

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: Mgr. Evžen Tošenovský

Termín odevzdání práce: 3. 1. 2012

Olomouc 2012

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

V Olomouci 3. ledna 2012

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: Mgr. Evžen Tošenovský

Rok obhajoby práce: 2012

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: 52

Počet příloh: 0

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: Mgr. Evžen Tošenovský

The year of presentation: 2012

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 Laka Lake recovery is the promptest from all above studied lakes 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: 52

Number of appendices: 0

Language: Czech

Obsah

1. Úvod.....	- 1 -
2. Problematika	- 2 -
2.1. Historie výzkumu šumavských jezer	- 2 -
2.2. Acidifikace a její dopad na chemismus půd a jezerních vod	- 3 -
2.3. Vliv acidifikace na zoobentos	- 7 -
2.4. Současná situace makrozoobentosu šumavských jezer.....	- 10 -
3. Diverzita zoobentosu v jezerních ekosystémech.....	- 14 -
3.1. Rozdíly v diverzitě zoobentosu v různých mikrohabitátech.....	- 14 -
3.2. Diverzita zoobentosu podle zonace jezerního dna na základě světelného režimu - profundál a litorál	- 15 -
4. Charakteristika lokalit výzkumu	- 21 -
4.1. Černé jezero (ČN)	- 22 -
4.2. Čertovo jezero (ČT)	- 23 -
4.3. Plešné jezero (PL)	- 23 -
4.4. Prášílské jezero (PR).....	- 23 -
4.5. Jezero Laka (LA).....	- 24 -
4.6. Rozdělení šumavských jezer podle pH a stupně acidifikace	- 25 -
5. Metodika odběrů vzorků makrozoobentosu.....	- 28 -
5.1. Odběry a monitoring makrozoobentosu na Šumavě	- 39 -
6. Závěr	- 42 -
7. Seznam použité literatury.....	- 43 -

Poděkování

Děkuji Mgr. Evženu Tošenovskému za odborné vedení práce, za rady a konzultace, za pomoc při získávání literatury a především za trpělivost. Dále bych chtěla velice poděkovat Mgr. Janě Svobodové za poskytnutí potřebných informací a udělení cenných rad.

1. Úvod

Tato práce se zabývá problematikou makrozoobenthosu šumavských jezer. Konkrétněji pak jaký vliv mají 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 jejich poškození byla acidifikace jezerních vod a následná změna chemismu jezer. 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 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 stále málo, ale i tak se z nich dá vyčíst, že k zotavování jezer pomalu dochází.

Cíle práce:

- Vytvořit rešeršní přehled o vlivu acidifikace na makrozoobenthos obecně, na makrozoobenthos šumavských jezer a jeho současný stav a utvořit přehled o mikrohabitatových preferencích makrozoobenthosu.
- Popsat lokality výzkumu a vytvořit přehled o používaných a možných metodách odběrů makrozoobenthosu.

2. Problematika

2.1. *Historie výzkumu šumavských jezer*

Nesoustavný hydrobiologický výzkum šumavských jezer započal před 130 lety (PROCHÁZKOVÁ a BLAŽKA 1999; VRBA et al. 2000). První hydrobiologické výzkumy jezer prováděl už na konci 19. století prof. Dr. Antonín Frič (VRBA et al. 2000). 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 a BLAŽKA 1999). V roce 1892 publikovali první informace o výzkumu zaměřeném na makrozoobenthos. Poukazovali zde na hojný výskyt klešťanky *Glenocorisa propinqua propinqua* (Heteroptera) (VRBA et al. 2003). V roce 1897 byl vydán seznam druhů Černého a Čertova jezera. Na seznamu ještě byly ryby i chrostíci. Od 50. let 20. století se začali výzkumem zabývat Vladimír Landa a Tomáš Soldán (VRBA, J.: konference „Setkání mladých limnologů III“, Olomouc 2010). Bylo zjištěno, že mezi 50. a 90. lety 20. století došlo k redukci počtu druhů hmyzích larev (pošvatek a jepic) na třetinu a zooplanktonu na nulu (VRBA et al. 2003).

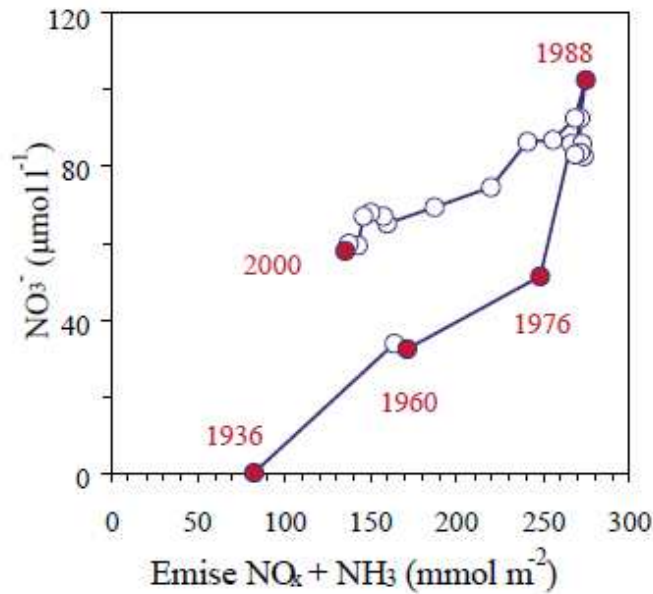
Hlavním iniciátorem, který započal regulérní výzkum jezer na české straně, byl v roce 1984 Josef Veselý (KOPÁČEK a VRBA 2006). Četnější data jsou k dispozici od konce 70. let. Odběry vzorků benthosu byly prováděny dvanáctkrát mezi lety 1956-1995 v každém ročním období (VRBA et al. 2001). Výzkumy v letech 1959-1961 ukázaly první známky acidifikace šumavských jezer (PROCHÁZKOVÁ a BLAŽKA 1999). 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).

2.2. 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 SO_2 , NO_x a NH_3 . Následkem toho došlo ke spuštění mnoha chemických reakcí, které vedly ke znečištění a následnému okyselení (acidifikaci) půd a jezerních vod nejen na Šumavě, ale také v jiných regionech, především severní Evropy, Kanady a USA (KOPÁČEK et al. 2001a; STODDARD et al. 1999; KELLER et al. 2007).

Jelikož depozice **síry (S)** a **dusíku (N)** jsou významným zdrojem aniontů silných kyselin pro celý ekosystém povodí - jezero, v posledním století také nejvíce přispěly ke změnám chemismu šumavských jezer (VESELÝ et al. 1998a; VESELÝ 1998b; VRBA et al. 2000; KOPÁČEK et al. 2000). S rostoucí úrovní depozice síry (S) a dusíku (N) (viz Obr. 1) byla překročena retenční schopnost půd. Za ustálených podmínek je většina N dodaného do ekosystému srážkami, suchou depozicí i vnitřními zdroji (mineralizace organické hmoty v půdách a sedimentech) využita vegetací a mikroorganismy. Jestliže však do takového systému začne vstupovat více N, než odpovídá původnímu rovnovážnému stavu, začne se ustavovat nová rovnováha. Ekosystém tedy dospěl do stadia, kdy už nebyl schopen využívat dostupný N. Následně začal vzrůstat odnos dusíku především ve formě dusičnanů. Původní limitace terestrické vegetace dusíkem se tedy změnila na saturaci povodí dusíkem (HRUŠKA a KOPÁČEK 2005).

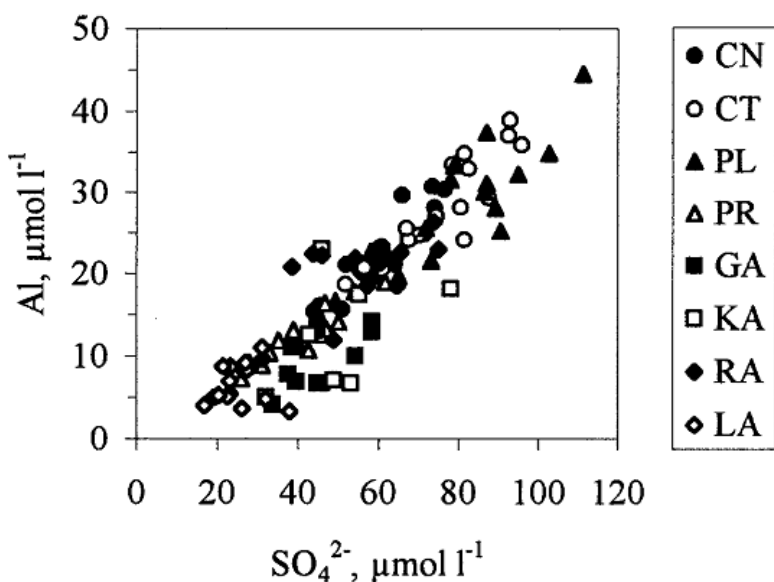


Obr. 1: Průběh koncentrací dusičnanů v Černém jezeře (v mikromolech) v závislosti na ročních hodnotách měrných emisí NO_x a NH₃ na území Československa (v milimolech na m² území) (HRUŠKA a KOPÁČEK 2005).

Pouze množství depozic ale nerozhoduje o stupni okyselení vodního prostředí. Záleží také na stavbě okolních hornin a vlastnostech půd. Zejména pak na množství bazických kationtů vápníku (Ca²⁺), hořčíku (Mg²⁺), sodíku (Na⁺) a draslíku (K⁺), jejichž zdrojem je zvětrávání podložních hornin. 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 proto méně senzitivní a náchylné k acidifikaci (SCHINDLER 1988; VESELÝ et al. 1998a).

Geologické podloží šumavských jezer je tvořeno především krystalickými a vyvřelými horninami (svory, rula a žula) s nízkou pufrací kapacitou (o chemismu podloží jezer podrobněji KAŇA a KOPÁČEK 2006), 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.

2002). Vzrůst koncentrace vodíkových iontů má za následek pokles pH půd a změnu v rozpustnosti některých prvků (hliník (Al), železo (Fe), měď (Cu), olovo (Pb), cadmium (Cd)). Problém pak může způsobit následné vyplavování těchto 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 (KOPÁČEK et al. 2002; HAVAS M. a ROSSELAND B. O. 1995). Na obrázku 2 můžeme vidět, že jeho koncentrace v šumavských jezerech kolísá přímo úměrně s množstvím depozic SO_4^{2-} (KOPÁČEK et al. 2002).



Obr. 2: 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-Prášilské j.; GA-Grosser Arbersee; KA-Kleiner Arbersee; RA- jezero Rachelsee; LA-jezero Laka.) (KOPÁČEK et al. 2002).

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

O chemismu jezer podrobněji viz KOPÁČEK et al. 2000; KOPÁČEK et al. 2001a; KOPÁČEK et al. 2001b; KOPÁČEK et al. 2004; KOPÁČEK et al. 2006; VESELÝ et al. 1998a; VESELÝ et al. 1998b.

2.3. Vliv acidifikace na zoobenthos

Okyselení vod působí negativně na **denzitu**, **diverzitu** a **emergenci** vodních bezobratlých (HALL et al. 1980). Např. FJELLHEIM a RADDUM (1992) prokázali pokles **abundance** se snižujícími se hodnotami pH u zástupců řádů Ephemeroptera, Plecoptera a Trichoptera (EPT).

Nejvýraznější změnou postihující šumavská jezera bylo **snížení druhové diverzity**. Vymizely senzitivní druhy a došlo ke zjednodušení potravního řetězce (VRBA et al. 2003, NEDBALOVÁ et al. 2006). Například V Černém jezeře došlo mezi 50. a 90. lety k redukci pošvatek (Plecoptera) a jepic (Ephemeroptera) z 12 druhů na pouhé 4 druhy (VRBA et al. 2003). SOLDÁN 1999 in VRBA et al. 2000 uvádí, že v Prášílském jezeře došlo vlivem acidifikace ke snížení druhové diverzity jepic (Ephemeroptera).

V následujících podkapitolách je ovlivnění zoobenthosu rozděleno na přímé a nepřímé, avšak ne vždy je známo, zda je původcem negativních dopadů přímo působení nízkého pH a toxických látek nebo změny v biotických interakcích, při kterých následuje změna skladby společenstva v acidifikovaném prostředí.

2.3.1. Přímé ovlivnění zoobenthosu

Zvýšení koncentrace vodíkových iontů přímo ovlivňuje fyziologii organismů (HALL et al. 1980). Fungování životních mechanismů (iontová rovnováha, dýchání) ryb a vodních bezobratlých je ovlivňováno kolísáním koncentrací iontů vodíku (H), hliníku (Al) a cadmia (Cd) v prostředí. Vlivem nízkého pH dochází ke zvýšení koncentrací těchto prvků a může docházet k poruchám v chování organismů. To ovlivňuje například **únikové reakce**, **migrace po proudu**, u ryb **výběr trdliště** (HERRMANN et al., 1993). 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 **reprodukcí** a vývojová stádia bentosu – na **svlékání a líhnutí** larev vodního hmyzu (HERRMANN et al. 1993). Ke stejnému závěru došel i ROWE et al. 1988 (viz níže).

Acidita působí přímo na **úmrtnost** druhů acidosensitivních. Například ryby mohou přežít v prostředí s pH až 5,3 (HENRIKSEN et al. 1989), měkkýši hynou v romezí pH 4,8 až 5,5 (HORSÁK a HÁJEK 2003), vodní plži hynou při pH 5,2 (OKLAND 1992). Při hodnotách pH nižších jak 4,5 přežívají už jen acidotolerantní druhy (např. jepice *Leptophlebia vespertina* (VRBA et al. 2003) nebo máloštětinatci, kteří snesou pH až 4,2 (Ilyashuk 1999)). 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 (ROWE et al. 1988).

HAVAS a ROSSELAND 1995 nebo MOISEENKO a SHAROVA 2006 popisují přímý vliv acidifikace i na systém **žaber** ryb a larev vodního hmyzu. Na jejich povrchu se vysráží Al(OH)_2 . Tím dojde k jejich **naleptání** a následnému udušení jedince.

2.3.2. Nepřímé ovlivnění zoobenthosu

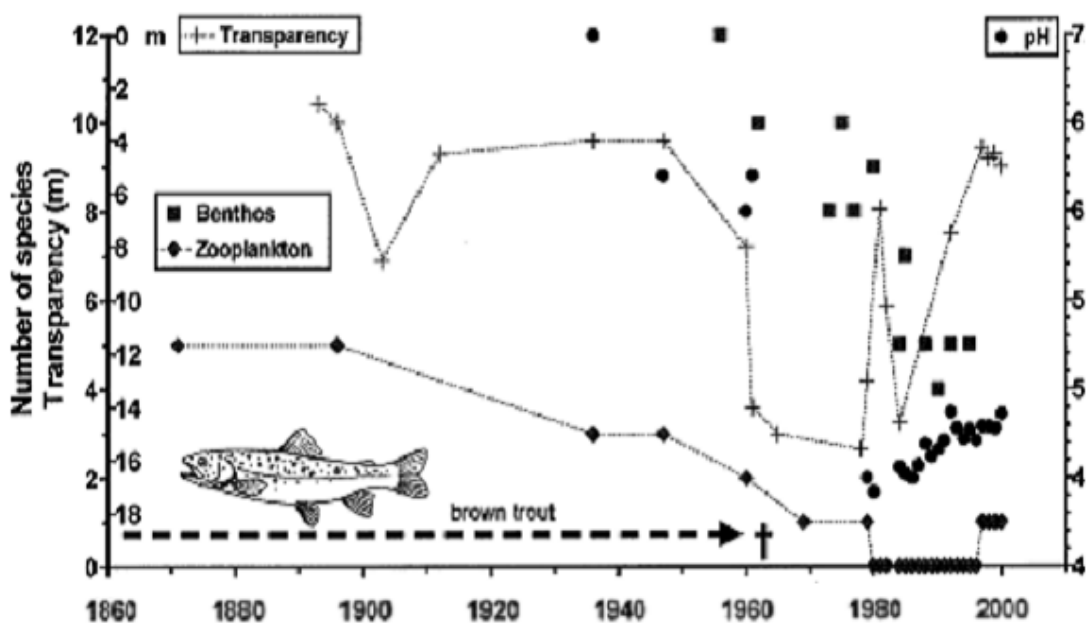
Negativní dopad na organizmy má zvyšující se koncentrace těžkých kovů, které mohou působit toxicky (HALL et al. 1980). Například toxicita hliníku (Al) v různých formách hraje důležitou roli v současném formování **potravních vztahů** šumavských jezer. Při zvýšené koncentraci inhibuje iontový hliník (Al_i) extracelulární fosfatázy (podrobně ve studii BITTL et al. 2001), 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 (VRBA et al. 2006; KOPÁČEK et al. 2000). A na přísun řas a mrtvého zooplanktonu padajícího z pelagiálu na dno je víceméně odkázán i zoobenthos stojatých vod (HARTMAN et al. 2005, pp. 232). 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 (VRBA et al. 2006; KOPÁČEK et al. 2000).

V neposlední řadě je nepřímo ovlivněn počet jedinců v populaci. Dojde-li k vymizení některých taxonů, následuje řetězec změn v potravních vztazích jezera. V acidifikovaných šumavských jezerech s pH nižším než 6 vymizely acidosenzitivní ryby (velcí obratlovci-predátoři) (VRBA et al. 2003). Dominujícími skupinami se pak v acidifikovaných jezerech stávají velcí bezobratlí predátoři (např. dravé larvy pošvatek) a drtiči (grazers – např. chrostíci) (KRNO 2006a).

2.4. Současná situace makrozoobenthosu šumavských jezer

Pro monitorování průběhu zotavování šumavských jezer z acidifikace (recovery) nám slouží důkazy o přítomnosti/nepřítomnosti některých druhů zoobenthosu (především acidosenzitivních), 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 nebo nebyl po určitou dobu nalezen v žádných odběrech. Dobrymi bioindikátory zotavujících se vod jsou tzv. „klíčové druhy“ (např. VRBA et al. 2003). Výzkumy jsou zaměřeny především na monitoring larev hmyzu - chrostíků (Trichoptera), vážek (Odonata), jepic (Ephemeroptera), pošvatek (Plecoptera), pakomárovitých (Chironomidae), střechatek (Megaloptera) a dále na výskyt ploštic (Heteroptera) a koryšů (Crustacea). Díky velkým změnám v druhové skladbě od 90. let 20. stol. (NEDBALOVÁ et al. 2006) jsou jedny z nejvíce sledovaných skupin makrozoobenthosu Ephemeroptera a Plecoptera. Větší pozornost je jim věnována ve studii např. VRBY et al. 2003 nebo NEDBALOVÉ et al. 2006. 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). Jepice jsou vzhledem ke své acidosenzitivitě považovány za dobré bioindikátory kvality vody (HARTMAN et al. 2005, pp. 164). Dalším klíčovým druhem, který se začal opět vyskytovat v odběrech, je jepice *Siphonurus lacustris*.

Největší důkaz o biologickém zotavování šumavských jezer z acidifikace nám podávají výsledky z měření prováděných na **Černém jezeře** (KOPÁČEK et al. 2002). Od poloviny 30. let až do poloviny 80. let 20. století pH jezera rapidně kleslo z hodnot >6 na $\sim 4,5$. Tyto změny byly doprovázeny, kromě vymření rybí populace, také vymizením jak zooplanktonních korýšů, tak některých druhů litorálního makrozoobentosu v 50. a 60. letech 20. století (Obr. 3) (VRBA et al. 2003).



Obr. 3: Data z limnologických výzkumů na Černém jezeře v období 1871-2000: počet druhů zooplanktonu a benthosu (Ephemeroptera a Plecoptera) (levá osa, levá stupnice); Transparency = průhlednost jezerní vody (levá osa, pravá stupnice) (VRBA et al. 2003).

Podle VRBY et al. 2003 byl v roce 1950 celkový počet druhů jepic 5. Ve výsledcích z roku 2003 od NEDBALOVÉ et al. 2006 už jsou uvedeny jen 4 druhy. Pouze acidotolerantní tzv. klíčový druh *Leptophlebia vespertina* byl nalezen v 50., 60. i 90. letech. Tento druh bývá nalézán pravidelně, ale v nízkém počtu jedinců. (VRBA et al. 2003).

Některé acidotolerantní pošvatky, které přežily nejsilnější období acidifikace, byly nalezeny v 50. i 90. letech. (VRBA et al. 2003). Překvapivý zvrát přináší studie Lindy Nedbalové 2006, ve které se vychází z průzkumu z roku 2003 a uvádí se návrat 2 vyhynulých druhů do Černého jezera (*Leuctra fusca* a *Nemoura cinerea* - návrat do všech jezer).

Frič s Vávrou ve své publikaci z roku 1898 in VRBA et al. 2003 zmiňují masový výskyt ploštice *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 (VRBA et al. 2003; KUBEČKA et al. 2000). Vzhledem k tomu, že je tento druh acidotolerantní, jeho vymizení nemá přímou souvislost se změnou pH, ale nejpravděpodobnější příčinou budou změny v potravním řetězci následkem změny pH vody (VRBA et al. 2003).

Pro přehled skladby nalezených druhů benthosu z roku 1961 viz PROCHÁZKOVÁ a BLAŽKA 1999; z roku 2003 viz NEDBALOVÁ et al. 2006.

Nejpomaleji se zotavujícím a také nejkyseljším (pH = 4, 68) ze všech pěti jezer je Čertovo jezero (BITUŠÍK a SVITOK 2006). Nejpočetnějším řádem sledovaného makrozoobentosu ČT jsou pošvatky Plecoptera (NEDBALOVÁ et al. 2006). Mezi 50. a 90. lety bylo v ČT nalezeno 6 druhů pošvatek (VRBA et al. 2003). NEDBALOVÁ et al. uvádí v současné době 9 druhů, z toho 6 nových druhů. Což jasně poukazuje na rapidní pokles výskytu několika druhů právě mezi 50. a 90. lety. Dále byl nalezen jeden nový druh vážky (*Aeschna juncea*) a jeden druh střechatky (*Sialis lutaria*) (NEDBALOVÁ et al. 2006).

Situace na **Plešném jezeře** v 50. letech poukazovala na výskyt celkem 4 druhů jepic (VRBA et al. 2003). Od té doby nejsou známy žádné záznamy, které by jasně dokazovaly přítomnost jepic. Až NEDBALOVÁ et al. 2006 uvádí 2 nové zástupce (*Ameletus inopinatus* a *Siphonurus lacustris*) a 2 zástupce vážek (*Aeschna cyanea* a *Pyrrhosoma nymphula*). V roce 2003 bylo nalezeno 6 nových druhů pošvatek (NEDBALOVÁ et al. 2006).

V **Prášílském jezeře** došlo k největší redukci druhů Ephemeroptera a Plecoptera, a to z původních 14 na pouhé 2 recentní druhy (VRBA et al. 2003). VRBA et al. 2003 uvádí výskyt 4 druhů jepic nalezených v 50. letech. SOLDÁN 1999 in VRBA et al. 2000 uvádí 3 druhy jepic nalezených ve 40. a 50. letech. Oba uvádí, že v 70. a 90. letech z nich byla nalezena pouze *Leptophlebia vespertina* a došlo ke zvýšení její abundance. V roce 2003 už se uvádí 2 nově nalezené druhy (*Ameletus inopinatus* a *Siphonurus lacustris*). V témže roce se neuvádí nález žádného nového druhu vážek, ale bylo nalezeno 6 nových druhů pošvatek (NEDBALOVÁ et al. 2006).

Jezerem již téměř zotaveným z acidifikace je jezero **Laka**. Díky dobrému chemismu (VRBA et al. 2000) je zde i největší druhová bohatost makrozoobentosu. Pouze v tomto jezeře byly nově nalezeny druhy *Sialis fuliginosa* (Megaloptera) a *Sisyra fuscata* (Neuroptera) (NEDBALOVÁ et al. 2006). Právě díky předpokladům, jako je dobrý chemismus a nejvyšší pH ze všech sledovaných jezer, je zde i největší šance na návrat původního pstruha potočního (VRBA, J.: konference „Setkání mladých limnologů III“, Olomouc 2010).

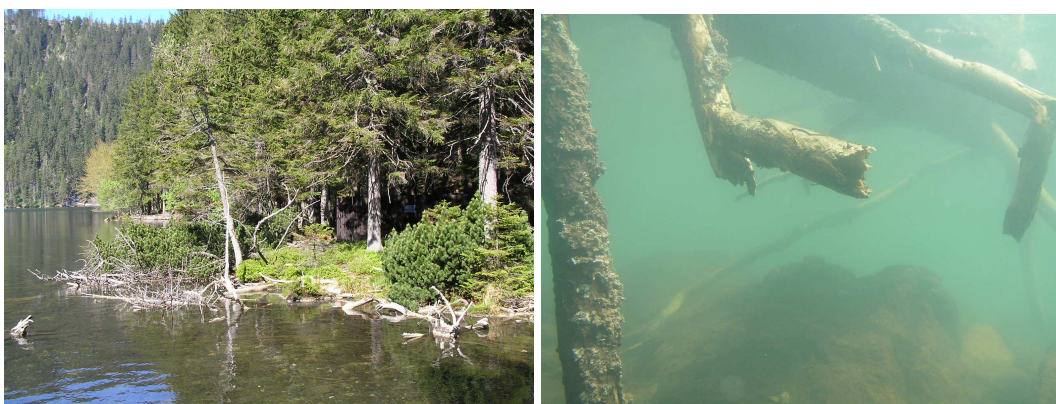
3. Diverzita zoobenthosu v jezerních ekosystémech

3.1. *Rozdíly v diverzitě zoobenthosu v různých mikrohabitátech*

Jedním z měřítek poukazujícím na diverzitu zoobenthosu je jeho preference různých typů mikrohabitátů. V jezerech určujeme, bez ohledu na hloubkovou zonaci, několik rozdílných typů mikrohabitátů. Nejčastěji sledovanými mikrohabitáty jsou: **a) skály/kameny; b) písek; c) bahnitý substrát a d) vegetace** (FÜREDER et al. 2006). Tyto mikrohabitáty se liší určitými fyzicko-chemickými vlastnostmi a typem substrátu, který koreluje s druhovým složením zoobenthosu (LEWIS et al. 1982). Skalnatý a kamenitý (hrubozrnný) substrát obývají především pošvatky (HARTMAN et al. 2005, pp.166), jepice a chrostíci (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 118). Písčitý a bahnitý (jemnozrnný) substrát je preferován skupinami Oligochaeta (KRNO 2006a; ZAŤOVIČOVÁ 2002), Chironomidae (LEWIS et al. 1982) a některými druhy hrabavých jepic (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 120). Preference substrátů se mohou ale během vývoje měnit (např. larvy pakomárů podčeledi Tanypodinae (ARMITAGE et al. 1995)).

3.2. Diverzita zoobentosu podle zonace jezerního dna na základě světelného režimu - profundál a litorál

Na základě hloubkové zonace dna jezera a fyzicko-chemických vlastností (světelný režim dna; nasycenost kyslíkem) provádíme zonaci jezer na profundál a litorál. **PROFUNDÁL** je nejhlubší část dna, kde převažuje spotřeba kyslíku nad jeho produkcí (HARTMAN et al. 2005, pp. 201). Cenózy profundálu tvoří především konzumenti, kteří jsou závislí na primární produkci litorálu (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 76). Živí se především odumřelým planktonem a organickými zbytky padajícími ke dnu (HARTMAN et al. 2005, pp. 232). Jezera chudá na vápník, dusík a fosfor mají nízkou primární produkci řas a sinic. Tato jezera bývají často zásobována suchozemským organickým materiálem z jejich okolí (např. opad listů, větve, jehličí) (HARTMAN et al. 2005, pp. 212; LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 77) (Obr. 4 a 5).



Obr.: 4 (vlevo) a 5 (vpravo): Opad suchozemského organického materiálu v Černém jezeře (foto: Evžen Tošenovský).

Habitatu profundálu dominují 2 hlavní skupiny makrozoobentosu: larvy a kukly pakomárů čeledi **Chironomidae** a máloštětinatci **Oligochaeta** (FÜREDER et al. 2006; ZAŤOVIČOVÁ 2002; KRNO 2006a; TSZYDEL et al. 2009). Čeleď Chironomidae je v mnoha výzkumech uváděna jako nejpočetnější skupina makrozoobentosu profundálu i litorálu jezer (FÜREDER et al. 2006;

ZAŤOVIČOVÁ 2002). Podle HARTMANA et al. 2005, pp. 173 tvoří čeled' Chironomidae jádro makrozoobenthosu většiny našich vod. Larvy některých podčeledí pakomárovitých mají speciální fyziologické adaptace, umožňující larvám přežít i několik týdnů anaerobní podmínky (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 78). Kukly podčeledi Chironominae žijí převážně v rource. Ale např. kukly podčeledi Tanypodinae žijí volně ve vodě nebo mezi vegetací, popřípadě na dně (ARMITAGE et al. 1995). Kukly bývají zahrabány v **písku nebo v bahnitém substrátu** (detrit) (LEWIS et al. 1982). Průměrná velikost larev Chironomidae v detritovém substrátu acidifikovaného jezera ve Švédsku je kolem 2 mm (HENRIKSON 1993).

LITORÁL je prosvětlené příbřežní pásmo dna, kde převažuje fotosyntéza nad respirací (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 75). Vzhledem ke snazší dostupnosti potápěčů s odběrovými zařízeními a druhové bohatosti litorálu jezer, se vzorkování benthosu na Šumavě provádí převážně v litorálu jezer. Ke kvantitativnímu přehledu benthosu jezer slouží především odebraní jedinci, ale v některých případech i jejich svlečky. Mohou poskytovat důkaz o přítomnosti kukel před dobou odběru. Např. svlečky larev vážek vydrží na místě často velmi dlouho (HARTMAN et al. 2005, pp. 165). Ne vždy bude zařazení jedince do mikrohabitatu striktní a jasné. Jsou jedinci, kteří se po dně pohybují a preferují tak více mikrohabitatů (např. pohyblivé larvy střechatek, vážek, pošvatek, jepic). Larvy pošvatek v posledním instaru migrují ke břehu, vylézají z vody a metamorfují (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 118).

V litorálu vybraných Alpských jezer dominovaly (kromě **Chironomidae**) **Ephemeroptera**, **Plecoptera** a **Trichoptera** (EPT). Nejpočetnější a nejrozšířenější čeledí řádu Trichoptera (v larválních stádiích) byla č. Limnephilidae a Polycentropodidae. Ve vzorkování byly zahrnuty mikrohabitaty: skalnatý, kamenitý;

písčité a vegetační (FÜREDER et al. 2006). Například neacidifikované Nižné Terianské Pleso ve Vysokých Tatrách je tvořeno především **kamenitým a skalnatým substrátem**. Tyto habitaty jsou zde preferovány (kromě čeledi Chironomidae) především skupinami Oligochaeta a Trichoptera. Dominantními druhy Terianského Plesa jsou druhy univoltinní (krátký vývojový cyklus). Jsou jimi některé druhy Trichoptera (seškrabávači-grazers), Turbellaria (predátoři) a Plecoptera (predátoři) (KRNO 2006a; ZAŤOVIČOVÁ 2002). Většina druhů chrostíků čeledi Limnephilidae obývá právě kamenitý mikrohabitat. Na velkých kamenech se kuklí v nápadných shlucích (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 119). V jezeře silně postiženém acidifikací dominují semivoltinní druhy (delší životní cyklus) – především **predátoři a kouskovači** (shredders). V litorálu acidifikovaného Starolesnianského Plesa dominují Trichoptera (kouskovači) (40%), Coleoptera (predátoři) (32%) a Plecoptera (kouskovači) (28%) (KRNO 2006a). Při vzorkování litorálního makrozoobenthosu 45 horských jezer ve Slovenských a Polských Tatrách vyšly jako druhově nejbohatší řády (kromě Diptera-Chironomidae) Oligochaeta a Coleoptera. Výčet nalezených taxonů podrobněji ve studii KRNO et al. 2006b.

Jedním z dalších typických benthických živočichů, obývajících kamenitý mikrohabitat horských jezer, jsou dravé larvy pošvatek Plecoptera. Pohybují se po dně, obývají různé skuliny a prohlubně mezi kameny a zdržují se i po stranách kamenů (HARTMAN et al. 2005, pp. 166).



Obr. 6 (vlevo) - Larva jepice a schránka chrostíka v kamenitém/skalnatém mikrohabitatě (foto: Evžen Tošenovský).

Obr. 7 (vpravo) – Svlečka vážky (foto: Evžen Tošenovský).

Limitujícím prvkem pro život v **bahnito-písčitém mikrohabitatě** je možnost stavby úkrytů, pastí, jamek, rourek. Nebo stavba různých zařízení k přichycení jedince (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 120). Larvy čeledi Chironomidae si v bahnitém mikrohabitatě budují pouzdra (HARTMAN et al. 2005, pp. 173). Bahnito-písčité substrát obývají především pakomárovití (LEWIS et al. 1982), a také larvy některých druhů jepic, preferující bahnitý substrát (např. *Caenis* nebo jepice obecná *Ephemera vulgata*) (HARTMAN et al. 2005, pp. 164). Písčité substrát preferují také některé hrabavé typy jepic a drobné pošvatky. Chrostíci využívají organického materiálu v bahnitém mikrohabitatě i v písčném substrátu ke stavbě svých schránek (LELLÁK a KUBÍČEK 1991, pp. 120) (Obr. 8) nebo ke stavbě „lapacích“ sítí (např. chrostíci *Hydropsyche siltalai*) (ENGLUND 1993) (Obr. 9).



Obr. 8: Schránky chrostíků v bahnitém mikrohabitatě (foto: Evžen Tošenovský).



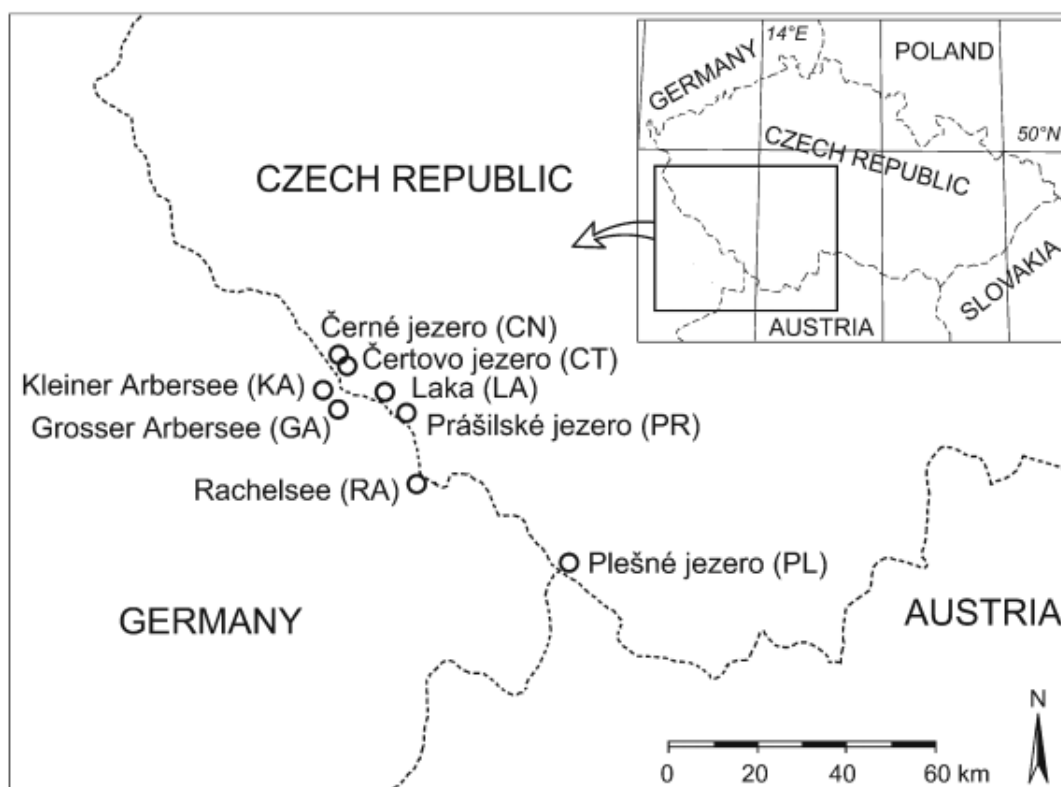
Obr. 9: Sít larvy chrostíka (foto: Evžen Tošenovský).

Vegetační typ mikrohabitatů je preferován zoobenthosem náročnějším na kyslík (např. pošvatky (HARTMAN et al. 2005, pp. 170)). Některé druhy bezobratlých se přemísťují do vegetačního prostředí kvůli možnému zvýšení okolního pH rostlinami fotosyntézou (HAVAS a ROSSELAND 1995). Vegetace také poskytuje dobré úkrytové možnosti. Např. pro larvy vážky obecné (*Sympetrum vulgatum*) (HARTMAN et al. 2005, pp. 166). Larvy jepice *Cloeon dipterum* využívají přibřežní

rostliny jako úkryt i jako zdroj potravy (řasy, detritus, drobní živočichové žijící na povrchu rostlin) (HARTMAN et al. 2005, pp. 164).

4. 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. 2002). Vyskytuje se zde celkem 8 jezer glaciálního původu. Pět z nich - Černé jezero, Čertovo jezero, Plešné jezero, Prášilské jezero a jezero Laka se nachází v České republice a zbývající 3 jezera (Rachelsee, Grosser Arbersee a Kleiner Arbersee) jsou na německé straně (Obr. 10).



Obr. 10: Mapa rozmístění šumavských jezer (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. 2002). 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 následující 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.

4.1. 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 morfoloogicky 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*) (PROCHÁZKA 2000).

4.2. 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.

4.3. 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.

PROCHÁZKA 2000 uvádí výskyt šídlatky ostnovýtrusné (*Isoëtes echinispora*).

4.4. 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.

Po roce 2000 došlo u PL ke zvýšení výskytu kůrovce napadajícího okolní lesy. Po odlesnění povodí došlo k nárůstu koncentrací dusičnanů a jejich odnosu do jezer. V tomto případě mluvíme o tzv. „druhotném okyselení jezer“ (VESELÝ et al. 1998a; SCHAUMBURG 2000).

4.5. 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 km². Vegetační pokryv je tvořen především smrkovými dřevinami.

4.6. 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. Poslední hodnoty pH jezer jsou naměřené v roce 2011 a poskytnuté Jiřím Kopáčkem (nepublik.).

4.6.1. Silně acidifikovaná jezera

Mezi chronicky acidifikovaná jezera patří *Černé jezero* (pH=4,99), *Čertovo jezero* (pH=4,79), *Plešné jezero* (pH=5,4) a na straně německé jezero *Rachelsee* (VRBA et al. 2000). Podle NEDBALOVÉ et al. 2006 má přítékající voda do jezera pH<4,6. Při tak nízkém pH dochází k vyčerpání uhličitanového pufrčního systému jezer (KOPÁČEK et al. 2002).

4.6.2. Mírně acidifikovaná jezera

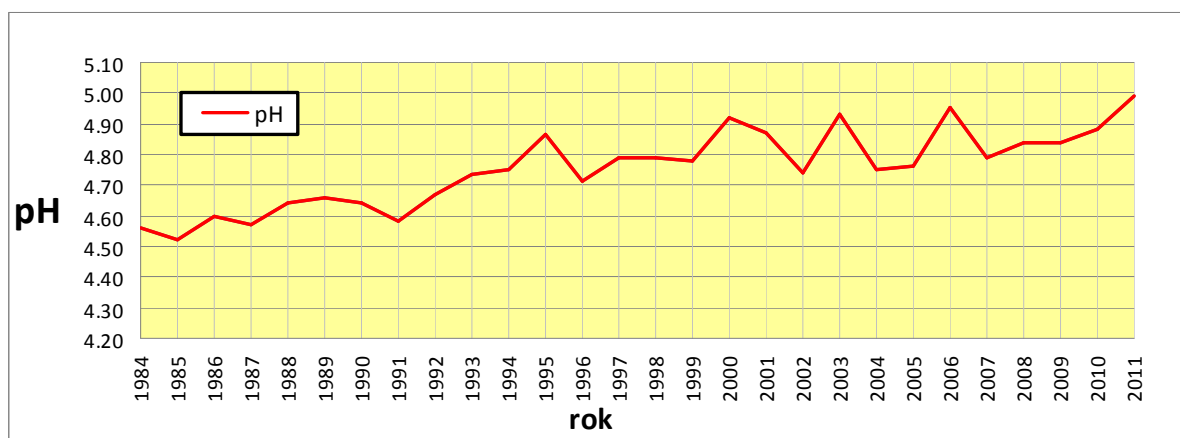
Do této skupiny řadíme *Prášílské jezero* (pH=5,3) a německé jezero *Kleiner Arbersee*. U těchto jezer dochází již k obnově uhličitanového pufrčního systému (KOPÁČEK et al. 2001a; KOPÁČEK et al. 2002; VRBA et al. 2000).

4.6.3. Slabě acidifikovaná jezera

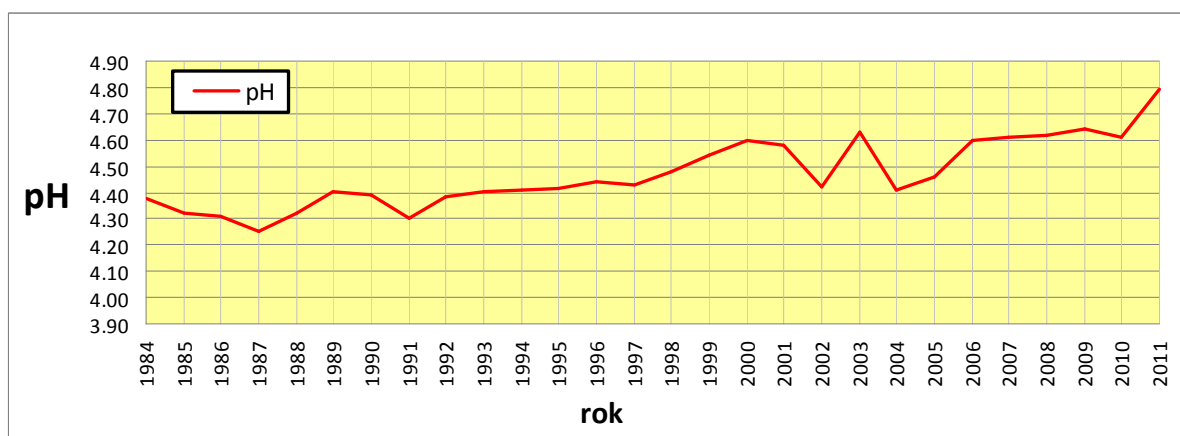
Jezerem téměř zotaveným z acidifikace je *Laka* (pH=6,15) a *Grosser Arbersee*, kde je v současné době hodnota pH vyšší než 6 a pufrční uhličitanový systém je téměř obnoven (VRBA et al. 2000).

Dlouhodobá charakteristika vývoje pH jezer jasně poukazuje na zotavování jezer. Od roku 1984 do roku 2011 došlo u všech jezer k celkovému zvýšení pH (s průběžným kolísáním) (viz grafy 1-5; data v grafech poskytnuta Jiřím KOPÁČEKEM v roce 2011, nepublik.). Největší vzestup hodnot pH proběhlo na Prášílském jezeře, a to z pH 4,45 na pH 5,3 (KOPÁČEK 2011, nepublik.).

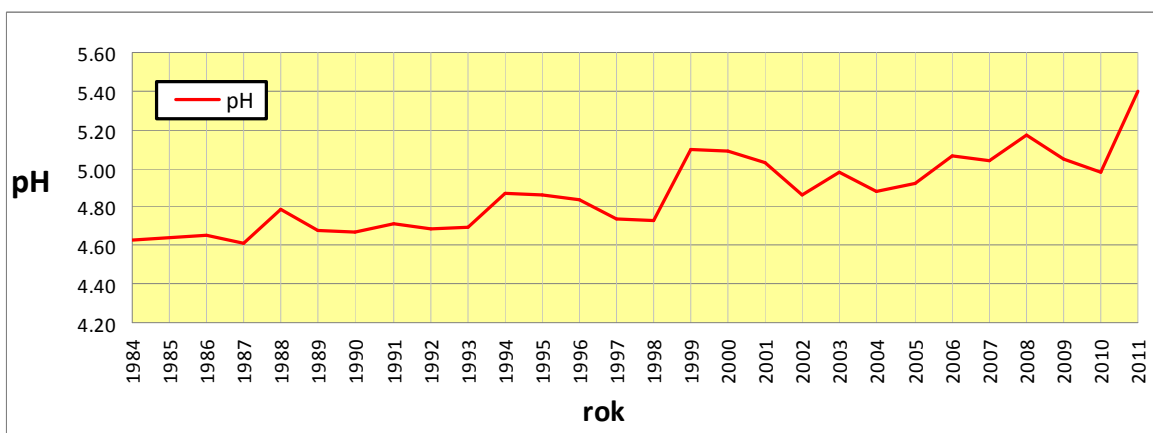
Více o změnách hodnot pH jezer viz např. BITUŠÍK a SVITOK 2006; NEDBALOVÁ et al. 2006; VRBA et al. 2006; KOPÁČEK et al. 2004; KOPÁČEK et al. 2002; KOPÁČEK et al. 2001a; KOPÁČEK et al. 2001b; VESELÝ et al. 1998a; KOPÁČEK et al. 1998.



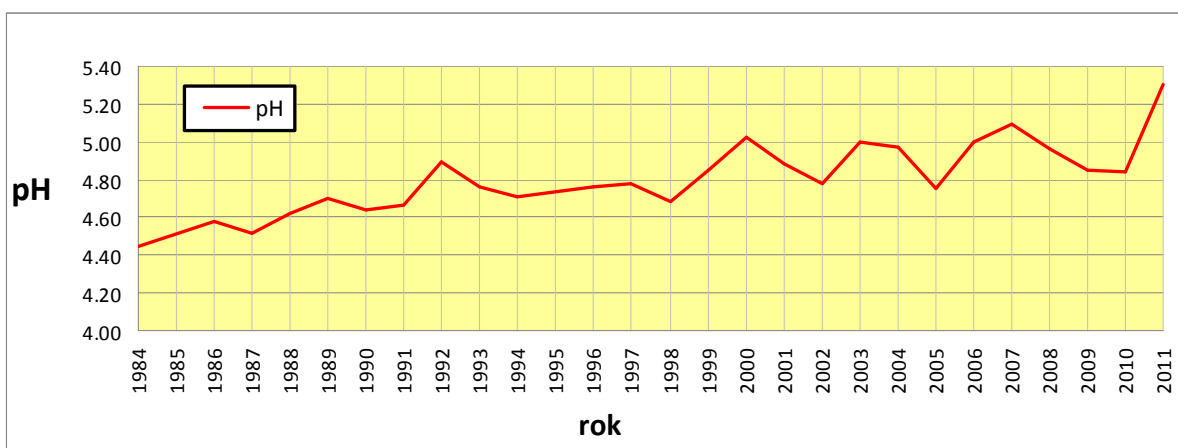
Graf 1: Trend vývoje pH Černého jezera v letech 1984 – 2011 (data: KOPÁČEK 2011, nepublik.).



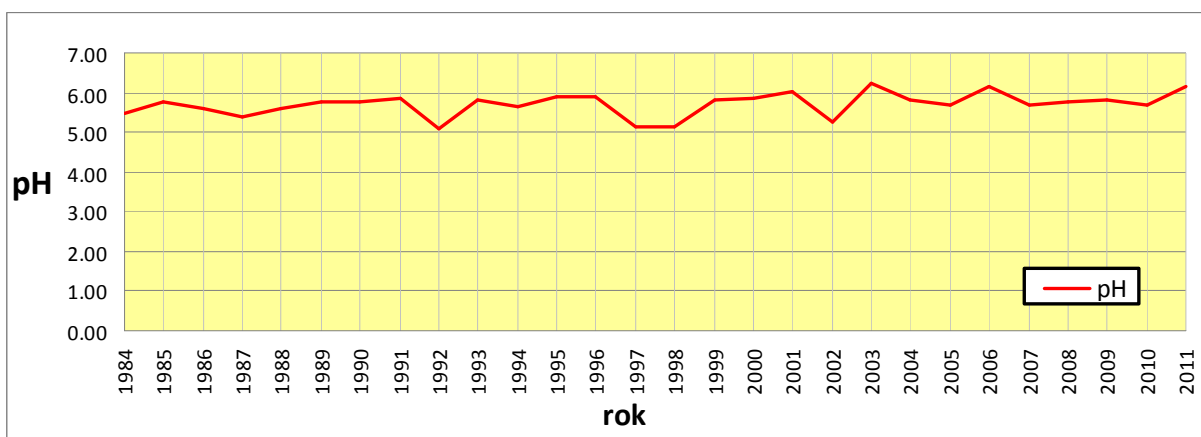
Graf 2: Trend vývoje pH Čertova jezera v letech 1984 – 2011 (data: KOPÁČEK 2011, nepublik.).



Graf 3: Trend vývoje pH Plešného jezera v letech 1984 – 2011 (data: KOPÁČEK 2011, nepublik.).



Graf 4: Trend vývoje pH Prášilského jezera v letech 1984 – 2011 (data: KOPÁČEK 2011, nepublik.).



Graf 5: Trend vývoje pH jezera Laka v letech 1984 – 2011 (data: KOPÁČEK 2011, nepublik.).

5. Metodika odběrů vzorků makrozoobentosu

Vzorkování bentosu může být prováděno kvalitativně nebo kvantitativně. Vzhledem k nepravidelnému rozmístění benthických živočichů je ale kvantitativní sledování obtížné. Odběry je třeba provádět z co nejvíce dostupných typů substrátů a znát (alespoň přibližně) plochu odběru. Nebo rozmístit náhodně co nejvíce odběrových zařízení (HARTMAN et al. 2005, pp. 235). Použitelné odběrové metody a zařízení závisí na hloubce, typu a dostupnosti mikrohabitatu jezera. Pro kvantitativní odběry se nejvíce využívají např. sondy („core“) nebo různé typy drapáků (např. EKMAN 1905; LEWIS et al. 1982; DOWNING 1984; ROWE a CLIFFORD 1973; BLOMQIST 1991; O'CONNOR 1972; NALEPA et al. 1988). Pro odběry kvalitativní se používají např. ruční síta, vlečné sítě („dredge“) nebo tzv. Kicking metoda.

DRAPÁKY

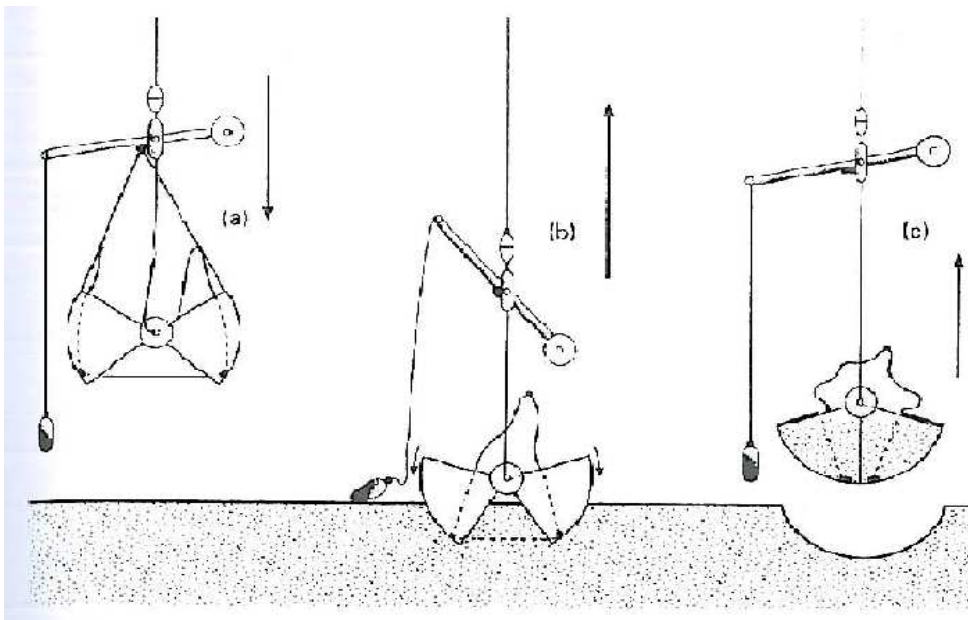
V současné době je známo několik typů drapáků (např. Ekman-Birgův, Ponar, Petersenův, Van Veenův, Smith-McIntyerův, orange-peel). Pro přehled frekvence používanosti zařízení z hlediska publikovaných výsledků viz tabulka 1 (DOWNING 1984).

Metody (odběrová zařízení)	Frekvence využití [%]
Ekman-Birgův drapák	44
Sondy (corers)	22
Petersenův drapák	11
drapák Ponar	10
van Veenův drapák	4
Smith-McIntyreův drapák	1
Ostatní drapáky	7

Tab. 1: Frekvence používání odběrových zařízení (DOWNING 1984).

Výběr a použití drapáků závisí na: (i) hloubce; (ii) proudění (řeky); (iii) typu substrátu a (iv) charakteru plavidla nebo plošiny, ze které se budou odběry provádět (SOUTHWOOD a HENDERSON 2000, str. 199). Drapáky fungují na principu zaboření do dna, uzavření čelistí zespod a odběrem sedimentu (DOWNING 1984).

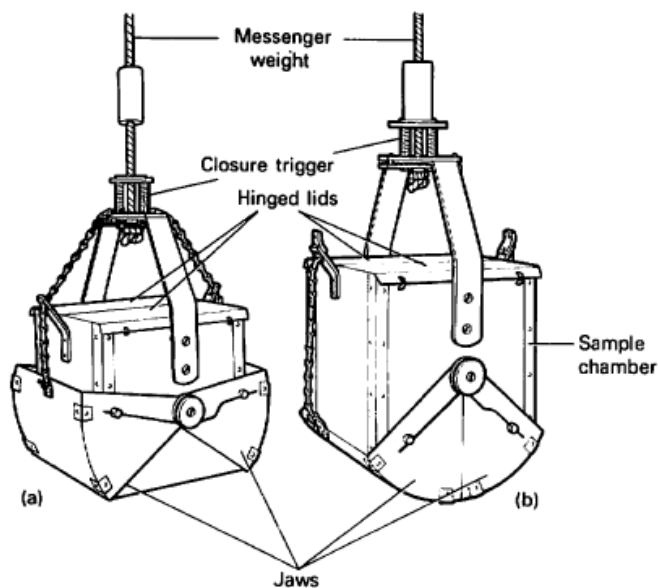
Odběr pomocí Petersenova drapáku názorně v Obrázku 11.



Obr. 11: Odběr Petersonovým drapákem (SOUTHWOOD a HENDERSON 2000, pp. 201).

Podle BLOMQUIST 1991 jsou pro kvantitativní odběry z měkkého substrátu nejvhodnější právě drapáky. Naopak na Šumavě je použití drapáků vyloučeno z důvodů jejich přílišné invazivnosti a narušení dna.

Ekman-Birgův drapák



Obr. 12: Ekman-Birgův drapák otevřený (a) a zavřený (b) (WELCH 1948 in DOWNING 1984).

Odběr pomocí Ekman-Birgova drapáku patří mezi první používané kvantitativní metody (ROWE a CLIFFORD 1973; EKMAN 1905 in ROWE a CLIFFORD 1973). Je procentuálně nejvyužívanější metodou odběrů benthosu od roku 1970 (DOWNING 1984).

Použití drapáku obecně je omezeno především typem substrátu. LEWIS et al., 1982 ve svém výzkumu porovnává výsledky odběrů 3 typů drapáků v různých typech substrátů (štěrkový, písčítý, nánosový a bahnitý). Jedná se o tyto drapáky: Ekman-Birgův, Petersenův a Ponar. Efektivnost odběrů poměřuje podle množství

odebraných jedinců. Z jeho výsledků je použití Ekman-Birga nejvhodnější pro nánosový a bahnitý substrát (viz tab. LEWIS et al. 1982).

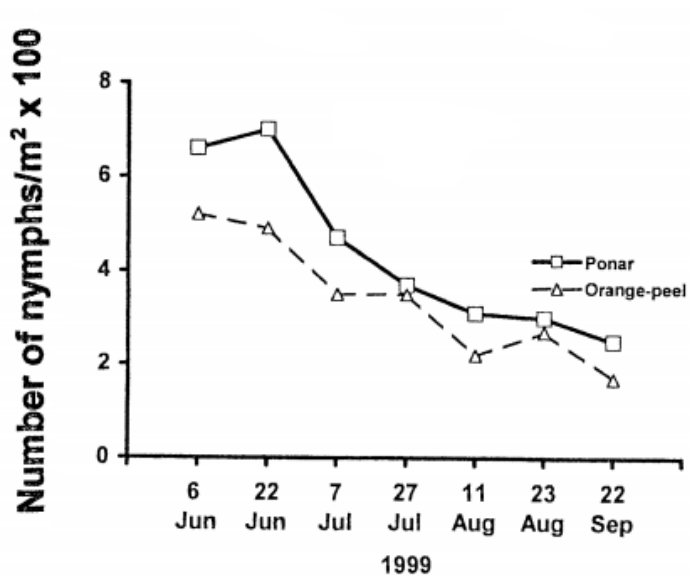
SUBSTRATE					
Grab	Gravel	Sand	Silt	Mud	Overall Rank
Ponar	1	1	1	2	1
Peterson	2	1	2	3	2
Ekman	3	2	1	1	2

Tab. 2: Srovnání Ponarova, Petersenova a Ekman-Birgova drapáku podle efektivnosti odběrů v substrátech: gravel=štěrkový, sand=písčitý, silt=nánosový a mud=bahnitý; 1 = nejvyšší pozice, 3 = nejnižší pozice (převzato a upraveno z: LEWIS et al. 1982).

Nevhodné použití Ekman-Birga je podle MARSHALLA 1978 in DOWNING 1984 v tvrdých substrátech (nepřináší prokazatelné výsledky), podle LEWIS et al. 1982 ve štěrkových a písčitých substrátech.

Drapák Ponar

Konstrukce tohoto drapáku je určitou kombinací konstrukce čelistí Smith-McIntyrova drapáku a bezpečnosti a lehkosti Petersenova drapáku (DOWNING 1984). Z porovnání Ponaru s drapáky Ekman-Birgova a Petersenova vyplývá, že výsledky Ponaru jsou ze všech tří porovnávaných zařízení nejlepší (LEWIS et al. 1982; SCHLOESSER a NALEPA 2002). Ponar získal na popularitě díky tomu, že je použitelný téměř do všech substrátů, jak tvrdého, tak měkkého (NALEPA et al. 1988). Podle LEWIS et al. 1982 je Ponar vhodný do všech uváděných substrátů kromě bahnitého. Použití Ponaru v tvrdém substrátu přináší přesnější výsledky než použití např. orange-peel drapáku (viz graf 6; SCHLOESSER a NALEPA 2002).



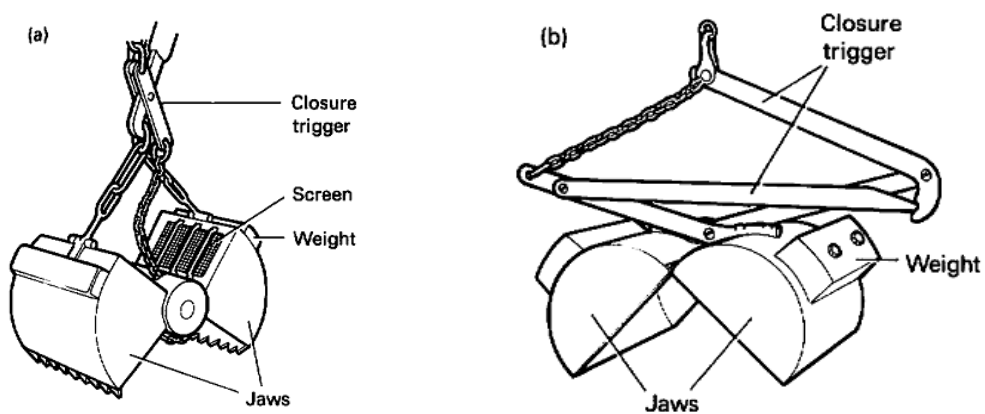
Graf 6: Průměrná hustota larev jepic odebraných 2 typy drapáku: Ponar a Orange-peel na jezeře St.

Clair v severní Americe v roce 1999 (SCHLOESSER a NALEPA 2002).

NALEPA et al. 1988 ve srovnání drapáku Ponar a metody corer dochází k závěru, že Ponar není vhodný pro měření absolutní abundance benthosu. Podává pouze přibližné výsledky o relativní abundanci.

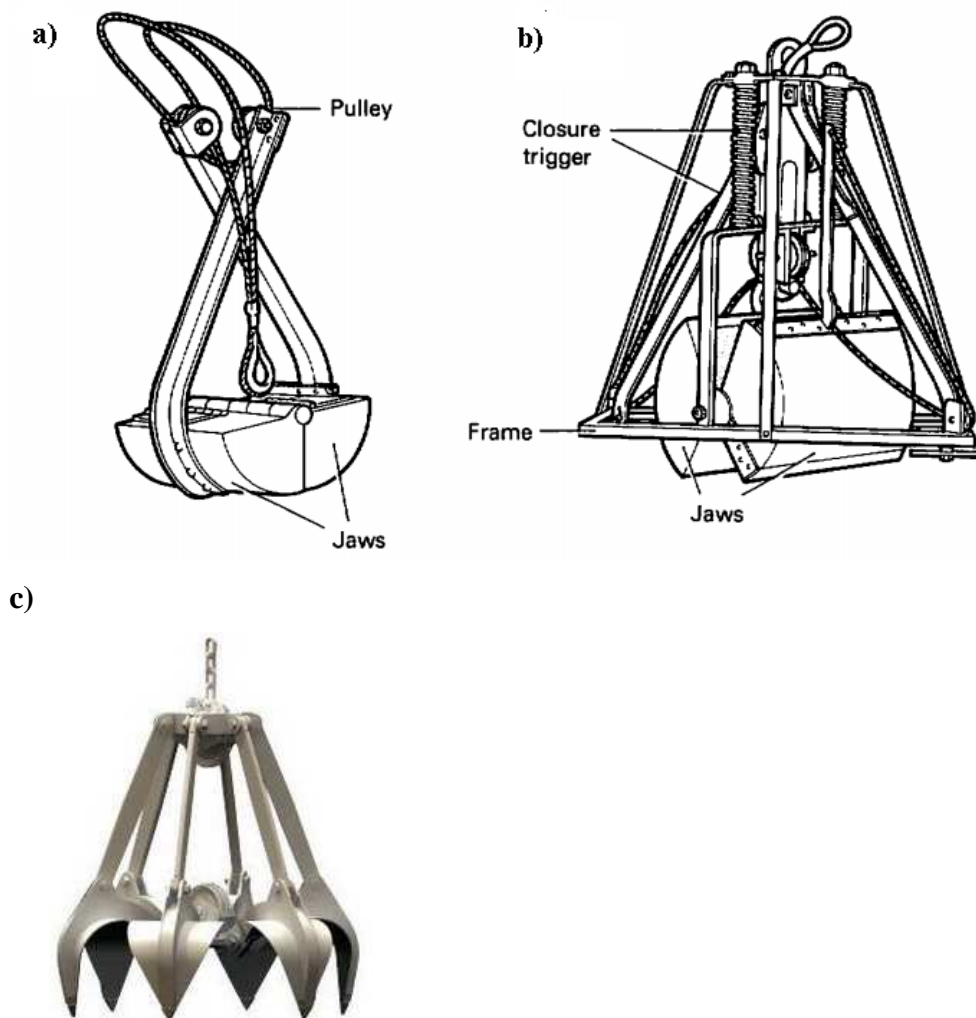
Petersenův drapák

Nejvhodnější použití drapáku je pro odběr písčitého substrátu. Dá se však nahradit drapákem Ponar (LEWIS et al. 1982).



Obr. 13: (a) a (b): Dva modely Petersenova drapáku. (HOLME 1964 in DOWNING 1984; WELCH 1948 in DOWNING 1984).

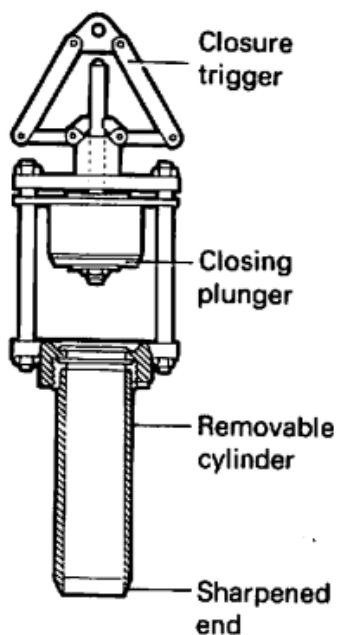
Ostatní drapáky



Obr. 14: a) van Veenův drapák (SCHWOERBEL 1970 in DOWNING 1984); b) Smith-McIntyrův drapák (DOWNING 1984 podle SMITH a McINTYRE 1954); c) drapák Orange-peel (http://www.bridgat.com/single_rope_orange_peel_grab-o137747.html).

CORES (SONDY)

Sondy mají menší plochu než drapáky. Přestože nejsou zespod uzavřeny, bahno z nich při odběru nevypadává (HARTMAN et al. 2005, pp. 236). Sondy jsou většinou podlouhlé trubice válcovitého tvaru (Obr. 15 - Sonda Kajak).



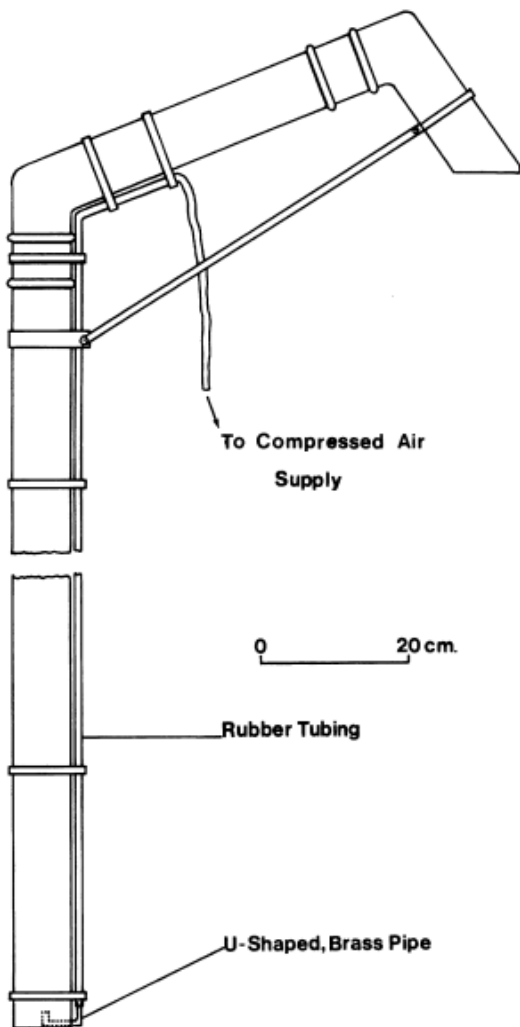
Obr. 15: Původní sonda Kajak (KAJAK et al. 1965 in DOWNING 1984).

Například NALEPA et al. 1988 ve své práci popisuje odběry sondou o délce 23 cm s průměrem 5 cm. Tato sonda byla při odběru zabořena 7-12 cm do sedimentu (odběry podobnou sondou viz ve studii KOWNACKI et al. 2006). Sondy se mohou používat i pro odběry sedimentu v oceánech. Takové sondy mají velké rozměry a váhu až 750 kg (SOUTHWOOD a HENDERSON 2000, pp. 203).

Ve srovnání s drapákem Ponar při odběrech larev pakomárů vyšla sonda jako mnohem efektivnější zařízení. Tento rozdíl může být zapříčiněn tlakovou vlnou, kterou drapák při dopadu způsobí (NALEPA et al. 1988). Porovnej výsledky metody corer s Ekman-Birg drapákem v MILBRINK a WIEDERHOLM 1973. Nevýhodou

sondy je její špatná prostupnost velmi odolným a tvrdým substrátem (DOWNING 1984).

Air-lift sampler



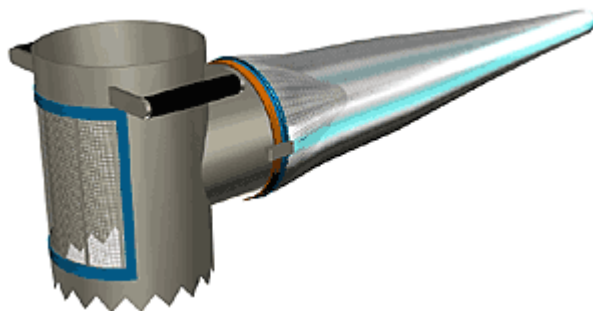
Obr. 16: Air-lift sampler (MACKEY 1972).

Používán především pro odběr říčního benthosu. Výhodou je jeho lehkost, nízké náklady pro konstrukci a použití ve většině sedimentů (MACKEY 1972) i kamenitého (DRAKE a ELLIOTT 1983). Funguje na principu stlačeného vzduchu vpouštěného do trubice, která je zabořena v substrátu. Proudící vzduch v trubici s sebou odnáší do sběrače, umístěného v horní části trubice, vzorky sedimentu (MACKEY 1972). Detailnější konstrukce ve studii BENSON 1989; MACKEY 1972.

Živočichové odebraní touto metodou nejevili žádná poškození (MACKEY 1972). Porovnání Air-lift sampler s Ponar drapákem, vlečnou sítí a Hess-sampler ve studii DRAKE a ELLIOTT 1983.

Hess-Sampler

Používán pro odběr především potočního a říčního benthosu. Při práci s tímto sběračem je využíván vodní proud. Benthos je odchytáván do sběrné sítky umístěné na boku válce z kovového pletiva (Obr. 17). Menší organismy mohou být ztraceny skrz hrubší síto. Naopak proudem unášené jedinci se mohou skrze sítku dostat až do sběrné sítky a začlenit se do vzorku (SOUTHWOOD a HENDERSON 2000, pp. 196; ALONSO a CAMARGO 2005).



Obr. 17: Hess-Sampler (http://www.uwitec.at/html/hess_sampler.html).

Vlečná síť („dredge“), Kicking metoda, ruční síta

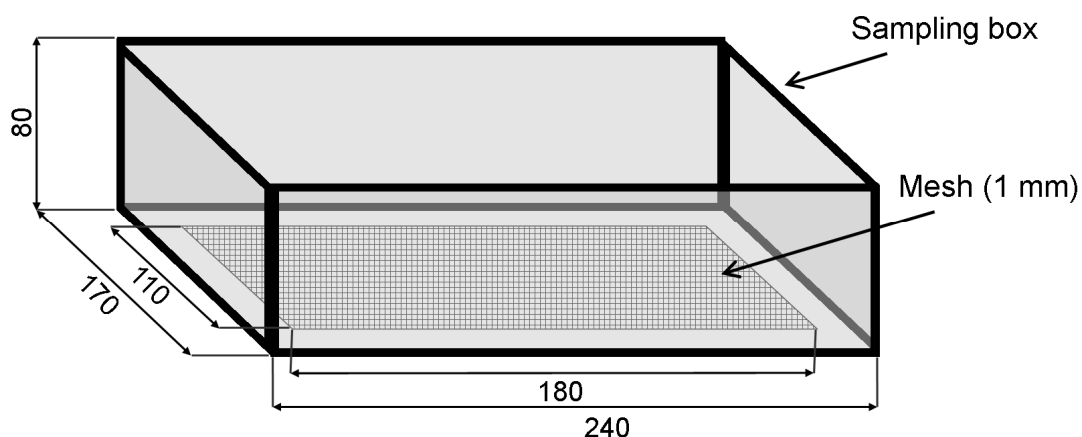
Metody užívané především pro kvalitativní vzorkování benthosu. **Ruční síta** se používají hlavně v mělkých stojatých vodách. **Vlečné síť** („dredge“) jsou používány v hlubších místech (HARTMAN et al. 2005, pp 236; HOGSDEN a VINEBROOK 2006). Povrch, po kterém je síť vlečena, by měl být homogenní - nejvhodnějším prostředím pro použití sítě je písčité nebo bahnité dno bez velkých překážek (např. kamenů). Pro sběr potočního benthosu také **Surberova síť** (např.

PECKARSKY 1984). „**Kicking metoda**“ je často užívanou metodou odběru bentosu (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). Larvy vodního hmyzu mohou být získávány také **stíráním z vegetace, shromažďováním z povrchu** a ze **spodní strany kamenů** u břehu jezera (KRNO 2006a).

5.1. Odběry a monitoring makrozoobentosu 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 zoobentosu 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 24×17×8 cm, s vyřezaným dnem a zatavenou sítí pro lepší komunikaci prostředí se substrátem. Každá past byla na dně zatížena kameny a umístěna bez víka tak, aby byl její okraj ve stejné úrovni jako dno jezera. Schéma odběrového zařízení viz obrázek 18.

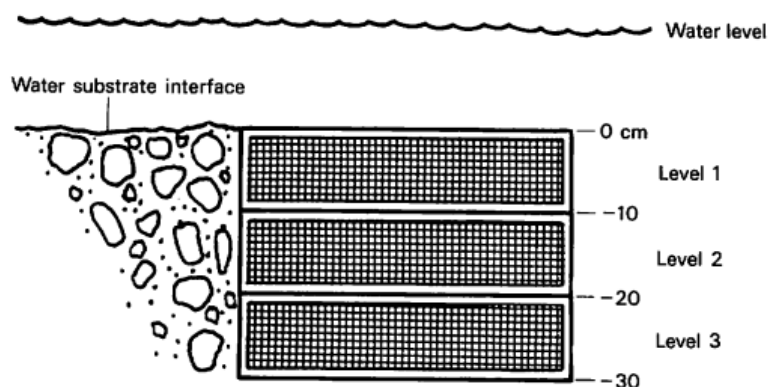


Obr. 18: Schéma odběrového zařízení.

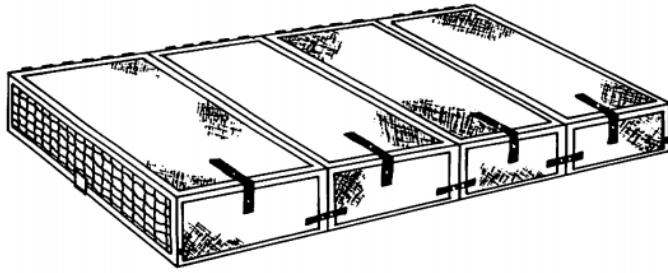
Dózy byly umístěny opakovaně **tříkrát** do **pěti** různých typů **mikrohabitátů** – štěrk; bahno (organický materiál); vegetace (šídlatky); skála; kameny. Celkově tedy bylo umístěno 45 krabiček.

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. 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. Podobnou metodu odběru popisuje PECKARSKY 1984 ve své studii. Zařízení je nazváno „kolonizační klec“. Jedná se o metodu sledující vertikální distribuci potočního benthosu (kolonizační klece jsou umístěny nad sebou) (Obr. 19) a dále také migraci benthosu v substrátu (kolonizační klece jsou umístěny vedle sebe v substrátu) (Obr. 20).



Obr. 19: Vertikální umístění kolonizačních klecí v substrátu (PECKARSKY 1984).



Obr. 20: Horizontální umístění kolonizačních klecí (PECKARSKY 1984).

Další odběr ze všech dříve uvedených substrátů byl proveden pomocí metody „core“ – v tomto případě větších plastových lahví bez dna. Láhev 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. 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 (substrátu) ve vzorku je pracné a časově náročné. Výhodami pro takové kvantitativní odběry by mělo být, díky obsazení různých typů mikrohabitátů 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. drapáky). Dále je nutné získat od správy NP povolení pro provádění vědeckých výzkumů v jezerech.

6. 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 v jezerech nebyly v minulosti nalezeny.

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.

7. Seznam použité literatury

- ALONSO A. a CAMARGO J. A. (2005): Evaluating The Effectiveness of Five Mineral Artificial Substrates for The Sampling of Benthic Macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology*, Volume: 20, Issue: 2.
- ARMITAGE P. D., CRANSTON P. S. a PINDER L. C. V. (1995): *The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London.
- BENSON B. L. (1989): AIRLIFT SAMPLER: Applications for Hard Substrata. *Bulletin of Marine Science*, 44(2): 752—756.
- BITTL T., VRBA J., NEDOMA J. a KOPÁČEK J. (2001): Impact of ionic aluminium on extracellular phosphatases in acidified lakes. *Environmental Microbiology*, 3(9): 578—587.
- BITUŠÍK P. a SVITOK S. (2006): Structure of chironomid assemblages along environmental and geographical gradients in the Bohemian Forest lakes (Central Europe): An exploratory analysis. *Biologia*, 20: S467—S476.
- BLOMQUIST S. (1991): Quantitative Sampling of Soft-bottom Sediments: Problems and Solutions. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 72: 295—304.
- DRAKE C. M. a ELLIOTT J. M. (1983): A New Quantitative Air-lift Sampler for Collecting Macroinvertebrates on Stony Bottoms in Deep Rivers. *Freshwater Biology*, Volume 13, Issue 6.
- DOWNING J. A. (1984): Chapter 4: Sampling the Benthos of Standing Waters. In DOWNING J. A. a RIGLER F. H. (1984): *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications: Oxford London Edinburgh, Boston Melbourne, pp: 87—122.

- EKMAN S. (1905): An apparatus for the collection of bottom samples. *Publications de Circonstance Cons. Explor.* 27: 1—6.
- ENGLUND G. (1993): Interactions in a Lake Outlet Stream Community: Direct and Indirect Effects of Net-Spinning Caddis Larvae. *Oikos*, 66: 431—438.
- FJELLHEIM A. 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.
- FRIČ A. a VÁVRA V. (1898): Výzkumy zvířeny ve vodách Českých III. Výzkum dvou jezer šumavských, Černého a Čertova. *Archív pro přírodovědný výzkum Čech.* Praha 1898, 10: 1—117.
- 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. a 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 freshhwater acidification. *Hydrobiologia*, 284(2): 157—168.
- HALL J., LIKENS G. E., FIANCE S.B. a HENDREY G. R. (1980): Experimental acidification of a stream in the Hubbard Brook experimental forest. New Hampshire, *Ecology*, 61: 976—989.
- HARTMAN P., PŘIKRYL I. a ŠTĚDRONSKÝ E. (2005): *Hydrobiologie*. Praha: Informatorium.
- HAVAS M. a ROSSELAND B. O. (1995): Response of Zooplankton, Benthos, and Fish to Acidification: and Overview. *Water, Air and Soil Pollution*, 85: 51—62.

- HENRIKSEN A., LIEN L., ROSSELAND B. O., TRAAEN T. S. a SEVALDRUD I. S. (1989): Lake Acidification in Norway: Present and Predicted Fish Status. *Ambio*, Vol. 18, No. 6, pp. 314—321.
- HENRIKSON B. I. (1993): Sphagnum mosses as a microhabitat for invertebrates in acidified lakes and the colour adaptation and substrate preference in *Leucorrhinia dubia* (Odonata, Anisoptera). *Ecography*, 16: 143—153.
- 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.
- HOGSDEN K. L. a VINEBROOKE R. D. (2006): Benthic grazing and functional compensation in stressed and recovered lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1999—2010.
- HOLME N.A. (1964): Methods of sampling the benthos. *Advances in Marine Biology*, 2: 171—260.
- HORSÁK M. a HÁJEK M. (2003): Composition and species richness of mollusc communities in relation to vegetation and water chemistry in the Western Carpathian spring fens: the poor-rich gradient. *Journal of Molluscan Studies*, 69: 349—357.
- HRUŠKA J. a KOPÁČEK J. (2005): Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *Edice Planeta 2005*, odborný časopis pro životní prostředí. Ročník XII, č. 5/2005. Vydává Ministerstvo životního prostředí.
- ILYASHUK B. P. (1999): Littoral oligochaete (Annelida: Oligochaeta) communities in neutral and acidic lakes in the Republic of Karelia, Russia. *Boreal Environment Research*, 4: 277—284.

- KAJAK Z., KACPRZAK K. a POLKOWSKI R. (1965): Tubular bottom sampler. *Ekologia Polska.*, B11, 159—165.
- KAŇA J. a KOPÁČEK J. (2006): Impact of soil sorption characteristic and bedrock composition on phosphorus concentrations in two Bohemian Forest Lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 173: 243—259.
- KELLER W., YAN N. D., GUNN J. M. a HENEBERRY J. (2007): Recovery of Acidified Lakes: Lessons From Sudbury, Ontario, Canada. *Water, Air and Soil Pollution, Focus 7*: 317—322.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., STUHLÍK E., FOTT J. a VESELÝ J. (1998): Reversibility of Acidification of Mountain Lakes After Reduction in Nitrogen and Sulphur Emissions in Central Europe. *Limnology and Oceanography*, Vol. 43, No. 2, pp. 357—361.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., BOROVEC J., PORCAL P. a 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., VESELÝ J. a STUHLÍK E. (2001a): 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. a STUHLÍK J. (2001b): 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. a PORCAL P. (2001c): Faktory ovlivňující chemismus šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, 63—66.

- KOPÁČEK J., STUHLÍK E., VESELÝ J., SCHAUMBURG J., ANDERSON I. C., FOTT J., HEJZLAR J. a VRBA J. (2002): Hysteresis in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water, Air and Soil Pollution, Focus 2*: 91—114.
- KOPÁČEK J., BRZÁKOVÁ M., HEJZLAR, J., NEDOMA J., PORCAL, P. a VRBA J. (2004): Nutrient cycling in a strongly acidified mesotrophic lake. *Limnology and Oceanography*, Vol. 49, No. 4, pp. 1202—1213.
- KOPÁČEK J. a VRBA J. (2006): Integrated ecological research of catchment lake ecosystems in the Bohemian Forest (Central Europe): A preface. *Biologia*, 20: S363—S370.
- KOPÁČEK J., TUREK J., HEJZLAR J., KAŇA J. a PORCAL P. (2006): Element fluxes in watershed-lake ecosystems recovering from acidification: Plešné lake, the Bohemian Forest, 2001 – 2005. *Biologia*, 20: S427—S440.
- KOWNACKI A., DUMNICKA E., KWANDRANS J., GALAS J. a 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: S181—S184.
- KRNO I., ŠPORKA F., GALAS J., HAMERLÍK L., ZAŤOCIČOVÁ Z. a BITUŠÍK P. (2006b): Littoral benthic macroinvertebrates of mountain lakes in the Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *Biologia, Bratislava*, 61 Suppl. 18: S147—S166.

- KUBEČKA J., FROUZOVÁ J., ČECH M., PETERKA J., KATELAARS H. A. M.,
WAGENWOORT A. J. a PAPÁČEK M. (2000): Hydroacoustic assessment of
pelagic stages of fresh water insects. *Aquatic Living Resources*, 13: 361—366.
- LELLÁK J. a KUBÍČEK F. (1991): *Hydrobiologie*. Karlova Univerzita v Praze:
Karolinum.
- LEWIS P. A., MASON W. T. a WEBER C. I. (1982): Evaluation of Three Bottom
Grab Samplers For Collecting River Benthos. *The Ohio Journal of Science*,
82(3): 10.
- MACKEY A. P. (1972): An Air-Lift for Sampling Freshwater Benthos. *Oikos*, Vol.
23, No. 3, pp. 413—415.
- MARSHALL B. E. (1978): Aspects of the ecology of benthic fauna in Lake
McIlwaine, Rhodesia. *Freshwater Biology*, 8:241—9.
- MILBRINK G. a WIEDERHOLM T. (1973): Sampling Efficiency of Four Types of
Mud Bottom Samplers. *Oikos*, Vol. 24, No. 3.
- MOISEENKO T. I. a SHAROVA O. N. (2006): Physiological Mechanisms of
Degradation of Fish Populations in Acidified Water Bodies. *Russian Journal of
Ecology*, Vol. 37, No. 4, pp. 257—263.
- NALEPA T. F., QUIGLEY M. A. a ZIEGLER R. W. (1988): Sampling efficiency of
The Ponar Grab in Two Different Benthic Environments. *International
Association Great Lakes Research*, 14(1): 89—93.
- NEDBALOVÁ L., VRBA J., FOTT J., KOHOUT L., KOPÁČEK J., MACEK M. a
SOLDÁN T. (2006): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from
acidification. *Biologia*, Bratislava 61, Suppl. 20: S453—S465.
- O'CONNOR J. S. (1972): The Benthic Macrofauna of Moriches Bay, New York.
Biological Bulletin, Vol. 142, No. 1, pp. 84—102.

- OKLAND J. (1992): Effects of acidic water on fresh-water snails – results from a study of 1000 lakes throughout Norway. *Environmental Pollution*, Vol. 78, Issue 1-3, pp. 127—130.
- PECKARSKY B. L. (1984): Chapter 5. Sampling the Stream Benthos. In DOWNING J. A. a RIGLER F. H. (1984): *A Manual on Methods for the sessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications: Oxford London Edinburgh, Boston Melbourne, pp: 131—154.
- PROCHÁZKA F. (2000): Šumavské šídlatky – mýty a skutečnost (Quillwort species in the Czech Bohemian Forest (Šumava Mts) – fables and reality). *Silva Gabreta, Vimperk*, 5: 83—93.
- PROCHÁZKOVÁ L. a BLAŽKA P. (1999): Chemismus a oživení šumavských jezer na počátku 60-tých let. (Chemistry and biology of the Bohemian Forest lakes in the early 1960s). *Silva Gabreta, Vimperk*, 3: 65—72.
- ROWE G. T. a 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. a 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.
- SCHAUMBURG J. (2000): Long-term trends in biology and chemistry of the acidified Bavarian Forest lakes. *Silva Gabreta*, 4: 29–40.
- SCHINDLER D.W. (1988): Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. *Science*, Vol. 239, No. 4836, pp. 149—157.

- SCHLOESSER D.W. a NALEPA T. F. (2002): Comparison of 5 Benthic Samplers to Collect Burrowing Mayfly Nymphs (*Hexagenia* spp.: Ephemeroptera: Ephemeridae) in Sediments of The Laurentian Great Lakes. The North American Benthological Society, 21(3): 487—50.
- SCHWOERBEL J. (1970): *Methods of Hydrobiology*. Oxford: Pergamon.
- SMITH W. a McINTYRE A.D. (1954): Spring loaded bottom sampler. *Journal of the Marine Biological Association U.K.*, 33: 257—264.
- SOLDÁN T., LANDA, V. a ZAHŘÁDKOVÁ S. (1999): Long-term changes of diversity of mayflies (Ephemeroptera) in the Křemelná river basin (Šumava Mts, Czech Republic). *Silva Gabreta*, 3: 95—114.
- SOUTHWOOD T. R. E. a HENDERSON P. A. (2000): *Ecological methods*. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- 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.
- TSZYDEL M., GRZYBKOWSKA M. a KRUK A. (2009): Influence of dam removal on trichopteran assemblages in the low land Drzewiczka River, Poland. *Hydrobiologia*, 630: 75—89.
- VESELÝ J., HRUŠKA J., NORTON S. A. 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. a 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. a FOTT, J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, 4: 7—28.
- VRBA J., FOTT J., KOPÁČEK J., NEDBALOVÁ L. a 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. a 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.
- WELCH P. S. (1948): *Limnological methods*. New York: McGraw-Hill.
- ZAŤOVIČOVÁ Z. (2002): Makrozoobentos Nižného Terianského Plesa (Vysoké Tatry). *Folia faunistica Slovaca*, 7: 19—22.

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/euoparc/index.php?p=index&site=NPR_cerne_a_certovo_jezero_cz>.