

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Význam přítoků jako zdroje druhů pro biologické zotavování
makrozoobentosu acidifikovaných potoků**

Diplomová práce

Bc. Eliška Rydlová

Školitel: prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc.

Konzultantky: Mgr. Jana Peltanová, Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D.

České Budějovice 2015

Rydlová E. (2015): Význam přítoků jako zdroje druhů pro biologické zotavování makrozoobentosu acidifikovaných potoků. [The significance of tributaries as species pools for biological recovery of macrozoobenthos in acidified streams, Ms. Thesis, in Czech] 46 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

Tato práce je zaměřena na vyhodnocení rozdílů ve složení společenstev makrozoobentosu odtoků dvou šumavských jezer (Čertova a Laky) a přítoků těchto odtoků. V závislosti na míře kyselosti přítoků se jejich společenstva lišila od společenstev odtoků. Některé přítoky vzhledem k příznivému chemismu představují druhové zdroje pro kolonizaci odtoků, takže mohou příznivě ovlivňovat jejich biologické zotavování z atmosférické acidifikace.

Annotation

This thesis is focused on evaluation of macrozoobenthos community composition of two Šumava lakes' (Čertovo and Laka) outflows and their downstream tributaries, which differ in acidification levels. Those tributaries with favourable water chemistry constitute potential species pools for the main stream colonization, and can positively influence their biological recovery from atmospheric acidification.

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 24. 4. 2015

Eliška Rydlová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému školiteli prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. za vedení této diplomové práce, cenné rady a připomínky k práci. Také bych chtěla poděkovat Mgr. Janě Peltanové za uvedení do problematiky určování makrozoobentosu. Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Jindřišce Bojkové Ph.D. za cenné rady při zpracování výsledků, připomínky k této práci a determinaci pošvatek.

Poděkování též patří RNDr. Pavlu Chvojkovi, RNDr. Pavlu Srokovi, Ph.D., Mgr. Michalu Strakovi, Ph.D. a Mgr. Vendule Křoupalové, Ph.D. za revizi determinace a RNDr. Jiřímu Žaloudíkovi, Ph.D. za aktualizaci mapy Čertova jezera.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	3
2.1. Acidifikace a její průběh	3
2.2. Vliv acidifikace na vodní organismy	4
2.3. Chemické a biologické zotavování	5
2.4. Možnosti šíření vodních organismů	7
3. METODIKA	9
3.1. Popis studované oblasti	9
3.2. Popis jednotlivých odběrových profilů	11
3.2.1. Jezerní potok CT	11
3.2.2. Jezerní potok LA	14
3.3. Odběr vzorků makrozoobentosu	17
3.4. Zpracování vzorků makrozoobentosu v laboratoři	17
3.5. Aktualizace mapy přítoků CT	18
3.6. Odběr vzorků vody	18
3.7. Laboratorní zpracování vzorků vody (chemická stanovení)	18
3.8. Zpracování výsledků	19
4. VÝSLEDKY	20
4.1. Chemismus vody	20
4.1.1. Jezerní potok CT	20
4.1.2. Jezerní potok LA	21
4.2. Porovnání odběrových profilů CT a LA na základě chemismu jejich vody	22
4.3. Společenstva makrozoobentosu Jezerních potoků CT a LA a jejich přítoků	23
4.3.1. Jezerní potok CT	23
4.3.2. Jezerní potok LA	25
4.4. Podobnost společenstva makrozoobentosu jednotlivých odběrových profilů	27
4.5. Podobnost Jezerního potoka CT s přítoky	29
4.6. Kategorizace	30
4.6.1. Jezerní potok CT	31
4.6.2. Jezerní potok LA	33
5. DISKUZE	35
5.1. Vývoj chemismu	35
5.2. Složení společenstev makrozoobentosu	36
6. ZÁVĚR	39
7. POUŽITÁ LITERATURA	40

1. ÚVOD

Acidifikace byla jedním z ekologických problémů 20. století. Acidifikací nejvíce postiženými oblastmi byly střední a severní Evropa, Velká Británie a Severní Amerika (Stoddard et al. 1999).

Šumava patří mezi acidifikací nejpostiženější oblasti v Evropě. Během minulého století byla tato oblast vystavena velkému atmosférickému znečištění (Kopáček et al. 1998, Majer et al. 2003). Geologické podloží Šumavy je tvořeno krystalickými horninami. Takovéto oblasti jsou nejvíce náchylné na acidifikaci (Kopáček et al. 2002). Vlivem acidifikace došlo k významným změnám v chemismu vody v šumavských jezerech (Vrba et al. 2003).

Díky dlouhodobému průzkumu oživení šumavských jezer byly v období vrcholné acidifikace zaznamenány změny ve složení planktonu a makrozoobentosu. Ve většině z nich došlo k drastickému snížení druhové diverzity (Vrba et al. 2003). Po výrazném snížení emisí síry a dusíku v 90. letech minulého století začalo v povrchových vodách docházet k prvnímu chemickému zotavování (Kopáček et al. 1998), které bylo – se značným zpožděním – následováno zotavováním biologickým. O biologickém zotavování vypovídá návrat některých původních relativně acidosenzitivních druhů do šumavských jezer (Nedbalová et al. 2006, Ungermanová et al. 2014).

Šumavská jezera jsou dlouhodobě systematicky sledována z hlediska oživení, chemického a biologického zotavování (viz např. Kopáček a Vrba 2006, Soldán et al. 2012). Chemismus vody v odtocích šumavských jezer (Jezerní potoky) odpovídá celkovému chemismu jezerní vody. V jejich podélném gradientu dochází k snižování acidity. Biologické zotavování Jezerních potoků v budoucnu závisí na chemickém zotavení jezer a jejich povodí (Svobodová et al. 2012).

Tato práce je zaměřena na zjištění rozdílů ve složení společenstev makrozoobentosu ve dvou acidifikací různě ovlivněných Jezerních potocích (odtocích z Čertova jezera a jezera Laka) a jejich přítocích a navazuje na práci Svobodové (2009), která se zabývala změnami struktury společenstev makrozoobentosu v podélném profilu acidifikovaných potoků na Šumavě.

Cílem práce bylo zpracovat vzorky makrozoobentosu z přítoků Jezerních potoků (odtoky z Laky a Čertova jezera), při determinaci se zaměřit na zástupce jepic, pošvatek a

chrostíků. Dále pak provést průzkum a zmapování oblastí Jezerních potoků a jejich přítoků, v případě potřeby odebrat a zpracovat vzorky z dříve opomenutých přítoků. A vyhodnotit, zda společenstva makrozoobentosu v těchto přítocích mohou sloužit jako zdroj druhů pro kolonizaci různě acidifikovaných jezerních odtoků a ovlivnit jejich biologické zotavování.

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1. Acidifikace a její průběh

Acidifikace je považována za jeden z hlavních ekologických problémů 2. poloviny 20. století v Evropě a Severní Americe. Díky antropogenní činnosti se prudce zvyšovala produkce oxidů síry (SO_2) a dusíku (NO_x) (spalování fosilních paliv), které se dostávaly do ovzduší, docházelo k jejich atmosférickému rozšíření a nakonec depozici. K depozicím dusíku také přispíval amoniak ze zemědělské produkce. Tyto depozice způsobily acidifikaci půdy a vody. Depozice síry a dusíku se rozšířily hlavně do oblasti střední a severní Evropy, Velké Británie a Severní Ameriky (Stoddard et al. 1999).

V Československu byly negativní dopady těchto depozic maximální během 70. a 80. let. Ke konci 80. let došlo k poklesu depozic síry. Od 90. let ubývaly depozice síry a dusíku, které jsou hlavní příčinou acidifikace povrchových vod (Kopáček a Veselý 2005). Nejvíce náchylné k acidifikaci jsou oblasti, kde je podloží tvořeno přirozeně chudými půdami s nízkými hladinami vápníku, hořčíku a uhličitanů. Mají nízkou pufrací kapacitu (Kopáček et al. 2002). V těchto oblastech má acidifikace největší vliv na chemismus půd a posléze i vod. V České republice se oblasti s kyselějšími a pomalu zvětrávajícími horninami (žula, křemence, svory) nacházejí hlavně v pohraničních oblastech (Šumava, Jizerské hory, Krušné hory) (např. Kopáček et al. 1998, Scheibová a Helešic 1999).

Míra acidifikace závisí na přirozených vlastnostech půdy (např. množství bazických kationtů, které vznikají zvětráváním hornin). Dokud je v půdě dostatek bazických kationtů (v iontové výměnném komplexu), kyselost je neutralizována a vody se tak neokyselují. Při acidifikaci dochází k vyplavování prvků – vápník, hořčík, draslík a sodík (bazických kationtů) z půdního profilu. Bazické kationty určitou dobu neutralizují kyseliny, které se do půdy dostávají kyselými srážkami z atmosféry. Dále pak jsou odnášeny do podzemních a povrchových vod. Dochází k vyčerpání kyselinové neutralizační kapacity (KNK) a nárůstu koncentrace vodíkových iontů. Dále se při acidifikaci v půdním horizontu hromadí sírany a dusičnany a dochází k jejich vyplavování. Se zvyšující se koncentrací vodíkových iontů klesá pH půdy. Tím se mění rozpustnost kovů – některé se stávají za kyselých podmínek rozpustnější (např. hliník, železo, měď, zinek), některé méně rozpustné (např. rtuť). Rozpuštěné kovy jsou z půdního profilu odnášeny do podzemních a povrchových vod (Kalff 2002). Třetím nejrozšířenějším prvkem v zemské kůře je hliník. Ten se v půdách

běžně vyskytuje v nerozpuštěné formě. Tato jeho forma není pro organismy nijak škodlivá. V kyselém prostředí se hliník stává rozpustnějším a vyluhuje se z podloží do podzemní a povrchové vody. Vysoké koncentrace hliníku jsou toxické pro vodní organismy a mají vliv na koloběh živin, nejvíce na cyklus fosforu (limitující živina pro většinu vodních ekosystémů) (Kalff 2002, Vrba et al. 2006).

Šumava byla během minulého století vystavena velkému atmosférickému znečištění. Podloží je tvořeno hercynskými krystalickými horninami (žuly, křemence), proto je citlivé k acidifikaci (Veselý et al. 1998). Značná část území zahrnuje smrkové lesy, které jsou také náchylnější k acidifikaci. Je to jedna z nejvíce acidifikovaných oblastí v Evropě (Kopáček et al. 2002). Vlivem acidifikace došlo k významným změnám v chemismu vody v šumavských jezerech. V důsledku zvýšení acidity vody došlo ke změnám ve složení planktonu a makrozoobentosu. V šedesátých letech 20. století zmizely z šumavských jezer ryby. V některých jezerech byla zřetelná redukce druhů korýšů a hmyzu (Vrba et al. 2003).

2.2. Vliv acidifikace na vodní organismy

V acidifikovaných vodách jsou pozorované změny v druhovém složení společenstev. Výskyt jednotlivých druhů a jejich početnost není ovlivňována pouze kyselostí, ale i dalšími faktory – např. množstvím reaktivního hliníku a dalších kovů, interakcí mezi druhy, kompeticí o zdroje. Když pH vody klesne pod 6, začíná docházet k poklesu druhové bohatosti (Guérol et al. 1993). Acidifikace působí na biotu toxicky (Brett 1989).

Vlivem okyselení povrchových vod dochází k redukci nebo postupnému hynutí ryb, dochází k eliminaci acidosenzitivních vodních bezobratlých (bentos, zooplankton). Nízké pH a vysoké koncentrace iontového hliníku negativně ovlivňují zooplankton, fytoplankton (Keller et al. 2007). Dochází k značnému snížení druhové rozmanitosti, začínají dominovat acidotolerantní druhy (Tierney et al. 1998). Vlivem vysoké koncentrace rozpuštěného hliníku dochází k inhibici kyselých extracelulárních fosfatáz. Iontová a partikulovaná forma hliníku zhoršuje dostupnost fosforu pro planktonní organismy (Vrba et al. 2006).

Zhoršení kvality vody v acidifikovaných vodních ekosystémech je doprovázeno změnami ve složení bentických společenstev (Dangles a Guérol 2000, Tipping et al. 2002). Nízké pH vody u bentosu ovlivňuje osmoregulaci, růst a úspěšnou reprodukci

(Herrman et al. 1993). Mnoho druhů je citlivých na nízké pH vodního prostředí. Některé druhy korýšů (Amphipoda) a většina měkkýšů se vyskytují v nízkém pH velmi vzácně nebo úplně chybí. V nízkém pH se pro ně stává většina vápníku nedostupná, mají problémy s tvrdnutím exoskeletu a tvorbou schránek (Kalff 2002). Přestože vodní hmyz zahrnuje řadu acidotolerantních až rezistentních druhů, především pošvatek či pakomárů, existuje také mnoho velmi citlivých druhů, které se v kyselých podmínkách nevyskytují. Mezi acidosenzitivní organismy patří především jepice, řada chrostíků či dvoukřídlých s vápníkem inkrustovanými integumenty. Tyto druhy při poklesu pH zcela mizí (Dangles a Guérol 2000, Traister et al. 2013). Ztráta biodiverzity ale i klíčových druhů (kořist) může mít následky ve vyšších hladinách potravních řetězců (Kalff 2002).

Vysoké koncentrace vodíkových iontů a zvýšená hladina iontového hliníku má negativní důsledky pro ryby. Rybí společenstva mají nižší druhovou diverzitu (Driscoll et al. 1980). Nízké pH vody je kritické pro přežívání ryb v období tření a během prvních vývojových fází jedinců. Dochází také ke změnám v chování – je ovlivněna migrace, únikové schopnosti (Baker et al. 1996, Ikuta et al. 2003). V acidifikovaných vodách dochází u ryb k poruchám v iontové regulaci, zvýšené viskozitě krve, acidóze krve, nabobtnání erytrocytů, redukci objemu krevní plazmy (Rosseland a Staurnes 1994). Rozpuštěný hliník se na žábrech vysráží na nerozpustný hydroxid hlinitý (mají fyziologicky vyšší pH v porovnání s okolní vodou), který brání výměně plynů. Vlivem toxicity hliníku a nízkého pH jsou také postiženy vnější smyslové orgány ryb (Rosseland a Staurnes 1994).

2.3. Chemické a biologické zotavování

V Československu se během 60. let minulého století začal zvyšovat vliv kyselé atmosférické depozice. V 80. letech byl vliv kyselé atmosférické depozice nejvyšší (Kopáček a Veselý 2005).

V 90. letech minulého století však zde došlo k výraznému snížení emisí síry a oxidů dusíku (Kopáček et al 2001). Po snížení emisí začalo v povrchových vodách docházet k prvnímu chemickému zotavování, začala se zlepšovat kvalita vody, vzrostla kyselinová neutralizační kapacita (Kopáček et al. 1998). Po chemickém zotavování následuje zotavování biologické, které je však za chemickým opožděno (např. Evans et al. 2001, Keller et al. 2007).

Během 90. let na Šumavě poklesly depozice síry a amoniaku (Kopáček et al. 2001). Značným snížením koncentrace síry, která nejvíce ovlivňovala acidifikované prostředí, má v současnosti větší vliv na prostředí depozice dusíku (Oulehle et al. 2013). Snižování depozice dusíku probíhá postupně a pomalu (Kopáček et al. 2001). Pokles síranů je mnohem nižší v povrchových vodách než redukce v depozici síry (Prechtel et al. 2001). Obecně lze říci, že vlivem saturace a retenční schopnosti půd jsou změny v chemismu vody menší než změny v depozici polutantů (Kopáček et al. 2001). Současný roční přísun dusíku je nižší než množství dusíku, které z povodí šumavských jezer odtéká. Koncentrace vyplavovaných dusičnanů a síranů z půd nejvíce ovlivňuje koncentraci hliníku v acidifikovaných jezerech a odtocích z nich (Kopáček et al. 2001).

Pro (re)kolonizaci zotavujících se biotopů je důležitá schopnost organismů se šířit, protože acidifikací byly postiženy většinou celé populace v horních tocích (Mackay 1992, Petersen et al. 2004). Rekolonizace citlivými organismy je ovlivněna nejen rozsahem a stálostí chemického zotavování (hodnota pH, koncentrace toxických kovů) (Murphy et al. 2014), ale také fyzikálními a biologickými interakcemi (schopnost acidosenzitivních druhů se vrátit zpět, migrace jedinců, schopnost vracejících se acidosenzitivních druhů obstát v konkurenci acidifikací pozměněného společenstva) (Ledger a Hildrew 2005). Míru zotavení oblasti ovlivňuje případná přítomnost dostupných refugií (útočiště, kde populace dokáže přežít disturbance) – např. méně acidifikované povodí či úsek toku, kde mohou acidosenzitivní druhy přežít (Szkokan-Emilson et al. 2010). Biologicky téměř zotavené toky mohou negativně ovlivňovat nízké hodnoty pH a zvýšené koncentrace hliníku, ke kterým dochází při zvýšených průtocích při jarním tání sněhu nebo vysokých srážkových úhrnech, ke kterým dochází pouze občas a působí krátkodobě, čímž je zotavování buď opožděno nebo je neúspěšné (Lepori et al. 2003). Dusík se může v zimě akumulovat v horních půdních horizontech, při jarním tání se poté vyplavují dusičnany do jezer, a tak dochází ke snížení pH (Kopáček et al. 2002).

V šumavských jezerech už byly zaznamenány známky biologického zotavování. Jeho důkazem je především návrat původních druhů a kolonizace jezer některými relativně acidosenzitivními druhy. V planktonu Černého a Čertova jezera byla nalezena perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* a vířník *Keratella hiemalis* (Vrba et al. 2009). V jezeře Laka se objevil vířník *Keratella ticinensis*. V jezeře Laka a Čertově jezeře vzrostla početnost populace jepice *Leptophlebia vespertina*, která byla v období největší acidifikace značně redukována (Vrba et al. 2003). Také se do jezera Laka navrátily některé druhy jepic

Ameletus inopinatus, *Cloeon dipterum* a *Siphonurus lacustris* (Ungermanová et al. 2014). V Plešném jezeře během devadesátých let vzrostla početnost planktonních vířníků i fytoplanktonu (Vrba et al. 2005).

2.4. Možnosti šíření vodních organismů

Přestože jsou sladkovodní biotopy (jezera, řeky) od sebe přirozeně odděleny svými povodími či migračními bariérami jako jsou pohoří, organismy se mezi nimi mohou šířit různými mechanismy. Izolaci biotopů je ovlivněna druhová distribuce (Masters et al. 2007).

Velikost povodí a rozmístění potoků v krajině je závislé na geografických vlastnostech říční sítě. Různá povodí jsou od sebe prostorově oddělená, občas (např. při povodních) se mohou navzájem propojit (Bishop 1995). V tekoucích vodách je druhové složení a početnost organismů závislá na mnoha abiotických i biotických faktorech, je ale také ovlivněno schopnostmi šíření organismů, ať už po proudu driftem nebo po souši či vzduchem (Palmer et al. 1996).

Většina vodního hmyzu má larvální stádium vázané na vodní prostředí, zatímco dospělci jsou terestričtí. Larvy se proto pohybují převážně mezi populacemi na biotopech propojených vodou, dospělci i mezi povodími (Petersen et al. 2004). Tito dospělci pak nakladou vajíčka na jiné místo, než kde proběhl jejich vývoj (Hershey et al. 1993). Některé práce (například Collier a Smith 1998) popisují vliv pobřežní vegetace (její struktura a otevřenost) na šíření dospělců vodního hmyzu z místa jejich výletu do okolí. Například distribuce dospělců pakomárů (Chironomidae) kolem potoků s vegetací hustě zarostlými břehy je omezena podél toku na rozdíl od otevřené krajiny, kde se hmyz dostává do různých vzdáleností od potoka (Delletre a Morvan 2000).

Mechanismy šíření jsou aktivní nebo pasivní. Mezi aktivní způsob šíření patří let dospělců či aktivní pohyb larev proti proudu či do jiných habitatů v rámci úseku toku či nádrže. Některé druhy vodních organismů jsou schopny se přesunout proti proudu i do větších vzdáleností. Například larva jepice rodu *Baetis* je schopná se dostat jeden až dva kilometry daleko (Hershey et al. 1993). Vzdálenost šíření letem závisí na letových schopnostech jedince, délce života dospělého a podmínkách prostředí, jako je topografie terénu, teplota, vítr či srážky (Bilton et al. 2001). Někteří nelétaví brouci nebo měkkýši jsou schopni se pohybovat mezi lokalitami přes vlhká místa po souši (Bilton et al. 2001).

Při pasivním způsobu šíření v tekoucích vodách využívají organismy proudění – drift (unášení organismů proudem). Tak se mohou pohybovat jedinci mezi vzdálenými populacemi (Waters 1972). Drift je nejběžnější způsob pasivního transportu pro mnoho proudových bezobratlých – například jepice čeledi Baetidae nebo různonožci čeledi Gammaridae. Přírozenými vektory pasivního šíření klidových stádií (např. statoblasty, cysty) jsou vodní ptáci, další vodní obratlovci nebo hmyz (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera) (Maguire 1963). Klidová stadia bezobratlých mohou být přenášena také v zaživacím traktu obratlovců (kachen, obojživelníků). Tato stadia jsou poté životaschopná. Další možností šíření organismů je vítr (většinou na krátké vzdálenosti) (Maguire 1963). Při šíření větrem je velice malá pravděpodobnost, že se organismus dostane na příhodné stanoviště, které je možné kolonizovat, pravděpodobněji dojde k uložení organismu na souši (Bilton et al. 2001).

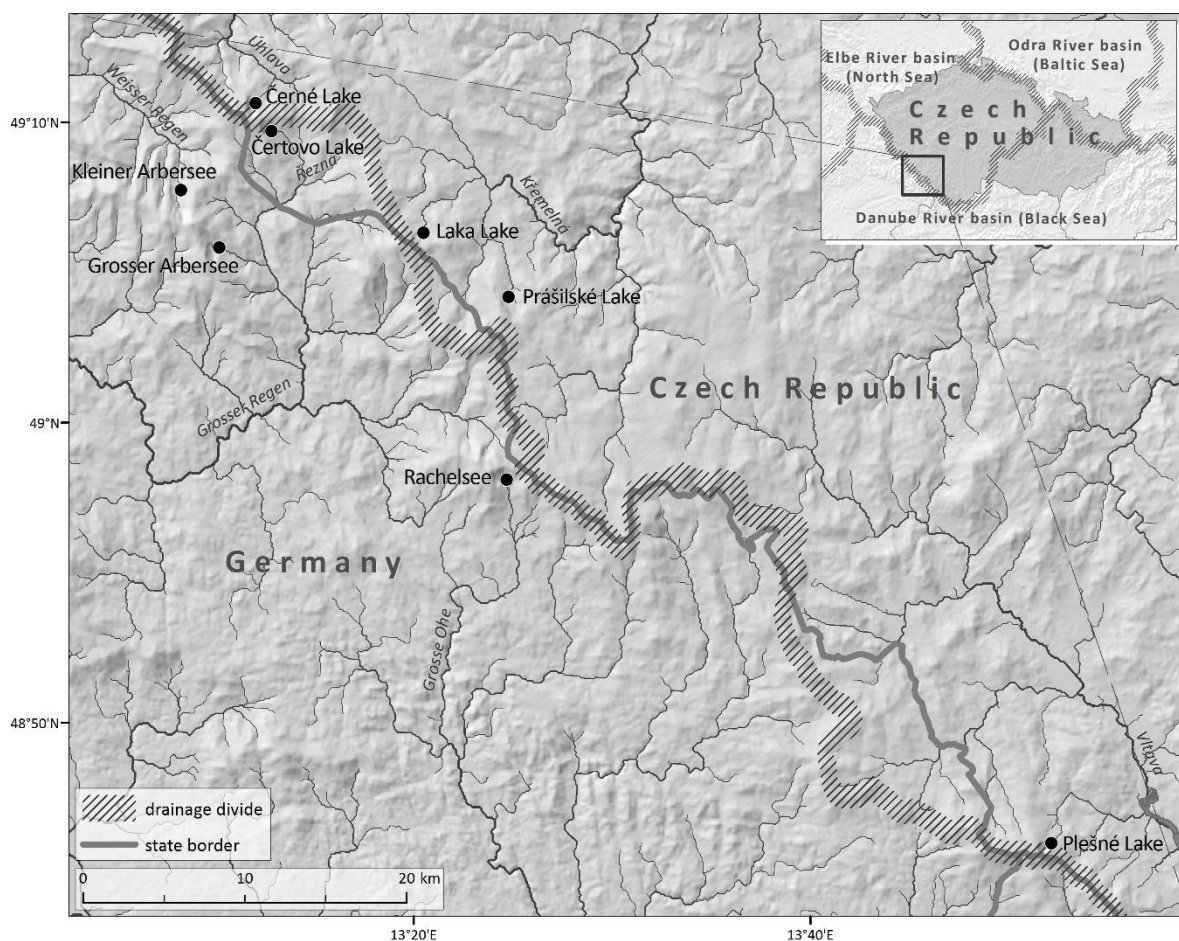
Při kolonizaci jiných biotopů se v krátkých potocích mohou bezobratlí přemísťovat z jednoho potoka do druhého driftem po proudu až k soutoku, dospělci se poté dostávají letem proti proudu do dalšího blízkého potoka (Griffith et al. 1998). Laterální šíření hmyzu je značně limitované zvláště pro ty, kteří jsou špatní letci – chrostíci, pošvatky (Griffith et al. 1998, Jackson a Resh 1989, Collier a Smith 1998). Protiproudové pohyby a drift jsou u šíření organismů pravděpodobnější než laterální šíření. Druhové složení v jednom potoce se se zvětšující se vzájemnou vzdáleností snižuje, ale méně než mezi různými potoky (Bilton et al. 2001).

Předpokládám, že se složení společenstev makrozoobentosu v přítocích bude lišit od hlavního toku. Odlišnost společenstev bude záviset na environmentálních faktorech, především na chemismu vody. Dále předpokládám, že v případě jiných environmentálních podmínek v přítoce může přítok představovat potenciální zásobu druhů pro zotavování hlavního toku.

3. METODIKA

3.1. Popis studované oblasti

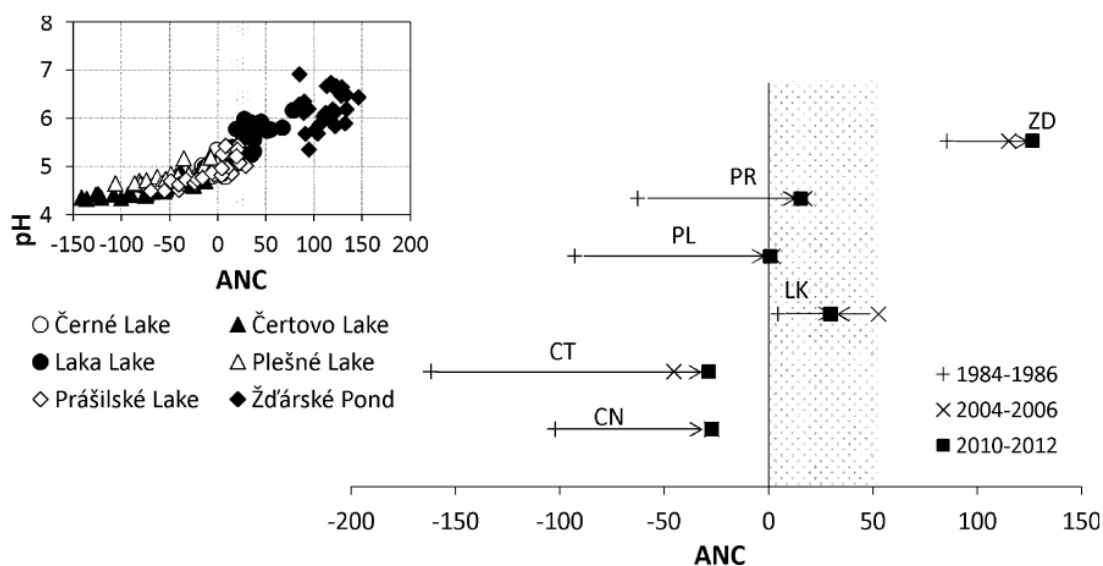
Pohoří Šumava leží v pohraniční oblasti v jihozápadních Čechách. Poblíž hranic s Německem se nacházejí šumavská jezera (Obr. 1). Šumavská jezera vznikla z ledovců uzavřením čelní morénou na konci poslední doby ledové asi před 14 000 lety. Jezera se nacházejí v nadmořské výšce 1000 až 1100 m n. m. Geologické podloží je tvořeno hercynskými krystalickými horninami – matečná hornina je žula, rula a svor. Tyto horniny jsou chudé na bazické kationty. Podzolové půdy v povodí jezer jsou mělké. Povodí jezer jsou malá, pokrytá zejména smrkem, méně pak bukem a jedlí (Vrba et al. 2000).



Obr. 1: Lokalizace šumavských jezer, šrafovane je vyznačena hranice povodí Labe a Dunaje, spojitě státní hranice mezi Českou republikou a Německem. Mapa je převzata z práce Soldán et al. (2012).

Šumava byla v druhé polovině minulého století zasažena acidifikací, jezera jsou acidifikací postižena různě. Podle chemismu vody přítoků a jezerní vody jsou jezera rozdělena do tří kategorií: silně, středně a mírně acidifikovaná jezera (Veselý et al. 1998, Vrba et al. 2000).

V této práci jsou studovány dva potoky, oba se jmenují Jezerní potok, protože vytékají ze dvou jezer. Jezerní potok vytékající z Čertova jezera bude dále v práci označován jako CT a Jezerní potok vytékající z jezera Laka jako LA. Tyto dva potoky byly vybrány kvůli různému stupni acidifikace jezer, ze kterých vytékají. Laka je historicky nejméně acidifikované jezero, v roce 2006 bylo považováno za v podstatě zotavené (Obr. 2) (Oulehle et al. 2013). Zotavení jezera Laka je zpomaleno velkoplošným rozpadem lesa (zvýšené vyplavování nitrátů). Čertovo jezero je historicky nejvíce acidifikované jezero na Šumavě (Obr. 2) (Oulehle et al. 2013). Čertovo jezero náleží do povodí Dunaje, úmoří Černého moře a Laka do povodí Labe, úmoří Severního moře (Obr. 1).



Obr. 2: Vztah mezi KNK a pH na všech odběrových místech šumavských jezer. Druhý graf znázorňuje časový vývoj KNK po celé období monitorování pro každé jezero. Převzato z práce Oulehle et al. (2013).

3.2. Popis jednotlivých odběrových profilů

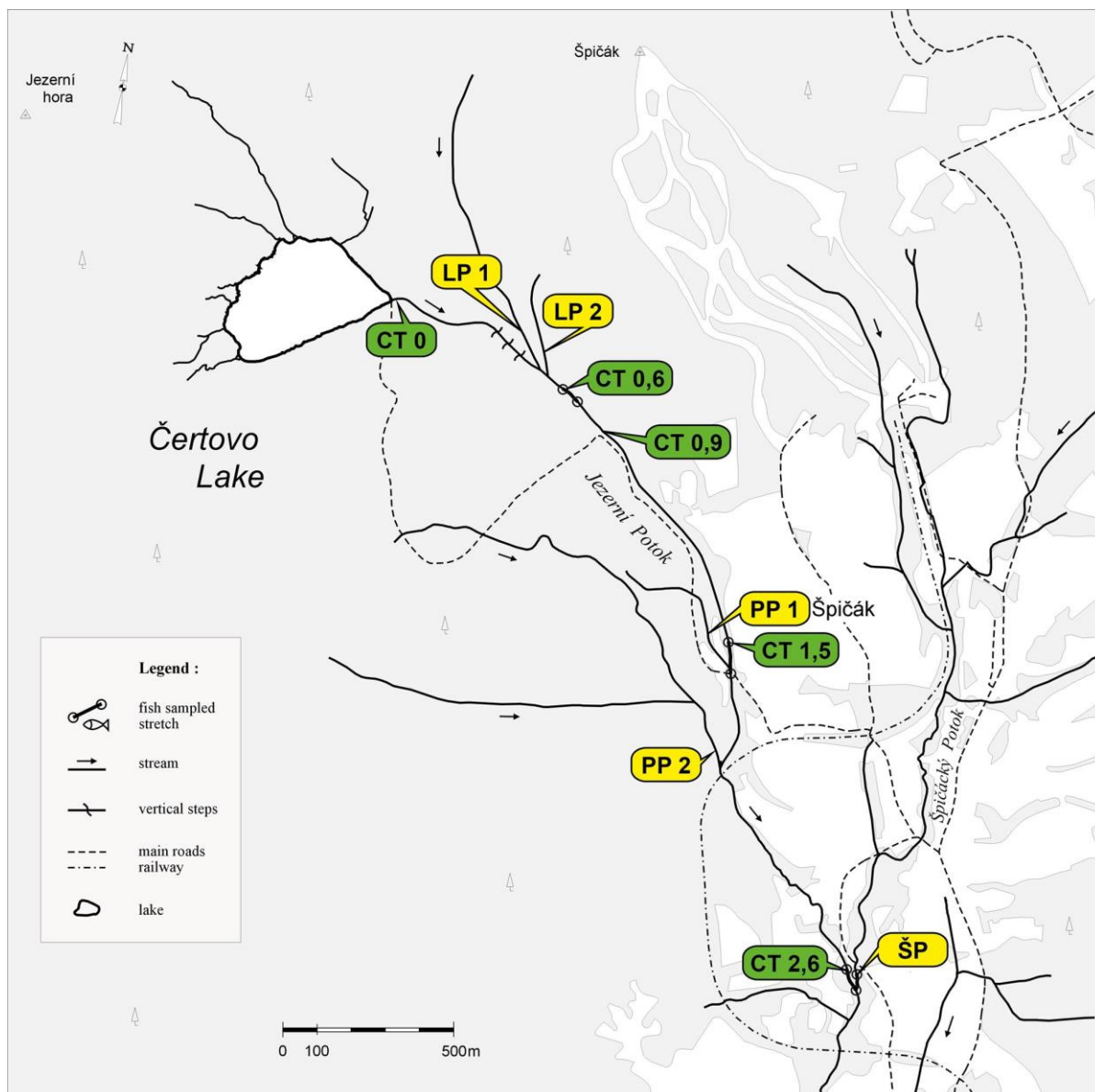
Na obou potocích byly vybrány 4 odběrové profily v podélném gradientu od výtoku z jezera. První odběrový profil je hned pod výtoky z jezer. Další odběrové profily CT ve vzdálenosti 0,6 km; 0,9 km; 1,5 km a 2,6 km od jezera (Obr. 3). Odběrové profily na LA jsou ve vzdálenosti 0,7 km; 1,4 km a 2,8 km (Obr. 4). Pro srovnání s Jezerními potoky byly odebrány vzorky z 2 levostranných, 2 pravostranných přítoků a Špičáckého potoka (pravostranný přítok) na CT (Obr. 3) a z LA z jednoho pravostranného přítoku (Obr. 4). Z přítoků byly vzorky odebírány vždy přibližně 10 metrů nad soutokem s potokem.

3.2.1. Jezerní potok CT

Čertovo jezero se nachází na souřadnicích 49°10' severní šířky a 13°11' východní délky v nadmořské výšce 1027 m n. m. Rozloha jezera je 10,7 ha. Maximální hloubka je 35 m, objem $1,86 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Plocha povodí je 0,89 km². Horninové podloží je tvořeno svory a křemencem. V povodí jezera je převažující dřevinou smrk (Vrba et al. 2000). V letech 2003 až 2008 došlo ve vrcholové části povodí k mírné redukci lesa rozšířením kůrovce (Oulehle et al. 2013). Čertovo jezero je acidifikací nejvíce zasaženým jezerem na Šumavě (průměrná hodnota pH 4,38 mezi 1984 a 1995) (Vrba et al. 2000, Veselý et al. 1998).

Jezerní potok CT protéká hlubokým, nenarušeným smrkovým lesem. Rozdíl v nadmořské výšce od výtoku potoka z jezera k poslednímu odběrovému profilu (CT 2,6) je 252 m (Tab. 1).

Tabelárně jsou shrnuty základní charakteristiky odběrových profilů Jezerního potoka CT (Tab. 1, Tab. 2) a přítoků CT LP1, LP2, PP1, PP2 a SP (Špičáckého potoka) (Tab. 3, Tab. 4), jejich lokalizace je zakreslena v mapě (Obr. 3). Dále uvádím stručný popis odběrových profilů.



Obr. 3: Čertovo jezero a vyznačené odběrové profily na Jezerním potoce CT (zeleně) a přítocích (žlutě).

CT 0 – relativně pomalu proudící úsek. Na dně nános jemného detritu (20 cm). Na pravém a levém břehu je smíšený les (smrk, buk).

CT 0,6 – pod morénou se potok rozvětňuje na několik menších potůčků. Hlavní tok je relativně rychle proudící, turbulentní, schodovitý, přeřinatý. Pravý i levý břeh je lemován smíšeným lesem (smrk, buk).

CT 0,9 – potok je v celé odběrové délce rovný a přeřinatý. Na obou březích je smíšený les (buk, smrk, občas jedle).

CT 1,5 – potok má v tomto úseku laminárně proudící charakter. Na horním okraji úseku je tůň široká 5 m. Dále je úsek rovný a peřejnatý, na levé straně je příkrý svah. Na pravém břehu se voda rozlévá do mokřin a postranního toku. Na obou březích je smíšený les (smrk, buk, javor, jedle).

CT 2,6 – obloukovitý meandr mezi dvěma mostky, pak je úsek rovný, peřejnatý, bez tůní. Na obou březích je rozvolněný stromový porost (olše, javor).

Tab. 1: Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT.

profily	CT 0	CT 0,6	CT 0,9	CT 1,5	CT 2,6
nadmořská výška (m n. m.)	1027	930-940	910-920	823-830	775
vzdálenost od výtoku jezera (m)	10	600	900	1500	2600
podíl peřejnatého úseku (%)	30	80	70	30	50
podíl tůní (%)	20	20	20	30	0
průměrná šířka toku (%)	2,5	2	2	3	2
maximální šířka toku (m)	3	3	4	6	4
minimální šířka toku (m)	1	1	1,5	1,5	1,5
průměrná hloubka (cm)	35	30	30	30	30
maximální hloubka tůní (cm)	65	60	60	70	40

Tab. 2: Charakteristika substrátu dna jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT.

profily	CT 0	CT 0,6	CT 0,9	CT 1,5	CT 2,6
balvany (%)	5	80	70	50	90
štěrkopísek (%)	75	15	20	40	10
bahno a jemný detrit (%)	20	5	10	10	
pokryvnost dna mechem (%)		60	40	10	5
pokryvnost dna řasami (%)		10			

LP 1 – levostranný přítok CT. Úsek je peřejnatý, kamenitý. Na pravém i levém břehu je smíšený les (smrk, buk).

LP 2 – levostranný přítok CT. Úsek je rovný, často s tůněmi. Pravý i levý břeh lemují smíšený les (smrk, buk).

PP 1 – pravostranný přítok CT. Úsek toku je meandrující, peřejnatý. Potok mizí pod chatou Bumbálka, kde je odveden do CT.

PP 2 – pravostranný přítok CT. Úsek potoka je rovný, rychle proudící laminární. Na obou březích je smrkový porost. Do 50 m od potoka je cesta.

Špičácký potok (SP) – levostranný přítok CT. Úsek potoka je meandrující, rychle proudící a peřejnatý. Pravý a levý břeh porůstá olšový porost.

Tab. 3: Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů přítoků Jezerního potoka CT.

přítoky	LP 1	LP 2	PP 1	PP 2	SP
nadmořská výška (m n. m.)	958	953	884	891	773
vzdálenost od výtoku jezera (m)	502	498	1800	1900	2700
podíl peřejnatého úseku (%)	50	13	60	20	50
podíl tůní (%)	10	75	5	5	20
průměrná šířka toku (m)	1,4	0,75	0,3	0,1	3
maximální šířka toku (m)	2	1,35	80	2,5	4
minimální šířka toku (m)	1	0,1	10	0,5	2,5
průměrná hloubka (cm)	25	10	10	15	25
maximální hloubka tůní (cm)	50	30	15	35	65

Tab. 4: Charakteristika substrátu dna jednotlivých odběrových profilů přítoků Jezerního potoka CT.

přítoky	LP 1	LP 2	PP 1	PP 2	SP
balvany (%)	50	55	20	15	80
štěrkopísek (%)	45	45	80	80	20
bahno a jemný detrit (%)	5	10		5	
pokryvnost dna mechem (%)	60	30	5	15	10

3.2.2. Jezerní potok LA

Jezero Laka se nachází na souřadnicích 49°07' severní šířky a 13°20' východní délky v nadmořské výšce 1085 m n. m. Rozloha jezera činí 2,6 ha. Maximální hloubka jezera je 3 m, objem jezera $0,05 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Plocha povodí je 1,02 km². Horninové podloží se skládá z ruly. V povodí jezera jsou oproti Čertovu jezeru dobře vyvinuté půdy (mnohem lépe pufrují). V povodí jezera je převažující dřevinou smrk (Vrba et al. 2000). Mezi roky 1984 a 2003 došlo k mírné redukci lesa v okolí jezera. Větší změny v lesním pokryvu nastaly po orkánu Kirill v lednu 2007, kdy došlo ke gradaci kůrovce. Velkoplošný rozpad lesa v povodí pokračoval až do roku 2011 (Oulehle et al. 2013). Pod jezerem byla provedena asanační těžba a v jejímž důsledku vznikly velkoplošné holiny (viz Obr. 4). Pobřeží jezera obrůstá

bohatá přibřežní, ponořená i plovoucí vegetace. Na jezeře se tvoří přibřežní či plovoucí ostrůvky.

Vzhledem k velmi malému poměru objemu vody (mělké jezero) k celkové ploše povodí je v jezeře krátká doba zdržení vody (vyšší průtočnost), a proto má větší předpoklady k zotavení. Jezero Laka patří mezi acidifikací nejméně postižená jezera (pH vody větší než 5, nejnižší koncentrace hliníku), má nezápornou KNK. Nejnižší pH vody je především na jaře při tání sněhu nebo při velkých srážkách. I když acidifikace měla mírný průběh, byly sledovány změny v oživení v jejím důsledku. V porovnání s ostatními šumavskými jezery bylo zaznamenáno nejvíce druhů, co přežily (Vrba et al. 2000, 2003).

Rozdíl v nadmořské výšce od výtoku potoka z jezera k poslednímu odběrovému profilu (LA 2,8) je 181 m (Tab. 5).

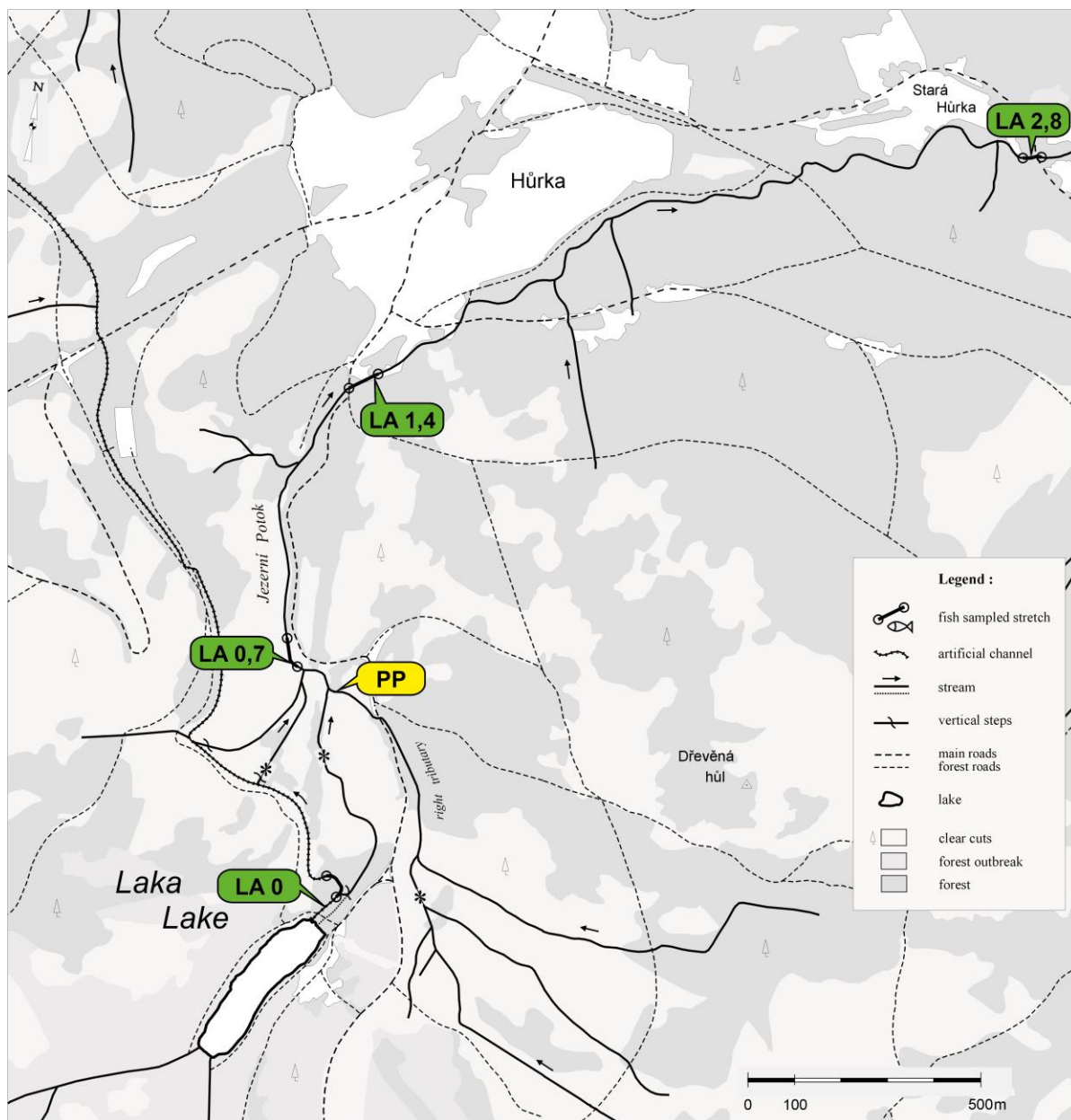
Základní charakteristiky odběrových profilů Jezerního potoka LA a přítoku LA PP jsou shrnuty v tabulce (Tab. 5, Tab. 6), jejich lokalizace je zakreslena v mapě (Obr. 4). A dále uvádím stručný popis odběrových profilů.

Tab. 5: Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA a jeho přítoku.

Profily	LA 0	LA 0,7	LA 1,4	LA 2,8	LA PP
nadmořská výška (m n. m.)	1086-1087	1033-1038	999-1002	906-908	1060
vzdálenost od výtoku jezera (m)	10	700	1400	2800	500
podíl peřejnatého úseku (%)	15	45	40	20	20
podíl tůní (%)		20	25	30	10
průměrná šířka toku (%)	1,5	3,5	4	5	2,5
maximální šířka toku (m)	2	6	6	7	3
minimální šířka toku (m)	1	2	1,5	4	2
průměrná hloubka (cm)	20	30	30	10	20
maximální hloubka tůní (cm)	50 - 60	65	70	50	55

Tab. 6: Charakteristika substrátu dna jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA a jeho přítoku.

Profily	LA 0	LA 0,7	LA 1,4	LA 2,8	LA PP
balvany (%)	45	70	90	60	85
štěrkopísek (%)	45	30	10	40	15
bahno a jemný detrit (%)	10				
pokryvnost dna mechem (%)	10	40	20	5	5



Obr. 4: Jezero Laka a odběrové profily na Jezerním potoce LA (zeleně) a přítoku (žlutě). Původně zalesněné území (forest), velkoplošný rozpad lesa v 1. zóně v povodí v důsledku kůrovcové gradace po orkánu Kirill (forest outbreak) a velkoplošné holiny (clear cuts) podél Jezerního potoka LA a v povodí LA PP v důsledku asanačních těžeb.

LA 0 – úsek potoka je poměrně rychle laminárně proudící, koryto je napřímené. Pravý i levý břeh je porostlý smrkovým lesem.

LA 0,7 – úsek toku je přímý, turbulentně proudivý. Oba břehy jsou lemovány smíšeným lesem, kde převažuje smrk, méně pak buk a olše.

LA 1,4 – tok na tomto profilu je rychle turbulentně proudivý, peřejnatý, rovný. Na pravém i levém břehu je smíšený les (smrk, olše) a zčásti louka.

LA 2,8 – tok je rychle tekoucí, je poměrně rovný, má laminární až turbulentní charakter. Na obou březích je smíšený les (olše, smrk).

LA PP – pravostranný přítok Jezerního potoka. Turbulentně proudivý meandrující tok podél břehu obrostlý smrky. Do 50 m od pravého břehu je louka a cesta. Na levém břehu je mýtina.

3.3. Odběr vzorků makrozoobentosu

Vzorky makrozoobentosu pro tuto práci byly odebrány z potoků CT a LA dvakrát v roce 2007 – na jaře (květen) a na podzim (LA říjen, CT listopad) a z přítoků dvakrát v roce 2011 – na jaře (květen) a na podzim (říjen). Jarní vzorky z LP 2 a PP 1 byly odebrány v roce 2013. Vzorky byly odebrány semikvantitativní metodou, kdy je kopáním rozrušován sediment a organismy stržené proudem jsou zachyceny do síta (Frost 1971). Na každém odběrovém profilu byl vzorek odebírán 10 minut z úseku dlouhého 50 m, z různých stanovišť (peřej, písčaná lavice, tůň,...) srovnatelným úsilím pomocí síta o velikosti ok 1 mm. Síto bylo v průběhu odběru vyprazdňováno. Ze vzorků byly odstraněny velké kameny. Každý vzorek byl fixován formaldehydem na koncentraci přibližně 10%. Také byla zaznamenána charakteristika toku na každém odběrovém profilu.

Vzorky v roce 2007 a 2011 odebrala Mgr. Jana Peltanová. Já jsem se podílela se na odběrech vzorků na jaře 2013.

3.4. Zpracování vzorků makrozoobentosu v laboratoři

Nejdříve byly ze vzorků pod binolupou vytříděny jednotlivé organismy a rozděleny do skupin a fixovány v 70% ethanolu. Byla provedena determinace organismů na co nejnižší možnou úroveň, nejčastěji na druhovou úroveň. Larvy byly determinovány podle následujících klíčů: jepice (Ephemeroptera) – Bauernfeind a Humpesch (2001), chrostíci (Trichoptera) – Waringer a Graf (1997), dvoukřídlí (Diptera) – Rozkošný (1980), brouci (Coleoptera) – Straka a Sychra (2007). U brouků byly určeny jak larvy, tak i imága. Larvy pošvatek (Plecoptera) určovala Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D. Máloštetinatci (Oligochaeta) byli pouze spočítáni.

Správnost determinace byla konzultována s RNDr. Pavlem Chvojkou (chrostíci), RNDr. Pavlem Srokou, Ph.D. (jepice), Mgr. Michalem Strakou Ph.D. (brouci), Mgr. Vendulou Křoupalovou, Ph.D. (dvoukřídli).

Vzorky odebrané v roce 2007 v odběrových profilech obou Jezerních potoků zpracovala Mgr. Jana Peltanová. Já jsem přebrala a determinovala jedince ze vzorků z přítoků odebraných v roce 2011 a 2013.

3.5. Aktualizace mapy přítoků CT

Zjistilo se, že v původní mapě Jezerního potoka CT neodpovídá poloha přítoků LP 2, PP 1 a PP 2 skutečnosti. Proto jsem prošla tyto přítoky od soutoku s Jezerním potokem až k prameni a naměřila jejich GPS souřadnice. Aktualizovanou mapu zpracoval RNDr. Jiří Žaloudík, Ph.D. (Obr. 3).

3.6. Odběr vzorků vody

Vzorky vody pro chemické analýzy byly odebrány vždy se vzorky makrozoobentosu. Voda byla nabírána do vymytých PET lahví před odebráním makrozoobentosu nebo výše proti proudu nad odběrovým místem, aby nebyla případně voda kontaminována. Hned po odběru byly vzorky přefiltrovány přes uhelové síto o velikosti ok 40 μm , aby se odstranily suspendované látky uvolněné během odběru vzorku ze dna potoka. Do zpracování byly vzorky uchovány v chladicím boxu.

3.7. Laboratorní zpracování vzorků vody (chemická stanovení)

Vzorky vody z Jezerních potoků a jejich přítoků byly zpracovány v laboratoři Hydrobiologického ústavu BC AV ČR v Českých Budějovicích.

Kvůli vyloučení vlivů vzniklých skladováním vzorků bylo provedeno stanovení pH, KNK a specifické vodivosti co nejdříve (do dalšího dne po odběru). Hodnota pH byla naměřena pomocí kombinované skleněné elektrody (radiometr). Měřicí zařízení bylo kalibrováno dvěma certifikovanými puframi (pH 7 a pH 4). Kontrola byla provedena

laboratorním standardem s vlastnostmi podobnými vzorkům (specifická vodivost $\sim 35\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, pH $\sim 4,5$).

KNK (kyselinová neutralizační kapacita) se stanovila pomocí granovské titrace (MacKereth et al. 1978) použitím 0,01 N HCl na automatickém titrátoru (Tacussel). Pro kontrolu stanovení byl použit identický laboratorní standard jako pro měření pH.

Specifická vodivost byla stanovena konduktometrem (WTW, elektroda LF 2000) při laboratorní teplotě s automatickou kompenzací teploty. Všechny údaje jsou vztaženy k teplotě 25°C.

Koncentrace všech frakcí hliníku byly stanoveny spektrofotometricky metodou s pyrokatecholovou violetí (Driscoll 1984). Celkový hliník (Al_t) se stanovil v nefiltrovaném vzorku, rozpuštěný hliník byl stanoven po filtraci přes skleněný filtr (porozita $< 0,4 \mu\text{m}$). Organicky vázaný hliník (Al_o) byl stanoven z přefiltrovaného vzorku přes katexovou kolonu (Amberlite, směs 98% ionexu v Na^+ cyklu a 2% v H^+ cyklu). Iontový hliník byl zjištěn jako rozdíl rozpuštěného a organicky vázaného hliníku.

Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) byla stanovena ve filtrátu (porozita $< 0,4 \mu\text{m}$) na TOC 5000A analyzátoru (Shimadzu).

3.8. Zpracování výsledků

Pro zobrazení abundancí a počtu druhů jednotlivých skupin makrozoobentosu v grafech byl použit program Microsoft Excel.

Pro zjištění podobnosti jednotlivých odběrových profilů na základě složení společenstva makrozoobentosu byla použita klastrová analýza pomocí Wardovy metody, pro výpočet podobnosti byly použity Euklidovské vzdálenosti. Pro analýzu byl použit program R (verze 3.0.2, R Core Team, 2013). Před vstupem do analýzy byla data logaritmičsky transformována [$y = \log(x + 1)$].

Pro další hodnocení byl použit program CANOCO 5 (Šmilauer a Lepš 2014). Analýza hlavních komponent (PCA) dat o chemismu vody studovaných profilů byla použita pro zjištění hlavních gradientů daných těmito proměnnými.

4. VÝSLEDKY

4.1. Chemismus vody

Chemismus obou Jezerních potoků odpovídal chemii jezer. Proto byl odtok z Čertova jezera stále kyselý, zatímco odtok z Laky byl mírně kyselý (kyselé jarní epizody). Právě podle chemismu byly v této práci zvoleny zkoumané potoky – acidifikovaný z Čertova jezera a zotavující se z Laky. V profilech obou Jezerních potoků bylo znatelné zlepšení chemismu. Jezerní potok CT měl celkově nižší pH, KNK a vyšší koncentraci iontového hliníku než Jezerní potok LA. Kompletní chemismus je shrnutý v přílohách (Přílohy 1 a 2).

4.1.1. Jezerní potok CT

Celý profil Jezerního potoka CT zůstal až k CT 2,6 kyselý, postupně se však zlepšoval. Na LP 2 a CT 0,9 nebyly odebrány vzorky vody pro chemická stanovení.

Hodnota pH a KNK byla v celém Jezerním potoce nízká. V jeho podélném gradientu byl patrný trend zvyšování hodnot pH a KNK. Hodnota pH se od CT 0 k CT 2,6 zvýšila o 1,6 jednotky (Tab. 7). Koncentrace iontového hliníku (Al_i) se v podélném profilu snižovala. Na CT 0 byla naměřena vysoká koncentrace iontového hliníku ($185 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$), na CT 2,6 už byla koncentrace nízká ($12 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Směrem od CT 0 k CT 2,6 se také snižovala koncentrace DOC (z $3,69$ na $1,96 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Klesala i přesto, že PP 1 a PP 2 vnášejí vysoké koncentrace DOC (Tab. 7).

Levostranný přítok LP 1 měl nízké pH (4,67) i KNK ($-24 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$). Koncentrace iontového hliníku byla v tomto přítoku vysoká ($162 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Pravostranné přítoky PP 1 a PP 2 měly pH vyšší ($< 6,2$) a vyšší KNK. Hodnota koncentrace iontového hliníku v PP 1 a PP 2 byla již nízká (1 a $2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Špičácký potok měl neutrální pH (7,11), vysokou KNK ($283 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$) a vodivost. Koncentrace iontového hliníku byla ve Špičáckém potoce nízká ($1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) (Tab. 7). Z hodnot uvedených v tabulce (Tab. 7) je patrné, že přítoky PP 1 a PP 2 svým chemismem ovlivňovaly Jezerní potok CT.

Tab. 7: Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů CT (průměrné hodnoty).

profily	t (°C)	pH	vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	KNK ($\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$)	Al _i ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	N
CT 0	12,9	4,78	21	3,69	-16	185	12
LP 1	7,2	4,67	22	3,88	-24	162	2
CT 0,6	10,6	4,85	20	2,74	-15	131	12
CT 1,5	9,6	5,95	18	1,82	27	41	12
PP 1	7,1	6,21	18	2,47	58	2	1
PP 2	7,6	6,42	18	2,39	44	1	2
CT 2,6	10,2	6,38	21	1,96	57	12	12
SP	8,3	7,11	103	3,08	283	1	2

4.1.2. Jezerní potok LA

Jezerní potok LA vytéká z mírně acidifikovaného jezera. V podélném profilu byl však patrný trend zlepšování chemismu. Hodnota pH a KNK byla nízká pouze na profilu LA 0. V podélném gradientu byl patrný trend zvyšování hodnot pH a KNK. Hodnota pH se od LA 0 k LA 2,8 zvýšila o 1,26 jednotky. pH bylo mírně kyselé pouze na profilu LA 0 (5,72) (Tab. 8). Nejvyšší koncentrace iontového hliníku byla naměřena na LA 0 ($65 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$), na LA 2,8 byla koncentrace nízká ($9 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$). Koncentrace DOC nevykazovala žádný zřetelný trend, nejvyšší byla naměřena na LA 0. Hodnota vodivosti se v podélném gradientu mírně zvyšovala (Tab. 8). Pravostranný přítok LA PP byl neutrální (pH 6,95), měl vysokou hodnotu KNK ($250 \text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$). Koncentrace iontového hliníku byla nízká ($12 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$).

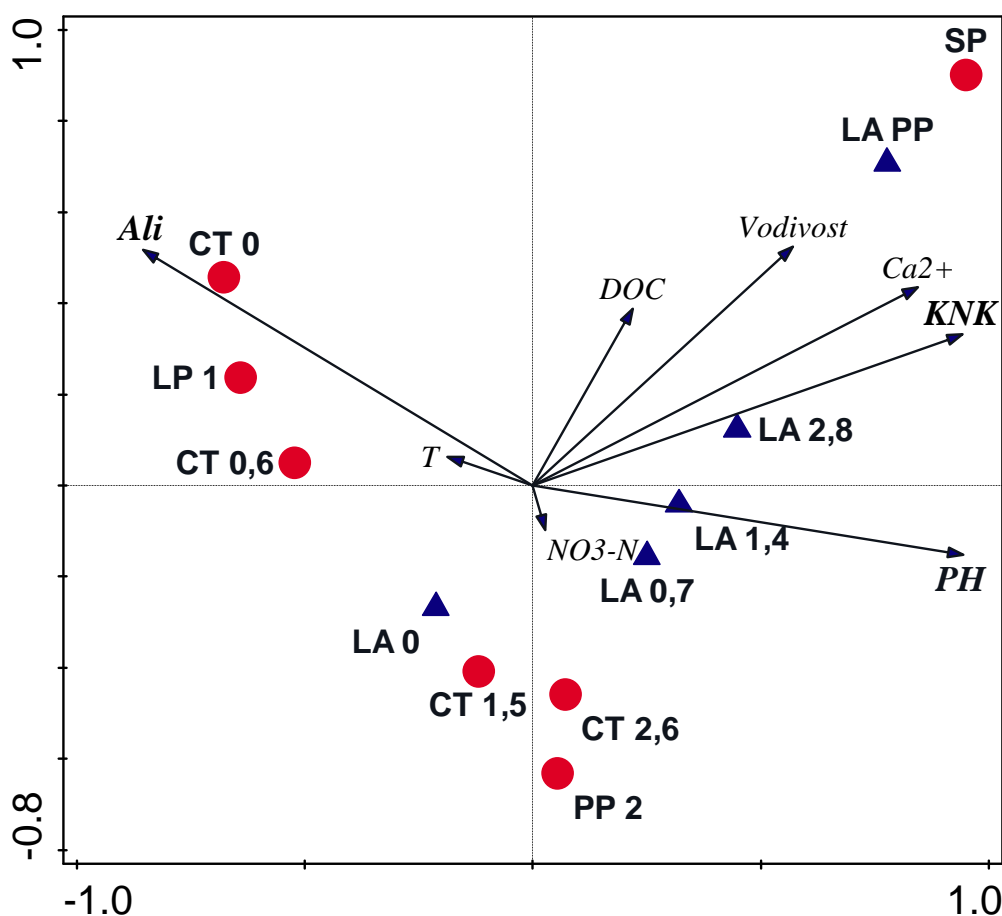
Z hodnot uvedených v tabulce (Tab. 8) je zřejmé, že pravostranný přítok svým chemismem ovlivnil Jezerní potok LA.

Tab. 8: Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů LA (průměrné hodnoty).

profily	t (°C)	pH	vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	KNK ($\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$)	Al _i ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	N
LA 0	11,8	5,72	23	4,83	19	65	9
LA PP	10,7	6,95	40	9,77	250	12	9
LA 0,7	10,0	6,59	28	4,56	106	13	9
LA 1,4	9,1	6,72	29	4,20	125	12	9
LA 2,8	9,1	6,98	32	3,60	157	9	9

4.2. Porovnání odběrových profilů CT a LA na základě chemismu jejich vody

Ordinační diagram PCA dat o proměnných prostředí (faktorová analýza) ukazuje hlavní gradienty v chemismu vody studovaných profilů (Obr. 5). První osa (popisuje směr největší variability) vysvětlovala 81,69% celkové variability dat. Podél první osy jsou lokality umístěny na základě Al_i , pH a KNK. Tento gradient představuje vzdálenost jak profilů potoků, tak přítoků od výtoku Jezerních potoků z jezera, podél něhož se zvyšovalo pH a KNK a zároveň se snižovala koncentrace iontového hliníku. Také je patrné, že byly odběrové profily CT odlišné od LA. LA 0 se svými vlastnostmi objevil mezi profily CT 0,6 a CT 1,5. Pravostranný přítok LA a Špičácký potok byly svým chemismem vody nejvíce nepodobné ostatním profilům. Tyto profily byly neutrální, měly vysokou KNK a nízkou koncentraci iontového hliníku.

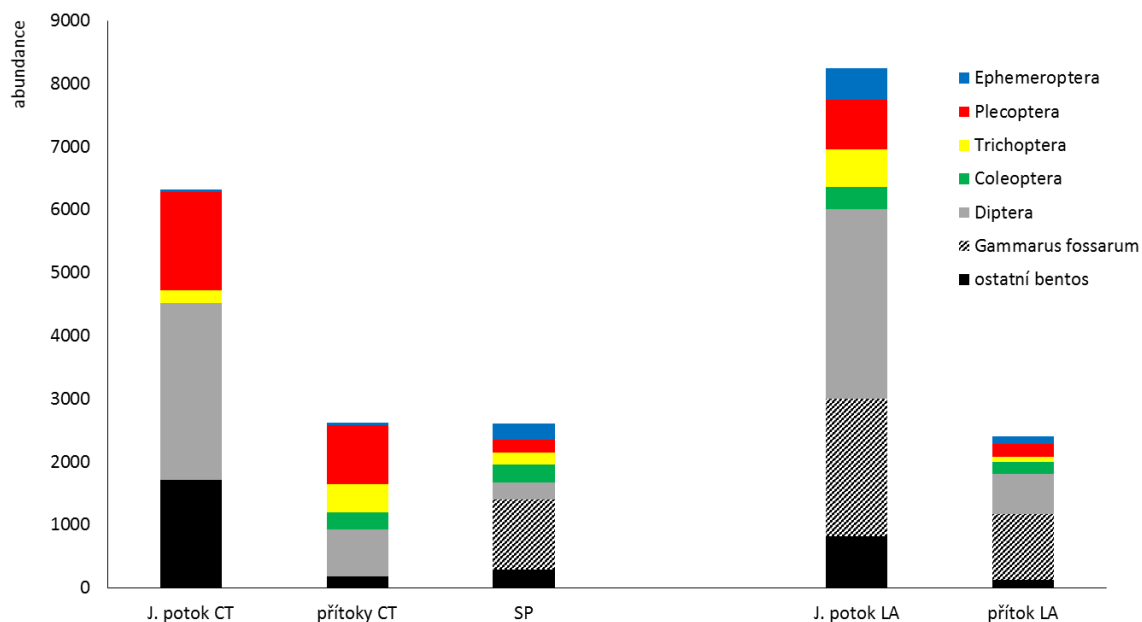


Obr. 5: Ordinační diagram PCA lokalit na základě proměnných prostředí, které je charakterizují.

4.3. Společenstva makrozoobentosu Jezerních potoků CT a LA a jejich přítoků

Celkem bylo na obou lokalitách CT a LA nasbíráno a determinováno 22195 jedinců (11553 na CT a 10642 na LA) zařazených do 110 druhů či rodů. Druhově nejbohatším řádem byl řád Trichoptera (38 taxonů), dále pak Plecoptera (24 taxonů), Ephemeroptera (18 taxonů), Diptera (14 taxonů) a Coleoptera (13 taxonů) (viz Příloha 3).

Nejpočetnější skupinou v obou potocích byli dvoukřídlí, především pakomáři. V Jezerním potoce LA se vyskytoval blešivec *Gammarus fossarum*, který se v Jezerním potoce CT nevyskytoval (Obr. 6).



Obr. 6: Celková početnost jednotlivých skupin vyskytujících se v Jezerním potoce CT, přítocích CT, Špičáckém potoce, Jezerním potoce LA a přítoku LA.

4.3.1. Jezerní potok CT

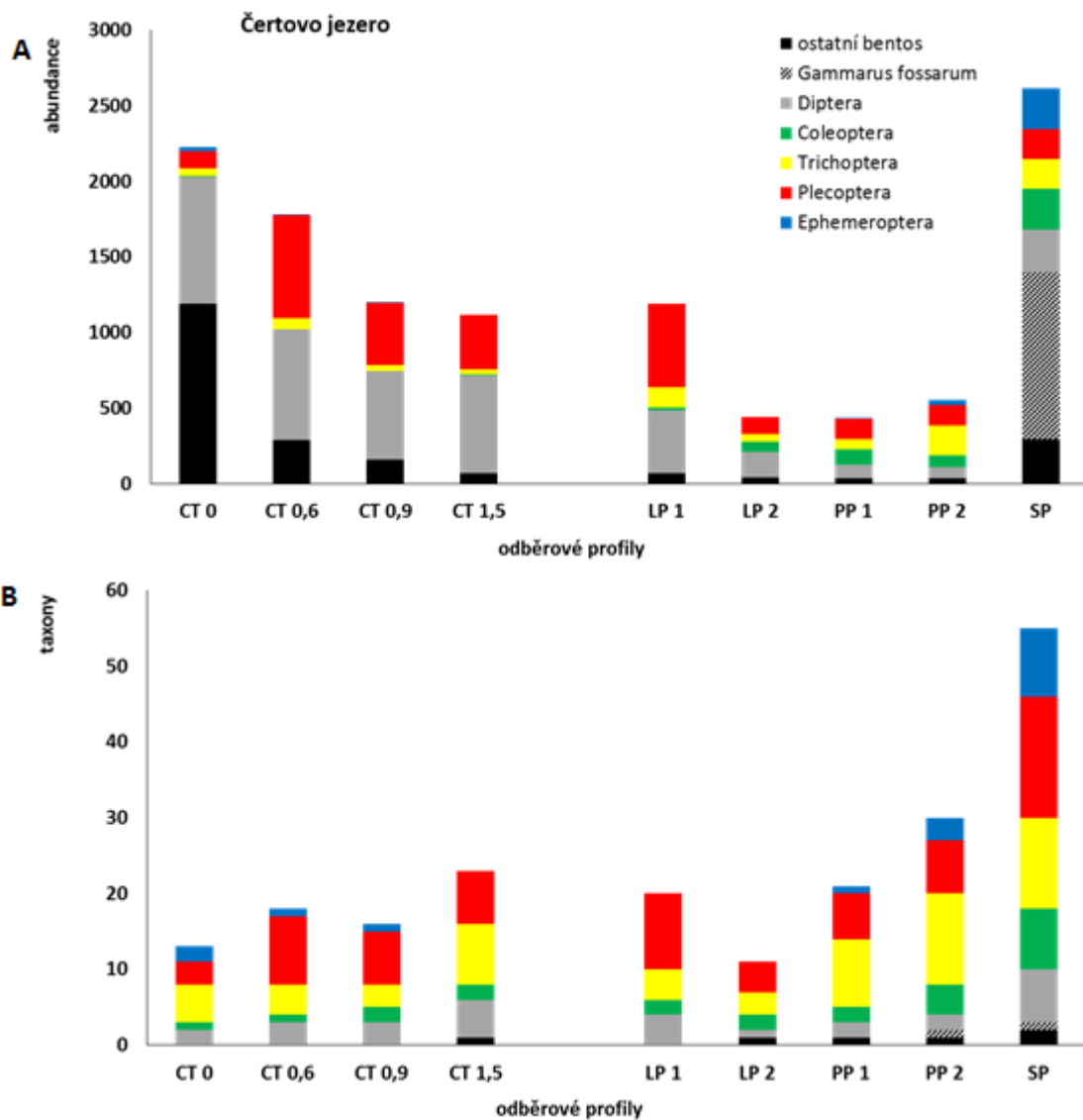
Nejvíce jedinců bylo zjištěno na profilu CT 0 (hlavně zástupci Diptera z čeledi Chironomidae a Simuliidae a Oligochaeta – tvořili celkem 92% celého společenstva) (Obr. 7a, Oligochaeta tvořili většinu jedinců zařazených jako „ostatní bentos“). Dále v podélném profilu se abundance Oligochaeta snižovala. Dvoukřídlí (Diptera) tvořili alespoň

50% všech jedinců na každém profilu CT. Největší část dvoukřídlých na všech profilech CT tvořili pakomáři (čeled' Chironomidae) a muchničky (čeled' Simuliidae). Druhou nejpočetnější skupinou vodního hmyzu byly pošvatky (Plecoptera), které byly přítomny ve všech profilech potoka poměrně stejnoměrně, tvořily přibližně 1/3 celého společenstva, pouze na profilu CT 0 jich bylo jen 5%. Nejčastěji byly nalezeny pošvatky druhů *Leuctra nigra*, *Amphinemura sulcicollis*, *Nemurella pictetii* a *Protonemura auberti*. Chrostíci (Trichoptera) byli nalezeni na všech profilech v potoce, ale byli zde málo početní – tvořili 2 až 4% celého společenstva. Nejčastěji byl nalezen chrostík druhu *Plectrocnemia conspersa*. Zástupci jepic (Ephemeroptera) se vyskytovali u výtoku z jezera. Jednalo se pouze o acidotolerantní druh *Leptophlebia vespertina*, který byl hojný v jezeře. Dále v potoce bylo nalezeno pouze 5 jedinců druhu *Ecdyonurus picteti* na CT 0 a 1 jedinec druhu *Rhithrogena* cf. *picteti/iridina* na CT 0,9. Blešivec *Gammarus fossarum* se v Jezerním potoce CT vůbec nevyskytoval (Obr. 7a).

Kyselá levostranná přítoky LP 1 a LP 2 byly svým chemismem i složením společenstva makrozoobentosu podobné Jezernímu potoku CT. Nejčastěji v nich byly také nalezeny pošvatky druhu *Leuctra nigra*, *Nemurella pictetii* a *Protonemura auberti* jako v Jezerním potoce CT. Druhy chrostíků s největšími abundancemi v těchto přítocích byly *Plectrocnemia conspersa* a *Chaetopterygopsis maclachlani*. Druh *Ptilocolepus granulatus* byl v přítocích LP 1 a LP 2 početný, zatímco v Jezerním potoce CT byli nalezeni pouze 3 jedinci. Jepice ani blešivci se v přítocích LP 1 a LP 2 vůbec nevyskytovali (Obr. 7).

Naopak pravostranné přítoky byly chemismem odlišné od Jezerního potoka CT, měly vyšší pH. Vyskytovaly se v nich jiné druhy než v Jezerním potoce CT. V PP 1 bylo nalezeno několik jedinců jepice druhu *Ameletus inopinatus*, z pošvatek se více vyskytovaly druhy *Protonemura aubertii*, *Leuctra pusilla* a *Leuctra nigra*. V PP 1 byl zaznamenán chrostík druhu *Glossosoma conformis*. V přítoku PP 2 bylo nalezeno několik jepic druhu *Ameletus inopinatus*, *Baetis alpinus* a *Ephemerella mucronata*, pošvatky druhu *Protonemura auberti* a *Isoperla silesica*. Z chrostíků byl nalezen *Drusus discolor* a *Chaetopterygopsis maclachlani* (Obr. 7). V přítocích se hojně vyskytovali brouci na rozdíl od Jezerního potoka CT, kde bylo nalezeno v celém podélném profilu jen 13 jedinců.

V neutrální Špičáckém potoce byly vysoké abundance jedinců ze všech skupin. Velmi početně byl zastoupen *Gammarus fossarum*. Bylo zde nalezeno mnoho druhů jepic, z nichž nejvíce zastoupený je druh *Baetis alpinus*. Také se zde vyskytovali chrostíci druhu *Glossosoma conformis* a *Silo palipes* (Obr. 7).



Obr. 7: Abundance (A) a počet taxonů (B) na jednotlivých odběrových profilech CT.

V jezerním potoce CT bylo nalezeno celkem 37 taxonů, v jeho přítocích 47 a ve Špičáckém potoce 55 taxonů (Obr. 7). Početnost jedinců v přítocích byla nižší než v Jezerním potoce CT, ale z hlediska počtu druhů byly přítoky bohatší.

Všechny druhy nalezené v Jezerním potoce CT a v jeho přítocích a jejich abundance jsou zaznamenány v příloze (viz Příloha 3).

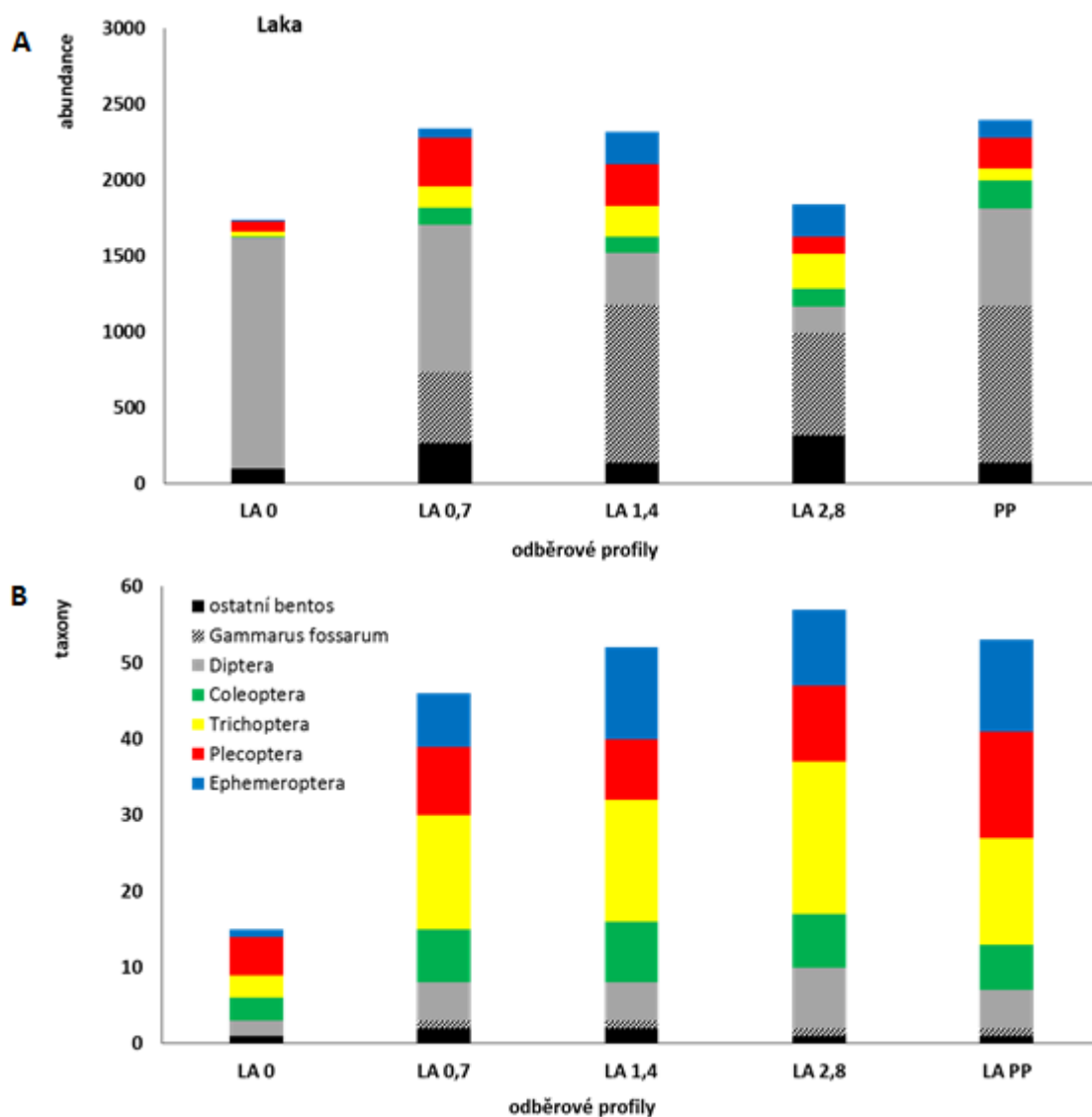
4.3.2. Jezerní potok LA

V Jezerním potoce LA kromě LA 0 se na rozdíl od Jezerního potoka CT vyskytovaly jepice i blešivec *Gammarus fossarum* (tvořící největší část společenstva) (Obr. 8a). Nejméně jedinců bylo nalezeno v profilu LA 0, kde největší část společenstva tvořili dvoukřídlí (pakomáři a muchničky). Od profilu LA 0,7 přibývaly abundance jepic, pošvatek, chrostíků a brouků.

V profilech LA 0 a LA 0,7 byla patrná velká změna ve složení společenstva makrozoobentosu, která byla způsobená změnou pH. Druhy, které se vyskytovaly v přítoku LA PP, byly nalezeny i v potoce pod soutokem. Dále po proudu se složení společenstev makrozoobentosu příliš neměnilo. Na všech profilech se hojně vyskytovaly jepice *Baetis alpinus*, *B. rhodani*, *Ephemerella mucronata*, *Ecdyonurus picteti* a pošvatky *Leuctra nigra*, *L. inermis/rauscheri*, *Protonemura auberti*, *P. intricata*, *Isoperla silesica*. V Jezerním potoce LA bylo nalezeno více druhů chrostíků než v Jezerním potoce CT. Hojně byli nalezeni chrostíci druhu *Silo palipes*, *Hydropsyche* sp., *Drusus discolor*, *Ecclisopteryx madida*, *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Rhyacophila glareosa*, *R. tristis* a *Sericostoma* sp. (Obr. 8).

V Jezerním potoce LA bylo celkem nalezeno 83 taxonů, v přítoku LA PP 53 taxonů. V profilu LA 0 (nízké pH) byla celkově nízká diverzita. Další profily byly druhově bohatší. Blízko pod jezerem už byla srovnatelná druhová diverzita jako v neutrálním pravostranném přítoku, který ovlivňoval Jezerní potok LA (Obr. 8b).

Všechny druhy nalezené v Jezerním potoce LA a jeho přítoku a jejich abundance jsou zaznamenány v příloze (viz Příloha 3).



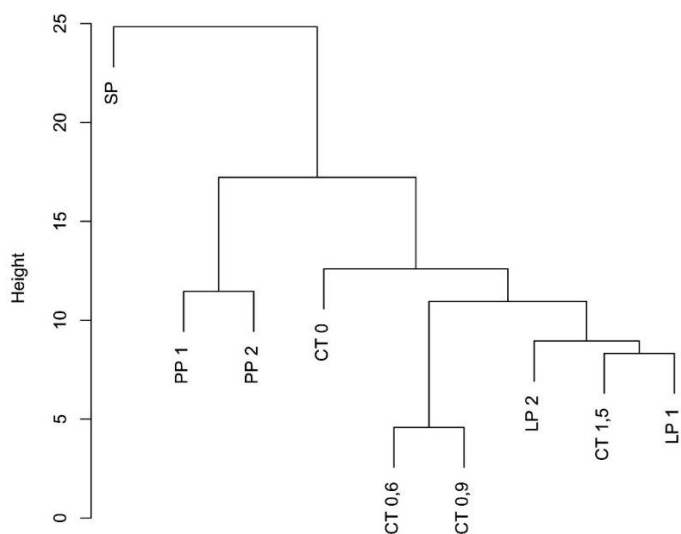
Obr. 8: Abundance (A) a počet taxonů (B) jednotlivých skupin vyskytujících se v odběrových profilech LA.

4.4. Podobnost společenstva makrozoobentosu jednotlivých odběrových profilů

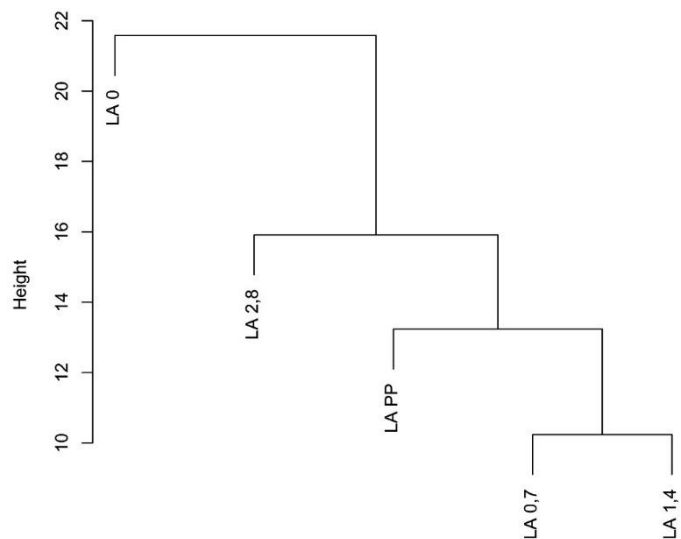
Pomocí shlukové analýzy byla porovnána vzájemná podobnost odběrových profilů na základě složení společenstva makrozoobentosu (Obr. 9, Obr. 10).

Na lokalitě CT byl profil CT 0 z hlediska složení společenstva makrozoobentosu úplně jiný než ostatní profily CT (patrně ovlivněn blízkostí jezera). Přítoky LP 1 a LP 2 byly podobné složením makrozoobentosu celému podélnému profilu Jezerního potoka CT. Přítoky PP 1 a PP 2 si byly podobné, ale lišily se od Jezerního potoka CT. Nejvíce odlišný

od ostatních profilů byl profil SP (Obr. 9). Právě přítoky PP 1, PP 2 a SP mohou odlišným složením společenstva makrozoobentosu tvořit zdroj druhů pro kolonizaci Jezerního potoka CT.



Obr. 9: Shluková analýza lokalit CT na základě druhového složení pomocí Wardovy metody na matici euklidovských vzdáleností.



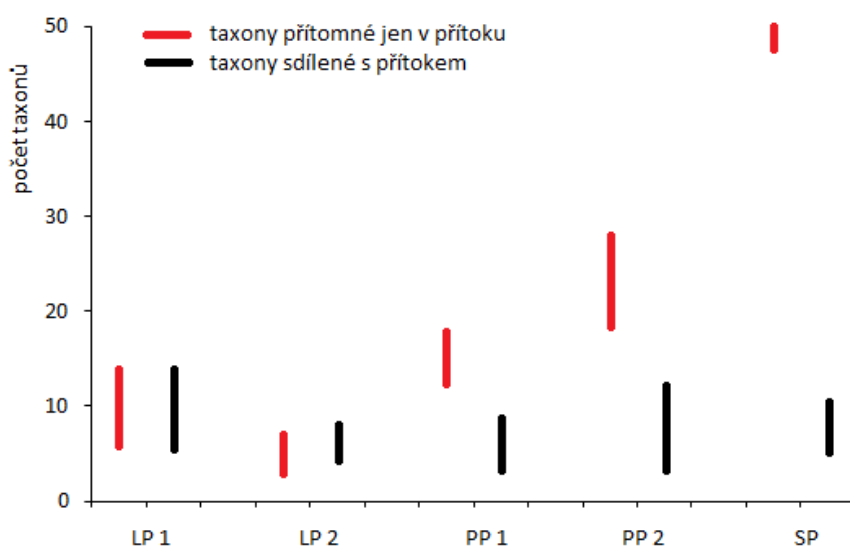
Obr. 10: Shluková analýza lokalit LA na základě druhového složení pomocí Wardovy metody na matici euklidovských vzdáleností.

Z dendogramu (Obr. 10) je zřejmé, že na lokalitě LA bylo složení makrozoobentosu na profilu LA 0 nejvíce odlišné od složení makrozoobentosu ostatních profilů. Na ostatních profilech bylo složení makrozoobentosu podobné, ovlivněné pravostranným přítokem LA PP.

4.5. Podobnost Jezerního potoka CT s přítoky

V grafu (Obr. 11) je znázorněn počet taxonů, které jednotlivé přítoky sdílely s profily na potoce a taxony, které se vyskytovaly pouze v přítocích. Každý přítok byl porovnán s každým odběrovým profilem CT (tj. vždy 5 dvojic). V grafu je znázorněno rozmezí minimálního a maximálního počtu taxonů, které byly přítomné pouze v přítocích, a taxonů, které byly v potoce i v přítocích.

Je zřejmé, že počet taxonů vyskytujících se zároveň v přítoku i v potoce byl přibližně stejný v porovnání všech přítoků s profily potoků, zatímco množství taxonů přítomných jen v přítocích se zvyšovalo se vzdáleností od jezera, tj. kyselé přítoky v blízkosti jezera měly nejmenší počet druhů nevyskytujících se v potocích. Přítoky PP 1, PP 2 a SP s vyšším pH byly obývány mnohem více druhy nezachycenými v potocích a tyto populace proto potenciálně mohou sloužit jako zdroj pro kolonizaci acidifikovaného Jezerního potoka CT.



Obr. 11: Graf rozptýlení hodnot počtu taxonů vyskytujících se pouze v přítocích CT (červeně) a počtu taxonů vyskytujících se v potocích i přítocích CT (černě).

4.6. Kategorizace

Jednotlivé druhy byly rozděleny do 5 kategorií podle stupně acidifikace prostředí, který druh svým výskytem indikuje (Braukmann a Biss 2004): (1) neacidifikované, (2) mírně acidifikované, (3) acidifikované, (4) silně acidifikované, (5) extrémně acidifikované prostředí (Tab. 9). Pro potřeby této práce byly v následujících hodnoceních kategorie 1 a 2 spojeny do jedné skupiny, protože počet druhů indikujících neacidifikované a mírně acidifikované prostředí byl nízký.

Pro každý odběrový profil byla spočítána abundance organismů a počet druhů zastoupených v jednotlivých kategoriích (1+2, 3, 4, 5). Poté byl spočítán jejich poměr na každém profilu.

Tab. 9: Kategorizace toků podle hydrogeochemických a biologických faktorů (Braukmann a Biss 2004).

kategorie	stupeň acidifikace	hydrogeochemické faktory		biologické faktory
		pH	KNK (mmol·l ⁻¹)	
1	neutrální (neokyselené)	6,5-7 ne < 6,0	0,5-0,3	acidosenzitivní organismy
2	převážně neutrální až epizodicky mírně acidifikované	6,5-7 vzácně < 5,5	0,3-0,2	středně acidosenzitivní organismy
3	pravidelně vážně acidifikovaný	6,5-5,5	0,2-0,1	acidotolerantní organismy
4	pravidelně silně acidifikovaný	5,5 < 5,0-4,3	0,1	acidorezistentní organismy
5	setrvale extrémně acidifikovaný	< 5,5-4,3 občas méně	< 0,1	silně acidorezistentní organismy

4.6.1. Jezerní potok CT

Pro hodnocení byly profily CT 0,6 a CT 0,9 (blízko u sebe, nebyly ovlivněny žádným přítokem); LP 1 a LP 2; PP 1 a PP 2 spojeny do jednoho. Levostranné a pravostranné přítoky se vlévají do Jezerního potoka CT blízko u sebe.

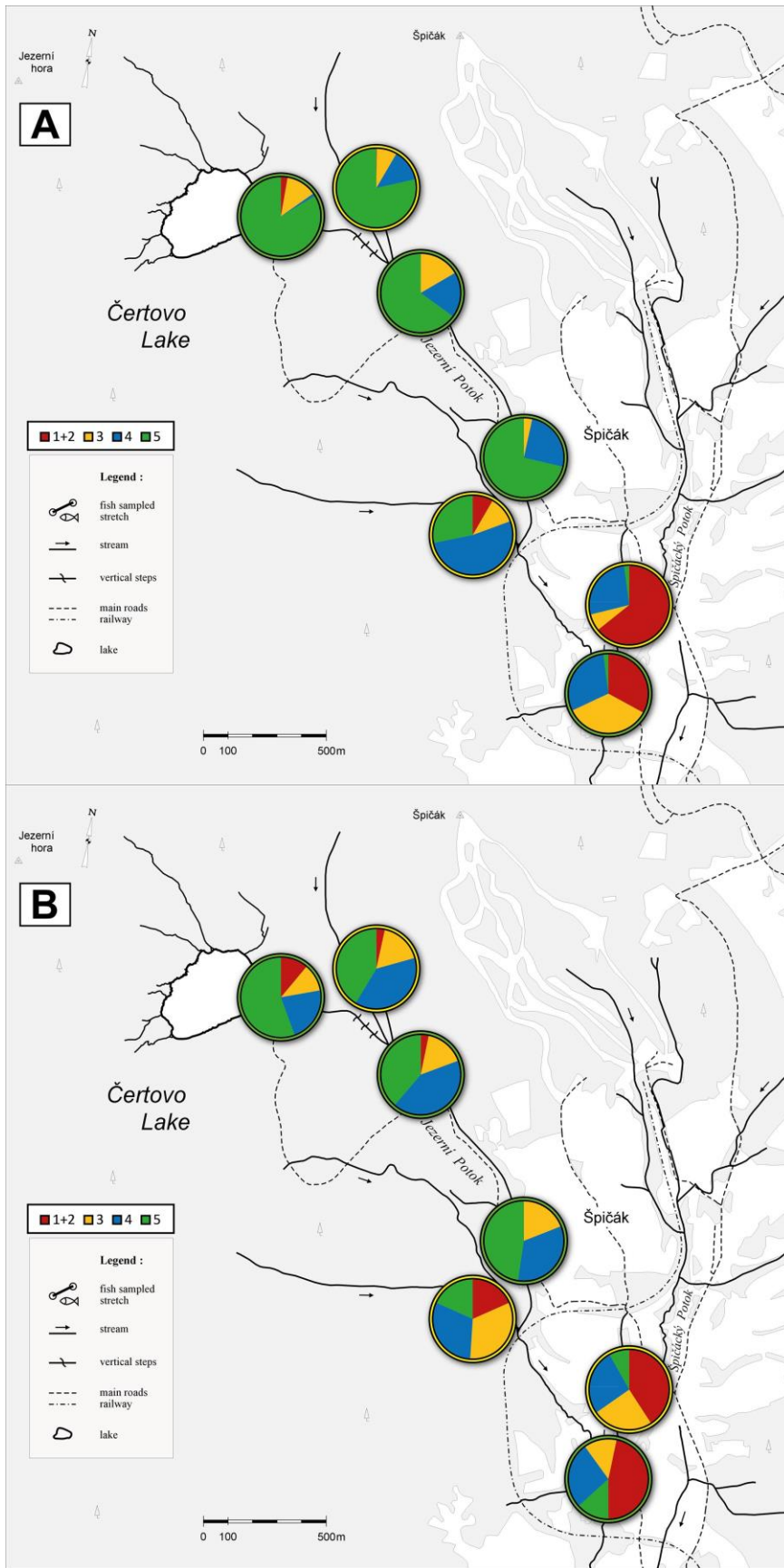
Se vzdáleností od jezera se s poklesem acidity snižoval počet silně acidorezistentních druhů i jejich abundance a zvyšoval se počet acidosenzitivních a acidotolerantních druhů i jejich abundance.

Podobně tomu tak bylo i v jednotlivých přítocích, kdy v kyselých LP 1 a LP 2 převažovaly acidorezistentní druhy, acidosenzitivní se zde téměř nevyskytovaly. V méně kyselých PP 1 a PP 2 přibývaly druhy acidosenzitivní a v neutrálním Špičáckém potoce druhy acidosenzitivní převažovaly (Obr. 12).

Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií na každém profilu bylo shrnuto v tabulce (Tab. 10).

Tab. 10: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií na profilech CT.

kategorie:	1+2	3	4	5	1+2	3	4	5
	abundance				Taxony			
CT 0	3	12	1	84	11	11	22	56
CT 0,6 + CT 0,9	0	16	19	65	3	16	42	39
CT 1,5	0	4	25	71	0	19	33	48
CT 2,6	33	35	30	2	47	13	27	13
LP 1 + LP 2	0	8	13	79	4	17	38	41
PP 1 + PP 2	8	11	53	28	18	33	31	18
SP	64	7	27	2	41	24	27	8



Obr. 12: Abundance (A) a druhová diverzita (B) jednotlivých kategorií na lokalitě CT.

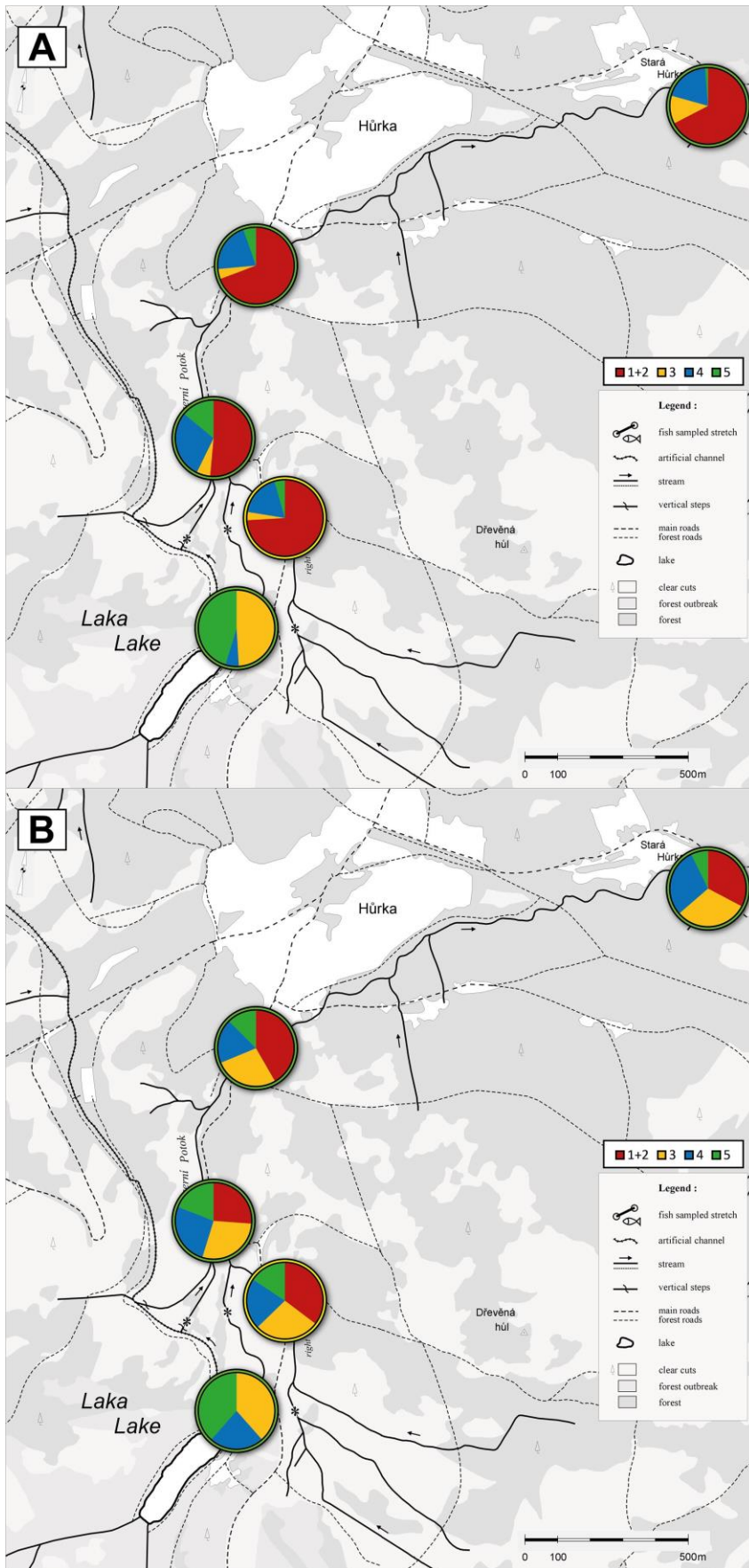
4.6.2. Jezerní potok LA

V podélném profilu Jezerního potoka LA stejně jako v podélném profilu Jezerního potoka CT se se vzdáleností od jezera snižovala acidita, v důsledku toho se snižoval počet silně acidorezistentních druhů i jejich abundance a zároveň se zvyšoval počet acidosenzitivních druhů i jejich abundance. Na LA 0 nebyly zaznamenány žádné acidosenzitivní druhy. V pravostranném přítoku LA PP byly početně i druhově nejvíce zastoupené právě acidosenzitivní organismy. Od LA 0,7 byly v podélném profilu potoka nejvíce početně zastoupeny acidosenzitivní organismy. Na LA 2,8 už téměř žádné silně acidorezistentní druhy nebyly. Společenstvo makrozoobentosu v pravostranném přítoku LA PP (neutrální) bylo převážně tvořeno acidosenzitivními druhy (Obr. 13).

Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií na každém profilu je shrnuto v tabulce (Tab. 11).

Tab. 11: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií na profilech LA.

kategorie	1+2	3	4	5	1+2	3	4	5
	abundance:				taxony:			
LA 0	0	49	6	45	0	39	23	38
LA 0,7	51	6	29	14	26	29	26	19
LA 1,4	69	4	21	6	42	27	19	12
LA 2,8	67	12	20	1	33	31	29	7
LA PP	74	4	18	4	35	27	22	16



Obr. 13: Abundance (A) a druhová diverzita (B) jednotlivých kategorií na lokalitě LA.

5. DISKUZE

5.1. Vývoj chemismu

Dříve byla šumavská jezera rozdělena do 3 kategorií podle chemismu vody přítoků jezer a jezerní vody: (i) silně acidifikovaná, (ii): středně acidifikovaná a (iii) mírně acidifikovaná (Veselý et al. 1998, Vrba et al. 2000). Z hlediska chemického zotavování jsou dnes jezera rozdělena pouze do dvou kategorií, na acidifikované a zotavující se (Nedbalová et al. 2006, Oulehle et al. 2013). Pro tuto práci byly pro porovnání vybrány Jezerní potok CT vytékající ze silně acidifikovaného Čertova jezera (pH 4,78) a Jezerní potok LA vytékající ze zotavujícího se jezera Laka (pH 5,72). Celkový chemismus na výtoku z jezer odpovídá chemismu vody v jezerech. pH se v podélném profilu Jezerního potoka postupně zvyšuje. Trend zvyšování pH v podélném profilu potoka sledovali například Miller a Andelman (1987) v USA.

V podélném profilu Jezerního potoka CT (2,6 km) dochází k celkovému zvýšení hodnoty pH o 1,56. V první části profilu zůstává pH nízké, teprve od profilu CT 1,5 (připojení PP 1 a PP 2) se začíná postupně zvyšovat. Na sledovaném podélném profilu Jezerního potoka LA (2,8 km) se hodnota pH zvýšila o 1,26. Již na profilu LA 0,7 je (po připojení LA PP) patrný skokový nárůst pH a dále k významnému nárůstu hodnoty pH nedochází. Svobodová (2009) ve své diplomové práci předpokládala, že je chemismus v podélném gradientu Jezerních potoků CT i LA ovlivněný chemismem přítoků. Má data tento předpoklad potvrzují. Chemismus jednotlivých přítoků ovlivňuje chemismus (např. pH, koncentrace Al_i) v podélném gradientu obou potoků.

Koncentrace iontového hliníku, který je škodlivý pro vodní organismy, klesá společně s aciditou vody v potoce. Nárůst hodnoty pH způsobuje jeho vysrážení na hydroxid hlinitý nebo při dostatku rozpuštěného organického uhlíku je vázán do komplexů s huminovými látkami (Miller a Andelman 1987, Havas a Rosseland 1995). V podélném gradientu Jezerních potoků CT a LA se snižuje acidita i koncentrace iontového hliníku.

Chemismus a složení společenstev makrozoobentosu v Jezerních potokách je sledován průběžně, první vzorky byly odebrány v roce 2005. Z měření uskutečněných v letech 2005, 2007 (Svobodová et al. 2012) a měření v rámci této práce v roce 2011 jsou zřejmé změny ve sledovaných parametrech potoků. Oproti dřívějším měřením se na obou

sledovaných lokalitách průměrné hodnoty pH zvýšily a klesla koncentrace iontového hliníku. V Jezerních potocích CT i LA bylo nalezeno více druhů než v roce 2005 (Svobodová et al. 2012).

5.2. Složení společenstev makrozoobentosu

Složení společenstva makrozoobentosu je ovlivněno nejen aciditou, ale i dalšími faktory (např. koncentrace iontového hliníku, kompetice o zdroje). Z hlediska acidity byly druhy makrozoobentosu rozděleny do 5 kategorií podle stupně acidifikace, který druh svým výskytem indikuje (Braukmann a Biss 2004). V acidifikovaných tocích je nižší druhová diverzita obvyklá (Dangles a Guérolde 2000). Dominují acidotolerantní druhy, které se mohou vyskytovat ve vysokých abundancích. Při nízkém pH vymizí některé trofické skupiny, acidotolerantní druhy nemají konkurenci o zdroje nebo chybí jejich predátor (Dangles a Guérolde 2000, Tipping et al. 2002, Horecký et al. 2006, Traister et al. 2013). V acidifikovaném Jezerním potoce CT bylo zaznamenáno celkem 37 taxonů, zatímco v zotavujícím se Jezerním potoce LA bylo nalezeno 83 taxonů. V obou případech se v podélném gradientu snižuje počet acidorezistentních druhů i jejich abundance a naopak se zvyšuje počet acidosenzitivních druhů i jejich abundance.

Příkladem nízké druhové diverzity, zato vysoké abundance, je složení makrozoobentosu na odběrovém profilu CT 0, kde mají největší abundanci pakomáři, muchničky a máloštětinatci. Muchničky preferují zóny se středním nebo vysokým prouděním. Z jezera patrně vytéká velké množství sestonu, který muchničky filtrují. Organický materiál vyplavený a usazený na dně potoka slouží jako zdroj potravy pro pakomáry a máloštětinatce (Schmidt-Kloiber a Hering 2015).

V této práci jsem se zaměřila hlavně na zastoupení jepic, pošvatek a chrostíků ve studovaných potocích (někteří zástupci těchto skupin jsou citliví na acidifikaci, považují se za indikátory acidifikace prostředí). V horských oblastech v acidifikovaných potocích jsou z těchto tří řádů nejhojnější pošvatky (Guérolde et al. 1995), ve srovnání s ostatními bentickými bezobratlými jsou považovány za tolerantní k acidifikaci (Tixier a Guérolde 2005). V literatuře jsou jako nejčastěji se vyskytující druhy pošvatek v acidifikovaných tocích uváděny silně acidorezistentní *Leuctra nigra*, *Protonemura aubertii* a *Nemurella pictetii* (např. Dangles a Guérolde 2000, Braukmann a Biss 2004, Horecký et al. 2006, 2013,

Senoo 2009). Tyto druhy byly nalezeny v přítocích i odtocích dalších silně acidifikovaných šumavských jezer (Černé a Plešné) (Soldán et al. 2012).

Velmi citlivé organismy, které se v kyselých podmínkách běžně nevyskytují, jsou především jepice a řada chrostíků. Sníženou abundanci nebo nepřítomnost jepic v acidifikovaných vodách také zaznamenali Szczesny (1990) v Polsku, Dangles a Guérol (2000) ve Francii nebo Horecký et al. (2006) v České republice.

V Jezerním potoce CT byla pozorována přítomnost pouze acidotolerantních a acidorezistentních druhů pošvatek a chrostíků. Kromě tří výše zmíněných nejčastějších acidorezistentních druhů pošvatek byla v Jezerním potoce CT ještě nalezena hojně se vyskytující pošvatka *Leuctra pseudocingulata*, která patří k relativně vzácným druhům pošvatek v České republice (Soldán et al. 1998).

Druhovú diverzitu a abundanci chrostíků v Jezerním potoce CT byla nízká, s výjimkou vyšší abundance silně acidorezistentního chrostíka *Plectrocnemia conspersa*, hojně rozšířeného v oblasti šumavských jezer a v jejich odtocích (Soldán et al. 2012).

Oproti tomu se v Jezerním potoce LA chrostíci až na profil LA 0, kde pro ně nejsou vhodné podmínky (nízké pH), vyskytují běžně.

Jepice se v podélném profilu Jezerního potoka CT až na výjimky téměř nevyskytovaly. Na CT 0 byla nalezena jepice *Leptophlebia vespertina*, která je tolerantní k nízkému pH, vyskytuje se především ve stojatých vodách (Schmidt-Kloiber a Hering 2015), do potoka byla pravděpodobně vyplavena z jezera. Jedná se o nejběžnější druh jepic vyskytujících se v litorálu a odtocích všech šumavských jezer (Soldán et al. 2012). Tato jepice se v šumavských jezerech vyskytovala i v období největší acidifikace (Vrba et al. 2003). Dále pak bylo ve vzorcích z podzimního odběru nalezeno 5 jedinců jepice *Ecdyonurus picteti* na CT 0 a 1 jedinec jepice *Rhithrogena cf. picteti/iridina* na CT 0,9. Tyto druhy jepic byly nalezeny pouze ve Špičáckém potoce. Je pravděpodobné, že dospělci těchto středně acidosenzitivních jepic létají podél potoka CT proti proudu klást vajíčka. (I když dospělci nebyli odchyceni nikde podél Jezerního potoka CT – předběžná data J. Peltanové). Larvy se vylíhnou na podzim při vhodných podmínkách (vyšší pH, nižší koncentrace Al₃), ale na jaře nedokončí svůj vývoj kvůli zhoršení těchto podmínek (jarní tání způsobuje nižší pH a vyšší koncentraci Al₃) (Guérol et al. 1995, Svobodová 2012). Tyto druhy jepic byly nalezeny pouze ve Špičáckém potoce.

V Jezerním potoce LA se až na profil LA 0 vyskytují jepice. Na LA 0 byl nalezen pouze acidotolerantní druh *Leptophlebia marginata*, který preferuje stojaté vody

(Soldán et al. 1998). Pravděpodobně byl vyplavován z jezera. Dále v potoce byly stejné druhy jepic jako v jeho přítoci LA PP.

Jako další citlivá skupina na acidifikaci jsou uváděni korýši (Fjellheim a Raddum 1990, Guérolld et al. 1993, Braukmann a Biss 2004). Když je pH nižší než 6, blešivci většinou vymizí (Økland a Økland 1986). Obecně se blešivci *Gammarus fossarum* v acidifikovaných potocích nevyskytují (Dangles a Guérolld 2000). V celém profilu Jezerního potoka CT (až na výjimku, kdy bylo zaznamenáno 7 jedinců blešivce v podzimním vzorku z CT 2,6) nebyl nalezen žádný blešivec. Byl pouze zaznamenán v přítocích PP 2 a ve Špičáckém potoce, kde je pro ně vhodné pH.

Rozdíly ve výskytu množství druhů jepic a přítomnost blešivců v Jezerních potocích CT a LA potvrzují výsledky uvedené v práci Dangles a Guérolld (2000).

V přítocích Jezerního potoka CT bylo zaznamenáno mnoho druhů, které se přímo v Jezerním potoce CT nevyskytovaly – pošvatky *Siphonoperla torrentinum*, *Leuctra braueri*, *Nemoura cf. marginata*, *Protonemura intricata*, *Protonemura nitida*, *Isoperla oxylepis*. Tyto druhy jsou v literatuře uváděny jako acidorezistentní a acidotolerantní (Braukmann a Biss 2004). Dále pak byli v přítocích nalezeni acidosenzitivní chrostíci *Philopotamus ludificatus*, *Glossosoma conformis* a acidotolerantní *Lithax niger*. Jejich imaga však byla odchycena podél Jezerního potoka CT (předběžná data J. Peltanové). Je pravděpodobné, že pro jejich vývoj nejsou zatím v acidifikovaném potoce vhodné podmínky. Lze předpokládat, že to budou druhy, které budou jako první kolonizovat Jezerní potok CT. Dospělci jepic na Jezerním potoce CT zatím odchyceni nebyli (předběžná data J. Peltanové).

Druhy, které se vyskytují pouze v přítocích Jezerního potoka CT, mohou sloužit jako zdroj pro kolonizaci acidifikovaného potoka. Oblasti s méně kyselým přítokem tvoří refugia pro acidosenzitivní druhy, které zde mohou přežít při nepříznivých podmínkách jako je například acidifikace (Snucins 2003, Szkokan-Emilsson et al. 2010). Pro Jezerní potok CT mohou tvořit tato refugia pro společenstva makrozoobentosu právě jeho přítoky. Kritická hodnota pH pro návrat acidosenzitivních druhů je 5,8-6,2 (Guérolld et al. 1993). V Jezerním potoce CT je tato hodnota až na profilu CT 2,6. Přestože na CT 2,6 byla hodnota pH 6,38, společenstvo makrozoobentosu nebylo příliš druhově rozmanité. Předpokládám, že hlavním důvodem je skutečnost, že byl proveden pouze podzimní odběr. Jarní vzorek na CT 2,6 se nepovedl odebrat z důvodů jarní povodně. Mnoho druhů tedy nemuselo být při tomto odběru zachyceno. V Jezerním potoce LA je už tato hodnota pH na profilu LA 0,7. Druhy přítomné

v pravostranném přítoku LA PP se vyskytují i v Jezerním potoce LA od profilu LA 0,7. Pokud se nadále bude snižovat acidita, dojde k vytvoření vhodných podmínek pro návrat citlivých druhů do celého Jezerního potoka CT. Lze předpokládat, že při dosažení této hodnoty bude Jezerní potok CT kolonizován jedinci z přítoků a ti tak přispějí k jeho biologickému zotavování.

6. ZÁVĚR

Ve sledovaném roce 2011 došlo ke snížení acidity obou Jezerních potoků oproti dřívějším měřením (2005 a 2007). V podélném gradientu Jezerních potoků docházelo k zlepšování chemismu vody. Chemismus Jezerních potoků byl v podélném gradientu ovlivněn jejich přítoky.

Výsledky práce potvrdily předpoklady hypotéz.

1. Levostranné přítoky (podobné chemismem Jezernímu potoku CT) mají srovnatelné složení společenstva makrozoobentosu, proto nejsou jako druhové zdroje významné. Potenciál pro kolonizaci Jezerního potoka CT mají pravostranné přítoky a Špičácký potok (odlišný chemismus), které mají odlišné složení společenstva než Jezerní potok CT. Obdobný kolonizační potenciál představuje pravostranný přítok pro Jezerní potok LA.
2. Celkově je acidifikovaný Jezerní potok CT je druhově chudší než zotavující se Jezerní potok LA. Se vzdáleností od jezera ubývají v obou Jezerních potocích acidorezistentní druhy a přibývají druhy acidosenzitivní.
3. Populace makrozoobentosu vyskytující se pouze v pravostranných přítocích a Špičáckém potoce mohou potenciálně sloužit jako zdroj druhů pro kolonizaci dosud acidifikovaného Jezerního potoka CT po dalším snížení acidity.

7. POUŽITÁ LITERATURA

- Baker J. P., Sickle J. V., Gagen C. J., DeWalle D. R., Sharpe W. E., Carline R. F., Baldigo B. P., Murdoch P. S., Bath D. W., Krester W., Simonin H., Wigington P. J., Jr. (1996):** Episodic Acidification of Small Streams in the Northeastern United States: Effects on Fish Populations. *Ecological Applications* 6: 422-437.
- Bauernfeind E., Humpesch U. H. (2001):** Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. AV-Druck, Wien. 239 s.
- Bilton D. T., Freeland J. R., Okamura B. (2001):** Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159-181.
- Bishop P. (1995):** Drainage rearrangement by river capture, beheading and diversion. *Progress in Physical Geography* 19: 449-473.
- Braukmann U., Biss R. (2004):** Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34: 433-450.
- Brett M. T. (1989):** Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water, Air, and Soil Pollution* 44: 387-414.
- Collier K. J., Smith B. J. (1998):** Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia* 361: 53-65.
- Dangles O. J., Guérolde F. A. (2000):** Structural and functional responses of benthic macroinvertebrates to acid precipitation in two forested headwater streams (Vosges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia* 418: 25-31.
- Delletre Y. R., Morvan N. (2000):** Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology* 44: 399-411.
- Driscoll C. T., Baker J. P., Bisogni J. J., Schofield C. L. (1980):** Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284: 161-164.
- Driscoll C. T. (1984):** A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute waters. *International Journal of Environmental Analytische Chemie* 16: 93-104.
- Evans C. D., Cullen J. M., Alewell C., Kopáček J., Marchetto A., Moldan F., Prechtel A., Rogora M., Veselý J., Wright R. (2001):** Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 283-297.

- Fjellheim A., Raddum G. G. (1990):** Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *Science of the Total Environment* 96: 57-66.
- Frost S. (1971):** Evaluation of kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167-17.
- Griffith M. B., Barrows E. M., Perry S. A. (1998):** Lateral dispersal of adult insects (Plecoptera, Trichoptera) following emergence from headwater streams in forested Appalachian catchments. *Annals of the Entomological Society of America* 91: 195-201.
- Guérolde F., Vein D., Jacquemin G., Moreteau J. C. (1993):** Impact de l'acidification des ruisseaux vosgeins sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *Comptes rendus de l'Académie des sciences Science de la vie* 316: 1388 – 1392.
- Guérolde F., Vein D., Jacquemin G., Pihan J. C. (1995):** The macroinvertebrate communities of streams draining a small granitic catchment exposed to acidic precipitations (Voges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia* 300/301: 141-148.
- Havas M., Rosseland B. O. (1995):** Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: an overview. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 51-62.
- Herrman J., Degerman E., Gerhardt A., Johansson C., Lingdell P. E., Muniz I. P. (1993):** Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22: 298-307.
- Hershey A. E., Pastor B., Peterson B. J., Kling G. J. (1993):** Stable isotopes resolve the drift paradox for *Baetis* mayflies in arctic river. *Ecology* 74: 2415-2425.
- Horecký J., Stuchlík E., Chvojka P., Hardekopf D. W., Michaljevič M., Špaček J. (2006):** Macroinvertebrate community and chemistry of the most atmospherically acidified streams in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 173: 261-272.
- Horecký J., Rucki J., Krám P., Křeček J., Bitušík P., Špaček J., Stuchlík E. (2013):** Differences in benthic macroinvertebrate structure of headwater streams with extreme hydrochemistry. *Biologia* 68: 303-313.
- Ikuta K., Suzuki Y., Kitamura S. (2003):** Effects of low pH on the reproductive behavior of salmonid fishes. *Fish Physiology and Biochemistry* 28: 407-410.
- Jackson J. K., Resh J. K. (1989):** Distribution and abundance of adult aquatic insects in the forest adjacent to a northern Californian stream. *Environmental Entomology* 18: 278-283.

- Kalff J. (2002):** Limnology: inland water ecosystems. 1st. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall. 592 s.
- Keller W., Yan N. D., Gunn J. M., Heneberry J. (2007):** Recovery of acidified lakes: Lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 7: 371-322.
- Kopáček J., Hejzlar J., Stuchlík E., Fott J., Veselý J. (1998):** Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulfur emissions in Central Europe. *Limnology and Oceanography* 43: 357-367.
- 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). *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 391-405.
- 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, and Soil Pollution* 2: 91-114.
- Kopáček J., Veselý J. (2005):** Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment* 39: 2179-2188.
- Kopáček J., Vrba J. (2006):** Integrated ecological research of catchment–lake ecosystems in the Bohemian Forest: A preface. *Biologia* 61: S363-S370.
- Ledger M. E., Hildrew A. G. (2005):** The ecology of acidification and recovery: changes in herbivore-algal food web linkages across a stream pH gradient. *Environmental Pollution* 137: 103-118.
- Lepori F., Barbieri A., Ormerod S. J. (2003):** Effects of episodic acidification on macroinvertebrate assemblages in Swiss Alpine streams. *Freshwater Biology* 48: 1873-1885.
- Mackay R. J. (1992):** Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 617-628.
- MacKereth F. J. H., Heron J., Talling J. F. (1978):** Water analysis: Some revised methods for limnologists. FBA Scientific publication 36: 120 s.
- Majer V., Cosby B. J., Kopáček J., Veselý J. (2003):** Modelling reversibility of Central European mountains lakes from acidification: Part I – the Bohemian Forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 494-509.
- Maguire B. J. (1963):** The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonization of isolated bodies of water. *Ecological Monographs* 33: 161-185.

- Masters Z., Petersen I., Hildrew A. G., Ormerod S. J. (2007):** Insect dispersal does not limit the biological recovery of streams from acidification. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 375-383.
- Miller J. R., Andelman J. B. (1987):** Speciation of aluminium in an acidic mountain streams. *Water Research* 21: 999 – 1005.
- Murphy J. F., Winterbottom J. H., Orton S., Simpson G. L., Shilland E. M., Hildrew A. G. (2014):** Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: 20-year time series. *Ecological Indicators* 37: 330-340.
- 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: S453-S465.
- Økland J. a Økland K. A. (1986):** The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 471-486.
- Ormerod S. J., Donald A. P., Brown S. J. (1989):** The influence of plantation forestry on the pH and aluminium concentration of upland welsh streams: a re-examination. *Environmental Pollution* 62: 47-62.
- Oulehle F., Chuman T., Majer V., Hruška J. (2013):** Chemical recovery of acidified Bohemian lakes between 1984 and 2012: the role of acid deposition and bark beetle induced forest disturbance. *Biogeochemistry* 116: 83-101.
- Palmer M. A., Allan J. D., Butman C. A. (1996):** Dispersal as a regional proces affecting the local dynamics of marine and stream bentic invertebrates. *TREE* 11: 322-326.
- Petersen I., Masters Z., Hildrew G., Ormerod S. J. (2004):** Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *Journal of Applied Ecology* 41: 934-950.
- Prechtel A., Alewell C., Armbruster M., Bittersohl J., Cullen J. M., Evans C. D., Helliwell R., Kopáček J., Marchetto A., Matzner E., Meesenburg H., Moldan F., Moritz K., Veselý J., Wright R. F. (2001):** Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Science* 5: 311-325.
- R Core Team (2013):** R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

- Rosseland B. O. a Staurnes M. (1994):** Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future. 227-246.
- Rozkošný R. (ed.) (1980):** Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha. 524 s.
- Senoo T. (2009):** Makrozoobentos acidifikovaných přítoků a odtoků šumavských jezer. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. 61 s.
- Scheibová D., Helešic J. (1999):** Hydrobiological assessment of stream acidification in the Czech-Moravian Highland, Czech Republic. Scripta Fac. Sci. Nat. Univ. Masaryk, Brno 25: 13-32.
- Schmidt-Kloiber A., Hering D. (2015):** www.freshwaterecology.info – an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. Ecological Indicators 53: 271-282.
- Snucins E. (2003):** Recolonization of acid-damaged lakes by the benthic invertebrates *Stenacron interpunctatum*, *Stenonema femoratum* and *Hyalella azteca*. Ambio 32: 225-229.
- Soldán T., Zahrádková S., Helešic J., Dušek L., Landa V. (1998):** Distributional and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: Possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. Folia, Brno. 350 s.
- Soldán T., Bojková J., Vrba J., Bitušík P., Chvojka P., Papáček M., Peltanová J., Sychra J., Táτοςová J. (2012):** Aquatic insects of the Bohemian Forest glacial lakes: Diversity, long-term changes, and influence of acidification. Silva Gabreta 18: 123-283.
- Stoddard J. L., Jeffries D. S., Lükewille A., Clair T. A., Dillon P. J., Driscoll C. T., Forsius M., Johannessen M., Kahl J. S., Kellogg J. H., Kemp A., Mannio J., Monteith D. T., Murdoch P. S., Patrick S., Rebsdorf A., Skjelkvale B. L., Stainton M. P., Traaen T., van Dam H., Webster K. E., Wieting J., Wilander A. (1999):** Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. Nature 401: 575-578.
- Straka M., Sychra J. (2007):** Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno. 96 s.

- Svobodová J. (2009):** Změny struktury společenstev makrozoobentosu v podélném profilu acidifikovaných potoků na Šumavě. Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta. 62 s.
- Svobodová J., Matěna J., Kopáček J., Poláková S., Vrba J. (2012):** Spatial and temporal changes of benthic macroinvertebrate assemblages in acidified streams in the Bohemian Forest (Czech Republic). *Aquatic Insects*: 1-16.
- Szczesny B. (1990):** Benthic macroinvertebrates in acidified streams of the Swietokrzyski National Park (central Poland). *Acta hydrobiologica* 32: 155-169.
- Szkokan-Emilson E. J., Wesolek B. E., Gunn J. M., Sarrazin-Delay C., Bedore J., Chan F., Garreau D., O'Grady A., Robinson C. (2010):** Recovery of benthic invertebrate communities from acidification in Killarney Park lakes. *Environ Monit Assess* 166: 293-302.
- Šmilauer P., Lepš. J. (2014):** Multivariate analysis of ecological data using CANOCO 5. New York: Cambridge University Press. 362 s.
- Tierney D., Kelly-Quinn M., Bracken J.J. (1998):** The faunal communities of upland streams in the eastern region of Ireland with reference to afforestation impacts. *Hydrobiologia* 389: 115-130.
- Tipping E., Bass J. A. B., Hardie D., Haworth E. Y., Hurley M. A., Wills G. (2002):** Biological responses to the reversal of acidification in surface waters of the English Lake Districts. *Environmental Pollution* 116: 137-146.
- Tixier G., Guérol F. (2005):** Plecoptera response to acidification in several headwater streams in the Vosges Mountains (northeastern France). *Biodiversity and Conservation* 14: 1525-1539.
- Traister E. M., McDowell W. H., Krám P., Fottová D., Kolaříková K. (2013):** Persistent effects of acidification on stream ecosystem structure and function. *Freshwater Science* 32: 586-596.
- Ungermanová L., Kolaříková K., Stuchlík E., Senoo T., Horecký J., Kopáček J., Chvojka P., Tátosová J., Bitušík P., Fjellheim A. (2014):** Littoral macroinvertebrates of acidified lakes in the Bohemian Forest. *Biologia* 69: 1190-1201.
- Veselý J., Hruška J., Norton S. A., Johnson C. E. (1998):** Trends in the chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984 to 1995: I. Major solutes. *Water, Air, and Soil Pollution* 108: 107-127.

- 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). *The Science of the Total Environment* 310: 73-85.
- Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J. (2005):** Recent recovery of acidified lakes in the Bohemian Forest. *Sborník z conference Acid Rain, Praha.*
- Vrba J., Kopáček J., Bittl T., Nedoma J., Štrojsová A., Nedbalová L., Kohout L., Fott J. (2006):** A key role of aluminium in phosphorous availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia* 61: S441-S451.
- Vrba J., Fott J., Kopáček J., Nedbalová L., Čtvrtlíková M., Šantrůčková H. (2009):** Deset let komplexního výzkumu zotavování šumavských jezer a jejich povodí z acidifikace. *Sborník příspěvků 15. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti, Třeboň.*
- Waringer J., Graf W. (1997):** Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. *Facultas Universitätsverlag., Wien.* 288 s.
- Waters T. F. (1972):** The drift of stream insects. *Annual Reviews of Entomology* 17: 253-272.

PŘÍLOHY

- Příloha 1:** Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT a jeho přítoků.
- Příloha 2:** Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA a jeho přítoku.
- Příloha 3:** Seznam druhů a jejich početnost nalezených na odběrových profilech Jezerních potoků a přítocích CT a LA.

Příloha 1: Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT a jeho přítoků. Hodnoty v tabulce jsou průměry hodnot z několika odběrů v sezóně 2011 (\pm směrodatná odchylka nebo min/max, když N = 2). Vodivost – při 25°C, Al_i – iontová forma hliníku, N – počet měření, ze kterých byla spočítána průměrná hodnota.

profily	t (°C)	pH	vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	KNK ($\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$)	Al _i ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Cl ⁻ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	NO ₃ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	SO ₄ ²⁻ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Na ⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	K ⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Ca ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Mg ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	N
CT 0	12,9 \pm 5,4	4,78 \pm 0,23	21 \pm 3,37	3,69 \pm 0,37	-16 \pm 13	185 \pm 55	0,58 \pm 0,18	0,54 \pm 0,17	2,56 \pm 0,15	0,60 \pm 0,04	0,42 \pm 0,24	0,46 \pm 0,07	0,29 \pm 0,02	12
CT 0,6	10,6 \pm 4,3	4,85 \pm 0,23	20 \pm 4,20	2,74 \pm 0,94	-15 \pm 12	131 \pm 67	0,56 \pm 0,10	0,58 \pm 0,13	2,15 \pm 0,19	0,70 \pm 0,07	0,35 \pm 0,06	0,40 \pm 0,05	0,32 \pm 0,03	12
CT 1,5	9,6 \pm 3,1	5,95 \pm 0,53	18 \pm 2,09	1,82 \pm 0,95	27 \pm 19	41 \pm 73	0,82 \pm 0,53	0,54 \pm 0,10	1,92 \pm 0,30	0,96 \pm 0,12	0,66 \pm 0,58	0,81 \pm 0,14	0,43 \pm 0,05	12
CT 2,6	10,2 \pm 3,3	6,38 \pm 0,33	21 \pm 1,40	1,96 \pm 0,91	57 \pm 21	12 \pm 22	0,69 \pm 0,06	0,49 \pm 0,08	2,35 \pm 0,17	1,16 \pm 0,13	0,54 \pm 0,05	1,26 \pm 0,14	0,54 \pm 0,05	12
LP 1	7,2 6,3; 8,1	4,67 4,44; 4,89	22 18; 20	3,88 3,87; 3,88	-24 -40; -8	162 114; 210	0,56 0,52; 0,60	0,24 0,08; 0,41	2,81 2,32; 3,29	0,71 0,63; 0,78	0,27 0,25; 0,30	0,32 0,23; 0,42	0,28 0,23; 0,32	2
PP 1	7,1	6,21	18	2,47	58	2	0,77	0,54	1,55	1,36	0,60	0,88	0,55	1
PP 2	7,6 6,9; 8,3	6,42 6,36; 6,48	18 18; 18	2,39 2,30; 2,47	44 42; 45	1 0; 1	0,63 0,62; 0,64	0,43 0,42; 0,44	2,16 1,93; 2,39	1,14 1,14; 1,14	0,53 0,52; 0,53	0,86 0,81; 0,91	0,52 0,51; 0,53	2
SP	8,3 7,8; 8,8	7,11 7,06; 7,16	103 102; 103	3,08 1,45; 4,70	283 263; 303	1 0; 2	12,59 12,27; 12,92	0,87 0,82; 0,91	6,41 5,70; 7,12	5,26 5,23; 5,29	1,21 1,11; 1,31	8,69 8,43; 8,95	2,14 2,13; 2,14	2

Příloha 2: Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA a jeho přítoku. Hodnoty v tabulce jsou průměry hodnot z několika odběrů v sezóně 2011 (\pm směrodatná odchylka). Vodivost – při 25°C, Al_i – iontová forma hliníku, N – počet měření, ze kterých byla spočítána průměrná hodnota.

profil y	t (°C)	pH	vodivost ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	DOC ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	KNK ($\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$)	Al _i ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Cl ⁻ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	NO ₃ -N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	SO ₄ ²⁻ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Na ⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	K ⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Ca ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Mg ²⁺ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	N
LA 0	11,8 $\pm 5,24$	5,72 $\pm 0,30$	23 ± 4	4,83 $\pm 1,49$	19 ± 9	65 ± 39	0,67 $\pm 0,18$	1,34 $\pm 0,45$	1,10 $\pm 0,13$	1,08 $\pm 0,14$	0,84 $\pm 0,18$	1,19 $\pm 0,19$	0,54 $\pm 0,08$	9
LA 0,7	10,0 $\pm 3,3$	6,59 $\pm 0,27$	28 ± 2	4,56 $\pm 2,18$	106 ± 29	13 ± 14	0,61 $\pm 0,05$	1,00 $\pm 0,20$	1,32 $\pm 0,17$	1,20 $\pm 0,10$	0,80 $\pm 0,14$	2,39 $\pm 0,17$	0,60 $\pm 0,05$	9
LA 1,4	9,1 $\pm 2,8$	6,72 $\pm 0,16$	29 ± 2	4,20 $\pm 2,03$	125 ± 28	12 ± 16	0,62 $\pm 0,05$	0,91 $\pm 0,17$	1,56 $\pm 0,16$	1,25 $\pm 0,09$	0,76 $\pm 0,12$	2,65 $\pm 0,23$	0,61 $\pm 0,05$	9
LA 2,8	9,1 $\pm 3,0$	6,98 $\pm 0,31$	32 ± 2	3,60 $\pm 1,81$	157 ± 31	9 ± 8	0,64 $\pm 0,08$	0,81 $\pm 0,15$	2,07 $\pm 0,18$	1,36 $\pm 0,08$	0,75 $\pm 0,10$	3,09 $\pm 0,25$	0,67 $\pm 0,06$	9
LA PP	10,7 $\pm 4,2$	6,95 $\pm 0,21$	40 ± 4	9,77 $\pm 3,55$	250 ± 67	12 ± 14	0,57 $\pm 0,13$	0,45 $\pm 0,18$	2,46 $\pm 0,53$	1,36 $\pm 0,10$	0,85 $\pm 0,25$	4,95 $\pm 0,66$	0,74 $\pm 0,09$	9

	CT 0	CT 0,6	CT 0,9	CT 1,5	CT 2,6	LP 1	LP 2	PP 1	PP 2	SP	LA 0	LA 0,7	LA 1,4	LA 2,8	LA PP
TRICHOPTERA:															
<i>Brachyptera seticornis</i>												5	5		1
<i>Taeniopteryx hubaulti</i>										1					
<i>Micrasema longulum</i>										1			3		
<i>Micrasema minimum</i>		1												4	
<i>Glossosoma conformis</i>					9			1	2	31			2	1	3
<i>Lithax niger</i>					3		1	11	5			1	5	5	
<i>Silo pallipes</i>					32			13	5	67	1			26	
<i>Hydropsyche</i> sp.					1				3	1		12	8	29	1
<i>Crunoecia irrorata</i>				4				4							
<i>Mystacides azurea</i>	6														
<i>Allogamus auricollis</i>										1			1	17	
<i>Allogamus uncatatus</i>								3						2	
<i>Anitella thuringiaca</i>										3					
<i>Annitella obscurata</i>														2	
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>													1		
<i>Apatania</i> sp.												3		1	
<i>Drusus annulatus</i>				2					2			11	14		
<i>Drusus discolor</i>			1	1				1	121	6		25	39	9	9
<i>Drusus chrysotus</i>						1		1	3						
<i>Ecclisopteryx guttulata</i>														9	
<i>Ecclisopteryx madida</i>									1			4	19	43	2
<i>Halesus</i> sp.										1				4	1
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i>				1		25			23			11	24	1	2
<i>Chaetopteryx major</i>												2		3	
<i>Chaetopteryx villosa</i>	1	3		2								1			
<i>Limnephilidae</i> gen. sp. juv.	3	13	5	7		11	4	13	30	58	17	33	29	52	20

TRICHOPTERA:															
	CT 0	CT 0,6	CT 0,9	CT 1,5	CT 2,6	LP 1	LP 2	PP 1	PP 2	SP	LA 0	LA 0,7	LA 1,4	LA 2,8	LA PP
<i>Melampophylax nepos</i>	1														
<i>Potamophylax</i> sp.				4	1			1		2		1		2	
<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i>			1											5	
<i>Molanna nigra</i>	1														
<i>Odontocerum albicorne</i>											4			1	
<i>Philopotamus ludificatus</i>					10				1	16			9		3
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	39	53	31	11	1	57	41				5		2		6
<i>Ptilocolepus granulatus</i>		1		2		39	2		1			7			5
<i>Rhyacophila evoluta</i>												5	1		7
<i>Rhyacophila dorsalis</i>															1
<i>Rhyacophila glareosa</i>												14	15		2
<i>Rhyacophila</i> sp. juv.	1	1	2	1	4	1					3	5	10	1	7
<i>Rhyacophila tristis</i>					3				1	3		6	12	10	7
<i>Sericostoma</i> sp.								22		3		3	7	5	2
COLEOPTERA:															
<i>Agabus</i> sp.			1	2		1					1				
<i>Deronectes latus</i>	4														
<i>Deronectes platynotus</i>											8				
<i>Oreodytes sanmarki</i>														6	
<i>Elmis aenea</i>										7		2	7	3	3
<i>Elmis</i> cf. <i>rioloides</i>											1	1	1		
<i>Elmis latreillei</i>		2	1			13	67	87	1	2		5	9	5	24
<i>Esolus angustatus</i>									1	1			3	4	5
<i>Limnius perrisi</i>					1			13	72	244	1	71	73	95	142
<i>Hydraena dentipes</i>										2		5	6	3	
<i>Hydraena gracilis</i>					1					14		8	5		8
<i>Hydraena saga</i>							2			2					
<i>Odeles marginata</i>				1					5	2		18	3		4

	CT 0	CT 0,6	CT 0,9	CT 1,5	CT 2,6	LP 1	LP 2	PP 1	PP 2	SP	LA 0	LA 0,7	LA 1,4	LA 2,8	LA PP
DIPTERA:															
<i>Liponeura</i> sp.														1	
<i>Cecidomyiidae</i> gen. sp.	1														
<i>Ceratopogonidae</i> gen. sp.	4	12	20	6	1			2	1	2		2	5	3	
<i>Forcipomyia</i> sp.						1									
<i>Chelifera</i> sp.			1		1					4	1	10	2	1	
<i>Chironomidae</i> gen. sp.	498	615	417	622	64	294	166	36	40	150	793	862	296	127	621
<i>Clinocera/Wiedemannia</i> sp.		2	1			9						5	1		2
<i>Dicranota</i> sp.	1	9	10	9	15	7	3	35	5	30		9	13	15	9
<i>Eloeophila</i> sp.				1	1						4	4	12	10	
<i>Hexatoma</i> sp.														1	
<i>Limnophila</i> sp.								2	2	4					4
<i>Molophilus</i> sp.				2										1	
<i>Pedicia</i> sp.	1	1		1		1				4				5	2
<i>Berdeniella</i> sp.					2					16		15	1		3
<i>Pericoma</i> sp.										51					
<i>Psychoda</i> sp.				1						1					
<i>Psychodidae</i> gen.sp. juv.			1	0	1							1		2	
<i>Simuliidae</i> gen. sp.	332	92	132	8	14	104	1	14	22	20	724	67	10	4	1
<i>Tipula saginata</i>														1	
OSTATNÍ BENTOS:															
<i>Gammarus fossarum</i>					7				3	1104		466	1043	676	1037
<i>Pisidium</i> sp.					1			4		10	9	2	1		
<i>Oligochaeta</i>	1192	288	162	54	55	72	41	32	17	128	89	206	77	266	134
<i>Polycelis</i> sp.				16	13		1		18	155		57	59	52	1