

ZÁPADOČESKÁ UNIVERZITA V PLZNI

FAKULTA PEDAGOGICKÁ

CENTRUM BIOLOGIE, GEOVĚD A ENVIGOGIKY

**VÍRNÍCI NÁDRŽÍ JIZERSKÝCH HOR V OBDOBÍ ACIDIFIKACE
A ZOTAVOVÁNÍ Z ACIDIFIKACE**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. Veronika Kreidlová

Učitelství pro SŠ, obor Bi-Ge

Vedoucí práce: Mgr. Jiří Kout, Ph.D.

Plzeň, 2017

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury a zdrojů informací.

Plzeň, 27. dubna 2017

.....
Bc. Veronika Kreidlová

Poděkování

Chtěla bych moc poděkovat mému školiteli, Mgr. Jiřímu Koutovi, Ph.D., který mi byl nápomocen nejen při psaní mé práce a poskytl mi spoustu cenných rad, ale byl především mou velkou morální oporou ve chvílích, kdy jsem ji nejvíce potřebovala.

Obrovský dík patří mému odbornému konzultantovi, RNDr. Michalu Šorfovi, Ph.D., za jeho nesmírně obětavý a srdečný přístup, odhodlání, trpělivost a pomoc za všech okolností. Svými radami obrovskou měrou přispěl k realizaci této práce. Spolupráce s ním si velice cením. Získala jsem díky němu další užitečné znalosti a zkušenosti z oboru hydrobiologie.

RNDr. Zuzaně Hořické, Ph.D. srdečně děkuji za to, že mi dala šanci pracovat na tak zajímavém tématu a podala mi pomocnou ruku v náročných životních situacích. Její slova povzbuzení ve správnou chvíli byly vždy obrovskou vzpruhou. Zároveň byla i mým odborným rádcem a díky ní byly všechny odběry v Jizerských horách uskutečněny.

Moc ráda bych také poděkovala Mgr. Danielu Vondrákovi, nejen nadšenému rotiferologovi, se kterým jsem mohla konzultovat všechno dění ze světa jizerskohorských vířníků, a má proto svůj nezanedbatelný podíl na vzniku této práce.

Velmi děkuji panu řediteli Mgr. Odřeji Petrovskému a celé Nadaci Ivana Dejmalu pro ochranu přírody (dříve Nadace pro záchranu a obnovu Jizerských hor), která finančně podpořila tuto práci (číslo projektu 140202).

Děkuji také Povodí Labe, s. p. za poskytnutí důležitých dat.

Velké poděkování patří mé rodině a přátelům, kteří mně pomáhají v náročných životních situacích a i oni přispěli, byť nepřímo, obrovskou měrou ke vzniku této práce.

Děkuji i všem ostatním, kteří se jakýmkoliv způsobem podíleli při realizaci mé diplomové práce.

Obsah

1. Úvod	1
2. Popis lokality	4
2.1 Geomorfologie a geologie	4
2.2 Klima	4
2.3 Půdy	6
2.4 Rostlinstvo	6
2.5 Hydrologie	7
2.5.1 Vodní nádrž Josefův Důl	8
3. Literární přehled	10
3.1 Dopady antropogenní acidifikace na vodní ekosystémy a společenstvo vířníků	11
3.2 Vířníci nádrží Jizerských hor v období acidifikace a v počátcích zotavování z acidifikace – rozběr historické literatury od počátku 20. století po současnost	13
4. Metodika	17
4.1 Průběh odběrů v zátoce Červeného potoka	18
4.1.1 Fyzikálně-chemické parametry vody	18
4.1.2 Vzorkování zooplanktonu	19
4.2 Zpracování vzorků	19
4.3 Statistické vyhodnocení dat	20
5. Výsledky	21
5.1 Fyzikální a chemické vlastnosti vody	21
5.2 Zooplankton nádrže Josefův Důl se zaměřením na společenstvo vířníků	26
5.2.1 Druhové složení zooplanktonu	26
5.2.2 Sezónní dynamika a vertikální distribuce zooplanktonu se zaměřením na vířníky	30
5.2.3 Vliv environmentálních proměnných na společenstvo vířníků u hráze	38
6. Diskuse	40
6.1 Abiotické faktory	40
6.2 Druhové složení společenstva vířníků ve vodní nádrži Josefův Důl	43
6.3 Sezónní dynamika a vertikální distribuce zooplanktonu se zaměřením na vířníky	47
6.3.1 Sezónní dynamika zooplanktonu	47
6.3.2 Sezónní změny a vertikální distribuce vířníků	49
7. Závěr	54
8. Resumé	55
9. Literatura	56

1. Úvod

Antropogenní acidifikace a s ní spojené negativní dopady na půdní a vodní ekosystémy se staly velkým problémem v Evropě a Severní Americe s rozvojem průmyslu zejména po 2. světové válce (Mylona 1996, Kopáček et al. 2001, Hruška & Kopáček 2005). Svého maxima dosáhly emise okyselujících sloučenin síry a dusíku ve střední Evropě v 80. letech (SO_2 : $280 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$; NO_x : $160 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$; NH_3 : $120 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{rok}^{-1}$; Kopáček et al. 2002). V této době byla míra zasažení ovzduší ve střední Evropě nejhorší na světě (Hruška & Kopáček 2005). Díky mezinárodním smlouvám se tento stav v následujících letech podařilo zlepšit. Během 90. let došlo k výraznému snížení emisí výše zmíněných polutantů (o 70 % u síry a o 35 % u dusíku; Kopáček et al. 2002, Wright et al. 2005). První známky zotavování z okyselení jak chemického tak biologického charakteru na sebe nenechaly dlouho čekat. V současné době jsou pozitivní změny popisovány z různých míst Evropy a Severní Ameriky (Stoddard et al. 1999, Evans et al. 2001, Kopáček et al. 2001, Wright et al. 2005, Garmo et al. 2014). Oproti tomu v průmyslových oblastech Číny je acidifikace a její dopady na přírodní ekosystémy v poslední době aktuálním tématem (Du et al. 2015, Huang et al. 2015, Qiao et al. 2015, Wu et al. 2016). Nicméně i další regiony jinde ve světě byly vyhodnoceny buď jako potenciálně rizikové nebo již antropogenní acidifikací zasažené (např. v Japonsku, Severní a Jižní Korei, Indii, Kamerunu či centrální části Jižní Ameriky; Bhatti et al. 1992, Aggarwal et al. 2001, Granat et al. 2001, Rodhe et al. 2002, Takem et al. 2015).

Česká republika patřila v minulých letech mezi státy s nejvyšší úrovní kyselých depozic v Evropě. Značný dopad mělo okyselení především na horské oblasti: Krušné a Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Jeseníky, dále pak na vrcholové části Žďárských vrchů, Brd, Šumavy, Českého a Slavkovského lesa (Hruška & Kopáček 2005).

Jizerské hory se řadily mezi regiony nejvíce zasažené emisní kalamitou v České republice (Hůnová et al. 2004, Křeček & Hořická 2006). Důvodem bylo spolupůsobení mnoha faktorů, které v konečném důsledku vedly ke smícení více jak poloviny rozlohy náhorní plošiny a ke snížení pH už tak přirozeně kyselých půd a povrchových vod (Jirásek et al. 1959, Stuchlík et al. 1997, Křeček & Hořická 2006, Smejkal et al. 2009, Endler et al. 2014, Hořická et al. 2015).

Okyselování vod má za následek kvalitativní i kvantitativní změny v zooplanktonních společenstvech. Druhy citlivé na nízké pH vymizí a uvolněné niky jsou obsazeny

odolnějšími taxony (Fott et al. 1994, Vrba et al. 2003). Stejné změny byly pozorovány v jizerskohorských nádržích Bedřichov, Josefův Důl a Souš (např. Stuchlík et al. 1997). Od konce 80. let doprovází snížení atmosférické depozice síry a dusíku pozitivní chemické a následně i biologické změny ve zmiňovaných nádržích (Křeček & Hořická 2001, Hůnová et al. 2004, Bímová 2013, Procházková et al. 2013).

Od roku 1992 jsou nádrže Bedřichov, Josefův Důl a Souš součástí dlouhodobého monitoringu probíhajícího pod vedením pracovního týmu dr. Zuzany Hořické (dříve ÚŽP PřF UK v Praze, dnes VÚV TGM). Získaná data byla použita pro studie planktonních korýšů (Bímová 2013) a fytoplanktonu (Procházková et al. 2013) se snahou podchytit průběh zotavování nádrží z okyselení a zjistit případné rozdíly mezi nádržemi. Ve všech nádržích byl zaznamenán nárůst počtu druhů zmíněných skupin. Kromě změn v druhovém složení se také zvýšila populační hustota korýšů (Bímová 2013, Procházková et al. 2013).

Na základě dat z dlouhodobého sledování byla provedena Mgr. Danielem Vondrákem (PřF UK v Praze) pilotní studie se zaměřením na vířníky s cílem zachytit zásadní změny v jejich vývoji během zotavování z acidifikace (Bímová et al. 2012). Výsledky pilotní studie naznačují, že u vířníků docházelo k mnohem větším změnám než u korýšů, a to nejen v časovém horizontu, nýbrž také mezi jednotlivými nádržemi (Bímová et al. 2012). Mezi vířníky je více druhů schopných odolávat nízkým hodnotám pH oproti korýšům (Bērziņš & Pejler 1987, Havens & Heath 1989, Belyaeva & Deneke 2007), a proto u nich nebývá tak výrazný pokles druhové diverzity (Fott et al. 1994, Vrba et al. 2003, Wærvågen & Nilssen 2003). Snížení podílu korýšů v zooplanktonu může naopak podpořit nárůst podílu vířníků jako jejich konkurentů (Wallace et al. 2006). Z tohoto pohledu a také díky své krátké generační době mohou být vířníci vhodným nástrojem k podrobnější analýze procesu uzdravování nádrží a zhodnocení jejich současného stavu (Wallace et al. 2006).

Doposud byli vířníci v Jizerských horách studováni pouze okrajově a to v rámci dlouhodobého vývoje a nikoliv z pohledu jejich sezónní dynamiky v některém z vodních děl. Nejkyselejší, největší a nejhlubší vodárenskou nádrží oblasti je Josefův Důl, kde v posledních letech bývají problémy při úpravě vody s přemnoženými sinicemi rodu *Merismopedia* sp. (Křeček & Hořická 2001, Rous 2009, Procházková et al. 2013). Tato skutečnost byla motivací pro bližší studium korýšů, především jejich sezónní sukcese a diurnální vertikální migrace v rámci diplomové práce Adámka (2015). Pro komplexní zhodnocení podmínek panujících v této přirozeně dystrofní nádrži bylo vhodné zaměřit se i na společenstva vířníků.

Cílem práce bylo (i) popsat sezónní dynamiku vířníků a jejich prostorovou heterogenitu ve vodní nádrži Josefův Důl, (ii) výsledky porovnat s dalšími studii vod v minulosti podobně zasaženými antropogenní acidifikací.

2. Popis lokality

2.1 Geomorfologie a geologie

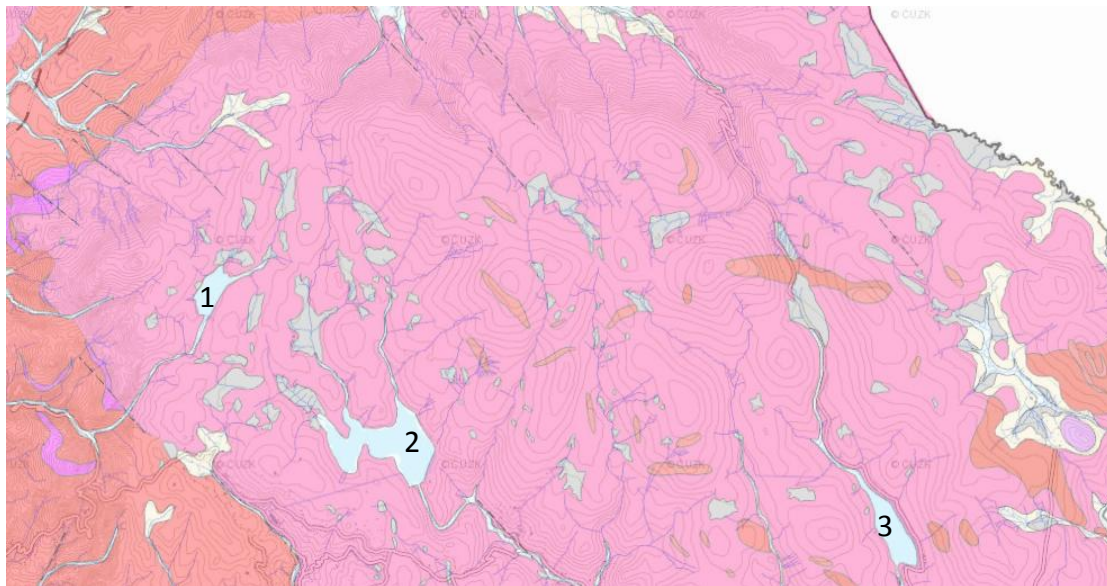
Jizerské hory jsou geomorfologickým celkem o rozloze cca 620 km². Největší plochu zabírají na českém území, asi 420 km², zbylých 200 km² se rozkládá na území Polska. Dělí se na dva základní podcelky, převážně rulovou a svorovou Smrčskou hornatinu a Jizerskou hornatinu, kde hlavní horninou je žula. Smrčská hornatina se nachází z velké části v Polsku a na české území zasahuje jen její západní výběžek zahrnující nejvyšší horu české strany Jizerských hor, Smrk (1 124 m n. m.). Většinu plochy v České republice zabírá Jizerská hornatina s nejvyšší horou Jizerou (1 123 m n. m.; Balatka 2009).

Po ústupu kontinentálního ledovce (cca před 10 tisíci lety), nastal rozvoj vegetace a na vhodných místech vznikala rašeliniště a slatiny. V současné době lze naměřit mocnost humolitu v průměru mezi 1 až 2 metry. Organické sedimenty jsou nejhodnotnějším typem kvartérních uloženin a pokrývají nezanedbatelnou část Jizerských hor (obr. 1; Mrázová et al. 2001, Knotek 2009).

2.2 Klima

Jizerské hory mají díky své výškové členitosti rozmanité klimatické podmínky (Kulasová & Bubeníčková 2009). Dle Quittovi (1975) klasifikace klimatu jsou vyšší partie hor tvořící jejich centrální část součástí chladné oblasti CH7, kde jsou lokalizovány vodní nádrže Souš, Josefův Důl a Bedřichov. Jizerské hory patří ke srážkově nejbohatším oblastem České republiky (Tolasz et al. 2007). Roční úhrn srážek narůstá s nadmořskou výškou a pohybuje se v rozmezí od 800 mm (podhůří) do 1 700 mm (900 m n. m.; (Kulasová & Bubeníčková 2009).

Stav ovzduší v příhraničí České republiky, Polska a Německa byl ve 2. pol. 20. století značně ovlivněn vysokými koncentracemi emisí okyselujících sloučenin především SO₂ a NO_x. Hlavním zdrojem znečištění byl značný počet tepelných elektráren v oblasti spalujících nekvalitní hnědé uhlí s vysokým podílem síry. Tzv. černý trojúhelník, jak se území přezdívalo, produkoval od 60. let nejvíce emisí oxidů síry na světě (Hruška & Kopáček 2005, Endler et al. 2014, Hořická et al. 2015).



KENOZOIKUM

KVARTÉR

- nivní sediment
- slatina, rašelina, hnílokal
- kamenitý až hlinito-kamenitý sediment

TERCIÉR (PALEOGÉN - NEOGÉN), KVARTÉR

- olivinický nefelinit

PALEOZOIKUM

KARBON

- aplitický granit
- granit
- granit
- granit až granodiorit
- granodiorit

Obr. 1. Obrázek geologické stavby okolí vodních nádrží: Bedřichov – 1, Josefův Důl – 2, Souš – 3; (převzato a upraveno z www.geologicke-mapy.cz/).

Obrat k lepšímu nastal počátkem 90. let, kdy se změnou politického systému souvisely i změny ekonomické doprovázené také větším zájmem o ochranu životního prostředí. Mezi zásadními kroky, jež ve svém důsledku vedly ke zlepšení stavu ovzduší, můžeme zmínit např. omezování spalování nekvalitního uhlí s vysokým obsahem síry, odsiřování hlavních zdrojů znečištění, větší uplatňování plynu na úkor tuhých paliv, optimalizace spalovacího režimu významných stacionárních zdrojů znečištění. Na našem území se díky tomu podařilo snížit za pouhých deset let množství vypouštěného oxidu siřičitého o celých 90 % oproti maximu z 80. let. Naopak trend snižování emisí oxidů dusíku byl v polovině 90. let zpomalen rozvíjející se automobilovou dopravou a později byl úplně zastaven (Hruška & Kopáček 2005).

2.3 Půdy

Podmínky pro vývoj kvalitních půd nejsou v Jizerských horách moc příznivé. Pomalu zvětrávající na báze chudá matečná hornina, chladné horské klima a velké množství srážek brání vzniku mocnějších vrstev půd a podmiňují jejich přirozenou kyselost (Hruška & Kopáček 2005, Kozák et al. 2009, Endler et al. 2014). Žula, která je v Jizerské hornatině hlavním půdotvorným substrátem, je chudá na fosfor i dvojmocné ionty vápníku a hořčíku (Smejkal et al. 2009).

Nejhojněji se vyskytujícími půdními typy jsou: kryptopodzol (45 %), kambizem (26 %) a podzol (11 %). V nižších polohách se jedná především o oligotrofní kambizemě. Kryptopodzoly jsou vyvinuté v nadmořské výšce od 500 do 850 m. Na ně navazují v nejvyšších partiích hor podzoly (Smejkal et al. 2009).

Od 80. let dochází v Jizerských horách k plošnému vápnění lesních půd a přihnojování chemickými prostředky. Přestože se jedná o kontroverzní zásah do ekosystému, obavy z dlouhodobých následků okyselování půd převážily nad případnými negativními dopady na bylinná společenstva (Endler et al. 2014). Velkým problémem je vznik nerovnováhy živin v půdě vlivem poklesu pH a přísunem dusíkatých sloučenin atmosférickými depozicemi (Lomský et al. 2012). Zvyšuje se koncentrace dusíku, ale klesá obsah fosforu, hořčíku a jiných prvků důležitých pro zdravý vývoj lesních porostů. Výsledný nerovnoměrný růst stromů vede k jejich oslabení a ty jsou náhlejší k mechanickému poškození např. vlivem silného větru (Hruška & Kopáček 2005, Lomský et al. 2012, Endler et al. 2014).

2.4 Rostlinstvo

Od 16. století rostl význam průmyslové výroby zejména sklářství a v souvislosti s tím se zvyšovaly také nároky na těžbu dřeva a opětovné zalesňování vytěžených ploch (Endler et al. 2014). V 19. století již přirozená obnova dřevin nebyla dostačující a lesníci zavedli plošné zalesňování především smrkem na úkor např. jedle, která v průběhu 20. století téměř vymizela (Endler et al. 2014, Meščerjakov 2014). Navíc kvůli nedostatku místních sazenic pocházely dřeviny často ze vzdálených oblastí (Rakousko, Německo, aj.) a dosti odlišných podmínek (nížiny). Smrkové monokultury, mnohdy stejného staří, nebyly připraveny na zdejší drsné horské klima. Proto bylo jen otázkou času, kdy dojde

k disturbancím v lesním ekosystému, které povedou ke katastrofálním následkům (Endler et al. 2014, Meščerjakov 2014). Vše začalo v 60. letech silnou vichřicí, která zapříčinila vznik prvních rozsáhlých holin. V 70. a 80. letech se přidaly další vlivy: imisní zátěž, opakované hmyzí kalamity, mrazy a jiné výkyvy počasí, vysoké stavy zvěře. Poslední tečkou bylo v 80. letech nešetrné hospodaření v poškozených lesích pod tlakem soudobého politického systému. Docházelo k plošnému smícení oslabených stromů, ale i těch potencionálně schopných přežít. V konečném součtu všech výše zmíněných faktorů zmizely z náhorní plošiny Jizerských hor všechny dospělé a dospívající smrkové porosty (Endler et al. 2014, Meščerjakov 2014). Celkem bylo z náhorního plata, kde kalamitní plochy převládaly, vytěženo mezi lety 1983 až 1993 více než 6 000 ha, což odpovídá zhruba polovině jeho rozlohy. Nově vzniklé holiny byly následně zasaženy erozí, což na mnoha místech vedlo k obnažení podloží v podobě balvanových polí, která značně komplikovaly jejich znovuzalesnění (Endler et al. 2014).

Zpočátku se ještě na kalamitní plochy vysazovaly nepůvodní druhy dřevin (především smrk pichlavý), kvůli jejich větší odolnosti vůči stále přítomným vysokým hodnotám imisí. Jakmile se však kvalita ovzduší dostatečně zlepšila (v průběhu 90. let) začalo se s vysazování domácích druhů (smrk ztepilý) s vyšším podílem listnatých stromů především buku. V současnosti tvoří smrk ztepilý 68 % všech dřevin, 10 % připadá na buk lesní a 9 % na nepůvodní dřeviny: smrk pichlavý, smrk černý, smrk omorika, borovice pokroucená (Endler et al. 2014, Meščerjakov 2014).

2.5 Hydrologie

Přestože je pro místní toky určitá míra kyselosti charakteristická, zásahy člověka v podobě změny skladby dřevin a znečištění ovzduší významně přispěly ke zhoršení kvality vody (Bubeníčková & Kulasová 2009). K silnému okyselení povrchových vod došlo pravděpodobně nejpozději v polovině 40. let minulého století. Důkazem je úplné vymizení ryb na celém území Jizerských hor v 50. letech a jejich absence do poloviny 90. let. Přitom ještě začátkem 20. století bylo možné spatřit v potocích pstruhy. Nicméně již v roce 1919 byl na Černé Nise pozorován jejich masivní úhyn. Od 30. let byl ve vodách přítomen pouze siven americký (*Salvelinus fontinalis*), který je vůči nízkému pH ze všech ryb nejodolnější, ale i on o několik let později z toků vymizel (Hořická et al. 2015).

S rozvojem průmyslu počátkem 19. století nastala v Jizerských horách potřeba regulace vodních toků. Řešením mělo být vybudování systému přehrad v průběhu 20. století v pramenných oblastech Jizerských hor. Plánovaná výstavba však nebyla zrealizována ve všech případech (např. vodní nádrž na řece Jeřici). Přehrada na Bílé Desné byla sice v roce 1915 zkolaudována, ale o deset měsíců později, 18. září 1916, se protrhla a k její opravě již nedošlo. Dnes je v provozu celkem devět přehradních nádrží: Bedřichov (I), Bedřichov (II), Bedřichov (III), Fojtka, Harcov, Josefův Důl, Mlýnice, Mšeno a Souš (Rous 2009).

2.5.1 Vodní nádrž Josefův Důl

Ze současného jizerskohorského systému přehrad je Josefův důl nejmladší (1982), plošně největší (145 ha) a zároveň také nejhlubší vodní nádrž (max. hloubka 38,2 m) s největším celkovým objemem (23,3 mil. m³). Společně s vodními nádržemi Bedřichov (I) na Černé Nise a Souš na Bílé Desné patří mezi nejvýše položené nádrže v Jizerských horách. Oproti nim má Josefův Důl také nejdelší dobu zdržení – 469 dní (Souš 179 dní, Bedřichov 41 dní; Stuchlík et al. 1997, Rous 2009). Původním účelem přehrady na řece Kamenici mělo být vyrovnávání průtoků a tudíž ochrana před povodněmi a suchem. Plán na její výstavbu počátkem 20. století se však neuskutečnil. Myšlenka na realizaci se znovu objevila koncem 60. let. Tentokrát byla hlavní motivace zásobovat pitnou vodou rychle se rozvíjející město Liberec. Stavba byla zahájena 1. července 1976. Po jejím dokončení v prosinci roku 1982 se stal Josefův Důl druhou vodárenskou nádrží po té, co se vodní nádrž Souš začala stejným způsobem využívat začátkem 70. let (Rous 2009).

Hlavní přítoky Josefova Dolu (Kamenice – tab. 1, Blatný p. a Červený p.) protékají rašeliništi nebo v nich přímo pramenní (obr. 1). Přestože by byla voda v přehradě přirozeně kyselá i bez lidského přičinění, již od napuštění byla její kvalita negativně ovlivněna vysokou mírou imisí (Křeček & Hořická 2001). Nicméně, díky vykácení velké plochy smrkových porostů, které ze vzduchu vychytávaly velkou část škodlivin, a plošnému vápnění, byl vliv okyselení v 80. letech na chemismus vody v Josefově Dole pravděpodobně méně výrazný, než v případě Souše a Bedřichova v 50. letech, kdy pH vody kleslo pod 4,5 (Jirásek et al. 1959, Stuchlík et al. 1997).

Tab 1. Základní hydrologické údaje o řece Kamenici (dle údajů Povodí Labe, s. p.).

Plocha povodí [km ²]	20,02
Průměrná dlouhodobá výška ročních srážek [mm]	1 524
Průměrný dlouhodobý roční průtok [m ³ .s ⁻¹]	0,762
Stoletý průtok Q ₁₀₀ [m ³ .s ⁻¹]	107

V roce 1992 byla na Josefově Dole, Souši a Bedřichově v průběhu letní stratifikace (červen, červenec) provedena studie s cílem zjistit jejich aktuální míru okyselení (Stuchlík et al. 1997). V Josefově Dole se v tomto roce nacházela termoklina mezi 6 až 8 m a homogenní epilimnium bylo od hypolimnia ostře odděleno. Jedním z faktorů ovlivňující letní zvrstvení vody byl silný vítr, který vanul bez větších překážek z nedávno vzniklých plošně rozsáhlých holin. Vodivost byla v rozmezí mezi 40 až 70 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a průhlednost v průběhu léta dosahovala 4 až 5 m. Pokud bychom měli srovnat hodnoty chlorofylu-*a* jako ukazatele množství fytoplanktonu, ve všech nádržích byla jeho biomasa nízká. Josefův Důl byl však ze všech nádrží na fytoplankton nejchudší (chl-*a*: 0,4–4 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, Bedřichov 4,1–16,9 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, Souš 1,4–12 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Voda vykazovala alkalitu od -7,5 do -4 $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$, tedy výrazně nižší než v případě zbylých dvou nádrží, kdy se pohybovala až na výjimku (-5,6 $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$ červen, Souš ve 12 m) v kladných hodnotách (0,8 až 33,8 $\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$). Naměřená hodnota pH kolísala kolem 5 s vyššími hodnotami v epilimniu (Stuchlík et al. 1997). V této době byla ještě nádrž bez ryb a v zooplanktonu dominovaly druhy typické pro rašelinné vody: např. *Brachionus sericus*, *Microcodon clavus* (Bartoš 1959, Bērziņš & Pejler 1987, Stuchlík et al. 1997). V roce 1994 byl proveden první pokus o vysazení ryb a v současné době by měla být nádrž stabilně osídlená populací sivena amerického (Šanda 1999, Bímová 2013).

3. Literární přehled

Okyselování ekosystémů (acidifikace) je do určité míry v přírodě běžně probíhající proces. Může být vyvolána sopečnou činností, lesními požáry či mikrobiálními pochody (Hořická et al. 2005). Mezi hlavní procesy, které ovlivňují ať pozitivně či negativně koncentraci iontů H^+ v přírodě patří: fotosyntéza, respirace, nitrifikace, denitrifikace, oxidace síry a desulfatace (Hlavínek & Říha 2004).

Příčinou antropogenní acidifikace je především vysoká koncentrace SO_2 a NO_x v ovzduší vznikající spalovacími procesy nadměru iniciovanými lidskou činností. V atmosféře pak může dojít k jejich přeměně na kyseliny případně na soli těchto kyselin, které se posléze dostanou do terestrických či vodních ekosystémů prostřednictvím kyselých srážek (tzv. mokrá depozice). Při vysokých koncentracích oxidů dusíku a síry (3 až $5 \mu g \cdot m^{-3}$) v ovzduší může dojít i k jejich přímému vychytávání povrchem vegetace, přeměně na kyseliny a následnému spláchnutí do půdy při srážkové epizodě. Pokud vystavení ekosystému okyselujícím sloučeninám trvá déle, než je jeho přirozená schopnost pufovat přísun iontů H^+ , dochází ke snižování pH prostředí (Hruška & Kopáček 2005, Hořická et al. 2015).

Smutný osud, který potkal ve 2. polovině 20. století právě Jizerské hory, umožnila souhra více faktorů: (1) nevhodná poloha Jizerských hor (v epicentru kyselosti srážek, nedaleko většího počtu tepelných elektráren), (2) podloží z pomalu zvětrávajících na báze chudých hornin, (3) málo mocné podzolové půdy, (4) oblast s vysokým ročním úhrnem srážek, (5) chladné klima, (6) přítomnost rašelinišť v povodích mnohých vodních toků, (7) nepůvodní především smrkové lesní porosty a (8) nešetrné lesní hospodaření. Všechny tyto okolnosti vedly v konečném důsledku k tomu, že Jizerské hory byly zasaženy antropogenní acidifikací jako jedny z prvních oblastí na světě s vážnými dopady pro lesní, půdní i vodní ekosystémy (Stuchlík et al. 1997, Křeček & Hořická 2001, Hořická et al. 2005, Hořická et al. 2015).

3.1 Dopady antropogenní acidifikace na vodní ekosystémy a společenstvo vířníků

Změny v chemismu vod indukované v souvislosti s rostoucí koncentrací iontů H^+ ovlivňují vodní ekosystémy zásadním způsobem. Jednotlivé trofické úrovně jsou zasaženy jak kvalitativně (změnou druhové skladby) tak kvantitativně (změny v množství biomasy jednotlivých organismů a jejím vzájemném poměru). Dochází k významné redukci vyšších trofických úrovní v závislosti na míře okyselení a dalších faktorech prostředí (Stuchlík et al. 1985, Stuchlík et al. 1997, Fott et al. 1994, Vrba et al. 1996, 2000, Hořická et al. 2006, Hogsden et al. 2009). Hogsden et al. (2009) při 5 let trvajícím experimentálním okyselování jezera Little Rock Lake (18 ha, Wisconsin, USA), kdy snižovali pH z 6,1 na hodnotu 4,7, jednoznačně prokázali, že jednotlivé trofické úrovně jsou na okyselení různě citlivé. Navíc je diference v míře zasažení jednotlivých částí potravní sítě rozdílná i v jednotlivých částech sezóny. Jednoznačně největší dopad měla acidifikace na vyšší trofické úrovně (predátory a karnivorní zooplankton). Relativní pokles jejich druhového bohatství byl vyšší než u fytoplanktonu, který byl téměř nedotčen. Hlavním řídicím faktorem přímo odpovědným za změny ve společenstvu karnivorů se ukázalo být samotné pH. Ostatní části potravní sítě byly acidifikací zasaženy pouze nepřímo. Značně znepokojující může být fakt, že s postupujícím okyselováním byla míra variability v biomase jednotlivých prvků trofické sítě vyšší a tedy i samotné fungování ekosystému je s rostoucím působením stresového faktoru méně předvídatelné. Vystává zde otázka aplikovatelnosti zjištěných výsledků na fungování ekosystémů zasažených jiným typem antropogenní zátěže. Autoři dávají své výsledky do souvislosti se studií Cottingham et al. (2000), kteří v rámci svého výzkumu hledali odpověď na otázku, zda hnojení zvyšuje proměnlivost společenstev a ekosystémů a zároveň tím snižuje možnost predikce. Cottingham et al. (2000) dospěli ke stejným závěrům jako Hogsden et al. (2009) u acidifikovaných jezer, že s rostoucí variabilitou klesá míra předvídatelnosti. Proto antropogenní eutrofizace může způsobit destabilizaci ekosystému stejně jako acidifikace. Hogsden et al. (2009) dále dodávají, že podobné asymetrické změny v jednotlivých trofických úrovních, které zaznamenali pod vlivem acidifikace, mohou nastat i u nadměrného přísunu živin. Právě vysoký obsah nutrientů v povrchových vodách a s tím spojené problémy s jejich kvalitou jsou jedním z globálních témat současné lidské společnosti (Scanlon et al. 2007).

Samotný průběh okyselování akvatického prostředí, jeho důsledky na vodní biotu a následné zotavování jsou popisovány především z jezer. Jedná se například o jezerní oblasti Skandinávie (Wærvågen & Nilssen 2003), Severní Ameriky (MacIsaac et al. 1986, Arnott et al. 2001), oblast Tater (Hořická et al. 2006) nebo šumavských jezer (Fott et al. 1994, Vrba et al. 2003). Umělým vodním nádržím se v této souvislosti věnuje mnohem méně studií, alespoň podle autorce známé literatury (např. Belyaeva & Deneke 2007). Přehradní nádrže mají však své specifické vlastnosti, které jsou dané jejich samotnou podstatou, kdy kombinují prvky lentických a lotických systémů (např. Znachor et al. 2016).

Přestože jsou vířníci jedinečnou složkou planktonní potravní sítě, ne vždy je jim věnováno v limnologických studiích dostatek pozornosti (Wallace 2006). Jelikož mezi nimi najdeme celou řadu druhů, které jsou schopné snášet i velmi nízké hodnoty pH (Bērziņš & Pejler 1987, Deneke 2000), bývají vířníci hlavní složkou zooplanktonu acidifikovaných vod a mohou zcela nahradit planktonní korýše (např. Fott et al. 1994). Práci zabývajících se ekologií vířníků během periody okyselení a následnými změnami ve společenstvu v průběhu procesu zotavení je relativně málo (např. MacIsaac et al. 1986, Wærvågen & Nilssen 2003). Frost et al. (1998) se věnoval vířníkům během experimentálního okyselení jezera Little Rock Lake (Wisconsin, USA). V lepším případě bývají vířníci zahrnuti do komplexní limnologické studie dané lokality (např. Vrba et al. 2016). Mnohdy však chybí historický kontext, kdy bychom měli k dispozici informace o stavu společenstva před samotnou periodou okyselení (Vrba et al. 2003, Wærvågen & Nilssen 2003). Nepomohou ani paleolimnologické studie využívané např. u korýšů, jelikož vířníci se v sedimentech zachovávají jen krátkou dobu a to pouze lorikální druhy, případně trvalá vajíčka (Pražáková & Fott 1994, Kohout 2001, Wærvågen & Nilssen 2003).

3.2 Vířníci nádrží Jizerských hor v období acidifikace a v počátcích zotavování z acidifikace – rozbor historické literatury od počátku 20. století po současnost

Z dostupných zdrojů a literatury jsem se pokusila vytvořit přehled všech taxonů vířníků nalezených mezi lety 1924 až 2008 v jizerskohorských nádržích (tab. 2). Zároveň jsem se snažila podchytit i jejich relativní důležitost ve vzorku. Je však nutné na tyto informace pohlížet s kritickým nadhledem a brát je jen jako orientační. Ne vždy byly informace o kvantitě či relativní četnosti dostupné a přístup jednotlivých autorů k analýze společenstva zooplanktonu se lišil.

Kvůli rozdílnostem v metodice odlovu i zpracování vzorků a dále kvůli změnám v nomenklatuře i taxonomii vířníků, je správná interpretace historických dat velice obtížná. Možnost srovnání mezi nádržemi i v dlouhodobém časovém horizontu je proto omezená. Studium vířníků nebylo prováděno systematicky, někdy byl vzat pouze jediný kvalitativní odběr za rok (např. Gessner 1929). Absence druhu ve vzorku ještě nemusí nutně znamenat jeho skutečnou nepřítomnost na lokalitě.

Synonymizovat dřívější nálezy se současnými uznávanými morfologickými druhy nebyl vždy splnitelný úkol. Například Gessner (1929) opakovaně uvádí výskyt *Polyarthra platyptera* v Bedřichovské i Soušské nádrži. Dnes tento název nemá platný nomenklaturní status. Bohužel pod tímto jménem bylo v minulosti uváděno více druhů rodu *Polyarthra* (Bartoš 1959, Hollowday 2002) a není možné zpětně se dopátrat toho, jaký druh byl Gessnerem (1929) skutečně zjištěn. Jeho nálezy proto uvádím v tabulce pod souhrnným označením *Polyarthra* spp.

Gessner (1929) také uvádí přítomnost vířníka *Anuraea aculeata*. V současnosti se jedná o neplatné synonymum pro druhu *Keratella quadrata*. Nicméně dříve se pod synonymum *Anuraea aculeata* řadily také morfotypy, které byly posléze (v roce 1943) vyčleněny jako samostatný druh *Keratella hiemalis* (Carlin 1943). Po konzultaci s Mgr. Vondrákem se přikláním k jeho názoru, že se pravděpodobně jednalo o *K. hiemalis*. Chladnomilný druh do horských nádrží dobře zapadá. Vyhovují mu nižší hodnoty pH, jak dokládají i jeho četné nálezy z acidifikovaných skandinávských jezer a z některých jezer na Šumavě (Bērziņš & Pejler 1987, Vrba et al. 2016).

Rod *Synchaeta* se řadí do skupiny nelorikálních vířníků. V případě, že je určujeme z fixovaných vzorků, je nutné pro jejich přesnou determinaci vypreparovat kousací ústrojí, tzv. trophi (Hollowday 2002). Někdy nám však ani samotná preparace nemusí pomoci.

Konkrétně *S. oblonga* nelze objektivně odlišit od *S. tremula* dle trophi a je nutné mít k dispozici živý materiál (Hollowday 2002, Obertegger et al. 2006). V praxi se proto často uvádí *S. oblonga/tremula* (např. Vrba et al. 2016). Mgr. Vondrák potvrdil přítomnost druhu *Syncheata lakowitziana* ve všech nádržích po roce 1993 pečlivým rozpouštěním (Vondrák, ústní sdělení). Stuchlík et al. (1997) uvádí výskyt *S. oblonga*. V tabulce proto raději uvádím výše uvedené nálezy pod souhrnným označením *Synchaeta lakowitziana/oblonga/tremula*.

Problematické je také určování vířníků rodu *Trichocerca*. Přestože se někteří autoři pokusili o bližší determinaci, nebyli si jejím výsledkem zdaleka jisti (Vondrák, ústní sdělení), proto jsem všechny nálezy zmíněného rodu uvedla pod jediný název *Trichocerca* spp.

Tab. 2: Přehled všech nalezených taxonů vířníků za období 1924–2008 v Jizerských horách v nádržích Bedřichov, Souš a Josefův Důl vypracovaný na základě rozboru dostupné literatury a nepublikovaných dat: Gessner (1929), Sládeček (1955), Jirásek et al. (1959), Stuchlík et al. (1997), Vondrák (nepublikovaná data). Pravděpodobné ovlivnění zooplanktonu rybí predací ze strany vysazovaného sivena amerického (Šanda 1999, Bimová 2013) a pravidelným jarním vápněním nádrže Souš je v tabulce vyznačeno (×; Hořická et al. 2013a). Rozsáhlý vznik holin vrcholil mezi léty 1980 až 1990 (Stuchlík et al. 1997, Křeček et al. 2009). Rok 1992 (tučně zvýrazněný) byl prvním rokem sledování nádrží s možným vlivem odlesnění na zotavování zooplanktonu.

Vysvětlivky:

+ taxon méně početný nebo chybí bližší informace o jeho podílu ve vzorku; ++ dominantní nebo mezi vířníky významný taxon; (+) nalezena pouze lorika; +? podobný druh přítomen, ale determinace nejistá; ? pochybný záznam, přítomnost nejistá; * nejednoznačná synonymizace, detaily rozvedeny v textu.

	Bedřichov								Souš								Josefův Důl				
	1925	1926	1927	1959	1992	1993	1997	2008	1924	1949	1950	1951	1959	1992	1993	1997	2008	1992	1993	1997	2008
<i>Ascomorpha</i> cf. <i>saltans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-
<i>Asplanchna priodonda</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	+	-	-	-	++
<i>Bdelloidea</i> gen. spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+
<i>Brachionus sericus</i>	-	+	-	++	++	-	-	-	++	++	++	+	++	(+)	+	-	-	++	++	-	-
<i>Collotheca mutabilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-
<i>Gastropus minor</i>	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Kellicottia longispina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(+)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Keratella cochlearis</i>	+	-	-	-	-	-	+	++	+	-	(+)	-	-	+	++	++	-	-	+	+	
<i>Keratella hiemalis</i> *	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	(+)	-	-	-	+	+	-	-	-	++	
<i>Keratella ticinensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	
<i>Keratella serrulata</i>	-	-	-	+	?	-	-	+	-	-	+	+	+	(+)	+	+	+	+	+	+	
<i>Keratella valga</i>	-	-	-	-	++	+	-	++	-	-	-	-	-	++	++	++	+	+	++	-	
<i>Lecane closterocerca</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Lecane flexilis</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	
<i>Lecane lunaris</i>	-	-	-	-	+?	++	+	+	-	-	+?	+?	-	-	+	+	-	+	+	-	
<i>Lecane</i> cf. <i>stichaea</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Microcodon clavus</i>	-	-	-	-	++	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	++	-	+	
<i>Monommata</i> sp. div.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	
<i>Ploesoma hudsoni</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Polyarthra dolichoptera</i> *	-	-	-	+?	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Polyarthra minor</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Polyarthra</i> cf. <i>major</i> (drobná)*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Polyarthra remata</i> *	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	++	++	-	-	++	
<i>Polyarthra</i> sp. (uvedena <i>P. platyptera</i>)*	+	+	++	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Polyarthra vulgaris</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	
<i>Synchaeta lakowitziana/oblonga/tremula</i> *	-	-	-	-	+?	-	++	-	-	-	-	-	-	-	+	++	+	++	++	+	
<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	+	+	+	++	++	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	++	-	
<i>Trichocerca</i> spp.*	-	-	-	-	++	++	++	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	
Efekt <i>Salvelinus fontinalis</i>					×	×	×	×												×	×
Vápnění																				×	×
Taxonů celkem:	3	4	2	4	9	6	8	8	4	3	6	5	4	3	10	15	8	4	10	11	12

S výzkumem jizerskohorských nádrží začal ve 20. letech 20. století Gessner (1925, 1929). Jeho práce obsahují, kromě mnoha jiných poznatků o dystrofních vodách a jejich biotě, cenné informace o tehdejších společenstvech vířníků nádrží Souš a Bedřichov. O necelé čtvrtstoletí později se Sládeček (1955) zabývá ve své práci zooplanktonem Soušské nádrže včetně vířníků a metodikou kvantitativního stanovení. Obě nádrže se dostaly do popředí zájmu i o pár let později a to v rámci rozsáhlejšího hydrobiologického průzkumu dystrofních vod na Liberecku za účelem zhodnocení jejich potenciálu pro rybářské využití (Jirásek et al. 1959). Všechny doposud uvedené práce zdůrazňují specifický chemismus těchto vod především jejich značnou kyselost. Navíc jejich hodnota pH mohla být ve skutečnosti ještě nižší, než je v publikacích prezentováno. Barevné indikátory, které se v té době využívaly pro stanovení míry kyselosti vody, v málo pufrovaných vodách značně podhodnocují (Procházková et al. 2013). Dále výše zmiňované studie poukazují na výskyt svěbytné fauny zahrnující mimo jiné právě rašelinné druhy. Mezi vířníky se jedná o přítomnost dvou druhů: *Keratella serrulata* a *Brachionus sericus*, jež bývaly v hojném počtu nacházeny v samotném pelagiálu nádrží (Gessner 1925, 1929, Sládeček 1955, Jirásek et al. 1959).

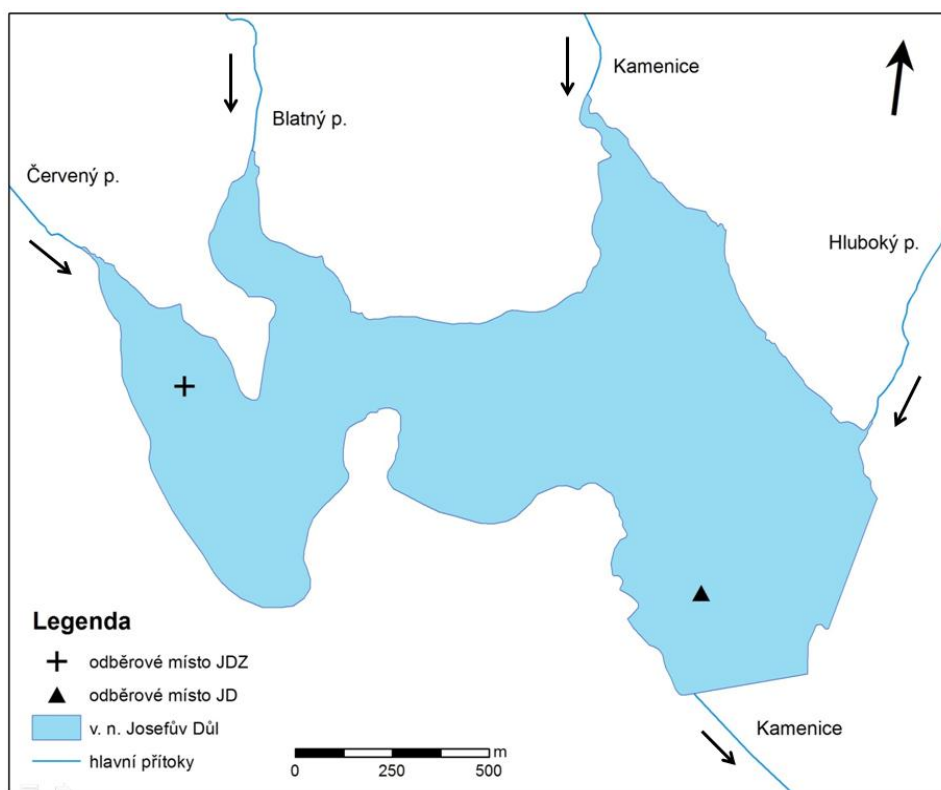
Uplynulo několik desítek let, acidifikace povrchových vod jako důsledek lidské činnosti je již veřejně přijímána jako smutný fakt. Tématu okyselování vod a jeho negativnímu vlivu na vodní biotu se na příkladech jezer Šumavy a Vysokých Tater věnovali např. Stuchlík et al. (1985) a Fott et al. (1994). V roce 1997 vyšel článek zahrnující mezi postižené oblasti také Jizerské hory (Stuchlík et al. 1997). Autoři upozorňují, že antropogenní acidifikace pravděpodobně ovlivňovala kvalitu vody v nádržích už od 40. až 50. let 20. století a byla původně mylně přisuzována pouze přirozené dystrofii těchto vod. V rámci jejich studie bylo provedeno vzorkování zooplanktonu v roce 1992 nejen na nádržích Souš a Bedřichov, ale i na přehradě Josefův Důl postavené v roce 1982. Za hlavní složku společenstva vířníků považují *Brachionus sericus*, *Keratella valga* a *Microcodon clavus*. Druhy *B. sericus* a *M. clavus* však nebyly potvrzeny ze Soušské nádrže (tab. 2).

Další informace o vývoji společenstva vířníků nebyly doposud uceleně publikovány. Z dlouhodobé řady vzorků sbíraných ve všech třech nádržích od roku 1992 byly Mgr. Vondrákem zpracovány vzorky z let 1993, 1997 a 2008. Některé jeho dílčí výsledky jsou zahrnuty v příspěvcích či publikacích: např. Bímová et al. (2012), Hořická et al. (2013a,b).

4. Metodika

V rámci dlouhodobého monitoringu Josefova Dolu byly od roku 1992 prováděny několikrát do roka odběry zooplanktonu a fytoplanktonu poblíž nejhlubšího místa nádrže označeného bójí ($z_{\max} = 35$ m) pracovní skupinou dr. Z. Hořické (dříve ÚŽP PřF UK v Praze, dnes VÚV TGM). Během roku 2014 bylo jejich vzorkování rozšířeno o další odběry v rámci jedné sezóny pro účely diplomové práce Adámka (2015), který se zabýval sezónním vývojem a vertikální distribucí korýšů. Souběžně s jeho prací vznikala také má diplomová práce se zaměřením na společenstva vířníků a jejich sezónní změny ve dvou odlišných částech přehradní nádrže (viz dále). Kromě kvantitativního zpracování vířníků ze vzorků odebraných v blízkosti bóje (označení lokality: JD; GPS souřadnice: 50.7953739N, 15.1917583E; obr. 2) byly kvantitativně zpracováni vířníci a korýši v jedné ze tří velkých zátok Josefova Dolu, u ústí Červeného potoka (označení lokality: JDZ; GPS souřadnice: 50.7987983N, 15.1720842E; obr. 2).

Obr. 2. Mapa vodní nádrže Josefův Důl v Jizerských horách s vyznačenými místy odběrů zooplanktonu v roce 2014 (vlastní zpracování na základě dat získaných z www.dibavod.cz).



4.1 Průběh odběrů v zátocě Červeného potoka

Vzorkování probíhalo v roce 2014 od května do října mezi 12 až 15 hodinou.

4.1.1 Fyzikálně-chemické parametry vody

Monitoring byl prováděn z lodi přibližně v polovině délky zátoky (obr. 2). Po ukotvení lodi se nejdříve změřila průhlednost vody Secchiho deskou a hloubka. Z hladiny a ze dna se následně odebraly vzorky pro chemický rozbor vody (za období červen–srpen) a stanovení chlorofylu-*a* (květen–říjen). Nejprve se pomocí plastové nádoby odebrala voda z hladiny (10 cm pod hladinou) a precedila se přes sítko o velikosti ok 40 μm . Filtrát se přelil do předem řádně připravených vzorkovnic určených pro chemickou analýzu. Obdobně se postupovalo při odběru vzorku pro stanovení koncentrace chlorofylu-*a* a jeho následná extrakce byla provedena dle metodiky Fott et al. (1999). Odběry ze dna se prováděly pomocí van Dornova sběrače o objemu 0,69 l. Pro vyloučení zvíření sedimentu bylo nutné odebírat dnové vzorky z hloubek přibližně 1 m nad skutečným dnem. Teplota vody se měřila rtuťovým teploměrem v samostatné nádobě okamžitě po vylovení objemu vody z hladiny a ze dna během vzorkování zooplanktonu.

Vzorky určené pro zpracování v chemické laboratoři se vložily do transportního chladicího boxu a následně byly uchovávány v lednici při teplotě 5 °C. Analýza základních chemických parametrů (chlorofyl-*a*, pH, alkalita a koncentrace iontů: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- a F^-) byla provedena pracovníky hydrobiologické laboratoře Přírodovědecké fakulty UK v Blatné.

Koncentrace celkového hliníku a celkového fosforu byly poskytnuty podnikem Povodí Labe, s. p. za období únor–prosinec 2014 stanovované ze vzorků od hráze z hloubek 0 m, 10 m, 20 m a 30 až 36 m.

4.1.2 Vzorkování zooplanktonu

Pro odběr zooplanktonu z jednotlivých hloubek byl použit sběrač typu van Dorn o objemu 0,69 l. Vzorky byly odebírány z hloubek: 0 m, 1 m, 3 m, 5 m, 7 m a dle aktuální naměřené hloubky v zátocce navíc z 9 m, případně z 10 m. Celý objem odběráku byl prolit přes planktonní síť o rozměrech ok 40 μm . Na začátku vzorkovacího období byly odebírány dva objemy van Dornova sběrače, ale v jeho průběhu musel být počet navýšen na pět, aby byl zajištěn dostatečný počet jedinců ve vzorku. Z planktonní sítě se následně převedl její obsah do umělohmotné vzorkovnice s uzávěrem.

Na břehu byly všechny vzorky fixovány 36–38% formaldehydem na výslednou hodnotu koncentrace přibližně 4 %. Vzorky byly uchovávány ve školní laboratoři v Centru biologie, geověd a envigogiky FPE ZČU v Plzni, kde byly posléze zpracovány.

4.2 Zpracování vzorků

Vzorek ze zátoky (JDZ) byl propláchnut přes sítko o velikosti ok 20 μm za účelem odstranění formaldehydu. Obsah byl převeden do kádinky s cílem dosáhnout co nejmenšího objemu (do 10 ml). Pipetou byl odebírán podíl objemu koncentrátu do počítací komůrky, která byla prohlédnuta pod mikroskopem (Olympus BX 51). Byly zaznamenány abundance jednotlivých zástupců planktonních vířníků (Rotifera), perlooček (Cladocera) a klanonožců (Copepoda). Postupně byli spočítáni všichni jedinci zájmových skupin v celém objemu vzorku a výsledné hodnoty byly přepočítány na objemovou jednotku.

Stejným způsobem bylo nakládáno se vzorky z druhého odběrového místa (JD) s tím rozdílem, že korýši byli přede mnou zpracováni Adámkem (2015) a bylo potřeba kvantifikovat pouze zástupce vířníků.

K determinaci zooplanktonu byly použity tyto určovací klíče: Šrámek-Hušek (1953), Bartoš (1959), Koste (1978b), Amoros (1984), Segers (1995), Kořínek (2005).

4.3 Statistické vyhodnocení dat

Druhov diverzita společenstva vrnk, perlooček a celkového zooplanktonu byla hodnocena Simpsonovým indexem podle vzorce: $D = \sum p_i^2$ (Simpson 1949). Vsledn hodnota indexu je v grafech prezentována v podob $S_D = 1 - D$.

Mnohorozmrn metoda nemetrického ˇskalovn (NMDS) se vzdálenostmi mezi jednotlivými body vypotnmi na základě Bray-Curtisovy nepodobnosti byla pouzita k zobrazen rozdílnosti jednotlivých hloubek a odběrových dn v sezóně. Redundanční analýza (RDA) s procedurou postupného výběru proměnných prostředí byla zvolena pro vyhodnocení významnosti proměnných prostředí a zobrazen jejich vztahu k abundanci jednotlivých druhů vrnk. Hloubka byla pouzita jako kovariáta. Permutace byly proveden v hierarchickm designu s tím, že permutování jednotlivých odběrů (*whole-plot*) probíhalo voln mezi sebou, zatímco hloubky v rámci jednoho odběru (*split-plot*) permutovány nebyly. Mnohorozmrn analýza byla potnna programem Canoco 5.04 (ter Braak & ˇSmilauer 2012).

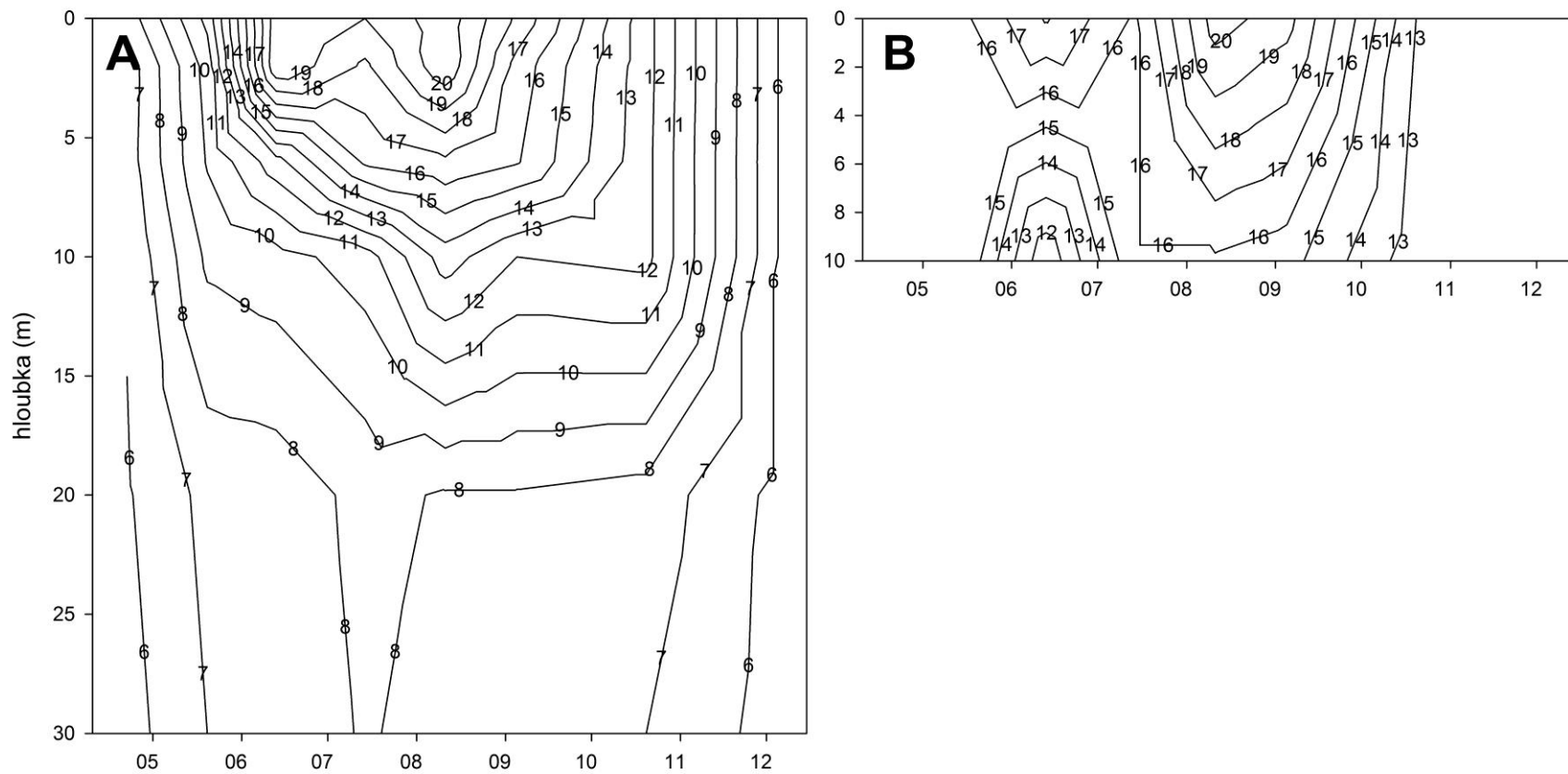
5. Výsledky

5.1 Fyzikální a chemické vlastnosti vody

Josefův Důl je dimiktická nádrž s obdobím míchání v námi sledovaném roce 2014 během dubna a prosince. Od června do srpna byla nádrž stabilně stratifikovaná (obr. 3). Hodnoty koncentrací rozpuštěného kyslíku se u hráze během sezóny ani mezi jednotlivými hloubkami výrazně neměnily (tab. 3). Před podzimním mícháním nebyly v hypolimniu naměřené kyslíkové deficity. Nejnižší hodnota ($6,82 \text{ mg.l}^{-1}$) byla zjištěna v září u dna nádrže. Voda v Josefově Dole je mírně kyselá s pH pohybujícím se v rozpětí hodnot od 5,5 do 6,2. Vliv tání sněhu na jarní okyselení vody nebyl u hráze pozorován. Alkalita vody se po celou sezónu pohybovala v kladných hodnotách. Vodivost nevykazovala významné sezónní či vertikální změny a byla po celé sledované období velmi nízká (mezi 27 až $37 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$).

Při srovnání fyzikálních a chemických vlastností vody u hráze nádrže a v zátocě Červeného potoka za období letní stratifikace (červen–srpen; tab. 3) můžeme najít ukazatele naznačující vyšší biologickou produkci v zátocě: nižší průhlednost vody, vyšší koncentrace chlorofylu-*a*. Avšak rozdíly nejsou příliš velké. Nápadná je skoro dvojnásobná maximální koncentrace amoniaku ($154,78 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) naměřená v červenci v hladinové vrstvě u hráze. V zátocě byly koncentrace amoniaku v červenci u hladiny i u dna nulové. Maximální hodnota ($90,61 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$) byla v zátocě zjištěna v srpnu u hladiny.

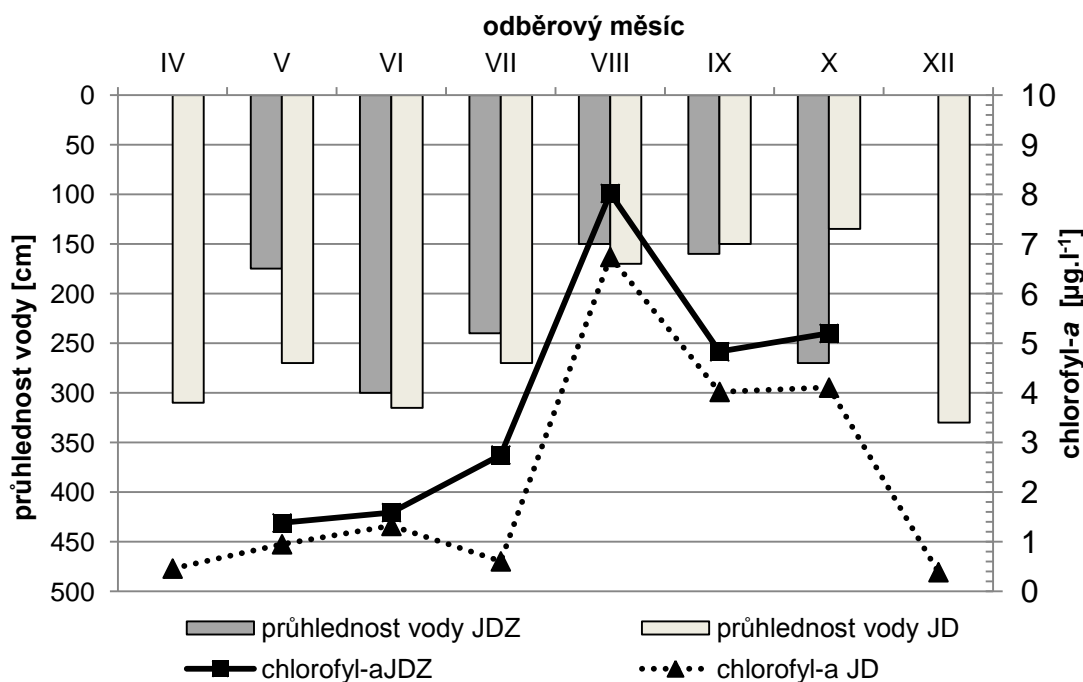
Sezónní vývoj průhlednosti vody většinou kopíruje změny koncentrace hladinového chlorofylu-*a* v zátocě Červeného potoka i u hráze nádrže (obr. 4). Maximum chlorofylu-*a* bylo zjištěno v srpnu ($7,16 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ ve 2 m u hráze, $8,02 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$ v 0 m v zátocě). Výjimkou je květen, kdy byla v zátocě naměřena nízká průhlednost vody, přestože koncentrace chlorofylu-*a* byly na úrovni červenových hodnot (mezi 1 až $2 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$). Tato skutečnost byla pravděpodobně způsobena silným větrem, který komplikoval měření průhlednosti během odběru 16. května. U hráze proběhl květnový odběr o několik dní později (20. května), kdy byly příhodnější povětrnostní podmínky. V zátocě byla naměřena nejnižší průhlednost vody v srpnu (150 cm) a září (160 cm), u hráze byla nejnižší později, v říjnu (135 cm).



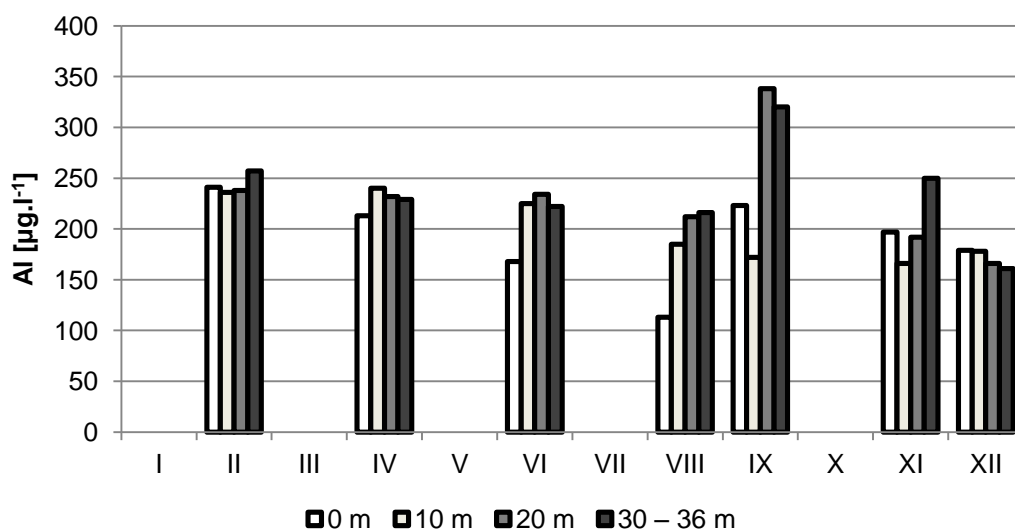
Obr. 3. Sezónní průběh teplot na vertikálním profilu nádrže Josefův Důl u hráze (A) a v zátocě Červeného potoka (B) v roce 2014. Jednotlivé izočáry spojují místa se stejnou teplotou vody (°C).

Tab. 3: Průměrné hodnoty, směrodatná odchylka (SD), minima (min), maxima (max) a počet měření (N) průhlednosti, koncentrace chlorofylu-*a* a fyzikálních a chemických parametrů vody zjištěných na vertikálním profilu u hráze nádrže Josefův Důl (JD). Živiny byly u hráze stanovované za období duben–říjen 2014, ostatní parametry za duben–prosinec 2014. Koncentrace kyslíku z května a z října nebyla naměřena kvůli vadné sondě. V zátoce Červeného potoka (JDZ) byly jednotlivé parametry stanovované během letní stratifikace od června do srpna v 0 m a u dna (LS) a za stejné období jsou uvedené pro srovnání i parametry od hráze nádrže, ale v obou případech pouze rozsah hodnot; (* data poskytnuta Povodím Labe, s. p., za období únor–prosinec 2014, z hloubek: 0 m, 10 m, 20 m a 30 až 36 m).

	JD	JD (LS)	JDZ (LS)
Parametr prostředí	Průměr ± SD (min–max, N)	(min–max, N)	(min–max, N)
průhlednost [cm]	243,75 ± 74,45 (135–330, 48)	(170–315, 18)	(150–300, 6)
chl- <i>a</i> [µg.l ⁻¹]	1,54 ± 2,18 (0,09–7,16, 48)	(0,09–7,16, 18)	(1,11–8,02, 6)
pH	5,87 ± 0,16 (5,49–6,2, 48)	(5,6–6,15, 18)	(5,8–6,16, 6)
teplota [°C]	10,66 ± 4,77 (5,5–20,8, 48)	(7,3–20,8, 18)	(11,2–20,5, 3)
O ₂ [mg.l ⁻¹]	9,09 ± 1,5 (6,82–11,35, 36)		
vodivost [µS.cm ⁻¹]	33,8 ± 2,48 (26,9–36,5, 48)	(33,7–35,8, 18)	(34,6–35,7, 6)
alkalita [µeq.l ⁻¹]	24,96 ± 5,8 (14,6–37,63, 48)	(18,98–37,02, 18)	(22,78–36,89, 6)
NH ₄ ⁺ [µg.l ⁻¹]	77,23 ± 46,27 (0–154,78, 42)	(0–154,78, 18)	(0–90,61, 6)
Ca ²⁺ [mg.l ⁻¹]	2,96 ± 0,17 (2,66 – 3,35, 42)	(2,66–3,17, 18)	(2,88–3,08, 6)
Mg ²⁺ [mg.l ⁻¹]	0,69 ± 0,07 (0,57–0,83, 42)	(0,58–0,81, 18)	(0,61–0,7, 6)
Na ⁺ [mg.l ⁻¹]	1,83 ± 0,13 (1,44–2,17, 42)	(1,44–1,96, 18)	(1,78–1,94, 6)
K ⁺ [mg.l ⁻¹]	0,35 ± 0,29 (0–1,35, 42)	(0–0,72, 18)	(0–0,51, 6)
SO ₄ ²⁻ [mg.l ⁻¹]	9,01 ± 0,4 (7,55–9,96, 42)	(7,55–9,44, 18)	(8,74–9,39, 6)
NO ₃ ⁻ [µg.l ⁻¹]	207,97 ± 51,55 (88,97–264,76, 42)	(88,97–257,31, 18)	(113,13–245,56, 6)
Cl ⁻ [mg.l ⁻¹]	0,88 ± 0,06 (0,72–1,02, 42)	(0,72–0,95, 18)	(0,84–0,9, 6)
TN [µg.l ⁻¹]	407,62 ± 46,02 (280–540, 42)	(340–470, 18)	(390–460, 6)
TON [µg.l ⁻¹]	128,84 ± 72,09 (9,12–304,39, 42)	(9,12–291,03, 18)	(124,88–214,44, 6)
TOC [mg.l ⁻¹]	4,92 ± 0,6 (4–6,82, 42)	(4–5,69, 18)	(4,39–5,54, 6)
Al – celkový [µg.l ⁻¹] *	214,39 ± 45,93 (113–338, 28)		
TP [mg.l ⁻¹] *	< 0,01; (28)		



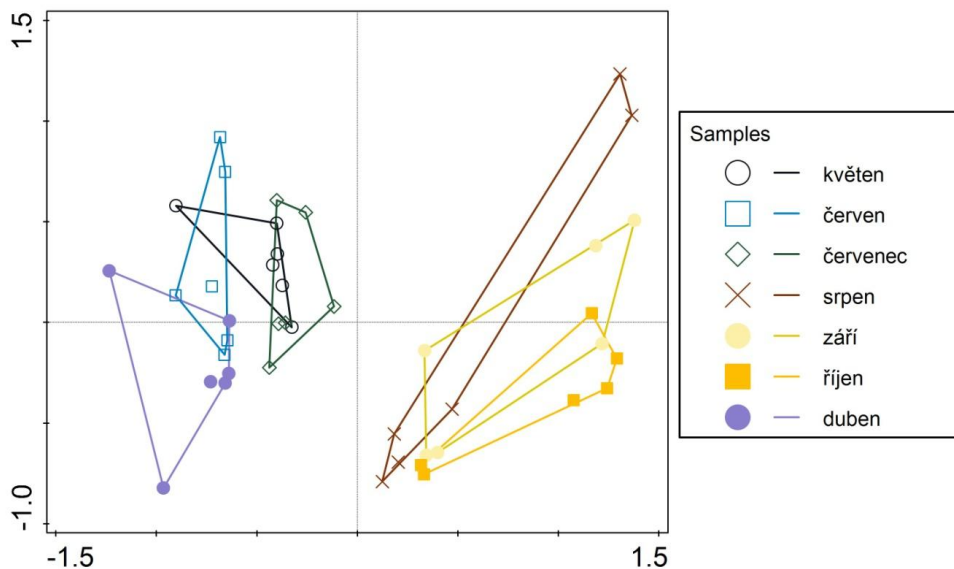
Obr. 4. Rozdíly v sezónním vývoji průhlednosti vody a koncentraci chlorofylu-a u hráze (JD) a v zátocě Červeného potoka (JDZ) nádrže Josefův Důl v roce 2014.



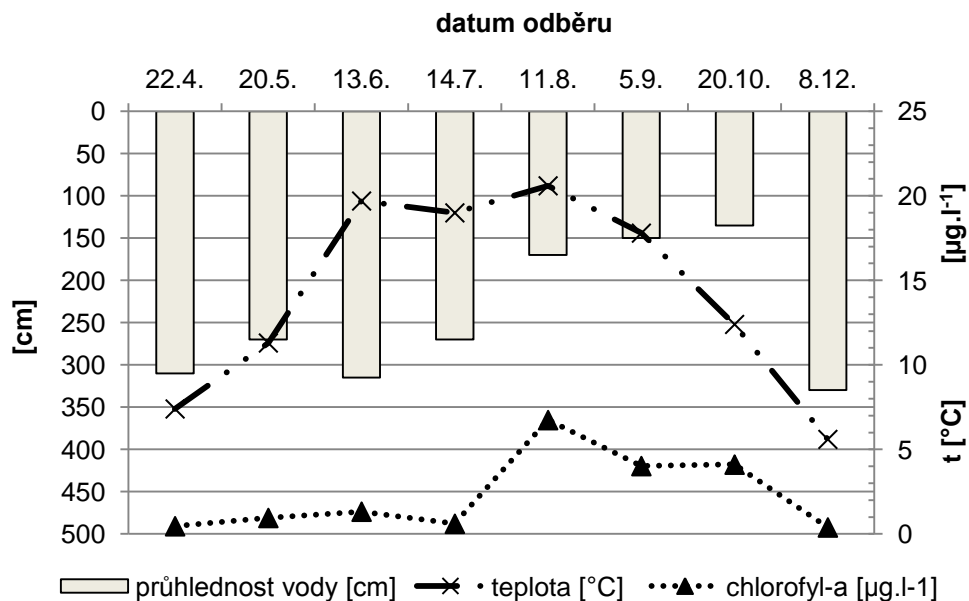
Obr. 5. Koncentrace celkového hliníku naměřené u hráze Josefova Dolu v roce 2014 Povodím Labe, s. p. v hloubkách 0 m, 10 m, 20 m, 30–36 m.

Podle dat poskytnutých Povodím Labe, s. p. nepřekročilo v roce 2014 množství celkového fosforu u hráze hranici $0,01 \text{ mg.l}^{-1}$. Koncentrace celkového hliníku ve vodě se v roce 2014 pohybovala v intervalu od 113 do 338 µg.l^{-1} s klesající tendencí v průběhu sezóny (obr. 5). Nicméně v září byl zaznamenán jeho nárůst v hloubkách 20 m a u dna nádrže tvořící jeho roční maxima.

Jednotlivé odběry od hráze byly na základě nemetrického škálování svých fyzikálních a chemických parametrů rozděleny do dvou skupin, které se mezi sebou zřetelně odlišují (obr. 6). První skupinu tvořily vzorky odebírané v měsících: duben, květen, červen a červenec. Ve druhé skupině byly vzorky ze srpna, září a října, které podle sezónního vývoje chlorofylu-*a* a průhlednosti vody reprezentují období nejvyšší primární produkce nádrže v sezóně (obr. 7).



Obr. 6. Vyjádření (ne)podobnosti metodou NMDS mezi jednotlivými odběry na základě fyzikálních a chemických parametrů vody zjištěných během vzorkování u hráze Josefova Dolu v roce 2014. Každý bod představuje vzorek z určité hloubky, jednotlivé barvy a symboly sdružují konkrétní odběrový den.



Obr. 7. Sezónní vývoj průhlednosti vody, teplot a chlorofylu-*a* u hladiny nádrže Josefův Důl (hráz, 2014).

5.2 Zooplankton nádrže Josefův Důl se zaměřením na společenstvo vířníků

5.2.1 Druhové složení zooplanktonu

Celkem bylo v nádrži Josefův Důl nalezeno 31 taxonů vířníků, 8 taxonů perlooček a 2 taxony klanonožců (tab. 4).

V zátoce Červeného potoka byly nalezeny stejné druhy perlooček jako u hráze vyjma dvou zástupců rodu *Alona*, které v zátoce chyběly, a navíc přítomné drobné perloočky *Paralona pigra*, jejíž jediný exemplář byl nalezen u hladiny v srpnovém vzorku. Rod *Daphnia* se v zátoce podařilo také prokázat, ale pouze jednou, kdy byl jedinec přítomen v říjnovém vzorku z hloubky 1 m.

Obdobně jako u hráze byly i v zátoce z korýšů početně významné především perloočky *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina coregoni* a *Holopedium gibberum* a vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. Buchanku *Cyclops strenuus* se v zátoce nepodařilo potvrdit, bylo nalezeno pouze nedeterminovatelné kopepoditové stadium buchanky v červenci v 9 m.

Skupina Rotifera byla reprezentována celkem 31 taxony. Hráz a zátoka byly počtem nalezených taxonů vířníků srovnatelné. Během sezóny byly u hráze nejpočetnější pouze druhy *Keratella hiemalis*, *Polyarthra vulgaris/major* a *Collotheca* sp. Ostatní taxony v průběhu celého vzorkovacího období nepřesáhly hustotu 1 ind.l⁻¹. V zátoce se sice nad tuto hranici dostalo hned osm taxonů (*Bdelloidea* gen. spp., *Collotheca* sp., *Colurella* cf. *uncinata*, *Keratella hiemalis*, *Lepadella ovalis/patella*, *Ploesoma hudsoni*, *Polyarthra remata/dolichoptera*, *Polyarthra vulgaris/major* a blíže neurčení vířníci skupiny Ploima), ale většina nedosáhla ani k abundanci 3 ind.l⁻¹. Výjimkou byli vířníci *K. hiemalis*, *P. vulgaris/major* a *Collotheca* sp., kteří v zátoce, stejně jako u hráze, tvořili dominantní podíl společenstva společně s taxonem *Polyarthra* spp. (obr. 8).

Podle hodnot Simpsonova indexu byla druhová diverzita vířníků u hráze během jara velice nízká (obr. 9). K jejímu nárůstu došlo až v červenci, kdy bylo zaznamenáno první maximum diverzity. U perlooček byl trend opačný. U obou taxonomických skupin došlo ke snížení druhové diverzity během zří a v říjnu k opětovnému nárůstu. Během zimních měsíců byla druhová diverzita perlooček i vířníků nejvyšší z celé sezóny.

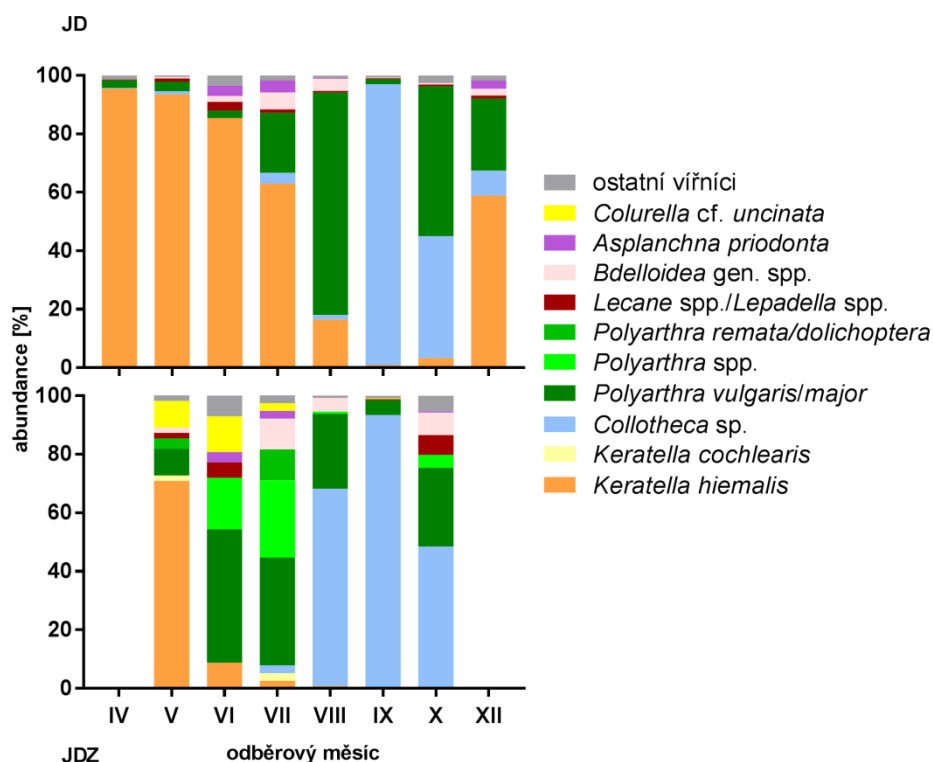
Hodnoty Simpsonova indexu perlooček a vířníků v zátoce vykazovaly na jaře opačný trend než u hráze (obr. 10). Diverzita vířníků byla relativně vysoká, ale perloočky byly v květnu na sezónním minimu. V červenci se hodnoty u obou skupin pohybovaly na maximu za sledované období. Ve druhé části sezóny byl vývoj diverzity podobný jako u hráze.

Výsledky Simpsonova indexu diverzity pro společenstva vířníků jsou v souladu s grafickým znázorněním relativní důležitosti jednotlivých taxonů vířníků v zátoce a u hráze nádrže v průběhu sezóny (obr. 8).

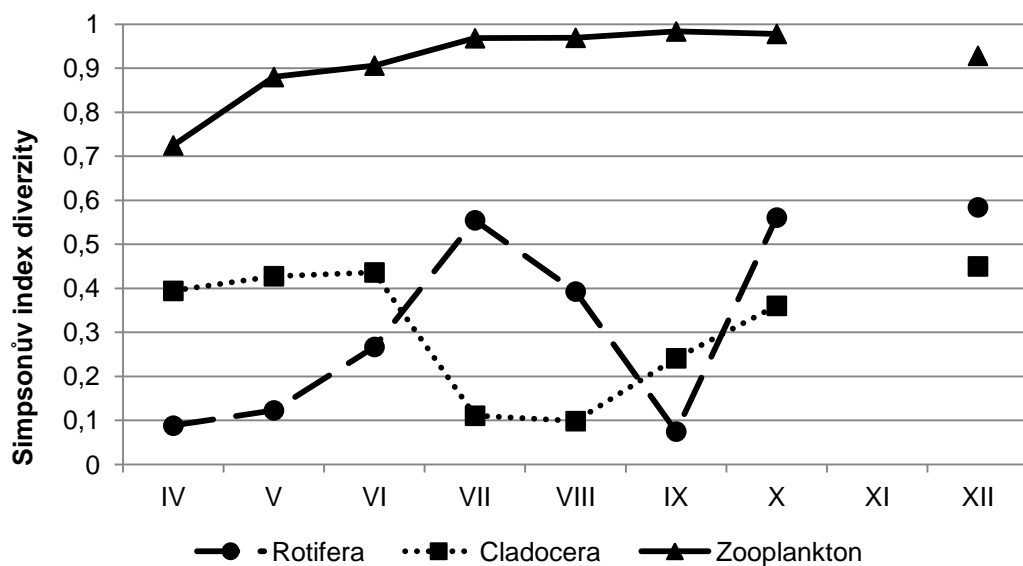
Tab. 4. Přehled nalezených taxonů zooplanktonu u hráze nádrže (JD) a v zátoce Červeného potoka (JDZ) Josefova Dolu v roce 2014 (během sezóny byla +++ nebyla někdy překročena abundance 1 ind.l⁻¹; (+) nalezena pouze schránka).

Rotifera	JD	JDZ
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+
<i>Bdelloidea</i> gen. spp.	+	++
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	+	
<i>Cephalodella</i> spp.	+	+
<i>Collotheca</i> sp.	++	++
<i>Colurella</i> cf. <i>uncinata</i> (Müller, 1773)	+	++
Flosculariaceae nedet.	+	
<i>Gastropus minor</i> (Rousselet, 1892)	+	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	(+)	+
<i>Keratella hiemalis</i> Carlin, 1943	++	++
<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	+	+
<i>Keratella</i> spp.		+
<i>Keratella ticinensis</i> (Callerio, 1920)	+	
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	+	
<i>Lecane flexilis/stichaea</i>	+	
<i>Lecane ligona</i> (Dunlop, 1901)		+
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	+	
<i>Lecane mira</i> (Murray, 1913)	+	
<i>Lecane</i> spp.	+	+
<i>Lepadella acuminata</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+
<i>Lepadella ovalis/patella</i>	(+)	++
<i>Lepadella</i> spp.		+
<i>Monomata</i> sp.		+
Notommatidae nedet.	+	
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)	+	++
Ploima nedet.	+	++
<i>Polyarthra remata/dolichoptera</i>		++
<i>Polyarthra</i> spp.		++
<i>Polyarthra vulgaris/major</i>	++	++
<i>Synchaeta lakowitziana</i> Lucks, 1930	+	+
<i>Trichocerca</i> sp.		+
celkový počet taxonů skupiny Rotifera	24	22

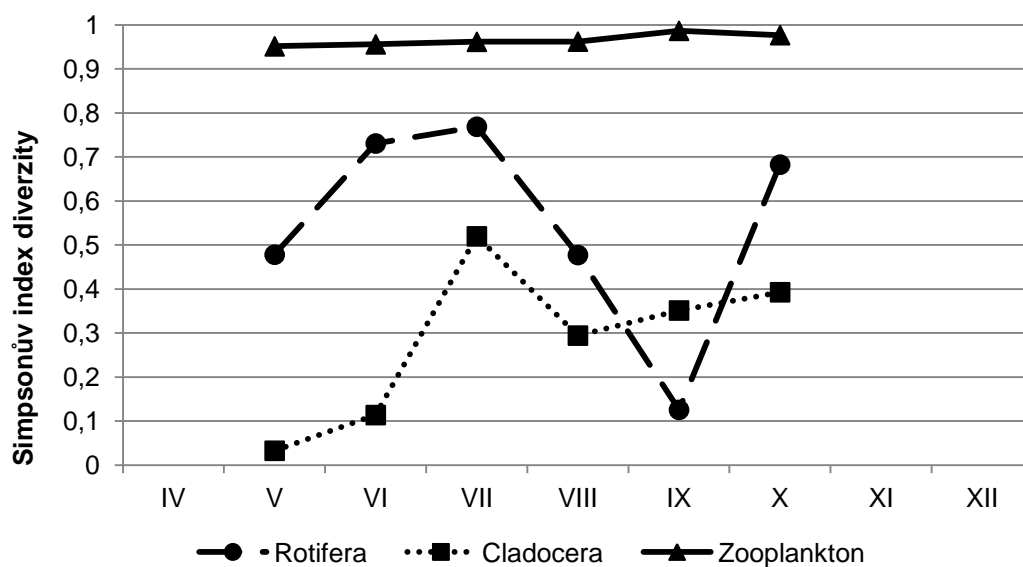
Cladocera	JD	JDZ
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	+	
<i>Alona quadrangularis</i> (Müller, 1785)	+	
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1850)	+	+
<i>Bosmina coregoni</i> Baird, 1857	++	++
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (Müller, 1785)	++	++
<i>Daphnia</i> gr. <i>longispina</i>	+	+
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach, 1855	++	++
<i>Paralona pigra</i> Sars, 1862		+
celkový počet taxonů skupiny Cladocera	7	6
Copepoda	JD	JDZ
Cyclopoida:		
kopepoditová stádia	+	+
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851 – kopepoditové stádium	+	
Calanoida:		
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	++	++
celkový počet taxonů skupiny Copepoda	2	2
počet taxonů celkem	33	30



Obr. 8. Srovnání zastoupení významných taxonů vířníků ve vzorcích z hráze (JD) a ze zátoky Červeného potoka (JDZ) za jednotlivé odběrové měsíce vypočítané z průměrných abundancí na vertikálním profilu.



Obr. 9. Sezónní změny Simpsonova indexu diverzity (D) u hráze nádrže. Graf prezentuje hodnotu $SD = 1 - D$ (Josefův Důl, 2014).



Obr. 10. Sezónní změny Simpsonova indexu diverzity (D) v zátocě Červeného potoka. Graf prezentuje hodnotu $SD = 1 - D$ (Josefův Důl, 2014).

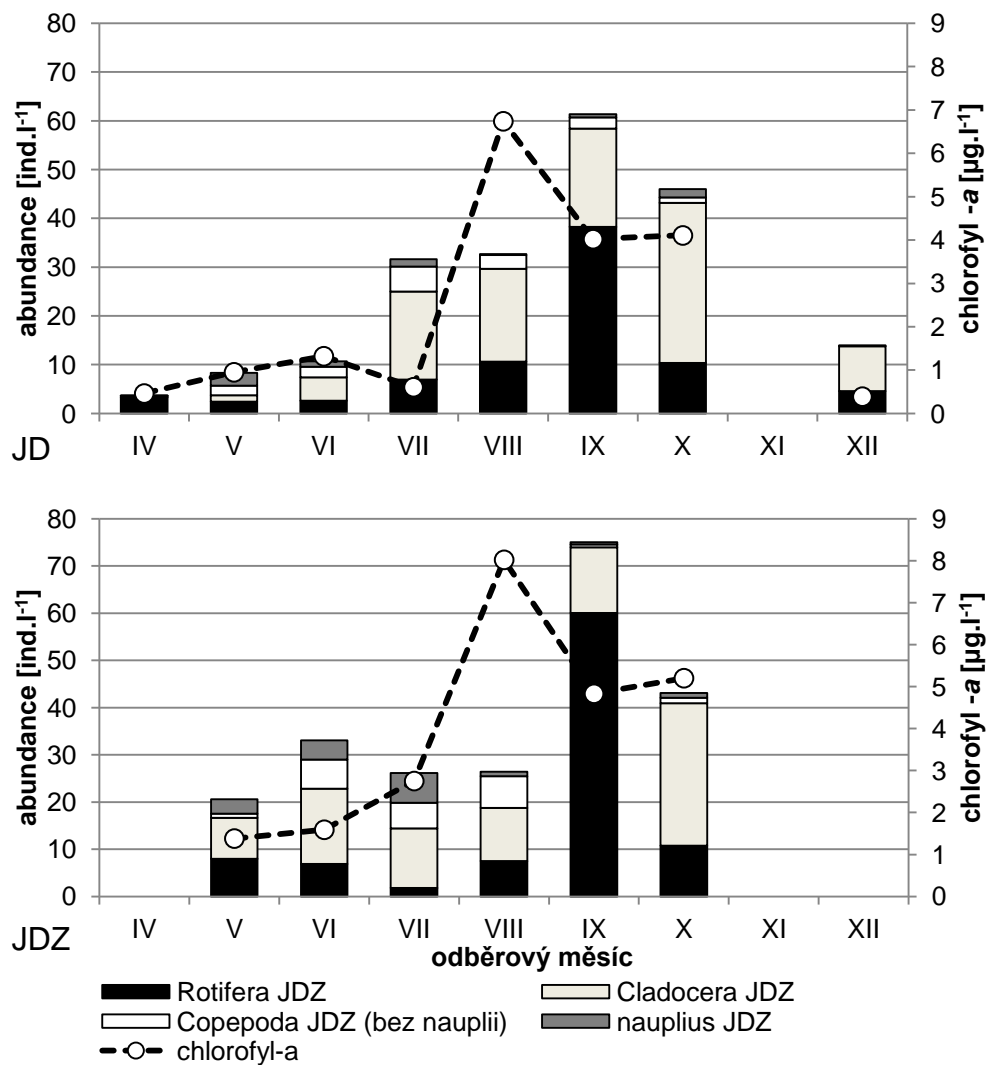
5.2.2 Sezónní dynamika a vertikální distribuce zooplanktonu se zaměřením na vířníky

Sezónní vývoj průměrné abundance zooplanktonu v zátoce Červeného potoka, na rozdíl od hráze, má bimodální charakter s maximem v září a menším vrcholem v červnu. U hráze bylo zaznamenáno pouze jedno maximum během září (obr. 11). Koncentrace hladinového chlorofylu-*a* dosáhla vrcholu o měsíc dříve než zooplankton. S jeho nástupem došlo k poklesu koncentrace chlorofylu-*a* ze 7 až 8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ na hodnoty kolem 4 až 5 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

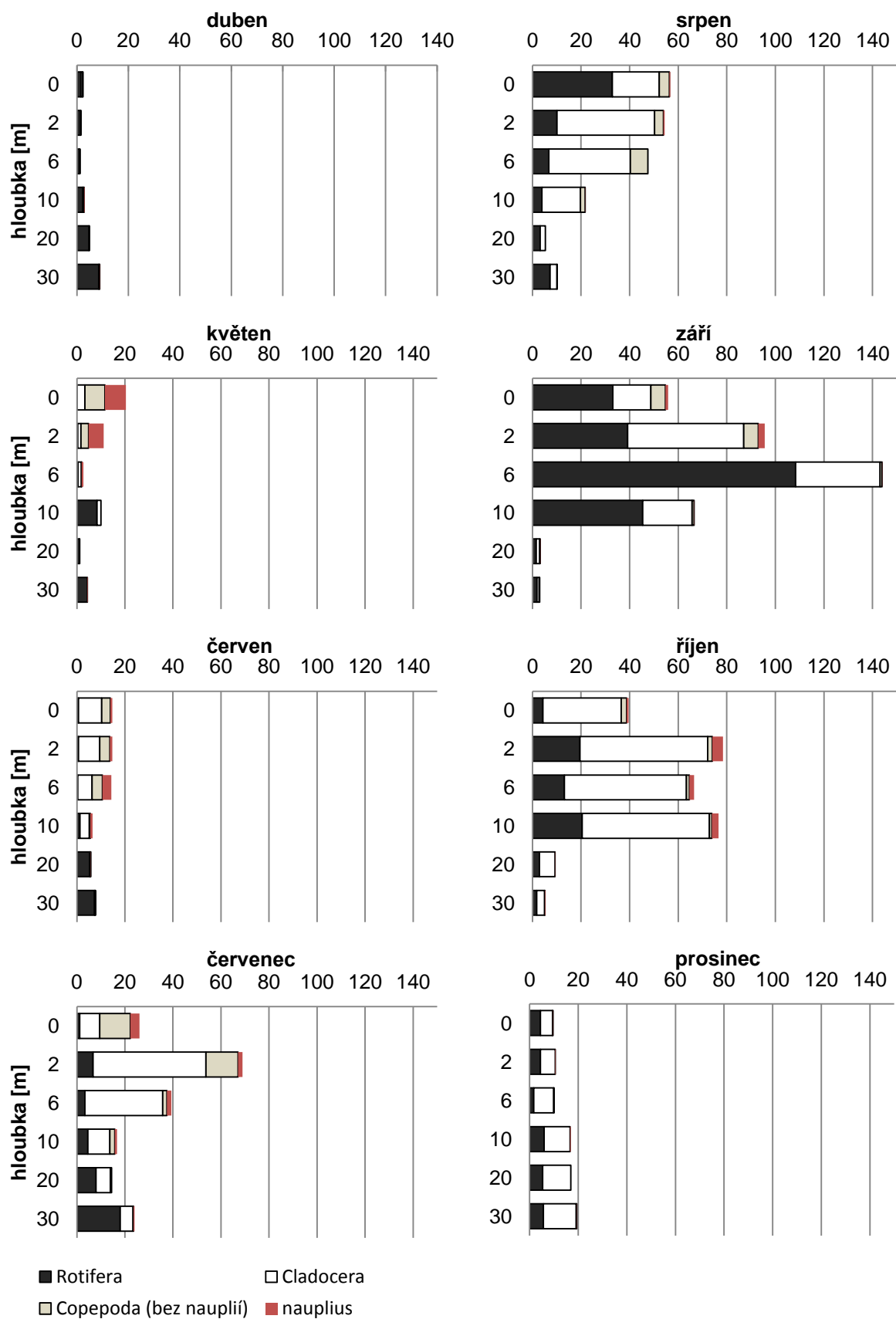
Abundance zooplanktonu na vertikálním profilu u hráze byla celkově velmi nízká v první polovině sezóny u všech odebíraných hloubek (většinou do 40 ind.l^{-1} ; obr. 12). Od srpna do září došlo k navýšení abundance zooplanktonu pouze v hloubkách do 10 m, kde se nacházela většina chlorofylu-*a* (obr. 14). Prosinec byl opět na úrovni hodnot jarních odběrů (do 20 ind.l^{-1}).

V dubnu byla ve vzorcích z hráze jednoznačná převaha vířníků, a to ve všech odebíraných hloubkách (obr. 12). Od května do srpna se pak velká část z nich nacházela ve 20 a 30 m. Ve svrchních vrstvách vody jednoznačně dominovali korýši. V květnu byli ve vzorcích významní klanonožci a především jejich naupliová stádia, kteří však s postupující sezónou ustoupili na úkor perlooček a v závěru sezóny tvořili pouze minoritní část společenstva zooplanktonu. Vířníci získali opětovnou převahu nad korýši v září, především zásluhou rodu *Collotheca*. Dominantní úlohu ve všech hloubkách měly v říjnu a prosinci opět perloočky.

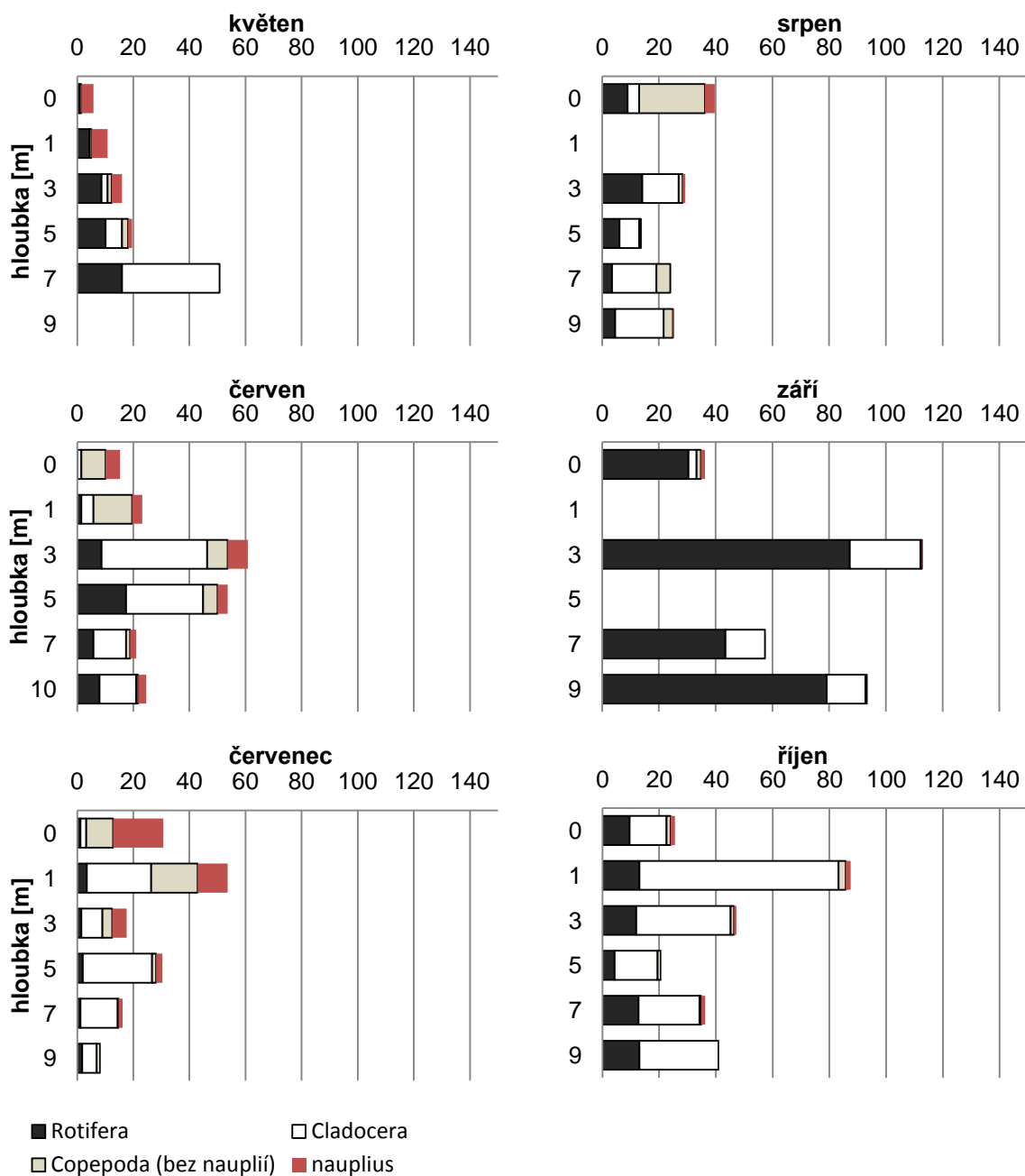
V zátoce byly hodnoty abundance zooplanktonu již od května v některých hloubkách přes 40 ind.l^{-1} (obr. 13). Obdobně jako u hráze neobývaly většinou nejsvrchnější vrstvu vodního sloupce nejvyšší počty planktonních organismů. Převahu vířníků ve společenstvu zooplanktonu během dubna jsme nemohli zachytit kvůli absenci odběru. V květnu sice tvořili významnou část vzorků, ale jen z hloubek 3 a 5 m. Směrem k hladině rostla převaha ze strany nauplií, naopak v 7 m převažovaly perloočky. V červnu a červenci byli klanonožci s naupliovými stádii stále velmi početní a společně s perloočkami potlačili podíl vířníků v jednotlivých hloubkách na minimum. V srpnu začali vířníci opět získávat na důležitosti a vše vyvrcholilo v září, kdy jednoznačně dominovali ve všech odebíraných hloubkách. Obdobně jako u hráze následoval po jejich maximu ústup na úkor perlooček během října.



Obr. 11. Srovnání sezónního vývoje průměrné abundance zooplanktonu z vertikálního profilu a hladinové koncentrace chlorofylu-a u hráze (JD) a v zátocě Červeného potoka (JDZ) nádrže Josefův Důl v roce 2014.



Obr. 12. Sezónní změny abundancí [ind.l⁻¹] hlavních zooplanktonních skupin na vertikálním profilu u hráze nádrže (Josefův Důl, 2014).



Obr. 13. Sezónní změny abundancí [ind.l⁻¹] hlavních zooplanktonních skupin na vertikálním profilu v zátocě Červeného potoka (Josefův Důl, 2014).

Keratella hiemalis dosahovala vyšších abundancí hlavně v první části sezóny. Koncem léta a na podzim ustoupila a její hojnější výskyt byl zaznamenán opětovně až v prosinci (obr. 14). V dubnu, kdy byly celkové počty zooplanktonu velice nízké (do 20 ind.l⁻¹), byla jediná, kdo překročil hustotu 1 ind.l⁻¹ a jednoznačně ve vzorku dominovala. Do května se držela především hloubek kolem 10 m, v menší míře byla také ve 30 m. S narůstajícím podílem perlooček u hladiny s postupující sezónou se více přesouvala hlouběji ke dnu nádrže, kde v červenci ve 30 m byla zaznamenána její nejvyšší míra abundance za sezónu (16 ind.l⁻¹). Jednoznačně se vyhýbala hloubkám s vyšší koncentrací chlorofylu-*a*, kde se zdržovala většina perlooček. Prosincový odběr byl výjimkou, kdy probíhalo míchání nádrže a všechen zooplankton byl pravděpodobně relativně rovnoměrně rozmístěn podél celého vertikálního profilu.

Opačné chování než *K. hiemalis* vykazovala *Polyarthra vulgaris/major*. Na jaře jsme ji zastihli ve vzorcích pouze vzácně, ovšem v letních měsících byla naopak hojná. V srpnu bylo zaznamenáno maximum abundance za sezónu v hladinovém vzorku (32 ind.l⁻¹). V září ustoupila na úkor *Collotheca* sp. Ve větším počtu se objevila opět v říjnu, kdy byla relativně rovnoměrně rozmístěná do hloubky 10 m (abundance kolem 10 ind.l⁻¹). Výskyt *P. vulgaris/major* relativně dobře kopíruje distribuci chlorofylu-*a* ve vodním sloupci.

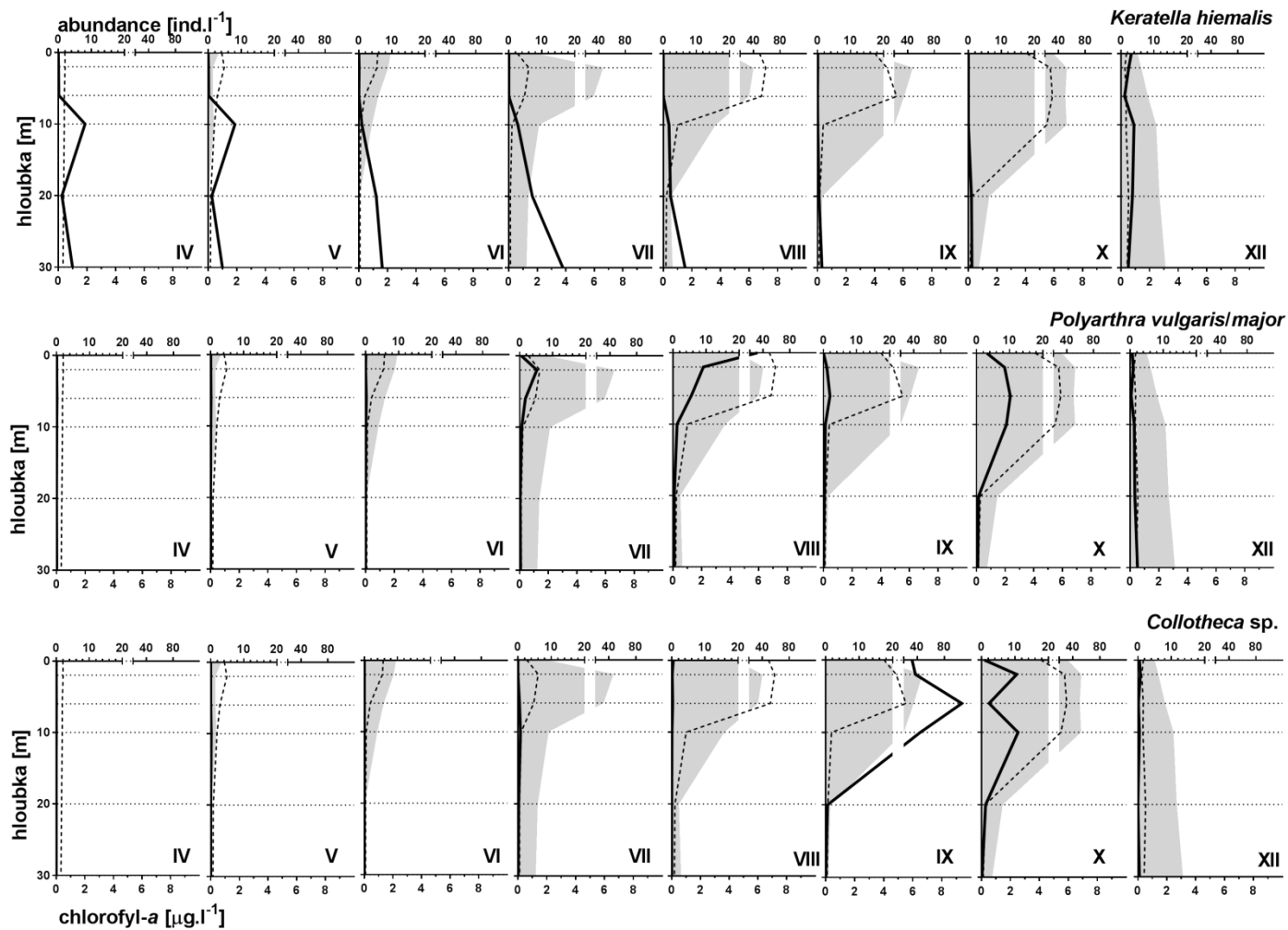
Sezónní dynamika vířníka *Collotheca* sp. vykazuje jednoznačně unimodální charakter. Do září byl v planktonu přítomen pouze sporadicky, v červnu dokonce nebyl vůbec nalezen. V září dosahoval vysokých hustot (max. 106 ind.l⁻¹ v 6 m) a významně převažoval nad ostatními vířníky. Byl tak zodpovědný za podzimní vrchol rozvoje zooplanktonu. Vysoké počty *Collotheca* sp. nebyly vždy spjaté s vysokou koncentrací chlorofylu-*a*. Vyšší abundanci vykazoval v září i v 10 m (44 ind.l⁻¹), kde byla koncentrace chlorofylu-*a* velmi nízká (0,4 µg.l⁻¹) ve srovnání s hodnotami z 6 m (5,5 µg.l⁻¹). V říjnových vzorcích byl podíl *Collotheca* sp. vyrovnaný s *P. vulgaris/major*.

V zátocce se *K. hiemalis* vyskytovala hojněji pouze v květnu a červnu s nárůstem populační hustoty s hloubkou (max. v květnu v 7 m 12 ind.l⁻¹). V červenci a srpnu byla nalézána pouze sporadicky a v dalších měsících z planktonu zcela vymizela (obr. 15).

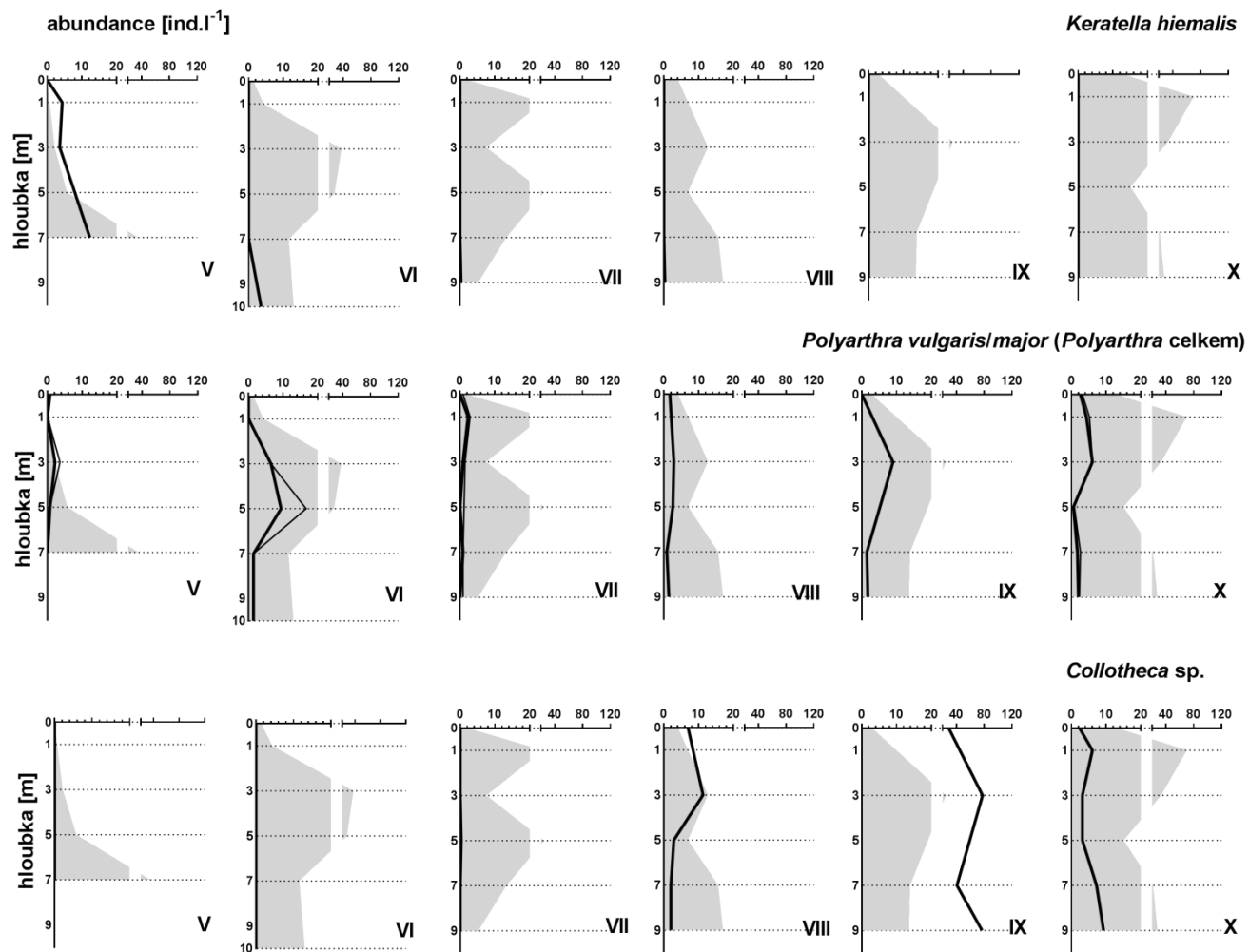
P. vulgaris/major byla v zátocce nejčastěji determinovaným taxonem rodu, nicméně na jaře se podařilo ve vzorcích identifikovat i jedince *P. remata/dolichoptera*. Navíc mnohá individua nebylo možné rozlišit ani do těchto dvou skupin a jsou uváděna pod názvem *Polyarthra* spp. Protože je nanejvýš pravděpodobné, že ve skupině *Polyarthra* spp. byli i jedinci náležící k taxonu *P. vulgaris/major*, byla do výsledného grafu sezónního vývoje vertikální distribuce tohoto vířníka ze zátoky zanesena také všechna individua rodu *Polyarthra* (obr. 15). Základní

trend v rozmístění *P. vulgaris/major* se tímto nijak významně nezměnil. V červnu je vidět společné maximum hustot perlooček s vířníkem *P. vulgaris/major* v hloubkách mezi 3 a 5 m (max. 9 ind.l⁻¹ v 5 m). Do hloubky jednoho metru byly jejich abundance velmi nízké. *Polyarthra* nebyla vůbec přítomná. Následující měsíc se četnost výskytu vířníka ve vzorcích snížila a obdobně nízká byla také v srpnu. To je v rozporu se situací u hráze, kdy v srpnu dosáhla *P. vulgaris/major* u hladiny nejvyšší sezónní abundance a až v září ustoupila. Naopak v zátocě vytvořila *P. vulgaris/major* v září druhý vrchol četnosti výskytu (9 ind.l⁻¹ v 3 m) i přes vysoké abundance vířníka *Collotheca* sp. Ještě v říjnu však byla ve vzorcích hojná. Obecně lze shrnout, že vířníci rodu *Polyarthra* preferovali hloubky 3 a 5 m před hladinou a dnem. Zároveň dosahovali vyšších hustot ve stejných hloubkách, jaké preferovaly i perloočky (vyjma května).

Sezónní dynamika vířníka *Collotheca* sp. obdobně jako u hráze vykazovala jedno maximum během září. Vyšší abundance jsme u něj zaznamenali už ve vzorcích ze srpna, kdy preferoval hloubky do 3 m a dosahoval obdobných hustot jako perloočky, nicméně ty se pak, na rozdíl od něj, velmi hojně vyskytovaly i v 7 a 9 m. V září jednoznačně dominoval s maximem abundancí v 3 a 9 m (77 ind.l⁻¹). Následující měsíc se jeho počty ve vzorcích významně snížily a opět převažovaly perloočky. *Collotheca* sp. v tu dobu více preferovala výskyt poblíž hladiny nebo naopak v hlubších vrstvách vody.



Obr. 14. Vertikální distribuce hlavních taxonů vířníků (plnou čarou), vertikální distribuce perlooček (šedá výplň) a vertikální změny chlorofylu-*a* (přerušovaná čarou) v jednotlivých odběrových měsících u hráze nádrže. V případě, že nebyl taxon daný měsíc nalezen vůbec, měřítko chybí (tečkované linie vyznačují hloubku odběru; Josefův Důl, 2014).



Obr. 15. Vertikální distribuce hlavních taxonů vířníků (plnou čarou, tenčí čára vyznačuje celkový počet vířníků rodu *Polyarthra*) a vertikální distribuce perlooček (šedá výplň) v jednotlivých odběrových měsících u hráze nádrže. V případě, že nebyl taxon daný měsíc nalezen vůbec, měřítko chybí (tečkované linie vyznačují hloubku odběru; Josefův Důl, 2014).

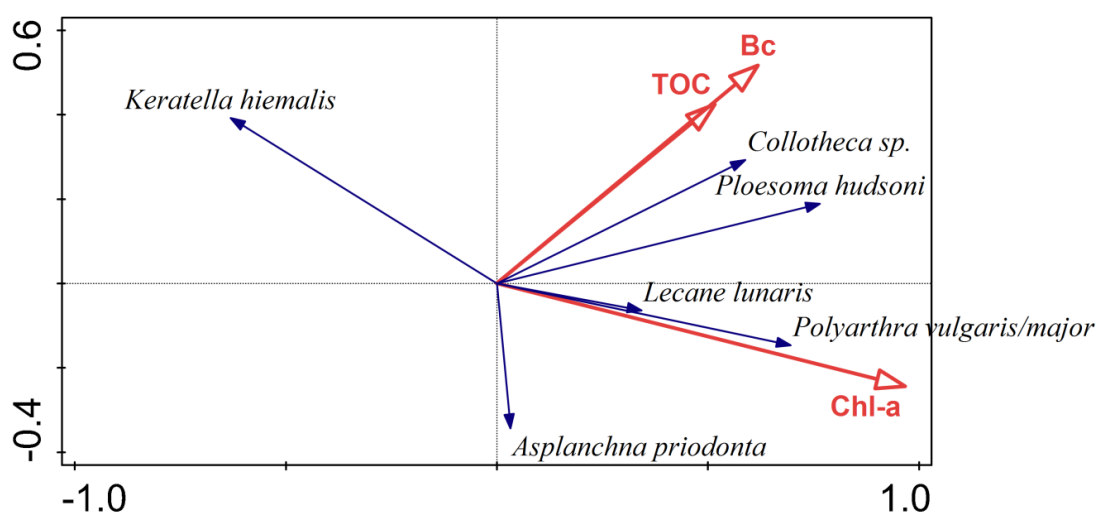
5.2.3 Vliv environmentálních proměnných na společenstvo vířníků u hráze

Redundanční analýzou bylo vybráno deset proměnných, jež signifikantně přispívají k vysvětlení variability u vířníků (tab. 5). Stojí-li v RDA každá z proměnných zvlášť, vysvětlí nejvyšší procento variability: chlorofyl-*a* (36,8 %), alkalita (34 %) a koncentrace dusičnanů (34 %). Více než 20 % dále vysvětlí koncentrace bazických kationtů, pH, hloubka, koncentrace síranů a teplota. Naopak vliv vodivosti, amoniaku, koncentrace rozpuštěného kyslíku a TN nebyl průkazný.

Metoda postupného výběru proměnných (*forward selection*) vybrala tři environmentální proměnné, které nejvíce ovlivňují abundance jednotlivých taxonů: chlorofyl-*a*, koncentrace bazických kationtů a TOC (obr. 16). S chlorofylem-*a* pozitivně koreluje *P. vulgaris/major* a *Lecane lunaris*. U vířníka *Ploesoma hudsoni* jsme našli podobný pozitivní vztah jak k chlorofylu-*a* tak i k TOC a bazickým kationtům. Jako jednoznačně negativní se ukázal vztah *K. hiemalis* k chlorofylu-*a*.

Tab. 5. Redundanční analýza (RDA) environmentálních proměnných a abundance vířníků – hlavní efekty (jednotlivé vlivy faktorů; *gross effects*) a procedura postupného výběru s přidáváním dalších faktorů (*forward selection*). Tučně vyznačené hodnoty jsou signifikantní.

Faktor prostředí	Hlavní efekty		Postupný výběr	
	% vysvětlené variability	<i>P</i>	% vysvětlené variability	<i>P</i>
chl- <i>a</i> [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	36,8	0,004	36,8	0,004
KNK [$\mu\text{eq.l}^{-1}$]	34,4	0,004		
NO ₃ ⁻ [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	34,3	0,001		
Bc (Ca+Mg+K+Na)	24,8	0,006	7,0	0,027
pH	24,4	0,002		
Z _s [cm]	24,2	0,006		
teplota [°C]	22,2	0,053		
SO ₄ ²⁻ [mg.l^{-1}]	22,0	0,006		
TOC [mg.l^{-1}]	18,5	0,002	5,6	0,012
TON [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	16,6	0,001		
Cl ⁻ [mg.l^{-1}]	16,0	0,014		
vodivost [$\mu\text{S.cm}^{-1}$]	5,2	0,485		
NH ₄ ⁺ [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	4,3	0,29		
O ₂ [mg.l^{-1}]	1,2	0,913		
TN [$\mu\text{g.l}^{-1}$]	0,2	0,942		



Obr. 16. RDA ordinace omezená třemi nejdůležitějšími environmentálními faktory vybranými metodou postupného výběru: TOC, chlorofyl-*a* a součtem bazických iontů (Bc: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺), ovlivňujících abundance vířníků u hráze nádrže a jejich vzájemná korelace s taxony korelujícími s osami z alespoň 10 %.

6. Diskuse

6.1 Abiotické faktory

Od 90. let minulého století jsou v Josefově Dole pozorovány pozitivní změny v chemismu vody v souvislosti se snižováním emisí sloučenin dusíku a síry zahrnující mírný nárůst pH, alkality a vodivosti se současným poklesem koncentrací dusičnanů a síranů (Křeček & Hořická 2001, Bímová 2013). U dusičnanů jsme v roce 2014 zaznamenaly výrazně nižší hodnoty (0,09 až 0,26 mg.l⁻¹) ve srovnání s obdobím 2010 až 2012 (0,4 až 2,9 mg.l⁻¹; Bímová 2013). Velký úbytek dusičnanů v nádrži jde v poslední době také na vrub dorůstajícím stromům v povodí, jejichž počty byly zásadně redukovány v 80. a 90. letech minulého století (Křeček et al. 2009; Koza & Rederer 2014). Nicméně koncentrace síranů zůstávají stále dost vysoké: v roce 2014 se pohybovaly v podobném rozsahu hodnot (7,6 až 10 mg.l⁻¹) jako v letech 2010 až 2012 (7,8 až 8,8 mg.l⁻¹; Bímová 2013). Ve srovnání se všemi šumavskými jezery je v Josefově Dole minimálně dvakrát až třikrát tolik síranů. Například průměrná koncentrace SO₄²⁻ z let 1999 až 2011 v epilimniu stále silně acidifikovaného Černého jezera činila 3,2 mg.l⁻¹. Naopak Černé jezero mělo za dané období v průměru třikrát více dusičnanů než Josefův Důl v roce 2014. Podobně nízké hodnoty dusičnanů mělo třeba Velké Javorské jezero (0,235 mg.l⁻¹), které však patří mezi jezera s již obnoveným uhličitanovým pufrčním systémem (Vrba et al. 2016).

Josefův Důl vykazuje po chemické stránce některé charakteristiky jako šumavská jezera patřící do kategorie jezer méně zasažených acidifikací, která mají relativně nízkou koncentraci celkového hliníku (Al_t < 200 μg.l⁻¹). Mezi ně patří, kromě výše zmíněného Velkého Javorského jezera, také Malé Javorské a jezero Laka. Jejich pH se od roku 1999 do roku 2011 pohybovalo v přibližném rozmezí hodnot od 5,5 do 6. Tato jezera mají obnovený uhličitanový pufrční systém a dosahují kladných hodnot alkality, podobně jako Josefův Důl v roce 2014 (Vrba et al. 2016). Nicméně ještě v roce 1992 tomu tak nebylo, alkalita se pohybovala v rozmezí od -7,5 do -4 μeq.l⁻¹ (Stuchlík et al. 1997). Oproti nim má však Josefův Důl menší primární produkci, srovnáme-li průměrné hodnoty koncentrace chlorofyl-*a* jako ukazatele množství biomasy fytoplanktonu. V Josefově Dole byl jeho sezónní průměr u hráze 1,54 μg.l⁻¹, což je dokonce ještě méně než v případě Černého jezera, které mělo průměrnou koncentraci chlorofylu-*a* ze všech šumavských jezer za období 1999 až 2011 nejnižší (2,2 μg.l⁻¹; Vrba et al. 2016).

Společnou charakteristikou jezer s menším množstvím hliníku je jejich krátká teoretická doba zdržení vody (< 50 dní). U Josefova Dolu činí tento ukazatel 464 dní, obdobně i u Černého a Čertova jezera je doba zdržení vody delší než jeden rok. Těm se jizerskohorská nádrž podobá i maximální hloubkou v rozmezí od 35 do 40 m a větším množstvím celkového hliníku (> 200 $\mu\text{g.l}^{-1}$; Stuchlík et al. 1997, Nedbalová et al. 2006, Vrba et al. 2016). Průměrný podíl všech bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , a K^+) v jednotce objemu vody z nádrže za rok 2014 byl v Josefově Dole výrazně větší než u všech šumavských jezer za období 1999 až 2011 (Vrba et al. 2016).

Podle dat Povodí Labe, s. p. byla koncentrace fosforu v roce 2014 pod 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$, ale přesnější údaje nemáme k dispozici. Koza & Rederer (2014) uvádí, že se množství fosforu v nádrži i v povodí nádrže obvykle pohybuje právě na úrovni 10 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Tato hodnota by řadila Josefův Důl opět mezi méně kyselá úživnější šumavská jezera, jakým je např. Malé Javorské. Podobným množstvím fosforu disponuje také Plešné jezero, které je tak mezi šumavskými jezery z kategorie jezer s koncentrací celkového hliníku nad 200 $\mu\text{g.l}^{-1}$ velkou výjimkou. Právě velké množství tohoto kovu (až 487 $\mu\text{g.l}^{-1}$ v roce 2007) zabraňuje organismům Plešného jezera využít přítomný fosfor ve svůj prospěch a brzdí zotavení z acidifikace (Kopáček et al. 2000, Vrba et al. 2016). V Josefově Dole bylo před 30ti lety hliníku více jak dvakrát tolik (Koza & Rederer 2014). Avšak i dnes bude pravděpodobně množství dostupného fosforu pro planktonní organismy regulováno právě hliníkem, který mohl mít na svědomí velmi nízkou produktivitu v nádrži v první polovině sezóny 2014 odrážející se ve vysoké průhlednosti vody, nízké koncentraci chlorofylu-*a* a malé hustotě zooplanktonu ještě během červencových odběrů. Otázkou zůstává, do jaké míry je interakce mezi fosforem a hliníkem ovlivněna huminovými kyselinami, které by měly tvořit vazby s toxickými kovy (Pitter 2009). Podle Hořické et al. (2013a) se množství rozpuštěných organických látek (DOC) v jizerskohorských nádržích pohybuje mezi 10 až 12 mg.l^{-1} , ale přesné údaje vztahující se pouze k nádrži Josefův Důl za rok 2014 momentálně nemáme k dispozici. Výrazně větší koncentrace DOC v jizerskohorských nádržích než je např. v jezerech na Šumavě je dávana do souvislosti s přežitím většího množství planktonních organismů právě v Jizerských horách během vrcholné éry okyselení (Pitter 2009, Adámek 2015).

Pokud by byla většina fosforu z vodního sloupce odstraněna sedimentací při jeho navázání na partikulovaný hliník, což se děje pokud je pH vody > 5 (Kopáček et al. 2000), co by pak umožnilo vrchol rozvoje fytoplanktonu během srpna následovaný zářijovým maximem abundancí zooplanktonu? Jednou z možných odpovědí na tuto otázku může být

paradoxně nízká koncentrace dusičnanů v nádrži. Při jeho nedostatku nemůže fungovat jako oxidačně-redukční puf, který by se při zhoršení kyslíkových poměrů redukoval až na plynný dusík a je v této úloze zastoupen železem. Rozpustná forma redukovaného železa pak uvolňuje do vody dosud vázaný fosfor (Duras 2010, Koza & Rederer 2014). Dle Kozy & Rederera (2014) se v srpnu v Josefově Dole nasycení kyslíkem pohybuje ve větších hloubkách kolem 50 % a většina železa je přítomna v rozpuštěné formě.

Další hypotetickou příčinou navýšení úživnosti v pozdním létě by mohla být přítomnost ryb v nádrži. Jejich metabolická aktivita se zvyšující teplotou během sezóny roste a jejich exkrementy obsahují fosfor ve formě dobře přístupné pro planktonní organismy (Clarke 2006, Koza & Rederer 2014, Šorf et al. 2015).

6.2 Druhové složení společenstva vířníků ve vodní nádrži Josefův Důl

V hlubokých vodních nádržích se obvykle nachází menší počet druhů než v přirozených jezerech, aniž by byly v minulosti zasažené acidifikací (Virro 1996, Devetter 2011). Při podrobném vzorkování (každé 3 týdny) vodní nádrže Slapy mezi lety 2000 až 2003 bylo determinováno celkem 38 taxonů (Devetter 2011). Nádrže s vyšší trofíí obvykle disponují větším počtem druhů, jež jsou během sezóny početně významné (Devetter 1998, Devetter & Sed'a 2003, Devetter 2011). Na Římově se v letech 2000 a 2001 ukázaly jako dominantní druhy: *Synchaeta lakowitziana*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. vulgaris*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Conochilus hippocrepis*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca similis* (Devetter & Sed'a 2003). Dominance pouze několika druhů vířníků během sezóny je charakteristická pro pelagiál málo úživných vod (Green 1993). V Josefově Dole to byly pouze tři až čtyři taxony, které určovaly sezónní dynamiku společenstva vířníků (*K. hiemalis*, *P. vulgaris/major*, *P. remata/dolichoptera*, *Collotheca* sp.).

Celkový počet nalezených taxonů vířníků nádrže Josefův Důl (31) je vyšší oproti dřívějším nálezům v jizerskohorských nádržích i ve srovnání s méně kyselými šumavskými jezery (obvykle kolem 10 druhů a méně, výjimkou je vápněná Souš s 15 taxony v r. 1997 a jezero Laka s 24 taxony za období 1999–2011; Gessner 1929, Sládeček 1955, Jirásek et al. 1959, Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Hořická et al. 2013a, Vrba et al. 2016, Vondrák, nepublikovaná data). Ovšem kromě změn v chemismu vody je příčinou nápadně bohatšího společenstva v Josefově Dole také podrobné vzorkování na dvou odlišných místech napříč sezónou ve srovnání s dlouhodobými studiemi (Stuchlík et al. 1997, Hořická et al. 2013a, Vrba et al. 2016).

Při hodnocení míry zotavení nádrže z okyselení z pohledu vířníků na základě srovnání se staršími nálezy je nutné být při interpretaci obzvláště opatrný vzhledem k absenci podrobného vzorkování během sezóny a odlišné metodice odběrů v předchozích letech (Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Vondrák, nepublikovaná data). Naše výsledky ukazují, že dochází k významným změnám ve druhovém složení i v abundancích jednotlivých druhů v průběhu roku. Je proto otázkou do jaké míry změny ve společenstvu vířníků zjištěné mezi lety 1992 až 2008 odráží skutečné meziroční změny a kdy se jedná o pouhou variabilitu v rámci sezóny (Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Vondrák, nepublikovaná data). Relativně spolehlivým důkazem o pozitivních biologických změnách, které v nádrži probíhají jako reakce na změny v chemismu od počátku 90. let, může být

nepřítomnost acidofilních vířníků *Brachionus sericus* a *Microcodon clavus* (Bērziņš & Pejler 1987, Deneke 2000, Křeček & Hořická 2001). Naposledy byl jejich výskyt zaznamenán v roce 1993 a obdobně tomu bylo i ve zbylých dvou dlouhodobě sledovaných nádržích (Bedřichov, Souš; Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Hořická et al. 2013a, Vondrák, nepublikovaná data), přestože v 1. polovině 20. století byli důležitou součástí planktonu (Gessner 1929, Sládeček 1955, Jirásek et al. 1959). *B. sericus* je vázán na silně kyselá voda a pravděpodobně drží primát mezi vířníky v odolnosti proti vysoké koncentraci iontů H^+ (Deneke 2000). *M. clavus* je druh obvykle vázán na litorály rašelinných vod (Koste 1978a). Nejedná se o běžného zástupce planktonního společenstva, nicméně je známo, že v acidifikovaných jezerech obsazuje volnou niku pelagiálu společně s dalšími litorálními druhy zooplanktonu (např. zástupci čeledí Lecanidae a Lepadellidae; Bartoš 1959, Fott et al. 1994, Vrba et al. 2003, Vrba et al. 2016). V Černém a Čertově jezere byli vířníci *M. clavus* a *Polyarthra remata* v letech 1989 až 1991 jedinými zástupci zooplanktonu volné vody (Fott et al. 1994).

V Josefově Dole jsme však znovu zaznamenaly výskyt typicky acidofilního druhu *Keratella serrulata* i když pouze několika jedinců, který je od roku 1992 opakovaně v nádrži nalézán (Bērziņš & Pejler 1987, Stuchlík et al. 1997, Vondrák, nepublikovaná data). *M. clavus* společně s *K. serrulata* doposud obývají všechna šumavská jezera (Vrba et al. 2016). *K. serrulata* byla přítomna v chronicky acidifikovaných jezerech v Norsku (pH obvykle 4,4–4,8) společně s *Polyarthra minor* (Wærvågen & Nilssen 2003). V těchto jezerech byly řídce přítomné i chladnomilné druhy *K. hiemalis* a *P. dolichoptera*, jejichž abundance byly vyšší u méně kyselých jezer (Bērziņš & Pejler 1987, Wærvågen & Nilssen 2003). V Josefově Dole byla *K. hiemalis* jedním ze tří dominantních druhů. Wærvågen & Nilssen (2003) však nenašli jasný vztah *K. hiemalis* k pH, přestože je uváděna především v souvislosti s kyselými jezery s maximem abundance při pH 5,8 (Bērziņš & Pejler 1987). Možná je pouze méně schopná konkurence v bohatších společenstvech neutrálních a zásaditých vod a její přítomnost nemusí být přímo navázaná na nižší hodnoty pH. Její nálezy ze Slapské nádrže z let 2002 a 2003 tomu mohou nasvědčovat (Devetter 2011).

Přítomnost malého počtu jedinců *K. cochlearis* nemusí vždy ukazovat na ústup kyselosti, jak se přesvědčili Wærvågen & Nilssen (2003), kdy zaznamenali byť třeba pouze vzácně *K. cochlearis* i v silně acidifikovaných jezerech v Norsku. Nicméně její počty byly významně vyšší v méně kyselých jezerech. Byl také nalezen pozitivní vztah mezi abundancí *K. cochlearis* a pH. Snížení její populační hustoty bylo pozorováno v souvislosti

s experimentálním okyselením jezera Little Rock Lake v USA na úkor *Keratella taurocephala* a *Synchaeta* sp. (Frost et al. 1998). Zároveň tento druh chybí ve většině jezer na Šumavě vyjma Malého Javorského jezera, které v dnešní době už není příliš kyselé (Vrba et al. 2016). Také v nádržích Jizerských hor byla zaznamenána její přítomnost ve 20. letech minulého století, následovalo období její absence a znovu byla pozorována až v roce 1993 na Souši a o čtyři roky později i na zbylých dvou nádržích (Gessner 1929, Sládeček 1955, Jirásek et al. 1959, Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Hořická et al. 2013a, Vondrák, nepublikovaná data). Mohlo by se zdát, že více přítomných jedinců *K. cochlearis* na lokalitě může značit vyšší míru zotavení vodního ekosystému z acidifikace, ale skutečnost je mnohem komplikovanější. Jiné studie z různých míst Švédska i Ameriky uvádějí jak běžný výskyt *K. cochlearis* v acidifikovaných vodách tak i její absenci (Wærvågen & Nilssen 2003). Pravděpodobně zde půjde o jiné faktory, které rozhodují o její přítomnosti na lokalitě než hodnota pH. Nejspíše bude méně konkurenčně schopná v málo úživných vodách než jiné druhy vířníků, jako např. *Kellicottia longispina*, která v acidifikovaných jezerech Norska často dominuje (Wærvågen & Nilssen 2003). Devetter & Sed'a (2005) při studii vlivu fáze čiré vody, která je charakteristická nízkou koncentrací chlorofylu-*a*, zjistili, že *K. cochlearis* a vířníci rodu *Synchaeta* (mezi nimiž mohli být jak *S. lakowitziana* tak *S. pectinata*) jsou limitací chlorofylem-*a* negativně ovlivněni na rozdíl od vířníků rodu *Polyarthra* (s možným zastoupením druhů *P. vulgaris*, *P. dolichoptera*). Ti mají pravděpodobně více potravních zdrojů a nejsou závislí pouze na fytoplanktonu. Potravní limitace však zasáhla více vířníky rodu *Synchaeta* než *K. cochlearis*. Každopádně by to bylo jedno z možných vysvětlení, proč je právě velký počet *K. longispina* společně s vířníky rodu *Polyarthra* spojován se silně acidifikovanými jezery v Norsku (Wærvågen & Nilssen 2003). Avšak pokud *K. longispina* toleruje nízké hodnoty pH a nižší množství fytoplanktonu, proč není vůbec přítomná v jezerech na Šumavě (Vrba et al. 2016)? Ani z jizerskohorských nádrží nebyl dosud podán spolehlivý důkaz o jejím výskytu vyjma schránek (Gessner 1929, Sládeček 1955, Jirásek et al. 1959, Stuchlík et al. 1997, Bímová et al. 2012, Vondrák nepublikovaná data).

V roce 2008 byla zdokumentována přítomnost druhu *Asplanchna priodonta* v Josefově Dole a podařilo se ji prokázat i v roce 2014. Její absence v kyselých norských jezerech je však připisována bezobratlému predátorovi, vznášivce *Heterocope saliens*, která v méně kyselých jezerech nebývá kvůli predáčnickému tlaku ze strany ryb a počty *A. priodonta* se tak s ubývající kyselostí navyšují (Wærvågen & Nilssen 2003). *A. priodonta* patří mezi vířníky, jež jsou schopni snášet i nižší hodnoty pH (Bērziņš & Pejler 1987). Na Šumavě

byla *A. priodonta* mezi lety 1999–2011 pozorována pouze v jezeře Laka. Avšak i zooplanktonní společenstva šumavských jezer jsou modifikována řadou bezobratlých predátorů (*H. saliens*, buchanka *Cyclops abyssorum* nebo dravá klešťanka *Glaenocorisa propinqua*; Vrba et al. 2016).

Zajímavý je také první nález (byť jednoho individua a jedné schránky) vířníka *Brachionus diversicornis* v Josefově Dole u hráze během dubna. Obvykle se totiž vyskytuje v planktonu větších rybníků (Bartoš 1959).

Proces zotavení z okyselení probíhá odlišně na různých lokalitách na světě a je určován spolupůsobením celé řady abiotických i biotických faktorů (MacIsaac et al. 1986, Arnott et al. 2001, Wærvågen & Nilssen 2003, Vrba et al. 2003, Nedbalová et al. 2006, Vrba et al. 2016). Řada druhů determinovaných během našeho sledování je acidotolerantních nebo mají širokou ekologickou valenci: např. *Keratella hiemalis*, *K. cochlearis*, *K. ticinensis*, *Polyarthra vulgaris/major*, *P. remata/dolichoptera*, *Lecane mira*, *L. lunaris*, *Synchaeta lakowitziana*, *Asplanchna priodonta* (Běrziňš & Pejler 1987) Je tu však stále přítomen i specialista kyselých vod, *K. serrulata* (Běrziňš & Pejler 1987). Ovšem ne vždy se dá spolehnout na naši dosavadní znalost vztahů jednotlivých druhů k pH a velmi důležité se zdají být biotické faktory (Wærvågen & Nilssen 2003). Řada výše zmiňovaných druhů byla determinována i v šumavských jezerech (Vrba et al. 2003, Vrba et al. 2016). Mimo ně byly v Josefově Dole zaznamenány také druhy méně odolné vůči nízkému pH: *Colurella* cf. *uncinata*, *Lecane closterocerca*, *Lepadella ovalis/patella* (Běrziňš & Pejler 1987), jejichž výskyt není dosud ze Šumavy hlášen (Fott et al. 1994, Vrba et al. 2003, Vrba et al. 2016). Důležitá je absence druhů *M. clavus* a *B. sericus*, kteří se stále vyskytují téměř ve všech šumavských jezerech bez ohledu na koncentraci celkového hliníku (Vrba et al. 2016). To by mohl být ukazatel vyšší míry zotavení z okyselení v případě nádrže Josefův Důl ve srovnání s šumavskými jezery. Nicméně stejně jako v jejich případě, bude pravděpodobně i v Josefově Dole hrát významnou roli množství celkového hliníku (Vrba et al. 2016).

Když budeme hovořit o míře zotavení nádrže z okyselení, měli bychom si nejprve položit základní otázku: Do jakého ekologického stavu by se měla vodní nádrž Josefův Důl dostat, abychom ji považovali za zotavenou (Wærvågen & Nilssen 2003)? Je tento stav někdy v budoucnu vůbec dosažitelný s ohledem na intenzitu působení lidských aktivit na krajinnou sféru Země?

Další otázkou je, jestli vůbec v nádrži může do budoucna dojít k ještě nějakým zásadním pozitivním změnám jak po chemické tak po biologické stránce (bez významného přičinění člověka, např. vápněním), nebo je již dnes přirozený potenciál pro zotavení lokality vyčerpán. Pokud se můžeme spolehnout na výsledky výzkumu Gessnera (1929), jizerskohorské nádrže byly vždy kyselé a málo úživné. Nevíme, jaké množství hliníku bylo ve 20. letech minulého století v těchto vodách obsaženo a už vůbec nevíme, jestli již v té době nebyly nádrže pod vlivem antropogenního znečištění. Podle Gessnera (1929) byl hojně se vyskytujícím vířníkem, jak na Souši, tak v Bedřichově, *B. sericus*. Pravděpodobně by byl nalezen i v nádrži Josefův Důl, kdyby v té době již existovala. Na základě těchto informací lze dospět k dvěma odlišným závěrům. Buď Josefův Důl již překonal svůj „přirozený potenciál“ a spolupůsobením dalších faktorů dosáhl „lepšího“ stavu než ve kterém by se hypoteticky nacházel ve 20. letech minulého století, nebo bychom měli přehodnotit svoje dosavadní závěry o možném počátku antropogenní acidifikace v Jizerských horách a ze 40. až 50. let minulého století ho přesunout minimálně na 20. léta (Stuchlík et al. 1997).

6.3 Sezónní dynamika a vertikální distribuce zooplanktonu se zaměřením na vířníky

6.3.1 Sezónní dynamika zooplanktonu

Zooplankton v Josefově Dole je významně limitován potravou, což se projevuje v jeho velmi nízkých abundancích po většinu roku (do 40 ind.l⁻¹). Dokonce maximální počty planktonních organismů přítomné v zářijových vzorcích (144 ind.l⁻¹ v 6 m, hráz) jsou v kontrastu s úživnějšími nádržemi. Například na nádrži Slapy se počty jedinců z řad vířníků pohybovaly mezi lety 2000 až 2003 v rozmezí od 100 ind.l⁻¹ během červnové fáze čiré vody k několika tisícům v průběhu jarních a podzimních maxim (např. i 7 762 ind.l⁻¹ v květnu 2003; Devetter 2011). Řádově vyšší abundance zooplanktonu byly nalezeny i ve slabě acidifikovaných šumavských jezerech s nižší koncentrací hliníku (< 200 µg.l⁻¹) během září 1999 a 2003 (např. Malé Javorské 945 ind.l⁻¹ v září 2003). Josefův Důl se nízkou hustotou zooplanktonu podobá např. Plešnému, Černému či Čertovu jezeru (< 100 ind.l⁻¹ v září 1999 a 2003; Vrba et al. 2004).

Sezónní sukcese zooplanktonu u hráze by mohla odpovídat teoretickému PEG modelu pro oligotrofní jezera mající unimodální charakter. Avšak v našem případě jsme pro popis

společenstva nezvolily biomasu nýbrž abundance, které PEG model nepostihuje (Sommer et al. 1986).

Na bimodální charakter sezónního vývoje zooplanktonu v zátocě Červeného potoka měla pravděpodobně vliv výrazně menší hloubka zátoky ve srovnání s hrází. Dle Sommer et al. (1986) jsou sezónní změny v mělkých jezerech méně předvídatelné především kvůli snadnému promíchání celého vodního sloupce větrem a následné resuspenzi sedimentu. Přestože Sommer et al. (1986) dává vliv větrných podmínek do souvislosti především s přerušením sukcese a k jejímu návratu do počátečních stádií vlivem tzv. „optické zimy“, domnívám se, že v zátocě mohl vítr naopak podpořit vyšší abundance zooplanktonu během června díky částečnému obohacení vody o tolik potřebné živiny. Při květnových odběrech byl zaznamenán velmi silný vítr, který 16. května u hráze odběr zcela znemožnil. Podobné větrné epizody mohly mít výrazně větší dopad na sezónní sukcesi, vertikální distribuci i produktivitu zooplanktonu v zátocě než u hráze. Jedná se však o hypotézu, kterou z našich dat není možné nikterak ověřit, stejně jako míru vlivu samotného přítoku Červeného potoka na přítomné organismy. Bylo zjištěno, že vířníci jsou schopni ať přímo nebo nepřímo (přes mikrobiální smyčku) rychle využít organický uhlík terestrického původu zanesený do nádrže říčním tokem (Wilk-Woźniak et al. 2014).

S menší hloubkou může být spojen ještě jeden fenomén: vyšší míra predančního tlaku ze strany ryb na zooplankton. Jeppesen et al. (1997) dokládají, že obecně má top-down efekt u mělkých jezer významnější úlohu než u hlubokých. Přestože zátoka je součástí jedné nádrže, morfologicky je částečně izolována a mohla by proto fungovat jako funkční podjednotka s některými vlastnostmi charakteristickými pro mělká jezera.

Vzhledem k tomu, že ryby mají signifikantní vliv na velikostní strukturu i druhové složení zooplanktonu (Hrbáček et al. 1961), mohla by být důkazem většího vyžíracího tlaku z jejich strany zásadní převaha vířníků v zářijových vzorcích ze zátoky oproti hrázovému. Zdá se jako velmi nepravděpodobné, že perloočky, které byly doposud schopné vířníky vykonkurovat a ve vzorcích během léta nad nimi často převažovaly (v zátocě na celém vertikálním profilu, u hráze hlavně v horních 10 m), koncem léta se zvyšující potravní nabídkou nebyly schopné další konkurence. Spíše to nahrává myšlence o kontrole predací. Dalším dokladem o nezanedbatelné populaci ryb v Josefově Dole může být i absence bezobratlých predátorů u hráze a pokles abundancí perlooček *Holopedium gibberum* během sezóny (Adámek 2015), proto lze s určitou pravděpodobností také vyloučit vliv bezobratlé predace na zooplankton. Nelze však opominout možnost kvalitativní změny v potravních zdrojích, která mohla vířníky více zvýhodnit.

Konečné představy o rozdílech ve složení společenstva zooplanktonu i jeho dynamice mezi hrází a zátokou mohou být zkresleny i nemožností postihnout celý vertikální profil a samotnou volbou vzorkovacích metod. Navíc u korýšů i u vířníků dochází k vertikálním migracím (Węgleńska et al. 1997, Wataru a Syuhei 1998, Kohout & Fott 2000, Adámek 2015), které se mohly odlišně projevit ve výsledném odebraném profilu. Správná interpretace výsledků je proto problematická. Pravděpodobně se společenstvo zooplanktonu v zátocce podobá tomu z hráze ze svrchních 10 m, kde byla zjištěna přítomnost většiny planktonních organismů a největší koncentrace chlorofylu-*a* v průběhu celé sezóny.

6.3.2 Sezónní změny a vertikální distribuce vířníků

Mezi hlavní proměnné, které pravděpodobně nejvíce determinují společenstvo vířníků v Josefově Dole, patří: množství a kvalita potravy, počty korýšů jako kompetitorů a v případě vznášivky *Eudiaptomus gracilis* i jako možných predátorů (Fussmann 1996, Devetter 1998, Šorf 2007). Vliv chlorofylu-*a*, vybraných fyzikálních a chemických parametrů vody byl testován pomocí RDA, kdy se jako nejdůležitější proměnná působící na vířníky projevila koncentrace chlorofylu-*a* (vysvětlující 36,8 % variability). Podle Devetter & Sed'a (2005) populační dynamiku vířníků limitace zdroji zcela zásadním způsobem ovlivňuje. Jednoznačně signifikantní byly i další faktory: alkalita, NO_3^- , Bc, pH, průhlednost aj. Některé z nich přímo souvisí s primární produkcí, např. alkalita, pH, TON, TOC (Reynolds 1984, Devetter 1998) nebo mohou mít vliv na úživnost vody (NO_3^- ; Duras 2010, Koza & Rederer 2014). Devetter (1998) uvádí živiny, primární produkci, teplotu vody, počty predátorů a kompetitorů a potenciál potravních zdrojů jako zásadní faktory ovlivňující strukturu společenstva vířníků v eutrofní nádrži Římov. Při samostatném působení jednotlivých fyzikálních a chemických proměnných (chlorofyl-*a* nebyl testován) vychází na Římově jako nejdůležitější faktor celkový dusík. To je v rozporu s našimi výsledky. Alkalita i pH hrály důležitou roli jak na Římově, tak v Josefově Dole. V souladu s našimi výsledky je i absence vlivu ze strany rozpuštěného kyslíku a vodivosti. V Josefově Dole byly neméně důležité i koncentrace bazických kationtů, Cl^- a SO_4^{2-} společně s průhledností vody, jež se naopak v jihočeské nádrži ukázaly jako neprůkazné s minimálním vlivem. Avšak bazické kationty byly v případě Římova hodnoceny jednotlivě. Společenstva vířníků šumavských jezer se zdají být ovlivněna především celkovým hliníkem. Důležité byly také ionty Cl^- a K^+ , ale pouze malé procento variability

vysvětloval chlorofyl-*a* (Vrba et al. 2016). Nicméně na Šumavě se jednalo o dlouhodobou meziroční studii s odlišným přístupem vzorkovacích metod zaměřených pouze na letní období nerespektující vertikální distribuci vířníků. Do výsledné analýzy navíc vstupovaly všechna jezera včetně silně kyselých s vysokou koncentrací hliníku (Vrba et al. 2016). Výsledky za jednu sezónu u jezera s vyšší hodnotou pH a menším množstvím hliníku by mohly být odlišné.

Teplota, obsah rozpuštěného kyslíku, stejně jako vliv přítoku, se ukázaly být rozhodujícími faktory pro prostorovou distribuci vířníků v teplém monomiktickém jezeře ve Španělsku (Armengol et al. 1998). Jednalo se o mělké (max. hloubka 14 m) malé jezero (0,16 ha) s tvrdou vodou, kde se během sezóny vytvářelo anoxické hypolimnion. V Josefově Dole se však v průběhu letní stratifikace anoxická vrstva netvoří a možná právě proto jsme nenašli žádný vztah mezi kyslíkem a společenstvem vířníků. Vířníci se ve španělském jezeře drželi striktně mimo anoxickou vrstvu, případně vytvářeli vrcholy abundancí na oxiklině. V Josefově Dole jsme naopak zaznamenaly výrazný podíl vířníků v hloubkách 20 a 30 m během letní stratifikace. Do července v těchto hloubkách dominovala *Keratella hiemalis*, která během teplých měsíců studenou vodu hypolimnia vyhledává (Wærvågen & Nilssen 2003). Při omezených zdrojích potravy došlo pravděpodobně k vykompetování vířníků žijících se fytoplanktonem ze svrchních hloubek perloočkami. Ve větších hloubkách mohla být konkurenceschopnější o zbylé zdroje potravy *K. hiemalis* než vířníci rodu *Polyarthra*, kteří se naopak dokázali lépe prosadit při jejich menších počtech v zátoce. V zátoce navíc mohla být i širší potravní nabídka odrážející se ve vyšších abundancích vířníků i korýšů.

Testování významnosti biotických faktorů nebylo v naší studii zahrnuto. Nicméně je známo, že perloočky mají zásadní dopad na strukturu společenstva vířníků i jeho sezónní dynamiku (např. Fussmann 1996, MacIsaac & Gilbert 1989, Devetter 1998, Devetter & Sed'a 2008) a naše výsledky tomu také napovídají. Buchanka *Cyclops strenus* má sice potenciál negativně ovlivnit počty vířníků v nádrži (Devetter 1998), ale její zastoupení v zooplanktonu bylo minoritní. Omnivorní vznášivka *Eudiaptomus gracilis* byla v Josefově Dole početná a mohla se uplatňovat při konkurenci o potravu s vířníky a s určitou pravděpodobností proti nim mohla vyvinout i predční tlak (Šorf 2007).

Početnější výskyt *Keratella hiemalis* u hladiny spojený především s chladnějšími částmi roku a přes letní měsíce omezený pouze na chladné hypolimnion nádrže je v souladu s ekologickými nároky druhu. Jedná se o stenotermního vířníka preferující nízké teploty

vody (Virro 1996, Bērziņš & Pejler 1987). Také Wærvågen & Nilssen (2003) uvádějí výskyt *K. hiemalis* během léta v hypolimniu nádrže. Pravděpodobně je to i důvod proč jsme ho v mělčí teplejší zátoce nacházely především v květnu a s pokračující sezónou vymizel zcela, přestože jeho výskyt není vázán jen na určitou část roku (Wærvågen & Nilssen 2003). Negativní korelace *K. hiemalis* s chlorofylem-*a* naznačuje jiné potravní preference než má většina druhů vířníků v nádrži. Devetter (1998) z nádrže Římov uvádí negativní korelaci *K. hiemalis* k celkové primární produkci zahrnující i HNF a ciliáty. K celkovému fytoplanktonu nebyla negativní korelace tak vysoká (Devetter 1998). *K. hiemalis* pravděpodobně preferuje jen určité skupiny řas nebo by se mohla živit bakteriemi. Sice malá, ale pozitivní korelace byla zjištěna s řasami ze skupiny Chrysophyceae (Devetter 1998), kam patří i rod *Dinobryon* (Sanders & Porter 1988). Blíže nespecifikovaný pravidelný výskyt těchto řas byl zaznamenán i ve vzorcích zooplanktonu z Josefova Dolu.

Protože není možné vždy spolehlivě odlišit druhy *Polyarthra vulgaris* a *P. major*, všechny jedince jsem shrnula do skupiny *Polyarthra vulgaris/major* (Bartoš 1959). V roce 2008 byly v Josefově Dole nalezeny oba druhy (Vondrák, nepublikovaná data). *P. major* je vůči nízkým hodnotám pH více citlivá než *P. vulgaris*, která bývá hojná v acidifikovaných vodách po celém světě (MacIsaac et al. 1986, Bērziņš & Pejler 1987, Frost et al. 1998, Wærvågen & Nilssen 2003). V planktonu vodních nádrží bývá *P. vulgaris* přítomná v teplých částech roku jako součást letního či podzimního vrcholu sezónní dynamiky vířníků (Devetter 1998, Devetter 2011). Obdobně tomu bylo i v Josefově Dole, ale nástup sezónních maxim abundancí byl odlišný u hráze a v zátoce. Hráz se podobala Slapské nádrži, kde největších hustot dosahovala *P. vulgaris* v červenci, srpnu případně v říjnu. V zátoce došlo k prvnímu vrcholu rozvoje již v červnu, ale u hráze až v srpnu. Pravděpodobně to souvisí s vyšší potravní nabídkou v zátoce již během jara, protože vyšších abundancí dosahovali v té době také korýši. Mohlo by to souviset s deštivým jarním počasím a přítokem živin z povodí Červeného potoka nebo s již zmiňovanými větrnými epizodami (Jeppesen et al. 1997, Wilk-Woźniak et al. 2014). Pozitivní korelace *P. vulgaris/major* s chlorofylem-*a* naznačuje jako hlavní zdroj potravy fytoplankton. To by odpovídalo i její vertikální distribuci během sezóny, kdy maxima populačních hustot vykazovala v hloubkách s největší koncentrací chlorofylu-*a* a sdílela je společně s perloočkami, pak by si mohli konkurovat o potravu. Nicméně mnozí autoři zmiňují, že *P. vulgaris* případně zástupci rodu *Polyarthra* by se mohli živit HNF nebo ciliáty (Sanders et al. 1994, Walz 1995, Devetter 1998).

Polyarthra remata/dolichoptera byl taxon, který se podařilo determinovat pouze v zátoce Červeného potoka v květnu a červenci. *P. dolichoptera* je považována za stenotermní druh, preferující chladné vody a vyskytující se v maximálních abundancích během jara (Bērziņš & Pejler 1987, Virro 1996, Devetter 1998, Devetter & Sed'a 2003, Devetter 2011). Na Slapech sice byla přítomna i v teplých částech roku, vzorkovací metoda však nerespektovala vertikální distribuci a *P. dolichoptera* se mohla držet pouze v chladném hypolimniu (Devetter 2011). Virro (1996) však připouští, že by *P. dolichoptera* mohla být tolerantní i k vyšší teplotě.

Několik jedinců ze zátoky pravděpodobně skutečně patřilo k druhu *P. remata*. Vířník se vzácně vyskytoval také ve Slapské nádrži během chladných měsíců (říjen, listopad, leden; Devetter 2011). Vzhledem k široké ekologické valenci druhu byl přítomen v hojných počtech i v kyselých jezerech na Šumavě, kdy se vzorkovalo během léta. S postupujícím zotavením některých jezer však ustupuje (Bērziņš & Pejler 1987, Fott et al. 1994, Virro 1996, Vrba et al. 2016).

Rod *Collotheca* nelze po fixaci s jistotou determinovat do druhu, ale domnívám se, že všichni přítomní jedinci patřili pod *C. mutabilis* nebo *C. libera* (Bartoš 1959). Výskyt *C. mutabilis* byl zaznamenán i v nádržích Bedřichov (minoritní výskyt v říjnu 2008) a Souš (významný podíl ve vzorku z července 1997; Bímová et al. 2012, Hořická et al. 2013a, Vondrák, nepublikovaná data). Nejvyšších abundancí dosahuje *C. mutabilis* při neutrálním pH vody, i když početná může být i v mírně kyselých vodách (> 6; Bērziņš & Pejler 1987). Běžně však není spojován její výskyt s acidifikovanými vodami, kde rod bývá reprezentován jinými druhy (*C. pelagica*, *C. libera*, *C. lie-petterseni*; Bērziņš & Pejler 1987, Wærvågen & Nilssen 2003, Vrba et al. 2016). Podle Bartoše (1959) žije *C. mutabilis* v planktonu rybníků a jezer po celý rok. Devetter (2011) nacházel pravděpodobně tento druh rodu *Collotheca* ve vzorcích ze Slapské nádrže od konce června do října ve velmi nízkých počtech (maximum 20–40 ind.l⁻¹). To je v rozporu s našimi výsledky. *Collotheca* sp. dosáhla ze všech zooplanktonních organismů přítomných v Josefově Dole nejvyšších abundancí (maximum 106 ind.l⁻¹ v září v 6 m). Co stálo za její zářijovou populační explozí? Proč nedosáhla obdobných počtů třeba *P. vulgaris/major*? *Collotheca* sp. pozitivně korelovala především s TOC a již méně s chlorofylem-*a*. Pravděpodobně měla v září širší potravní nabídku a dokázala kromě řas účinně využít např. HNF, ciliáty nebo bakterie. Bližší údaje o sezónní dynamice těchto tří skupin však nemáme k dispozici.

Na prostorovou i časovou distribuci jednotlivých druhů vířníků může mít vliv i kvalita dostupné potravy. Jak uvádí Weithoff & Wacker (2007) ve své studii, to, jaký způsob

výživy zvolí mixotrofní organismy, změni jejich biochemické složení a tím i jejich potenciál kvality jako potravního zdroje pro jejich konzumenty, vířníky. Ukázalo se, že růst populací některých druhů vířníků (*Brachionus sericus*, *Elosa worralli*) je negativně ovlivněn, pokud se živí mixotrofními organismy uplatňující heterotrofní způsob výživy místo autotrofního. Některé druhy to však neovlivní a ty pak mohou snadněji osidlovat větší hloubky, kde je méně světla a nižší potenciál pro využití autotrofie (např. *Cephalodella acidophila*). V Josefově Dole jsou přítomné obrněnky a ve vzorcích byl zaznamenán i pravidelný výskyt řas rodu *Dinobryon*, jež jsou schopné dle potřeby uplatnit jak autotrofní tak heterotrofní způsob výživy (Laybourn-Parry & Marshall 2003, Procházková et al. 2013).

7. Závěr

V Josefově Dole se střetává několik fenoménů, které se s největší pravděpodobností nejvíce podílejí na výsledné struktuře společenstva vířníků i jeho časové a prostorové dynamice:

- 1) limitace potravou (povodí přirozeně chudé na živiny a vyšší koncentrace celkového hliníku)
- 2) slabá kyselost biotopu umožňující výskyt jak acidofilních druhů (*K. serrulata*), tak zároveň nebrání přítomnosti i méně odolných vířníků, jež mají své maximum abundance při mírně zásaditém pH (např. *L. closteroerca*, *Lepadella ovalis/patella*)
- 3) přítomnost ryb zodpovědná za pravděpodobnou absenci bezobratlých predátorů, modifikaci společenstva korýšů, navyšování úživnosti vody během sezóny; jejich možný hojnější výskyt v zátocce může více podpořit tamní primární produkci
- 4) kompetice s korýši
- 5) chladné klima vytvářející podmínky pro větší uplatnění chladnomilných druhů (např. *K. hiemalis*)
- 6) hloubka nádrže

8. Resumé

The aim of the study was to evaluate the seasonal dynamics of rotifer assemblages and differences in their distribution within the water column and between the two parts of the Josefův Důl reservoir (the Jizera Mts, Northern Bohemia, Czech Republic): near the dam and in one of the three major stream (inflow of Červený stream). A total of 31 rotifers taxa were identified in the reservoir during the season 2014. Only three rotifers were most abundant near the dam: *Keratella hiemalis*, *Polyarthra vulgaris/major*, *Collotheca* sp. The same rotifers were found in the stream inlet and in addition, *Polyarthra remata/dolichoptera* was important too. However, rotifer population densities were low (maximum of *Collotheca* sp. was 106 ind.l⁻¹ in 6 m near the dam) and were under 20 ind.l⁻¹ for most of the season.

In general, seasonal dynamic of rotifers was unimodal with peak in September. In this time, *Collotheca* sp. was the most abundant zooplankton taxa. Its population density was even larger than the total abundance of crustaceans.

Vertical distribution of rotifers probably depended on their food preferences. Moreover, cold-stenoterm species *K. hiemalis* preferred cold hypolimnetic water near the dam. In contrary, *K. hiemalis* was absent in the shallow stream inlet during the warm period.

The composition of rotifer assemblage and its spatial and temporal dynamics in the Josefův Důl reservoir was probably driven by (1) food limitation (and still higher Al_t concentration), (2) slightly acid water reaction during the season (pH ~6), (3) fish population with probably more intensive predation in the stream inlet than near the dam, (4) competition with crustacean zooplankton, (5) cold climatic condition, (6) reservoir depth.

9. Literatura

- Adámek R. (2015): Sezónní vývoj a vertikální distribuce korýšů v hluboké stratifikované nádrži Josefův Důl v Jizerských horách. – Ms., 79 pp. [Dipl. pr.; depon in: Ústav pro životní prostředí, PřF UK, Praha.].
- Aggarwal S. G., Chandrawanshi C. K., Patel R. M., Agarwal S., Kamavisdar A. & Mundhara G. L. (2001): Acidification of surface water in central India. – *Water Air Soil Pollut.* 130: 855–862.
- Amoros C. (1984): Crustacés cladocères. – *Bull. Mens. Soc. Linn., Lyon*, 53: 3–4.
- Armengol X., Esparcia A. & Miracle M. R. (1998): Rotifer vertical distribution in a strongly stratified lake: a multivariate analysis. – *Hydrobiologia* 387/388: 161–170.
- Arnott S. E., Yan N., Keller W. (Bill) & Nicholls K. (2001): The influence of drought-induced acidification on the recovery of plankton in Swan Lake (Canada). – *Ecol. Appl.* 11: 747–763.
- Balatka B. (2009): Horopis Jizerských hor. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.
- Bartoš E. (1959): Vřítníci – Rotatoria, Fauna ČSR (svazek 15). – ed. Práce ČSAV, sekce biol.-lék., Praha, 972 pp.
- Belyaeva M. & Deneke R. (2007): Colonization of acidic mining lakes: *Chydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3–7) in Lake Senftenberger See (Germany). – *Hydrobiologia* 594: 97–108.
- Bērziņš B. & Pejler B. (1987): Rotifer occurrence in relation to pH. – *Hydrobiologia* 147: 107–116.
- Bhatti N., Streets D. G. & Foell W. K. (1992): Acid rain in Asia. – *Environ. Manage.* 16: 541–562.
- Bímová T. (2013): Struktura zooplanktonu v nádržích Jizerských hor v období vrcholící antropogenní acidifikace a zotavování z acidifikace (1992–2012). – Ms., 103 pp. [Dipl. pr.; depon in: Ústav pro životní prostředí, PřF UK, Praha.].
- Bímová T., Vondrák D. & Hořická Z. (2012): Zooplankton přehradních nádrží Jizerských hor v období acidifikace a zotavování z acidifikace / Zooplankton of reservoirs in the Jizera Mountains (Czech Republic) in the period of acidification and recovery from acidification, p. 178. – In: Čiamporová-Zaťovičová Z. [ed.]: XVI. konferencia Slovenskej limnologickej spoločnosti a České limnologickej společnosti – Zborník príspevkov, 25. – 29. jún 2012, Slovenská limnologická spoločnosť pri SAV, Bratislava, 235 pp.
- Bubeníčková L. & Kulasová A. (2009): Vodnost a jakost malých toků v pramenné oblasti. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.

- Carlin B. (1943): Die Planktonrotatorien des Motalaström – zur Taxonomie und Ökologie der Planktonrotatorien. – *Meddelanden Lunds Universitets Limnologiska Institution* 5: 1–256.
- Clarke A. (2006): Temperature and the metabolic theory of ecology. – *Funct. Ecol.* 20: 405–412.
- Cottingham K. L., Rusak J. A. & Leavitt P. R. (2000): Increased ecosystem variability and reduced predictability following fertilisation: evidence from paleolimnology. – *Ecol. Lett.* 3: 340–348.
- Deneke R. (2000): Review of rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH values ≤ 3 . – *Hydrobiologia* 433: 167–172.
- Devetter M. (1998): Influence of environmental factors on the rotifer assemblage in an artificial lake. – *Hydrobiologia* 387: 171–178.
- Devetter M. (2011): Seasonal development of planktonic rotifers in Slapy Reservoir (Czech Republic). – *Biologia* 66/4: 662–668.
- Devetter M. & Sed'a J. (2003): Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. – *Hydrobiologia* 504: 167–175.
- Devetter M. & Sed'a J. (2005): Decline of clear-water rotifer populations in a reservoir: the role of resource limitation. – *Hydrobiologia* 546: 509–518.
- Devetter M. & Sed'a J. (2008): The relative role of interference competition in regulation of a rotifer community during spring development in a eutrophic reservoir. – *Int. Rev. Hydrobiol.* 93: 31–43.
- Du E., de Vries W., Liu X., Fang J., Galloway J. N. & Jiang Y. (2015): Spatial boundary of urban 'acid islands' in southern China. – *Sci. Rep.* 5: 12625.
- Duras J. (2010): Přehradní nádrže a kvalita vody. Už nemusíme vápnit ani zápasit s dusičnany. – *Veronica* 24: 1–4.
- Endler H., Hušek J., Meščerjakov V., Navrátil P., Smejkal J., Valenta H. & Višňák R. (2014): Poškození lesů. – In: Karpaš R. & Hušek J. [eds.], *Jizerské hory – o lesích, dřevu a ochraně přírody*. Nakladatelství RK, Liberec, 520 pp.
- Evans C. D., Cullen J. M., Alewell C., Kopáček J., Marchetto A. et al. (2001): Recovery from acidification in European surface waters. – *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union.* 5: 283–298.
- Fott J., Blažo M., Stuchlík E. & Strunecký O. (1999): Phytoplankton in three Tatra Mountain lakes in different acidification status. – *J. Limnol.* 52: 107–116.
- Fott J., Pražáková M., Stuchlík E. & Stuchlíková Z. (1994): Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). – *Hydrobiologia* 274: 37–47.
- Frost T. M., Montz K. P., Gonzalez M. J., Sanderson B. L. & Arnott S. E. (1998): Rotifers responses to increased acidity: long-term patterns during the experimental manipulation of Little Rock Lake. – *Hydrobiologia* 387/388: 141–152.

- Fussmann G. (1996): The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities – an enclosure study. – *J. Plankton Res.* 18: 1897–1915.
- Garmo Ø. A., Skjelkvåle B. L., de Wit H. A., Colombo L., Curtis C. et al. (2014): Trends in surface water chemistry in Europe and North America 1990–2008. – *Water Air Soil Pollut.* 225: 1880.
- Gessner F. (1925): Das Plankton der Isergebirgstalsperren. – *Jahrb. d. Naturfreunde in Reichenberg* 48: 51–69.
- Gessner F. (1929): Die Biologie der Moorseen. Untersucht an den Moortalsperren des Isergebriges. – *Arch. Hydrobiol.* 20: 1–64.
- Granat L., Das S., Tharkur R. & Rodhe H. (2001): Atmospheric deposition in a rural area in India – net and potential acidity. – *Water Air Soil Pollut.* 130: 496–474.
- Green J. (1993): Diversity and dominance in planktonic rotifers. – *Hydrobiology* 255/256: 345–352.
- Havens K. E. & Heath R. T. (1989): Acid and aluminium effects on freshwater zooplankton: an in situ mesocosm study. – *Envir. Poll.* 62: 195–211.
- Hlavínek P. & Říha J. (2004): Jakost vody v povodí. – *Fakulta stavební, Vysoké učení technické v Brně*, 209 pp.
- Hogsden K. L., Xenopoulos M. A. & Rusak J. A. (2009): Asymmetrical food web responses in trophic-level richness, biomass, and function following lake acidification. – *Aquat. Ecol.* 43: 591–606.
- Hollowday E. D. (2002): Rotifera. Volume 6: Synchaetidae. – In: Nogrady T. & Segers H. [eds.], *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, volume 18. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 87–211.
- Hořická Z. (2005): Okyselování potoků a jezer. – In: Bratrych V. et al. [eds.], *Živel voda*. Agentura Koniklec, Praha: 26–29.
- Hořická Z., Bímová T., Procházková L., Stuchlík E. & Vondrák D. (2013a): Biological recovery of reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, from acidification. – In: Skjelkvåle B. L., Wathne B. M., de Wit H., Rogora M. [eds.], *Proceedings of the 28th Task Force meeting of the ICP Waters Programme, Verbania Pallanza, Italy, October 8–10, 2012*. NIVA-report LNO 6472–2013, Oslo. ICP Waters report 112/2013: 27–30.
- Hořická Z., Stuchlík E., Hudec I., Černý M. & Fott J. (2006): Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra Mountains (Slovakia, Poland). – *Biologia* 61/18: 121–134.
- Hořická Z., Vondrák D., Koza V., Macek M. & Rederer L. (2013b): Zooplankton – neviditelní obyvatelé stojatých vod. Kapitola v knize. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o rašeliništích, květeně a zvířené*. Nakladatelství RK, Liberec, 440 pp.
- Hořická Z., Vondrák D., Procházková L., Švátora M. & Lepšová-Skácelová O. (2015): Jizerské hory po éře kyselých dešťů. – *Veronica* 29: 40–45.

- Hrbáček J., Dvořáková M., Kořínek V., Procházková L. (1961): Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and intensity of metabolism of the whole plankton association. – Verh. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol. 14: 192–195.
- Hruška J. & Kopáček J. (2005): Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. – Edice Planeta, odborný časopis pro životní prostředí. Ministerstvo životního prostředí, Praha: 5–12.
- Huang Y., Kang R., Mulder J., Zhang T. & Duan L. (2015): Nitrogen saturation, soil acidification, and ecological effects in a subtropical pine forest on acid soil in southwest China. – J. Geophys. Res. Biogeosci. 120: 2457–2472.
- Hůnová I., Šantroch J. & Ostatnická J. (2004): Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001. – Atmos. Environ. 38: 887–898.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T., Pedersen L. J. & Jensen L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. – Hydrobiologia 342/343: 151–164.
- Jirásek J., Hochman L. & Losos B. (1959): Výzkum dystrofních vod na Liberecku v roce 1959. – Závěrečná zpráva, Brno, 19 pp.
- Knotek Z. (2009): Geologie Jizerských hor. – In: Karpaš R. [ed.], Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.
- Kohout L. & Fott J. (2000): Diel vertical migration of *Daphnia longispina* (Cladocera) in an acid, fishless lake. – Silva Gabreta 4: 233–244.
- Kohout L. (2001): Zooplankton šumavských jezer. – Ms., 157 pp. [Dipl. pr.; depon in: PŘF UK, Praha.].
- Kopáček J., Hejzlar J., Borovec J., Porcal P. & Kotorová I. (2000): Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: A process lowering in-lake phosphorus availability in acidified watershed-lake ecosystems. – Limnol. Oceanogr. 45: 212–225.
- Kopáček J., Stuchlík E., Veselý J., Schaumburg J., Anderson I. C., Fott J., Hejzlar J. & Vrba J. (2002): Hysteresis in reversal of central european mountain lakes from atmospheric acidification. – Water Air Soil Pollut. 2: 91–114.
- Kopáček J., Veselý J. & Stuchlík E. (2001): Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850–2000). – Hydrol. Earth Syst. Sci. 5: 391–405.
- Kořínek V. (2005): Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky. – Ms. [Depon. in: Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice.].
- Koste W. (1978a): Rotatoria I. Textband. – Gebrüder Borntraeger, Berlin, 673 pp.
- Koste W. (1978b): Rotatoria, Die Rädertiere Mitteleuropas, Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt, Überordnung Monogononta. – Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 476 pp.

- Koza V. & Rederer L. (2014): Pikosinice rodu *Merismopedia* v nádrži Josefův Důl – epizoda či indikátor změn jakosti vody?. – Sborník konference Pitná voda 2014, W&ET Team, České Budějovice: 123–128.
- Kozák J. et al. (2009): Atlas půd České republiky. – 2., upr. vyd. Praha: ČZU Praha, 150 pp.
- Křeček J. & Hořická Z. (2001): Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. – *Unasylva* 207: 43–49.
- Křeček J. & Hořická Z. (2006): Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's "Black Triangle". – *Unasylva* 224: 46–49.
- Křeček J., Hořická Z., Nováková J. (2009): Environmental impacts of the acid atmospheric deposition and forest clear-cut in a mountain catchment. – In: Fukushima Y., Burnett W. C., Taniguchi M., Haigh M. & Umezawa Y. [eds.], *Hydrological Change and Water Management – Hydrochange 2008*, Kyoto, Japan: 105–110.
- Kulasová A. & Bubeníčková L. (2009): Podnebí a počasí Jizerských hor. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.
- Laybourn-Parry J. & Marshall W. A. (2003): Photosynthesis, mixotrophy and microbial plankton dynamics in two high Arctic lakes during summer. – *Polar. Biol.* 26: 517–524.
- Lomský B., Šrámek V. & Novotný R. (2012): Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. – *Eur. J. Forest. Res.* 131: 757–771.
- MacIsaac H. J. & Gilbert J. J. (1989): Competition between rotifers cladocerans of different body sizes. – *Oecologia* 81: 295–301.
- MacIsaac H. J., Keller W., Hutchinson T. C. & Yan N. D. (1986): Natural changes in the planktonic Rotifera of a small acid lake near Sudbury, Ontario following water quality improvements. – *Water Air Soil Pollut.* 31: 791–797.
- Meščerjakov V. (2014): Vývoj skladby dřevin Jizerských hor. – In: Karpaš R. & Hušek J. [eds.], *Jizerské hory – o lesích, dřevu a ochraně přírody*. Nakladatelství RK, Liberec, 520 pp.
- Mrázová Š., Adamová M., Burda J., Knésl I., Klomínský J., Lochman Z., Manová M., Nekovařík Č., Nývlt D. & Alanský K. (2001): Vysvětlivky k základní geologické mapě ČR 1 : 25 000 – 03-144 Tanvald. – Český geologický ústav, Praha, 47 pp.
- Mylona S. (1996): Sulphur dioxide emissions in Europe 1880–1991 and their effect on sulphur concentrations and depositions. – *Tellus B* 48: 662–689.
- Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M. & Soldán T. (2006): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. – *Biologia.* 61: 453–465.
- Obertegger U., Braioni M. G., Arrighetti G. & Flaim G. (2006): Trophi morphology and its usefulness for identification of formalin-preserved species of *Synchaeta* Ehrenberg, 1832 (Rotifera: Monogononta: Synchaetidae). – *Zool. Anz.* 245: 109–120.

- Pitter P. (2009): *Hydrochemie*. – VŠCHT, Praha, 592 pp.
- Pražáková M. & Fott J. (1994): Zooplankton decline in the Černé Lake (Šumava Mountains, Bohemia) as reflected in the stratification of cladoceran remains in the sediment. – *Hydrobiologia* 274: 121–126.
- Procházková L., Loučková P., Smetanová K. & Hořická Z. (2013): Dlouhodobé změny ve složení fytoplanktonu vodárenských nádrží Jizerských hor (Souš, Josefův Důl) v souvislosti s jejich zotavením z acidifikace. – In: Říhová Ambrožová J. [ed.], *Sborník konference Vodárenská biologie 2013*, 6. – 7. února 2013, Praha, Česká republika: 91–95.
- Qiao X., Xiao W., Jaffe D., Kota S. H., Ying Q. & Tang Y. (2015): Atmospheric wet deposition of sulfur and nitrogen in Jiuzhaigou National Nature Reserve, Sichuan Province, China. – *Sci. Total. Environ.* 511: 28–36.
- Quit E. (1975): *Klimatické poměry ČSR*, mapa 1 : 500 000. – GÚ ČSAV, Brno.
- Reynolds C. S. (1984): *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. – Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rodhe H., Dentener F. & Schulz M. (2002): The global distribution of acidifying wet deposition. – *Environ. Sci. Technol.* 36: 4382–8.
- Rous I. (2009): *Přehradý*. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.
- Sanders R. W., Leeper D. A., King C. H. & Porter K. G. (1994): Grazing by rotifers and crustacean zooplankton on nanoplanktonic protists. – *Hydrobiologia* 288: 167–181.
- Sanders R. W. & Porter K. G. (1988): Phagotrophic phytoflagellates. – *Adv. Microbial. Ecol.* 10:167–192.
- Scanlon B. R., Jolly I., Sophocleous M. & Zhang L. (2007): Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. – *Water Resour. Res.* 43: W03437.
- Segers H. (1995): *Rotifera: The Lecanidae (Monogononta)*. – Academic publishing, Netherlands, 226 pp.
- Simpson E. H. (1949): Measurement of diversity. – *Nature* 163: 688.
- Sládeček V. (1955): Zooplankton soušské nádrže s příspěvkem k metodice kvantitativního stanovení. – *Čas. Nár. musea, oddíl přírod.* 74: 151–160.
- Smejkal J., Kabala C. & Marzec M. (2009): *Půdy Jizerských hor*. – In: Karpaš R. [ed.], *Jizerské hory – o mapách, kamení a vodě*. Nakladatelství RK, Liberec, 576 pp.
- Sommer U., Gliwicz Z. M., Lampert W. & Duncan A. (1986): The PEG – model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. – *Arch. Hydrobiol.* 106: 433–471.
- Stoddard J. L., Jeffries S. D., Lükewille, Clair T. A., Dillon P. J. et al. (1999): Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. – *Nature* 401: 575–578.

- Stuchlík E., Hořická Z., Prchalová M., Křeček J. & Barica J. (1997): Hydrobiological investigation of three acidified reservoirs in The Jizera Mountains, the Czech Republic, during the summer stratification. – *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2155: 56–64.
- Stuchlík E., Stuchlíková Z., Fott J., Růžička L. & Vrba J. (1985): Vliv kyselých srážek na vody na území Tatranského národního parku. – *Zborn. Pr. Tatran. Národ. Parku* 26: 173–212.
- Šanda R. (1999): Siven americký ve dvou acidifikovaných nádržích Jizerských hor a jejich přítocích. – Ms., 92 pp. [Dipl. pr.; depon in: PřF UK, Praha.].
- Šorf M. (2007): Živočišná složka v potravě vznášivek rodu *Eudiaptomus* (Copepoda: Calanoida). – Ms., 49 pp. [Dipl. pr.; depon in: Katedra biologie ekosystémů, PřF JU, České Budějovice.].
- Šorf M., Davidson T. A., Brucet S., Menezes R. F., Søndergaard M., Lauridsen T. L., Landkildehus F., Liboriussen L. & Jeppesen E. (2015): Zooplankton response to climate warming: a mesocosm experiment at contrasting temperatures and nutrient levels. – *Hydrobiologia* 742: 185–203.
- Šrámek- Hušek R. (1953): Naši klanonožci. – Československá akademie věd, Praha, 64 pp.
- Takem G. E., Kuitcha D., Ako A. A., Mafany G. T., Takounjou-Fouepe A., Ndjama J., Ntchancho R., Ateba B. H., Chandrasekharam D. & Azonghe S. N. (2015): Acidification of shallow groundwater in the unconfined sandy aquifer of the city of Douala, Cameroon, Western Africa: implications for groundwater quality and use. – *Environ. Earth. Sci.* 74: 6831–6846.
- Ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination (version 5.0). – Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.
- Tolasz R. et al. (2007): Atlas podnebí Česka. – Český hydrometeorologický ústav v Praze & Univerzita Palackého v Olomouci, Praha, Olomouc, 255 pp.
- Virro T. (1996): Taxonomic composition of rotifers in Lake Peipsi. – *Hydrobiologia* 338: 125–132.
- Vrba J., Bojková J., Chvojka P., Fott J., Kopáček J. et al. (2016): Constraints on the biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acid stress. – *Freshwat. Biol.* 61: 376–395.
- Vrba J., Fott J., Kohout L. & Kopáček J. (2004): Současné zotavování acidifikovaných jezer na Šumavě. – *Aktuality šumavského výzkumu II*, Srní 4. – 7. října 2004, Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk: 99–103.
- Vrba J., Kopáček J. & Fott J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. – *Silva Gabreta* 4: 7–28.
- Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T. & Schaumburg J. (2003): Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). – *Sci. Total Environ.* 310: 73–85.

- Vrba J., Kopáček J., Straškrabová V., Hejzlar J. & Šimek K. (1996): Limnological research of acidified lakes in Czech part of the Šumava mountains: trophic status and dominance of microbial food webs. – *Silva Gabreta* 1: 151–164.
- Wærvågen S. B. & Nilssen J. P. (2003): Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. – *Hydrobiologia* 499: 63–82.
- Wallace R. L., Snell T. W., Ricci C. & Nogrady R. (2006): *Rotifera: Volume 1: Biology, ecology and systematics*. – Kenobi Production & Backhuys Publishers, The Netherlands, 199 pp.
- Walz N. (1995). Rotifer populations in plankton communities: Energetics and life history strategies. – *Experientia* 51: 437–453.
- Wataru M. & Syuhei B. (1998): Diel changes in vertical overlap between *Cyclops strenuus* (Copepoda; Cyclopoida) and its prey in oligotrophic Lake Toya, Hokkaido, Japan. – *J. Marine Syst.* 15: 139–148.
- Węgleńska T., Ejsmont-Karabin J. & Rybak J. I. (1997): Biotic interactions of the zooplankton community of a shallow, humic lake. – *Hydrobiologia* 342/343: 185–195.
- Weithoff G. & Wacker, A. (2007): The mode of nutrition of mixotrophic flagellates determines the food quality for their consumers. – *Funct. Ecol.* 21: 1092–1098.
- Wilk-Woźniak E., Pocięcha A., Amirowicz A., Gąsiorowski M. & Gadzinowska, J. (2014): Do planktonic rotifers rely on terrestrial organic matter as a food source in reservoir ecosystems?. – *Int. Rev. Hydrobiol.* 99: 157–160.
- Wright R. F., Larssen T., Camarero L, Cosby B. J., Ferrier R. C. et al. (2005): Recovery of acidified European surface waters. – *Environ. Sci. Technol.* 39: 64A–72A.
- Wu J., Liang G., Hu D., Deng Q., Xiong X., Qiu Q., Liu J., Chu G., Zhou G. & Zhang D. (2016): Prolonged acid rain facilitates soil organic carbon accumulation in a mature forest in Southern China. – *Sci. Total Environ.* 544: 94–102.
- Znachor P., Hejzlar J., Vrba J., Nedoma J., Sed'a J. et al. (2016): Brief history of long-term ecological research into aquatic ecosystems and their catchments in the Czech Republic. Part I: Manmade reservoirs. – Institute of Hydrobiology, BC CAS, České Budějovice, 80 pp.