

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA



Bakalářská práce

Vztah charakteru nádrží a rybích obsádek

Vypracoval: Lukáš Veselý

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Jan Kubečka, CSc

České Budějovice 2010

Veselý L., 2010: Vztah charakteru nádrží a rybích obsádek [The relationship between fish stock and reservoir characteristics. Bc thesis, in czech] - 43 pp, Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace: In the first part of BA thesis is elaborated literary overview of the main factors affecting the fish stock in terms of morphology, hydrology, water chemistry, physical factors and geography. Influence of individual factor on the fish communities in reservoirs is assessed independently of the other factors. In the second part of this work I compare the species composition obtained from each reservoirs with 18 characteristics of the environment and try to trace the basic patterns

Prohlašuji, že jsem svoji bakalářskou práci 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 bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne: 29. 4. 2010

.....
Lukáš Veselý

Poděkování :

V první řadě bych chtěl poděkovat svému školiteli za jeho cenné rady a věcné připomínky, bez nichž bych tuto práci nikdy nenapsal. Také bych chtěl poděkovat Petru Šmilauerovi a Simoně Polákové za jejich cenné rady při statistickém vyhodnocování dat. Můj dík též patří podnikům Povodí Labe, Vltavy, Moravy a Odry, které mi ochotně poskytli data do mých analýz. V neposlední řadě bych chtěl poděkovat své přítelkyni za její stálou podporu a korekturu pravopisu v této práci, též bych chtěl poděkovat své rodině, která mi vždy byla velkou oporou a umožnila mi studovat na vysoké škole.

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	2
3. Literární přehled	2
3.1 Morfologie	2
3.1.1 Hloubka	3
3.1.2 Tvar nádrže	3
3.2 Hydrologie	4
3.2.1 Kolísání hladiny	5
3.2.2 Doba zdržení a velikost nádrže	6
3.3 Chemie	6
3.3.1 Chemie: Okamžité vlivy	7
3.3.1.1 kyslík	7
3.3.1.2 pH	7
3.3.2. Chemie: Dlouhodobé vlivy	8
3.3.2.1 Fosfor	8
3.3.2.2 Dusík	9
3.4 fyzikální vlivy	9
3.4.1 Teplo	9
3.4.2 Světlo	10
3.5 Geografické faktory	11
3.5.1 Nadmořská výška	11
3.5.2 Geografická poloha	11
3.6 Čas a eutrofizace	12
3.7 Vývoj rybí obsádky v nádrži	13
4. Materiál a metodika	17
4.1 Získaná data	17
4.2 RDA	19
4.3 Lineární regrese	20
4.4 Twin span	21

5. VÝSLEDKY	22
5.1 RDA	22
5.2 Lineární regrese	26
5.3 Twin span	30
6. Diskuze	33
7. Závěr	36
8. Seznam použité literatury	37
9.přílohy	44

1. Úvod

Nádrže jsou člověkem vytvořená tělesa, která zahrazují toky a slouží k výrobě elektrické energie, k zavlažování, jako zásobárna pitné vody, k ochraně proti povodním, k rekreačním účelům a pro komerční účely lovu ryb (Fernando and Holčík, 1991; Beleš et al., 2004). Nádrže se staly nedílnou součástí naší krajiny (Prchalová, 2008). Přehrazování řek na našem území v minulém století vedlo jak ke kvantitativním tak ke kvalitativním změnám rybní obsádky (Draštík et al., 2006). Stavba nádrže je někdy považována za lidskou chybu (Fernando and Holčík, 1991), protože stavbou nádrže dojde k výrazným fyzikálním, chemickým a hydrologickým změnám (Lojkásek, 1995). Tyto změny vytváří drastické a obecně negativní podmínky pro původní říční druhy (Beleš et al., 2004), kterým se druhy zachycené v nádrži se musí přizpůsobit s rozdílnými úspěchy (Peňáz et al., 1996; Duncan and Kubečka, 1995), jelikož ryby, které tvoří rybní obsádku v nádržích se rekrutují z původně říčních druhů. Tyto druhy se ale vyvíjely po miliony let v řekách (Kubečka, 1993; Fernando and Holčík, 1991; Duncan and Kubečka, 1995) a stavbou přehrad se jim silně pozmění původní říční habitat. Možnost obývat tyto habitaty je pravděpodobně redukována, protože mnoho z nich se nemůže adaptovat na podmínky stojatých vod (Irz et al., 2004). V důsledku stavby přehrad došlo k fragmentaci toků a řeky přestaly plnit funkci biokoridoru (Lusk et al., 1998).

Nádrže nemůžeme považovat za umělá jezera (Irz et al., 2002), jak bývají často označována. Ačkoliv mají spoustu společných vlastností, jako jsou stojatá voda, vnitřní míchání, příjem živin, primární produkce nebo vztah predátor kořist (Irz et al., 2006), je zde také dlouhý seznam vlastností, které od sebe jezera a přehrad obvykle odlišují například silná úroveň kolísání hladiny, rozdílný poměr délky a šířky a malá nestrukturalizovaná plocha litorálu (Vašek et al., 2006), jejich umístění v povodí, nízká doba zdržení a vysoké organické zatížením, které do nádrže přitéká (Irz et al., 2002). Nádrže můžeme spíše považovat za jakýsi přechodný systém mezi jezery a řekami z pohledu morfologie a hydrologie a z pohledu živin a nabídky organické hmoty. Také lze tyto přechodné systémy porovnávat z pohledu výskytu druhů ryb a struktury rybní obsádky (Irz et al., 2006). Druhy ryb, které se v nádrži vyskytují, mohou být považovány za odezvu na environmentální charakteristiky té dané nádrže (Irz et al., 2002). Z výsledku citované studie však, jednoznačně vyplývá, že složení a struktura rybní obsádky je více podobná jezeru než řece.

2. Cíle práce

- 1) Sepsat podrobnou literární rešerši, ve které budou popsány základní faktory, které mohou ovlivňovat rybí obsádku v nádrži
- 2) Porovnat charakteristiky rybích obsádek (druhové složení) na pozadí morfometrických a limnologických charakteristik nádrží a vysledovat základní charakteristiky

3 Literární přehled

V této části mé bakalářské práce je zpracován literární přehled nejdůležitějších faktorů ovlivňujících rybí obsádku z pohledu morfologie, hydrologie, chemie vody, fyzikálních faktorů, geografických hledisek. Z pohledu stárnutí nádrže a její eutrofizace, uvádím jako další faktor i vývoj rybí obsádky v čase. Na rybí obsádku v nádrži působí všechny tyto faktory společně, a vytváří jak vhodné tak i nevhodné podmínky pro rybí společenstvo. Na následujících stranách se zaměřím pouze na samostatný vliv určitého faktoru na rybí společenstvo. Může se stát, že některý z těchto faktorů může být limitní pro určitý druh jako například obsah kyslíku pro salmonidy, nebo nevhodný výtěrový substrát pro fytofyly i když ostatní environmentální podmínky budou vhodné.

3.1 Morfologie

Morfologie nádrže má zřejmě silný vliv na rybí obsádku. Rybí obsádka v nádrži odpovídá morfologii dané nádrže (Mehner et al., 2007; Mehner et al., 2005), jak v abundanci, tak i v biomase. To si můžeme ukázat na příkladu okouna, který je dominantní v hlubokých mesotrofních jezerech naproti tomu v mělkých jezerech spíše dominují kaprovité ryby (Mehner et al., 2005). Přesto je však přesvědčivých studií o vlivu morfologie na abundanci a biomasu poměrně málo, protože jsou tyto parametry těžko zjistitelné. Morfologie nádrže také určuje specifické podmínky na určitém místě v nádrži a určuje distribuci ryb v nádrži (Kubečka et al., 1998), a také je úzce spjata s její úživností (Garcia et al., 2006). Hlavní morfologické znaky, které determinují rybí obsádku, jsou uvedeny v následujících odstavcích.

3.1.1 Hloubka

V německých jezerech byl podrobně sledován vliv hloubky na složení rybí populace. Zjistilo se, že hloubka je významný morfologický faktor, který určuje, jaká obsádka se v jezeře bude vyskytovat (Mehner et al., 2007; Mehner et al., 2005; Garcia et al., 2006), což potvrzuje studie Prchalová et al., (2009) provedená na českých nádržích. Je velký rozdíl ve složení rybí obsádky mezi mělkými a hlubokými jezery. V hlubokých jezerech s velkým objemem pelagiálu je silná početní dominance pelagických druhů ryb, které jsou schopné se nakrmit ve volné vodě (Irz et al., 2002) například síha malého (*Coregonus albula*). Hloubka také ovlivňuje produktivitu, která je velmi rozdílná v mělkých a hlubokých jezerech (Garcia et al., 2006; Mehner et al., 2005). V důsledku toho jsou hluboká jezera slabě obydlena (Fernando and Holčík, 1991). Hloubka má také vliv na abundanci (Mehner et al., 2007) a biomasu jednotlivých druhů, což znamená, že s přibývajícím hloubkou bude abundance i biomasa prudce klesat (Prchalová et al., 2009). Velká hloubka jak jezer, tak i nádrží v mírném pásu určuje, že jezera či nádrže budou sezoně stratifikovaná. Podmínky stratifikované nádrže nedovolí rybám obydlet velké hloubky celoročně (Fernando and Holčík, 1991). Hloubka má také vliv na prostorovou distribuci ryb v nádrži (Prchalová et al., 2008).

Při posuzování hloubky jako faktoru ovlivňujícího rybí obsádku bychom měli brát v potaz hloubky dvě. Maximální hloubku, která nám pomáhá rozeznat, zdali bude jezero stratifikované (Kalf, 2002) a hloubku průměrnou, jenž nám může pomoci rozeznat přechod mezi jednotlivými typy jezer. V Německu rozeznávají podle hloubky a koncentrace fosforu tři typy jezer, jezero síhového typu, které je hluboké s nízkým obsahem fosforu, jezera ježdíkového typu, která jsou mělká a více produktivní a vyskytují se jižněji od Baltského moře, a jezera typu plotice která jsou mělká a více produktivní a liší se od předchozího typu pouze polohou, kdy jezero typu plotice se vyskytuje v severozápadní části Evropy (Mehner et al., 2007).

3.1.2 Tvar nádrže

Tvar nádrže je dalším důležitým faktorem formujícím rybí obsádku v nádrži, především typ, sklon dna a složitost břehové linie jsou důležité (Draštík et al., 2006). Také sklon břehů buď do „U“ nebo do „V“ je zásadní (Duncan and Kubečka, 1995). Naproti tomu se zdá, že přeměna a využití litorálu člověkem nemělo na rybí obsádku žádný nebo jen minimální vliv (Mehner et al., 2005). Typ dna a sklon dna určují, zda se budou v nádrži vyskytovat makrofyty. Vodní makrofyty jsou důležitá jako výtěrový substrát pro fytofyty (Duncan and Kubečka, 1995) a slouží jako úkryty jejich raných vývojových stádií. Jejich další funkcí je, že vytvářejí stanoviště pro dravce zejména pro okouna a

štitku. Makrofyta mají také příznivý dopad na koloběh fosforu v nádrži a zvyšují průhlednost vody, protože odebírají fosfor, který by jinak byl spotřebován fytoplanktonem (Duras et al., 2007). Jako nevhodný substrát pro rozvoj makrofyt se jeví betonové desky, které jsou použity v londýnských nádržích, nevhodné jsou také strmé svahy, které se vyskytují u českých kaňonovitých nádrží a břehy trpící erozí větru a vln. Oproti tomu většina ruských nádrží má mírný sklon břehů a velkou plochu litorálu, což zvyšuje produktivitu jezera a poskytuje dobré podmínky pro tření a dobré podmínky pro růst makrofyt (Duncan, and Kubečka, 1995). Předpokládá se, že složitost litorálu možná přímo mění proporce dominantních druhů (Mehner et al., 2005).

Poměr mezi litorálem a pelagiálem nádrže se zdá být důležitý, protože pelagiál reprezentuje anomální podmínky pro říční druhy a litorál reprezentuje nejuživnější část nádrže. Kolonizace pelagiálu se objevuje až po té co jsou obsazené všechny habitaty podobné řece (Fernando and Holčík, 1991). Pelagiál ale kolonizovaný být nemusí, pokud se v nádrži nevyskytují vhodné druhy ryb, které jsou schopny pelagiál osídlit. Pokud se v nádrži tyto druhy nevyskytují, pelagiál zůstává neobydlený. Fernando and Holčík, (1991) se domývali že pelagické objemy mnoha nádrží a jezer jsou slabě obydleny. Dnes se však ukazuje, že to v mnoha případech nemusela být pravda. Ryby v nádržích a jezerech preferují litorál nad pelagiálem (Prchalová et al., 2008). V litorálu se vyskytuje nejvíce druhů ryb v nádrži, jako výsledek mezi historickými tendencemi obývat litorál a snaze vyhnout se ptačím rybožravým predátorům (Prchalová et al., 2006).

3.2 Hydrologie

Původní říční prostředí bylo tvořeno nestabilním hydrologickým prostředím (Fernando and Holčík, 1991), po napuštění nádrže se po obou stranách hráze změnil hydrologický režim (Lojkásek, 1995). V České republice bylo postaveno mnoho nádrží s rozdílným ekohydrologickým režimem (Draštík et al., 2004). Stavbou nádrže se sníží proudění, doba zdržení se zvýší, a kolísání hladiny bude jiné (Kahl et al., 2008), oproti původnímu říčnímu prostředí.

3.2.1 Kolísání hladiny

Provoz přehrady vytváří často nepravidelné kolísání vodní hladiny. Tyto podmínky vedou k různým tlakům na rybí společenstvo (Irz et al., 2002). Dopady kolísání hladiny byly široce studovány v řekách, jezerech a nádržích (Kahl et al., 2008). Má se za to, že kolísání vodní hladiny je zásadně důležité pro ichtyofaunu nádrže a možná je odpovědné za absenci některých druhů v nádrži (Kubečka, 1993). Oproti tomu Draštík et al., (2004) uvádí, že se nepodařilo najít odlišnosti v druhovém složení rybí fauny nádrží s přirozeným hydrologickým režimem a nádrží, které jsou hojně využívané pro výrobu elektrické energie, které mají denní fluktuaci okolo 1-2 m, což je s největší pravděpodobností způsobeno vysazováním. Oproti tomu, ale Draštík et al. (2004) uvádí, že kolísání hladiny má v kaskádových nádržích vliv na rybí obsádku, čímž s největší pravděpodobností myslí proporce jednotlivých druhů.

Kolísání hladiny může mít vážné důsledky pro úspěšné doplnění obsádky ryb využívající litorální zónu, jako místo k výtěru (například plotice a cejn (Kubečka et al., 1998). Je to dáno tím, že při kolísání hladiny jen těžko vzniká vodní vegetace, kterou některé druhy používají jako výtěrový substrát (Irz et al., 2002; Kahl et al., 2008). Nebo se může stát, že i při krátkodobém kolísání hladiny dojde k vyschnutí jiker (Kahl et al., 2008). Kolísání vodní hladiny může poškozovat růst vodních makrofyt, což může mít zásadní dopad na juvenilní rybí společenstvo (Kahl et al., 2008). Absence makrofyt totiž značně snižuje přežití některých druhů juvenilních ryb (Irz et al., 2002). Vodní vegetaci může při výtěru nahradit zaplavená terestrická vegetace. Kolísání hladiny má také negativní dopad na reofilní druhy (Kahl et al., 2008) a na rozvoj bentických bezobratlých, kteří slouží jako potrava rybám (Irz et al., 2002). V nádržích s velkým pohybem hladiny dochází k omezení reprodukční úspěšnosti kaprovitých, a proto jsou částečně nahrazeny okounem (Kubečka and Matěna, 1994). To je hlavně patrné u hydroelektrických nádrží například u nádrže Slapy (Kubečka, 1993). V normálních podmínkách by byl okoun vykompetován kaprovitými (Kubečka et al., 1998), ale v podmínkách vysokého kolísání hladiny a zejména v kaskádě, se okoun stává dominantní (Draštík et al., 2004).

Podle Duncan and Kubečka (1995) je několik typů vodních režimů, které se obvykle využívají u vodních nádrží

- 1) Vysoká vodní hladina na jaře s klesáním v létě na podzim a v zimě. Tento režim se používá u vodárenských nádrží a také nádrží pro zavlažování. Výtěrový substrát pro fytofyly je dostupný v brzkém jaru a obsahuje i zaplavenou terestrickou vegetaci.
- 2) Stabilní vysoká hladina v období bez ledového příkrovu, v zimním období pokles hladiny, což může způsobit vymrznutí makrofyt či jejich poškození ledovým příkrovem. Tento typ je běžný

v ruských, amerických, a českých nádrží. Podmínky pro výtěr fytofylů jsou různé, ale jsou horší než u prvního typu.

3) Stabilní vysoká hladina během celého roku. Režim charakteristický pro nádrže vybudované pro plavební účely či pro rekreační účely.

3.2.2 Doba zdržení a velikost nádrže

Doba zdržení je jeden z dalších abiotických znaků, který formuje rybí obsádku v nádrži. Možná má vliv na výskyt či absenci některých druhů (Kubečka, 1993). Doba zdržení nám také pomáhá učit, zda bude nádrž stratifikovaná. Pokud je doba zdržení delší než jeden měsíc tak to vytváří dobré podmínky pro termální stratifikaci (Prchalová et al., 2008). Pokud je doba zdržení krátká (nádrže průtočné) je zde malý vliv na kvalitu vody, která sem přitéká a nedochází zde k silnějšímu rozvoji planktonu (Hartman et al., 1998). Doba zdržení má také vliv na sedimentaci v nádrži, při vtoku do nádrže se voda zpomalí a částice, které byly vodou unášeny, začnou sedimentovat, Pokud voda nese velké množství částic, může to znamenat problém pro živočichy, kteří jsou při lovu potravy závislí na svém zraku, protože sedimentace může snížit viditelnost (Kalff, 2002).

Velikost nádrže ovlivňuje dobu zdržení, protože se zvětšujícím se objemem nádrže se doba zdržení zvyšuje. S ohledem na dobu zdržení můžeme rozlišovat tři typy nádrží. Již zmíněnou průtočnou nádrž, která se více podobná řece, protože její doba zdržení je pouze ve dnech nebo v týdnech. Tyto nádrže jsou nejčastěji využívány jako nádrže na výrobu elektřiny a pro lodní dopravu. Dalším typem jsou nádrže, které mají spíše jezerní charakter, doba zdržení je v měsících či v rocích, jsou povětšinou stratifikované a využívány pro kontrolu toků nebo pro zavlažování. Třetí typ nádrží je kombinací jezerního a říčního typu. Doba zdržení je zde počítána v měsících, v období srážek (odtoku) se tento typ stane více říčním a ve zbývajícím čase je více jezerním typem (Kalff, 2002).

3.3 Chemie

Dle Kytaeva, (2002) je chemie říční a jezerní vody tvořena efektem atmosférických srážek, interakcí s podložím, živými organismy, lidskou aktivitou, klimatem, reliéfem, vodním režimem, hydrologickými a hydrodynamickými podmínkami a dalšími faktory. Zde se chci věnovat chemii vody z hlediska dlouhodobého a aktuálního dopadu na rybí obsádku. Za krátkodobé nebo okamžité vlivy

můžeme považovat obsah kyslíku ve vodě a pH. Za dlouhodobé dopady, které ovlivňují rybí společenstvo, můžeme považovat především obsah živin ve vodě, jako jsou fosfor a dusík.

3.3.1 Chemie: Okamžité vlivy

3.3.1.1 Kyslík

Koncentrace kyslíku ve vodě je ovlivněna teplotou a atmosférickým tlakem. Do vody kyslík proniká difuzí, a jeho obsah je přímo úměrný parciálnímu tlaku plynů na hladinu vytvářené vzdušnou atmosférou (Hartman et al., 1998). Na koncentraci kyslíku ve vodě má také vliv rozklad organických látek a produkce kyslíku rostlinami a řasami.

Obsah kyslíku vodě má zásadní vliv všechny organismy v ní žijící, ryby nevyjímaje (Kalff, 2002). Ryby se v přehradě nevyskytují náhodně. Vyhledávají místa, která jsou pro ně fyziologicky vhodná, zejména pokud se jedná o koncentraci kyslíku (Prchalová et al., 2009). Je možné, že abiotické podmínky jako je koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě vedou k absenci některých druhů (Kubečka, 1993), například lososovitých, kteří preferují dobře prokysličené vody (Garcia et al., 2006).

V českých nádržích se během léta rozvíjí termální (Hrbáček and Staškaba, 1966) a kyslíková stratifikace. Ryby se vyhýbají vrstvě pod termoklinou s nízkými koncentracemi kyslíku a nízkou teplotou (Prchalová et al., 2009), nebo dokonce hypoxií (Prchalová et al., 2008). Proto bývá v letních měsících u stratifikovaných nádrží nejvíce obydlený epilimnion, kde jsou vhodné kyslíkové podmínky (Prchalová et al., 2006; Prchalová et al., 2008). Pokud je v nádrži dost kyslíku a přiměřená teplota u dna, ryby mohou obývat i hlubší partie nádrže. Příkladem mohou být holandské nádrže, které jsou uměle promíchávány a prokysličovány (Prchalová et al., 2006).

3.3.1.2 pH

Alkalinita či acidita vody je definována pomocí pH (Kalff, 2002). pH je záporný dekadický logaritmus počítaný z koncentrace vodíkových iontů. Má svoji stupnici od jedné do 14, přičemž stupnice od jedné do sedmi značí, že je voda kyselá, od sedmi do 14, že je voda zásaditá (Hartman et al., 1998). Jako kyselá vody můžeme označit jezera sopečného původu, které mohou mít pH menší než 3. Jako alkalické vody můžeme označit východoafrická jezera, která mají pH mezi 9.5-10.5. Optimální pH pro ryby se pohybuje mezi 6-8.5 (Kalff, 2002). Vysoké či nízké hodnoty pH mohou redukovat

bohatost rybí obsádky (Kubečka, 1993; Kalff, 2002). Avšak faktor vysokého či nízkého pH sám o sobě není takový problém, Větší problém je toxicita některých látek za vysokého či nízkého pH. Při nízkém pH je problém s toxicitou hliníku a dalších kovů, při vysokém pH mohou být toxické stopové kovy ve vodě (Kalff, 2002) nebo amoniak (Hartman et al., 1998). Také rozvoj vláknitých řas a biomasy makrofytů zvyšuje hodnotu pH a nutí ryby odcházet z mělkých zarostlých partií nádrže (Hochman et al., 1988).

3.3.2 Chemie: Dlouhodobé vlivy

3.3.2.1 Fosfor

Fosfor je biogenní prvek, což odráží jeho důležitost v ekosystému. Fosfor se dostává do vodního prostředí z půdy nebo přímo z atmosférických srážek. Hraje zde roli i velikost povodí, ze kterého je fosfor splachován do nádrže. Je primárně uvolňován do vodního prostředí v rozpuštěné organické formě, doplňovaný anorganickým fosforem obsaženým v částech spláchnutými z půdy a rozpuštěným fosforem z atmosféry (Kalff, 2002). V nádržích se vyskytuje ve formě fosforečnanů.

Nádrže mohou být považovány za střední stav mezi jezery a řekami z pohledu obsahu fosforu a nabídky organické hmoty (Irz et al., 2006). V nádrži je patrný gradient fosforu v nádrži, kdy u hráze je jeho obsah nejmenší a postupně stoupá směrem k přítoku, kde dosahuje svého maxima (Kalff, 2002; Vašek et al., 2004). Obsah fosforu ve vodě má širokosáhlý dopad na rybí obsádku. Ukazuje se, že koncentrace fosforu nám může ukázat, jaká obsádka se bude v jezeře vyskytovat (Mehner et al., 2007). Na úživnost jezera má vliv jeho morfologie, je známo, že úživnost hlubokých jezer bude menší nežli úživnost mělkých jezer (Mehner et al., 2005), což potvrzuje Kalff, (2002) který tvrdí že úroveň živin klesá se zvyšováním průměrné hloubky. V Německu rozlišují tři typy jezer podle obsahu totálního fosforu. Tyto jezera jsou již uvedena v kapitole 3.1.1 Hloubka. Vysoké zatížení biogenními prvky jakými jsou P a N a organickými látkami způsobuje trvalý kyslíkový deficit ve větších hloubkách nádrže, dokonce i když je doba zdržení krátká (Kubečka and Matěna, 1994).

Eutrofizace nádrží je důležitý faktor ovlivňující a formující rybí obsádku (Mastýnski, 1997), který je spojen s přítokem živin především fosforu a dusíku do nádrže a jejich poměrem (Kalff, 2002), Tento jev bude probrán v samostatné kapitole.

3.3.2.2 Dusík

Dusík je dalším velice významným biogenním prvkem (Hartman et al., 1998), Jeho zdrojem jsou atmosférické srážky a výluhy z půdy, které se dostávají povodím do nádrží. Dusík existuje ve vodě na rozdíl od fosforu, jak v oxidovaných, tak i v redukováných formách. Vyskytuje se zde ve formě dusičnanů, dusitanů, a amonných iontů (Kalff, 2002; Hartman et al., 1998). V případě vysoké koncentrace amonných iontů na vstupu do nádrže a v případě že v nádrži bude vyšší pH než 8.5 a teplota vody se bude pohybovat okolo 25°C. Hrozí, že se bude uvolňovat nedisociovaný amoniak, který je pro ryby toxický i v malých dávkách (Hochman et al., 1988).

Ve vodním prostředí probíhají určité děje, při kterých se jedna forma sloučeniny dusíku mění na tu druhou, počínaje nitrifikací. To je biologická oxidace amonných iontu, která obvykle končí přeměnou na dusičnany nebo na dusitany a je katalyzována přes rozmanité druhy mikroorganismů. Ty díky tomu získávají energii pro své životní pochody. Tento děj probíhá primárně v sedimentech profundálu. Dalším dějem je denitrifikace, což je bakteriemi zprostředkovaný proces zahrnující přeměnu organického dusíku na anorganický, v prvním kroku se organický dusík změní na plynný NO a na N₂O a následně na N₂. Tento proces je řízen mnoha heterotrofními a fakultativně anaerobní bakteriemi a houbami v přechodu mezi aerobní a anaerobní vrstvou (Kalff, 2002).

Hlavní vliv na rybí obsádku má dusík společně s fosforem v podobě eutrofizace (Mastýnski, 1997).

3.4 Fyzikální vlivy

3.4.1 Teplo

Teplota vody spolu s atmosférickým tlakem ovlivňuje množství rozpuštěného kyslíku ve vodě (Dubský et al., 2003), pravděpodobně je odpovědná za absenci některých druhů v nádržích (Kubečka, 1993). Teplota vody výrazně ovlivňuje životní pochody ve vodě. Ovlivňuje koloběhy látek ve vodě, příjem potravy rybami, rozmnožování, intenzitu látkové výměny a podobně (Dubský et al., 2003). Voda se především ohřívá slunečním zářením a také teplem přijímaným z ovzduší (Dubský et al., 2003; Kalff, 2002). V případě, že je teplota vody příliš nízká nebo příliš vysoká, dochází ke značnému omezení či úplnému zastavení příjmu potravy. Teplota vody také stimuluje dozrávání pohlavních produktů ryb a také má zásadní vliv na vývoj jiker a larválních stádií ryb (Dubský et al., 2003) a celkově má vliv na rybí obsádku (Draštík et al., 2004).

S teplotou vody je také spojena termální stratifikace (Kalff, 2002), v českých nádržích běžný jev (Hrbáček and Staškaba, 1966). V našich zeměpisných podmínkách se vyskytuje stratifikace letní a zimní stratifikace. Při zimní stratifikaci se teplota nádrže vyrovná od hladiny po dno. Letní Stratifikace rozděluje vodní masu na tři zóny na hluboký hypolimnion, což je nejspodnější vrstva, která se dotýká dna a metalimnionu, což je přechodná vrstva mezi epi a hypolimnionem. Je charakteristická svým teplotním gradientem, který je označován jako termoklina. Horní vrstva je epilimnion, který je nejvíce prohřátý (Kalff, 2002) a nejvíce obydlený ve stratifikovaných nádržích (Prchalová et al., 2008; Prchalová et al., 2006). Dvě spodní vrstvy bývají obydleny méně nebo vůbec díky jejich nevhodným podmínkám z pohledu teploty a koncentrace kyslíku (teplota a koncentrace kyslíku u dna je oproti hladině malá), (Prchalová et al., 2008).

Teplota vody může být pro ryby letální, optimální nebo preferovaná. Preferovaná teplota je obvykle o něco vyšší než teplota optimální. Zde uvádím několik druhů s jejich optimálními teplotami pstruh obecný (*Salmo trutta*) 10-15 °C, siven americký (*Salvelinus fontinalis*) 16-18 °C, štika obecná (*Esox lucius*) 19-21 °C, karas stříbřitý (*Carassius auratus*) 24-30 °C, okoun říční (*Perca fluviatilis*) 17-22°C (Baruš and Oliva, 1995). Podle teploty vody ryby můžeme dělit na ryby studenomilné, kam patří lososovití a síhovití, kteří mají optimální teplotu mezi 8-18°C a ryby teplomilné, kam patří kaprovité okounovité a sumcovité ryby, jejichž teplotní optimum je mezi 18-28 °C

3.4.2 Světlo

Světlo je další důležitý fyzikální faktor ve vodním prostředí. Světelné záření je hlavní faktor, který prohřívá vodní masu (Kalff, 2002). Prodlužováním či zkracováním světelné části dne se stimuluje výtěr ryb, ale větší vliv na rozmnožování má teplota vody (Dubský et al., 2003). Světlo má vliv na fotosyntézu ve vodě (Kalff, 2002). Jeho dostupnost je limitována průhledností vody (Duras et al., 2007), která také závisí na sedimentaci v nádrži a na jejím trofickém stavu (Kalff, 2002), což ovlivňuje růst a výskyt vodních makrofyt.

3.5 Geografické faktory

3.5.1 Nadmořská výška

Bylo prokázáno, že nadmořská výška strukturuje obsádku portugalských nádrží, i když se předpokládá, že společenstva horských nádrží spíše odrážejí vliv člověka než místní environmentální podmínky (Irz et al., 2002). S přibývajícím nadmořskou výškou klesá diverzita rybího společenstva a snižuje se teplota (Prokeš, 1998), což má zásadní vliv na rybí společenstvo (Draštík et al., 2004). Proto ve vyšších nadmořských výškách můžeme spíše očekávat ryby studenomilné, jakými jsou lososovití a síhovití, kteří preferují nižší teploty a vyšší nasycení vody kyslíkem a jejich optimum je mezi 8-18 °C (Dubský et al., 2003).

3.5.2 Geografická poloha

Zdá se, že složení obsádky se mění v závislosti na geografické pozici, což naznačuje Mehner et al., (2007), který tvrdí, že se obsádka se mění podél geografického gradientu od jihovýchodu k severozápadu, taktéž tvrdí, že bohatost druhů je jiná mezi západními a východními regiony od řeky Labe, což potvrzuje i Baruš et al., (1995) kteří tvrdí, že Dunaj je druhově nejbohatší řeka v Evropě, protože se zde setkávají druhy ze severní a jižní Evropy a druhové bohatství klesá od Dunaje směrem na západ i východ

Rybí obsádka je také ovlivňována geograficko-historickými okolnostmi daného území. Konec doby ledové přinesl oteplení a dal možnost druhům rozšířit se ze svých refugií do nových území, ryby jakožto vodní obratlovci se museli šířit po vodě, což mohlo znamenat problém, pokud narazili na nějakou nepřekonatelnou překážku. Za nepřekonatelnou překážku můžeme považovat náhlou změnu biotopu (změna salinity, horská pásma, pouště) nebo postupné změny jako jsou teplota nebo množství dešťových srážek a tím i periodické vysychání. Většina barrier má historickou povahu, například vyvrásnění alp zabránilo teplomilným středomořským druhům se rozšířit do střední Evropy dalším takovým to příkladem je řetěz hor Balkánu, který zabraňuje pronikání druhům z Dunaje dále na jih, poslední důležitou barierou je Dinarská planina. Tento masiv bránil v proniknutí západobalkánským a středoevropským druhům na východní Balkán (Baruš and Oliva, 1995).

Státní území ČR leží v jihozápadní části eurosibiřské zoogeografické podoblasti. Vodstvo ČR přísluší ke třem mořím, Odra odvádí vodu do baltského moře, Morava do Dunaje, který pak teče do černého moře a Labe které odvádí vodu do Severního moře. Tato skutečnost ovlivnila složení druhové

obsádky na území ČR. Většina ryb se k nám rozšířila z ponto-kaspické (*Alburnus alburnus*, *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus* a další) oblasti a některé druhy se k nám dostali z atlantické oblasti (*Salmo salar*, *Anguila anguila*), tyto druhy sem již prakticky nepronikají), také jsou zde druhy se širokým palearktickým rozšířením (*Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Leuciscus leuciscus*). Nejbohatší částí republiky z pohledu druhového bohatství se zdá být Morava, protože náleží jak úmoří Baltu, tak i Černého moře (Baruš et al., 1995).

3.6 Čas a eutrofizace

Hlavní příčina vývoje rybí obsádky v nádrži může být stárnutí nádrže (Kubečka and Bohm, 1991), nebo její eutrofizace (Mehner et al., 2007). Eutrofizace a stárnutí nádrže jsou velmi často paralelní a proto se jejich samostatný efekt od sebe jen těžko rozeznává v jednotlivých procesech v nádrži (Kubečka and Bohm, 1991). Efekt eutrofizace nádrže je spojen s přítokem živin z povodí, především fosforu a dusíku a jejich poměrem (Kalf, 2002). Složení rybí obsádky odráží stupeň eutrofizace přehrady (Mehner et al., 2005). Stupeň eutrofizace nádrže odpovídá intenzitě zemědělství a obydlí v povodí nádrže a situací s výskytem polutantů (Hochman et al., 1988). S postupem eutrofizace a stárnutím se produktivita nádrže může snižovat (Scharf, 2008), klesá rybí diverzita a mění se proporce jednotlivých druhů v nádrži (Garcia et al., 2006) a rybí fauna se stabilizuje (Scharf, 2008).

V dnešní době dochází i k oligotrofizaci jezer. Tento jev může být způsoben snížením přítoku živin do jezera v důsledku důkladnějšího nakládání s odpadními vodami a menšímu používání hnojiv. Tento jev se projevuje snížením obsahu chlorofylu a zlepšením kvality vody (Carvalho and Kirika, 2003). Dá se předpokládat, že podobné jevy budou v brzké době popsány i na evropských rybích společenstvech.

Změny ve struktuře rybí obsádky jsou v nádržích na rozdíl od jezer dynamickým procesem. Je známo, že míra těchto procesů je spojena se stupněm eutrofizace, jak jezer, tak i přehrad (Mastýnski, 1997). Oligotrofní, mesotrofní, eutrofní, hypertrofní fáze, každá z těchto fází má své specifické dominantní druhy (Mehner et al., 2005). Pro oligotrofní vody to jsou salmonidi, pro mesotrofní vody je to okoun říční (*Perca fluviatilis*), (Mehner et al., 2005), pro eutrofní vody jsou to plotice obecná (*Rutilus rutilus*) a cejn (*Abramis brama*) a hypertrofní vody obývají pouze velmi odolné druhy, jako jsou karas (*Carassius carassius*) a slunka (*Leucaspis delineatus*) (Mastýnski, 1997).

Je známo, že se zvyšující trofii dojde k přeskoku z lososovité fáze přes dominanci okouna k dominanci kaprovitých ryb (Mehner et al., 2005; Kubečka and Bohm, 1991), ale podrobná sukcese rybí obsádky bude popsána v následující kapitole.

3.7 Vývoj rybí obsádky v nádržích

Původní rybí fauna nádrže se vytváří z říčních druhů, které v nádrži uvízli (Fernando and Holčík, 1991) Složení původní rybí obsádky je první faktor, ovlivňující následnou kompozici druhů (Peňaz et al., 1996; Fernando and Holčík, 1991). Říční druhy nejsou zvyklé žít ve stojatých vodách a mají rozdílnou adaptivitu na nově vzniklé prostředí (Peňaz et al., 1996), ale některé druhy, které žijí v řece, jsou preadaptovány pro stojaté vody (Fernando and Holčík, 1991; Duncan and Kubečka, 1995), Jsou to ty, které v říčním prostředí obývají lentické části řeky (Fernando and Holčík, 1991). Říční druhy mohou v počátcích nádrže utvořit relativně stabilní obsádku, která bude závislá na tom, zdali budou uspokojeny její ekologické nároky. Je však známo, že rybí obsádka v nádrži podléhá sukcesí, jak v abundanci, tak i v biomase (Duncan and Kubečka, 1995).

Podle Kubečky (1993) musíme brát v potaz 5 skupin procesů při hodnocení vývoje rybí obsádky v nádrži

- 1) Časový průběh produktivity po napuštění
- 2) Obohacení nádrže o živiny, které přináší povodí
- 3) Rozvoj složitějších rybích vztahů a interakcí (krmení, kompetice, predace)
- 4) Hydrologický režim
- 5) Management nádrže

Ukazuje se, že první dvě skupiny přímo ovlivňují abundanci a biomasu druhů, ale jen nepřímo řídí jejich druhové složení, naproti tomu třetí skupina má na druhové složení silný vliv (Colby et al., 1972)

Mnoho autorů popisuje sukcesí rybí obsádky v nádrži (podobná sukcese od salmonidů po cyprinidy byla sledována i u jezer se stoupajícím gradientem přítoku živin (Colby et al., 1972) jen se liší v počtu fází, v závislosti na zvyšování trofie nádrže. Vostradovský (1989) popisuje tři fáze:

- 1) Fáze dominance salmonidů
- 2) Fáze dominance okounovitých

3) Fáze dominance kaprovitých

Všechny tyto tři fáze se mohou v nádrži vyskytovat, pouze pokud je nádrž postavena na pstruhové vodě nebo je nádrž v počátku nasazena salmonidy a pokud je nádrž dost produktivní, aby cyprinidní fáze dosáhla (Kubečka, 1993). Teoreticky by salmonidí měli být schopni dosáhnout vytvoření stabilní rybí obsádky, ale ukazuje se, že i v nadmořské výšce nad 1000 metrů je přechod z dominance síhů nebo salmonidů do dominance kaprovitých možný (Kubečka, 1993). Zdá se, že dominance lososovitých trvá po tři až pět let (Lojkásek, 1995).

Mastýnski, (1997) popisuje sukcesi rybí obsádky v polských nádržích z pohledu zvyšující se trofie vody v polských nádržích

- 1) Počet říčních druhů v přehradě během několika let postupně klesá
- 2) Fáze dominance štiky. Ta je dána velmi dobrými podmínkami pro tření v nově zaplavených oblastech s měkkými rostlinami, po té následuje pokles abundance štiky v důsledku zanášení míst pro tření a redukcí průhlednosti vody.
- 3) Eutrofní fáze s dominancí druhů, které jsou pro tyto vody charakteristické jako je plotice obecná (*Rutilus rutilus*) cejn obecný (*Abramis brama*) a cejnek malý (*Blicca bjoerkna*).
- 4) Hypertrofní fáze je charakteristická redukcí druhů, které jsou v nádrži běžné. Dominují zde pouze ryby, které jsou odolné, jako jsou slunka obecná (*Leucaspis delineatus*) a karas obecný (*Carassius carassius*).

V současné době je 99% polských nádrží s dominancí kaprovitých ryb (Mastýnski, 1997). Podle Kubečky, (1993) existuje 6 typů rybích faun v nádržích

- 1) Fauna s říčními druhy, (obsahuje hlavně salmonidy). Není stabilní v čase a existuje jen krátce po napuštění, Tato fáze odpovídá fázi 1 podle Vostradovský (1989)
- 2) Rybí fauna s dominancí štiky, která je charakteristická při naplňování nádrže. Tato fáze nastává při zaplavování měkké terestrické vegetace a končí snížením dostupnosti třecího substrátu, redukcí průhlednosti vody predací a kanibalismem, vyskytovala se v 6% zkoumaných nádržích, Tato fáze odpovídá fázi 2 podle Mastýnski, (1997)
- 3) Fauna s dominancí okouna říčního (*Perca fluviatilis*), v této fázi se okoun stane hlavním predátorem, jeho dominance je podporována brzkou sexuální dospělostí, vyskytovala se v 9 % nádrží, Tato fáze odpovídá fázi 2 podle Vostradovský (1989).

4) Přejídná rybí obsádka je taková obsádka, v níž má okoun zastoupení mezi 20 až 50 % a kaprovité ryby jsou dominantní. Existují dva typy přejídných rybích obsádek. První typ je typický přejídný z okounové do kaprovité fáze a druhý typ má pozměněnou rybí obsádku na přejídnou v důsledku biomanipulace nebo kolísání vodní hladiny. Přejídná rybí fauna byla nalezena v 8 % nádrží.

5) Rybí fauna s dominancí kaprovitých ryb. Tento typ nádrží se vyskytuje ve střední a východní Evropě nejčastěji. Je to tím že kaprovité ryby jsou úspěšnými kompetitory o potravu hlavně o zooplankton. Tento typ se vyskytoval v 61 % nádrží. Tato fáze odpovídá fázi 3 podle Vostradovský (1989) a také fázi 3 u Mastýnski, (1997).

6) Zbývající nádrže s netypickými dominantními druhy, jako jsou koregonidi, *Clupeonella*, *Carrasius*, *Ctenopharingodon*, *Hypophthalmichthys*, *Aristichthys*, *Cyprinus carpio* nebo *Pelecus cutratus*, často v důsledku intenzivního nasazování.

Kaprovitá fáze má největší stálost v čase (Draščík, 2008; Kubečka and Matěna, 1994), Můžeme jí považovat za klimaxové stádium (Kubečka et al., 1998). Její faunu můžeme považovat za vyspělou. Za vyspělou rybí obsádku považujeme takovou, ve které už byla sukcese rybí obsádky dokončena (Kubečka and Bohm, 1991).

Zde uvádím znaky vyspělé rybí obsádky dle Kubečky and Bohm (1991):

- 1) Plotice a cejn budou dominantní
- 2) Dominance cyprinidů je výsledkem boje o potravu kvůli vysoké abundanci a biomase
- 3) Výsledný počet druhů bude vysoký, ale počet dominantních druhů bude limitován
- 4) Rybí obsádka bude mít harmonické složení
- 5) Podíl druhů predátorů bude nízký, ale ne jako výsledek přírodních procesů, nýbrž jako výsledek rybářského tlaku.
- 6) Okoun bude představovat méně než 20% populace. Jeho populační cykly nebudou charakterizovány silnou variabilitou ročníků
- 7) Míra růstu nedravých ryb bude nízká

Složení rybí obsádky na pozadí environmentálních dat

V druhé části mé bakalářské práce porovnávám získané druhové charakteristiky z jednotlivých nádrží s 18 charakteristikami prostředí a snažím se zde vysledovat základní zákonitosti

4. Materiál a metodika

4.1 Získaná data

Jako zdroje informací pro své analýzy jsem použil průzkumy rybích obsádek, které byly provedeny Hydrobiologickým ústavem akademie věd ČR v Českých Budějovicích a dostupné publikované články, nepublikovaná data a v neposlední řadě údaje poskytnuté podniky povodí s.p. Dostupná data z ruských nádrží, které jsou v analýze zařazena, jsou získána z komerčního rybolovu (Karpova et al., 1996). Naproti tomu druhové složení rybí obsádky z českých a polských a holandských nádrží tak i ze slovenské a německé nádrže jsou získané z vědeckých průzkumů obsádky nádrží. Ruské a polské nádrže, jejich druhové složení rybí obsádky je uvedeno v biomase. U českých a holandských nádrží a slovenské a německé nádrži je druhové složení uváděno v abundanci. Použil jsem vždy data o celkové abundanci nebo biomase celé nádrže. Pokud byly tyto data nedostupná, použil jsem průměr mezi bentickými a pelagickými vzorky. Nádrže jsem si vybíral podle následujícího klíče. Musely ležet v Evropě, to se týkalo hlavně ruských nádrží, které jsem vybral pouze z evropské části Ruska. Pro RDA analýzu muselo být navíc dostupné všech 18 charakteristik prostředí, které jsem si zvolil. Seznam nádrží a informace o tom pro jakou analýzu byly použity společně se jmény autorů, kteří publikovali složení rybí obsádky, a údaji, které nebyli dostupné pro RDA analýzu, uvádím v tabulce 1.

Tab. 1 Nádrže použité v analýzách (poslední sloupec uvádí chybějící údaje, pro něž musel být použit průměr. Vysvětlení zkratk v posledním sloupci je uvedeno v přílohách v Tab. 5)

Nádrž	Autor	RDA	Twin span	Chybějící údaje
Stavište	(Frouzová et al., 2000)	+	+	Prům. hl., Lit.
Bedřichov	(Kubečka et al., 1998)	-	+	Lit.
Souš	(Kubečka et al., 1998)	+	+	
Trnávka	(Kubečka, 1995)	-	+	
Nýrsko1997	(Kubečka et al., 1998)	+	+	
Nýrsko 2005	(Prchalová et al., 2006)	+	+	
Nýrsko 2006	(Říha et al., 2006)	+	+	
Nýrsko 2009	(Kubečka and Prchalová, 2009)	+	+	
Žlutice 1998	(Kubečka et al., 1999)	+	+	
Žlutice2006	(Říha et al., 2006)	+	+	
Lučina 1998	(Kubečka et al., 1999)	+	+	
Lučina 2008	(Čech et al., 2009)	+	+	
Orlík2005	(Kubečka et al., 2005)	+	+	
Orlík2008	(Kubečka et al., 2009)	+	+	
Klíčava	(Vašek et al., 2008)	+	+	
Vrchlice	(Kubečka et al., 1996)	+	+	
Želivka 2004	(Prchalová et al., 2005)	+	+	
Želivka 2005	(Prchalová et al., 2006)	+	+	
Želivka 2009	(Kubečka and Prchalová, 2009)	-	+	
Fláje	(Peterka et al., 2009)	+	+	
Řerlicko2008	(Kubečka et al., 2009)	+	+	
Žermanice2008	(Kubečka et al., 2009)	+	+	
Nové mlýny 1	(Prchalová et al., 2009)	+	+	Prům. hl.
Nové mlýny 2	(Prchalová et al., 2009)	+	+	Prům. hl.
Nové mlýny 3	(Prchalová et al., 2009)	+	+	Prům. hl.
Vranov	(Vašek et al., 2009)	+	+	Prům. hl.
Ivankovskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	Prům. hl
Kamskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Kakhovskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Krasnoyarskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Dnieprodzerzhinskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Veselovskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Míngechaurskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	Prům. hl., Lit.
Narvskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Rybinskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Saratovskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Tsimlyanskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	T
Verkhnesvirskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	T
Volgogradskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Zaporozhskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	
Gorkovskoe	(Karpova et al., 1996)	+	+	T
Vír 2009	(Sed'a et al., 2009)	+	+	

pokračování Tab. 1

Nádrž	Autor	RDA	Twin span	Chybějící údaje
Seč	(Draštík et al., 2009)	-	+	
Lipno	(Čech et al., 2009)	+	+	
Mohelno	(Peňaz et al., 1996)	-	+	
Hondred en Dertig 2000	(Hohausová et al., 2001)	-	+	
Hondred en Dertig 2002	(Kubečka et al., 2003)	-	+	
Hondred en Dertig 2008	(Kubečka et al., 2009)	-	+	
Petrusplaat 1998	(kubečka, 2000)	-	+	
Petrusplaat 2000	(Čech et al., 2001)	-	+	
Petrusplaat 2002	(Kubečka et al., 2003)	-	+	
Petrusplaat 2008	(Kubečka et al., 2009)	-	+	
De Gijster 2000	(Kubečka et al., 2001)	-	+	
De Gijster 2002	(Kubečka et al., 2003)	-	+	
De Gijster 2008	(Kubečka et al., 2009)	-	+	
Římov 2000	(Hydrobiological institute, 2000)	+	+	
Římov 2001	(Hydrobiological institute, 2001)	+	+	
Římov 2002	(hydrobiological institute, 2002)	+	+	
Římov 2003	(hydrobiological institute, 2003)	+	+	
Římov 2004	(hydrobiological institute, 2004)	+	+	
Římov 2005	(hydrobiological institute, 2005)	+	+	
Římov 2006	(hydrobiological institute, 2006)	+	+	
Římov 2007	(hydrobiological institute, 2007)	+	+	
Římov 2008	(hydrobiological institute, 2008)	+	+	
Římov 2009	(hydrobiological institute, 2009)	+	+	
Wuper	(Scharf, 2008)	-	+	
Jeziorsko 1989	(Mastýnski, 1997)	-	+	
Jezipsko 1996	(Mastýnski, 1997)	-	+	
Nová bystrica	(Beleš, et al. 2004)	-	+	
Hněvkovice	(Kubečka and Matěna, 1994)	-	+	
Kořensko	(Kubečka and Matěna, 1994)	-	+	
Starina	(Koško and Košuth, 1996)	-	+	
Goczalkowice	(Starmach, 1986)	-	+	
Goluchow	(Mastýnsky, 1984)	+	+	T, Lit

4.2 RDA

Pro analýzu druhových a environmentálních dat z nádrží jsem si vybral mnohorozměrnou analýzu dat, kterou jsem provedl v programu Canoco 4.5 (Ter Braak and Šmilauer 1997-2003). Nejprve jsem provedl trendů zbavenou korespondenční analýzu DCA druhových dat všech 34 nádrží, abych zjistil délku gradientu, což mi určilo, jakou metodu si mám zvolit. Délka gradientu u souboru

všech nádrží byla 2.775, proto jsem si zvolil omezenou lineární ordinační metodu RDA, která zjistila kolik jsem schopen vysvětlit druhové variability. Stejný postup jsem aplikoval i při analyzování pouze ruských nádrží, jež měly délku gradientu 1.327 a českých a polské nádrže, které měly délku gradientu 1.942. Pro výběr průkazných faktorů jsem použil monte carlo permutační test a bral jsem pouze faktory, které měli průkaznost do $p = 0.05$ (Lepš and Šmilauer, 2003). K zobrazení grafů RDA jsem použil CanoDraw (Šmilauer, 1999-2002) Environmentální faktory, které byly v analýze zařazeny, uvádím v tabulce 2.

Některá data jako jsou objem, plocha nádrže a průměrná a maximální hloubka nádrže jsem logaritmoval, protože měla příliš velké rozpětí mezi minimální a maximální hodnotou. Pokud nějaký údaj u nádrže chyběl, doplnil jsem ho průměrnou hodnotou z celého sloupce (například: plocha litorálu či průměrná hloubka nebo plocha litorálu, veškeré údaje které jsou takto ošetřené uvádím v Tab. 1). Plochu litorálu jsem převedl na procenta, abych mohl mezi sebou jednotlivé nádrže porovnávat. Chemické faktory, zařazené do analýzy, byly vzaty převážně ze směsného vzorku u hráze. Většinou ani jiná data dostupná nebyla, u ruských nádrží a jedné polské není známo z jakého místa v nádrži a z jaké hloubky byly vzorky odebrány. Minimální červencová teplota je měřená u hladiny a kolísání hladiny je vzaté za celý rok. Druhová data jsem převedl na procenta, aby se dala mezi sebou dobře porovnávat. Environmentální data k českým nádržím jsem získal od podniku Povodí Labe s.p. Povodí Moravy s.p. Povodí Odry s.p. a Povodí Vltavy s.p. a z různých publikovaných a nepublikovaných zdrojů.

Pokud bylo pro nádrž více dostupných pozorování z různých let (Římov, Lučina, Žlutice, Želivka, Nýrsko, Orlík) udělal jsem ze všech pozorování jednu průměrnou nádrž, protože faktory které převážně ovlivňují nádrže s více pozorování, by mohly negativně ovlivnit výsledky všech nádrží, které jsem do analýzy zařadil

4.3 Lineární regrese

V dalším kroku jsem se snažil určit, zdali faktor prostředí, který vyšel průkazný v RDA, průkazně ovlivňuje určitý druh. K této analýze jsem použil program STATISTICA 7, obecné lineární metody (StatSoft, Inc. 1984-2006), ale nejprve jsem musel se svými daty provést arksinovou transformaci, aby má data měla normální průběh. Testoval jsem určitý druh proti environmentálnímu faktoru. Zjišťoval jsem, zdali daný faktor průkazně ovlivňuje daný druh. Testování jsem prováděl u celého souboru nádrží použitých v RDA, tak i samostatně u českých a ruských nádrží. Za průkazné jsem považoval výsledky, které měly p menší než 0.05.

4.4 Twin span

Jako poslední analýzu jsem provedl Twin span analýzu (Two way indicator species analysis), tato metoda je inspirována fytoocenologickými metodami. Analýza mi shlukuje přehradu k sobě z pohledu podobnosti rybích obsádek v nádržích. Data jsou dělena shora. Nejdříve se rozdělí na dvě části na pozitivní a negativní skupinu. Každou z těchto skupin po té program zpracovává zvlášť. Tato metoda mi ihned zobrazuje indikační druhy, podle kterých dělení proběhlo. Tuto divizní klastrovou analýzu jsem provedl v programu TWIN SPAN for Windows 2.3.

Tab. 2 Environmentální faktory použité v analýze

Environmentální faktor	Jednotky	Environmentální faktor	Jednotky
Stáří	Roky	Minimální teplota v červenci	Stupně
Objem	Miliony metrů krychlových	Minimální hodnota fosforu	Miligramy na litr
Plocha	Hektary	Maximální hodnota fosforu	Miligramy na litr
Nadmořská výška	Metry	Minimální hodnota kyslíku	Miligramy na litr
Maximální hloubka	Metry	Maximální hodnota kyslíku	Miligramy na litr
Průměrná hloubka	Metry	Minimální hodnota Ph	Jednotky pH
Plocha litorálu	Procenta	Maximální hodnota pH	Jednotky pH
Kolísání hladiny	Metry	Tvar nádrže	Kaňonový, Rozlehlý
Zeměpisná délka	Stupně	Zeměpisná šířka	stupně

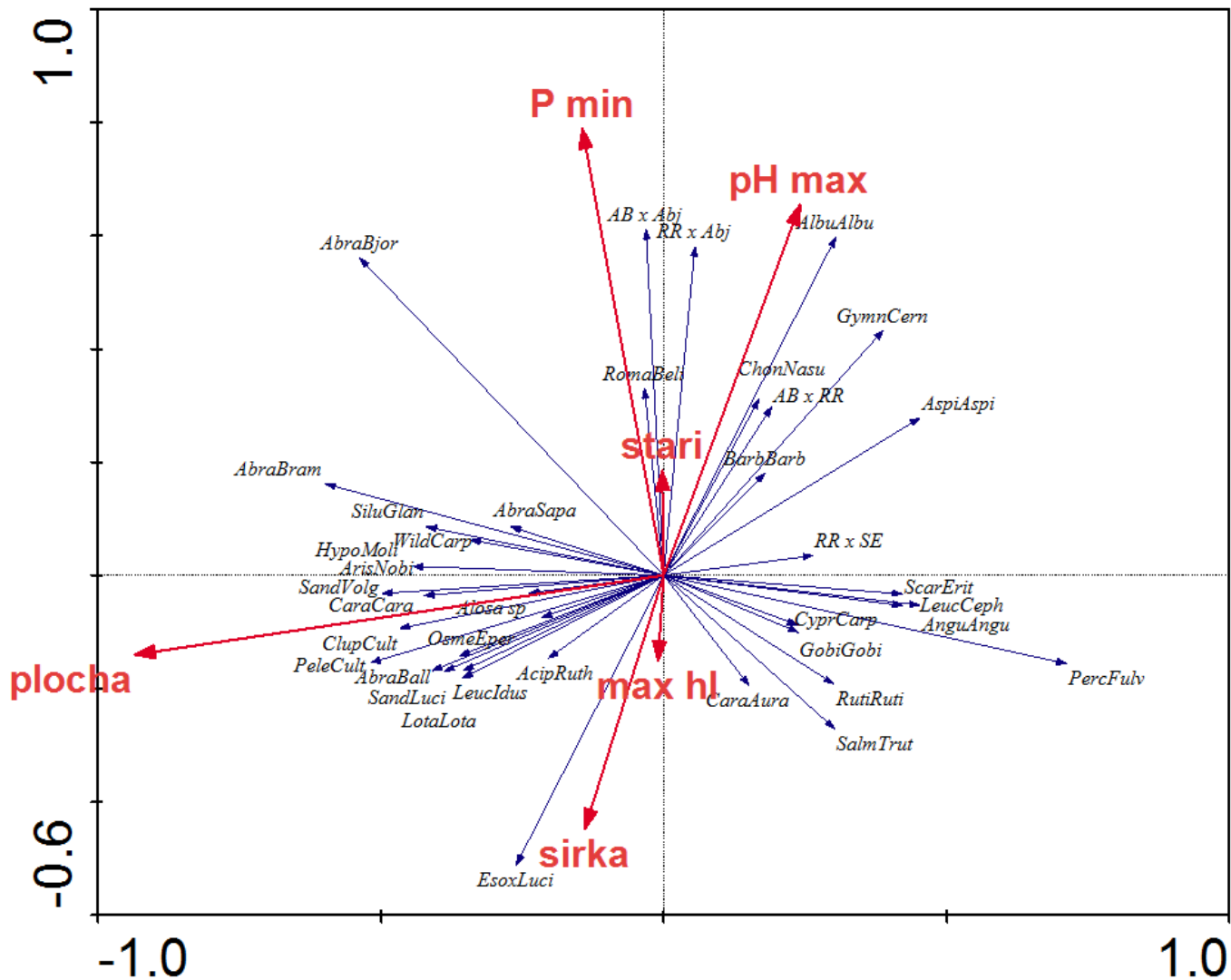
5. Výsledky

5.1 RDA

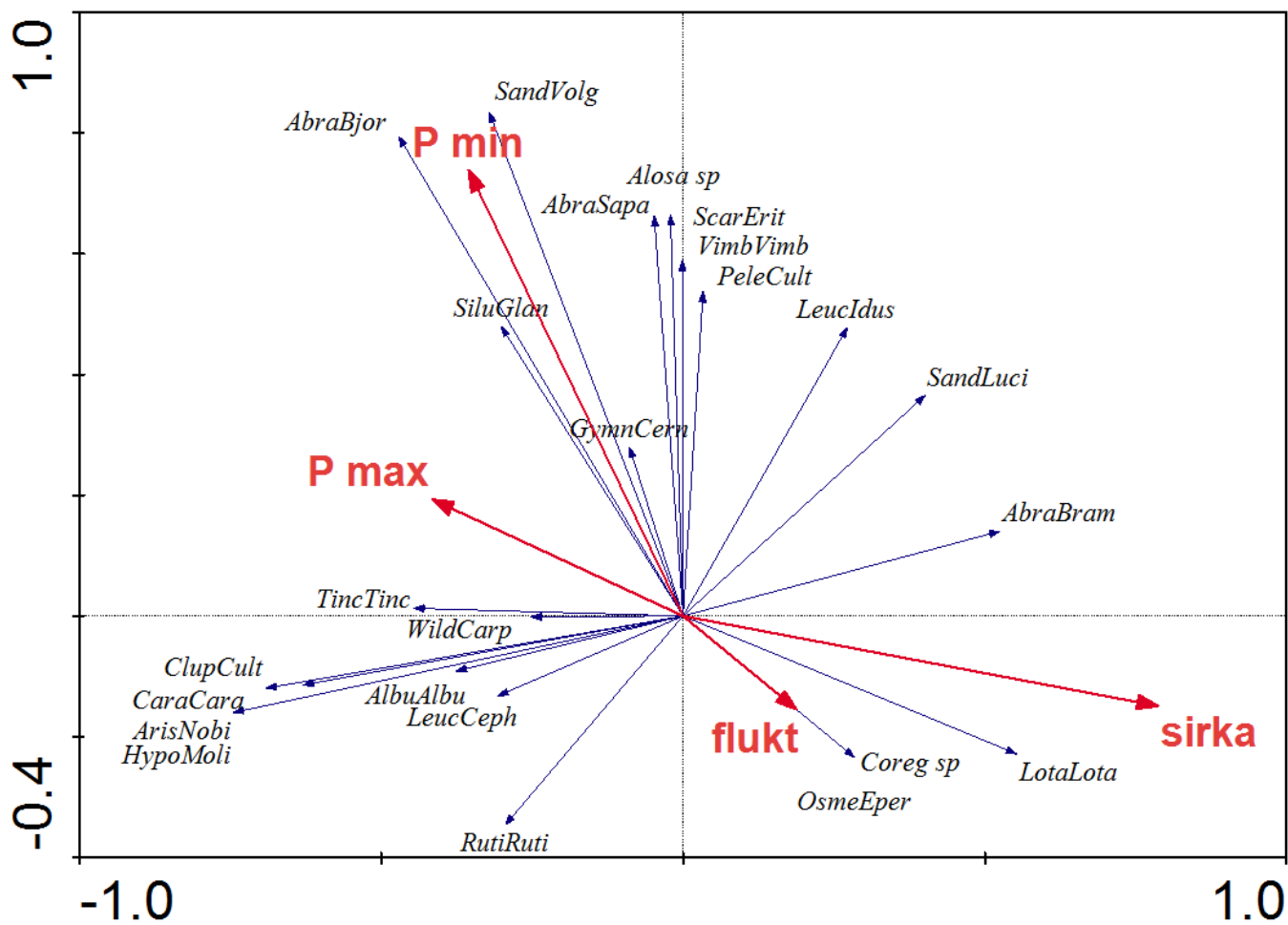
Jako průkazné faktory ovlivňující rybí obsádku v celém souboru nádrží od ruských přes polskou k českým nádržím se zdají být tyto: plocha nádrže ($p=0.002$, $f=7.267$), minimální hodnota fosforu v nádrži ($p=0.002$, $f=3.726$), maximální hodnota pH v nádrži ($p=0.004$, $f=2.768$), zeměpisná šířka ($p=0.004$, $f=2.688$), maximální hloubka nádrže ($p=0.02$, $f=1.957$) a stáří nádrže ($p=0.04$, $f=1.857$), viz obr. 1. Tyto faktory vysvětlují 43.7% druhové variability. U Ruských nádrží vyšli tyto faktory průkazně, které průkazně ovlivňují rybí obsádku: zeměpisná šířka ($p=0.008$, $f=2.495$), kolísání hladiny v nádrži ($p=0.008$, $f=2.069$), minimální hodnota fosforu v nádrži ($p=0.046$, $f=1.836$) a maximální hodnota fosforu v nádrži ($p=0.046$, $f=2.034$), viz obr. 2. Tyto faktory vysvětlují 45.4% druhové variability. U českých nádrží a jedné polské nádrže vyšly průkazně tyto faktory: plocha nádrže ($p=0.002$, $f=6.637$), maximální hodnota pH v nádrži ($p=0.016$, $f=2.747$), zeměpisná délka ($p=0.034$, $f=2.58$), minimální hodnota fosforu v nádrži ($p=0.03$, $f=2.565$), stáří nádrže ($p=0.032$, $f=2.09$), viz obr. 3. Faktory, které mi vyšly průkazně v českých a polské nádrži vysvětlují dohromady 60% druhové variability. Legenda ke zkratkám viz Tab. 3. Seznam druhů a legenda k nim viz přílohy Tab 4.

Tab. 3 Legenda k RDA

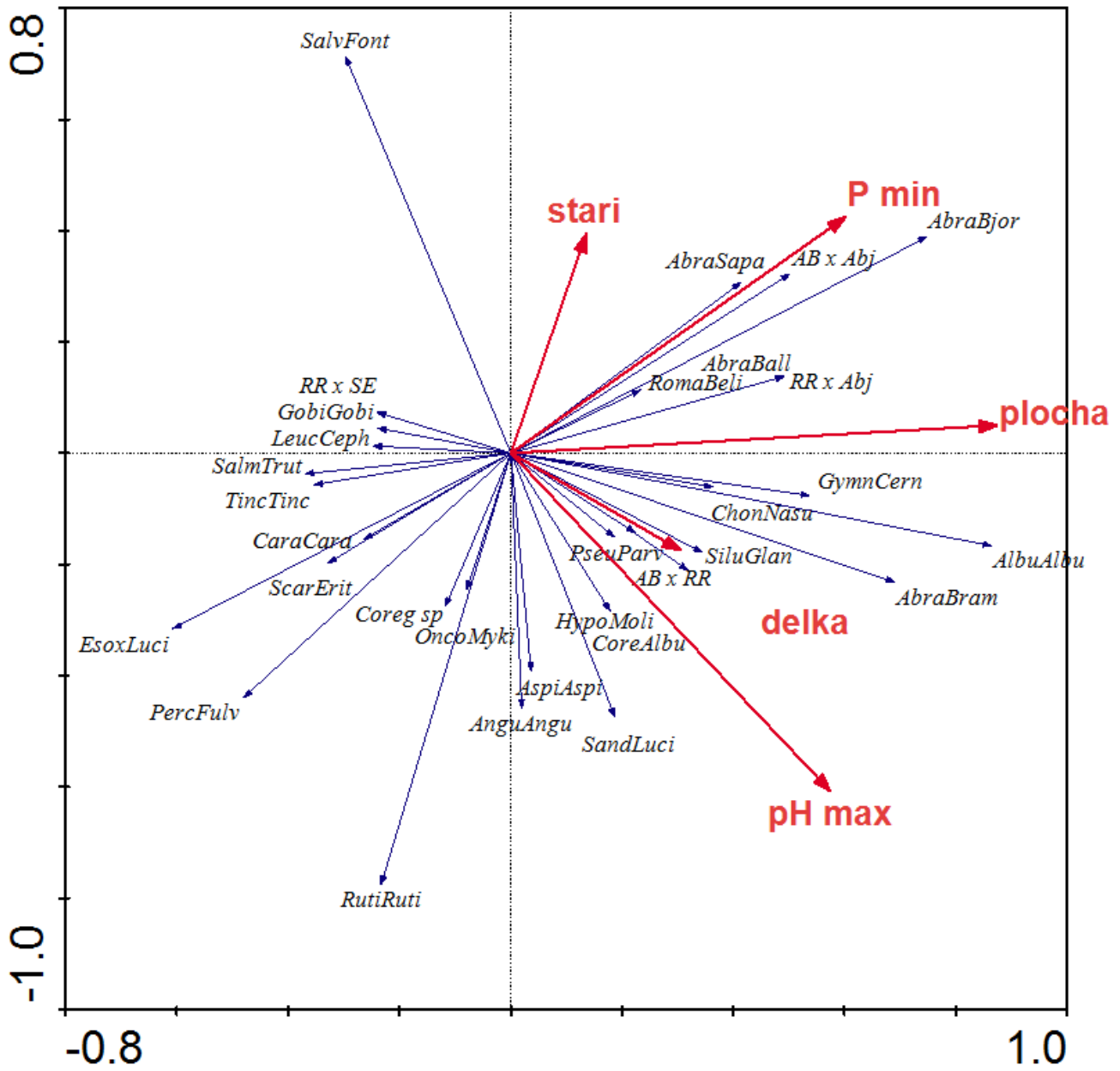
Zkratka		Zkratka	
Plocha	Plocha nádrže	Max hl	Maximální hloubka nádrže
P min	Minimální hodnota fosforu v nádrži mezi Červencem a srpnem	Stari	Stáří nádrže
P max	Maximální hodnota fosforu v nádrži mezi Červencem a srpnem	Delka	Zeměpisná délka
pH max	Maximální hodnota pH v nádrži mezi Červencem a srpnem	Flukt	Roční kolísání hladiny v nádrži
Sirka	Zeměpisná šířka		



Obr. 1 RDA analýza všech 34 nádrží



Obr. 2 RDA ruských nádrží

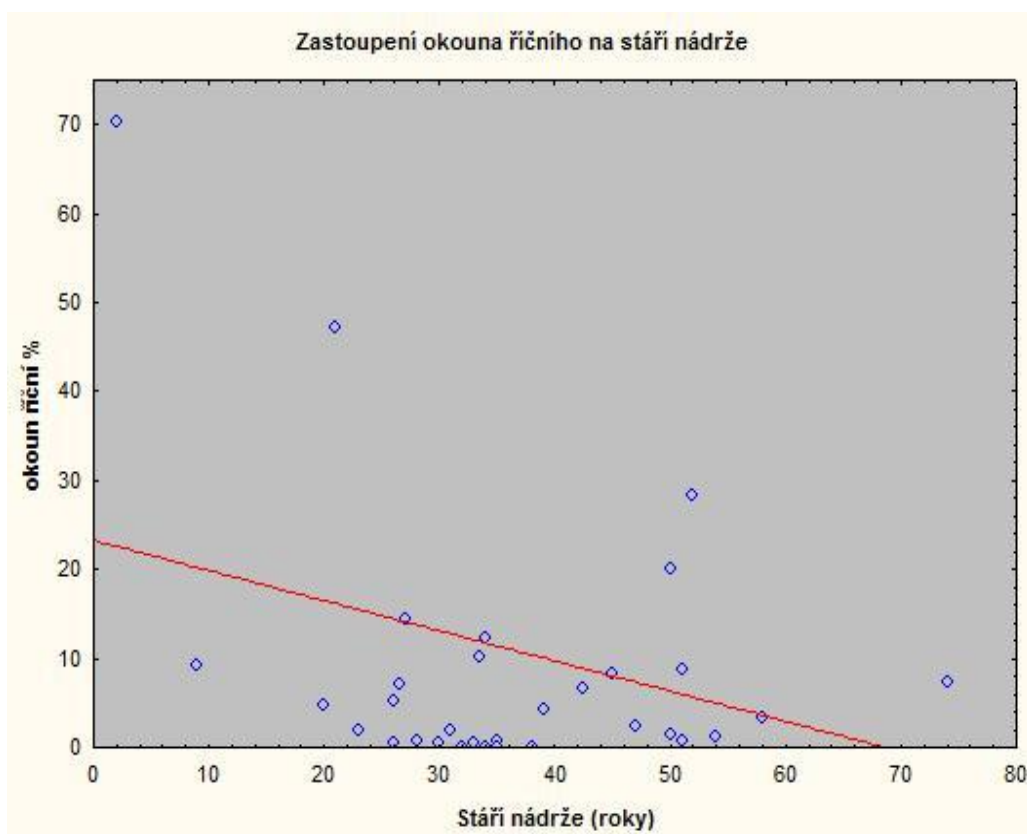


Obr. 3 RDA českých nádrží

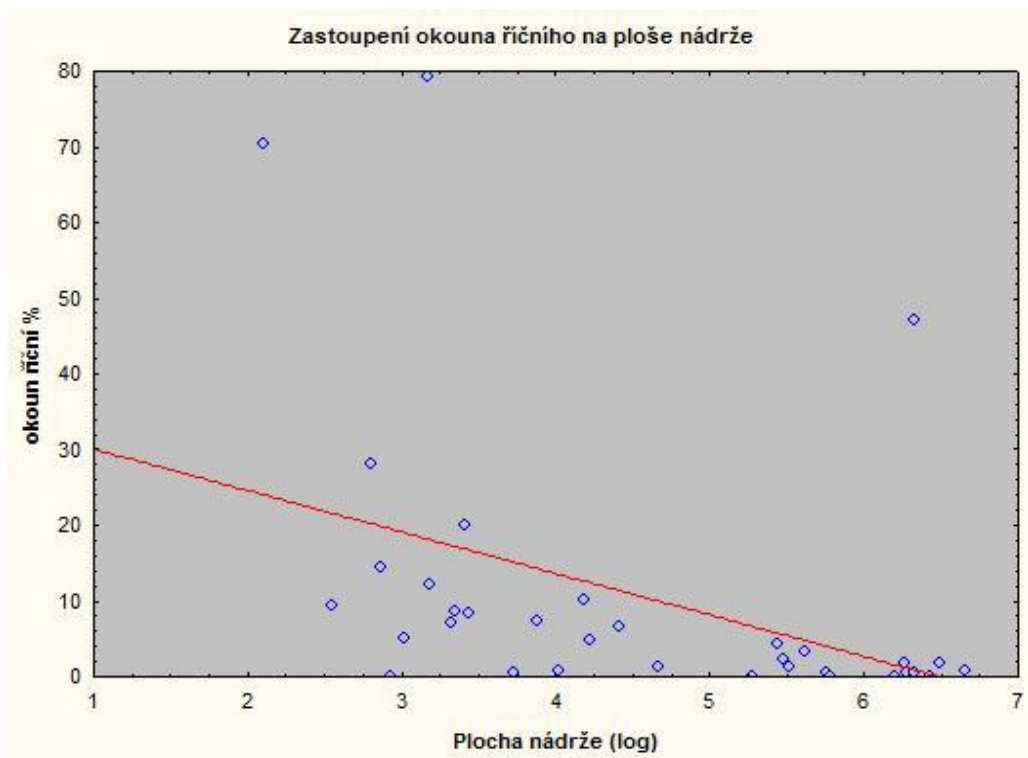
5.2 Lineární regrese

Faktory, které průkazně ovlivnily testované druhy, se objevily pouze v souboru všech nádrží. Pokud jsem testoval pouze ruské či pouze české nádrže tak ani jeden z testovaných faktorů nepřekročil minimální požadovanou hodnotu vysvětlené variability (r^2) která byla pro 15 ruských nádrží 26.4% a pro 19 českých nádrží 20.7%.

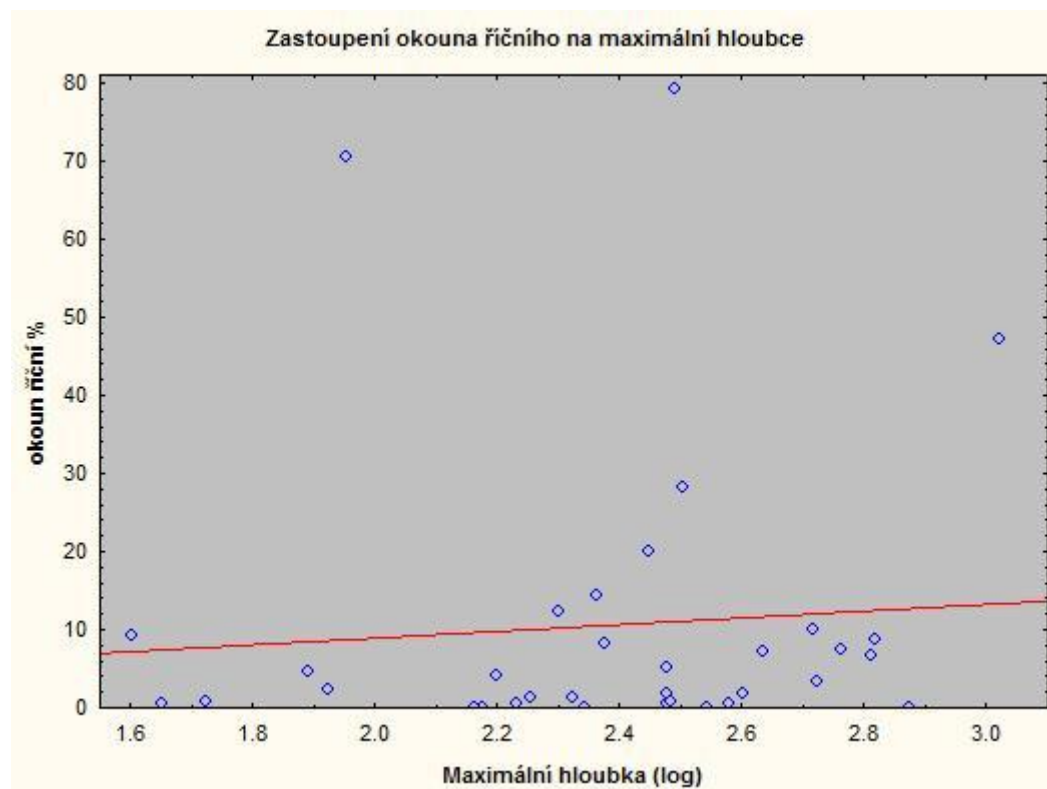
V celém souboru 34 nádrží mi vyšly tyto faktory, které ovlivňují testované druhy druh: okoun říční je ovlivňovaný stářím nádrže ($p=0.007$, $f=8.443$) Obr. 4, plochou nádrže ($p=0.0003$, $f=16.51$) Obr. 5, maximální hloubkou nádrže ($p=0.011$, $f=7.3$) Obr. 6 a pH v nádrži ($p=0.016$, $f=6.583$) Obr. 7. Cejn obecný je ovlivňován plochou nádrže ($p=0.013$, $f=7.057$) Obr. 8 a zeměpisnou šířkou ($p=0.048$, $f=4.286$) Obr. 9. Ouklej obecná je ovlivňována maximálním pH v nádrži ($p=0.017$, $f=6.349$) Obr. 10.



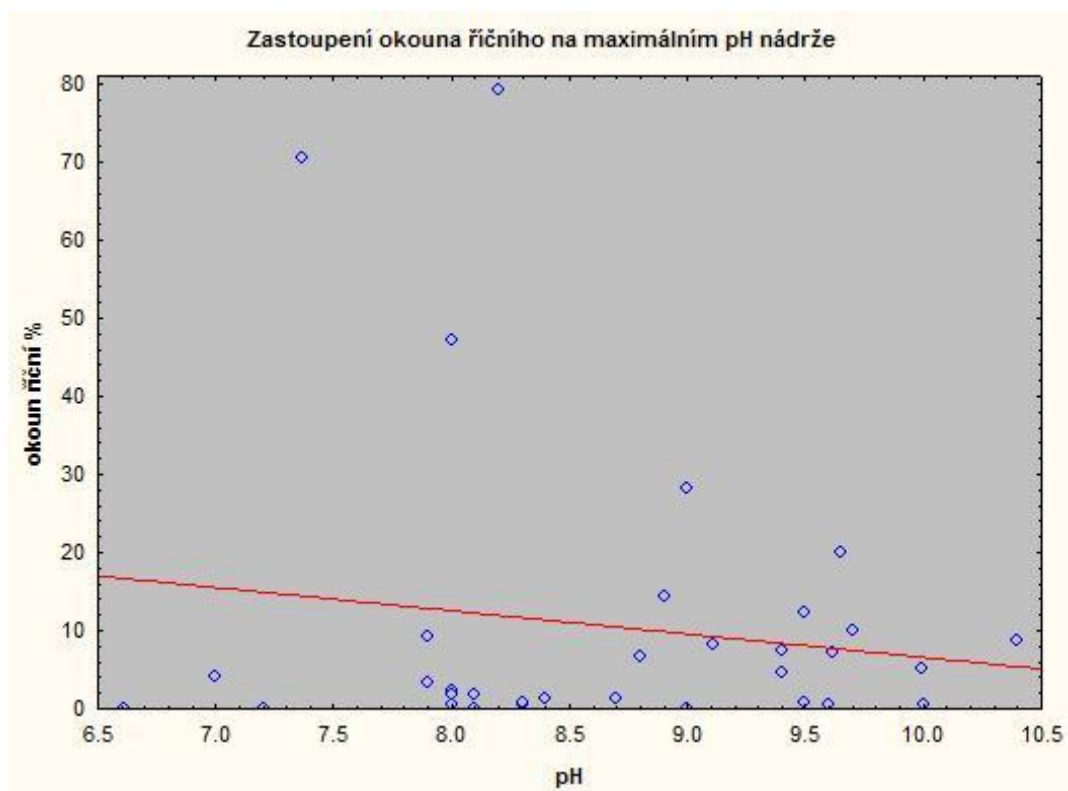
Obr. 4 Zastoupení okouna říčního při stáří nádrže ($p=0.007$, $f=8.443$, $r^2=0.179$) rovnice lineární regrese ($y = 40.1272 - 0.2504 * x$)



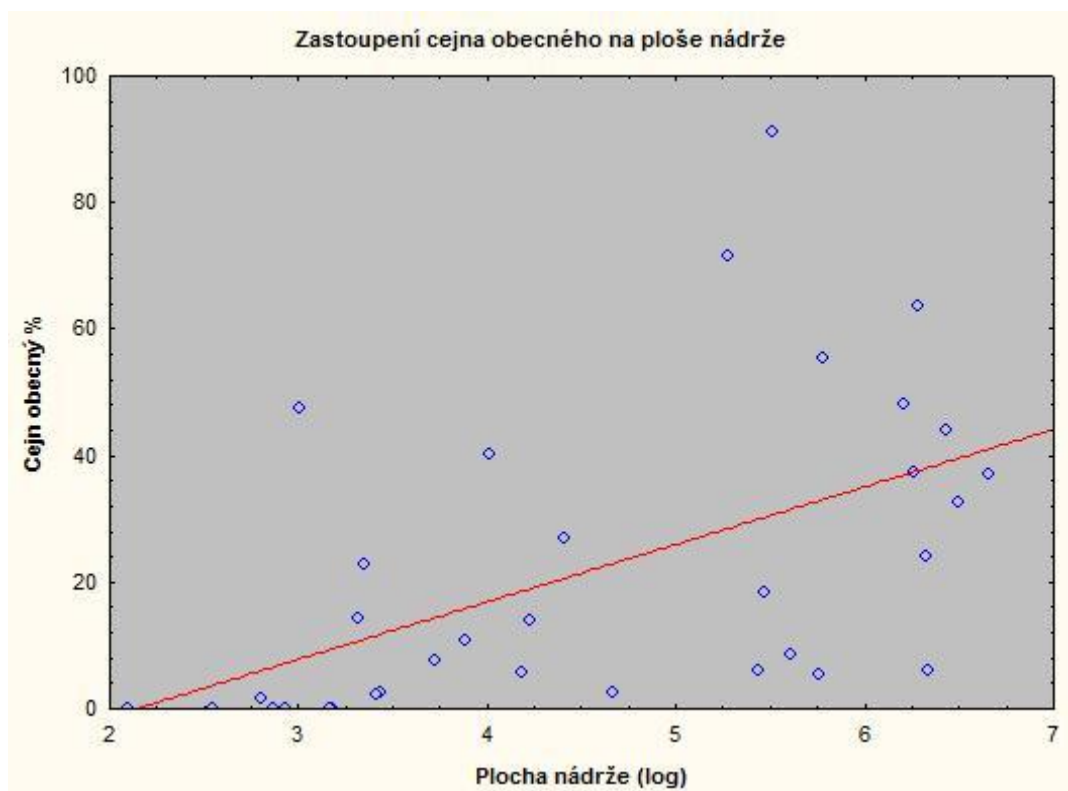
Obr. 5 Zastoupení okouna říčního na ploše nádrže ($p=0.011$, $f=7.3$, $r^2=0.367$), rovnice lineární regrese $y = (35.5361-5.4785*x)$



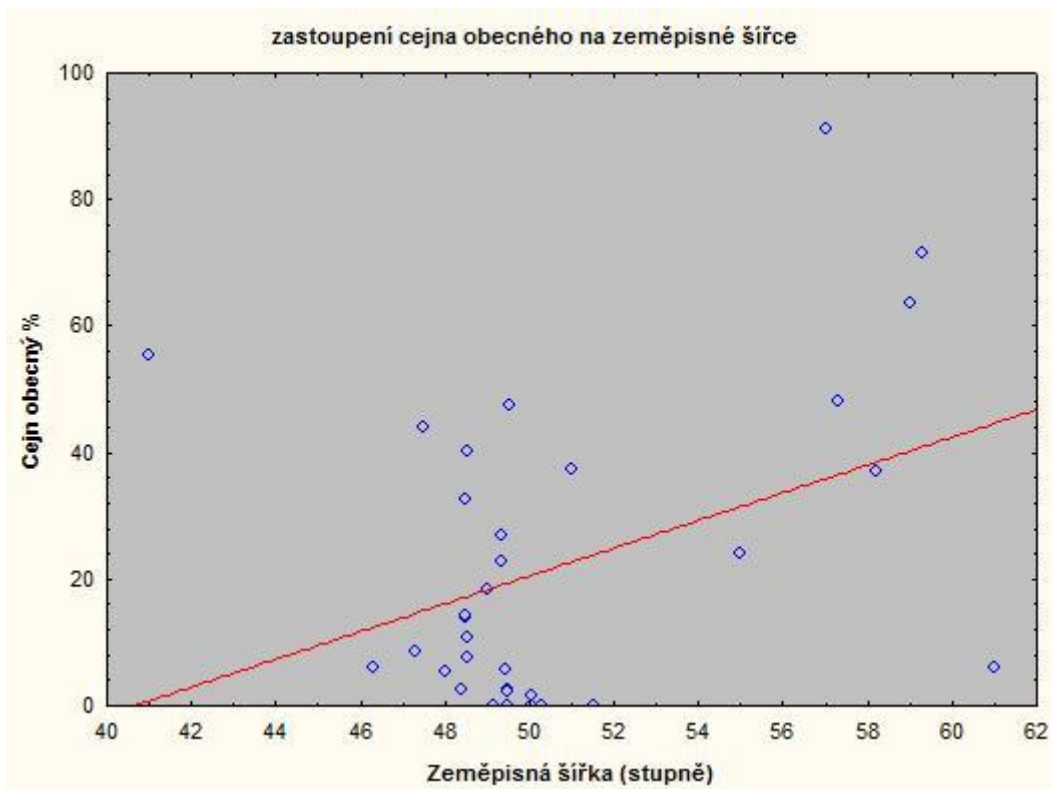
Obr. 6 Zastoupení okouna říčního na maximální hloubce ($p=0.011$, $f=7.3$, $r^2=0.162$), rovnice lineární regrese ($y = 0.2623+4.3223*x$)



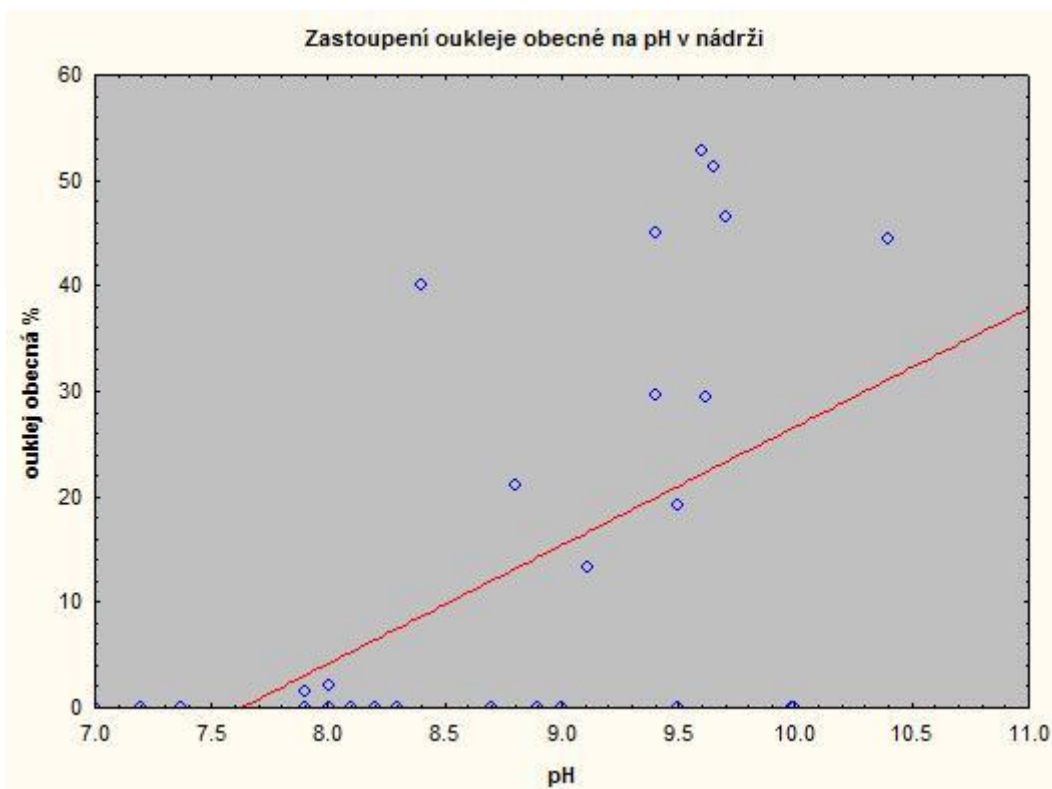
**Obr. 7 Zastoupení okouna na pH ($p=0.016$, $f=6.583$, $r^2=0.146$),
rovnice lineární regrese ($y = 36.3685 - 2.9793 \cdot x$)**



**Obr. 8 Zastoupení cejna obecného na ploše nádrže ($p=0.013$, $f=7.057$, $r^2=0.298$),
rovnice lineární regrese ($y = -19.449 + 9.0841 \cdot x$)**



**Obr. 9 Zastoupení cejna obecného na zeměpisné šířce ($p=0.048$, $f=4.286$, $r^2=0.181$)
rovnice lineární regrese ($y=-19.449+9.0841*x$)**



**Obr. 10 Zastoupení oukleje obecné na pH v nádrži ($p=0.017$, $f=6.349$, $r^2=0.143$)
rovnice lineární regrese ($y=85.693+11.2333*x$)**

5.3 Twin span

Jako poslední jsem provedl twin span analýzu všech 73 nádrží. Hned v prvním dělení se oddělily kromě dvou (Krasnoyarskoe, Verkhnesvirskoe), všechny ruské a polská nádrž (Jeziorsko), které se dále samostatně dělily (skupina 1). Tato skupina se vydělila na základě menšího výskytu okouna říčního (*Perca fluviatilis*) a ježdíka obecného (*Gymnocephalus cernus*). V dalším dělení se vydělila skupina (10),(11), při dělení skupiny (10) byla důležitá přítomnost tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobce pestrého (*Aristichthys nobilis*), protože v jiných nádržích se nevyskytoval. Do této skupiny patří Kakhovskoe, Dnieprodzerzhinskoe, Veselovskoe, Zaporozhskoe.

Skupina (11) se po té dále dělila podle výskytu jelec jesena (*Leuciscus idus*) na skupinu (110) ve které se jelec jesen vyskytoval a na skupinu (111) ve které se jelec jesen nevyskytoval. Skupina (110) se po té rozdělila na dvě skupiny podle výskytu candáta východního (*Sander volgensis*). Na skupinu s výskytem candáta (Kamskoe, Rybinskoe, Gorkovskoe) a na skupinu v níž se candát východní nevyskytoval (Saratovskoe, Tsimlyanskoe, Volgogradskoe). Skupina (111), ve které se jelec jesen nevyskytoval se dále dělí na dvě skupiny: na skupinu nádrží ve kterých se candát obecný (*Sander lucioperca*) nevyskytoval, (Narvskoe, Jeziorsko 1989), a na skupinu s jeho výskytem (Ivankovskoe, Mingechaurskoe, Jeziorsko 1996).

Při dělení druhé skupiny (0) se jako první oddělily nádrže Bedřichov a Souš, protože se v nich nevyskytoval okoun říční. Při následujícím dělení se mi oddělily dvě skupiny skupina nádrží (011) a (010).

Skupina (011) se vydělila díky výskytu oukleje obecné (*Alburnus alburnus*). Tato skupina se dále dělí na skupinu (0111), která se oddělila kvůli většímu výskytu cejnka malého (*Blicca bjoerkna*) v nádržích Nové Mlýny 1, Nové Mlýny 2, Nové Mlýny 3, Mohelno a na skupinu (0110), která se vydělila díky většímu zastoupení plotice obecné (*Rutilus rutilus*) a výskytu perlína ostrobřichého (*Scardinius erithrophthalmus*). Tato skupina se dále dělí na dvě skupiny skupinu (01101) která se vydělila, protože má větší zastoupení oukleje obecné a bolena dravého (*Aspius aspius*) v obsádce a skupinu (01100), která se vydělila díky většímu zastoupení cejna obecného (*Abramis brama*). Skupina (01101) se dále dělí na dvě skupiny na skupinu (011011) s vyšším zastoupením ježdíka obecného (Těrlicko, Žernice, Vranov, Vír, Seč, Lipno, Římov 2007, 2008, 2009) a na skupinu (011010), která se vydělila v důsledku přítomnosti štiky obecné (*Esox lucius*) a pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) v nádržích Trnávka, Želivka 2004, 2005, 2009, Římov 2000, 2001, 2004, 2005, 2006. Skupina 01100 se vydělila, protože má větší zastoupení cejna obecného ve své obsádce, tato skupina se dále dělí na dvě další skupiny, skupinu (011000) jež neobsahuje žádného jedince jelce tlouště (Vrchlice,

Goczalkowice) a skupinu (011001), ve které se jelec tloušť objevuje (Hněvkovice, Kořensko, Orlik 2005, 2008). Skupina (010) se mi dělí na dvě skupiny na skupinu (0100) a na skupinu (0101). Skupina (0100) se vydělila díky nepřítomnosti jelce tlouště (*Leuciscus cephalus*), v této skupině zůstali dvě nádrže Nová Bystrica a Starina. Skupina (0101), ve které se jelec tloušť vyskytuje, se dále dělí na dvě skupiny na skupinu (01011) a na skupinu (01010). Skupina (01011) se vydělila na základě nepřítomnosti cejna obecného v obsádce nádrží. Tato skupina se dále dělí na dvě další a to na skupinu (010111), která ve své obsádce má menší zastoupení plotice obecné (Hondred en Dertig 2008, Petrusplaat 1998, 2000, 2008) a skupinu (010110), která má ve své obsádce větší zastoupení plotice obecné (Verkhnesvirskoe, Hondred en Dertig 2000, 2002, De Gijster 2000, 2002, 2008). Skupina (01010) se vydělila důsledkem přítomnosti cejna obecného, tato skupina se dále dělí na dvě skupiny na skupinu (010110) a na skupinu (010100). Skupina (010101) se vydělila díky většímu zastoupení ježdíka obecného, patří sem tyto nádrže: Staviště, Fláje, Klíčava, Žlutice 2006, Petrusplaat 2002. Skupina (010100) se vydělila kvůli menšímu zastoupení ježdíka obecného v nádrži, do této skupiny patří tyto nádrže: krasnoyarskoe, wuper, Žlutice 1998, Lučina 1998, 2008, Nýrsko 1997, 2005, 2006, 2009. Výsledný graf twin spanu Obr. 11.

6. Diskuze

V různých zemích je přikládán různý důraz na studium umělých vodních nádrží a rybích obsádek v nich žijících. To může být dáno několika faktory. Jedním z nich je nedostatek znalostí a financí na výzkum takového tělesa, nebo může být dáván větší důraz na studium jezer či moří, nebo v té zemi vůbec žádné vodní nádrže nejsou.

Není mnoho studií, které by se snažily postihnout obecné trendy, které ovlivňují rybí obsádku ve více než jedné zemi. Jako příklad takové studie rybích obsádek ve více zemích slouží Kubečka,(1993), který popisuje sukcesy rybí obsádky ve střední a východní Evropě. Další takovou studií je Kubečka et al., (1998), který popisuje složení a biomasu rybích obsádek v mnoha evropských nádržích na pozadí několika environmentálních faktorů. Má práce se zabývá složením rybí obsádky na pozadí environmentálních dat ve střední a východní Evropě. Ve studii používám 18 charakteristik prostředí a 34 nádrží, Na toto téma a v takovémto rozsahu nebylo mnoho prací napsáno.

Z provedených ordinačních analýz se mohu domnívat, že jsem určité trendy, které ovlivňují rybí obsádku jse mi podařilo vylédat. U souboru všech nádrží vyšlo průkazně šest faktorů: plocha nádrže, stáří nádrže, zeměpisná šířka, maximální pH v nádrži, minimální hodnota fosforu v nádrži a maximální hloubka nádrže viz Obr. 1. Velikost plochy nádrže pravděpodobně vyšla náhodně, protože v Rusku se stavěli velké a rozlehlé nádrže (Karpova et al., 1996). Druhy, které se u plochy nádrže shromáždili, pravděpodobně nepreferují nádrže s velkou plochou, ale jsou to povětšinou ponto-kaspické druhy, které mají v oblasti, ve které byly nádrže vybudovány, přirozený výskyt (Baruš et al., 1995). Zvyšující se minimální obsah fosforu v nádrži se zvyšujícím se pH v nádrži a postupným stárnutím nádrže vytváří společný efekt na rybí obsádku. Se stárnutím nádrže se zvyšuje její trofie a stoupá pH i minimální hodnota fosforu v nádrži, což ovlivňuje a strukturuje rybí obsádku v nádrži a dává větší šance kaprovitým rybám které svoji konkurenci v boji o potravu vykompetují ostatní čeledi (Kubečka, 1993; Mastýnski, 1997). Průkazně vyšla také zeměpisná šířka, což znamená, že severo-jihní gradient je pro ryby důležitý, směrem na sever se snižuje a mění se druhová diverzita ryb, což může být způsobeno klesající teplotou, kratším vegetačním obdobím nebo horší dostupností těchto míst pro druhy, které se šířily jižních postglaciálních refugií (Baruš et al., 1995). Mehner et al., (2007) který tvrdí že se složení rybí obsádky mění s geografickou polohou, z Obr. 1 je také vidět že s přibývajícím zeměpisnou šířkou klesá trofie nádrže. Hloubka je na Obr. 1 negativně korelována s fosforem a vysokým pH v nádrži, protože se zvyšující se hloubkou nádrže obvykle klesá její úživnost (Garcia et al., 2006; Mehner et al., 2005), hloubka nádrže také ovlivňuje, zdali bude nádrž sezónně stratifikovaná, což do značné míry ovlivňuje rybí obsádku (Fernando and Holčík, 1991).

Při analyzování souboru pouze ruských nádrží my vyšli čtyři průkazné faktory, které ovlivňují kompozici ruských nádrží. Jsou to minimální a maximální hodnota fosforu v nádrži, kolísání hladiny a zeměpisná šířka viz Obr. 2. Je známo, že kolísání hladiny má negativní dopady na produktivitu nádrže (Irz et al., 2002), a také má drastické následky pro ryby, jež využívají litorální zónu pro výtěr, jako jsou cejn obecný (Kubečka et al., 1998) a sumec velký (*Silurus glanis*). Naopak se z grafu ukazuje, že pro pelagické druhy ryb jakými jsou síhovití a koruška evropská (*Osmerus eperlanus*), není kolísání hladiny natolik drastické. Na tomto grafu se ukazuje, že s přibývajícím zeměpisnou šířkou klesá obsah fosforu v nádrži a klesá počet druhů. Zůstávají pouze druhy, které jsou studenomilné jako například mník jednovousý (*Lota lota*).

Posledním analyzovaným souborem nádrží byly nádrže české. U nich se ukázaly průkazné tyto faktory - plocha nádrže, stáří nádrže, zeměpisná délka, maximální hodnota pH v nádrži a minimální hodnota fosforu v nádrži viz Obr. 3. Hlavním důvodem proč se zeměpisná délka ukázala, jako průkazný faktor může být fakt, že Morava je druhově bohatší nežli Čechy, díky tomu že, vody z Moravy jsou odváděny do dvou moří, ne jen do jednoho jako je tomu u Čech (Baruš et al., 1995), také to může být způsobeno rozdílností v tvaru nádrže. Zatímco české nádrže mají povětšinou kaňonovitý ráz (Římov, Nýrsko a další), moravské nádrže jsou často více rozlehlé (Nové Mlýny) s velkým podílem litorálu. Je zde opět vidět trend, že se stářím nádrže vzrůstá minimální hodnota fosforu (Mehner et al., 2007), Také je zde vidět že plocha nádrže hraje významnou roli pro pelagické druhy ryb například pro ouklej obecnou (*Alburnus alburnus*). Zdá se, že maximální hodnota pH může být u českých nádrží spojena i s geografickou polohou nádrže díky moravským nádržím, které jsou díky svojí poloze nejuživnější a mají proto vysoké hodnoty pH oproti většině českých nádrží.

Je zajímavé, že se nepovedl prokázat vliv plochy litorálu v nádrži, obsahu kyslíku ve vodě či nadmořské výšky nádrží ani v jednom z testovaných souborů nádrží, může být dáno nízkým rozsahem hodnot jednotlivých jmenovaných faktorů, které byly v analýze použity

Pomocí lineárních regresí jsem zjišťoval, který z testovaných faktorů prostředí ovlivňuje určitý testovaný druh a jak. Zjistil jsem, že okoun říční je negativně ovlivňován stářím nádrže, protože se stárnutím nádrže jeho abundance i biomasa klesá (Kubečka, 1993). Jelikož je okoun říční spíše ryba, která se vyskytuje v litorálních oblastech nádrže (Prchalová et al., 2009) má negativní vztah ke zvětšující se velikosti nádrže viz Obr. 5. Naproti tomu je zde vidět závislost okouna na hloubce nádrže, protože v hlubokých nádržích má okoun větší zastoupení než v mělkých (Mehner et al., 2005) viz Obr. 6. V Obr. 7 je v grafu vidět negativní závislost okouna říčního na pH. Tento fakt je spojený se stárnutím nádrže a její eutrofizací, protože s postupnou eutrofizací je okoun vytlačen kaprovitými rybami (Kubečka, 1993). Cejn obecný je ryba, která se živí velkým zooplanktonem v pelagialu (Vašek et al., 2003), proto se domnívám, že na abundanci cejna obecného má vliv plocha nádrže, viz Obr. 8.

Cejn je ryba se širokým areálem rozšíření od jihu Francie až po severní Rusko (Kottelat and Freyhof, 2007). Z grafu jasně vyplývá, že abundance cejna obecného roste spolu se stoupající zeměpisnou, šířkou viz Obr. 9. Tento jev může být způsobený tím, že ve vyšších zeměpisných šířkách se nevyskytuje tolik jiných druhů, které by byly schopné obydlet rozsáhlé vodní plochy. Podařilo se mi prokázat pozitivní korelaci mezi zvyšujícím se pH a zvyšující se abundancí oukleje obecné, což je nejpravděpodobněji způsobeno tím, že ouklej obývá nádrže, které jsou více úživné, viz Obr. 10.

Z twin span analýzy vyplývá jasné geografické rozdělení nádrží, ruské se kromě dvou oddělily, protože je obývají ryby, které mají centrum rozšíření v ponto-kaspické oblasti kam většina řek, na kterých jsou nádrže postaveny tečou (Baruš et al., 1995). Kromě polské nádrže Jeziorsko, ležící na řece vartě, která teče směrem na západ, tato nádrž má velmi podobné složení jako ruské nádrže. Určitou roli mohlo sehrát i to že datový soubor z ruských nádrží byl pořízen z výsledků komerčního lovu, který může mít jiné priority než vědecké průzkumy ve střední a východní Evropě. Tento fakt mohl způsobit nižší zastoupení ježdíka obecného případně i okouna říčního v ruských úlovcích. Proti ježdíkovi mluví i použití biomasy v ruských výsledcích.

Ostatní nádrže nemají tak silné zastoupení ponto-kaspických elementů a spíše je obývají široce rozšířené druhy, jakými jsou okoun říční, plotice obecná či štika obecná. V této skupině došlo na vydělení třech důležitých podskupin z hlediska výskytu ryb v nádržích, vydělily se mi nádrže s čistě salmonidní obsádkou (Bedřichov a Souš), nádrže s vyšším zastoupením okounovitých ryb a na nádrže s větším zastoupením kaprovitých ryb. U nádrží s větším zastoupením okounovitých ryb se oddělily ještě dvě důležité skupiny. V jedné skupině se shromáždily české vodárenské nádrže, které mají kaňonovitý charakter a leží ve větší nadmořské výšce zřejmě, proto mají větší zastoupení okounovitých ryb ve svojí obsádce. Druhou skupinou jsou holandské vodárenské nádrže, ačkoliv jsou tyto nádrže velice bohaté na živiny a leží v malé nadmořské výšce, mají velký podíl okounovité obsádky, což je dáno tvarem jejich břehů. Břehy holandských nádrží jsou totiž vybetonované, což nedovolí kaprovitým rybám větší rozvoj populace (Duncan and Kubečka, 1995). U nádrží s vyšším zastoupením kaprovitých ryb se nejprve samostatně vydělili nádrže Nové Mlýny a Mohelno protože obsahovali větší zastoupení cejnka malého (*Blicca bjoerkna*) to je u Nových Mlýnů s největší pravděpodobností způsobeno jejich mělkostí. U nádrže mohelno je důvod většího výskytu cejnka malého neznámí. Po té se pak vydělily dvě skupiny, jedna skupina, ve které se spolu seskupily kaskádové nádrže, jako jsou Orlík, Kořensko a Hněvkovice, které mohou mít v důsledku kolísání hladiny pozměněnou rybí obsádku (Draštík et al., 2004) a polská nádrž (Goczalkowice) a česká nádrž (Vrchlice). V druhé skupině se nachází se nachází, kromě čtyřech nádrží (Lipno, Těrlicko, Žermanice, Trnávka) převážně vodárenské nádrže, tyto nádrže jsou oproti již zmiňované skupině vodárenských nádrží úživnější, což se projevuje na jejich obsádce která je více kaprovitá.

7. Závěr

Z provedených analýz se mi podařilo vysledovat základní zákonitosti, které mohou ovlivňovat rybí obsádku.

- Zjistil jsem, že na kompozici rybí obsádky v nádrži má velký geografická poloha nádrže, jak severojižní tak i východozápadní gradient jsou důležité při formování rybí obsádky.
- Zásadní je také proces stárnutí nádrže, při kterém stoupá obsah fosforu v nádrži společně s pH což mění proporce druhů v nádrži.
- Hloubka nádrže není zanedbatelný faktor při formování rybí obsádky
- Kolísání hladiny může značně ovlivnit složení rybí obsádky.
- Složení rybí obsádky ruských nádrží se lišilo od středoevropských, z důvodu většího druhového Bohatství a jiného původu dat
- Nepovedlo prokázat vliv velikosti plochy litorálu, obsahu kyslíku ve vodě či nadmořské výšky přehrady na rybí společenstvo.

8. Seznam použité literatury

Annual reports., 2000-2009: Hydrobiological Institute Academy of Science of the Czech Republic, České Budějovice.

Baruš V., Černý K., Gajdušek J., Hensel K., Holčík J., Kálal L., Krupauer V., Kux Z., Libosvářský J., Lom J., Lusk S., Moravec F., Oliva O., Peňáz M., Pivnička K., Prokeš M., Ráb P., Špinar Z., Švátora M. and Vostradovský J., 1995: Mihulovci a ryby (1). Academia, Praha: 212, 287-295, 368- 563.

Baruš V., Černý K., Gajdušek J., Hensel K., Holčík J., Kálal L., Krupauer V., Kux Z., Libosvářský J., Lom J., Lusk S., Moravec F., Oliva O., Peňáz M., Pivnička K., Prokeš M., Ráb P., Špinar Z., Švátora M. and Vostradovský J., 1995: Mihulovci a ryby (2). Academia, Praha: 7-447.

Beleš P., Krajč T., and Boris Ch., 2004: Ichtyofauna vodárenskej nádrže Nová Bystrica 2004. Slovenský rybársky zväz: 2-20.

Carvalho L. and Kirika A., 2003: Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiologia* 506-509: 1-3.

Colby P. J., Spangler G. R., Hurley D.A. and McCombie A.M., 1972: Effect of eutrophication on salmonid communities in oligothropic Lakes. *Jurnal of the fisheries research board of canada*, 29: 975-983.

Čech M., Hohausová E. and Kubečka J., 2001: Fish stock assessment of the petrusplaat reservoir in 2000. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-95

Čech M., Kubečka J., Prchalová M., Frouzová J., Jankovský and Muška M., 2009: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Lipno v roce 2008. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-18.

Čech M., Prchalová M. and Jůza T., 2009: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Lučina 2008. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-15.

Drašník V., Kubečka J., Šovčík P., 2004: Rybářství v nádržích s rozdílným ekohydrologickým režimem. VII Czech ichthyological conference. Vodňany, May 2004, University of South Bohemia, Fisheries Research Institute, Vodňany: 180–185.

Drašník V., Kubečka J. and Šovčík P., 2004: Hydrology and anglers catches in the czech reservoir. *ecohydrology and hydrology*, 4: 429-439.

Draštík V., Kubečka J., Jůza T., Jarolím O., Hladík M., Kratochvíl M., Prchalová M., Říha M. and Tušer M., 2006: Diversita a prostorová distribuce tohoto ročního plůdku v nádržích vltavské kaskády. Biodiversita ichtyofauny ČR (IV): 29-34.

Draštík V., Kubečka J., Prchalová M., Frouzová J. and Jankovský M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Seč v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-8.

Dubský K., Kouřil J. and Šrámek V., 2003: Obecné rybářství. Informatorium, Praha: 12-23.

Duncan A. and Kubečka J., 1995: Land/water ecotone effect in reservoir on the fish fauna. Hydrobiologia, 303: 11-30.

Duras J., Chocholoušková Z. and Kučera Č. T., 2007: Průzkum vodních makrofyt vodárenských nádrží. Sborník vodárenská biologie 2007: 126-136.

Fernando C. H. and Holčík J., 1991: Fish in reservoir. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 76: 149-167.

Frouzová J., Hladík M., Kubečka J. and Ostaní., 2000: Ichtiologický průzkum nádrže Staviště – červen 1999: Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-15.

Garcia X.F., Diekmann M., Bramick U., Lemcke M. and Mehner T., 2006: Correlations between type-indicators fish species and lake productivity in german lowland lakes. Journal of fish biology, 68: 1144-1157.

Hartman P., Příkryl I. and Štědranský E. 1998: Hydrobiologie. Informatorium, Praha: 26, 33, 205.

Hochman L., Kovačik L., Němcová I., Šporka F., Štefková E. and Tomajka J., 1988: Limnological characteristic of irrigation reservoir in south western slovakia ČSSR. Práce rybářstva a hydrobiologie, 6: 139-180.

Hohausová E., Čech M. and Kubečka J., 2000: fish stock assessment of the Hondred en Dertig reservoir in 2000. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-48.

Hrbáček J. and Saškaba 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.

Irz P., Laurent A., Messad S., Pronier O. and Argillier C., 2002: Influence of site characteristic on fish communities patterns in france reservoir. Ecology of fresh water fish, 11: 123-136.

- Irz P., Odion M., Argillier Ch. and Pont D., 2006: Comparision between the fish communities of lakes, reservoirs, and rivers: can natural system hepl define the ecological potential of reservoir. *Aquatic science*, 68: 109-116.
- Kahl U., Hulsman S., Radkr R.J. and Bendorf J., 2008: Impact of water level fluctuation on the year class strenght of roach: implication for fish stock management. *limnologica*, 38: 258-268.
- Kalff J., 2002: *Limnology*. Prentice hall, New Yersey: 86-91, 226-228, 247-275.
- Karpova, E.I., Petr T. and Isaev., 1996: Reservoir fisheries in the coutries of the Commonwealth of Independent states. *FAO fisheries Circular*, 911: 5-131.
- Koško J. and Košuth P., 1996: Uwagi o stanie ichtiofauny zbiornika wodnego starina. *Roczniki bieszczadzkie*, 5: 147-153.
- Kottelat M. and Freyhof J., 2007: *Handbook of european freshwater fishes*. Imprimerie du démocrate SA, Delémont: 155, 534, 535.
- Kubečka J. and Bohm M., 1991: The fish fauna of the jordan reservoir, one of the oldest man made lake in central europe. *Jurnal of fish biology*, 38: 935-950.
- Kubečka J., 1993: Succesion of fish communities in reservoir of central and eastern europe. *Comparative reservoirlimnology and water quality management*: 153-168.
- Kubečka J. and Matěna J., 1994: Ichtyologický průzkum nádrží hněvkovice a kořenska v roce 1994. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-15.
- Kubečka J., 1995: Průzkum rybí obsádky nádrže Trnávka v roce 1995. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-15.
- Kubečka J., Wittingerová M., Matěna J., Prachař Z. and Vožechová M., 1996: Ichtyologický průzkum nádrže Vrchlice. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-16.
- Kubečka J., Sed'a J., Duncan A., Matěna J., Ketelaprs H. A. M., and Visser P., 1998: Composition and biomass of the fish stock in various european reservoir and ecological consequences. *International revue hydrobiology*, 83: 559-568.
- Kubečka J., 1998: Fish stock assessment of the Petrusplaat reservoir in 1998. *Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích*: 1-54.

Kubečka J., Frouzová J., Čech M., Prachař Z., Peterka J. and Vožechová M., 1998: Ichtyologický průzkum údolních nádrží v Jizerských horách v roce 1997. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-30.

Kubečka J., Frouzová J., Matěna J., Prachař Z., Vondrka J. and Vožechová M., 1998: Ichtyologický průzkum dolní nádrže Nýrsko v roce 1997. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-22.

Kubečka J., Frouzová J., Hladík M., Pešek M., Čech M., Prachař Z. and Syrovýtko V., 1999: Ichtyologický průzkum údolní nádrže lučina a Žlutice v roce 1998. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-22.

Kubečka J., Hohausová E. and Čech M., 2001: Fish stock assessment of the De Gijster reservoir 2000 with general comments on status of fish in Biesbosch reservoir system. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-87.

Kubečka J., Frouzová J. and Hladík M., 2003: Fish stock assessment of the De Gijster reservoir in 2002. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-35.

Kubečka J., Hladík M. and Frouzová J., 2003: Fish stock assessment of the petrusplaat reservoir in 2002. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1- 48.

Kubečka J., Hladík M., Hohausová E., Čech M. Frouzová J., 2003: Fish stock assessment of the Hondred en Dertig reservoir in 2002. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1- 52.

Kubečka J., Čech M., Říha M. and Jůza T., 2005: Průzkum rybí obsádky nádrže orlík se zřetelem k provozu JE Temelín. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-48.

Kubečka J., Prchalová M., Čech M., Frouzová J., Jankovský M. and Muška M. 2009: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Orlík v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-53.

Kubečka J., Prchalová M., Muška M., Frouzová J. and Jankovský M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Těrlicko v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-15.

Kubečka J., Prchalová M., Muška M., Frouzová J. and Jankovský M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Žermanice v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-13.

- Kubečka J., Prchalová M., Frouzová J., Jankovský M., Jůza T. and Říha M., 2009: Fish stock assessment of the petrusplaat reservoir in 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-98.
- Kubečka J., Prchalová M., Frouzová J., Jankovský M., Jůza T. and Říha M., 2009: Fish stock assessment of Hondred en Dertig reservoir in 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-55.
- Kubečka J., Prchalová M., Frouzová J., Janovský M., Jůza T. and Říha M., 2009: Fish stock assessment of the De Gijster reservoir in 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-53.
- Kubečka J., Prchalová M., 2009: Předběžná zpráva o výzkumných a odlovných pracích na vodních dílech Želivka, Nýrsko a Karhov v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-7.
- Kytaev S. P., 2002: Relationship between atmospheric precipitation, evaporation, temperature and production of aquatic ecosystem. *Water resource*, 29: 90-94
- Lepš J. and Šmilauer P., 2003: Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University press, Cambridge: 25-65
- Lojkásek B., 1995: Ichtyoceóza vodárenské nádrže Morávka. Autoreferát disertace k získání vědecké hodnosti kandidát věd: 2-19
- Lusk S., Lusková V., Halačka K., Šlechta V. and Šlechtová V., 1998: Trends and production of a fish communities of the barbel zone in a stream of the Czech Republic. *Folia Zoologica*, 47: 67-72.
- Mastýnski J., 1984: Fish biomass of drained small reservoir. *Polskie archiwum hydrobiologii*, 31: 69-76
- Mastýnski J., 1997: Succession of ichthyofauna in dam reservoir of Poland. *Acta hydrobiologica*, 39: 27-29.
- Mehner T., Diekmann M., Bramic U and Lemcke M., 2005: Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human use intensity. *Fresh water biology*, 50: 70-85.

Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T., Jeppesen E. and Diekmann M., 2007: Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Fresh water biology*, 52: 2285-2297.

Peňáz M., Baruš V. and Prokeš M., 1996: Fish assemblage in reservoir with an extreme hydrological regime (mohelno reservoir, Czech Republic). *Folia zoologica*, 45: 171-182.

Peterka J., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Jankovský M., Muška M. and Prchalová M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Fláje v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-13

Prchalová M., Kubečka J., Jůza T. and Frouzová J., 2006: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Nýrsko v roce 2005. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-19.

Prchalová M., Kubečka J., Jůza T., Říha M., Jarolím O. and Tušer M., 2005: Komplexní odhad rybí obsádky údolní nádrže Švihov-Želivka v roce 2004. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-38

Prchalová M., Kubečka J., Jůza T., Říha M., Tušer M., Peterka J. and Vašek M., 2006: Komplexní odhad rybí obsádky údolní nádrže Švihov-Želivka v roce 2005. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-35

Prchalová M., Kubečka J., Hladík M., Hohausová E., Čech M. and 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., Sed'a J., Jůza T., Jarolím O., Říha M., Tušer M., Kratochvíl M., Čech M., Draštík V., Frouzová J. and Hohausová E., 2008: Patterns of fish distribution in a canyon shaped reservoir. *Journal of fish biology*, 73: 54-78.

Prchalová M., Kubečka J., Čech M., Frouzová J., Draštík V., Hohausová E., Jůza T., Kratochvíl M., Matěna J., Peterka J., Říha M. and Vašek M., 2009: The effect of depth, distance from the dam and habitat on spatial distribution of fish in artificial reservoir. *Ecology of fresh water fish*, 18: 247-260

Prchalová M., Kubečka J., Muška M., Frouzová J. and Jankovský M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Nové Mlýny I v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-11

Prchalová M., Kubečka J., Tušer M., Frouzová J., Jankovský M. and Muška M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Nové Mlýny II v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-11

Prchalová M., Kubečka J. and Tušer M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Nové Mlýny III v roce 2008. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-11

Říha M., Kubečka J., Prchalová M., Jůza T., Frouzová J. and Vašek M., 2006: Komplexní průzkum rybí obsádky vodárenské nádrže Žlutice v roce 2006. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-17.

Říha M., Kubečka J., Prchalová M., Jůza T., Frouzová J. and Vašek M., 2006: Komplexní průzkum rybí obsádky vodárenské nádrže Nýrsko v roce 2006. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-16.

Sed'a J., Vašek M and Prchalová M., 2009: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Vír v roce 2009. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých Budějovicích: 1-12

Scharf W., 2008: Development of the fish stock and its manageability in the deep stratifying wuper reservoir. *Limnologica*, 38: 248-257

Starmach J., 1986: Development and structure of the Goczalkowice reservoir ecosystem. XV. *Ichtiofauna ekologia polska* , 34: 512-521

Vašek M., Kubečka J. and Sed'a J., 2003: Cyprinid predation on zooplankton along the longitudinal profile of a canyon-shaped reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 156: 535-550.

Vašek M., Kubečka J., Matěna J. and Sed'a J., 2006: Distribution and diet of 0+ fish within a canyon-shaped reservoir in late summer. *International revue hydriologia*, 91: 178-194

Vašek M., Kubečka J., Prchalová M., Jůza T. and Frouzová J., 2008: Komplexní průzkum rybí obsádky údolní nádrže klíčava v roce 2007. Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-17.

Vašek M., Prchalová M., Tušer M. and Kubečka J., 2009: Průzkum rybí obsádky údolní nádrže Vranov v roce 2008 Zpráva Hydrobiologického ústavu AV ČR v Českých budějovicích: 1-10

Vostradovský J., Křížek J., Albertová O., Růžička L. and Vostradovská M., 1989: The changes of fish communities and biomanipulation in water supply reservoir. *Archiv für hydrobiologie beiheft ergebnisse der limnologie*, 33: 587-594

9. Přílohy

Tab. 4. Seznam druhů použitých v analýzách podle Baruš et al., (1995) a Kottelat and Freyhof, (2007)

Latinský název	Český název	Zkratka
<i>Abramis ballearus</i> (Linnaeus, 1758)	cejn siný	AbraBall
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	cejn obecný	AbraBram
<i>Abramis sapa</i> (Pallas, 1814)	cejn perleťový	AbraSapa
<i>Abramis brama x Rutilus rutilus</i> (Heckel 1836)	hybrid AB x RR	AB x RR
<i>Abramis brama x Blicca bjoerkna</i> (Leonhardt 1904)	hybrid AB x BBj	AB x Abj
<i>Abramis brama x Scardinius erythrophthalmus</i> (Leonhardt 1904)	hybrid AB x Se	AB x SE
<i>Acipenser ruthenus</i> (Linnaeus, 1758)	jeseter malý	AcipRuth
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	ouklej obecná	AlbuAlbu
<i>Alosa</i> sp. (Linck, 1790)	placka	alosa ap.
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	úhoř říční	AnguAngu
<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson, 1844)	toltolobec petsrý	ArisNobi
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	bolen dravý	AspiAspi
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	parma obecná	BarbBarb
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	cejnek malý	AbraBjor
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	karas stříbrný	CaraAura
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	karas obecný	CaraCara
<i>Coregonus</i> sp. (Linnaeus, 1758)	síh sp.	Coreg sp.
<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	síh malý	CoreAlbu
<i>Coregonus lavaretus marena</i> (Bloch, 1779)	síh severní marena	CoreMare
<i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordman, 1840)	kilka	ClupCult
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	kapr obecný	CyprCarp
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	sazan	WildCarp
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	štika obecná	EsoxLuci
<i>Gobio albipinnatus</i> (Lukasch, 1933)	hrouzek běloploutví	RomaBeli
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	hrouzek obecný	GobiGobi
<i>Gymnocephalus cernus</i> (Linnaeus, 1758)	ježdík obecný	GymnCern
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes)	tolstolobik bílý	HypoMoli
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	ostroretka stěhovavá	ChonNasu
<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	jelec tloušť	LeucCeph

Pokračování Tab. 4. Seznam druhů použitých v analýzách

Latinský název	Český název	Zkratka
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	jelec jesen	LeucIdus
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	jelec proudník	LeucLeuc
<i>Lota Lota</i> (Linnaeus, 1758)	mník jednovousý	LotaLota
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	pstruh duhový	OncoMyki
<i>Osmerus Eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	koruška evropská	OsmeEper
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	ostrucha křivočará	PeleCult
<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	okoun říční	PercFluv
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	střevlička východní	PseuParv
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	plotice obecná	RutiRuti
<i>Rutilus rutilus</i> x <i>Blicca bjoerkna</i>	hybrid RR x BBj	RR X Abj
<i>Rutilus rutilus</i> x <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Leonhardta 1904)	hybrid RR x SE	RR x SE
<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	pstruh obecný	SalmTrut
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1815)	siven americký	SalvFont
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	candát obecný	SandLuci
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1788)	candát východní	SandVolg
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	perlín ostrobřichý	ScarEryt
<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	sumec velký	SiluGlan
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	lín obecný	TincTinc
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	podoustev říční	VimbVimb

Tab. 5 Legenda ke zkratkám v Tab. 1

Lit	Plocha litorálu
T	Teplota
Prům. hl.	Průměrná hloubka