

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra Zoologie a Ornitologická laboratoř



Makrozoobenthos jako ukazatel zotavování
acidifikovaných šumavských jezer

Bakalářská práce

Pavla TRUKSOVÁ

Studijní obor:

B 1301 – Geografie – Biologie v ochraně životního prostředí (uč.)

prezenční studium

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Termín odevzdání práce: 4. 1. 2011

Olomouc 2011

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně v průběhu bakalářského studia za použití uvedených literárních zdrojů.

V Olomouci 4. ledna 2011

Pavla Truksová

.....
podpis

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Pavla Truksová

Název práce: Makrozoobenthos jako ukazatel zotavování acidifikovaných šumavských jezer

Typ práce: bakalářská

Pracoviště: Katedra zoologie a ornitologická laboratoř

Vedoucí práce: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

Rok obhajoby práce: 2011

Abstract:

Tato bakalářská práce je rešerší odborné literatury zaměřující se na makrozoobenthos pěti šumavských jezer v ČR – Černého, Čertova, Plešného, Prášílského a Laka. Všechna jezera byla v minulosti postižena acidifikací. Je popsán průběh acidifikace, jak se projevuje na makrozoobenthosu jezer a zda se dá makrozoobenthos považovat za indikátor pozitivního zotavování jezer. Téměř ve všech jezerech byly prokázány pozitivní reakce benthosu na zotavování. Nejrychleji zotavujícím se jezerem a nejméně acidifikovaným je Laka. Nejvíce acidifikovaným je stále Černé a Čertovo. Na Šumavě se v současné době používá metoda vzorkování pomocí odběru exponovaného sedimentu. V práci jsou diskutovány a porovnávány různé metodiky odběru a jsou hodnoceny z hlediska své použitelnosti. Pro srovnání jsou uváděny i metody odběrů vzorků z jiných světových jezer.

Klíčová slova: acidifikace, makrozoobenthos, zotavování, metodika, Černé jezero, Čertovo jezero, Plešné jezero, Prášílské jezero, jezero Laka

Počet stran: 49

Počet příloh: 8

Jazyk: český

Bibliographical identification

Autor's first name and surname: Pavla Truksová

Title: Macrozoobenthos as recovery indicator of acidificated Bohemian Forest lakes

Type of thesis: bachelor

Department: Department of Zoology and Laboratory of Ornithology

Supervisor: RNDr. Vladimír Uvíra, Dr.

The year of presentation: 2010

Abstract:

This bachelor thesis is a literature review on the theme of macrozoobenthos in the five Bohemian Forest lakes in the Czech Republic – Černé, Čertovo, Plešné, Prášílské and Laka. Acidification affected all of these lakes in the past and acidification process has been described in this thesis, as well as its impact on macrozoobenthos. A possibility to consider macrozoobenthos as an indicator of positive lake recovery has been also discussed. A positive benthic recovery reaction has been proved in the almost all lakes. The promptest recovering is the Laka Lake and it is also at the lowest level of acidity. The most acidified are the lakes Černé and Čertovo. Currently a method of sampling by taking exposed sediment in Bohemian Forest lakes has been used. Different methods of sampling have been discussed and compared in this thesis and they have been assessed from the view of their utilization. For the better comparability also methods of sampling in the various world lakes have been presented.

Keywords: acidification, macrozoobenthos, recovery, methodology, Černé lake, Čertovo lake, Plešné lake, Prášílské lake, Lake Laka

Number of pages: 49

Number of appendices: 8

Language: Czech

Obsah

1. Úvod.....	- 1 -
2. Problematika	- 2 -
2.1. Acidifikace a její dopad na chemismus půd a jezerních vod	- 2 -
2.2. Další příčiny postižení šumavských jezer kromě acidifikace	- 5 -
2.3. Problematika jezer obecně na příkladu Černého jezera	- 6 -
2.4. Výzkum jezer v datech.....	- 9 -
2.5. Vliv acidifikace na zoobentos	- 10 -
2.5.1. Přímé ovlivnění zoobentosu	- 10 -
2.5.2. Nepřímé ovlivnění zoobentosu	- 12 -
2.6. Reakce makrozoobentosu na zotavování jezer	- 15 -
2.6.1. Černé jezero	- 16 -
2.6.2. Čertovo jezero	- 20 -
2.6.3. Plešné jezero.....	- 22 -
2.6.4. Prášílské jezero a jezero Laka	- 24 -
3. Charakteristika lokalit výzkumu	- 25 -
3.1. Černé jezero (ČN)	- 26 -
3.2. Čertovo jezero (ČT)	- 27 -
3.3. Plešné jezero (PL)	- 27 -
3.4. Prášílské jezero (PR).....	- 27 -
3.5. Jezero Laka (LA).....	- 28 -
3.6. Rozdělení šumavských jezer podle pH a stupně acidifikace	- 29 -
3.6.1. Silně acidifikovaná jezera	- 29 -
3.6.2. Mírně acidifikovaná jezera.....	- 29 -

3.6.3. Slabě acidifikovaná jezera.....	- 30 -
4. Metodika odběru vzorků makrozoobentosu.....	- 31 -
4.1. Používané metody obecně.....	- 31 -
4.2. Odběry a monitoring makrozoobentosu na Šumavě.....	- 34 -
5. Závěr	- 36 -
6. Seznam použité literatury.....	- 37 -
7. Seznam příloh.....	- 45 -

Poděkování

Děkuji RNDr. Vladimíru Uvírovi, Dr. a Mgr. Evženu Tošenovskému za odborné vedení práce, za rady a konzultace, za pomoc při získávání literatury a potřebných informací a především za trpělivost.

1. Úvod

Tato práce se zabývá problematikou makrozoobenthosu šumavských jezer. Konkrétněji pak jaký vliv mají hloubky a mikrohabitaty na společenstva makrozoobenthosu a zda vůbec můžeme považovat jeho vývoj v průběhu let za ukazatel zotavování jezer z acidifikace. Šumavská jezera jsou jednou z nejvíce postižených lokalit v ČR. Hlavní příčinou poškození byla acidifikace jezerních vod a následná změna chemismu jezer a jejich povodí. Tyto změny měly obrovský dopad na skladbu organismů žijících v jezerech a celkovou změnu biodiverzity. Šumavská jezera se takto stala středem zájmu mnoha vědeckých výzkumů. Výzkumem jezer se příležitostně zabývá i Katedra zoologie, Katedra ekologie a Katedra botaniky na Přírodovědecké fakultě Univerzity Palackého v Olomouci. Pracovníci a studenti kateder provádějí na jezerech pravidelné odběry vzorků a jejich následné zpracování. Pracují také na zdokonalování metod odběrů.

Oblast šumavských jezer je, co se týče makrozoobenthosu, doposud málo prozkoumanou oblastí. Z historických pramenů a soudobých výzkumů můžeme zjistit určité změny v druhové skladbě benthosu. Zdrojů je ale stále málo a získané informace a data z výzkumů nejsou prozatím dostatečná k tomu, abychom mohli udělat jednoznačný závěr, že makrozoobenthos pozitivně reaguje na zotavování jezer.

2. Problematika

2.1. *Acidifikace a její dopad na chemismus půd a jezerních vod*

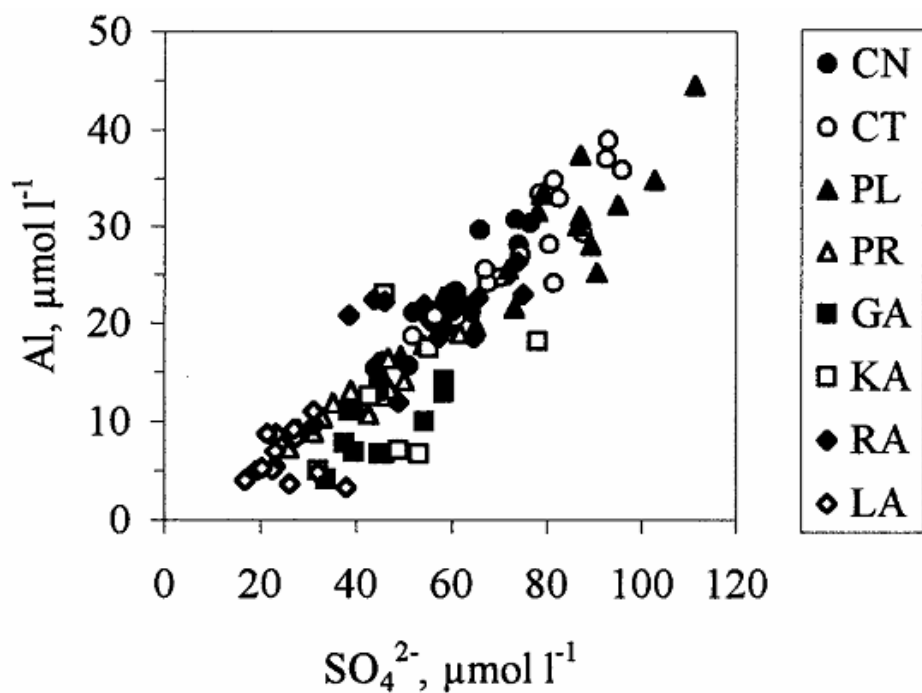
Mezi 60. a 80. lety 20. století vyvrcholilo v důsledku průmyslové revoluce znečištění atmosféry emisemi SO₂, NO_x a NH₃. Následně došlo ke spuštění mnoha chemických reakcí, které vedly ke znečištění a následnému okyselení půd a jezerních vod. Takto nebyla zasažena pouze šumavská jezera, ale také jiné regiony především severní Evropy, Kanady a USA (KOPÁČEK et al. 2001b; STODDARD et al., 1999; KELLER et al. 2007).

Depozice sloučenin **síry (S)** a **dusíku (N)** jsou významným zdrojem aniontů silných kyselin pro celý ekosystém povodí – jezero a v posledním století nejvíce přispěly ke změnám chemismu šumavských jezer (VESELÝ et al. 1998a, b; VRBA et al. 2000; KOPÁČEK et al. 2000). S rostoucí úrovní depozice síry (S) a dusíku (N) byla překročena retenční schopnost půd a původní limitace terestrické vegetace dusíkem se změnila na saturaci povodí dusíkem (J. Vrba 2010, ústní sdělení).

Vedle množství depozice rozhodují o stupni okyselení vodního prostředí **stavba okolních hornin** a vlastnosti půd, zejména množství bazických kationtů vápníku (Ca²⁺), hořčíku (Mg²⁺), sodíku (Na⁺), draslíku (K⁺), jejichž zdrojem je zvětrávání podložních hornin (SCHINDLER 1988). Geologické podloží zapříčiňuje rozdíly v koncentracích stopových prvků stejně tak jako stupeň acidifikace (VESELÝ et al. 1998a). Čím více bazických kationtů je v půdách, tím jsou tyto půdy odolnější, protože mohou déle neutralizovat kyselý přísun z atmosféry. Oblasti s bazickými horninami jsou méně senzitivní a náchylné k acidifikaci (SCHINDLER

1988). Geologické podloží šumavských jezer je tvořeno především krystalickými a vyvřelými horninami (svory, rula a žula) s nízkou pufrací kapacitou, které naopak rychle podléhají procesům acidifikace, kde v první fázi dochází právě k vyplavování bazických kationtů z půdního profilu, poté dojde k vyčerpání kyselinové neutralizační kapacity a vzroste koncentrace vodíkových iontů. (SCHINDLER 1988; KOPÁČEK et al. 2001a). Vzrůst koncentrace vodíkových iontů má za následek pokles pH půd a změnu v rozpustnosti některých prvků. Za kyselých podmínek jsou více rozpustné například tyto prvky: hliník (Al), železo (Fe), měď (Cu), olovo (Pb), cadmium (Cd).

Problém může způsobit následné vyplavování rozpustných prvků z půd do povrchových vod. Nejvíce obávaným prvkem je hliník (Al), přesněji spíše jeho iontová forma Al_3^+ , která ve zvýšeném množství působí toxicky na mnohé vodní organizmy. Množství vyplavovaného hliníku přímo souvisí s kolísáním množství SO_4^{2-} v povodí (viz Obr. 1).



Obr. 1: Vzájemná závislost koncentrací celkového hliníku (Al) a SO_4^{2-} šumavských jezer v období 1984-1999. (Zkratky názvů šumavských jezer: CN-Černé j.; CT-Čertovo j; PL-Plešné j.; PR-Prášílské j.; LA-jezero Laka.) (převzato z: KOPÁČEK et al. 2001a).

Celkově lze tedy říci, že v průběhu acidifikace došlo (Kopáček et al. 2001d):

- (1) k vyčerpání uhličitanového pufracího systému jezerních vod a k prudkému poklesu pH vody,
- (2) ke snižování bazické saturace půd,
- (3) ke zvýšenému rozpouštění Al a stopových prvků (ke vzrůstu jejich koncentrací v jezerních vodách a k dalším souvisejícím změnám v chemismu vody – např. ovlivnění dostupnosti limitujícího prvku P pro organismy a zvýšení sorpčních vlastností jezerních sedimentů).

2.2. Další příčiny postižení šumavských jezer kromě acidifikace

Jediným problémem, který zapříčinil změnu biodiverzity jezer, nebyla jen acidifikace. V historii docházelo k manipulacím s vodní hladinou jezer stavěním hrází a plavením dříví. K devastaci jezer a jejich okolí také přispěla stavba hotelů a provozování rekreační turistiky (například Plešné jezero). Hladina Černého jezera klesla v roce 1892 zhruba o necelé 3 metry. Dalším problémem bylo umělé vysazení sivena amerického do Černého jezera. Ve snaze zredukovat planktonní organismy došlo k zániku určitých druhů a také původního pstruha potočního. Došlo k tzv. „top-down“ efektu a k celkové změně v potravním řetězci (VRBA, J. 2010, ústní sdělení).

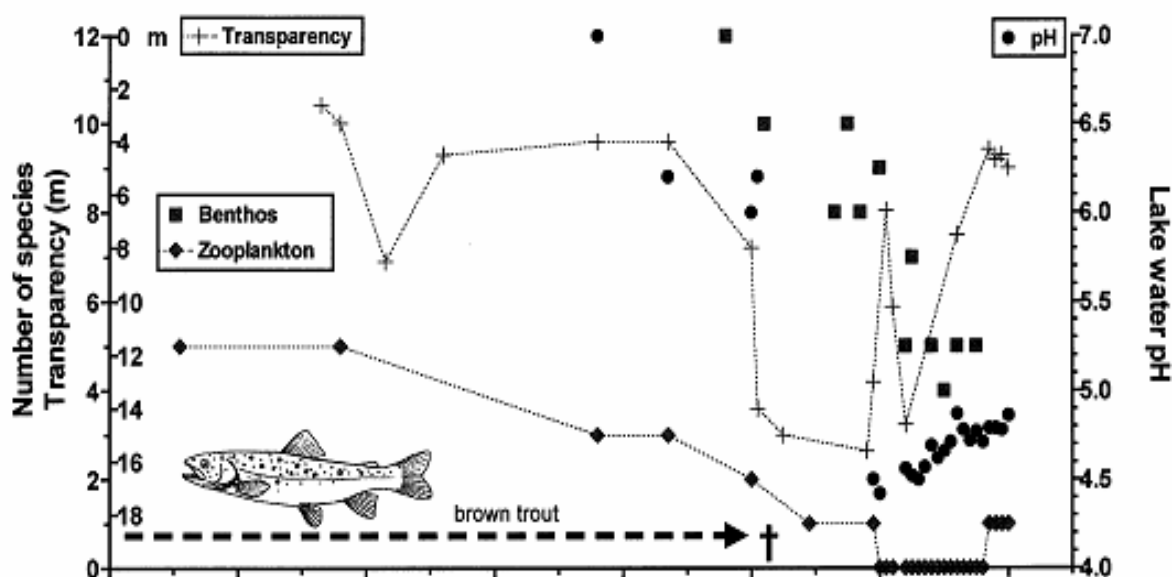
2.3. *Problematika jezer obecně na příkladu Černého jezera*

Černé jezero (dále v textu jen ČN) je doposud nejvíce prozkoumaným jezerem a je o něm zatím nejvíce dostupných informací. Proto bych na jeho příkladu chtěla popsat obecně problematiku šumavských jezer. (VRBA, J. 2010, ústní sdělení a VRBA 2003).

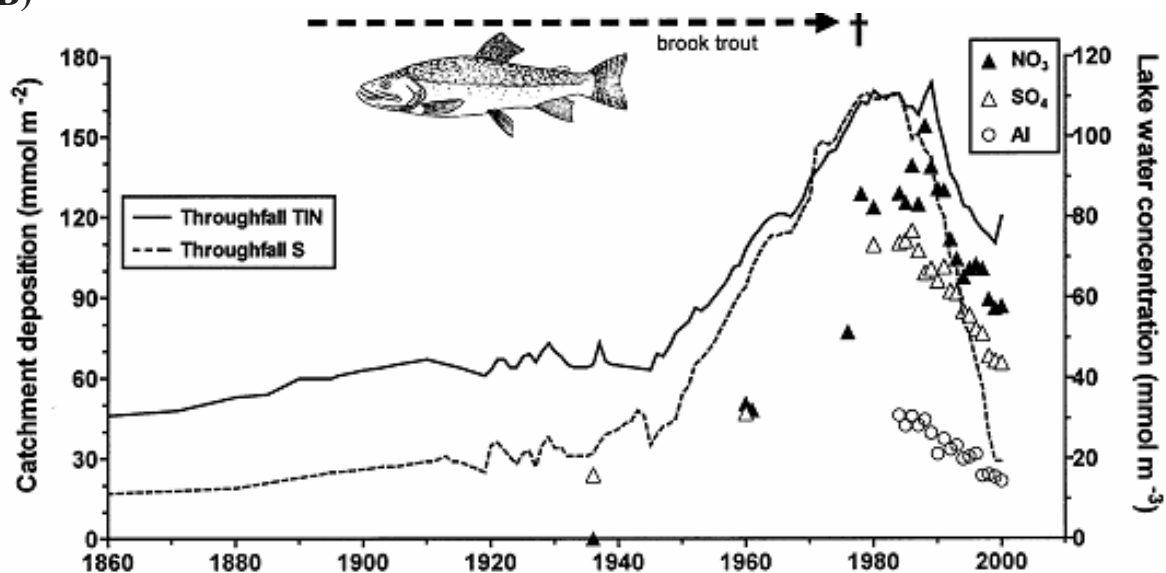
Ve 30. letech 20. stol. byly lesy v povodí limitované dusíkem. V 50. letech už ale bylo povodí dusíkem saturované a ten byl následovně vyplavován do jezera, což mělo negativní následky na jeho biotu.

V historii ČN je znám výskyt původního pstruha potočního. Vážný problém byl zapříčiněn v roce 1870, kdy došlo z důvodu redukce velkého množství planktonu k vysazení sivena amerického (původním záměrem bylo vysadit sivena alpského), což mělo negativní následky pro populaci pstruha, který pak z jezera vymizel (viz obr. 2A). Vymizení jednoho živočišného druhu a umělé vysazení jiného druhu narušilo potravní řetězec jezera a tím došlo k tzv. „top-down“ efektu.

A)



B)



Obr. 2: Data z limnologických výzkumů na Černém jezeře v období 1871-2000: A) - počty druhů zooplanktonu a bentosu (Ephemeroptera a Plecoptera); průhlednost jezerní vody v závislosti na pH; B) - koncentrace SO_4^{2-} ; vývoj atmosférické depozice síry (S) a anorganického dusíku (TIN) v povodí (převzato z: VRBA 2003).

Kolem roku 1980 výzkumy ukázaly, že za posledních 10 let došlo k redukci výskytu hliníku (Al) v ČN až na polovinu, což je důkazem zotavování se jezera z acidifikace (Obr. 2B).

2.4. Výzkum jezer v datech

Nesoustavný hydrobiologický výzkum šumavských jezer započal právě před 130 lety. První hydrobiologické výzkumy jezer prováděl už na konci 19. století prof. Dr. Antonín Frič. Jeho pozorování bylo zaměřeno především na zooplankton Černého a Čertova jezera. V letech 1892-1896 přinesl s Dr. Vávrou již podrobnější výsledky o výskytu a složení především zooplanktonu na Černém a Čertově jezeře (PROCHÁZKOVÁ & BLAŽKA 1999). V roce 1892 publikovali první informace o výzkumu zaměřeném na makrozoobenthos. Poukazovali zde na hojný výskyt klešťanky *Glenocorisa propinqua propinqua* (Heteroptera) (VRBA 2003). Tehdy zaznamenal Frič 7 planktonních druhů. Dva z nich vyhynuly úplně a u ostatních se zjistil postupný návrat. Tyto výzkumy poukazyvaly především na změny biodiverzity – zooplanktonu, makrozoobenthosu, ryb a také na změny chemismu jezer, fytoplanktonu, barvy vody a průhlednosti. V roce 1897 byl vydán seznam druhů Černého a Čertova jezera. Na seznamu ještě byly ryby i chrostíci. Od 50. let 20. století se začínají výzkumem zabývat Landa a Soldán. Zjistili, že došlo k redukci hmyzích larev (pošvatek a jepic) na třetinu a zooplanktonu na nulu (VRBA, J. 2010, ústní sdělení).

Hlavním iniciátorem, který započal regulérní výzkum jezer na české straně, byl v roce 1984 Josef Veselý (KOPÁČEK a VRBA 2006). Četnější data jsou k dispozici od konce 70. let. Odběry vzorků benthosu (hlavně Plecoptera a Ephemeroptera) byly prováděny dvanáctkrát mezi lety 1956-1995 v každém ročním období. K výraznému zintenzívnění výzkumu došlo po zpřístupnění šumavských jezer v 90. letech 20. století. V září 1999 se uskutečnil historický komplexní odběr všech osmi jezer (VRBA et al. 2001).

2.5. Vliv acidifikace na zoobenthos

Okyselení vod působí negativně na denzitu, diverzitu a emergenci vodních bezobratlých (HALL et al. 1980). Např. FJELLHEIM & RADDUM (1992) prokázali pokles **abundance** se snižujícími se hodnotami pH u zástupců řádů Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera (EPT). Po zvýšení zásaditosti v řece byl zjištěn značný nárůst druhů citlivých i tolerantních vůči kyselému prostředí.

Nejvýraznější změnou postihující šumavská jezera bylo **snížení druhové diverzity** vlivem vymizení senzitivních druhů a zjednodušení potravního řetězce (VRBA et al. 2003). V 50. letech 20. století zjistili Landa a Soldán, že v Černém jezeře došlo k redukci pošvatek (Plecoptera) a jepic (Ephemeroptera) z 12 druhů na pouhých 5 druhů. U hmyzích larev došlo k redukci na jednu třetinu a u zooplanktonu na nulu (VRBA, J. 2010, ústní sdělení).

Ovlivnění způsobené acidifikací může být přímé nebo nepřímé. Avšak ne vždy je známo, zda je původcem negativních dopadů přímo působení nízkého pH a toxických látek, anebo změny v biotických interakcích, přičemž následuje změna skladby společenstva v acidifikovaném prostředí.

2.5.1. Přímé ovlivnění zoobenthosu

Zvýšení koncentrace vodíkových iontů přímo ovlivňuje fyziologii organismů (HALL et al. 1980). Pro správné fungování životních mechanismů (iontová rovnováha, dýchání) jedinců i populací ryb a vodních bezobratlých jsou důležité určité koncentrace iontů vodíku (H), hliníku (Al) a cadmia (Cd). Narušením těchto koncentrací vlivem nízkého pH však může docházet k poruchám v chování organismů. Způsobují například **únikové reakce, migrace po proudu** (v tekoucích řekách), u ryb **výběr trdliště** (HERRMANN et al., 1993 abstract). U jepic však může v kyselém vodním prostředí docházet naopak ke **snížení únikových reakcí**

při podráždění. Tím se pak snižuje jejich obranyschopnost vůči predátorům (GERHARDT 1994).

Nízké pH působí negativně i na **reprodukcii** a vývojová stádia benthosu – na **svlékání a líhnutí** larev vodního hmyzu (HERRMANN et al., 1993 abstract). Ke stejnému závěru došel i ROWE et al. 1988 (viz níže).

S poklesem hodnot pH také přímo souvisí závislost života larev jepic na výskytu Ca a Mg iontů ve vodním prostředí. YAVKOLEV 2001 ve své studii poukazuje na jistou opačnou závislost mezi přítomností Ca a Mg kationtů ve vodním prostředí a jejich koncentrací v žijících organismech. Uvádí, že koncentrace vápníku (Ca) a hořčíku (Mg) v larvách jepic druhu *Polycentropodidae* závisí na koncentraci těchto kationtů ve vodě, vodním pH a na specifických charakteristikách těchto larev. V důsledku snížení koncentrace Ca a Mg kationtů v acidifikovaných vodách se relativně zvýší koeficient akumulace Ca a Mg v tělech larev jepic. Vysoké hodnoty CA poukazují na to, že tyto kationty hrají důležitou roli při fungování žijících organismů. Snižování CA v tělech larev probíhá pomaleji než v okolním vodním prostředí. Pro kontrolu koncentrace kationtů v organismech fungují speciální mechanismy, obzvláště když dojde k poklesu této koncentrace ve vodě s nízkým Ph.

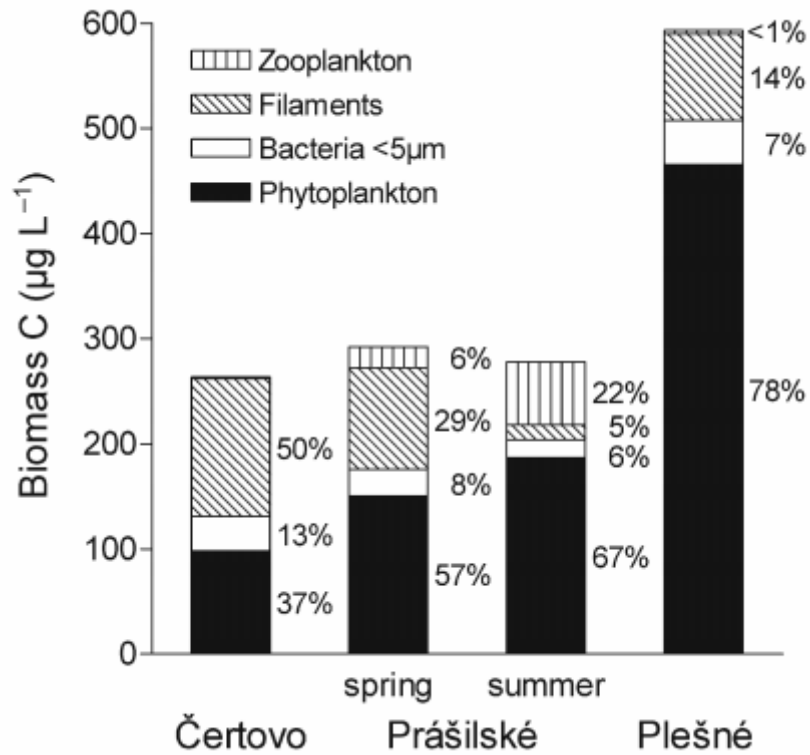
Acidita působí přímo na **úmrtnost** druhů acidosensitivních. Větší bezobratlí, jako např. raci, přežijí v prostředí s pH max. 5,5. Ryby mohou přežít v prostředí s pH i 5. Acidosensitivní jepice přežívají hodnoty do pH 4,5. Při nižších hodnotách pH přežívají už jen acidotolerantní druhy (VRBA, J. 2010, ústní sdělení). ROWE et al. 1988 zjistil při pokusném vystavování larev jepic různým hodnotám pH, že k úmrtnosti larev druhů *Leptophlebia cupida* a *Stenonema femoratum* dochází při pH až 3,5. Při opětovném zvýšení pH na 4,5 již k úmrtnosti larev nedocházelo. Při stejném pokusu byl zjištěn přímý vliv nízkého pH na **urychlené svlékání** larev

jepic *L. cupida* a *S. femoratum*. Úmrtnost a svlékání larev úzce souvisí s koncentrací Na a Cl iontů v těle larev. Nejvyšší úmrtnost byla zaznamenána v období fáze růstu, kdy došlo ke snížení koncentrace iontů Na a Cl v těle.

ROSSELAND A STAURNES (1994) popisují přímý vliv acidifikace i na systém **žaber** ryb a larev vodního hmyzu. Na jejich povrchu se vysráží $\text{Al}(\text{OH})_2$. Tím dojde k jejich **naleptání** a následnému udušení jedince.

2.5.2. Nepřímé ovlivnění zoobenthosu

Negativní dopad na organizmy má zvyšující se koncentrace těžkých kovů, které mohou působit toxicky (HALL et al. 1980). Například toxicita hliníku (Al) v různých formách hraje důležitou roli v současném formování **potravních vztahů** šumavských jezer. Při zvýšené koncentraci inhibuje iontový hliník (Al_i) extracelulární fosfatázy, partikulovaný hliník (Al_{part}) inaktivuje a naváže na sebe fosfor (P). Poté dochází k jeho sedimentaci. Obě formy hliníku snižují dostupnost fosforu pro planktonní organismy. Snížená dostupnost fosforu přímo souvisí s množstvím mikroorganismů v jezeře. Důkazem by mohlo být Plešné jezero. V důsledku nejvyššího přívodu fosforu přítoky do jezera se nejvyšší fosfatázové aktivity (AcPA) PL odráží v nejvyšší abundanci fytoplanktonu jezera (obr. 3) (VRBA et al. 2006 a KOPÁČEK et al. 2000).



Obr. 3: Srovnání planktonní biomasy epilimnionu tří šumavských jezer. Celková biomasa a její procentuální složení bylo od května do září 1998 relativně nejstabilnější v ČT, PR a PL (ve všech jezerech bylo jen nepatrné procento zooplanktonu). Naproti tomu k největšímu vývoji zooplanktonu došlo v PR (převzato z: VRBA et al. 2006).

V neposlední řadě je nepřímo ovlivněn počet jedinců v populaci. Jeho snižování je zapříčiněno snížením primární produkce a/nebo bakteriální produkce (HALL et al. 1980). Výskyt zooplanktonu úzce souvisí s výskytem makrozoobentosu. Dojde-li k vymizení některých taxonů, následuje řetězec změn v potravních vztazích jezera. Pokud dojde vlivem snížené dostupnosti fosforu ke snížení primární produkce fytoplanktonu, může dojít až k vyhynutí zooplanktonu (VRBA et al. 2006).

Ze šumavských jezer s pH nižším než 6 vymizeli velcí obratlovci - predátoři – ryby. Začala převažovat jejich kořist - druhá dominantní skupina - velcí bezobratlí predátoři. Nastal zde tzv. „top-down efekt“ přímým vlivem acidifikace na acidosenzivní ryby. Při „bottom-up“ efektu došlo k nepřímému působení acidifikace a k následnému vymizení ryb v důsledku vymření jejich potravy – senzitivních druhů. Jednou z dominantních skupin se pak zde stala skupina **shredders** (kouskovači), kterými jsou například někteří chrostíci.

Dalším nepřímým důsledkem acidifikace je absence makrozoobenthických druhů, které si vytváří vápenaté schránky (měkkýši, korýši). V acidifikovaných vodách je **nedostatek CaCO₃** nutný pro tvorbu jejich schránek.

2.6. **Reakce makrozoobenthosu na zotavování jezer**

Pro monitorování průběhu zotavování šumavských jezer z acidifikace (recovery) nám slouží především důkazy o přítomnosti/nepřítomnosti některých druhů zoobenthosu a zooplanktonu, redukci jejich počtu a jejich reakce na měnící se okolní podmínky. Pravděpodobně největší důkazy o zotavování poskytuje znovuzobjevení druhu, který v minulosti z jezer vymizel.

Výzkumy jsou zaměřeny především na výskyt larev hmyzu - chrostíků (Trichoptera), vážek (Odonata), jepic (Ephemeroptera), pošvatek (Plecoptera), střechatek (Megaloptera) a dále na výskyt ploštic (Heteroptera) a korýšů (Crustacea).

Od 90. let 20. století prodělaly největší změny v druhové skladbě Ephemeroptera a Plecoptera. Jedním z klíčových druhů pro indikaci zotavování se stala jepice *Leptophlebia vespertina*, z této skupiny druh nejodolnější vůči acidifikaci, který sice z jezer nevymizel, ale v letech 1975 a 1982 zjistily výzkumy pokles plodnosti samic (VRBA et al. 2003). Dnes je přítomna ve všech šumavských jezerech (NEDBALOVÁ et al. 2006).

Z makrozoobenthosu jsou vůči acidifikaci nejodolnější (acidotolerantní) chrostíci a nejméně odolné jsou jepice (acidosenzitivní). Znovu byla v jezerech objevena např. *Siphonurus lacustris*, která v minulosti z jezer vymizela (VRBA, J. 2010, ústní sdělení).

Následující kapitoly budou zaměřeny především na „recovery“ makrozoobenthosu a popř. i zooplanktonu tří jezer - ČT, ČN a PL, na které se klade důraz jako na budoucí lokality výzkumu.

2.6.1. ČERNÉ JEZERO

Největší důkaz o biologickém zotavování šumavských jezer z acidifikace nám podávají výsledky z měření prováděných právě na Černém jezeře (KOPÁČEK 2001a). Od poloviny 30. let až do poloviny 80. let 20. století pH jezera rapidně kleslo z hodnot >6 na ~ 4,5. Tyto změny byly doprovázeny, kromě vymření rybí populace, také vymizením jak zooplanktonních koryšů, tak některých druhů litorálního makrozoobentosu v 50. a 60. letech 20. století (Obr. 2A) (VRBA 2003). Dnešní výzkumy se zaměřují na monitoring obnovy populace především **chrostíků, jepic a pošvatek** (nejpočetnější řád v ČN).

TRICHOPTERA (CHROSTÍCI)

V jarních odběrech litorálu ČN z 15. května 2007 (SOLDÁN 2007 nepublik.) byly nalezeny larvy ze dvou čeledí:

- **Leptoceridae** - druh *Mystacides azurea*,
- **Limnephilidae** - druhy: *Chaetopterix villosa* X *fuscus*, *Annitella obscurata* a *Limnephilus coenosus*.

Druhy *Oligostomis striata*, *Molannodes tinctus*, *Halocentropus dubius*, *Phryganea bipunctata*, *Polycentropus flavomaceulatus*, *Cyrnus flavidus*, *Pseudopsilopteryx zimmeri*, *Annitella thuringica*, *Limnephilus* nebyly nalezeny vůbec. Pro srovnání NEDBALOVÁ et al. 2006 uvádí v ČN přítomnost druhů *Limnephilus rombicus* a *Phryganea bipunctata*. A jako nový druh uvádí ***Halesus* sp.**

CRUSTACEA (KORÝŠI)

V období 2. poloviny 19. století seznam pelagických *Crustacea* (*Cladocera* a *Copepoda*) obsahoval 6 druhů: *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longispina*, *Daphnia longispina*, *Holopedium gibberum*, *Acanthodiptomus denticornis*, *Cyclopsabyssorum*. Některé z těchto druhů, např. *Bosmina longispina* a *Acanthodiptomus denticornis*, *Ceriodaphnia quadrangula* vymizely velice brzy. Ve 20. století už nebyly vůbec nalezeny (KOPÁČEK et al. 2001a).

Zatím prvním jasným signálem zotavování jezer je návrat perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* do pelagiálu ČN, kde je opět pravidelně nacházena od podzimu 1997. Tento druh přežíval období nejsilnější acidifikace pravděpodobně v kamenité pobřežní zóně v extrémně nízkém počtu. Ve vzorcích odebraných z litorálu mezi lety 1982 až 1992 nebyla vůbec nalezena (VRBA 2001).

PLECOPTERA (POŠVATKY)

V odběrech z roku 1950 bylo nalezeno 8 druhů pošvatek. Čtyři z nich, acidotolerantní druhy, pravděpodobně přežily období nejsilnější acidifikace a byly nalezeny i v odběrech z roku 1995. Jedná se o druhy *Amphinemura triangularis*, *Protonemura montana* + *P. hrabei*, *Leuctra aurita* a *Leuctra digitata* (VRBA 2003). Další 4 druhy byly pravděpodobně nalezeny naposledy v roce 1950 a v průběhu dalších 50 let ve vzorcích chyběly. Překvapivý zvrát přináší studie Lindy Nedbalové 2006, ve které se vychází z průzkumu z roku 2003 a uvádí se návrat 2 vyhynulých druhů do ČN: *Leuctra fusca* a *Nemoura cinerea* (návrat do všech jezer).

Novým druhem, který se objevil ve všech jezerech, je *Nemurella pictetii*. Druhy, které stále absentují, jsou *Leuctra braueri*, *Leuctra handlirschi* a *Protonemura auberti*.

EPHEMEROPTERA (JEPICE)

Podle výsledků VRBY et al. 2003 byl v roce 1950 celkový počet druhů jepic 5: *Siphonurus lacustris*, *Siphonurus alternatus*, *Ameletus inopinatus*, *Cloeon dipterum* a *Leptophlebia vespertina*. Ve výsledcích z roku 2003 od NEDBALOVÉ et al. 2006 už jsou uvedeny jen 4 druhy. Absentujícím druhem je tedy *Cloeon dipterum*. Pouze acidotolerantní tzv. klíčový druh *Leptophlebia vespertina* byl nalezen v 50., 60. i 90. letech. Vzorky odebrané na jaře a na podzim roku 2007 (SOLDÁN 2007 nepublik.) vykazují menší rozdíly v počtu jedinců. V podzimních odběrech se jich vyskytovalo více než v jarních odběrech. Tento druh bývá nalézán pravidelně, ale v nízkém počtu jedinců. (VRBA et al. 2003). Návrat byl zaznamenán u *Siphonurus lacustris* a *Ameletus inopinatus*.

HETEROPTERA (PLOŠTICE)

Frič s Vávrou ve své publikaci z roku 1892 zmiňují masový výskyt druhu *Glenocorisa propinqua propinqua* v Čertově i Černém jezeře. V 50. letech už tento druh nalezen nebyl. V 90. letech byly nalezeny přežívající populace tohoto druhu na Plešném a Prášilském jezeře. Vzhledem k tomu, že tento druh je tzv. acidotolerantní, jeho vymizení nemá přímou souvislost se změnou pH, ale nejpravděpodobnější příčinou budou změny v potravním řetězci následkem změny pH vody (VRBA 2003). V roce 2007 byl tento druh opět nalezen spolu s druhy *Sigara nigrolineata*, *Sigara fossarum* a *Sigara lateralis*.

ODONATA (VÁŽKY)

V jezeře je doposud zaznamenán výskyt 4 druhů vážek: *Pyrrhosoma nymphula*, *Somatochlora metallica*, *Aeschna cyanea* (NEDBALOVÁ et al. 2006) a *Ischnura elegans* (SOLDÁN 2007 nepublik.). Podle NEDBALOVÉ je novým druhem *Somatochlora metallica* a *Aeschna cyanea*, což se také potvrdilo ze vzorků z jarních a podzimních odběrů 2007, kde bylo nalezeno pár zástupců obou druhů. V podzimním odběru byla dále nalezena *Ischnura sp.*

MEGALOPTERA (STŘECHATKY)

U střechatek v ČN je znám zatím výskyt rodu *Sialis*. Konkrétně druh *Sialis lutaria*, (uvádí NEDBALOVÁ et al. 2006 a SOLDÁN 2007 nepublik.) a dále *Sialis sp.* (v roce 2003 se na seznamu přítomných druhů nevyskytoval) a *Sialis fuliginosa*, nalezeno pár jedinců v roce 2007 (SOLDÁN 2007 nepublik.).

2.6.2. ČERTOVO JEZERO

Jezero nejpomaleji se zotavující je také nejkyseljším (pH ČT 4, 68) ze všech pěti jezer (BITUŠÍK a SVITOK 2006). Poslední odběry vzorků makrozoobenthosu byly provedeny na jaře 16. května a na podzim 12. října 2007 (SOLDÁN 2007 nepublik.). Nejpočetnějším řádem makrozoobenthosu ČT jsou pošvatky **Plecoptera**.

PLECOPTERA (POŠVATKY)

V 50. letech bylo v ČT nalezeno 6 druhů pošvatek. V 90. letech byly nalezeny už jen 2 druhy: *Nemoura cinerea* a *Nemurella pictetii*. (SOLDÁN et al. 1998). V roce 2003 se ve vzorcích ukázaly nové druhy: *Leuctra aurita*, *Leuctra braueri*, *Leuctra fusca* a *Leuctra nigra*. V pravidelných odběrech se vyskytuje *Nemoura* cf.

TRICHOPTERA (CHROSTÍCI)

Výzkum NEDBALOVÉ et al. 2006 nepoukazuje na žádné nové druhy. Ve své práci uvádí 7 přítomných druhů: *Limnephilus griseus*, *Limnephilus rhombicus*, *Mystacides azurea*, *Odontocerum albicorne*, *Phryganea bipunctata*, *Plectrocnemia conspersa* a *Polycentropus flavomaculatus*. Ve vzorcích z roku 2007 se znovu vyskytly druhy *Mollanodes tinctus*, *Chaetopterix villosa* X *fuscus*, *Anitella obscurata*, *Oligostomis striata*.

EPHEMEROPTERA (JEPICE)

Jediným stálým druhem je *Leptophlebia vespertina* (později *L. v.*). V 50. letech jsou v ČT zaznamenány 3 druhy: *L. v.*, *Siphonurus lacustris* a *Ameletus inopinatus* (VRBA et al. 2003).

HETEROPTERA (PLOŠTICE) a ODONATA (VÁŽKY)

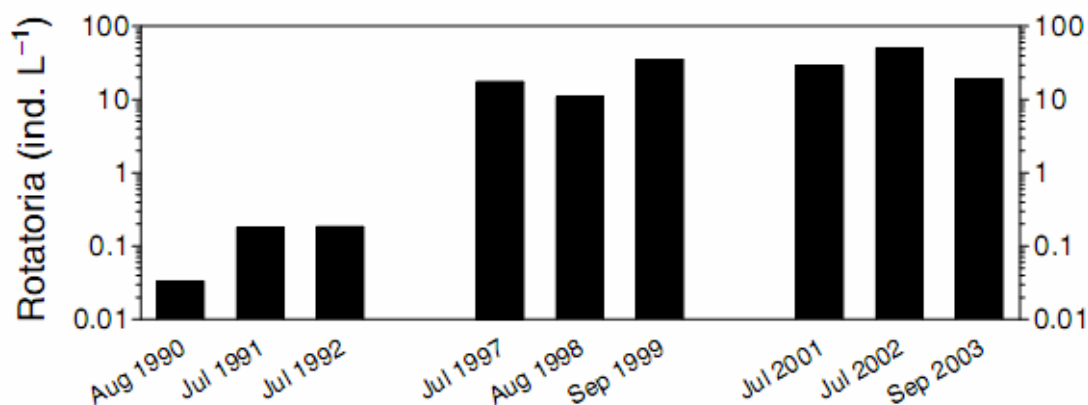
Jediným nalezeným druhem plošnice na jaře 2007 (SOLDÁN 2007 nepublik.) je *Sigara fossarum* a na podzim téhož roku *Sigara nigrolineata*. U vážek se objevil nový druh *Aeschna juncea* (NEDBALOVÁ et al. 2006) a v odběrech 2007 *Somatochlora metallica*, *Anax imperator*, *Platycnemis pennipes* a *Ischnura elegans*. Většina druhů však stále absentuje.

MEGALOPTERA (STŘECHATKY)

Nově objevený druh ČN patří opět do rodu *Sialis* - střechatka *Sialis lutaria*. Ostatní druhy jsou obdobné jako u ČN.

2.6.3. PLEŠNÉ JEZERO

Jednou z prvních známek „recovery“ jezera bylo **zvýšení abundance** vířníků (Rotatoria) (obr. 4). Toto téměř dvojnásobné zvýšení jejich počtu souvisí se zvýšením množství potravy pro ně dostupné - biomasy fytoplanktonu PL (ze všech jezer nejvyšší), což je důsledkem klesání koncentrací hliníku (podrobněji viz KOPÁČEK et al. 2001a).



Obr. 4: Abundance vířníků v letním období v PL v letech 1990-2003. (převzato z NEDBALOVÁ et al. 2006).

Také **návrat acidotolerantní vznášivky *Heterocope saliens*** do epilimnia PL dočasně v červnu 1997 a znovu po celou sezónu 2000 zřejmě svědčí o příznivých změnách v chemismu vody (zejména o poklesu obsahu Al) (VRBA et al. 2001).

Návratu korýšů (Crustacea) do jezera zatím pravděpodobně brání nápor larev predátora *Chaoborus* (NEDBALOVÁ et al. 2006).

POŠVATKY (PLECOPTERA)

Nejvíce nově nalezených druhů litorálního makrozoobenthosu patří právě do této skupiny. NEDBALOVÁ et al. 2006 uvádí výskyt 6 nových zástupců v PL (*Leuctra f.*, *Leuctra h.*, *Leuctra n.*, *Nemoura c.*, *Nemurella p.* a *Protonemura a.*).

JEPICE (EPHEMEROPTERA), VÁŽKY (ODONATA)

V 50. letech se v PL vyskytovaly celkem 4 druhy jepic (VRBA et al. 2003). Od této doby nejsou známy žádné záznamy, které by jasně dokazovaly přítomnost jepic. Až Nedbalová et al. 2003 uvádí 2 nové zástupce jepic: *Ameletus inopinatus* a *Siphonurus l.* a 2 zástupce vážek *Aeschna cyanea* a *Pyrrhosoma nymphula*.

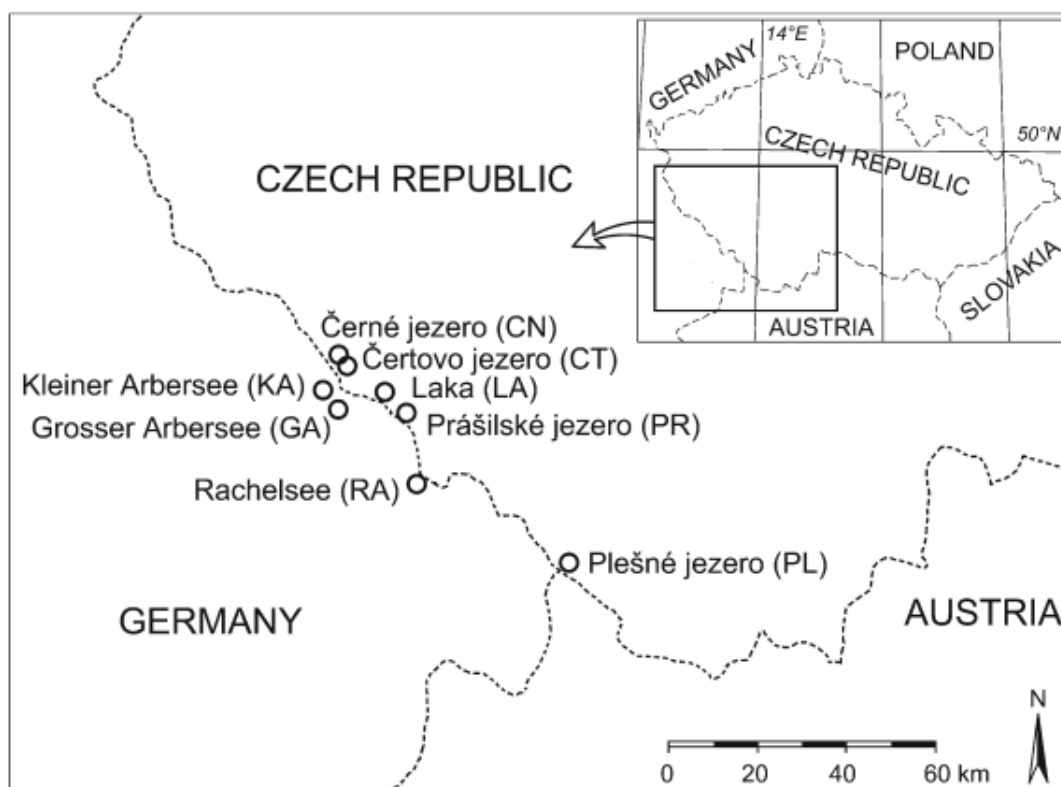
2.6.4. PRÁŠILSKÉ JEZERO A JEZERO LAKA

V PL je největší výskyt zooplanktonu ze sledovaných jezer. Z celkové biomasy dominuje fytoplankton (NEDBALOVÁ et al. 2006). Nižší přísun Al umožnil přežití zooplanktonu (*Daphnia longispina* a *Cyclops abyssorum*) (VRBA et al. 2001). V roce 2004 se uskutečnil pokusný přenos těchto klíčových druhů z PR do Plešného jezera za účelem obnovení původního společenstva zooplanktonu, postiženého acidifikací. Oba tyto druhy se v PL v minulosti vyskytovaly (KOHUT & FOTT 2006). Nové druhy makrozoobenthosu jsou známy u Ephemeroptera a Plecoptera (nejvíce druhů). V PR zatím není znám výskyt Megalopter ani Neuropter.

Nejlépe, co se týče makrozoobenthosu, je na tom jezero **Laka**. Zde došlo téměř k zotavení jezera a díky dobrému chemismu je zde největší druhová bohatost makrozoobenthosu. Díky těmto předpokladům je zde největší šance návratu původního pstruha potočního (VRBA, J., 2010 ústní sdělení).

3. Charakteristika lokalit výzkumu

Šumavská jezera jsou situována ve střední Evropě podél česko-německo-rakouských hranic v nadmořské výšce mezi 918-1096 m n.m. (KOPÁČEK et al. 2001a). Vyskytuje se zde celkem 8 jezer glaciálního původu. Pět z nich - Černé jezero, Čertovo jezero, Plešné jezero, Prášílské jezero a jezero Laka se nachází v České republice a zbývající 3 jezera (Rachelsee, Grosser Arbersee a Kleiner Arbersee) jsou na německé straně (obr. 5).



Obr. 5: Mapa rozmístění šumavských jezer (převzato z: BITUŠÍK et al. 2006).

Geologické podloží jezer je tvořeno převážně krystalickými a vyvřelými horninami (svory, rula a žula). Vegetační pokryv tvoří především smrkový porost (KOPÁČEK et al. 2001a). Rozloha jezer se pohybuje mezi 3-18 ha a jejich maximální hloubky dosahují hodnot 3-40 m (e.g., NEDBALOVÁ et al., 2006).

Pro popis fyzicko-geografických charakteristik jezer v další kapitole byly použity zdroje od NEDBALOVÉ et al. 2006; BITUŠÍKA et al. 2006; KOPÁČKA et al. 2001a; URL 1; GPS souřadnice byly získány z mapového portálu Mapy.cz nad zobrazenou ortofotomapou České republiky s prostorovým rozlišením 1m / px, poskytovanou společností GEODIS.

3.1. Černé jezero (ČN)

Souřadnice GPS 49°10'47.502"N, 13°10'58.087"E. Černé jezero leží v nadmořské výšce 1 008 m n. m. Svou rozlohou 18,8 ha a s rozlohou povodí 1,24 km² je plošně největším a s maximální hloubkou 40 m nejhlubším ze všech studovaných jezer. Objem jezera je 2,92 x 10⁶ m³. Spolu s Čertovým jezerem tvoří Národní přírodní rezervaci Černé a Čertovo jezero. Skalní podloží obou jezer je tvořeno biotiticko-muskovitickými svory s morfologicky významnými, až několik metrů mocnými vložkami kvarcitů a kvarcitických svorů. Vegetační pokryv tvoří především smrkové porosty. Dno jezera je jedinou lokalitou v ČR, kde roste šídlatka jezerní (*Isoëtes lacustris*) (VRBA, J. 2010 ústní sdělení).

3.2. Čertovo jezero (ČT)

Souřadnice GPS 49°9'54.941"N, 13°11'49.792"E. Jezero leží v nadmořské výšce 1 027 m. Jeho maximální hloubka je 35 m. Svou rozlohou 10,7 ha je druhým plošně největším jezerem. Rozloha povodí je 0,89 km². Objem jezera je 1,86 x 10⁶ m³. Podloží a vegetační pokryv viz Černé jezero.

3.3. Plešné jezero (PL)

GPS souřadnice 48°46'34.884"N, 13°51'54.544"E. Rozloha jezera je 7,6 ha a rozloha povodí 0,58 km². Jezero leží v nadmořské výšce 1 087 m. Je nejvýše položeným jezerem. Maximální hloubka jezera dosahuje 19 m a objem jezera 0,61 x 10⁶ m³. Vegetační pokryv tvoří převážně smrkové dřeviny.

Po roce 2000 došlo u PL ke zvýšení výskytu kůrovce napadajícího okolní lesy. Takto odumřelý les pak uvolňuje nadměrné množství nitrátů a následně se vyplavuje další hliník (Al) do povodí. V tomto případě mluvíme o tzv. „druhotném okyselení jezer“.

3.4. Prášilské jezero (PR)

Jezero leží v nadmořské výšce 1 079 m. Souřadnice GPS jsou 49°4'32.005"N, 13°24'0.039"E. Jeho rozloha je 4,2 ha a rozloha povodí 0,65 km². Maximální hloubka dosahuje 17 m a objem jezera 0,35 x 10⁶ m³. Převažují smrkové porosty.

3.5. Jezero Laka (LA)

Ve výšce 1085 m n. m. druhé nejvýše položené jezero. Souřadnice GPS 49°6'38.405"N, 13°19'41.82"E. Svou rozlohou 2,6 ha, maximální hloubkou 3 m a vodním objemem $0,05 \times 10^6 \text{ m}^3$ je Laka nejmenším ze všech studovaných jezer. Rozloha povodí je $1,02 \text{ km}^2$. Vegetační pokryv je tvořen především smrkovými dřevinami.

3.6. Rozdělení šumavských jezer podle pH a stupně acidifikace

Podle NEDBALOVÉ et al. 2006 nebo VRBY et al. 2000 můžeme jezera rozdělit do tří skupin podle stupně acidifikace na jezera: a) silně acidifikovaná, b) mírně acidifikovaná a c) slabě acidifikovaná.

pH bylo měřeno laboratorně Jiřím Kopáčkem v roce 2005 (kromě Černého jezera). Hodnoty jsou téměř identické ve srovnání s výsledky měření z let 1997-1999 a publikovanými Jiřím KOPÁČKEM et al. v roce 2001. Více o změnách hodnot pH jezer viz např. BITUŠÍK a SVITOK 2006; NEDBALOVÁ et al. 2006; KOPÁČEK et al. 2004; KOPÁČEK et al. 2001b; KOPÁČEK et al. 2001c; VESELÝ et al. 1998a; VRBA et al. 2006.

3.6.1. Silně acidifikovaná jezera

Mezi chronicky acidifikovaná jezera patří Černé a Čertovo jezero, Plešné jezero a na straně německé jezero Rachelsee. Při silné acidifikaci hodnota pH klesne pod 5 (VESELÝ et al. 1998a). Podle NEDBALOVÉ et al. 2006 má přítékající voda do jezera pH nižší než 4,6. Při tak nízkém pH dochází k vyčerpání uhličitanového pufračního systému jezer.

3.6.2. Mírně acidifikovaná jezera

Do této skupiny řadíme Prášílské jezero a německé jezero Kleiner Arbersee. U těchto jezer dochází již k obnově uhličitanového pufračního systému (VRBA 2010, ústní sdělení).

3.6.3. Slabě acidifikovaná jezera

Jezerem téměř zotaveným z acidifikace je Laka a Grosser Arbersee, kde je v současné době hodnota pH vyšší než 6 a pufrční uhličitanový systém je téměř obnoven (VRBA et al. 2000).

4. Metodika odběru vzorků makrozoobenthosu

4.1. Používané metody obecně

Jednou z nejpoužívanějších metod odběru vzorků makrozoobenthosu je tzv. „**Kicking metoda**“ (FROST 1971). Obrací se kameny, rozrývá se dno a částice jsou poté zachytávány – při odběrech v řekách do nastavené driftové sítě (odběr trvá podle standardizace přibližně 2 minuty) a v jezerech do ruční sítě (KRNO et al. 2006b).

Vzorky se mohou z kamenů odebírat také **entomologickou pinzetou** (FÜREDER et al. 2006 a URL 2). Tato metoda je pracná, časově náročnější a při nesprávném uchopení jedince pinzetou může dojít k jeho poškození. Metoda podává informace pouze o benthosu kamenitého mikrohabitatu. Nepodává tedy komplexní přehled o situaci benthosu v jezeře. Na druhou stranu, vzhledem k obtížnosti odběru vzorků např. tzv. „core“ metodou (viz níže) v kamenitém prostředí, je výhodou pinzety možnost odběru právě v tomto prostředí.

Pro přesnější výsledky by se měly vzorky odebírat pokud možno **opakovaně**, v co **nejvíce možných mikrohabitatech** v rámci jezera (např. kamenité prostředí, písek, bahno, vegetace) a v **různých hloubkách**.

V Kanadě v provincii Ontario byly z litorálu jezer od května do září 2003 prováděny odběry zoobenthosu z hloubky 1m za použití tzv. „**čřenu**“ (velikost ok 500 μ m). Standardizované vlečení sítě bylo provedeno třikrát podél 10 metrové napříč přiléhající experimentální plochy, rovnoběžně s břehem. Shromážděné vzorky byly uskladněny do chladicího boxu. Při rozboru vzorků byly nejprve ihned separováni predátoři (HOGSDEN a VINEBROOK 2006). Tato metoda je ale opět nevýhodná z hlediska přílišné invazivnosti. Vlečení může způsobit poškození dna,

vyplašení organismů a narušení původního prostředí. Povrch, po kterém je čeřen vlečen, by měl být homogenní - nejvhodnějším prostředím pro použití čeřenu je písčité nebo bahnité dno bez velkých překážek (např. kamenů). Po sběru zjistíme pouze počet jedinců zachycených v čeřenu, ale nezjistíme, ve kterém místě dna došlo k jejich zachycení.

Odběry jezer v Tatrách na Slovensku byly provedeny opět Kicking metodou v období červenec-září 1993-1996. V roce 1997 byly pak prováděny v pravidelných měsíčních intervalech od května do listopadu. Larvy vodního hmyzu byly získávány především **stíráním z vegetace, shromažďováním z povrchu** a ze **spodní strany kamenů** u břehu jezera (KRNO 2006a). Tato metoda je šetrná k živočichům i k jejich prostředí, ale musí se provádět s nejvyšší opatrností, aby nedošlo k poškození jedinců. V roce 2000 byly provedeny odběry zoobenthosu v hloubce 1 m Kicking metodou sběru do **ruční sítě** po narušení substrátu na 5 minut. Vzorky byly uloženy do plastových lahví do 4% formalinu a poté **ručně rozebrány** a roztříděny pod stereoskopickým mikroskopem, identifikovány a zařazeny do co nejnižší taxonomické třídy (KRNO et al. 2006b).

KOWNACKI et al. 2006 použil tzv. „core“ metodu **odběru sedimentu** pomocí speciálního trubicovitého nástroje. Odebíral vzorek z vrtu, přičemž vrt byl proveden u břehu jezera do hloubky 5 cm.

Metoda odběru pomocí tzv. **Ekman-Birge** drapáku (ROWE et al. 1973) byla mezi prvními používanými kvantitativními metodami (EKMAN 1905). Výhodou používání drapáku by mohla být jeho snadná manipulace pod vodou a získ větší množství vzorků za krátký čas. Takový odběr je však příliš invazivní, dochází při něm jak k poškození vzorků, tak i k poškození okolního prostředí, takže pro využití na šumavských jezerech je tato metoda vyloučena.

Ostatní metody jsou např. **Surberova síť** (na potoční/říční benthos) (FIGUEROA et al. 2003), **vlečná síť** (dredge), **lžicové sběrače**, **bagry**, **sondy** (URL 3).

4.2. Odběry a monitoring makrozoobenthosu na Šumavě

Benthos šumavských jezer byl odebírán v letech 1956-1995 pravidelně v každém ročním období. Vzorky byly sbírány převážně Kicking metodou za pomoci **kovových misek a sběrných sítí** za čas 10-15 minut mezi kameny a rozrýváním písčité půdy (VRBA et al. 2003).

Katedry PřF na UPOL ve spolupráci s Akademií věd ČR, které se zabývají výzkumem jezer, v současné době provádí odběry zoobenthosu na jaře a na podzim. V květnu 2010 byly do 3 jezer – Černého, Čertova a Plešného - rozmístěny **obdélníkové plastové dózy** – tzv. podvodní „zemní“ pasti, o objemu 3 l, rozměrech přibližně 25×15×8 cm, s vyřezaným dnem a zatavenou sítkou pro lepší komunikaci prostředí se substrátem. Dózy byly umístěny opakovaně **tříkrát do pěti** různých typů **mikrohabitátů** – štěrk; bahno (organický materiál); vegetace (šídlatky); skála; kameny. Celkově tedy bylo umístěno 45 krabiček. Každá byla na dně zatížena kameny a umístěna bez víka tak, aby byl její okraj ve stejné úrovni jako dno jezera. Odběr byl proveden v září 2010, kdy se celé dózy se substrátem ze dna vyzvedly a vzorky byly zafixovány do formaldehydu.

Výhodou této metody je získání přirozeného prostředí s organizmy bez narušení substrátu a vyplašením organismů. Cílem metody je zjistit, zda a jaké substráty jsou preferovány taxony obývajícími dno jezer, zda jsou vůbec nějaké preferovány a jestli je zde nějaká souvislost s potravními skupinami, popřípadě potravními preferencemi. Metoda poskytuje také informace o abundanci benthosu jezera ve sledovaných mikrohabitátech a její vývoj v čase. Po srovnání výsledků z různých časových úseků získáme komplexnější představu o rozmístění a počtu druhů.

Další způsob odběru byl proveden pomocí metody „**core**“ - větších plastových lahví bez dna ze všech dříve uvedených substrátů. Lahev je zabořena

do substrátu a se substrátem pak ihned vytažena. Tato metoda je ale nevýhodná v prostředí s velkými kameny, kde je takový způsob prakticky neproveditelný. Při zaboření lahve do substrátu hrozí poškození jedinců pod okrajem lahve, musí se tedy před tím řádně zkontrolovat plocha pod lahví. Výhodou je rychlost odběru.

V laboratořích se po terénním odběru provádějí kvantitativní rozborů vzorků pod lupou, sčítání jedinců a jejich určování a zařazení do co nejnižších taxonů. Třídění se provádí ručně a kvůli většímu množství přebytečného materiálu (substrát) ve vzorku je pracné a časově náročné. Při třídění se musí dbát na to, aby nedošlo k záměně jedince (např. larvy chrostíka) za neživou složku substrátu. Výhodami pro takové kvantitativní odběry by mělo být, díky obsazení různých typů mikrohabitatů a různých hloubek, získání většího množství vzorků, a tím pak i prokazatelnějších výsledků. Vzhledem k tomu, že se jezera vyskytují v národním parku, platí zde mnohá omezení. Je vyloučeno použití některých metod sběru, které nejsou šetrné vůči svému okolí anebo ho dokonce mohou výrazně poškozovat (např. metoda Ekman-Birg viz výše). Dále je nutné získat od správy NP povolení pro provádění vědeckých výzkumů v jezerech.

5. Závěr

Dopad acidifikace měl negativní účinky na všechna šumavská jezera a výrazně se odráží v současném stavu jezer. Některá se však z acidifikace zotavují rychleji (Laka) a jiná pomaleji (Čertovo, Černé, Plešné). PH všech jezer se stále zvyšuje. V poslední době ale dochází ke zvyšování frekvence dopravy a tím ke zvyšování depozice N. Není vyloučeno, že to bude mít v budoucnu dopad i na jezera a na makrozoobenthos.

Makrozoobenthos je využíván jako bioindikátor acidifikace díky své druhové pestrosti, početnosti a relativní stálosti. U některých druhů jsou už reakce na okyselení a s tím spojené stresové situace známé, což nám umožňuje získávat informace o míře okyselení jezer. Také historické zdroje nám umožňují porovnávat původní a současný stav jezer. Z pozorování je zřejmé, že makrozoobenthos reaguje na zotavování jezer pozitivně. Potom na otázku, zda může být makrozoobenthos ukazatelem pozitivního zotavování šumavských jezer z acidifikace, můžeme dnes odpovědět: ano, je. Důkazem je zvyšování počtu jedinců a návraty původních druhů, které na acidifikaci reagovaly negativně a z jezer v minulosti vymizely.

Zvolená metoda odběru vzorků z jezer by měla v budoucnu potvrzovat hypotézu, že skladba a kvantita zoobenthosu bude dobře vypovídat o zotavování jezer. Bude se lišit podle různých mikrohabitatů a hloubek odběrů. Měla by nám umožnit sledování vyvíjejících se potravních skupin a vztahů, které budou vypovídat o míře zotavování. Na Laca by díky nejvyššímu pH měly být nejlepší. Na Černém jezeře však kvůli stále nízkému pH nebudou nejspíš důkazy o zotavování tak průkazné.

6. Seznam použité literatury

BITUŠÍK a SVITOK (2006): Structure of chironomid assemblages along environmental and geographical gradients in the Bohemian Forest lakes (Central Europe): An exploratory analysis. *Biologia*, 20:S467—S476.

EKMAN, S. 1905. An apparatus for the collection of bottom samples. *Publications de Circonstance Cons. Explor.* 27: 1-6 In: ROWE G. T., CLIFFORD C. H. (1973): Modifications of the Birge-Ekman Box Corer for Use with SCUBA or Deep Submergence Research Vessels. *Limnology and Oceanography*, Vol. 18, No. 1, pp. 172-175.

FIGUEROA R., VALDOVINOS C., ARAYA E., PARRA O., (2003): Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality of southern Chile rivers. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285. ABSTRACT:

www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-

[078X2003000200012&script=sci_arttext&tlng=en](http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-078X2003000200012&script=sci_arttext&tlng=en)

FJELLHEIM A. & RADDUM G.G. (1992): Recovery of acid-sensitives species of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in river Audna after liming. *Environmental Pollution*. 78: 173–178.

FROST S. (1971): Evaluation of kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167 – 173.

FÜREDER L., ETTINGER R., BOGGERO A., THALER B., THIES H., (2006):
Macroinvertebrate diversity in Alpine lakes: effects of altitude and catchment
properties. *Hydrobiologia*, 562:123–144.

GERHARDT A. (1994): Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly
Leptophlebia marginata (L.) (insecta) in relation to freshwater acidification,
Hydrobiologia. 284(2): 157–168.

HALL J., LIKENS G.E., FIANCE S.B. & HENDREY G.R. (1980): Experimental
acidification of a stream in the Hubbard Brook experimental forest. New Hampshire,
Ecology. 61: 976–989.

HERRMANN J., DEGERMAN E., GERHARDT A., JOHANSSON C., LINGDELL
P.-E. A MUNIZ I. P. (1993): Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22 (5):
298 – 307. ABSTRACT:

<http://mdl.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=3054449&q=Acid-stress+effects+on+stream+biology&uid=789683445&setcookie=yes>

HOGSDEN K. L., VINEBROOKE R. D., (2006): Benthic grazing and functional
compensation in stressed and recovered lakes. *Canadian Journal of Fisheries and
Aquatic Sciences*. 63: 1999–2010.

KELLER, W., YAN, N. D., GUNN, J. M., HENEBERRY, J. (2007): Recovery of
Acidified Lakes: Lessons From Sudbury, Ontario, Canada. *Water Air Soil
Pollution: Focus* 7:317–322.

KOHUT, L. & FOTT, J. (2006): Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plešné Lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species. *Biologia*, 20: S477—S483.

KOPÁČEK J., HEJZLAR J., BOROVEC J., PORCAL P. & KOTOROVÁ I. (2000): Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography* 45: 212–225.

KOPÁČEK J., STUHLÍK E., VESELÝ J., SCHAUMBURG J., ANDERSON I. C., FOTT J., HEJZLAR J. A VRBA J. (2001a): Hysteresis in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2: 91–114.

KOPÁČEK J., VESELÝ J., STUHLÍK E. (2001b): 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(3), 391–405

KOPÁČEK, J., KAI-UWE ULRICH, HEJZLAR J., BOROVEC J., STUHLÍK J. (2001c): Natural inactivation of phosphorus by aluminium in atmospherically acidified water bodies. *Water Resources*, Vol. 35, No. 16, pp. 3783–3790.

KOPÁČEK, J., HEJZLAR, J., KAŇA, J., PORCAL, P. (2001d): Faktory ovlivňující chemismus šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, 63-66.

KOPÁČEK J., BRZÁKOVÁ M., HEJZLAR, J., NEDOMA J., PORCAL, P., VRBA J. (2004): Nutrient cycling in a strongly acidified mesotrophic lake. *Limnology and Oceanography*, Vol. 49, No. 4, pp. 1202-1213.

KOPÁČEK, J. & VRBA, J. (2006): Integrated ecological research of catchment lake ecosystems in the Bohemian Forest (Central Europe): A preface. *Biologia*, 20: S363—S370.

KOWNACKI A., DUMNICKA E., KWANDRANS J., GALAS J., OLLIK M., (2006): Benthic communities in relation to environmental factors small high mountain ponds threatened by air pollutants. *Boreal Environment Research* 11: 481-492.

KRNO I., (2006a): Macrozoobenthos of two different catchment areas of the Tatra Mountain lakes with a special reference on the effects of acidification. *Biologia*, 18: S 181—S 184.

KRNO I., ŠPORKA F., GALAS J., HAMERLÍK L., ZAŤOCIČOVÁ Z., BITUŠÍK P., (2006b): Littoral benthic macroinvertebrates of mountain lakes in the Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia*, Bratislava. 61/Suppl.18: S147—S166.

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, Bratislava* 61, Suppl. 20: S453–S465.

PROCHÁZKOVÁ L. A BLAŽKA P. (1999): Chemistry and biology of the Bohemian Forest lakes in the early 1960s. *Silva Gabreta, Vimperk*, 3:65-72. In: Entomofauna litorálu šumavských glaciálních jezer (nepublikováno).

ROWE G. T., CLIFFORD C. H. (1973): Modifications of the Birge-Ekman Box Corer for Use with SCUBA or Deep Submergence Research Vessels. *Limnology and Oceanography*, Vol. 18, No. 1, pp. 172-175.

ROWE L., BERRILL M. & HOLLET L. (1988): The influence of season and pH on mortality, molting and whole-body ion concentrations in nymphs of the mayfly *Stenonema femoratum*, *Comparative Biochemistry and Physiology*. 90A(3): 405–408.

SCHINDLER, D.W. (1988): Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. *Science*. Vol. 239. no. 4836, pp. 149 – 157.

SOLDÁN, T., ZAHŘÁDKOVÁ, S., HELEŠIC, J., DUŠEK, L., LANDA, V. (1998): Distributional and Quantitative Patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: A possibility of Detection of Long-term Environmental Changes of Aquatic Biotopes. Masaryk University, Brno, 305 pp. In: Entomofauna litorálu šumavských glaciálních jezer (nepublikováno).

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., STANTON, M.P., TRAAEN, T., VAN DAM, H., WEBSTER, K.E., WIETING, J. a WILANDER, A. (1999). Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, 401, 575–578. ABSTRACT:

www.nature.com/nature/journal/v401/n6753/abs/401575a0.html

VESELÝ J., HRUŠKA J., NORTON S. A. & JOHNSON C. E. (1998a): Trends in water chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984 to 1995: I. Major solutes. *Water Air Soil Pollution*, 108: 107–127.

VESELÝ J., HRUŠKA J. & NORTON S. A. (1998b): Trends in water chemistry of acidified Bohemian lakes from 1984 to 1995: II. Trace elements and aluminum. *Water Air Soil Pollution*, 108: 425–44.

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.

ABSTRACT:

<http://mdl.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=5144198&q=Long-term+limnological+research+of+the+Bohemian+Forest+Lakes+and+their+recent+status&uid=789683445&setcookie=yes>

VRBA J., FOTT J., KOPÁČEK J., NEDBALOVÁ L., NEDOMA, J. (2001):
Dlouhodobý limnologický výzkum šumavských jezer a jejich současný stav.
Aktuality šumavského výzkumu, 56-57.

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., KOPÁČEK J., BITTL T., NEDOMA J., ŠTROJSOVÁ A., NEDBALOVÁ
L., KOHOUT L. A FOTT J. (2006): A key role of aluminium in phosphorus
availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes.
Biologia 61 (20): 441 – 451.

YAVKOLEV, V. A. (2001): Effect of Water Acidification on the Calcium and
Magnesium Concentrations in Caddis Fly Larvae. *Water Resources*, Vol. 30, No. 4,
2003, pp. 422–426.

Elektronické zdroje:

URL 1: PATZELT, Zdeněk. *Ochrana přírody a krajiny v České republice* [online]. První vydání. Praha : Agentura ochrany přírody a krajiny ČR ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí, Správou NP České Švýcarsko, Správou NP Krkonoše, Správou NP Podjízí, Správou NP a CHKO Šumava a Federací EUROPARC Česká republika, 2008 [cit. 2010-07-28]. Národní přírodní rezervace Černé a Čertovo jezero. Dostupné z WWW: <http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=index&site=NPR_erne_a_certovo_jezero_cz>.

URL 2: Český hydrometeorologický ústav : Úsek hydrologie [online]. Praha : 2000-08-03, 2010-07-20 [cit. 2010-07-25]. Monitorovací programy. Dostupné z WWW: <<http://voda.chmi.cz/ojv2/htm/monprog.htm>>.

URL 3: ING. KUBÍK, PHD., Štěpán Biomonitoring vod : Metody biomonitoringu a bioindikace vodního prostředí. In *BIOMONITORING* [online]. Praha : Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, 2010, 2010-04-16 [cit. 2010-07-31]. Dostupné z WWW: <<http://kzr.agrobiologie.cz/natural/predmety/biomonitoring.htm>>.

URL 4: SELUCKÝ, Daniel. *Lipensko.org* [online]. 2010 [cit. 2010-08-11]. Letecké fotogalerie Lipno a okolí. Dostupné z WWW: http://www.lipensko.org/letecke_fotografie_lipno_2.php>.

URL 5: *InfoCesko.cz* [online]. Its Beskydy, s.r.o., 2002, 2010 [cit. 2010-08-08]. Prášílské jezero. Dostupné z WWW: <<http://zajimavosti.infocesko.cz/content/sumava-prirodni-zajimavosti-vodni-plochy-prasilske-jezero.aspx>>.

7. Seznam příloh

1. Černé jezero (foto)
2. Černé jezero (foto)
3. Čertovo jezero (foto)
4. Čertovo jezero (foto)
5. Plešné jezero (foto)
6. Plešné jezero (foto)
7. Prášilské jezero (foto)
8. Jezero Laka (foto)



Obr. 1: Černé jezero (převzato z URL 4).



Obr. 2: Černé jezero (foto: Evžen Tošenovský).



Obr. 3: Čertovo jezero (převzato z URL 4).



Obr. 4: Čertovo jezero (foto: Evžen Tošenovský).



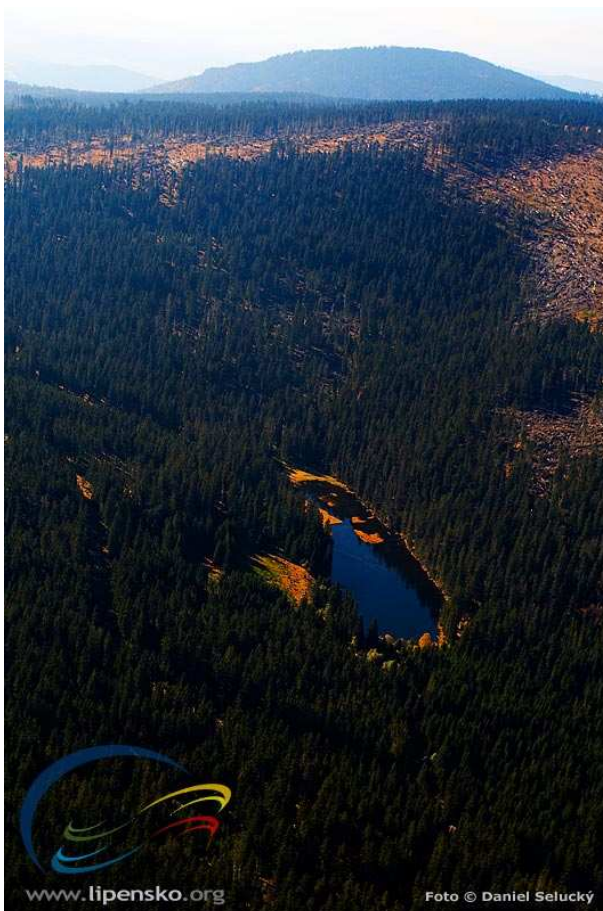
Obr 5: Plešné jezero (převzato z URL 4).



Obr. 6: Plešné jezero (foto: Evžen Tošenovský).



Obr. 7: Prášilské jezero (převzato z URL 5).



Obr. 8: Jezero Laka (převzato z URL 4).