004; Okun & Mehner, 2005)

3.2.1.1 Funkce litorálu

Funkce litorálu spočívá především v poskytování vhodného životního prostoru pro litorální společenstvo organismů, které se v této oblasti vyskytují (Duncan & Kubečka, 1995; Lewin a kol., 2004; Eggleton a kol. 2005; Okun & Mehner, 2005). Litorální pásmo slouží

jako zdroj potravy pro širokou řadu organismů, úkryt před predátory (Lewin a kol. 2004; Okun & Mehner 2005) a v neposlední řadě poskytuje vhodné podmínky pro rozmnožování (Balon, 1975; Baruš a kol. 1995; Duncan & Kubečka 1995). Platí zde pravidlo, že čím je litorál strukturovanější, tím se zde vyskytuje více druhů, jelikož strukturované mikrohabitaty mohou poskytovat vhodné podmínky pro život více druhům (Lewin a kol. 2004; Okun & Mehner, 2005; Brosse a kol. 2007). Toto pravidlo platí i bezobratlé organismy, které složí juvenilním jedincům jako zdroj potravy (Okun & Mehner, 2005; Nicole a kol. 2010). Stejně pravidlo platí i pro ryby, které jdou do tření, jelikož mikrohabitaty mohou zvýšit počet druhů i jedinců, kteří se úspěšně vytřou (Brosse a kol. 2007). Litorál, především jeho nejmělčejší část, která je spojená s terestrickým ekosystémem, tvoří přechod mezi suchozemským a vodním ekosystémem a tvoří mezi nimi tzv. ekoton (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995). Hlubší partie litorálu mohou být velice důležitým útočištěm v případě vysokého hydrodynamického stresu v mělčích partiích, způsobené vlnami či případnou lodní dopravou. Tento druh stresu může způsobovat snížení rychlosti růstu organismů, kteří obývají nejmělčí části litorálu (Stoll a kol. 2008). Ze všech získaných pramenů se zdá, že litorál představuje klíčový habitat pro většinu druhů ryb (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995; Amour a kol. 2005; Brosse a kol. 2007).

3.2.1.2 Litorál kaňonovitých nádrží

Nejen jezera, ale i umělé nádrže s mělčími a s pozvolnějsími břehy vytváří dobré podmínky pro vznik litorálu a jeho společenstva. Důležitým faktorem je tvar nádrže. Pokud má nádrž tvar do „V“ (kaňonovitá nádrž), dochází pouze ke slabému rozvoji litorálu, pokud má nádrž tvar do „U“, podmínky jsou lepší a plocha, případně objem litorálu poté závisí na sklonu břehů a standardní výšce vodní hladiny (Kubečka, 1993; Duncan & Kubečka, 1995). Kaňonovité nádrže mají převážně strmé svahy, které, nedovolují významnému rozvoji litorálního pásma (Kubečka, 1993; Kahl a kol. 2008). Proto jsou o některé typy habitatů, které se běžně vykytují v jezerech a podobných typech vodních ekosystémů, ochuzeny. Jedná se především o vodní rostliny, které se v kaňonovitých nádržích vyskytují pouze omezeně nebo se nevyskytují vůbec, čímž se značně snižuje heterogenita litorálního pásma těchto nádrží (Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993; Gido a kol. 2002). V kaňonovitých nádržích jsou v litorálním pásmu dominantním prvkem suťové břehy s různým sklonem, které bývají

doplněny i jinými typy habitatů jako jsou písčitošterkovité pláže, pařezoviště, skály, při vyšší hladině i zatopená terestrická vegetace (Fernando & Holčík, 1991, Kubečka, 1993; Duncan & Kubečka, 1995; Gido a kol. 2002; Kratochvíl a kol., 2012)

Ačkoliv je litorální pásmo v kaňonovitých údolních nádržích slabě rozvinuto, je přesto litorál považován za klíčový habitat pro většinu druhů v nádržích se vyskytujících (Copp & Peňáz, 1988; Copp, 1992; Fernando a Holčík, 1991; Duncan a Kubečka, 1995; Matěna, 1995; Kahl a kol. 2008). Tato část nádrže bývá využita alespoň jednou v životě většiny ryb, a to z důvodů reprodukčních nebo jako vhodné stanoviště pro plůdek (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995; Gido a kol. 2002; Jurajda & Regenda, 2004). Litorální společenstvo ryb tvoří důležitou součást ichtyofauny nádrže (Pierce a kol. 2001), přesto je využívání litorálních habitatů v evropských nádržích poměrně nedostatečně zdokumentováno (Dembski a kol. 2008, Kratochvíl a kol. 2012). Plůdek ryb také využívá prohřátou litorální zónu během letních měsíců ve větších počtech ke zrychlení růstu (Martin a kol. 1981; Fisher & Eckmann, 1997), jelikož litorál je také oblast s výskytem vhodné potravy, planktonních a bentických organismů (Duncan & Kubečka, 1995; Pierce a kol. 2001; Okun & Mehner, 2005).

3.2.2 Druhová bohatost litorálu

Druhová bohatost litorálu (počet druhů, které se v litorálu vyskytují) je výsledek mezi evolučními tendencemi obývat mělké litorální plochy bohaté na potravu a vyhnutí se predátorům, kteří v těchto vodách loví (Fernando & Holčík, 1991; Prchalová, 2006; Stol a kol. 2008). Počet druhů, které litorál obývají, se zvyšuje s jeho heterogenitou, heterogenní habitat poskytuje plůdku ryb úkryt, což jim dává větší šanci být chráněn před vizuálně lovicími predátory (Fernando & Holčík, 1991; Coop, 1992). Podle Dembskiho a kol. (2008) je heterogenní habitat charakterizován dobře vyvinutým porostem vodní vegetace, která poskytuje vhodné prostředí pro reprodukci fytofilních druhů a následně poskytují úkryt a potravu plůdku ryb (Grenouillet & Pont, 2001; Gido a kol. 2002). Heterogenita habitatu je velice významná charakteristika, která může značit absenci/prezenci jednotlivých druhů ryb (Gido a kol. 2002). Například plotice obecná mladší jednoho roku se vyskytuje v oblastech s vyšším výskytem makrofyt (Jeppesen a kol. 2006), naopak sumec velký (*Silurus glanis*) vyhledává spíše místa s výskytem hrubšího substrátu, jako jsou balvany či skály (Amour a

kol. 2005; Carol a kol. 2007). Fisher & Eckmann (1997) testovali hypotézu, že habitat významně ovlivňuje druhové složení a jejich abundanci a biomasu. Zjistili, že velikost a typ substrátu jako jsou jemný sediment, velké kameny či ponořené rostliny, značně ovlivňuje druhové složení v jednotlivých habitatech i v celé nádrži. S tímto výsledkem souhlasí i Dembski a kol. (2008). Duncan & Kubečka. (1995) zjistili, že londýnské nádrže s nestrukturovaným litorálem jsou druhově chudší než nádrže podobného typu se strukturovaným litorálem.

Nejenom typ substrátu, ale také fyzikální podmínky na stanovišti, jako je kolísání teploty a vlny indukované větrem mohou ovlivnit rozložení ryb na jednotlivých stanovištích v rámci nádrže. Je proto pravděpodobné, že jak heterogenita habitatu, tak i limnologické podmínky spolu interagují a vytvářejí podmínky, které daný druh buď podporují, nebo naopak potlačují a určují tím složení společenstva v jednotlivých habitatech (Gido a kol. 2002; Warfe & Barmuta. 2007).

3.2.3 Rozmnožování ryb v litorálu

Pro pochopení všech ekologických souvislostí, které by mohly ovlivňovat distribuci juvenilních jedinců v nádrži, je důležité zmínit nejvýznamnější, v nádrži se vyskytující ekologické skupiny ryb. Většina ryb vyskytujících se v nádržích využívá k rozmnožování litorální pásmo (Balon, 1975; Fernando & Holčík, 1991; Baruš a kol. 1995; Duncan & Kubečka, 1995; Gido a kol. 2002; Jurajda & Regenda, 2004). V následujících odstavcích uvádím pouze tři nejvýznamnější skupiny u těch druhů, které se v nádrži hojně vyskytují a rozmnožují se v ní nebo přilehlých přítocích.

Dle Balona (1975) a Baruše (1995) rozlišujeme litofilní, fytofilní a k substrátu indiferentní druhy ryb.

Litofilní druhy jsou takové, jejichž zástupci se třou na kamenitý podklad nebo štěrkové dno tekoucích či stojatých vod. V těchto habitatech dochází později i k vývoji larválních a juvenilních stádií. Zárodky se kulí v časném stadiu vývoje, povětšinou jsou světloplaché a mají se tendenci ukrývat v substrátu, lepkavé žlázy nejsou vyvinuty. Tyto druhy jsou adaptovány na dobré kyslíkové podmínky, a proto jejich dýchací orgány jsou

středně vyvinuty. Do této skupiny patří ryby, které se třou na jaře a jejich jikry jsou silně lepkavé: ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*). Do této skupiny také patří ryby, které se třou koncem jara, jako je parma obecná (*Barbus barbus*).

Fytofilní druhy mají silně lepkavé jikry a jako výtěrový substrát využívají ponořené rostliny, jak submerzní, tak i emerzní. Bez tohoto substrátu dochází k resorbování jiker a výtěr neproběhne. Fytofilní druhy jsou přizpůsobené k životu v silně zabahněných lokalitách s menším obsahem kyslíku, jejich larvy nejsou světloplaché, kulení probíhá v pokročilejším stupni vývoje oproti litofilním druhům. Larvy jsou vybaveny lepkavými žlázami a pomocí sekretu produkovaného těmito žlázami jsou přilepeny k substrátu. Jikry i embrya fytofilních druhů ryb jsou malá. Dýchací orgány larev vznikají dříve, než u jiných skupin ryb a jsou značně vyvinuty. Zástupci této skupiny jsou štika obecná (*Esox lucius*), perlín ostrobřichý, lín obecný (*Tinca tinca*), karas stříbřitý (*Carassius auratus*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), cejnek malý (*Abramis bjoerkna*) a další.

Indiferentní druhy jsou takové, jejichž zástupci se vytírají v relativně čistých vodách na ponořené rostliny. Pokud rostliny nejsou, k výtěru dochází na jakýkoliv ponořený předmět, například kameny. Kulící se embrya jsou v relativně pokročilém stádiu vývoje, dýchací soustava je málo nebo středně vyvinutá. Tyto druhy jsou světloplaché stejně jako předchozí skupina, ale přítomností lepkavých žláz se více podobají fytofilním druhům. Důležitými zástupci jsou: plotice obecná, jelec jesen (*Leuciscus idus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), cejn velký, ouklej obecná, okoun říční, ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*).

3.2.4 Využívání plůdku litorálního pásma našimi druhy ryb

Plůdek většiny ryb má v určité vývojové fázi vysokou afinitu k litorálnímu pásmu, ale existují značné rozdíly ve využívání litorálu různými druhy ryb (Grenouillet & Pont, 2001; Gido a kol. 2002). Jedná se zejména o rozdílnou časovou distribuci ve využívání litorálu juvenilními jedinci. Tento fakt je způsoben zejména potřebou vyhnout se konkurenci o vhodná stanoviště a o zdroje, které využívají různé velikostní skupiny ryb (Fernando & Holčík, 1991).

V následujících dvou kapitolách je popsáno využívání litorálních oblastí juvenilními jedinci dvěma nejvýznamnějšími skupinami ryb, které se ve vodách nádrží vyskytují nejčastěji a u kterých hraje v jejich životním cyklu litorál významnou roli. Tyto dvě kapitoly poskytují ucelený pohled na ekologii hlavních dvou skupin juvenilních ryb v kaňonovitých nádržích – okounovitých (Percidae) a kaprovitých (Cyprinidae).

3.2.4.1 Okounovité ryby (Percidae)

Okoun říční a candát obecný (*Sander lucioperca*) patří mezi nejpočetnější druhy v mnoha evropských nádržích, zejména jejich larvální a juvenilní stádia jsou v pelagiálu nádrží velice početná (Čech a kol., 2005). Například Kratochvíl a kol. (2010) zjistili, že ichtyoplankton pelagiálu nádrže Lipno je tvořen převážně z okounovitých ryb. Tento model je znám i z jiných evropských nádrží (Frankiewicz a kol. 1996; Specziar, 2005).

V kaňonovitých nádržích žijí larvy okounovitých ryb převážně pelagickým způsobem života. Krátce po vykulení migrují do pelagiálu (Treasurer, 1988; Wang & Eckmann, 1994). V této době jsou larvy ještě nepigmentované a průsvitné, což jim zajišťuje do určité míry nenápadnost a dává i větší šance vyhnout se útoku predátorů v pelagiálu (Faber, 1967). S postupnou pigmentací a metamorfózou se část okounů vrací zpět do litorálu, ale část okounů zůstává v pelagiálu i přesto, že podmínky v pelagiálu nejsou zcela ideální. Při srovnání velikostí distribuce juvenilních jedinců bylo zjištěno, že v pelagiálu se vyskytují menší jedinci než v litorálu (Čech a kol. 2005; Jůza a kol. 2009). V hlubokých kaňonovitých nádržích je výskyt většího množství plůdku okounovitých ryb v pelagiálu známý, k tomuto úkazu dochází především díky nedostatku litorálních ploch v těchto typech nádrží (Čech & Kubečka, 2006).

3.2.4.2 Kaprovité ryby (Cyprinidae)

Kaprovité ryby jsou druhou největší skupinou obratlovců na světě, je to také jedna z nejlépe studovaných skupin ryb na světě mající nezanedbatelnou funkci v ekosystémech volných vod (Winfield & Nelson, 1991).

Kaprovité ryby po vykulení zůstávají ležet nebo jsou přichyceny k substrátu pomocí lepivých žláz na hlavě do doby, než dojde ke strávení žlutkového vajíčka a přechodu na exogenní výživu (Winfield & Nelson, 1991). Přejít na exogenní výživu bývá označován jako jedno z nejkritičtějších období života (Balon, 1975). Po přechodu na vnější výživu dochází k dělení na druhy, které preferují ke svému životu litorální oblasti jako například plotice obecná a druhy, které jsou spíše pelagické jako například cejn velký (Winfield & Nelson, 1991).

Litorální druhy kaprovitých ryb se v kaňonovitých nádržích především zdržují na méně strukturovaných habitatech, jako jsou pláže, kde tvoří hejna (Kratochvíl a kol. 2012). Juvenilní jedinci, kteří jsou spíše pelagičtí, opouštějí litorál krátce po přechodu na exogenní výživu a vyskytují se převážně v pelagiálu či hlubším litorálu, kde vyhledávají potravu a úkryt (Jůza a kol. 2009).

3.3 Vliv faktorů, které mohou ovlivňovat distribuci, abundanci i složení plůdkového společenstva v litorálu

3.3.1 Kolísání hladiny

Kolísání vodní hladiny je důležitý faktor, který ovlivňuje rybí společenstvo. Jeho dopad byl široce studován jak v řekách, tak i v jezerech (Martin a kol. 1981; Fisher & Eckmann, 1997; Duncan a kol. 2001; Kahl a kol. 2008). Výška vodní hladiny je v údolních nádržích částečně pod lidskou kontrolou (Gido a kol. 2002), částečně má vliv i roční úhrn srážek v oblasti a nečekané výkyvy počasí ve smyslu extrémních dešťů nebo sucha (Duncan & Kubečka, 1995). Fluktuace vodní hladiny se hlavně projevuje u nádrží sloužících na výrobu elektřiny. Denní fluktuace v českých nádržích sloužících k výrobě elektřiny je přibližně 1 až 2 m za den (Duncan & Kubečka, 1995; Draštík a kol. 2004).

Provoz přehrady vytváří nepravidelný pohyb vodní hladiny (Irz a kol. 2002). Tyto podmínky vedou k různému tlaku na rybí společenstvo. Má se za to, že kolísání hladiny je pro rybí společenstvo zásadně důležité a možná i zodpovědné za absenci některých druhů (Fernando & Holčík, 1991). Naopak Draštík a kol. (2004) uvádí, že se nepodařilo najít odlišnosti v druhovém složení rybí fauny s přirozeným hydrologickým režimem a nádrží,

kteře jsou hojně využívány na výrobu elektrické energie, ve kterých může být denní kolísání vodní hladiny okolo 1-2 m. Hydrodynamický stres může být jedna z největších stresových podmínek v nádrži (Stoll a kol. 2008). Kolísání vodní hladiny limituje rozvoj stabilního a bohatého společenstva bentických bezobratlých, což se projeví nedostatkem zdrojů bentické potravy (Irz a kol. 2002) a také rozvojem druhově bohaté rybí obsádky (Kahl a kol. 2008), jelikož vliv abnormální fluktuace je nejvíce evidentní v litorální zóně vystavené častému vysychání (Sutela & Venanen, 2008). Tento fakt znamená, že litorální habitaty, které jsou klíčové, mohou být v čase různě dostupné (Gido a kol. 2002).

Martin a kol. (1981) studovali efekt výšky vodní hladiny na ranou ontogenezi ryb v Lake Francis Case v Jižní Dakotě a zjistili, že zaplavená terestrická vegetace výrazně podporuje výtěr fytofilních druhů, což podpořily i pozdější výzkumy (Duncan & Kubečka, 1995; Kahl a kol. 2008; Sutela & Venanen, 2008). Úspěch reprodukce ryb roste s vyšším stavem vodní hladiny v jarních měsících a zároveň klesá s nižším vodním v jarních měsících (Martin a kol. 1981). Například Duncan & Kubečka (1995) uvádějí, že již krátkodobé kolísání hladiny o 50 cm v době výtěru může limitovat celý ročník. V Lake Texoma byla zaznamenána vyšší hustota ryb v roce s vyšší vodní hladinou v jarních měsících, která byla asi o 1-2 metry vyšší oproti roku s nižší vodní hladinou (Quist a kol. 2004). Vyšší vodní hladina po celou vegetační sezonu poskytuje nejenom zaplavenou terestrickou vegetaci, která slouží jako úkryt pro larvální a juvenilní stádia ryb, ale zároveň poskytuje dostatečné množství habitatů, které mohou ryby využívat k hledání potravy (Martin a kol. 1981; Quist a kol. 2004; Kahl a kol. 2008). Vyšší početnost plůdku je výhodná pro dravé ryby, kterým plůdek slouží jako vítaný zdroj potravy (Martin a kol. 1981). Snížením vodní hladiny v průběhu vegetační sezony dochází ke ztrátě habitatů, což je spojené s úbytkem zdrojů potravy (Prokeš, 1995; Kahl a kol. 2008). Ztrátou litorálních habitatů kvůli poklesu vodní hladiny dochází k větší hustotě rybí obsádky v nádrži jak na objem, tak abundanci na plochu nádrže, což může vést až k vyšší potravní konkurenci, predaci, či ke snadnějšímu přenosu nemocí (Kahl a kol. 2008). Z provedeného výzkumu na nádrži Mostiště vyplývá, že snížení vodní hladiny má negativní efekt, jak na relativní abundanci (abundance počítaná na určitý objem vody), tak i na distribuci larválních stádií (Prokeš, 1995).

S ohledem na tyto skutečnosti můžeme říci, že fluktuace vodní hladiny může mít fatální důsledky na doplnění rybích druhů, které využívají litorální zónu pro tření, například pro plotici, na kterou snížení hladiny v době tření může mít silný dopad (Kahl a kol. 2008),

ačkoliv Baruš a kol. (1995) považuje plotici obecnou za indiferentní druh schopný využít i jiný substrát, pokud rostliny nejsou dostupné. Naopak vliv kolísání hladiny na populační doplněk štiky obecné (*Esox lucius*) (Mann, 1980) či perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*) může být značný (Tarkan, 2010).

3.3.1.1 Typy vodních režimů v údolních nádržích

Podle Duncan & Kubečky (1995) můžeme rozlišit několik typů vodních režimů:

1/ Vysoká vodní hladina v jarních měsících následovaná poklesem vodní hladiny v letních měsících, na podzim a v zimě. Typický vzor pro většinu českých nádrží a také pro zavlažovací nádrže. Výtěrový substrát pro fytofilní druhy je dostupný pouze v jarních měsících a je tvořen převážně zaplavenou terestrickou vegetací.

2/ Stabilní vysoká hladina v období bez ledového příkrovu. Tento vodní režim je běžný v ruských a amerických nádržích a v některých českých. Výtěrové podmínky se liší mezi jednotlivými roky, podmínky pro výtěr jsou horší ve srovnání s prvním typem vodního režimu.

3/ Stabilní vysoká hladina během celého roku – režim charakteristický pro nádrže určené pro plavbu či pro volnočasové aktivity.

3.3.2 Teplota

Teplotní režim a stratifikace jezer byly vždy předmětem mnoha výzkumů. V raných časech měření teplot vědci odhalili nejenom sezónní variabilitu teplot v jezerech, ale i sezónní průběh stratifikace, která je pro jezera typická. Dřívější snahy o měření teplot během sezóny byly mnohem více, než pouhá snaha klasifikovat jezera dle teplotních režimů (Kalf, 2002). Tehdejší pozorovatelé se snažili dát do souvislostí vliv teploty na složení bioty jezera či nádrže (Fernando & Holčík, 1991; Kubečka, 1993; Kalf, 2002)

Teplota se ukazuje jako jeden z nejdůležitějších faktorů, kterému jsou ryby vystaveny (Kubečka, 1993; Fisher & Eckmann, 1997; Stoll a kol. 2008). Teplota může být pro ryby

optimální, suboptimální, nebo dokonce i letální. Teplota vody společně s atmosférickým tlakem ovlivňuje množství rozpuštěného kyslíku ve vodě (Dubský a kol., 2003) a ovlivňuje také koloběh živin a stratifikaci (Kalff, 2002). Výrazně ovlivňuje výtěrovou aktivitu ryb, dozrávání pohlavních produktů, ontogenezi, sezónní složení litorálního plůdku, jeho abundanci, biomasu a druhové složení (Fisher & Eckmann, 1997). Voda je ohřívána slunečním zářením a také přijímaným teplem z ovzduší (Kalff, 2002). V případě nízké či vysoké teploty dochází ke změnám chování organismů, které ve vodě žijí. Například vysoká teplota snižuje aktivitu dravých ryb a tím dává větší šanci plůdku a menším rybám na přežití (Fisher & Eckmann, 1997). Ačkoliv průměrná teplota mezi hlubší a mělké části litorálu není nikterak výrazná, prohřáté, mělké a vysoce úživné lokality nádrže dovolují rybám větší investice do vlastního růstu, ryby v těchto lokalitách mohou také být odolnější oproti jedincům obývajícím hlubší chladnější vrstvy (Stoll a kol., 2008). Zároveň v nejexponovanějších příbřežních partiích dochází k výraznému kolísání teplot, čemuž se metabolismus ryb musí přizpůsobit nebo ryba musí takové prostředí opustit (Stoll a kol. 2008). Cyklus zooplanktonu jako potravy ryb je také úzce spjat s teplotou vody (Martin a kol. 1981).

3.3.3 Vodní rostliny

Rybí obsádka nádrže či jezera silně odpovídá jeho morfologii (Mehner a kol. 2007). Je známo, že v menších jezerech a nádržích hraje litorál významnou roli při vytváření obsádky nádrže (Fisher & Eckmann, 1997; Amour a kol. 2005). Ponořené vodní rostliny můžeme považovat za jeden z nejdůležitějších environmentálních ukazatelů popisujících rybí obsádku nádrže (Amour a kol. 2005). Lokality s výskytem vodní vegetace bývají druhově nejbohatšími částmi nádrže (Brian & Scarnecchia, 1992; Duncan, 2001). V českých nádržích, jejichž tvar je buď písmene „U“ nebo „V“, dochází ke slabému rozvoji litorálních ploch a výskyt vegetace je v českých nádržích omezený. Oproti tomu v některých ruských nádržích pokrývají vodní rostliny asi 5 % plochy nádrže, což je dostatečná plocha pro úspěšný výtěr fytofilních druhů (Duncan & Kubečka, 1995). Z hlediska ryb mladších jednoho roku hrají vodní rostliny roli už v jejich počátku, zejména pokud jsou v nádrži přítomny fytofilní druhy, které využívají jak zatopené emerzní, tak i submerzní rostliny k výtěru (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995; Lojkásek, 1995; Gido a kol. 2002; Draštík, 2008). Následně po vykulení

slouží vodní rostliny jako vhodný úkryt před predátory a také jako významné místo s bohatým zdrojem potravy (Brian & Scarnecchia, 1992; Fisher & Eckmann, 1997; Duncan a kol. 2001; Grenouillet & Pont, 2001; Okun & Mehner, 2005; Jeppesen a kol. 2006). Efektivita predátora obvykle klesá s množstvím makrofyt, ale zároveň závisí jak na chování predátora, tak i kořisti (Grenouillet & Pont, 2001) Tento fakt potvrzuje Swisher (1998), který pozoroval slunečnici obecnou (*Lepomis macrochirus*), která loví larvy vážky *Erytrmis simplicollis* a zjistil, že úspěšnost predace v makrofytech byla řádově nižší než mimo ně. Oproti tomu Warfe & Barmuta (2007) zjistili, že hustota ani tvar makrofyt neovlivňuje počet kořisti chycené predátorem.

Vodní rostliny hrají nejenom významnou roli při formování rybí obsádky v nádrži, ale také hrají významnou úlohu v koloběhu prvků v nádrži a v nadlepšování kvality vody, což je důležité hlavně ve vodárenských nádržích (Jeppesen a kol. 2006; Duras a kol. 2007). Jejich význam ve vodárenských nádržích stoupá s prodlužující se dobou zdržení vody v nádrži a se snižující se trofii (úživností) vody (Jeppesen a kol., 2006). Vodní rostliny mají zásadní vliv na koloběh fosforu v nádrži, přímý vliv na odčerpávání fosforu z vody se uplatňuje především zvýšením sedimentace (v porostech se snižuje rychlost proudění) nebo odčerpáváním živin přímo z vodního sloupce buď samotnými rostlinami, nebo autotrofním či bakteriálním nárostem, který je pokrývá (Duras a kol. 2007). Avšak aby se mohly vodní rostliny v nádrži rozvinout, potřebují k tomu vhodné světelné i stanovištní podmínky. Jako největší problém pro výskyt vodních makrofyt je již zmíněná fluktuace vodní hladiny, strmost břehů, dále průhlednost vody v průběhu roku (Jeppesen a kol. 2006; Duras a kol. 2007), která je spojena s trofii nádrže. Jeppesen a kol. (2006) udává, že v dánských jezerech již při obsahu fosforu 0,5-2 mg/l vodní rostliny vymizely. Výskyt vodních rostlin v nádrži indikuje dobrý ekologický stav nádrže, naopak absence vegetačního krytu značí narušenost ekologických procesů v nádrži (Duras a kol. 2007). Vodní rostliny, coby křižovatky procesů ovlivňující biocenózu nádrže, neovlivňují pouze koloběh živin, ale také komplex mezivztahů mezi živinami, planktonem, perifytonem, bezobratlými a rybami (Brian & Scarnecchia, 1992; Warfe & Barmuta, 2007; Dembski a kol. 2008). Pokud dojde k úbytku či úplnému vymizení vodních rostlin z nádrže, tak z krátkodobého hlediska dojde k redukci silných ročníků, ale mnohem zřetelnější bude dlouhodobý efekt, který bude znamenat změny v druhovém složení jak v abundanci, tak i v biomase (Brian & Scarnecchia, 1992).

3.4 Potrava

Dostupnost potravy je jeden s klíčových faktorů ovlivňující úspěšný vývoj, či dokonce přežití plůdku (Krausse a kol. 1998; Wildhaber, 2001). Její dostupnost bývá často ovlivněna typem habitatu, vlnami či denním cyklem (Lewin a kol. 2004). Po přechodu na vnější výživu se plůdek ryb začíná živit drobným zooplanktonem, zejména vířníky (Rotifera) a klanonožci (Copepoda) (Vašek a kol. 2006; Winfield & Nelson, 1991). Se vzrůstající velikostí juvenilních jedinců dochází k ontogenetickému přechodu v preferenci určité velikostní kategorie zooplanktonu (Nicole a kol. 2010). Tento fakt potvrzuje i Treasurer, (1988), který ve své studii zjistil, že se vzrůstající velikostí se plůdek postupně přeorientovává na větší potravu, například okouni po dosažení velikosti 20 mm se začínají intenzivně krmit perloočkami (*Daphnia* sp.). Ačkoliv někteří autoři poukazují na fakt, že intenzivní krmení začíná již ve velikosti 15 mm (Winfield & Nelson, 1991; Nicole a kol. 2010).

Skladba potravy juvenilních jedinců není v rámci nádrže stejná, ale naopak se liší především v poměrném zastoupení jednotlivých složek potravy mezi hrází a přítokem (Vašek a kol. 2006). Také denní doba hraje významnou roli ve výběru typu potravy, například u okouna v nádrži Lipno bylo zjištěno, že přes den preferuje klanonožce a v noci jsou jejich trávicí trakty naplněny velkými perloočkami rodu *Daphnia* (Kratochvíl a kol. 2010). Stejně tak bylo zjištěno, že jednotlivé druhy ryb mají různou účinnost při sběru potravy (plotice obecná má vyšší účinnost při lovení zooplanktonu v nestrukturovaných habitatech ve srovnání s okounem říčním), což pravděpodobně ovlivňuje i výběr habitatů jednotlivými druhy ryb (Lewin a kol. 2004). Bylo zjištěno, že plotice je oproti okounovi schopna lépe využívat zooplankton v nestrukturovaných habitatech, oproti tomu okoun je schopen lépe využívat zoobentos ve strukturovaných habitatech (Lewin a kol. 2004).

Ilina (1973) zjistila, že populace okounů se ve stojatých vodách často dělí do tří skupin vzhledem k jejich potravním preferencím, a to planktonofágní, bentofágní a ichthyofágní skupinu. U okounovitých ryb je také dobře popsán kanibalismus (Brabant, 1995). Naproti tomu plotice převážně preferuje planktonní organismy (Persson, 1987). Vašek a kol. (2006) zjistili, že v polovině srpna se potrava plotice obecné, která byla chycená v příbřežní oblasti nádrže Římov, skládá z planktonních korýšů, a to z druhů *Daphnia galeata*, ramenatky velké (*Leptodora kindtii*), klanonožců, detritu a perifytonu. V prozkoumaných zažívadlech okouna byly nalezené stejné druhy planktonních korýšů jako u plotice, ale navíc má ve své potravě

perloočku *Diaphanosoma brachyurum* a vznášivku *Eudiaptomus gracilis* a také larvy pakomárů (Chironomidae). Podobné složení potravy bylo zjištěno i u candáta obecného (Peterka a kol. 2003) Potrava cejna velkého dle Vašek a kol. (2006) chyceného v litorální oblasti se skládá především z filtrovaného sedimentu, vznášivek, klanonožců a larev pakomárů.

3.5 Distribuce juvenilních ryb v litorálním pásmu kaňonovitých nádrží

Distribuce ryb ve vodních ekosystémech s vyvinutým a bohatým litorálním pásmem byla již mnohokrát popsána (Bryan & Scarnecchia, 1992; Hülsmann a kol. 1999; Okun & Mehner, 2005; Dembski a kol. 2008), avšak distribuce ryb v litorálním pásmu kaňonovitých nádrží není příliš prostudována (Kratochvíl a kol. 2012). Jejich charakter, jak již bylo popsáno v předchozích kapitolách, nedovoluje přílišný rozvoj litorálních ploch. Navíc se v těchto nádržích vyskytuje silný gradient živin od přítoku ke hrázi, což má také vliv na distribuci ryb v nádrži (Hejzlar & Vyhnálek, 1998; Vašek a kol. 2004; Rychtecký & Znachor, 2011).

Kratochvíl a kol. (2012) zjistil, že např. kaprovité ryby v nádrži Římov preferují mírně svažité pláže, které postupně přecházejí do hlubších partií nádrže. V tomto typu habitatu byla také zaznamenána největší druhová diverzita v nádrži. Tento fakt potvrzuje i studie Kubečky & Duncan (1995). Jako vhodný habitat pro reofilní druhy v nádrži se jeví pláže s vyšší průhledností, šterkopísčítým dnem v dolních a středních částech nádrže (Kratochvíl a kol. 2012), které představují ztracené habitaty, které tyto druhy v původním prostředí obývaly (Fernando & Holčík, 1991). V pozdním létě tyto typy habitatů obývá zejména ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) (Kratochvíl a kol. 2012). Preference okounovitých ryb je oproti kaprovitým druhům poněkud odlišná. Ty vyhledávají více strukturované habitaty, jako jsou sutě či pařezoviště, ve kterých mohou naléznout vhodný úkryt a potravu (Pierce a kol. 2001; Kratochvíl a kol. 2012). Oproti závěrům práce Kratochvíla a kol. (2012) bylo zjištěno, že v jezeru Pareloup je preference okounů jiná. V tomto jezeru se okouni vyskytovali převážně na pozvolně se svažujících plážích při okrajích ponořené vegetace a záměrně se vyhýbali habitatům s valouny či kameny, které byly více považovány za nebezpečné pro plůdek okouna z důvodu zvýšené efektivity přítomných predátorů (Brosse & Lek, 2002).

4. Metodika

4.1 Popis studované nádrže

Úzká a hluboká vodárenská nádrž Římov (48°50' N, 14°30' E), která se nachází asi 30 kilometrů od Českých Budějovic, vznikla přehrazením řeky Malše v roce 1978. Průměrný roční přítok řeky Malše na vtoku do nádrže je $4,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Povodí Vltavy, nepublikovaná data). Maximální objem nádrže je $33 \times 10^6 \text{ m}^3$, maximální plocha nádrže je 210 ha při kótě hladiny 471 m.n.m. Celková délka vzdutí je 12 km, průměrná hloubka nádrže Římov je 16 m a maximální hloubka nádrže je 43 m. Nádrž je dimiktická s letní a zimní teplotní stratifikací. Litorální zóna je slabě rozvinutá, převažují strmé břehy. V nádrži probíhá častá fluktuace hladiny, což podporuje absenci vodních ponořených rostlin (Martin a kol. 1981; Quist a kol. 2004; Duras a kol. 2007).

4.2 Postup při vzorkování nádrže

Při vzorkování nádrže byly zvoleny dvě hlavní oblasti vzorkování na podélném profilu nádrže a to přítoková oblast a hrázová oblast. Tyto oblasti byly vybírány podle rozdílné úživnosti v těchto oblastech (Rychtecký & Znachor, 2011).

V litorálu nádrže byly zvoleny čtyři odlišné typů habitatů, které se vyskytovaly ve zvolených oblastech nádrže (Příloha 1). Tyto habitaty reprezentovaly podstatnou část pobřeží v nádrži Římov. Vzdálenost jednotlivých habitatů od hráze byla měřena pomocí GPS (Garmin GPSMAP 60CSx; Garmin International, Inc., Olathe, Kansas, USA). Strmost břehů byla měřena každých 10 m kolmo k pobřežní čáře pomocí Leica Disto D5 meter (Leica Geosystems AG, Heerbrugg, Switzerland). Nádrž byla vzorkována v srpnu mezi roky 2007-2011. Celá nádrž byla vzorkována čtyř až pětičlenným týmem od 10:00 do 17:00 hodin, aby bylo možné zaznamenat pouze denní distribuci a vyhnout se tak zkreslení způsobené večerní migrací ryb z litorálu do pelagiálu a naopak (Lewin a kol., 2004; Dembski a kol., 2008).

Metoda bodového vzorkování pomocí elektrického agregátu (PASE: point abundance sampling by electrofishing) (Copp & Peňáz., 1988; Copp 2010) byla provedena pomocí elektrického agregátu EL 65 II GL DC (výrobce Hans Grassel, Schönau am Königsee,

Germany, 13 kW, 300/600 V) umístěného na lodi. Používaný celkový výstupní výkon byl upraven podle vodivosti vody v den lovu pomocí manipulace s napětím (Miranda 2005), které bylo udržováno na vysoké úrovni z důvodu eliminace menší účinnosti elektrického proudu na malé ryby. Tohoroční ryby byly vzorkovány z 6 metrů dlouhé a 1,4 metru široké lodi s kovovým trupem sloužícím jako katoda. S lodí vždy jeden člen skupiny vesloval okolo břehu, zbytek skupiny se věnoval odlovu tohoročních jedinců. Anoda měla kruhový tvar s 50 cm v průměru a byla přichycena na laminátové tyči o délce 3 m, která byla pokládána před loď. Anoda se rychle ponořila do hloubky 0,2-1 m a elektrické pole bylo aktivováno pomocí nožního spínače po dobu 5-10 sekund. Všechny omráčené ryby byly ihned sebrány sakem (velikost ok 2 mm). Minimální vzdálenost mezi jednotlivými body byla udržována přibližně na délku lodi, tj. 6 metrů. Tato vzdálenost mezi jednotlivými body byla udržována z důvodu, aby nedocházelo k vzájemnému ovlivnění mezi jednotlivými body. Minimální počet bodů, které byly v každém habitatu, části nádrže a roce provedeny, byl 25 během jednoho vzorkování. Výjimku tvořila pobřeží s pařezy, kde bylo obvykle provedeno 20-25 bodů v každé části nádrže. Množství plůdku ryb, které byly chyceny pomocí metody bodového vzorkování, bylo vyjádřeno jako počet ryb ulovených na jeden bod (CPUE, Catch per Unit of Effort; počet ryb chycených na jednotku úsilí).

Plůdek ryb z každého bodu zvlášť byl umístěn do plastových kýblů s vodou. Po naplnění všech kýblů rybami (vždy po 20 bodech s rybou) byl elektrolov dočasně pozastaven a ryby byly roztríděny na tohoroční ryby a starší věkové kategorie ryb. Starší ryby byly zaznamenány, změřeny a puštěny. Larvální stádia byla narkotizována a fixována 10 % roztokem formaldehydu a posléze určena v laboratoři pod binolupou. Shannon-Weaverův index druhové diverzity (S-W index) byl vypočítán k popisu druhové skladby plůdku ryb a jejich distribuci v podélném profilu a na jednotlivých stanovištích nádrže Římov v jednotlivých letech.

Vzorec pro Shannon-Weaverův index druhové diverzity (S-W index)

$$H = \sum_{i=1}^s - (P_i * \ln P_i)$$

H = Shannon-Weaver, index druhové diverzity (S-W index)

P_i = Abundance určitého druhu

S = Počet druhů

Σ = Suma všech druhů

Data o biomase zooplanktonu, predátorech i dospělých kaprovitých rybách byla získána z archivů Hydrobiologického ústavu AV ČR. Data o biomase zooplanktonu byla získána z pravidelných odběrů, které jsou na nádrži Římov prováděny. Pro tyto odběry je používána síť o velikosti 200 μm , která je tažena svislým tahem ode dna k hladině (Sed'a & Kubečka, 1997). Měření je prováděno u odběrové bóje v hrázové části nádrže. V analýzách byla použita data z měsíce května z každého roku, z důvodu porovnání potravních nabídek pro čerstvě vykulený plůdek a z července pro zjištění potravní nabídky pro odrostlejší plůdek. Data o počtu predátorů a dospělých kaprovitých rybách byly získány ze srpnových tenatních odlovů. Z těchto odlovů byla vybrána bentická tenata z hloubky 0-3 m, která se svojí polohou nejvíce shodovala se vzorkovanými habitaty. Data o teplotách a výškách vodní hladiny byla poskytnuta Povodím Vltavy, s. p. Hodnoty výšky vodní hladiny, teploty v době tření apod. jsou uvedeny v příloze 13. Seznam druhů použitých v analýzách se nachází v příloze 14.

4.3 Statistické zpracování

Jako signifikantní výsledky ve všech analýzách byly brány takové, jejichž průkaznost byla $P < 0,05$ (Lepš & Šmilauer 2003). Ke statistickému hodnocení byl použit program R statistics (Copyright (C) 2012 The R Foundation for Statistical Computing), Statistica 10 (StatSoft, Inc. 2011) a program CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak & Šmilauer 2002). Pro vytvoření ordinačních diagramů byl použit program CanoDraw for Windows 4.0 (Ter Braak & Šmilauer 2002).

4.3.1 Abundance juvenilních jedinců

Pro hodnocení, zdali existuje rozdíl v abundanci ryb v jednotlivých letech a zdali se mění abundance jednotlivých druhů mezi hrázovou a přítokovou oblastí mezi roky, byl použit program R, konkrétně zobecněný lineární model se smíšenými efekty. Dle Šmilauera (2010) tato statistická metoda rozšiřuje klasické lineární a nelineární regresní metody stejným způsobem jako hierarchická ANOVA či ANOVA s opakovaným měřením. Na rozdíl od jiných metod, které pracují pouze s pevnými efekty (faktory, kvantitativní prediktory)

výhodou této metody je, že si dokáže poradit i s tzv. faktory s náhodnými efekty, které umožňují popsat náhodnou variabilitu i na jiných úrovních než pouze pro jednotlivá pozorování. Tento fakt dovoluje analyzovat data, ve kterých nejsou jednotlivá data zcela nezávislá, což je případ i těchto dat. Data, která byla použita pro tuto analýzu, nemají normální rozdělení, spíše vykazují znaky shlukovité distribuce, proto byla zvolena negativně binomická distribuce, která pracuje s počty jedinců při tomto typu distribuce (Šmilauer 2010).

Při tvoření modelu byla jako závislá proměnná použit počet jedinců. Každý druh se testoval zvlášť z důvodu shlukovité distribuce dat, jinak by mohlo dojít k ovlivnění výsledku analýzy. Jako vysvětlující proměnné byly použity rok (jednotlivé roky odběru) a část nádrže (hrázová či přítoková oblast). Jako faktor s náhodným efektem byl použit habitat (pláž, skály, suť, pařezoviště).

Pro zjištění, zdali se zastoupení juvenilních jedinců mění v jednotlivých habitatech v rámci zkoumaných let či zda se v čase neliší, byl použit program CANOCO 4.5, konkrétně PRC (Principal Response Curves). Dle Lepše & Šmilauera (2003) je PRC speciálním případem redundanční analýzy (RDA), která slouží pro hodnocení dat s opakovaným pozorováním, s více proměnnými či interakcemi.

V tomto modelu byla jako druhová data použita abundance ryb z jednotlivých habitatů (pláž, skály, suť, pařezoviště), jako vysvětlující proměnné byly použity interakce mezi jednotlivými lety (2007-2011) a jednotlivými habitaty. Druhová data byla v programu CANOCO logaritmována. Dle Lepše & Šmilauera (2003) bylo škálování zaměřeno na mezidruhové korelace, následně byla data centrována přes druhy. Původní environmentální data byla nahrazena interakcemi mezi jednotlivými habitaty a roky. Tyto interakce se staly novými environmentálními proměnnými. Následně byl použit manuální Monte Carlo permutační test (permutace 499), který umožňuje díky permutacím vybrat environmentální proměnné, které vysvětlují nejvíce variability. Poté pomocí attribute plots jako součástí programu Canodraw (Ter Braak & Šmilauer, 2002) byly vytvořeny PRC.

4.3.2 Druhová diverzita

Pro zjištění, zdali existuje rozdíl v druhové diverzitě v rámci let a habitatů, byl použit program R, přesněji zobecněný lineární model. Zobecněný lineární model staví na tzv. obecných lineárních modelech, které zahrnují mimo jiné ANOVU a ANCOVU. Výhodou tohoto modelu je možnost použít jako vysvětlující proměnnou jak faktor, tak i kvantitativní prediktor (Šmilauer 2010). Jako vhodná distribuce byla zvolena gamma distribuce, jelikož hodnoty použité v této analýze nebyla celá čísla.

Při fitování modelu byla jako závislá proměnná zvolena hodnota Shannon-Weaverova index druhové diverzity (S-W index) z jednotlivých let a habitatů. Jako vysvětlující proměnné byl rok (jednotlivé roky odběru), habitat (pláž, skály, suť, pařezoviště) a části nádrže (hrázová či přítoková oblast).

4.3.3 Ovlivnění okouna říčního kaprovitými rybami a velikostní distribuce vybraných druhů ryb

Pro zhodnocení, zdali početnost juvenilních kaprovitých ryb ovlivňuje distribuci a abundanci okouna říčního v jednotlivých habitatech, byla použita regresní analýza. Regrese porovnává dva kvantitativní prediktory mezi sebou a zjišťuje, zdali mezi nimi existuje nějaká závislost (Lepš & Šmilauer, 2003). Jako vysvětlovaná proměnná byla použita abundance okouna říčního v jednotlivých typech habitatů a jako vysvětlující proměnná byla použita abundance kaprovitých ryb v jednotlivých typech habitatů.

Pro zhodnocení, zdali se velikostní distribuce liší mezi jednotlivými lety, habitaty, přítokovou a hrázovou částí byl použit již zmiňovaný zobecněný lineární model, přičemž byla zvolena interakce mezi rokem, habitatem a oblastí nádrže. Následně byla velikostní distribuce ryb ve zkoumaných habitatech analyzována pomocí t-testu, přičemž byl použit model dvou závislých proměnných. Párový T-test porovnává střední hodnoty jedné skupiny a srovnává je se středními hodnotami druhé skupiny. Předpokladem modelu dvou závislých proměnných je, že hodnoty obou proměnných nejsou zcela nezávislé a existuje mezi nimi určitá korelace (Lepš & Šmilauer, 2003). Jako vhodné druhy pro testování velikostní distribuce byly zvoleny okoun říční a plotice obecná, jelikož pouze tyto dva druhy měly dostatečný počet pozorování.

Ačkoliv v některých letech a habitatech okoun říční (hrázová část: pařezy 2007, skály 2008, 2011, přítoková část: pláže 2007, pařezy 2007-2010) a plotice obecná (hrázová část: skály 2007-2011, suť 2007-2008, přítoková oblast: skály 2008-2009, pařezy 2007-2011) neměly dostatečný počet pozorování v daném habitatu. Habitat pařezoviště v přítokové části byl poprvé vzorkován v roce 2011. Velikost jednotlivých ryb (SL= Standard Length) byla v testu uváděna v milimetrech. Do testu byla zařazena data ze všech let (2007-2011).

4.3.4 Ovlivnění abundance a distribuce juvenilních jedinců biotickými a abiotickými faktory

Pro hodnocení, zdali výška vodní hladiny v době tření, teplota vody v době tření, množství predátorů a dospělých kaprovitých ryb, množství zooplanktonu v květnu a v červenci ovlivňuje abundanci plůdku a jeho distribuci, byl použit zobecněný lineární model s negativně binomickou distribucí, který kombinuje jak vlastnosti ANOVY, tak i regrese (Šmilauer 2010). Jako závislá proměnná byla vybrána abundance jednotlivých druhů a jako vysvětlující proměnné byly vybrány výška vodní hladiny (průměrná hodnota za prvních třicet dní po výtěru), teplota vody v době tření (průměrná hodnota za prvních třicet dní po výtěru), množství predátorů (v jednotlivých habitatech z jednotlivých let v době odlovu tohoročních jedinců), abundance dospělých kaprovitých ryb (v jednotlivých habitatech z jednotlivých let v době odlovu juvenilních jedinců) a množství zooplanktonu v květnu a červenci. Do této analýzy byly použity tři přirozeně se rozmnožující a hojné druhy významné z hlediska významného vlivu na ekosystém nádrže (plotice obecná, okoun říční a ouklej obecná) a součet zbylých druhů, což by mělo zabraňovat nadhodnocení výsledků.

4.3.5 Obecný model distribuce tohoročních jedinců

Pro zjištění obecného modelu distribuce ryb v různých habitatech bylo použito CANOCO 4.5 (Ter Braak & Šmilauer, 2002). Nejprve pomocí trendu zbavené korespondenční analýzy DCA byla zjištěna délka gradientu, která byla počítána z druhových dat. Délka gradientu byla 4,291. Délka gradientu DCA slouží jako klíčový prvek při rozhodování, zdali použít lineární či unimodální metodu. Jelikož byla délka gradientu 4,291,

byla zvolena unimodální metoda, konkrétně kanonická korespondenční analýza CCA (Lepš & Šmilauer, 2003). Jako druhová data byla použita druhová složení z veškerých habitů přes všechny roky. Druhová data byla v programu CANOCO logaritmována. Pro dosažení nejlepších výsledků bylo použito Hillovo škálování se zaměřením na vzdálenosti mezi vzorky. Jako faktory prostředí byly zvoleny typy habitatů (pláž, prudká pláž, suť, skály pařezoviště) a byl proveden Monte Carlo permutační test s manuálním výběrem (počet permutací 499), přičemž permutace byly uskutečněny v rámci celého modelu (Lepš & Šmilauer, 2003). Metodou postupné selekce byly vybrány průkazné charakteristiky prostředí, které pak byly použity v ordinačním diagramu v programu CanoDraw for Windows (Ter Braak & Šmilauer 2002).

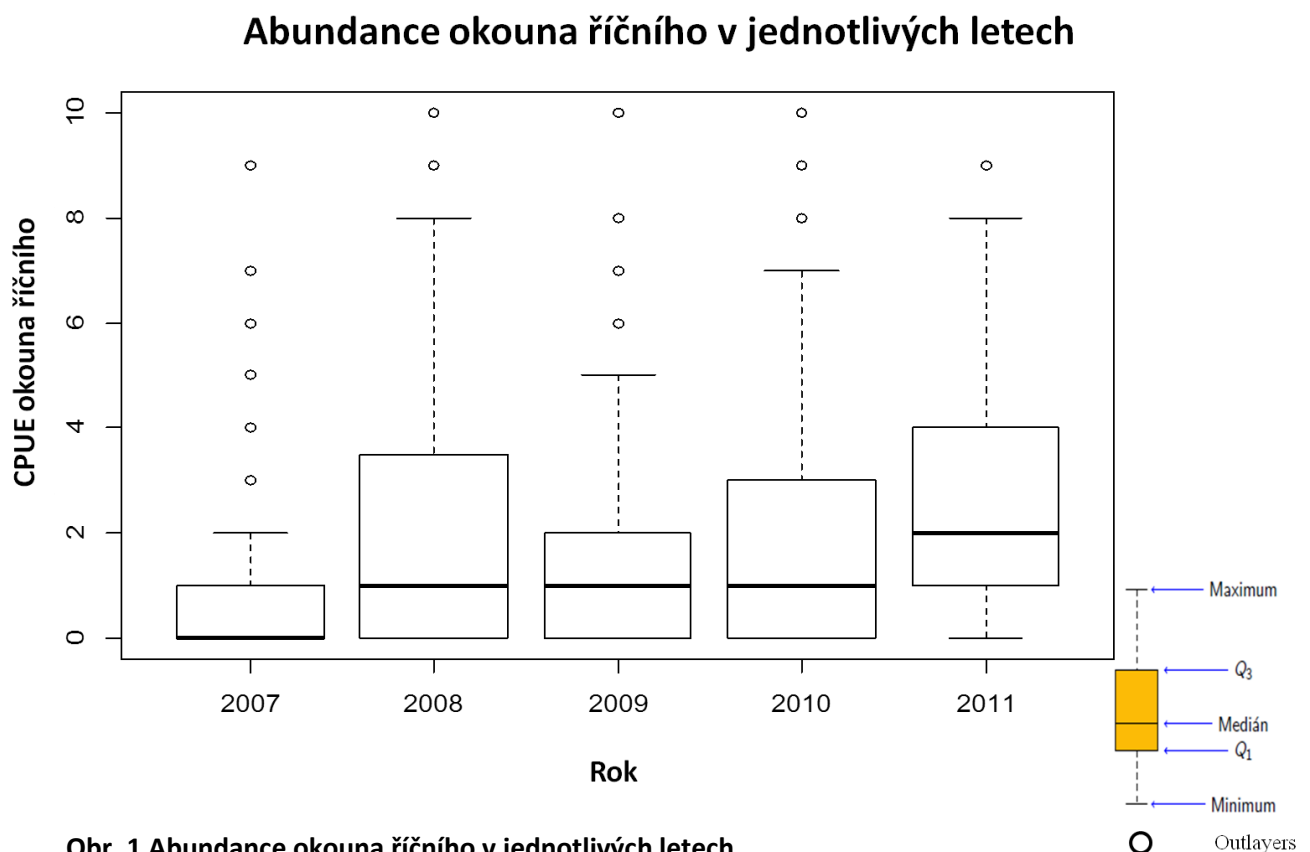
5. Výsledky

5.1 Abundance plůdku v jednotlivých letech

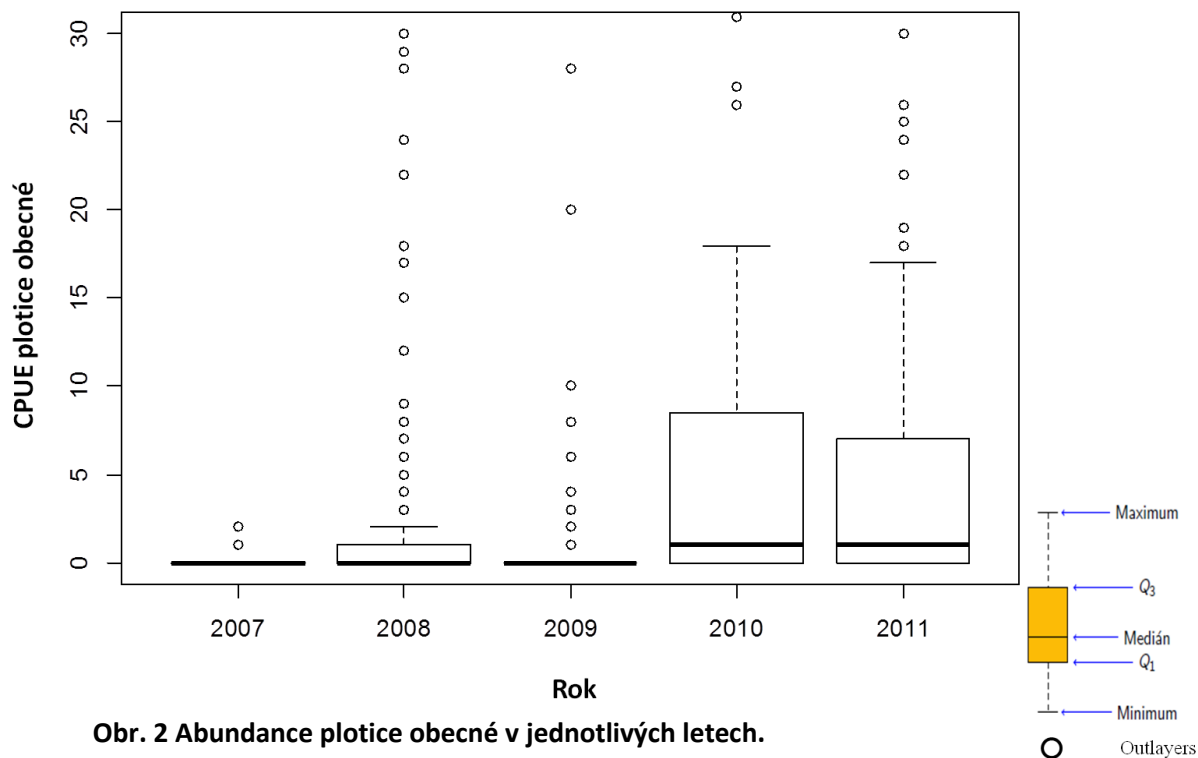
Abundance vybraných druhů juvenilních jedinců se mezi roky lišila, zvláště tyto změny byly patrné u okouna (LME; $F_{4,820} = 23,94$, $P = <0,0001$) (Obr. 1). Nejnižší abundance okouna byla zaznamenána v roce 2007, následující roky byla abundance okouna relativně stálá. V roce 2011 byla abundance okouna říčního nejvyšší. Poměr jedinců mezi hrázovou a přítokovou oblastí byl mezi roky neměnný (LME; $F_{1,820} = 0,5$, $P = 0,44$). Dle hodnoty regresního koeficientu 1,469 (hodnota regresního koeficientu hrázové části slouží jako referenční hodnota, a proto kladná hodnota regresního koeficientu ukazuje na vyšší abundanci v přítokové oblasti) se jeví, že okoun říční preferuje přítokovou oblast. Abundance plotice obecné se mezi roky výrazně lišila (LME; $F_{4,820} = 19,54$, $P = <0,0001$) (Obr. 2), nejnižší abundance byla zaznamenána v roce 2007 a 2009, přičemž nejvyšší abundance byla zaznamenána v roce 2010. Poměr jedinců mezi hrázovou a přítokovou částí byl během let konstantní (LME; $F_{1,820} = 0,08$, $P = 0,77$). Dle hodnoty regresního koeficientu (1,389) se však zdá, že plotice obecná preferuje přítokovou oblast. Abundance oukleje obecné se mezi roky také výrazně lišila (LME; $F_{4,820} = 34,58$, $P = <0,0001$) (Obr. 3). Nejnižší abundance byla zaznamenána v roce 2007-2009. V roce 2010 došlo k výraznému nárůstu počtu ouklejí v nádrži, v následujícím roce došlo opět k poklesu abundance oukleje obecné. Oproti zbylým dvěma druhům se poměr jedinců mezi hrázovou a přítokovou oblastí v čase lišil (LME; $F_{1,820} = 5,83$, $P = 0,01$), což je pravděpodobně způsobeno rokem 2010, kdy byla ouklej velmi

početná v celé nádrži. Hodnota regresního koeficientu 1,386 naznačuje u oukleje vyšší abundanci jedinců v přítokové oblasti.

Zastoupení tohoročních jedinců se v jednotlivých habitatech v průběhu let značně mění (PRC; $F_{4,1052} = 291,1$, $P = 0,002$) (Obr. 4). Jako referenční habitat bylo použito pařezoviště (čárkovaná čára v hodnotě nula), jelikož nevykazovalo výrazné fluktuace v druhové diverzitě v průběhu let. Levá osa Y popisuje relativní změnu abundance jednotlivých druhů oproti typu habitatu. Z Obr. 4 Je jasně vidět že všechny druhy vyjma sumce velkého (*Silurus glanis*), mají nejvyšší abundanci v habitatu pláž. Tento výsledek platí i pro okouna říčního, i když je tento druh dominantní hlavně v habitatech suť a skály viz. druhové složení z jednotlivých let (Přílohy) (Všechny druhy kromě sumce velkého nacházejí na pravé ose Y nad nulou, pouze habitat pláž se stabilně vyskytuje na levé ose Y nad nulou, srovnáním těchto dvou os je možné dojít k závěru, že zbylé druhy mají nejvyšší abundanci v habitatu pláž). Z grafu je patrné, že nejvyšší abundace juvenilních ryb v habitatu pláž byla dosažena v roce 2010 a 2011, přičemž největší podíl na tomto nárůstu v abundace mají plotice obecná a ouklej obecná. Nejnižší celková abundace tohoročních ryb byla dosažena v habitatu suť v roce 2008.

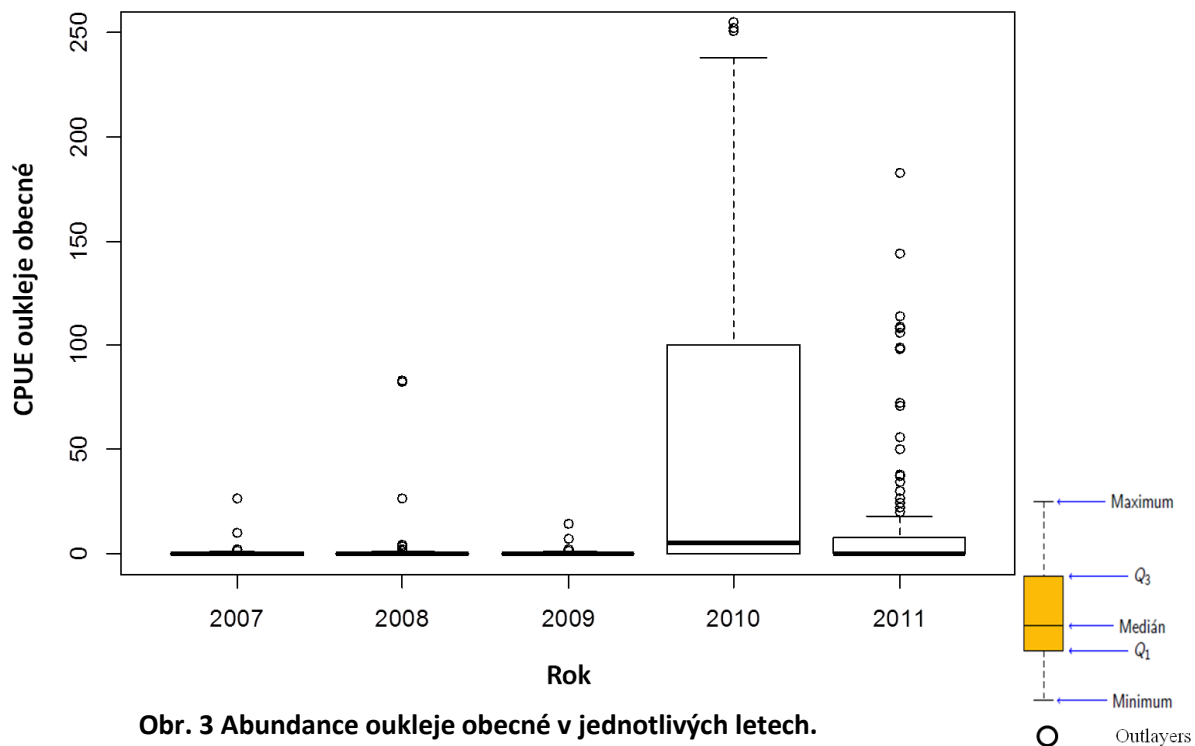


Abundance plotice obecné v jednotlivých letech

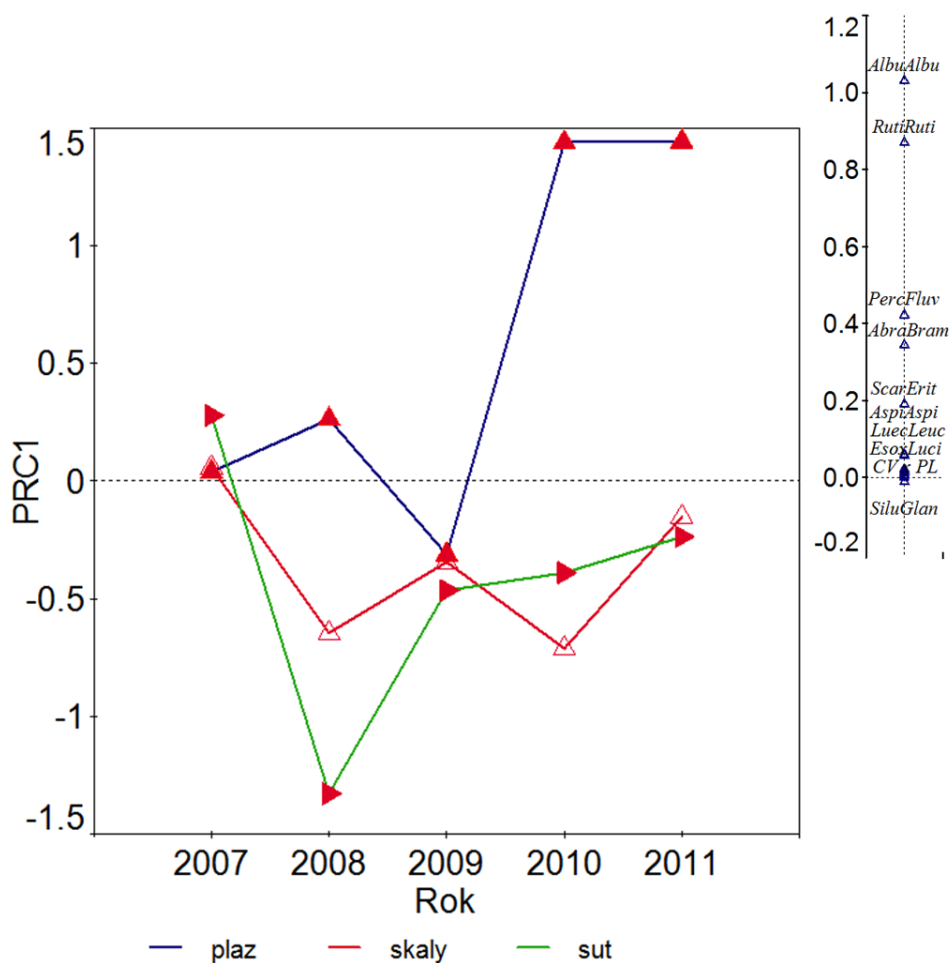


Obr. 2 Abundance plotice obecné v jednotlivých letech.

Abundance oukleje obecné v jednotlivých letech



Obr. 3 Abundance oukleje obecné v jednotlivých letech.

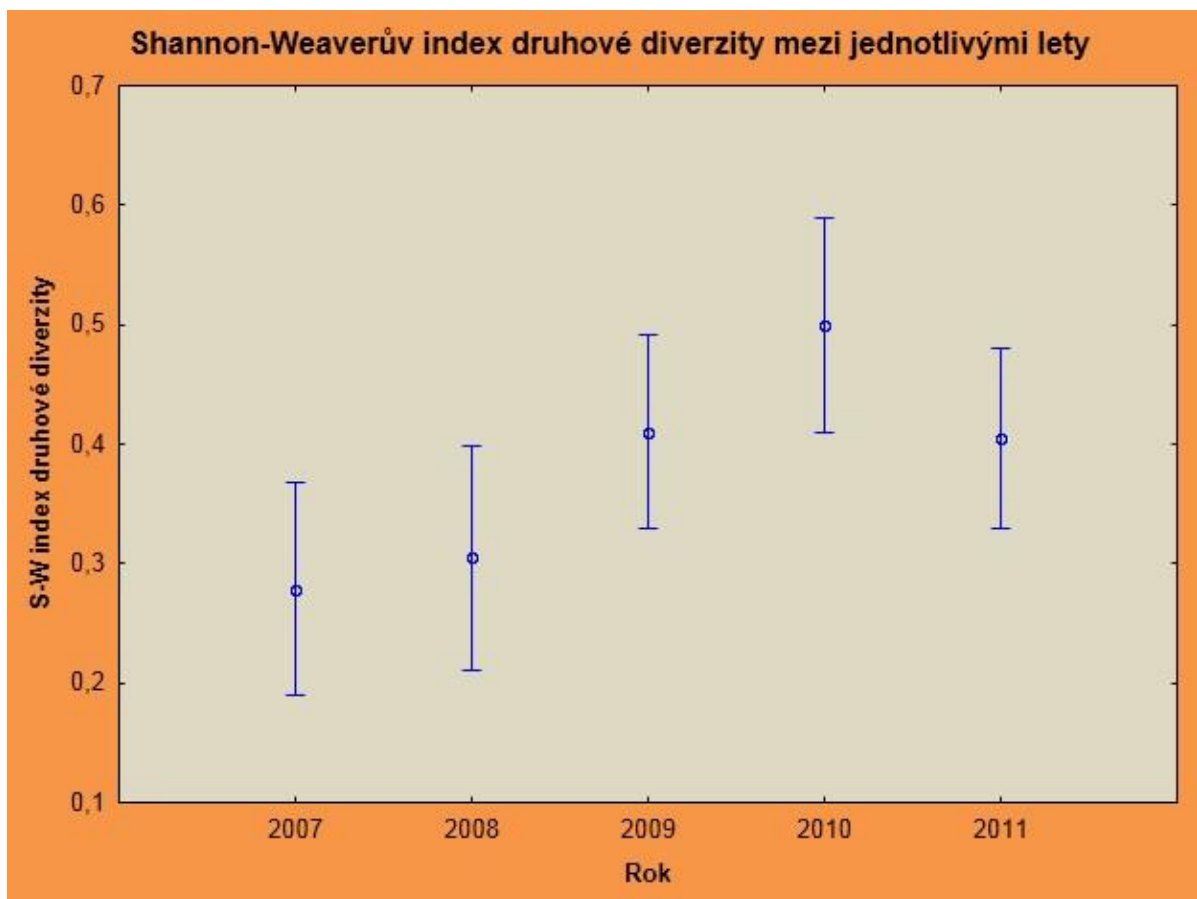


Obr. 4 PRC ordinační diagram

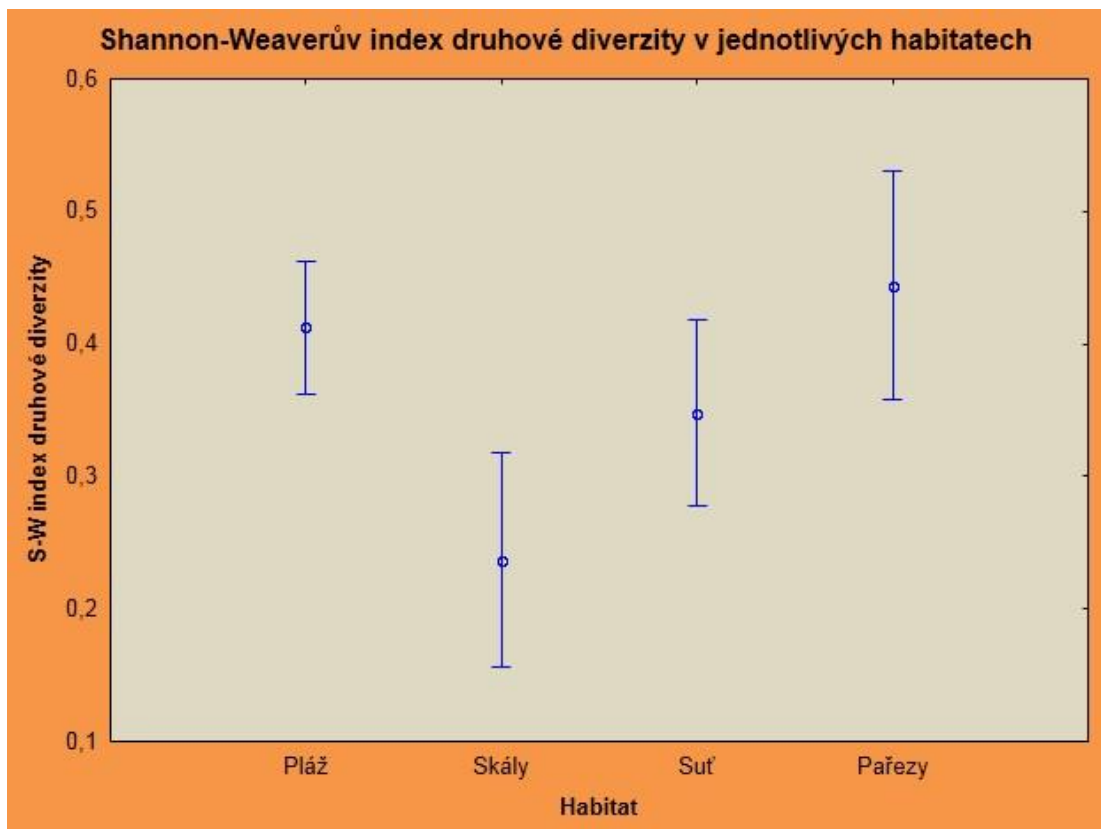
5.2 Druhová diverzita v jednotlivých letech

Druhová diverzita v litorálních oblastech nádrže Římov se v průběhu let signifikantně lišila (GLM; $F_{4,34} = 4,59$, $P = 0,04$) (Obr. 5). Nejnížší druhová diverzita byla zaznamenána v roce 2007, od této sezóny pozvolna stoupala, přičemž svého vrcholu dosáhla v roce 2010. Nejvyšší hodnota Shannon-Weaver indexu druhové diverzity v průběhu sledovaných let, byla zaznamenána v habitatu skály, vyšší hodnotu měl habitat suť, následovaný habitatem pláže a pařezy (Obr. 6). Habitaty pláže a pařezy dosahovaly nejvyšší hodnoty Shannon-Weaverova indexu druhové diverzity (GLM; $F_{4,34} = 3,28$, $P = 0,009$). Druhová diverzita se v rámci zkoumaných habitatů v průběhu let také lišila (GLM; $F_{13,21} = 2,26$, $P = 0,04$) (Obr. 7). Z grafu je patrné, že habitat pařezy si udržoval podobnou druhovou diverzitu v průběhu sledovaných let, navíc byla ve srovnání s ostatními habitaty relativně vysoká. Naopak index druhové

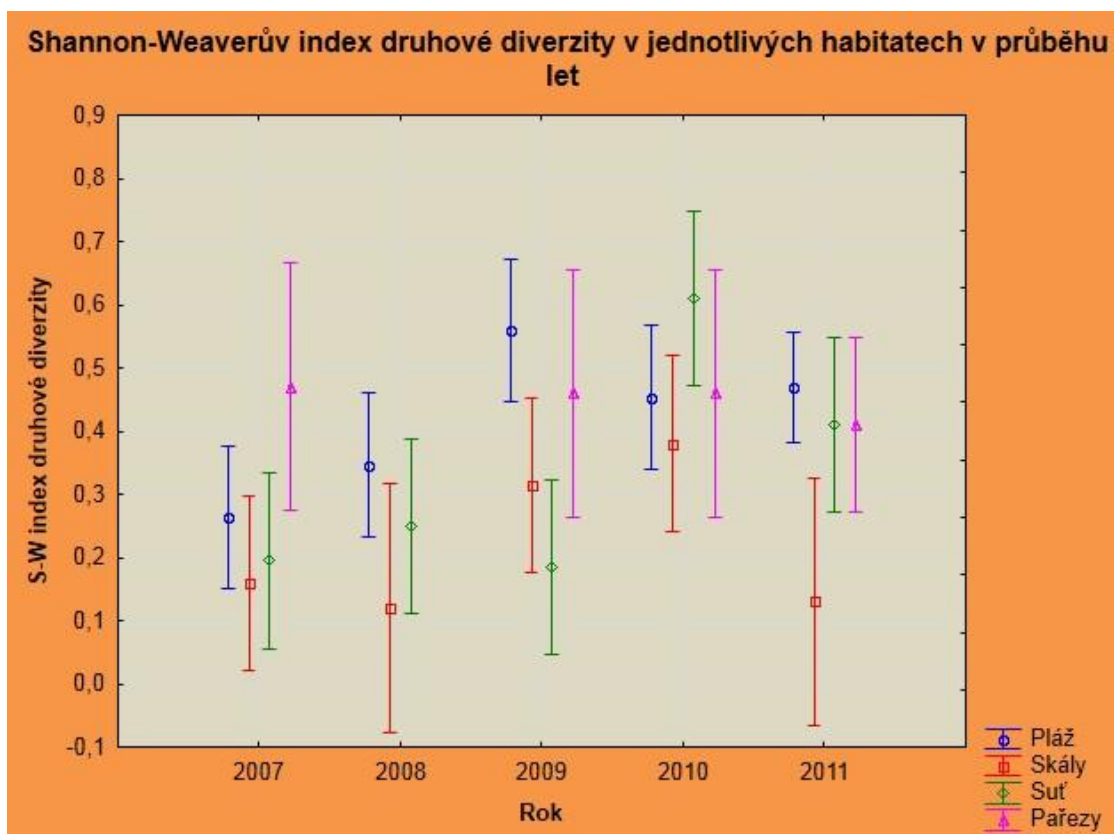
diverzity v ostatních třech habitatech, jako jsou pláže, skály a suť, značně ve sledovaném období kolísala. V habitatu pláž byla nejnižší druhová diverzita v roce 2007 a postupně se zvedala, přičemž nejvyšší druhové diverzity bylo v tomto habitatu dosaženo v roce 2009, po němž následoval pokles druhové diverzity v tomto habitatu. V habitatu skály byla nejnižší druhová diverzita v roce 2007, 2008 a 2011, nejvyšší druhové diverzity bylo v tomto habitatu dosaženo v roce 2010. V habitatu suť byla nízká druhová mezi roky 2007 až 2009, po té došlo k jejímu náhlému vzestupu. Suť měla v roce 2010 nejvyšší hodnotu druhové diverzity ze všech zkoumaných habitatů.



Obr. 5 Shannon-Weaverův index druhové diverzity mezi jednotlivými lety.



Obr. 6 Shannon-Weaverův index druhové diverzity v jednotlivých habitatech.

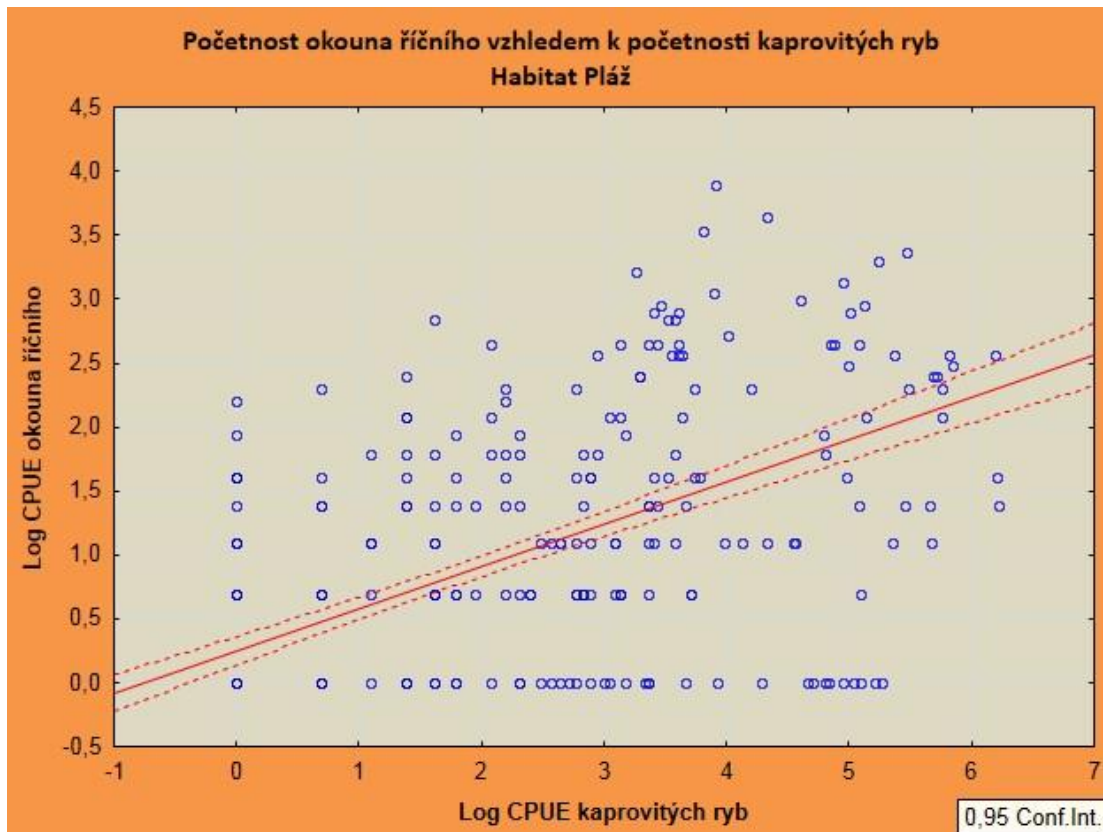


Obr. 7 Shannon Weaverův index druhové diverzity v jednotlivých habitatech v průběhu let.

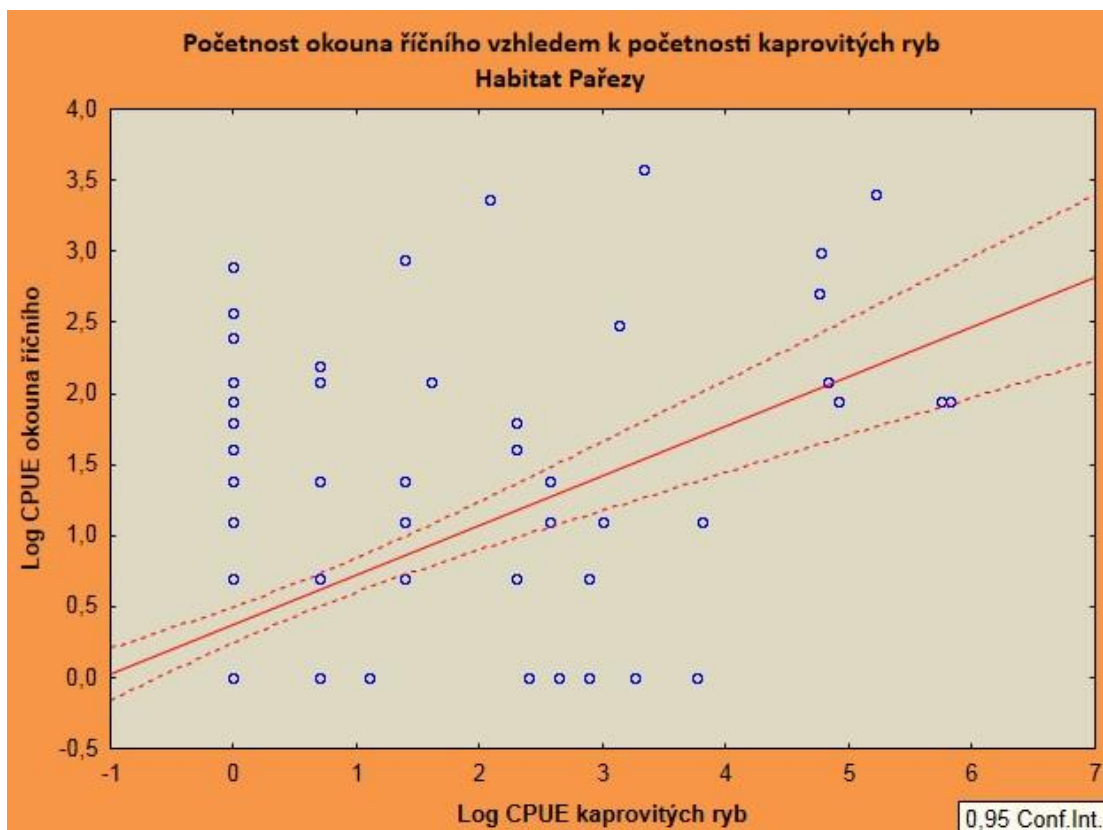
5.3 Ovlivnění abundance okouna říčního kaprovitými rybami a velikostní distribuce vybraných druhů ryb

Abundance okouna říčního byla pozitivně korelována s abundancí kaprovitých ryb v habitatech pláž (Regrese; $F_{1,357} = 222,08$, $P = <0,0001$, $R = 0,62$) (Obr. 8) a pařezy (Regrese; $F_{1,102} = 58,98$, $P = <0,0001$, $R = 0,5$) (Obr. 9). V habitatu skály nebyla zjištěna žádná korelace mezi abundancí okouna říčního kaprovitými rybami (Regrese; $F_{1,340} = 0,37$, $P = 0,59$, $R = 0,03$). V habitatu suš byla prokázána korelace mezi abundancí okouna říčního kaprovitými rybami (Regrese; $F_{1,321} = 17,08$, $P = <0,0001$, $R = 0,22$) avšak korelace byla natolik nízká, že výsledek není možné považovat za průkazný.

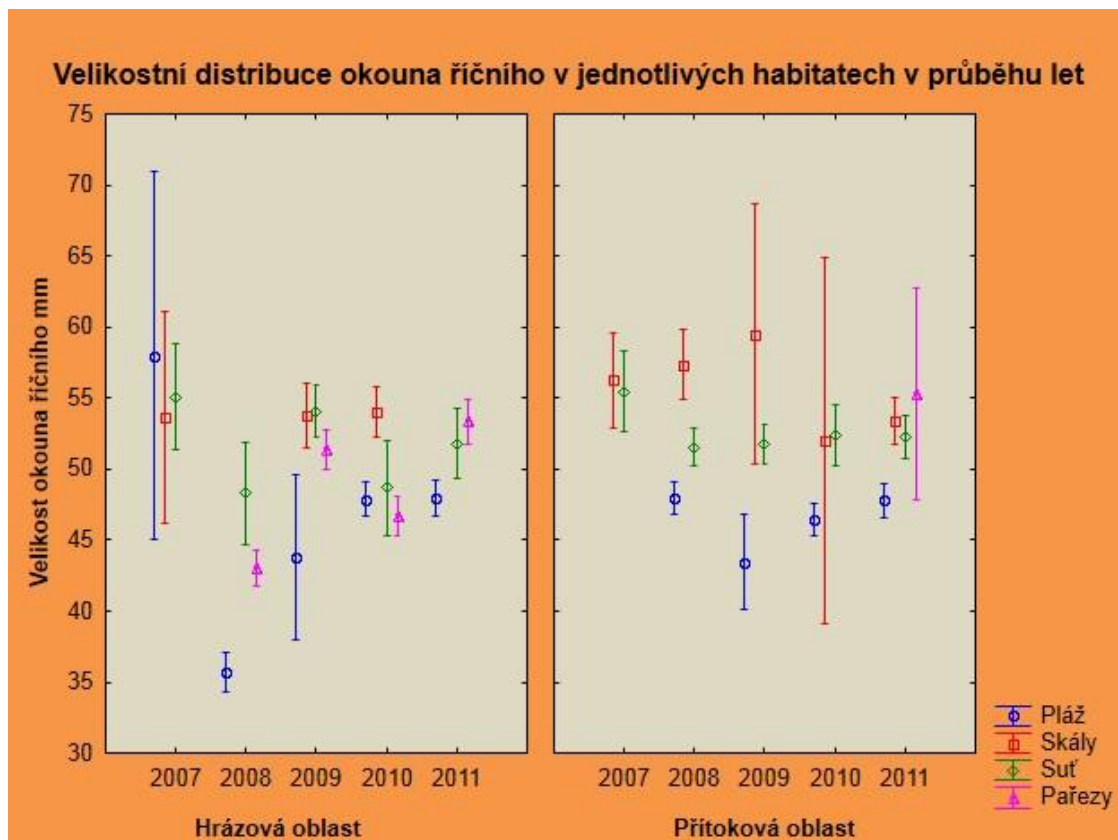
Velikostní distribuce okouna říčního se lišila v rámci jak jednotlivých habitů a let (GLM; $F_{5,1751} = 4,7871$, $P = 0,0002$) viz (Obr. 10), tak i mezi přítokovou a hrázovou oblastí (GLM; $F_{1,1751} = 3,652$, $P = 0,01$). Velikostní distribuce plotice obecné se liší v rámci jak jednotlivých habitů a let (GLM; $F_{2,1767} = 10,38$, $P = <0,0001$) (Obr. 11), tak i mezi přítokovou a hrázovou oblastí (GLM; $F_{1,1767} = 5,11$, $P = <0,003$). Při porovnávání velikostní distribuce jednotlivých druhů v jednotlivých habitatech a jednotlivých letech mezi přítokovou a hrázovou oblastí nádrže, se ukázalo, že existuje rozdíl mezi velikostní distribucí plotice obecné mezi přítokovou a hrázovou částí, v letech 2008 (t-test; $df = 136$, $P = <0,0001$), 2009 (t-test; $df = 61$, $P = <0,0001$), 2010 (t-test; $df = 141$, $P = 0,03$), 2011 (t-test; $df = 100$, $P = <0,0001$) (v roce 2007 nebyl dostatečný počet pozorování), přičemž větší plotice se nacházely v horní části nádrže, kromě roku 2009 viz přílohy 2-5. Rozdíl ve velikostní distribuci byl také nalezen u okouna z lokality pláž z roku 2008 (t-test; $df = 85$, $P = <0,0001$) a 2010 (t-test; $df = 75$, $P = 0,006$) viz přílohy 6-7.



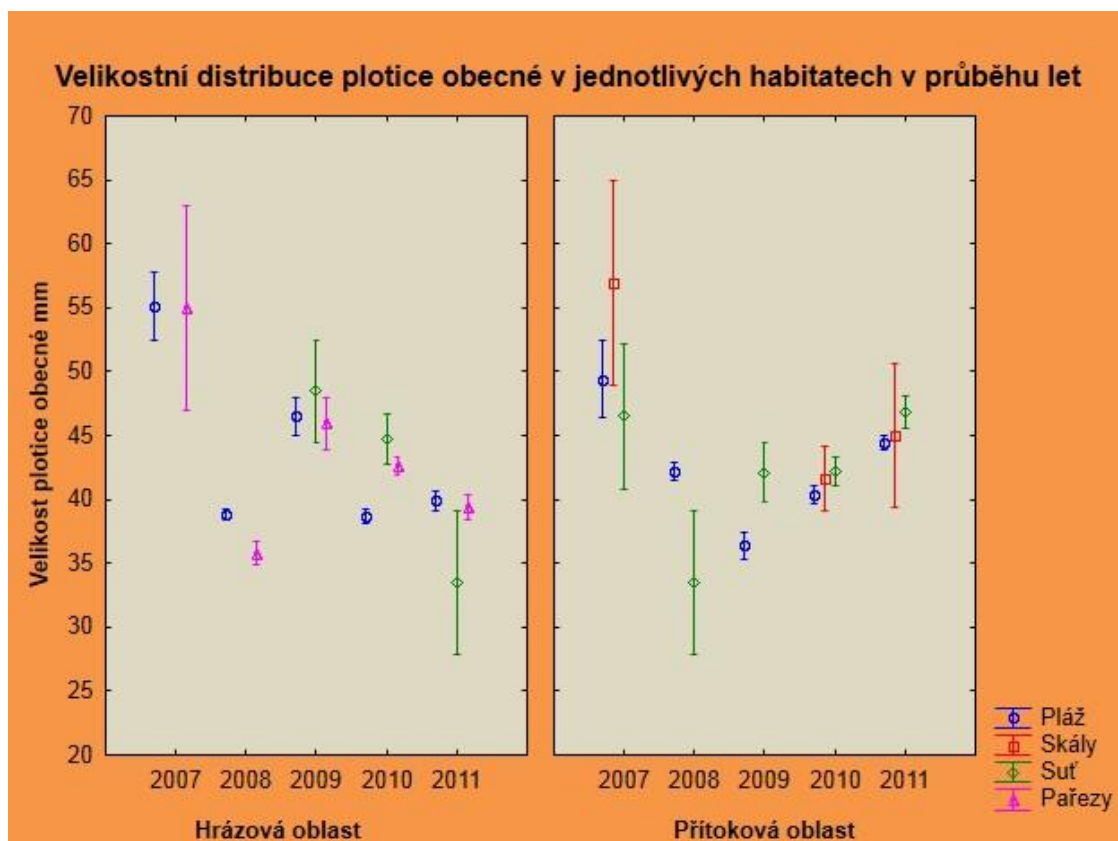
Obr. 8 Početnost okouna říčního vzhledem k početnosti kaprovitých ryb. Habitat pláž



Obr. 9 Početnost okouna říčního vzhledem k početnosti kaprovitých ryb. Habitat pařezy



Obr. 10 Velikostní distribuce okouna říčního v jednotlivých habitatech v průběhu let.

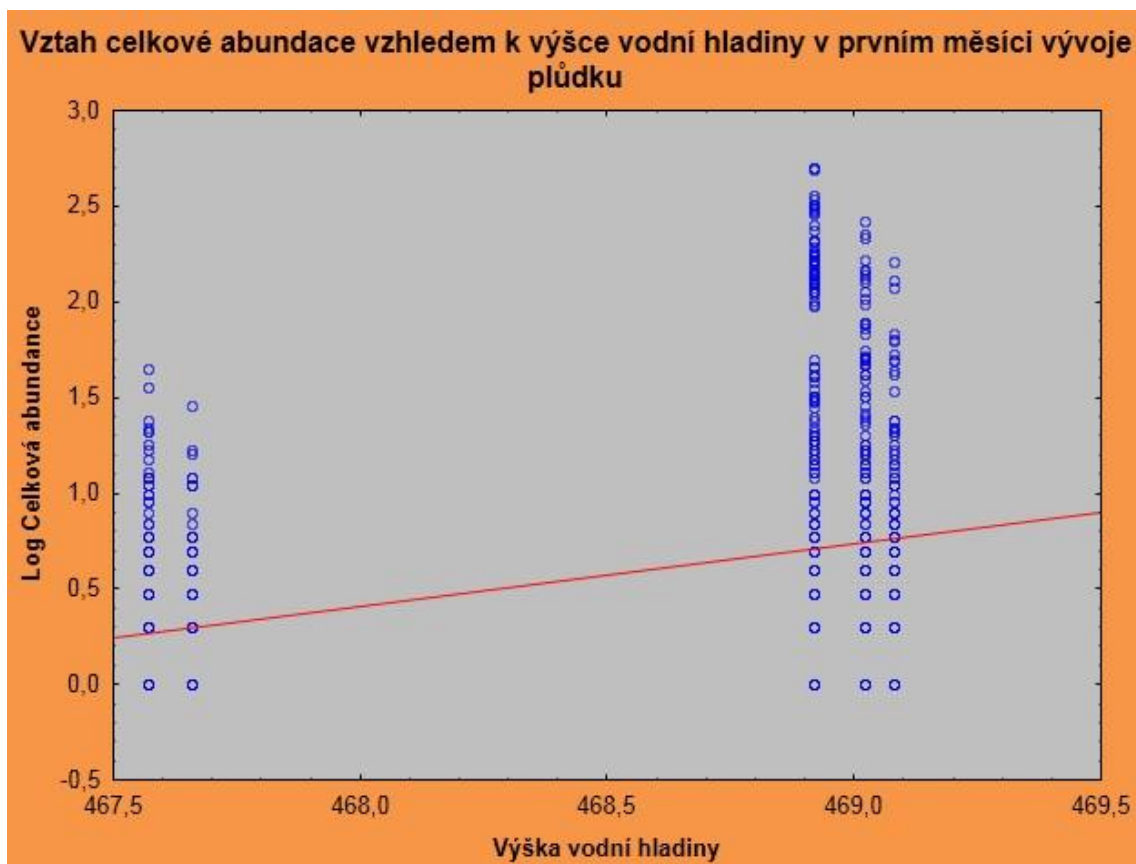


Obr. 11 Velikostní distribuce plotice obecné v jednotlivých habitatech v průběhu let.

5.4 Ovlivnění abundance a distribuce tohoročních jedinců biotickými a abiotickými faktory

Abundance juvenilních jedinců byla významně ovlivněna výškou vodní hladiny během tření (LME; $F_{2,4100} = 175,06$, $P = <0,0001$) (Obr.12). Naopak abundance predátorů negativně ovlivnila celkovou abundanci tohoročních ryb (LME; $F_{2,4100} = 14,193$, $P = <0,0001$) (Obr. 13), nikoliv však prostorovou distribuci juvenilních jedinců (LME; $F_{2,4100} = 0,74$, $P = 0,19$). Nepodařilo se prokázat, že množství zooplanktonu v červenci ovlivňuje abundanci ryb v litorálním pásmu nádrže (LME; $F_{2,4100} = 0,89$, $P = 0,35$). Také se nepodařilo se prokázat vliv dospělých kaprovitých ryb na abundanci juvenilních ryb v nádrži (LME; $F_{2,4100} = 0,9$, $P = 0,15$) a ani na prostorovou distribuci těchto jedinců (LME; $F_{2,4100} = 0,35$, $P = 0,41$).

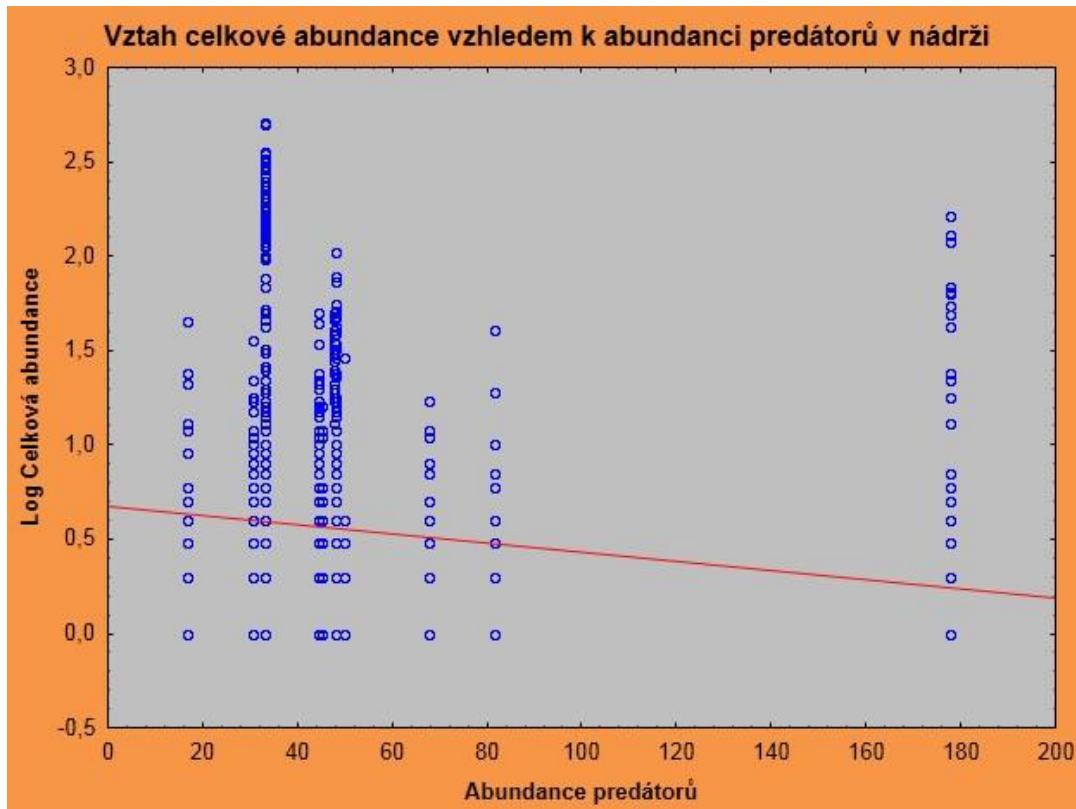
Dále bylo zjištěno, že vyšší průměrná teplota vody v prvním měsíci po výtěru negativně ovlivňuje abundanci ryb (LME; $F_{2,4100} = 217,10$, $P = <0,0001$). Větší množství zooplanktonu v květnu by mohlo ukazovat na neúspěšný výtěr (LME; $F_{2,4100} = 110,37$, $P = <0,0001$).



Obr. 12 Vztah celkové abundance vzhledem k výšce vodní hladiny v prvním měsíci vývoje plůdku.

Rovnice lineární regrese ($y = -152,8551 + 0,3275 \cdot x$)

Legenda: ○ jednotlivá pozorování



Obr. 13 Vztah celkové abundance vzhledem k abundanci predátorů v nádrži Rovnice lineární regrese ($y = 0,6764 - 0,0024 \cdot x$)

Legenda: ○ jednotlivá pozorování

5.5 Obecný model distribuce juvenilních jedinců

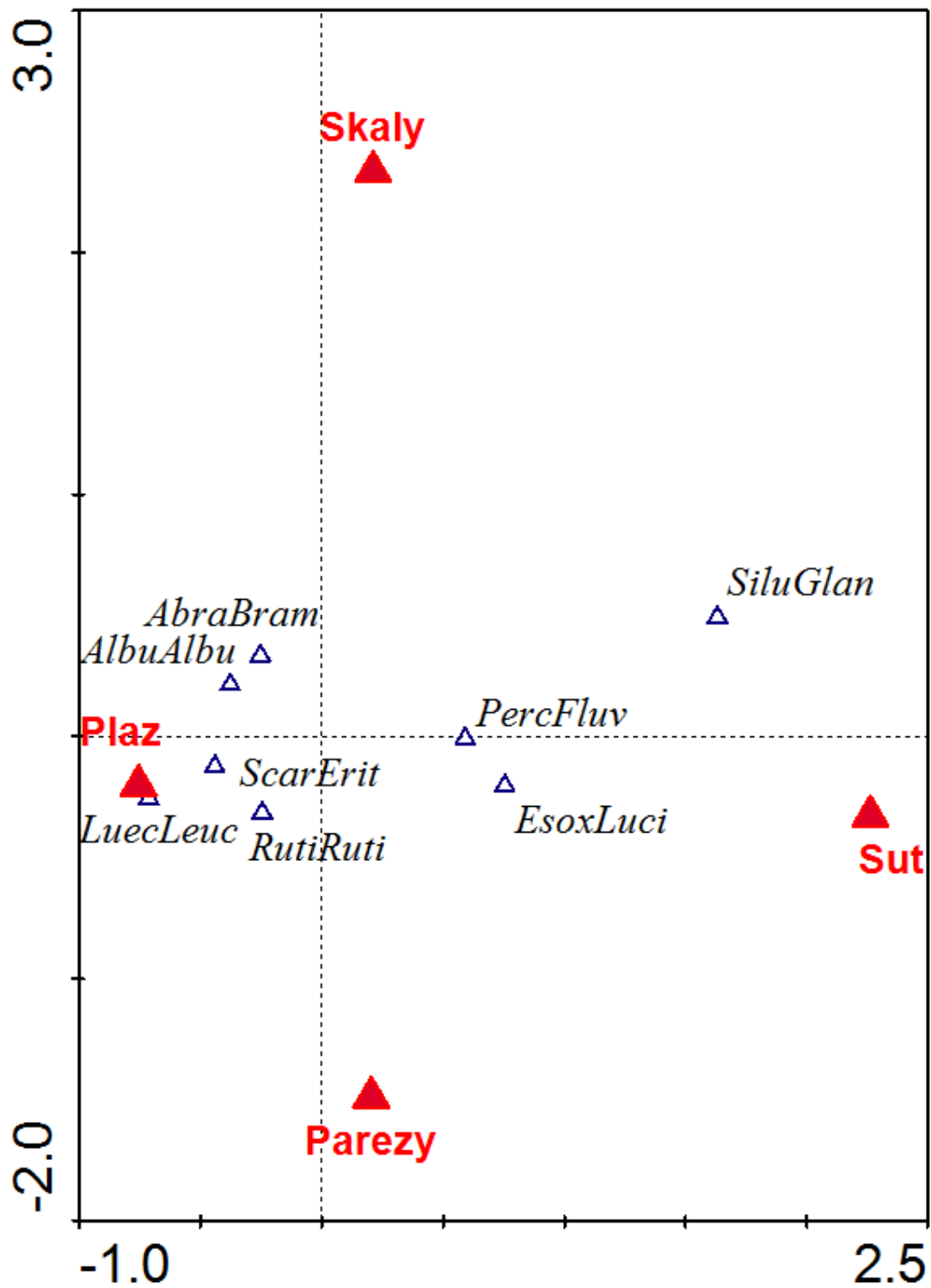
Pro zjištění obecného modelu distribuce juvenilních ryb v nádrži byla zvolena kanonická korespondenční analýza (CCA) (Obr. 14). Pomocí Monte Carlo permutačního testu byly jako nejvýznamnější průkazné faktory ovlivňující prostorou distribuci ryb v nádrži vybrány suť ($P = 0,002$, $F = 26,73$), skály ($P = 0,002$, $F = 10,63$), pláž ($P = 0,03$, $F = 5,44$) a pařezy ($P = 0,002$, $F = 4,38$). Z Obr. 14 je vidět, že všechny druhy se vyhýbají lokalitě skály. Největší afinitu k lokalitě suť má sumec velký, habitat pařezy není nijak významně preferován žádným druhem, naopak habitat pláž je preferován ploticí obecnou, perlínem ostrobřichým, jelcem proudníkem, ouklejí obecnou. Ačkoliv dle diagramu cejn velký preferuje habitat pláž, je nutné tento výsledek brát s rezervou jelikož počet chycených cejnů byl malý. Okoun říční a štika obecná, jak se zdá, nepreferují žádný habitat. Toto tvrzení však může být zkreslené, neboť jejich postavení v ordinačním diagramu spíše vyplývá z jejich výskytu ve všech habitatech, a proto nemají jasnou preferenci k určitému habitatu. Model

vysvětlil 74,5 % variability, což naznačuje, že prostorová distribuce ryb v přehradní nádrži je nejvíce ovlivněna typem habitatu.

Druhové skladba v jednotlivých habitatech nebyla ve všech letech stejná, ačkoliv určité shody by se najít daly. Roky 2007, 2008 a 2009, byly relativně podobné, na sutích a skalách dominovali okouni, na plážích plotice a oukleje a v habitatu pařezy se tyto tři druhy ve větší početnosti vyskytovaly společně. Rok 2010 se naprosto liší od všech předchozích let, okoun již nebyl na suti dominantním druhem, ale vyskytoval se zde společně s početnými kaprovitými rybami, jako jsou plotice, cejni a oukleje. V habitatu skály dochází k naprostému převládnutí oukleje obecné, což se děje i v habitatu pláž. V habitatu pařezy se dominantním druhem stala plotice obecná, s přispěním dalších druhů, jako jsou ouklej obecná, cejn velký a okoun říční. V roce 2011 se druhové složení opět podobá rokům 2007-2009, ačkoliv jsou zde patrné dozvuky roku 2010 (vyšší procentuální zastoupení oukleje obecné), především v habitatu pláž a pařezy. Tyto výsledky se nacházejí v přílohách (Příloha 8-12).

Tab. 1 Legenda k Obr. 4 a 14

Zkratka	Název	Zkratka	Název
AbraBram	Cejn velký <i>Abramis brama</i>	PercFluv	Okoun říční <i>Perca fluviatilis</i>
AlbuAlbu	Ouklej obecná <i>Alburnus alburnus</i>	RutiRuti	Plotice obecná <i>Rutilus rutilus</i>
EsoxLuci	Štika obecná <i>Esox lucius</i>	ScarErit	Perlín ostrobřichý <i>Scardinius erythrophthalmus</i>
LeucLeuc	Jelec proudník <i>Leuciscus leuciscus</i>	SiluGlan	Sumec velký <i>Silurus glanc</i>



Obr. 14 CCA ordinační diagram obecné distribuce juvenilních jedinců ve sledovaných letech (2007-2011).

6. Diskuze

Studii zabývajících se juvenilním společenstvem v litorálu přehradní nádrže či jezera v delším časovém kontextu není mnoho. Pokud nějaké existují, většinou byly prováděny ve v strukturovaných litorálních habitatech jezer (Bryan & Scarnecchia, 1992; Coop, 1992; Fisher & Eckermann 1997; Brosse & Lek, 2002; Jeppesen & kol. 2006; Brosse a kol. 2007; Mehner a kol. 2007; Dembski a kol. 2008). V kaňonovitých přehradních nádržích s méně strukturovaným litorálem tyto studie více méně chybí. Tato studie poskytuje určitý vhled do problematiky dlouhodobého vývoje juvenilního společenstva v litorálních oblastech kaňonovité nádrže.

6.1 Abundance plůdku v jednotlivých letech

Na souboru dat byly testovány různé hypotézy. Na základě zpracovaných dat bylo zjištěno, že abundance vybraných druhů plůdku není ve všech letech stejná. Tento fakt s největší pravděpodobností souvisí s jarními hydrologickými podmínkami v nádrži, zejména s výškou vodní hladiny v jednotlivých letech (Lewin a kol. 2004; Brosse a kol. 2007). Je pravděpodobně že nejen jarní hydrologické podmínky mají vliv na abundanci plůdku v nádrži, také výška vodní hladiny v průběhu vegetační sezony je důležitá (Kahl a kol. 2008). To také potvrzují i závěry této práce. Zatímco roky 2007 a 2008 byly sušší a abundance plůdku byla průměrná až nižší, rok 2010 se vyznačoval vyšší vodní hladinou během celé sezóny (Nepublikovaná data povodí Vltavy). Toto není u českých nádrží obvyklý stav, většina z českých nádrží má vysoký stav vodní hladiny v jarních měsících s jeho postupným poklesem dále v průběhu sezóny (Duncan & Kubečka, 1995). Díky vysokému stavu vodní hladiny ty druhy, které běžně využívají litorální oblasti k výtěru v jarních měsících, měly dostatek vhodného výtěrového substrátu k úspěšnému vytření (Baruš a kol. 1995; Kahl a kol. 2008). Taktéž larvální stadia ryb našly dostatek vhodného úkrytu i potravy díky zaplaveným litorálním oblastem (Martin a kol. 1981; Kahl a kol. 2008; Quist a kol. 2004). Naším pozorováním byl potvrzen fakt, že v nádrži Římov v roce 2010 proběhl i následný, několikanásobný úspěšný výtěr oukleje obecné a cejna velkého. Oba tyto druhy mají porcionální výtěr, což znamená, že se třou vícekrát za sezónu (Winfield & Nelson, 1991; Baruš a kol. 1995). V roce 2010 bylo zaznamenáno neobvyklé množství larválních stádií těchto dvou druhů. Velikost tohoto stádia u obou druhů byla mezi 8,5-13 mm (SL), přičemž

normální velikost oukleje obecné v litorálních oblastech v půli srpna se pohybuje mezi 16-32 mm a u cejna velkého mezi 25-50 mm) (Kratochvíl, osobní data). Díky těmto hydrologickým podmínkám byla ouklej obecná dominantní skoro ve všech vzorkovaných habitatech, dokonce i v habitatech suť a skály, kde se tento druh běžně nevyskytuje. Obvykle ouklej společně s ploticí obecnou dominují v méně strukturovaných habitatech typu pláže, a habitatu suť a skály, kde dominuje okoun říční, se spíše vyhýbají (Kratochvíl a kol. 2012). Habitat suť a skály svým sklonem dna spíše připomínají otevřenější systém podobný volné vodě. V případě velmi početného ročníku jak tomu bylo v roce 2010, tyto druhy vezmou zavděk i více otevřeným litorálním habitatům připomínajících volnou vodu, jakou jsou například již zmiňované habitaty suť a skály (Irz a kol. 2002; Kratochvíl a kol. 2012).

Dále bylo zjištěno, že abundance ryb v jednotlivých habitatech není stejná. Nejmenší abundance ryb byla zjištěna na sutích a skalách. Tyto habitaty neposkytují velké možnosti ochrany před predátory (Duncan & Kubečka, 1995). Naopak, v habitatu pláže byla celková abundance juvenilních jedinců nejvyšší. Tento fakt je dán dobrou morfologií těchto habitatů, dostupností potravy a také poměrně vhodným útočištěm (Duncan a Kubečka, 2005) (Kratochvíl a kol. 2012). Habitat pláže jsou mělkým, pomalu se svažujícím habitatem, který nejvíce vyhovuje kaprovitým rybám, ačkoliv okoun říční je zde také zastoupen. V některých letech zde má větší abundance než na sutích a skalách, které jsou pro něj typickým habitatem (Treasurer, 1988; Irz a kol. 2002; Kratochvíl a kol. 2012). Z hlediska dlouhodobého vývoje společenstva juvenilních jedinců v jednotlivých letech je možné vidět, že plotice obecná a ouklej obecná nejvíce preferují pláže a pařezy a vyhýbají se sutím a skalám. Toto chování je typické pro většinu kaprovitých ryb, které tvoří hejna a využívají mělké partie nádrže k životu (Winfield & Nelson, 1991; Matěna, 1995). Ačkoliv okoun říční preferuje strukturované habitaty, část populace okouna říčního se nacházela i na plážích. Dle Scharfa (2009) zde okoun říční vytváří menší hejna, která využívají tento habitat k lovu kořisti, jelikož je zde potrava hojná a vyskytuje se zde ve formě menších kaprovitých ryb, zooplanktonu a larev hmyzu. Dalším zjištěním bylo, že distribuce plůdku v nádrži mezi horní částí nádrže a hrázovou oblastí nádrže není stejná, ale je vychýlena ve prospěch horní oblasti nádrže. Tento fakt je způsoben podélným profilem nádrže a tokem živin, který v nádrži probíhá, kdy v přítokové oblasti nádrže je daleko větší koncentrace živin a směrem ke hrázi se snižuje, což způsobuje větší koncentraci fytoplanktonu a zooplanktonu v přítokové oblasti nádrže. Jelikož je zooplankton jako potrava pro ryby klíčový, je možné zde nalézt i vyšší abundance juvenilních jedinců (Vašek a kol., 2004; Rychtecký & Znachor, 2011). Avšak pokud nastane

extrémní sezóna, může dojít k vychýlení tohoto obecného trendu distribuce ryb mezi přítokovou a hrázovou oblastí, což potvrzuje i naše pozorování. V roce 2010 díky vysoké hladině v průběhu celé sezóny, došlo k extrémnímu výskytu oukleje obecné v celé nádrži a její početnost byla vyšší v hrázové části.

6.2 Druhová diverzita

Druhová diverzita je důležitý ukazatel ekologické integrity jezer a nádrží (Kalf, 2002). V rámci diplomové práce bylo zjištěno, že druhová diverzita juvenilních jedinců v nádrži Římov není mezi jednotlivými roky stejná, ale významně se liší. Tento fakt je nejpravděpodobněji zapříčiněn různými environmentálními podmínkami, které rybí společenstvo v průběhu let ovlivňovaly, jako již zmiňovaná výška vodní hladiny a s tím související dostupnost výtěrových míst a úkrytů v daném roce (Fisher & Eckmann, 1997; Duncan a kol. 2001; Kahl a kol., 2008). Druhová diverzita také může být ovlivněna teplotou vody, která ovlivňuje rozmnožovací cyklus jednotlivých druhů (Fernando & Holčík, 1991) a dostupností potravy (Winfield & Nelson, 1991). Dále bylo zjištěno, že nejen v rámci let není druhová diverzita stejná, ale také v rámci habitatů se druhová diverzita výrazně liší. Na Obr. 6 stojí za povšimnutí, že druhová diverzita není nejvyšší na plážích, jak by se dalo očekávat z důvodu vysoké abundance různých druhů ryb, ale je nejvyšší na pařezovištích. Hodnota S-W indexu byla v tomto habitatu v průběhu let víceméně stejná, což se nedá říct o ostatních habitatech, kde hodnota S-W indexu v průběhu let značně kolísala. Pařezy jsou mělký habitat s mírným sklonem, avšak s vysokou měrou heterogenity (Kratochvíl a kol. 2012). Pařezy poskytují dobré možnosti pro úkryt juvenilních ryb před predátory, a jelikož se svým sklonem podobají plážím, poskytují také velice dobré potravní možnosti pro ryby, které se zde vyskytují (Lewin a kol., 2004; Kratochvíl a kol. 2012). Právě faktory, jako jsou podobnost s habitatem pláží a zároveň vysoká heterogenita pravděpodobně vedou k nejvyšším hodnotám S-W indexu v průběhu sledovaného období. Habitat skály je již tradičně nejméně preferovaným habitatem v celé nádrži a má také obecně nejmenší druhovou diverzitu, sítě jsou na tom o něco lépe, ale vzhledem k jejich malým možnostem úkrytů je na nich zaznamenaná druhová diverzita plůdku také malá (Kratochvíl a kol., 2012). Nejnížší hodnota druhové diverzity byla zjištěna v roce 2007 a 2008, naopak nejvyšší hodnota druhové diverzity byla zjištěna v roce 2010. Jak již bylo několikrát zmíněno, rok 2010 byl výjimečný v mnoha směrech, zejména nadbytkem plůdku v celém podélném profilu nádrže (Jůza a kol.

2012). V této sezóně dosáhli sutě nejvyšší hodnoty S-W indexů ze všech sledovaných habitatů a habitat skály dosáhl nejvyšší hodnoty S-W indexu ze všech pozorovaných let. Ouklej obecná jak již bylo zmíněno, dosáhla v roce 2010 vysoké abundance v celém podélném profilu nádrže, jelikož je litorál kaňonovité nádrže kapacitně omezen (Duncan & Kubečka, 1995). Ostatní druhy, kromě okouna říčního, který tyto habitaty obývá stabilně, se přemístili do habitatů suť a skály, které poskytovali alespoň částečnou ochranu před predátory. Ačkoliv tyto habitaty nejsou preferované většinou druhů, poskytují větší ochranu než pelagiál nádrže (Irz a kol. 2002). Souhra těchto faktorů pravděpodobně způsobila vysokou hodnotu S-W indexu i v habitatech ve kterých to není obvyklé (suť, skály).

6.3 Vliv kaprovitých ryb na abundanci a distribuci okouna říčního, velikostní distribuce vybraných druhů ryb

V další části diplomové práce byla testována hypotéza ovlivnění početnosti a distribuci okouna v jednotlivých habitatech v souvislosti s výskytem kaprovitých ryb. Původní hypotéza, že zvýšená abundance kaprovitých ryb negativně ovlivňuje početnost okounovitých ryb a jejich distribuci se nepotvrdila, ačkoliv kaprovité ryby dokážou efektivněji využívat zooplanktonní zdroje oproti rybám okounovitým (Treasurer, 1988; Matěna, 1995; Peterka & Matěna, 2009). Naopak, výsledek je přesně opačný a zdá se, že se stoupající početností kaprovitých ryb v jednotlivých letech vzrůstala i početnost okounovitých ryb v některých litorálních habitatech, např. na plážích či pařezovištích (viz Obr. 8, 9). U zbylých dvou habitatů (sutě, skály) nebyla žádná interakce mezi kaprovitými rybami a okounem říčním prokázána, s největší pravděpodobností z důvodu minimálního výskytu kaprovitých ryb v těchto lokalitách. S největší pravděpodobností můžeme usuzovat, že okoun říční si v kaňonovitých nádržích s kaprovitými rybami nekonkuruje z důvodu odlišné životní strategie, kdy krátce po vykulení v první polovině jara migrují do pelagiálu, zatímco většina kaprovitých využívá litorál jako útočiště, tak i k hledání potravy (Jachner, 1991; Matěna, 1995). Ke stejnému závěru, že ke konkurenci mezi okounem a kaprovitými druhy v hlubokých stratifikovaných údolních nádržích nedochází, došel i Kahl & Radke (2006). Dále je vhodné uvést, že habitaty nejsou homogenní, je pravděpodobné že v jednotlivých habitatech mohou být místa, která jsou pro ryby atraktivnější (například potopené větve a pod, které z hladiny nemusejí být vidět), kde je vyšší abundance ryb než v ostatních částech habitatu. V těchto mikrohabitacích je pak následně možné chytit více, jak kaprovitých tak i

okounovitých ryb, což mohlo značně zkreslit výsledky a čemuž i napovídá rozložení bodů v obou dvou grafech a relativně úzký konfidenční interval (Juza 2012, ústní sdělení). Tento ne zcela jednoznačný výsledek by bylo vhodné experimentálně otestovat a potvrdit či vyvrátit jednu ze zmiňovaných verzí.

Velikostní distribuce okouna říčního a plotice obecné se lišila jak v rámci let, tak i v rámci habitatů. Tento jev je zcela běžný a již byl popsán v několika studiích (Ilina, 1973; Treasurer, 1988; Wang & Eckmann, 1994). Při porovnávání velikostní distribuce okouna říčního ve všech zkoumaných habitatech mezi přítokovou a hrázovou částí z jednotlivých let bylo zjištěno, že velikostní distribuce se liší mezi hrázovou a přítokovou částí pouze v habitatu pláž v roce 2008 a 2010 a v ostatních habitatech se velikostní distribuce mezi hrázovou a přítokovou částí nelišila. V těchto letech byli větší jedinci nalezeni v horní části nádrže pravděpodobně z důvodu větší hustoty potravy oproti hrázové části, kde se vyskytovali menší jedinci (Vašek a kol. 2004). Jak se zdá, v ostatních habitatech je velikostní distribuce mezi hrázovou a přítokovou částí konzistentní v obou oblastech. Pravděpodobně díky morfologii těchto habitatů se zde mohou vyskytovat pouze větší jedinci, kteří jsou méně ohroženi predací dravých ryb, či kanibalismem vlastního druhu (Treasurer, 1988).

U plotice platí zřejmě stejný trend ve velikostní distribuci, tedy větší jedinci v horní části nádrže a menší jedinci v hrázové oblasti. Pouze rok 2009 byl výjimkou, kdy se tento trend obrátil a u hráze byli nalezeni jedinci větší než u přítoku. Tento fakt mohl být způsoben lepší potravní nabídkou v hrázové části, oproti přítokové kde už mohla být potrava vyžrána.

6.4 Ovlivnění abundance a distribuce juvenilních jedinců biotickými a abiotickými faktory

Jak již bylo zmíněno, výška vodní hladiny a její kolísání mají silný dopad na rybí obsádku (Martin a kol., 1981; Duncan & Kubečka, 1995; Kahl a kol., 2008; Quist a kol., 2004). Tento fakt potvrdila i tato studie, z Obr. 12 je vidět, že výška vodní hladiny pozitivně ovlivňuje abundanci litorálního plůdku v nádrži (Kahl a kol., 2008; Quist a kol., 2004). Výsledek, že vyšší průměrná teplota vody v prvním měsíci vývoje plůdku má negativní efekt na jeho abundanci, neznamená, že při nižší teplotě dosahují větších abundancí, ačkoliv přehřátí litorálních oblastí může mít fatální důsledky na málo pohyblivá stádia či jikry, které nejsou schopny z toho místa uniknout (Guma'á 1978). Tento fakt spíše souvisí s výškou

vodní hladiny, protože v suchých rocích byla teplota vody vyšší než v letech s vyšší vodní hladinou (nepublikovaná data povodí Vltavy). Větší množství zooplanktonu v květnu by mohlo ukazovat na neúspěšný výtěr. Avšak pravděpodobnější vysvětlení obou předchozích výsledků je, že data použitá v analýze nebyla zcela vhodná, jelikož z každého roku mohla vstupovat pouze jedna hodnota, což pravděpodobně vedlo ke zkreslení výsledků.

Predátoři negativně ovlivňují populaci juvenilních ryb (Jakobsen & Berg, 1998; Jakobsen & Perrow, 1998; Lehtiniemi, 2005), ale navzdory našemu očekávání neměli vliv na distribuci juvenilních jedinců v jednotlivých habitatech v nádrži. Stejný výsledek platí i pro dospělé kaprovité ryby, které by mohly juvenilním jedincům konkurovat o potravu (Winfield & Nelson, 1991), ale v průběhu studovaných let neměly žádný vliv na abundanci ani distribuci juvenilních ryb.

6.5 Obecný model distribuce juvenilních jedinců

Jak vyplynulo z výsledků této práce, největší roli v prostorové distribuci ryb měl typ litorálního habitatu. Z obecného modelu vyplývá, že k habitatu skály neměl afinitu žádný ze zkoumaných druhů. V habitatu suť, jak z ordinačního diagramu vyplývá, je hlavní rybou sumec, který preferuje hlubší zastíněné lokality plné úkrytů v podobě větších kamenů a balvanů, které mu vzhledem k jeho barvě poskytnou dobrou ochranu před většími predátory a dovolí mu jeho soumráchnou migraci za potravou (Carol a kol. 2007). Z obecného modelu nevyplývá žádný druh, který by preferoval převážně habitat pařezy, ačkoliv je tento habitat velice druhově bohatý, což je možná důvod, proč se v ordinačním diagramu neukázal žádný druh preferující převážně tento habitat. Jelec proudník preferoval habitat pláž, kde tvořil hejna společně s ostatními druhy (Kratochvíl, ústní sdělení). Jelec proudník je říční druh, který se adaptoval na lentické prostředí, pro tento druh mohou pláže představovat ztracený říční habitat (Fernando & Holčík, 1991; Duncan & Kubečka, 1995). Perlín ostrobřichý a plotice obecná preferují habitaty pláž, což je dáno jejich preferencí málo strukturovaných habitatů, které postupně navazují na hlubší partie nádrže a pozvolně přecházejí v pelagiál (Kratochvíl a kol. 2012). Ouklej obecná a cejn velký spolu tvoří dvojici, u které je také vidět preference k málo strukturovaným habitatům, které postupně navazují na hlubší partie nádrže a pozvolně přecházejí v pelagiál, tento fakt může být dán jejich pozdějším pelagickým životem (Jůza a kol. 2009; Kratochvíl a kol. 2012). Okoun říční a štika obecná se vyskytovali na plážích,

sutích i pařezech, proto nevykazují zásadní preferenci k určitému habitatu, i když okoun říční dominoval hlavně na sutích (Kratochvíl a kol. 2012).

7. Závěr

Z provedených analýz pětileté datové řady byly vysledovány určité zákonitosti ovlivňující juvenilní litorální společenstvo ryb v nádrži Římov.

- Abundance juvenilních jedinců se výrazně lišila mezi jednotlivými habitaty.
- Abundance juvenilních jedinců se mezi jednotlivými roky výrazně lišila.
- Druhová diverzita v jednotlivých letech a v jednotlivých habitatech v nádrži Římov se významně liší z důvodu rozdílných podmínek na stanovištích mezi jednotlivými lety.
- Množství plůdku kaprovitých ryb nemá negativní efekt na početnost plůdku okouna říčního ani na jeho prostorovou distribuci v jednotlivých litorálních habitatech.
- Hlavní vliv na distribuci juvenilních jedinců v nádrži má typ habitatu.
- Na prostorovou distribuci juvenilních jedinců nemá vliv abundance predátorů ani dospělých kaprovitých ryb v jednotlivých litorálních habitatech.
- Abundance juvenilních jedinců v rámci nádrže byla nejvíce ovlivněna výškou vodní hladiny v průběhu vegetační sezóny.

8. Seznam citované literatury:

AMOUR, B. A. BOISCHLAIR, D. LEGENDRE, P. & BORCARD, D. (2005): Multiscale spatial distribution of a littoral fish community in relationship to environmental variables. *Limnology and Oceanography*, 50: 456-479

BALON, K. E. (1975): Reproductive guilds of fishes: proposal and definition. *Journal of fish research board Canadian*, 32: 821-864

BARUŠ, V. ČERNÝ, K. GAJDUŠEK, J. HENSEL, K. HOLČÍK, J. KÁKAL, L. KRUPAUER V. KUX, Z. LIBOSVÁRSKÝ, J. LOM, J. LUSK, S. MORAVEC, F. OLIVA, O. PEŇÁZ, M. PIVNIČKA, K. PROKEŠ, M. RÁB, P. ŠPINAR, Z. ŠVÁTORA, M. & VOSTRADOVSKÝ, J. (1995): *Mihulovci a ryby* (1). Academia, Praha: 698 s.

BEGON, M. COLIN, R. & HARPER, L. J. (2006): *Ecology: from individuals to ecosystem*. Blackwell 738 s.

BRABRANT, A. (1995): Intra-cohort cannibalism among larval stages of perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology of Freshwater Fish*, 2: 70-76

BROSSE, S. & LEK, S. (2002): Relationships between environmental characteristics and the density of age-0 Eurasian perch *Perca fluviatilis* in the littoral zone of a lake: a nonlinear approach. *Transactions of the American Fisheries Society*, 131: 1033–1043

BROSSE, S. GROSSMAN, G. & LEK, S. (2007): Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshwater Biology*, 52: 448–458

BRYAN, D. M. & SCARNECCHIA, L. D. (1992): Species richness, composition and abundance of fish larvae and juveniles inhabiting natural and developer shorelines of a glacial Iowa lake. *Environmental Biology of Fishes*, 35: 329-341

CAROL, J. BENEJAM, L. BENITO, J. & GARCÍA- BERTHOU, E. (2007): Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Archive fur hydrobiologie*, 174: 317-328

COPP, H. G. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes*, 33: 181-193

COPP, G. H. (2010): Patterns of diel activity and species richness in young and small fishes of European streams: a review of 20 years of point abundance sampling by electrofishing. *Fish and Fisheries*, 11: 439–460.

COPP, H. G. & PEŇÁZ, M. (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the flood plain, using a new sampling approach. *Hydrobiologia*, 169: 204-229

ČECH, M. KRATOCHVÍL, M. KUBEČKA, J. DRAŠTÍK, V. & MATĚNA, J. (2005): Diel vertical migrations of bathypelagic perch fry. *Journal of Fish Biology*, 66: 685-702

- ČECH, M. & KUBEČKA, J. (2006): Ontogenetic changes in the bathypelagic distribution of European perch fry *Perca fluviatilis* monitored by hydroacoustic methods. *Biologie Bratislava* 61: 1
- DEMBSKI, S. MASSON, G, WAGNER, P. & PIHAN, C. J. (2008): Habitat use by YOY in the littoral zone of an artificially Heated reservoir. *International Revue Hydrobiologia* 93: 243-255
- DETMERS, J. M. & STEIN, R. A. (1992): Food Consumption by Larval Gizzard Shad: Zooplankton Effects and Implications for Reservoir Communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121:494-507
- DRAŠTÍK, V. KUBEČKA, & J. ŠOVČÍK, P. (2004): Hydrology and angler's catches in the Czech reservoirs. *Ecohydrology & hydrobiology*, 4: 429-439
- DRAŠTÍK, V. KUBEČKA, J. TUŠER, M. ČECH, M. FROUZOVÁ, J. JAROLÍM, & O. PRCHALOVÁ, M. (2008): The effect of hydropower on fish stocks: comparison between cascade and non-cascade reservoirs, *Hydrologia*, 609: 25-36
- DUBSKÝ, K. KOUŘIL, J. & ŠRÁMEK, V. (2003): *Obecné rybářství*. Informatorium, Praha: 12-23
- DUNCAN, A & KUBEČKA, J. (1995): Land/water ecotone effect in reservoir on the fish fauna. *Hydrobiologia* 303: 11-30
- DUNCAN, A. KUBEČKA, J. KETT, S. & HANNA, N. (2001): Habitat of 0+ fry fish in an english lowland river. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement*, 135/2-4: 153-171
- DURAS, J. CHOCHOLOUŠKOVÁ, Z. & KUČERA, Č. T. (2007): Průzkum vodních makrofyt vodárenských nádrží. *Sborník vodárenská biologie*, 2007: 126-136
- EGGLETON, A. M. RAMIREZ, R. HARGRAVE, W. C. GIDO, B. K. MASONER, R. J. SCHNELL, D. G. & MATTHEWS, J. W. (2005): Predictability of littoral-zone fish communities through ontogeny in Lake Texoma, Oklahoma-Texas, USA. *Environmental biology of Fishes*, 73: 21-36
- FABER, D. J. (1967): Limnetic larval fish in northern Wisconsin Lakes. *Journal of fish research board Canadian*, 24: 927-937
- FERNANDO, C. H. & HOLČÍK, J. (1991): Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76: 149-167
- FISHER, P. & ECKERMANN, R. (1997): Spatial distribution of littoral fish species in a large european lakes, Lake Constance, Germany: *Archiv für Hydrobiologie*, 140: 91-116
- 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 Zoologici Fennici*, 33: 321-327

- GIDO, B. K. HARGRAVE, W. C. MATTHEWS, J. W. SCHENELL, D. G. PRONGUE, W. D. & SEWELL, W. G. (2002): Structure of littoral-zone fish communities in relation to habitat, physical, and chemical gradients in a Southern Reservoir. *Environmental Biology of Fishes*, 63: 253-263
- GIDO, B. G. SCHAEFER, F. J. & FALKE, A. J. (2009): Convergence of fish communities from the littoral zone of reservoir. *Freshwater Biology*, 54: 1163-1177
- GRENOUILLET, G. & PONT, D. (2001): Juvenile fishes in Macrophyte beds: Influence of food resource, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*, 59: 939-959
- GUMAA, A. S. (1978): The effects of temperature on the development and mortality of eggs of perch, *Perca fluviatilis*. *Freshwater Biology*, 8: 221-227
- HEJZLAR, J. & VYHNÁLEK, V. (1998): Longitudinal heterogeneity of phosphorus and phytoplankton concentrations in deep-valley reservoirs. *International Review of Hydrobiology*, 83: 139-146
- HRBÁČEK, J. & STRAŠKABA, M. (1966): Horizontal and vertical distribution of temperature, oxygen, pH and water movements in slapy reservoir (1958-1960). *Academia, Praha. Hydrobiological studies* 1: 7-40.
- HULSMANN, S. MEHNER, T. WORISCHKA, S. & PLEWA, M. (1999): Is the difference in population dynamics of *Daphnia galeata* in littoral and pelagic areas of a long-term biomanipulated reservoir affected by age-0+ fish predation? *Hydrobiologia*, 408-409: 57-63
- ILINA, L. K. (1973): Povedenie segolektov okunya, *Perca fluviatilis* L, raznykh ekologicheskikh grupp v potomstve odnoi pary proizvoditelei. *Voprosy Ikhtiologii*, 13: 350-361
- IRZ, P. LAURENT, A. MESSAD, S. PRONIER, O. & ARGILLIER, C. (2002): Influence of site characteristic on fish communities patterns in France reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 11: 123-136
- JACHNER, A. (1991): Food and habitat partitioning among juveniles of three fish species in the pelagial of a mesotrophic lake. *Hydrobiologia*, 226: 81-89
- JACOBSEN, L. & BERG, S. (1998): Diel variation in habitat use by planktivores in field enclosure experiments: the effects of submerged macrophytes and predation. *Journal of Fish Biology*, 53: 1207-1219
- JACOBSEN, L. & PERROW, M. R. (1998): Predation risk from piscivorous fish influencing the diel use of macrophytes by planktivorous fish in experimental ponds. *Ecology of Freshwater Fish*, 7: 78-86.
- JEPPESEN, E. PECKAM-HEKIM, Z. LAURIDSEN, SONDERGAARD T. L. & JENSEN, J. P. (2006): Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 180-190

JURAJDA, P. & REGENDA, J. (2004): Litoral 0+ fish assemblages in three reservoirs of the Nové Mlýny dam (Czech Republic). Czech Journal of animal science, 49: 450-457

JŮZA, T. VAŠEK, M. KUBEČKA, J. SEĎA, J. MAŤENA, J. PRCHALOVÁ, M. PETERKA, J. ŘÍHA, M. JAROLÍM, O. TUŠER, M. KRATOCHVÍL, M. ČECH, M. DRAŠTÍK, V. FROUZOVÁ, J. HOHAUSOVÁ, E. & ŽALOUĐÍK, J. (2009): Pelagic underling communities in a Canyon-shaped reservoir in late summer. Journal of Limnology, 68 : 304-314

JŮZA, T. FROUZOVÁ, J. BRAMICK, U. DRAŠTÍK, V. MRKVIČKA, T. & KUBEČKA, J. (2012): The vertical distribution of fish in the open water area of a deep temperate mesotrophic lake assessed by hydroacoustics and midwater trawling. International Revue of Hydrobiology 97:509-525

JŮZA, T. VAŠEK, M. KRATOCHVÍL, M. BLABOLIL, P. ČECH, M. DRAŠTÍK, V. FROUZOVÁ, J. MUŠKA, M. PETERKA, J. PRCHALOVÁ, M. ŘÍHA, M. TUŠER, M. & KUBEČKA, J. (2013): Chaos and stability of age-0 fish assemblage in a deep temperate reservoir: unpredictable success and stable behaviour. Aquatic Sciences, submitted.

KAHL, U. & RADKE, J. (2006): Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? Ecology of Freshwater Fish. 15: 48-56.

KAHL, U. HULSMANN, S. RADKE, R. J. & BENDORF, J. (2008): Impact of water level fluctuation on the year class strength of roach: implication for fish stock management. Limnologica 38: 258-268

KALFF, J. (2002): Limnology. Prentice hall, New Jersey: 86-91, 226-228, 247-275.

KUBEČKA, J. (1993): Succession of fish communities in reservoir of central and eastern Europe. Comparative reservoir limnology and water quality management: 153-168.

KRATOCHVÍL, M. PETERKA, J. KUBEČKA, J. VAŠEK, M. VANÍČKOVÁ, I. ČECH, M. & SEĎA, J. (2008): Diet of larvae and juvenile perch, *Perca fluviatilis* performing diel vertical migration in a deep reservoir. Folia Zoologica, 57: 313-323

KRATOCHVÍL, M. ČECH, M. VAŠEK, M. KUBEČKA, J. HEJZLAR, J. MATĚNA, J. PETERKA, J. MACHÁČEK, J. & SEĎA, J. (2010): Diel vertical migrations of age 0+ percids in shallow, well-mixed reservoir. Journal of Limnology 69 (2): 305-310

KRATOCHVÍL, M. MRKVIČKA, T. VAŠEK, M. PETERKA, J. ČECH, M. DRAŠTÍK, V. JŮZA, T. MATĚNA, J. MUŠKA, M. SEĎA, J. ZNACHOR, P. & KUBEČKA, J. (2012): Littoral age 0+ fish distribution in relation to multi-scale spatial heterogeneity of a deep-valley reservoir. Hydrobiologia

KRATOCHVÍL, M. VAŠEK, M. PETERKA, J. DRAŠTÍK, V. ČECH, M. JŮZA, T. MUŠKA, M. MATĚNA, J. & KUBEČKA, J. (2013): The effects of diel period and habitat on littoral age 0+ fish distribution in a deep-valley reservoir. Hydrobiologia, submitted.

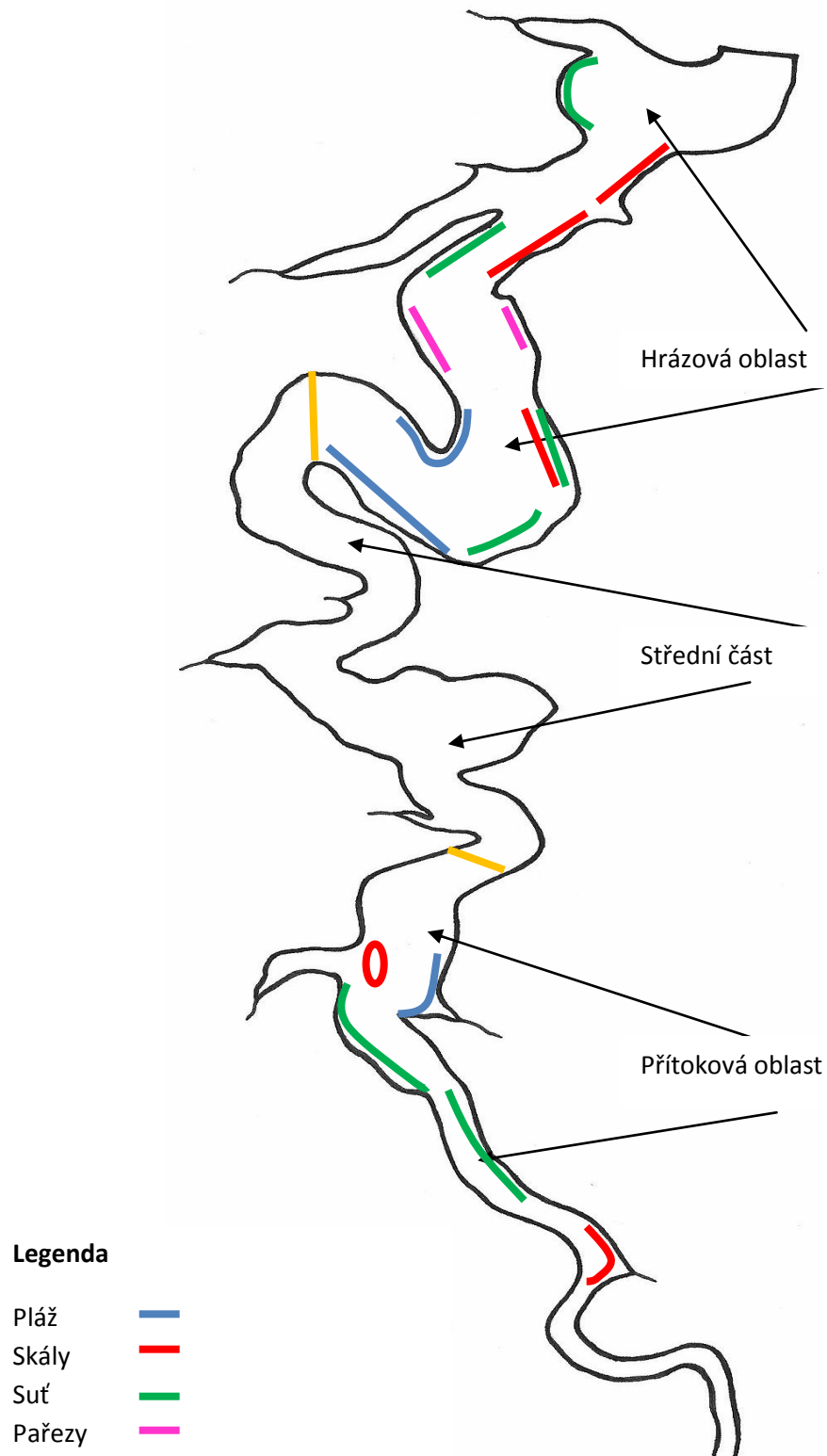
- KRAUSE, J. LOARDER, P. S. & MCDERMONT, J. (1998) Refuge use by fish as a function of body length-related metabolite expenditure and predation risk. *Proceedings of the Royal Society*, 265: 2373-2379
- KYTAEV, S.P. (2002): Relationship between atmospheric precipitation, evaporation, temperature and production of aquatic ecosystem. *Water Resources*, 29: 90-94
- LEHTINIEMI, M. HAKALA, T. SAESMAA, S. & VIITASALO, M. (2007): Prey selection by the larvae of three species of littoral fishes on natural zooplankton assemblages. *Aquatic Ecology*, 41:85-94
- LEPŠ, J. & ŠMILAUER, P. (2003): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge: 25-65
- LEWIN, W.-C. OKUN, N. & MEHNER, T. (2004): Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 49: 410-42
- LOJKÁSEK, B. (1995): *Ichtyocéza vodárenské nádrže Morávka*. Autoreferát disertace k získání vědecké hodnosti kandidát věd: 2-19
- MANN, R. K. H. (1980): The number and production of pike (*Esox lucius*) in two Dorset rivers. *Journal of Animal Ecology*, 49: 899-915
- MARTIN, B. D. LESLIE, J. MENGEL, J. NOVOTNY, F. J. & WALBURG, H. C. (1981): Spring and summer water level in Missouri River Reservoir: Effect on Age-0+ fish and zooplankton. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 370-381
- MATĚNA, J. (1995): Ichtioplankton and 0+ pelagic fish in the Římov reservoir (Southern Bohemia). *Folia Zoologica*, 44 (1):31-43
- MENHER, T. DIEKMANN, M. BRAMIC, U. & LEMCKE, M. (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity. *Freshwater Biology*, 50: 70-85.
- MEHNER, T. HOLMGREN, K. LAURIDSEN, T. JEPPESEN, E. & DIEKMANN, M. (2007): Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European „Central Plains“ ecoregion. *Freshwater Biology*, 52: 2285-2297.
- MIRANDA, L. E. (2005): Refining boat electrofishing equipment to improve consistency and reduce harm to fish. *North American Journal of Fisheries Management*, 25:609-618
- NICOLE, A. HANSSON A. L. & BRONMARK, C. (2010): Habitat structure and juvenile fish ontogeny shape zooplankton spring dynamics. *Hydrobiologia*, 652: 119-125
- OKUN, N. & MEHNER, T. (2005): Interactions between juvenile roach or perch and their invertebrate prey in littoral reed versus open water enclosures. *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 150-160

- PEŇAZ, M. BARUŠ, V. & PROKEŠ, M. (1996): Fish assemblage in reservoir whit on extreme hydrological regime (mohelno reservoir , Czech Republic). *Folia zoologica*, 45: 171-182.
- PERSSON, L. (1987): Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). *Oecologia*, 73: 170-177
- PETERKA, J. MATĚNA, & J. LIPKA, J. (2003): The diet and growth of larval and juvenile pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)), comparative study of fishponds and a reservoir. *Aquaculture International*, 11:337-348
- PETERKA, J. & MATĚNA, J. (2009): Differences in feeding selectivity and efficiency between young-of-the-year European perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) – field observations and laboratory experiments on the importance of prey movement apparency vs. evasiveness. *Biologia*, 64 : 786–794
- PIERCE, L. C. SEXTON, M. D. PELHAM, E. M. & LARSHEID, J. D. (2001): Short-term variability and long-term chase in the composition of the littoral zone fish community in Spirit Lake, Iowa. *American Midland Naturalist*, 146: 290-299
- PRCHALOVÁ, M. KUBEČKA, J. HLADÍK, M. HOHAUSOVÁ, E. ČECH, M. & FROUZOVÁ, J. (2006): Fish habitat preference in an artificial reservoir system. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 29: 1890-1894
- PRCHALOVÁ, M. KUBEČKA, J. VAŠEK, M. PETERKA, J. SEĎA, J. JŮZA, T. JAROLÍM, O. ŘÍHA, M. TUŠER, M. KRATOCHVÍL, M. ČECH, M. DRAŠTÍK, V. FROUZOVÁ, J. & HOHAUSOVÁ, E (2008): Patterns of fish distribution in a canyon shaped reservoir. *Jurnal of fish biology*, 73: 54-78.
- PROKEŠ, M. (1995): Influence of decreased water level on the density and distribution of young perch (*Perca fluviatilis*) in the Mostiste reservoir, Czech Republic. *Folia Zoologica*, 44: 137-144
- QUIST, M. C. PEMBER, K. R. & GUY, C. S. (2004): Variation in larval fish communities: implications for management and sampling designs in resevoir system. *Fish Management and Ecology*, 11: 107-116
- RYCHETSKÝ, P. & ZNACHOR, P. (2011): Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 663: 175-186
- SCHARF, W. R. HERMAN, L. KONIG, J. & BORCHERDING, J. (2009): Development of abundance and size structure of young-of-the-year perch populations using three methods. *Fisheries Research*, 96: 77-87

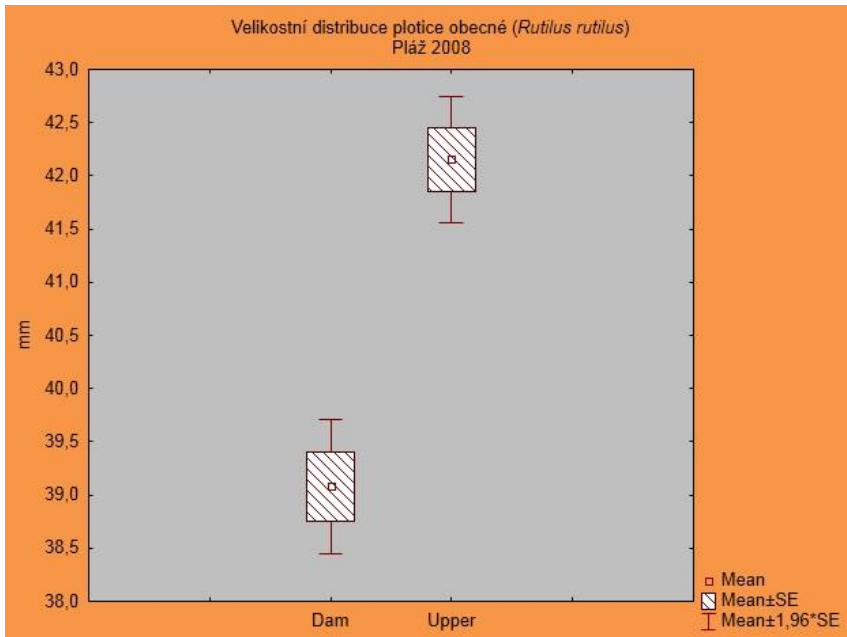
- SEĎA, J. & DEVETTER, M. (2000): Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. *Journal of Plankton Research*, 22: 1829-1840
- SEĎA, J. & KUBEČKA, J. (1997): Long-term biomanipulation of the Římov reservoir, Czech Republic. *Hydrobiologia*, 345: 95–108.
- SPECZIAR, A. (2005): First year ontogenetic diet patterns in two coexisting *Sander* species, *S. lucioperka* and *S. volgensis* in Lake Balaton. *Hydrobiologia*, 549: 115-130
- SLAVÍK, O. & JURAJDA, P. (2001): Metodický návod pro sledování společenstev juvenilních ryb. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka Praha: 40pp
- STOLL, S. FISHER, P. KLAHHOLD, P. SHEIFHACKEN, N. HOFMANN, H. & ROTHHAUPT, K. O. (2008): Effect of water depth and hydrodynamic on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of large pre-alpine lake. *Journal of Fish Biology*, 72: 1001-1022
- SUTELA, T. & VEHANEN, T. (2008): Effect of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia*, 613: 13-20
- SWISHER, B. J. (1998): Non- additive predation in littoral habitats: Influence of habitat complexity. *Oikos*, 81: 31-37
- TARKAN, A. S. LAPPALAINEN, J. NURMINEN, L. & HORPPILA, J. (2010): Life history strategies of fish patterns in growth and lifespan of rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L.) in Europe. *Polish journal of ecology*, 58: 191-196
- TREASURER, J. W. (1988). The distribution and growth of lacustrine 0+ perch, *Perca fluviatilis*. *Environmental biology of fishes*, 21 (1): 37-44
- VAŠEK, M. KUBEČKA, J. PETERKA, J. ČECH, M. DRAŠTÍK, V. HLAĐÍK, M. PRCHALOVÁ, M. & FROUZOVÁ, J. (2004): Longitudinal and vertical spatial gradients in the distributions of fish within a Canyon-shaped European reservoir. *International review of hydrobiology*, 89: 352-362
- VAŠEK, M. KUBEČKA, J. MATĚNA, J. & SEĎA, J. (2006): Distribution and Diet of 0+ Fish within a Canyon- Shaped European Reservoir in Late Summer. *International review of hydrobiology*, 91 (2). 178-194
- WANG, N. & ECKMANN, R. (1994): Distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) during their first year of life in Lake Constance. *Hydrobiologia*, 277: 135-143
- WARFE, D. M. & BARMUTA, A. L. (2007): Habitat Structural Complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*, 141: 171-178
- WILDHABER, M. L. (2001): The trade-off between food and temperature in the habitat choice of bluegill sunfish. *Journal of Fish Biology*, 58: 1476–1478

WINFIELD, I. J. & NELSON, J. S. (1991): Cyprinid fishes: Systematic , biology and exploitation. Chapman and Hall, London: 456-504

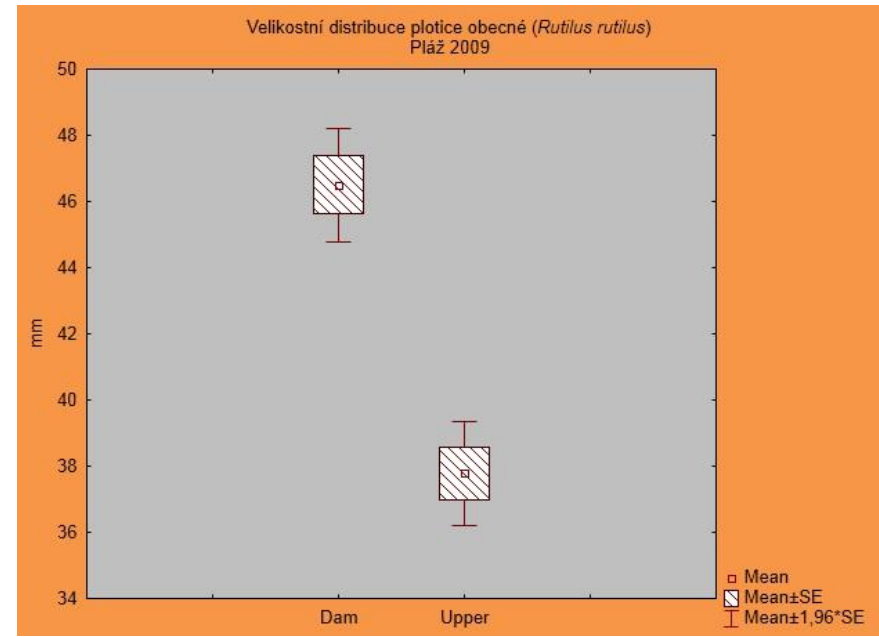
9. Přílohy



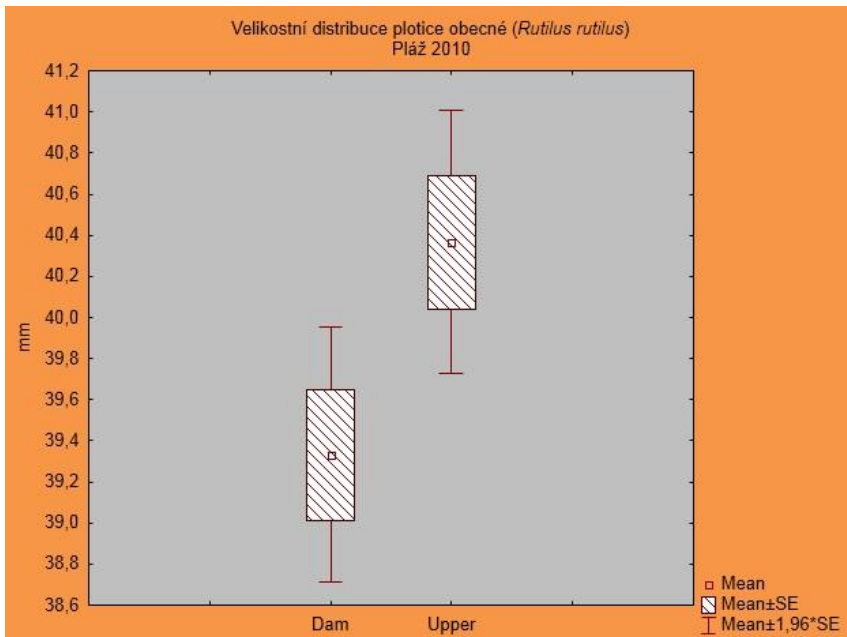
Příloha 1. Ilustrační mapa nádrže Římov s vyznačenými místy vzorkování juvenilních jedinců



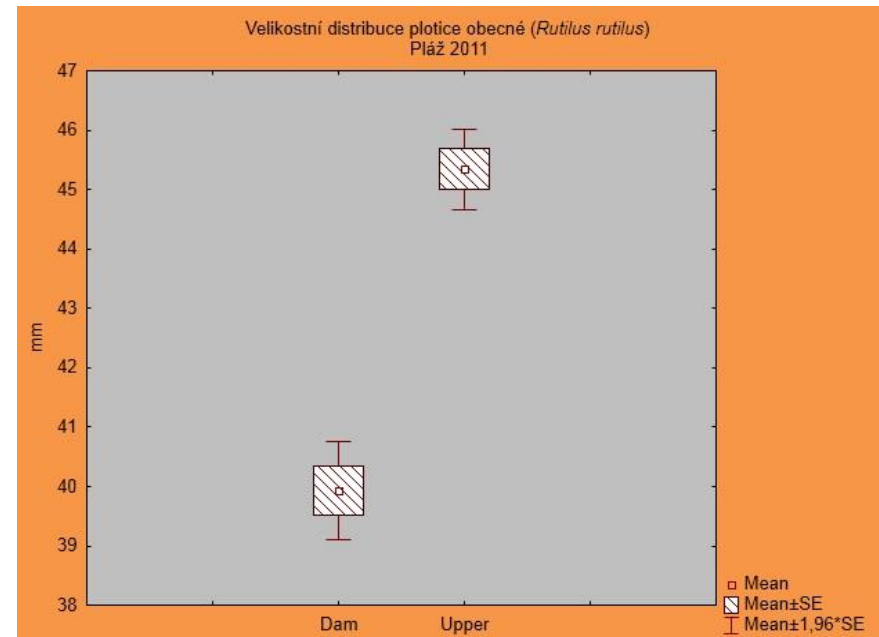
Příloha 2. Velikostní distribuce plotice obecné habitat pláž 2008



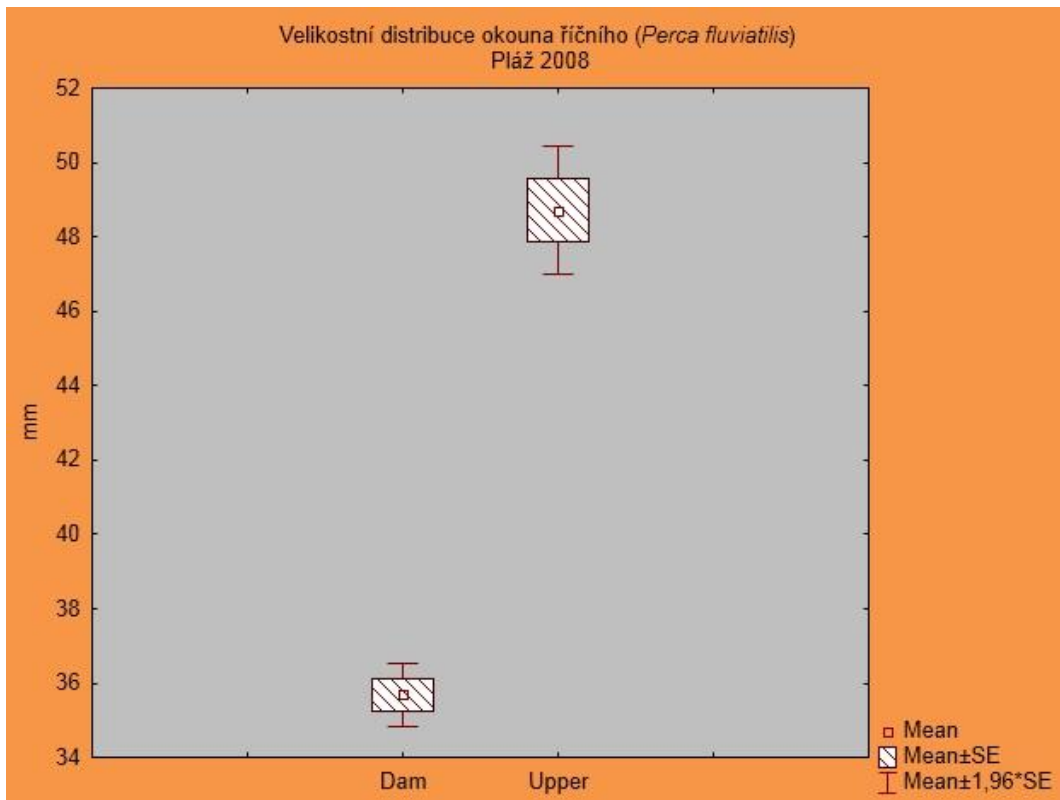
Příloha 3. Velikostní distribuce plotice obecné habitat pláž 2009



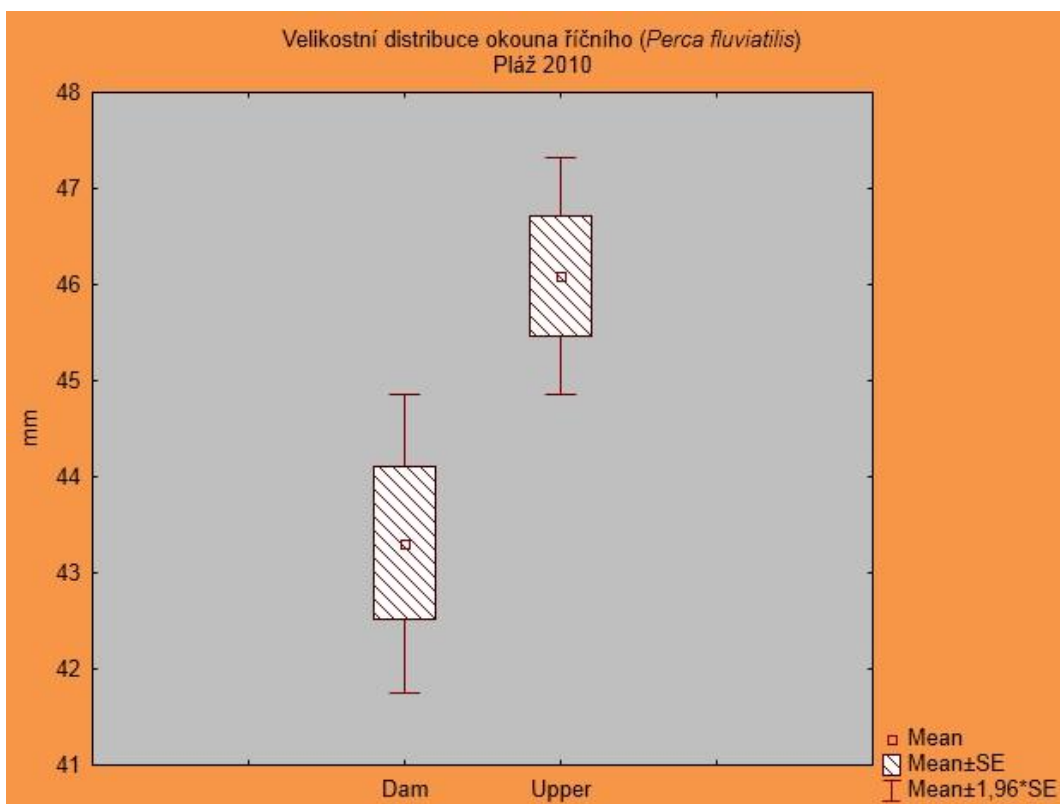
Příloha 4. Velikostní distribuce plotice obecné habitat pláž 2010



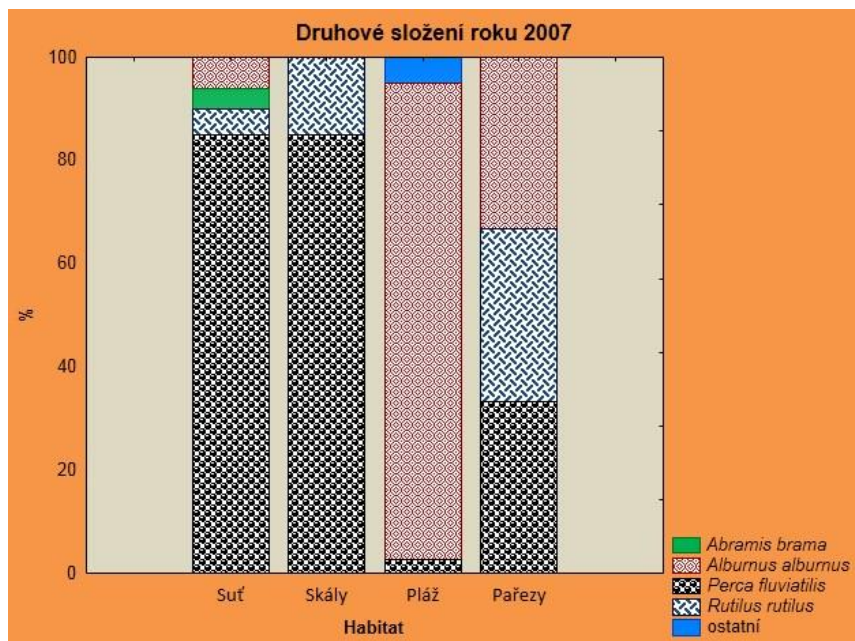
Příloha 5. Velikostní distribuce plotice obecné habitat pláž 2011



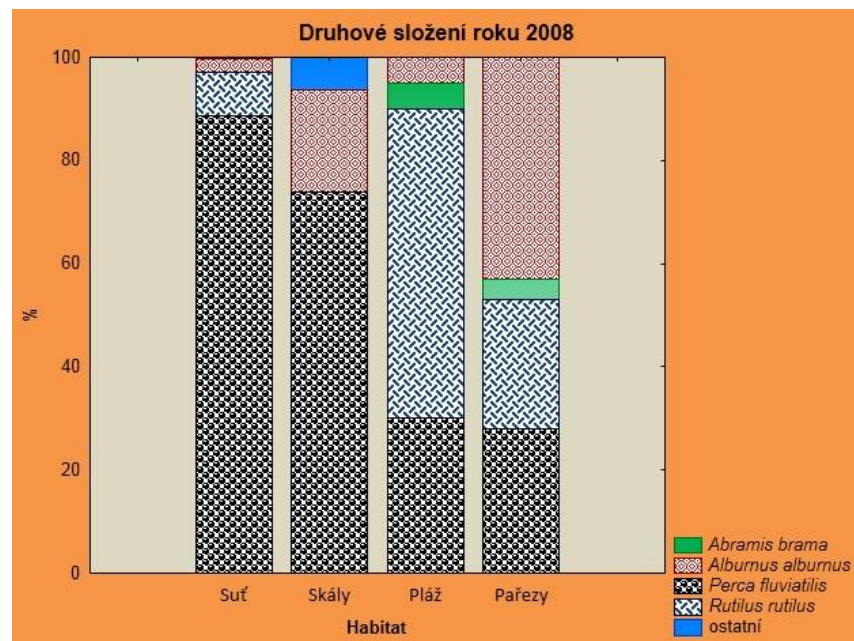
Příloha 6. Velikostní distribuce okouna říčního habitat pláž 2008



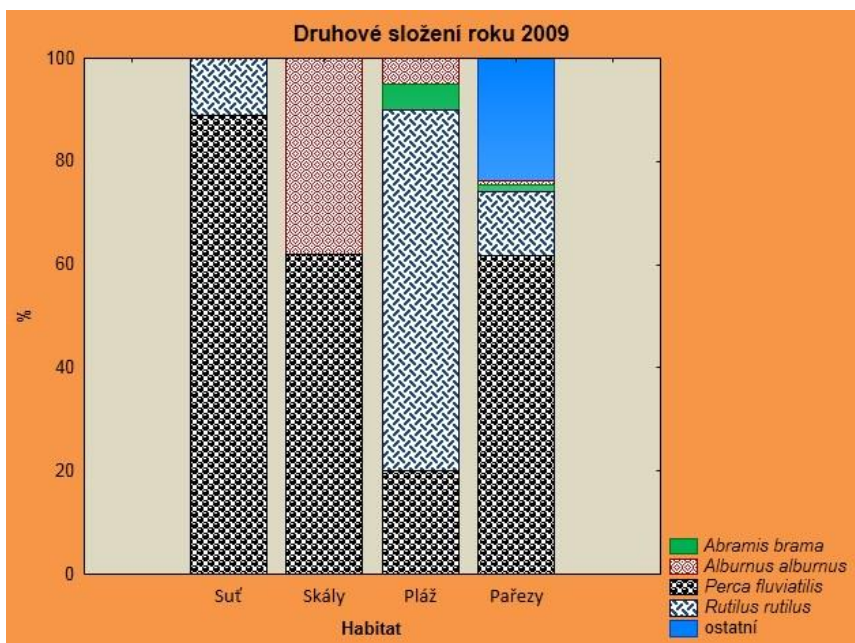
Příloha 7. Velikostní distribuce okouna říčního (*Perca fluviatilis*) habitat pláž 2010



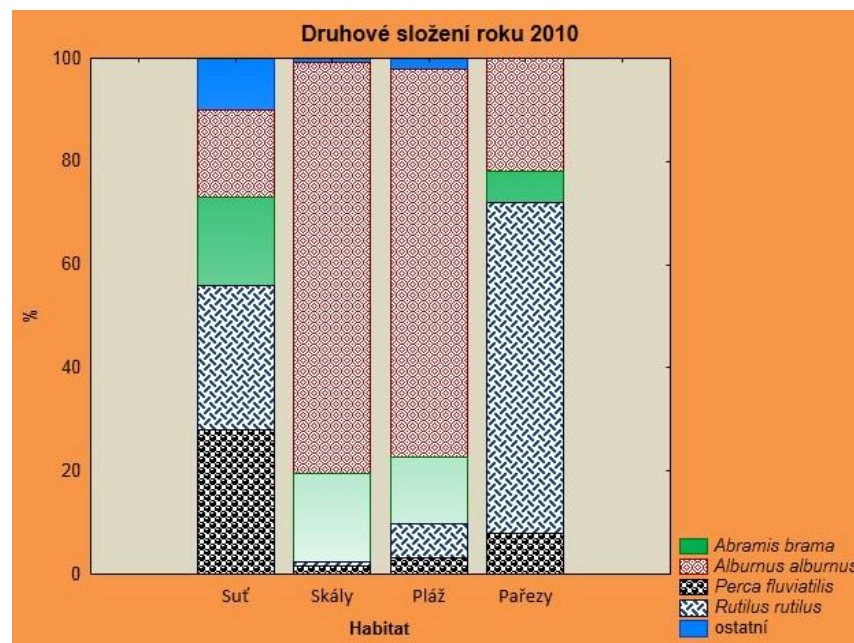
Příloha 8. Druhové složení roku 2007



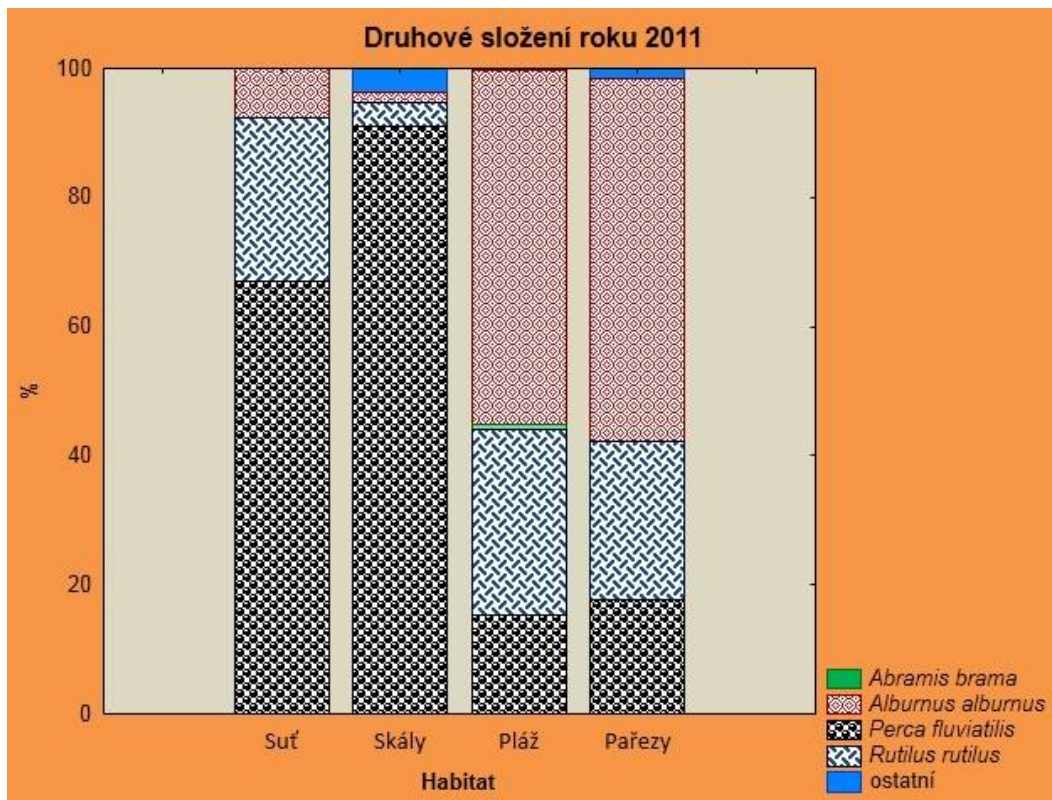
Příloha 9. Druhové složení roku 2008



Příloha 10. Druhové složení roku 2009



Příloha 11. Druhové složení roku 2010



Příloha 12. Druhové složení roku 2011

Rok sledování	Doba výtěru		Teplota vody v hrázové oblasti při tření (°C)		Výška vodní hladiny v období tření (m.n.m.)		Období vzorkování nádrže	Teplota vody v hrázové oblasti v období vzorkování	Výška vodní hladiny v období vzorkování nádrže (m.n.m.)
	kaprovité	okounovité	kaprovité	okounovité	kaprovité	okounovité			
2007	23.4. - 25.4.	13.4. - 23.4.	12,8-13,6	10,4-12,8	467,8-467,8	468,0-467,8	13.8. - 15.8.	20,2	465,7
2008	2.5. - 11.5.	15.4. - 27.4.	12,5-15	8,8-11,5	469,0-470,0	469,0-469,5	7.8. - 8.8.	22,5	468,4
2009	10.5. - 14.5.	7.4. - 30.4.	16-18	7,6-14,6	467,4-467,6	467,5-468,8	17.8. - 18.8.	19,6	467,3
2010	4.5. - 10.5.	16.4. - 5.5.	14-16	7,1-14	468,9-469,0	468,0-469,0	9.8. - 10.8.	18,2	468,4
2011	27.4. - 19.5.	14.4. - 9.5.	14,6-17,6	8,4-14,6	468,9-469,1	469,1-469,2	20.8. - 21.8.	22,9	468,9

Příloha 13. Přehled základních údajů z jednotlivých sezón

Příloha 14. Seznam druhů použitých v analýzách podle Baruš et al., (1995) a Kottelat and Freyhof, (2007)

Latinský název	Český název	Zkratka
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	cejn obecný	AbraBram
<i>Abramis brama</i> x <i>Rutilus rutilus</i> (Heckel 1836)	hybrid	CVxPL
<i>Alburnus Alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	ouklej obecná	AlbuAlbu
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	kapr obecný	CyprCarp
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	štika obecná	EsoxLuci
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	hrouzek obecný	GobiGobi
<i>Gymnocephalus cernus</i> (Linnaeus, 1758)	ježdík obecný	GymnCern
<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	jelec tloušť	LeucCeph
<i>LeucIdus Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	jelec proudník	LeucLeuc
<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	okoun říční	PercFluv
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	střevlička východní	PseuParv
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	plotice obecná	RutiRuti
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	candát obecný	SandLuci
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	perlín ostrobřichý	ScarEryt
<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	sumec velký	SiluGlan

10. Abstrakt

10. Abstrakt

V letech 2007-2011 byla vzorkována tohoroční společenstva v litorálu přehradní nádrže Římov pomocí metody bodového vzorkování (angl. PASE, point abundance sampling by electrofishing). V litorálu nádrže byly zvoleny čtyři odlišné typy habitatů (suť, skály, pláže, pařezoviště), které se vyskytovaly ve zvolených oblastech nádrže. Tyto habitaty reprezentovaly podstatnou část pobřeží v nádrži Římov. Z provedených analýz pětileté datové řady bylo zjištěno, že abundance juvenilních jedinců se výrazně lišila jak mezi jednotlivými roky, tak i mezi jednotlivými habitaty. Abundance juvenilních jedinců v rámci nádrže byla nejvíce ovlivněna výškou vodní hladiny v průběhu vegetační sezóny. Druhová diverzita v jednotlivých letech a v jednotlivých habitatech v nádrži Římov se významně lišila z důvodu rozdílných podmínek na stanovištích mezi jednotlivými lety. Množství plůdku kaprovitých ryb nemělo efekt na početnost plůdku okouna říčního ani na jeho prostorovou distribuci v jednotlivých litorálních habitatech. Hlavní vliv na distribuci juvenilních jedinců v nádrži měl typ habitatu. Na prostorovou distribuci juvenilních jedinců neměly významný vliv ani abundance predátorů či abundance dospělých kaprovitých ryb v jednotlivých litorálních habitatech.

0+ fish communities of the littoral zone were sampled using the point abundance sampling by electrofishing (PASE) in the Římov Reservoir within the years 2007-2011. In the littoral zone, four different types of habitats were selected (rubble slopes, rocks, beaches and shoreline with stumps), which represent significant part of shoreline in the studied Římov Reservoir. The performed data analyses from five seasons show, that abundance of 0+ fish was significantly different among years and habitats as well. The abundance of 0+ fish was influenced by water level fluctuation during the vegetation season. Species diversity had the same trend similarly to the abundance of 0+ fish, which was probably caused by different conditions in habitats within sampled seasons. A type of habitat had the major influence on the distribution of 0+ fish. On the other hand, there was not found any evidence, that abundance of juvenile cyprinid fish had any impact on the abundance and spatial heterogeneity of 0+ perch (*Perca fluviatilis*). No impact of predatory fish or adult cyprinid species on spatial distribution of 0+ fish was detected among habitats.