

Jihočeská universita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta

Bakalářská práce

Faktory ovlivňující rekolonizaci acidifikovaných biotopů vodním
hmyzem

Vypracoval: Štěpán Sivý

Školitel: prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc.

Konzultanti: Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D.,

Mgr. Jana Peltanová

České Budějovice, 2015

Sivý Š., 2015: Faktory ovlivňující rekolonizaci acidifikovaných biotopů vodním hmyzem. [Factors controlling recolonization of acidified habitats by aquatic insects. Bc. Thesis, in Czech] – 30 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

Tato bakalářská práce shrnuje přehled poznatků o faktorech ovlivňujících výskyt vodního hmyzu v acidifikovaných biotopech a proces zotavování jejich společenstev z acidifikace. Součástí této práce je návrh projektu zaměřeného na studium vlivu litorálů na zotavování litorálních společenstev v horských stojatých vodách po acidifikaci.

Annotation

This bachelor thesis summarises factors controlling occurrence of aquatic insects in acidified habitats and a recovery of their communities from acidification. The thesis includes a project proposal to study effects of the littoral on recovery of the littoral communities.

Čestné prohlášení

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

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

V Českých Budějovicích dne 21. dubna 2015

.....
Štěpán Sivý

Poděkování

Rád bych velmi poděkoval mému školiteli Prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. za věcné připomínky, cenné rady, podporu a trpělivost. Stejně tak velmi děkuji konzultantkám Mgr. Jindřišce Bojkové, Ph.D. za množství rad, doporučení, pomoci a upřímné hodnocení a Mgr. Janě Peltanové za zasvěcení do světa bentosu. V neposlední řadě patří dík mé rodině a přítelkyni za dlouhodobou podporu.

Obsah

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | Úvod | 1 |
| 2 | Literární rešerše | 2 |
| 2.1 | Vývoj acidifikace a zotavování acidifikovaných biotopů | 2 |
| 2.2 | Abiotické bariéry pro kolonizaci | 4 |
| 2.2.1 | Migrační bariéry | 4 |
| 2.2.2 | Přetrvávající vliv pH a jeho periodické poklesy | 5 |
| 2.2.3 | Toxicita hliníku a dalších kovů | 8 |
| 2.3 | Biotické bariéry pro kolonizaci | 11 |
| 2.3.1 | Rezistence společenstev | 11 |
| 2.3.2 | Změny v potravních sítích v závislosti na pH | 12 |
| 2.3.3 | Kvalita a množství potravy | 13 |
| 2.4 | Metody výzkumu vodního hmyzu | 16 |
| 2.4.1 | Vzorkování bentických bezobratlých | 16 |
| 2.4.2 | Vzorkování dospělců pomocí Malaiseho pastí a smýkáním vegetace | 17 |
| 3 | Projekt | 18 |
| 3.1 | Cíle projektu | 18 |
| 3.2 | Hypotézy | 18 |
| 3.3 | Návrh projektu | 19 |
| 3.3.1 | Studované lokality | 19 |
| 3.3.2 | Činnosti v rámci projektu | 21 |
| 3.3.3 | Metody vzorkování využité v rámci projektu | 21 |
| 3.3.4 | Očekávané výstupy projektu | 22 |
| 3.4 | Časový harmonogram a náklady | 23 |
| 3.5 | Závěr | 25 |
| 4 | Literatura | 26 |

1 Úvod

Koncept kyselých dešťů a jejich znečišťujícího efektu se zrodil na přelomu šedesátých a sedmdesátých let minulého století (Malmqvist & Rundle, 2002). Acidifikace citlivých povrchových vod patří mezi intenzivně zkoumané jevy a za dobu svého působení způsobila dalekosáhlé změny v hydrochemii, výskytu druhů, ekologických funkcích a současně i velké ekonomické škody (Muniz, 1990).

Jak spolu s poklesem kyselých depozic dochází k celkovému zlepšení chemických podmínek v povrchových vodách (Stoddard et al., 1999; Evans et al., 2002), pozornost se obrací na faktory ovlivňující zotavování bioty. Biologické zotavování totiž v mnoha případech zaostává a je méně výrazné v porovnání s chemickým (Nedbalová et al., 2006). Mezi navrhované důvody, způsobující tento stav, patří například nedostačující počet nově přichozích jedinců pro úspěšnou rekolonizaci (Masters et al., 2007) z důvodu špatné dosažitelnosti stanoviště pro migranty (Petersen et al., 1999) nebo fyzické překážky v okolí toku (Blakely et al., 2006). Dalším z důvodů může být přetrvávající vliv nízkého pH během zvýšených jarních průtoků nebo po silných deštích a s nimi spojené zvýšené koncentrace toxických kovů, například hliníku (Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007). Možností je i rezistence společenstev vzniklých během období acidifikace, která neumožní kolonizaci novými druhy poté, co již došlo ke zlepšení chemických podmínek (Arnott et al., 2006; Hildrew, 2009).

Jedním z cílů této bakalářské práce je proto shrnutí dosavadních poznatků o rekolonizaci acidifikovaných biotopů vodním hmyzem a faktorech, které tento proces řídí, ovlivňují, umožňují, popřípadě těch, které mu brání. Dalším cílem je návrh projektu, který umožní zjištění a posouzení současného stavu zotavování bioty v horských stojatých vodách zasažených acidifikací v pohoří Šumava, Jizerských a Krušných horách, v České republice.

2 Literární rešerše

2.1 Vývoj acidifikace a zotavování acidifikovaných biotopů

Nadměrné vypouštění sloučenin síry a dusíku do ovzduší a jejich následné depozice zejména během minulého století zapříčinily okyselení půd a povrchových vod v některých geologicky citlivých oblastech Evropy a Severní Ameriky (Evans et al., 2001). V České republice, podobně jako v celé střední Evropě, stoupaly koncentrace SO_2 , NO_x a NH_3 pozvolna již od konce 19. století a následně zrychleným tempem mezi lety 1950 a 1980, kdy jejich koncentrace v atmosféře dosáhly maxima (Kopáček & Veselý, 2005).

Problémy spjaté s okyselením vod byly prvně rozpoznány v souvislosti s negativním dopadem na sladkovodní rybníkářství v některých regionech Norska již ve dvacátých letech minulého století (Rosseland et al., 1990). První dohoda za účelem snížení emisí síry vznikla v roce 1985. Významným krokem ke zlepšení chemických podmínek byl Göteborgský protokol podepsaný roku 1999, který jako první postihoval vedle síry i další znečišťující látky. Cílem tohoto protokolu bylo snížení emisí síry o 63 % a emisí dusíku o 41 % vůči roku 1990 (Evans et al., 2001). V České republice (respektive Československu) došlo k pozitivním změnám až s politickými a ekonomickými změnami po roce 1989, kdy došlo k přechodu postkomunistických zemí ve střední Evropě k tržní ekonomice. K celkovému zlepšení výrazně přispěla restrukturalizace průmyslu a zemědělství během devadesátých let spolu s kontrolou emisí a optimalizací spalovacích procesů jakožto zdrojů oxidů dusíku, a to zejména redukcí spalování hnědého uhlí a rozvojem využití zemního plynu. Redukce počtu jedinců skotu o 50–60 % a celkový pokles živočišné výroby v České republice vedl ke snížení emisí amoniakálního dusíku. K tomu došlo v největší míře mezi lety 1989–1994. V roce 2000 již byly emise NH_3 nižší o přibližně 44 % v porovnání s rokem 1985 a jednalo se o velmi výrazný pokles v rámci evropských zemí (Kopáček & Veselý, 2005). V roce 2000 již dosahovaly celkové emise síry v Evropě méně než poloviny vypouštěného množství v osmdesátých letech minulého století, v případě dusíku došlo k poklesu o 20 % (Evans et al., 2001).

Snížení kyselých depozic vedlo k celkovému zlepšení chemických podmínek povrchových vod v Evropě (Stoddard et al., 1999; Evans et al., 2001). Navzdory tomu biologické zotavování začalo až s časovým odstupem, pomaleji a mnohdy v menší míře, než se předpokládalo (Yan et al., 2003, 2004; Monteith et al., 2005; Nedbalová et al., 2006). Posouzení zotavování je mnohdy komplikované a závisí na mnoha faktorech, jako

je například typ stanoviště (jezero, potok, rybník, volná voda či litorál) nebo volba indikátorů (Yan et al., 2003; Stendera & Johnson, 2008). Indikátorem zotavující se bioty může být například snížená dominance acido-tolerantních taxonů, rekolonizace acido-sensitivními druhy nebo zvýšení druhové diversity (Gray & Arnott, 2009).

2.2 Abiotické bariéry pro kolonizaci

2.2.1 Migrační bariéry

Navzdory velkému množství revitalizačních projektů, zaměřených zejména na fyzické zlepšení podmínek, se společenstva vodních bentických organismů obnovují pouze v omezené míře (Blakely et al., 2006; Ormerod & Durance, 2009). Některé toky mají stále velmi chudá společenstva vodního hmyzu i několik let po provedení úprav s cílem jejich obnovy po předchozí chemické degradaci (Ormerod & Durance, 2009). Kolonizace je podmíněna jistými ekologickými procesy, které určují reakci organismů na fyzicky zrestaurované vodní toky nebo na ty, u nichž došlo ke zlepšení chemismu vody. Základní podmínkou jsou migrační schopnosti jedinců, ať už se jedná o drift larválních stádií směrem po proudu, jejich pohyb proti proudu nebo šíření dospělců vzduchem (Blakely et al., 2006). Právě migrace dospělých stádií do značné míry podmiňuje obnovu společenstev v případě, kdy se vlivem například plošné acidifikace nenachází zdroje pro kolonizaci v oblastech proti proudu, a nemůže k ní tedy dojít díky larválnímu driftu (Masters et al., 2007). Dalším významným činitelem, pakliže dochází k šíření okřídlených dospělců, může být i vhodnost substrátu pro kladení vajíček a následný vývoj larev v nově kolonizovaném toku (Blakely et al., 2006).

Dochází-li ke kolonizaci larválním driftem, šířením proti proudu díky jedincům, kteří setrvali v postiženém povodí, popřípadě díky ovipozici dospělců z místních populací, může být kolonizace poměrně rychlá (Sode & Wiberg-Larsen, 1993). Mnohem pomalejší je však tehdy, vyžaduje-li přelet samic s vajíčky mezi sousedícími povodími vzduchem, například při plošné acidifikaci postihující celé povodí (Petersen et al., 1999). Z nálezů dospělých jedinců v okolí acidifikovaných toků, kde se jejich larvální stádia po několik desetiletí nevyskytovala, vyplývá, že k šíření imag mezi povodími dochází (Macneale et al., 2005; Masters et al., 2007). I přesto stále nedochází k obnově společenstev vodního hmyzu v tak očekávané míře (Masters et al., 2007). Jedním z důvodů může být nedostačující množství příchozích jedinců pro vytvoření stabilní populace. K pohybu dospělců totiž dochází převážně v těsné blízkosti toku ve směru proti proudu a jejich počet se vzdáleností od toku výrazně klesá (Petersen et al., 1999; Macneale et al., 2005). Například průzkumem pomocí Malaiseho pastí byl prokázán pohyb 90 % dospělců pošvatek jedné populace v maximální vzdálenosti 51 m laterálně od toku (Petersen et al., 1999).

Významnou migrační překážkou a možným důvodem pro slabé zotavování bioty v zrestaurovaných tocích jsou, mimo bariér oddělujících povodí, např. silnice přetínající tok spolu s propustmi vedoucími pod nimi. Silniční propusti omezují šíření jedinců vzduchem několika způsoby. Jelikož jsou koryta toků hlavními migračními koridory pro dospělé vodního hmyzu, úzké propusti mohou bránit nízko létajícím druhům v šíření a indukovat kladení vajíček pod nimi. Například při provedení odchytu dospělců chrostíků pomocí Malaiseho pastí byl zjištěn nižší počet jedinců nad propustmi. Za pátou propustí nejdále proti proudu bylo 2,5 x méně jedinců, než pod první z nich (Blakely et al., 2006). S tímto efektem se můžeme setkat výrazněji v silně přeměněných městských oblastech. U mostů s jejich otevřenější stavbou, nežli mají silniční propusti, nebyl zjištěn tak velký negativní vliv. Zvýšená predace vlivem vysoké koncentrace terestrických predátorů (například pavouků) uvnitř silničních propustí, může mít za následek zvýšenou mortalitu migrujícího hmyzu, který je pro pavouky významným potravním zdrojem (Blakely et al., 2006).

Významnou roli v osidlování vodních toků hraje dostupnost vhodného substrátu pro kladení vajíček některých druhů vodního hmyzu (Blakely et al., 2006). Bylo prokázáno šíření jedinců mezi povodími navzdory riziku, že nebude nalezeno vhodné stanoviště s vyhovujícími podmínkami pro ovipozici nebo následný vývoj a přežití potomků (Macneale et al., 2005; Kowalik & Ormerod, 2006). A to i v případech migrace zástupců acidosenzitivních druhů do acidifikovaných povodí (Masters et al., 2007). Strategie pro ovipozici a výběr vhodného místa pro umístění vajíček se u jednotlivých skupin či druhů vodních bezobratlých liší (Wallace & Anderson, 1995). Například někteří zástupci chrostíků kladou svazky svých vajíček na spodní strany z vody vyčnívajících kamenů. Podmínkou pro výběr takového místa pak může být rychlost proudění okolní vody nebo velikost kamene či místa pro přistání. Pro jiné druhy může být vhodným místem nad vodu převislá vegetace, ponořený kus dřeva nebo jiný ponořený organický materiál. Nedostatek takovýchto míst může působit velmi negativně a zpomalovat nebo i znemožňovat rekolonizaci (Blakely et al., 2006).

2.2.2 Přežívající vliv pH a jeho periodické poklesy

Ačkoliv dochází k celkovému zlepšování chemismu vod zotavujících se z chronické acidifikace, periodické poklesy acidity stále přetrvávají a ovlivňují citlivé druhy vodních organismů (Yan et al., 2003). Celková chemie vykazuje podobný sezónní charakter a liší se výrazně v závislosti na hydrologických podmínkách. K přechodné acidifikaci dochází

během hydrologických změn, jako je zvýšení průtoku po silných deštích nebo při jarním tání sněhu (Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007). Zvýšenými průtoky lze vysvětlit 43–95 % variability pH a 46–84 % variability v koncentraci Al (Kowalik & Ormerod, 2006). Náhlé poklesy pH a stejným způsobem výrazně zvýšené koncentrace kovů jsou velmi výraznou překážkou pro rekolonizaci zejména tekoucích vod (Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007).

Fakt, že hydrologické faktory řídící výkyvy acidity jsou přirozené a fungují nezávisle na momentálním stavu depozice, je jedním z možných důvodů pro přetrvávající negativní vliv epizodických výkyvů acidity (Lepori & Ormerod, 2005). Vodní stanoviště, které je za normálních podmínek vhodné pro kolonizaci, se za zvýšeného průtoku, kdy dochází ke snížení hodnoty pH a s tím spojenému zvýšení koncentrací kovů, stává pro vodní organismy toxické (Kowalik et al., 2007). Významné je i to, že navzdory celkovému snížení depozic síry, dochází k jejich snižování v různých oblastech Evropy a Severní Ameriky různou měrou a místy mohou hrát stále velmi významnou roli. Oproti depozicím síry, depozice dusíku zůstává v některých regionech Evropy přibližně stejná a velmi výrazně zpomaluje obnovu navzdory obecnému zvyšování hodnot pH a zvyšuje riziko výskytu episodického okyselení (Lepori & Ormerod, 2005). Dopad periodických poklesů pH na vodní ekosystém se různí v závislosti na určitých faktorech – např. vlivy způsobené působením acidifikace z antropogenní činnosti jsou mnohem znatelnější, než ty způsobené přirozeným vyplavováním kyselých iontů z půd. Důležité je i to, zda se jedná o biotop k episodickým acidifikacím přirozeně náchylný nebo o biotop s vysokou pufrací kapacitou (Kowalik et al., 2007).

Dusičnany a sírany jsou hlavní anionty způsobující snížení hodnoty pH, KNK a zároveň s tím spojené zvýšení koncentrace hliníku během jarního zvýšeného průtoku (Kowalik et al., 2007; Kowalik & Ormerod, 2006). Zatímco u řady acido-sensitivních druhů dochází k redukci počtu jedinců či jejich úplnému vymizení ze stanoviště už při poklesu pH pod hodnoty 5,7–6,0 (Kowalik et al., 2007), při episodických poklesech může docházet ke snížení koncentrace vodíkových iontů až na 4,5–5,0, kdy je toxicita kovů na maximální úrovni. Množství toxických kovů ve vodě je více než dvojnásobné, je-li ovlivněno přísunem kyseliny z antropogenních zdrojů (Kowalik et al., 2007). Složení společenstev vodních bezobratlých je v takových případech silně korelováno s výskytem periodických poklesů acidity. Redukce společenstva nemusí být nutně způsobena pouze mortalitou, ale například i únikem v prostoru vyvolaným zhoršujícími se podmínkami (Lepori & Ormerod, 2005).

Druhové složení a početnost společenstev bezobratlých se výrazně liší mezi dobře pufrovanými a episodickými toky a zároveň mezi působením přirozené či antropogenní acidifikace. Ale ačkoliv je zřejmá větší míra negativních vlivů antropogenního působení, jejich přesné oddělení od dopadů přirozených poklesů pH není vždy jednoznačné (Kowalik et al., 2007).

Příkladem k poklesu pH citlivých bezobratlých jsou jepice. Mnoho druhů jepic se nevyskytuje vůbec v chronicky acidifikovaných tocích a pouze omezeně v tocích s vyskytující se episodickým okyselením (takové, kde k okyselení dochází vlivem zvýšeného průtoku) (Braukmann & Biss, 2004). Za kritickou hranici určující výskyt či absenci druhu je považováno rozmezí hodnot pH 5,7–6,0 (Kowalik & Ormerod, 2006). Experimentálně byla zjištěna vysoká míra přežití larev jepice *Baetis alpinus* (92 %) v přibližně neutrálních (pH > 6,4) tocích nezávisle na průtoku. Míra přežití larev v citlivých episodických tocích zůstávala stejná během standardního nízkého průtoku, ale během zvýšeného jarního průtoku poklesla na pouhých 10–20 % (Lepori & Ormerod, 2005). Stejný vliv mají kyselé epizody na populace hojně acido-senzitivní jepice *Baetis rhodani*. Míra přežití tohoto druhu v neutrálních tocích během transplantačního experimentu zůstávala vysoká během nízkého i vysokého průtoku. Úmrtnost při nízkém průtoku a hodnotách pH 5,5–5,8 nikdy nepřesáhla 20–30 %, a to ani v případě chronicky kyselého prostředí. Během jarního zvýšeného průtoku však došlo ke zvýšení úmrtnosti v episodických tocích na 40 % a v chronicky kyselých tocích na 80 %. V těchto obdobích došlo k poklesu pH na hodnoty 3,8–4,5 (Kowalik & Ormerod, 2006).

Z příkladu vystavení *B. alpinus* a *B. rhodani* jarnímu poklesu acidity vyplývá, že vodní bezobratlí mohou být vůči tomuto působení odolní, nedejde-li k jejich úplné decimaci a jedná-li se o bivoltinní (vytvářející dvě generace za jeden rok) a relativně dobře se šířící druh. Druhá pozdější generace bivoltinního druhu totiž může doplnit jarní generaci, která bývá vystavena jarnímu poklesu pH – populace *B. alpinus* je schopna plné obnovy za stálých chemických podmínek během letního období. Kyselé epizody tedy nemusí nutně vést k vymizení senzitivního druhu (Kowalik & Ormerod, 2006; Lepori & Ormerod, 2005). Naopak univoltinní (je vytvářena jedna generace během roku) vývojový cyklus druhu zahrnuje přezimování v larválním stadiu, a tudíž i jejich expozici nízkému pH v tomto období (Kowalik et al., 2007). Některé druhy vodních bezobratlých (např. jepic) se tímto vývojovým cyklem vyznačují a v důsledku toho se v chronicky či episodicky kyselých tocích nevyskytují (Kowalik & Ormerod, 2006).

2.2.3 Toxicita hliníku a dalších kovů

Hliník

Povrchové vody mohou obsahovat široké spektrum koncentrací Al, které koreluje s relativní rozpustností $\text{Al}(\text{OH})_3$. Konkrétní koncentrace, dostupnost a význam Al pro vodní bezobratlé je pak poměrem mezi minerálně a organicky vázaným Al a spolu s pH odráží vlastnosti půdního profilu, kterým voda v povodí protéká (Gensemer & Playle, 1999). Za zvýšeným výskytem toxického hliníku stojí působení kyselých dešťů a pokles pH půd v povodí, kvůli čemuž dochází ke zvýšenému vyplavování tohoto prvku z podloží. Hliník je třetí nejčastěji se vyskytující prvek v půdě. Na zvětrávaných površích minerálů dochází k jeho přeměně (vyskytuje se zde zejména ve formě oxidu) na formu hydratovaného iontu $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, v literatuře pro zjednodušení označovaného též jako Al^{3+} . Tato toxická forma hliníku je dominantní při poklesu pH pod 4,5 a výrazně negativním způsobem ovlivňuje acidifikací zasažené oblasti (Rosseland et al., 1990). Toxický efekt hliníku narůstá, dochází-li k vytváření komplexů s organickými sloučeninami (McCahon & Pascoe, 1989), jelikož se u organicky vázaného Al zvyšuje jeho dostupnost pro organismy (Gensemer & Playle, 1999).

Zvýšenými koncentracemi hliníku trpí jak vodní, tak i terestrické ekosystémy. Ve vodě jsou nejvíce ovlivněny žábrami dýchající živočichové, jako jsou zejména zástupci bentosu a ryb. Nárůst koncentrace Al při poklesu pH způsobuje u těchto zvýšenou mortalitu a dochází k jejich vymizení z acidifikovaných stanovišť (Gensemer & Playle, 1999). Obecně se ukazuje vyšší citlivost na toxicitu Al u ryb ve srovnání s bezobratlými. Citlivost se však mění nejen v závislosti na druhu, ale i na vývojovém stadiu daného organismu. Nejcitlivějšími jsou většinou nejmladší vývojová stadia, což vede ke snížení jejich přežívání a následně až k absenci nových generací (Rosseland et al., 1990). V terestrických ekosystémech jsou pak kvůli dostupnosti toxických forem hliníku pro kořeny zasaženy cévnaté rostliny, ale například i houby a předpokládá se, že spolu s dalšími vlivy, jako je například nízké pH a nedostatek makronutrientů v kyselých půdách, má hliník za následek narušení lesních porostů například ve střední Evropě (McCahon & Pascoe, 1989; Rosseland et al., 1990).

Z pohledu vodních bezobratlých je významná bioakumulativní vlastnost hliníku. Ten se v největší míře nachází na povrchu těl larválních stadií vodního hmyzu. Při svlékání do dospělého stadia zůstává hliník na exuvii a ovlivňuje tedy zejména vodní imaturní stadia

hmyzu. K bioakumulaci hliníku však dochází i uvnitř těl bezobratlých. Dochází-li tedy ke konzumaci dospělců vodního hmyzu například hmyzožravým ptactvem, může docházet k transportu hliníku do vyšších trofických vrstev a kontaminaci potravních sítí (Rosseland et al., 1990). V případě ptáků způsobuje hliník problémy při reprodukci, zejména kvůli nedostatečné pevnosti skořápek vajec (Rosseland et al., 1990; Andrén, 2003). Na dýchacích orgánech (žábrech) vodních organismů – ryb i bezobratlých – dochází k vysrážení hydroxidů hliníku a v důsledku toho vytvoření povlaku partikulovaného Al. Efektivita respirace se tímto snižuje, a tudíž dochází ke ztrátě energie potřebné například pro růst a reprodukci. Během experimentu byla zjištěna zvýšená respirace u larev jepic *Ephemera danica*, *Heptagenia fuscogrisea* a *Heptagenia sulfurea* při vystavení vysokým koncentracím hliníku (500 a 2000 $\mu\text{g.l}^{-1}$) a nízkému pH (4,0 a 4,8) po dobu 10 dní (Hermann & Andersson, 1986). Tento jev může být jedním z důvodů pro relativní toleranci vodních živočichů dýchajících vzdušný kyslík, jako jsou například vodní ploštice či brouci, vůči acidifikaci (Rosseland et al., 1990).

Kromě fyzického působení povlaků na žábřácích, ale i ostatních (zejména smyslových) orgánech, působí Al i chemickým efektem na vodní bezobratlé narušením osmoregulace. Hliník soupeří s Na^+ a Ca^{2+} ionty o stejné vazebné pozice v hemolymfě a snižuje tak jejich celkové koncentrace zvýšením jejich odtoku z organismu (Rosseland et al., 1990; Andrén, 2003).

V konečném důsledku může pokles hodnoty pH během acidifikace a následná zvýšená koncentrace hliníku způsobovat zvýšenou mortalitu citlivých taxonů. Silný vztah mezi dávkou hliníku a odpovědí byl zjištěn pro většinu zástupců jepic a korýšů. Tolerantnější se pak zdají některé druhy pošvatek a chrostíků, ačkoliv citlivost je obecně druhově, nikoliv řádově specifická (Andrén, 2003).

Železo a olovo

Železo je esenciálním stopovým prvkem pro všechny organismy, plní svou funkci při transportu kyslíku a energie v těle (Gerhardt, 1994). Ve vodních ekosystémech se vyskytuje převážně ve formě Fe^{2+} nebo Fe^{3+} (Gerhardt, 1994; Gerhardt & Westermann, 1995). K vysrážení železa dochází jak na sedimentech, tak na samotných organismech. Fe^{3+} forma se nachází na povrchu těl vodních organismů včetně bezobratlých. Fe^{2+} forma se pak nachází i uvnitř organismů, kde je v nejvyšších koncentracích převážně v očích, kutikulárních pigmentech, trachejích a vajíčkách (Gerhardt & Westermann, 1995). Olovo

je poměrně široce rozšířený kontaminant a jeho koncentrace ve sladkovodních ekosystémech se zvyšuje s poklesem pH pod 5. Rozpustnost a dostupnost kovů pro vodní organismy roste s poklesem pH a kvůli tendenci Fe a Pb vázat se na organickou hmotu roste jejich význam zejména pro primární konzumenty (Gerhardt, 1994).

Při laboratorních pokusech s larvami jepice *Leptophlebia marginata* byla zjištěna přímá závislost mezi množstvím Fe a Pb v prostředí a v tělech testovacích organismů. Množství Fe v tělech larev *L. marginata* nebylo závislé na pH, naopak k příjmu Pb docházelo výrazně méně v kyselých podmínkách. Toxicita obou kovů byla vyšší při pH 4,5, než při pH 7. Jedním z pozorovaných vlivů toxicity kovů na vodní bezobratlé je ztráta únikového chování. Tento efekt je umocněn za zvýšené kyselosti při pH 4,5 (Gerhardt, 1994). Zajímavé je obranné chování zjištěné u *L. marginata* a příbuzné *L. vespertina*, jejichž larvy zvyšují četnost svleků za účelem obrany proti vysrážení železa na povrchu jejich těl (Gerhardt & Westermann, 1995).

2.3 Biotické bariéry pro kolonizaci

2.3.1 Rezistence společenstev

Jedním z důvodů pro slabší obnovu bioty v jinak se zlepšujících chemických podmínkách může být například předchozí narušení potravních sítí a tím vzniklá rezistence společenstev vůči novým kolonizátorům (Yan et al., 2003; Ledger & Hildrew, 2005; Arnott et al., 2006; Hildrew, 2009). Působením acidifikace obecně dochází ke snížení druhové pestrosti a početnosti společenstev (Ledger & Hildrew, 2005; Arnott et al., 2006). Úbytek nebo úplné vymizení acido-senzitivních druhů je doprovázeno nárůstem počtu jedinců acido-tolerantních druhů. K tomuto jevu dochází na všech trofických úrovních, ať už se jedná o ryby, bentické, či planktonní bezobratlé, makrofyty, řasy nebo bakterie. Pro společenstva tekoucích vod je v takových případech charakteristická absence specializovaných spásáčů (Layer et al., 2013), seškrábavačů řas a biofilmu (Ledger & Hildrew, 2001). Těmi jsou například některé acido-senzitivní druhy jepic, plžů či korýšů (Ledger & Hildrew, 2005). Ekologická nika těchto na snížení pH citlivých organismů bývá často velmi dobře zaplněna jejich tolerantnějšími protějšky. Takovýto přesun funkcí v potravní síti může poskytovat nově vzniklému společenstvu rezistenci v době, kdy již došlo k navrácení hodnot pH na hodnoty před acidifikací (Ledger & Hildrew, 2005; Arnott et al., 2006). To může jedním z důvodů pro zpomalení zotavování bioty navzdory zvyšujícímu se pH. Tento jev můžeme pozorovat například i tehdy, když jsou ryby, jakožto vrcholoví predátoři, po snížení jejich počtu nebo úplném vymizení, zastoupeni v jejich funkci bezobratlými predátory, například vodními brouky (Arnott et al., 2006; Hildrew, 2009).

U společenstev vodních brouků v jezerech byla zjištěna pouze nízká závislost jejich početnosti na pH a velmi slabý nebo žádný vliv pH na druhovou skladbu. Naopak byl zjištěn zřejmý vztah mezi výskytem ryb a druhovým složením společenstev vodních, zejména potápějících se brouků. Početnost dravého brouka *Graphoderus liberus*, ačkoliv se vyskytoval v širokém spektru pH, byla za přítomnosti ryb nižší až o více než 65 %. Podobný efekt lze pozorovat u celé řady ostatních druhů vodních brouků a bezobratlých obecně (Arnott et al., 2006). V jiném případě byla zjištěna výrazně vyšší početnost larev dravého chrostíka *Plectrocnemia conspersa* v horních částech toku (navzdory vyšší kyselosti), kde se žádné ryby nevyskytovaly. Kromě *P. conspersa* však ve stejném výzkumu nebyl zaznamenán žádný vliv na ostatní druhy bentických bezobratlých (Hildrew, 2009).

Některé druhy vodních bezobratlých jsou i přes citlivost vůči nízkému pH primárně ovlivněny přítomností, respektive absencí ryb. Přetrvávající absence ryb totiž umožňuje rozvoj bezobratlých predátorů, jejichž silný predanční tlak má za následek rezistenci takovýchto společenstev vůči kolonizaci citlivými druhy bezobratlých i po navrácení pH na normální hodnotu (Arnott et al., 2006). Takovouto rezistenci vykazuje například společenstvo zkoumaného úseku na Broadstone Stream ve Velké Británii. V horní kyselé části bez ryb je společenstvo bentických bezobratlých charakteristicky druhově chudé (v porovnání s méně kyselým kontrolním úsekem s rybami) s pouze dvěma většími dravými druhy bezobratlých (chrostík *P. conspersa* a střechatka *Sialis fuliginosa*). Během více než dvaceti let monitoringu, kdy se průměrné hodnoty pH zvyšovaly z 5,0 (v 70. letech) na 5,4 (v 90. letech), nedošlo k vymizení jediného druhu (Hildrew, 2009).

2.3.2 Změny v potravních sítích v závislosti na pH

Při poklesu pH pod mezní hodnoty pro přežití vodních organismů dochází k jejich vymizení ze stanoviště. Na změnu podmínek však reagují jednotlivé taxony různě v závislosti na jejich toleranci vůči danému jevu. V důsledku toho dochází ke změně složení společenstev. Mezi acidifikací postižené organismy samozřejmě nepatří pouze bentos, ale jsou ovlivněny i nižší a vyšší trofické úrovně organismů spolu s potravními vztahy mezi nimi (Ledger & Hildrew, 2005; Layer et al., 2013).

Sladkovodní bezobratlí jsou rozdělováni do tzv. trofických guild podle jejich potravy a způsobu jejího získávání (Cummins, 1973). Acidifikací nepostižená stanoviště se vyznačují výskytem specializovaných konzumentů, zejména herbivorních spásačů, jako jsou (často acido-senzitivní) druhy jepic, pakomárů, měkkýšů nebo korýšů. Při poklesu pH tyto mizí a jsou nahrazovány acido-tolerantními detritovory, kteří jsou často generalisté (jako například řada druhů pošvatek, pakomárů či několik chrostíků), kteří často tvoří značnou část biomasy acidifikovaných toků (Layer et al., 2013). Příčinou vymizení specializovaných konzumentů, kromě přímého působení kyselosti, je i jejich nepřizpůsobivost ke změnám potravních zdrojů, například druhového složení a abundance řas epilitických nárostů, ke které při změně pH dochází (Ledger & Hildrew, 2005; Layer et al., 2013).

Generalisté díky jejich schopnosti využívat širší spektrum zdrojů mohou v případě vymizení specialistů zaplňovat volné ekologické niky. Pozitivním důsledkem tohoto jevu je udržení a stabilizace potravní sítě a vztahu řasa-herbivor v acidifikovaných biotopech. Obecně dochází vlivem acidifikace ke snížení početnosti i druhové pestrosti společenstev jak

primárních konzumentů, tak i primárních producentů. Na druhou stranu poskytuje generalistům přechod z nutričně chudého detritu na konzumaci výživnějších řas v určité míře výhodu a jejich společenstva mohou dosahovat vysoké početnosti i za poměrně nepříznivých podmínek. Negativní důsledek se projeví ve chvíli, kdy dojde k chemickému zotavení vodního toku a během acidifikace vzniklá společenstva jsou velmi stabilní a do určité míry rezistentní vůči kolonizaci specializovanějšími spásáči (viz Rezistence společenstev) (Ledger & Hildrew, 2005; Layer et al., 2013).

2.3.3 Kvalita a množství potravy

Mimo přímé působení mnohých jevů způsobených acidifikací, spočívajících ve fyziologické citlivosti některých taxonů na zvýšení kyselosti vody či přítomnost toxických látek, mohou být společenstva vodních bezobratlých ovlivněna i nepřímo kvalitou a množstvím potravy. Kvalita a množství potravních zdrojů jsou negativně ovlivněny snížením hodnoty pH a působí sub-letálně na vodní společenstva. V důsledku toho klesá sekundární produkce se snižujícím se pH (Griffith et al., 1993; Ledger & Hildrew, 2001; Thomsen & Friberg, 2002; Pretty et al., 2005).

Jedním z hlavních potravních zdrojů pro společenstva vodních bezobratlých je organická hmota pocházející z pobřežní vegetace. Typ lesního pokryvu v okolí toku se výrazně podílí na množství a kvalitě potravy (Groom & Hildrew, 1989; Thomsen & Friberg, 2002; Pretty et al., 2005). Z tohoto hlediska působí negativně zejména jehličnaté lesy, které umocňují acidifikační efekt, zejména v povodích s nízkou vrstvou půdy. Společenstva bentických organismů dosahují nižší početnosti a produkce, je-li pobřežní vegetace tvořena jehličnatými lesy, v porovnání s toky v opadavých či smíšených lesích (Thomsen & Friberg, 2002). Jehličnatý opad je jako potravní zdroj pro bentické organismy málo vhodný, zejména kvůli jeho tvrdosti (tudíž špatné stravitelnosti) a nízkému obsahu N (Friberg & Jacobsen, 1994). Jsou-li zdrojem potravy listy opadavých stromů, může se rychlost růstu bentických bezobratlých lišit i v závislosti na druhu stromu. Tento vliv se však mezi jednotlivými druhy konzumentů liší. Druhem stromu může být ovlivněna i například rychlost kolonizace nového prostředí. Během pokusu s listy olše a buku preferovaly larvy pošvatky *Nemurella pictetii* listy olše. Listy buku byly osídleny menším počtem jedinců a rychlost kolonizace nebyla výrazně závislá na pH toku. V případě olše byla zjevná zrychlená počáteční (během prvních 8 dní) kolonizace v neutrálních podmínkách (Groom & Hildrew, 1989).

Bentická společenstva kyselých toků se vyznačují převahou detritovorních druhů, například pošvatek. Přísun detritu je během roku poměrně stálý, ale liší se zdatně mezi jednotlivými roky a jeho nutriční hodnota je v kyselých tocích nízká. Na druhou stranu toto může být kompenzováno jeho velkým množstvím, způsobeným hlavně nízkou rychlostí dekompozice vlivem ztížených podmínek pro rozkladače za nízkého pH nebo celkovým snížením početnosti konzumentů. Oproti celkovému poklesu početnosti společenstev bezobratlých, může mít snížení konkurenčního tlaku za následek i nárůst početnosti některých tolerantních, zejména pak detritovorních taxonů (Pretty et al., 2005). Mimo detrit jsou hlavním potravním zdrojem epilittické nárosty zelených řas, popřípadě sinic (ty se však vyskytují v kyselých vodách zřídka). Druhovú skladbu řas tvořících nárosty tekoucích vod, jejich početnost a potenciální nutriční hodnota pro spásáče se liší v závislosti na pH toku a je negativně ovlivněna jeho poklesem (Ledger & Hildrew, 2001). Na druhou stranu se literatura v případě stojatých vod zmiňuje i o opačném vztahu, kdy se biomasa řasových nárostů s klesajícím pH zvyšuje (Ledger & Hildrew, 2001).

Důležitým faktorem z hlediska kvality potravy pro vodní bezobratlé je poměr C:N. Ten je v případě listového opadu obecně nižší v neutrálních podmínkách, v porovnání s kyselými (Groom & Hildrew, 1989; Thomsen & Friberg, 2002). Znakem nižšího C:N poměru je například zvýšená respirace mikroorganismů na povrchu listového opadu v neutrálních podmínkách. S postupnou mineralizací C působením mikroorganismů se poměr C:N snižuje a N přestává být pro vodní bezobratlé limitujícím prvkem. V kyselých podmínkách byla zjištěna nižší početnost bakterií a hub v mikrobiálních společenstvech. Následné snížení dekompozice zapříčiňuje horší stravitelnost potravy pro konzumenty. Stejný jev je v literatuře zmiňován i v případě detritu (Groom & Hildrew, 1989).

Při pokusu byla zjištěna vyšší hmotnost larev acido-tolerantní pošvatky *Leuctra nigra*, když byly krmeny listy z neutrálních podmínek. Současně larvy této pošvatky rostly značně pomaleji, když byly krmeny listy olše z kyselých podmínek v porovnání s těmi z přibližně neutrálních. Zároveň však nebyl pozorován žádný významný rozdíl v růstu, kdy byly larvy krmeny listím z neutrálních podmínek v kyselém prostředí (Thomsen & Friberg, 2002). Stejně tak larvy jiné pošvatky *Nemourella pictetii* rostly během experimentu rychleji, byly-li krmeny listy z podmínek s neutrálním pH. Naopak u chrostíka *Lepidostoma hirtum* nebyla zjištěna žádná takováto závislost, ačkoliv byl více citlivý na druh listů (Groom & Hildrew, 1989). Při zjišťování vztahu mezi kvalitou potravy v podobě epilittických nárostů řas a líhnutím pošvatky *Nemourella pictetii* nebyly zjištěny výrazné rozdíly v líhnutí, navzdory

rozdílům v pH (potenciálně tedy i v kvalitě potravy) jednotlivých prostředí (Ledger & Hildrew, 2001).

2.4 Metody výzkumu vodního hmyzu

2.4.1 Vzorkování bentických bezobratlých

Při získávání vzorků bentických organismů je jedním z nejvyužívanějších způsobů semikvantitativní vzorkování kopáním (tzv. “kicksampling“), kterým je rozrušován sediment a uvolněné organismy jsou poté zachyceny do ruční sítě s různou velikostí oka (zpravidla 0,5; 0,25 či 0,1 mm). Velikost oka je zvolena dle spektra organismů, které je nutno zachytit, např. větší velikost oka je volena, chceme-li vyloučit přítomnost příliš velkého množství juvenilních larev ve vzorku (Lepori & Ormerod, 2005). Rovněž způsob odběru vzorku tak, aby byla velikost vzorku standardní na všech lokalitách, je v zásadě dvojitý – odběr limitovaný časem (počet minut) nebo plochou (počet odebraných ploch). Čas i plocha jsou pak rozděleny ve vzorkovaném úseku proporcionálně podle zastoupení jednotlivých mesohabitatů (viz. AQEM Consortium, 2002 a ČSN 75 7701).

Kvantitativní metodou odběru vzorku bentosu je vzorkování pomocí odběráku s definovanou a dobře ohraničenou plochou, která je na studovaném úseku umístěna v určitém počtu opakování. Odběráky mají kruhovou (Hessův), trojúhelníkovou (Kubíčkův) či čtvercovou (Surberův) plochu. Asi nejčastěji je používán Surberův odběrák (Surber sampler). Thomsen & Friberg (2002) využili tohoto sběrače s velikostí ok síťoviny 0,2 mm a plochou 200 cm². Kowalik & Ormerod (2006) se zmiňují o použití Surberova odběráku s plochou 0,25 m² a většími oky 1 mm, odběrák s jinými parametry (0,0625 m², 330 μm) použila i Layer et al. (2013)

Při porovnání těchto dvou metod (ruční síť a Surberův odběrák) zjistil Storey et al. (1991) menší počet jedinců ve vzorku odebraného pomocí Surberova odběráku. Oproti tomu se v něm vyskytoval vyšší počet, zejména řídce se vyskytujících taxonů. Autor srovnání doporučuje vzorkování metodou kopaného vzorku pro časté vzorkování, zejména pro jeho nenáročnost a finanční nenákladnost v porovnání se vzorkováním pomocí Surberova odběráku. To je naopak vhodné pro studie zaměřené na výzkum vzácných taxonů. Vzorkování pomocí ruční sítě je výhodné zejména pro stojaté vody, kde zachycuje mnohem větší množství jedinců i druhů mobilních organismů, zejména brouků a ploštic, oproti vzorkování odběrákem s definovanou plochou (Sychra & Adámek, 2010). Pro odběr vzorků vodního hmyzu v šumavských jezerech bylo použito semikvantitativní vzorkování pomocí ruční sítě o velikosti oka 0,5 mm po dobu pěti minut (Soldán et al., 2012).

2.4.2 Vzorkování dospělců pomocí Malaiseho pastí a smýkáním vegetace

Malaiseho nárazové pasti jsou široce rozšířeným zařízením pro získávání vzorků létajícího hmyzu. Blakely et al. (2006) použili Malaiseho pasti rozmístěné v podélném profilu toku pro zjištění vlivu technických překážek na šíření chrostíků proti, respektive po proudu. Rozmístěním pastí v různých vzdálenostech laterálně od toku může být zjišťován i charakter šíření (např. dosažená vzdálenost, počet jedinců či poměr jejich pohlaví) dospělců vodního hmyzu (např. chrostíků, jepic a pošvatek) v tomto směru, jak se zmiňují například Petersen et al. (1999) nebo Masters et al. (2007). Hmyz je odchycen nárazem na plochu sítě a padá do sběrné lahvičky naplněné 70 % ethanolem (Petersen et al., 1999; Masters et al., 2007).

Nejčastěji užívanou a rutinní metodou sběru dospělců vodního hmyzu je smýkání břehové vegetace pomocí smýkací sítě. Touto metodou je možné zachytit také druhy, které létají jen velmi málo a pohybují se spíše lezením po substrátu (např. řada pošvatek) či jedinců sedících na vegetaci, které aktivně nelétají a není tudíž možné je zachytit do nárazové pastí. Nevýhodou této metody je časově omezený odchyt, proto je nutné takové vzorkování opakovat, a také obtížná standardizace velikosti vzorku.

3 Projekt

3.1 Cíle projektu

Cílem tohoto projektu je studium vlivu kvality a struktury litorálu horských stojatých vod na zotavování společenstev litorálních bezobratlých po acidifikaci.

3.2 Hypotézy

- Přítomnost, respektive absence druhu v acidifikovaných stojatých vodách je primárně ovlivněna chemickými podmínkami stanoviště, jako je hodnota pH, či výskyt toxických kovů (např. Al).
- Zotavování litorálních společenstev stojatých vod po acidifikaci vodách je závislé především na biotických faktorech prostředí – charakteru vegetace v litorálu (submerzní/emerní rostliny), komplexitě potravních sítí (bezobratlí predátoři, ryby, konkurence a další) –, ale i na abiotických – kromě chemismu především struktura litorálu (písek, štěrk, bahno a jiné).
- Potravní nabídka – její kvalita a kvantita – je jedním z rozhodujících faktorů ovlivňujících zotavování společenstev litorálních bezobratlých v acidifikaci zasažených stojatých vodách.

3.3 Návrh projektu

Projekt navrhuje studium společenstev litorálních bezobratlých ve stojatých vodách Šumavy, Jizerských a Krušných hor, které zahrnují lokality s různým stupněm acidifikace, charakterem litorálu a rybí obsádkou, za účelem posouzení vlivu litorálních porostů, chemismu vody a ryb na společenstva litorálních bezobratlých. Dílčí součástí projektu bude i porovnání stavu oživení na 12 jižních a 11 severních lokalitách (viz Studované lokality), v kontextu rozdílného vývoje acidifikace a rozdílných klimatických podmínek těchto stanovišť.

3.3.1 Studované lokality

Pro účely projektu bylo vybráno celkem 23 lokalit, z nichž se 20 nachází na území České republiky (v pohoří Šumava, Jizerské hory a Krušné hory) a 3 na území Spolkové republiky Německo (Šumava). Ve studovaných lokalitách jsou zastoupena jezera a vodní nádrže s různým způsobem využití, ležící v nadmořské výšce odpovídající podmínkám horských vod – nad 700 m. n. m. Chemické podmínky se u studovaných lokalit liší. Některé jsou přirozeně kyselé (např. rašelinné), jiné jsou acidifikované antropogenním způsobem, zotavující se, vápněné a nádrže zasažené acidifikací jen minimálně.



Obr. 1: Studované lokality (označené hvězdičkou)

Tab. 1: Seznam studovaných lokalit

| lokality | chráněné území | pohoří | katastr | stát | souřadnice |
|--------------------------|---------------------------------------|-------------|------------------|---------|-----------------------------|
| nádrž Bedřichov | | Jizerské h. | Bedřichov | ČR | 50.8176222N, 15.1325083E |
| Blatný rybník | | Jizerské h. | Nová Louka | ČR | 50.8104400N, 15.1656981E |
| Černé jezero | NPR Černé a Čertovo jezero | Šumava | Železná Ruda | ČR | 49.1787578N, 13.1844519E |
| nádrž pod Černým jezerem | | Šumava | Železná Ruda | ČR | 49.1913033N, 13.2086456E |
| Černý rybník | PR Černý rybník | Krušné h. | Klíny | ČR | 50.6530011N, 13.5286814E |
| Čertovo jezero | NPR Černé a Čertovo jezero | Šumava | Železná Ruda | ČR | 49.1664686N, 13.1973694E |
| nádrž Fláje | | Krušné h. | Fláje | ČR | 50.6820753N, 13.6123181E |
| Grosser Arbersee | NSG Grosser Arbersee und Arberseewand | Šumava | Bodenmais | Německo | 49.0994422N, 13.1534672E |
| Jelení jezírko | | Šumava | Nová Pec | ČR | 48.8214103N, 13.8926250E |
| nádrž Josefův důl | | Jizerské h. | Josefův Důl | ČR | 50.7965503N, 15.1825047E |
| Kleiner Arbersee | NSG Kleiner Arbersee | Šumava | Bodenmais | Německo | 49.1267469N, 13.1204225E |
| jezero Laka | I. zóna NP Šumava | Šumava | Prášily | ČR | 49.1095147N, 13.3267378E |
| rybník Lieche | | Krušné h. | Přebuz | ČR | 50.3921522N, 12.6302756E |
| Mrtvý rybník | NPR Božidarské rašeliniště | Krušné h. | Hřebečná | ČR | 50.3932742N, 12.8630161E |
| Plešné jezero | I. zóna NP Šumava | Šumava | Nová Pec | ČR | 48.7748442N, 13.8645531E |
| Polecká nádrž | | Šumava | Borová Lada | ČR | 48.9431364N, 13.6708117E |
| Prášilské jezero | I. zóna NP Šumava | Šumava | Prášily | ČR | 49.0745547N, 13.4007669E |
| nádrž Přísečnice | | Krušné h. | Kryštofovy Hamry | ČR | 50.4654267N, 13.1369019E |
| Rachelsee | NP Bavorský les | Šumava | Spiegelau | Německo | 48.9757103N, 13.4029769E |
| nádrž Souš | | Jizerské h. | Souš | ČR | 50.8005103N, 15.3109075E |
| Starý rybník | | Krušné h. | Zákoutí | ČR | 50.5453992N, 13.3011389E |
| Volárenský rybník | | Krušné h. | Kalek | ČR | 50.5837475N, 13.3532489E |
| Žďárské jezírko | | Šumava | Borová Lada | ČR | 48.9359625N, 13.6530447E |

3.3.2 Činnosti v rámci projektu

V rámci přípravné fáze projektu (viz Časový harmonogram) bude zajištěno materiální (pořízení a shromáždění potřebného materiálu, zejména odběrové náčiní a chemikálie) a nemateriální (např. získání povolení pro vstup do chráněných území, dohoda o zapůjčení automobilu pro pohyb v terénu, zajištění specialistů na determinaci hmyzu, získání informací o rybích obsádkách na lokalitách a podobně) zázemí projektu.

Pro účely projektu budou na každé z lokalit provedeny 2 odběry vzorků litorálních společenstev za účelem zachycení hlavních sezónních aspektů vývoje vodního hmyzu. První (jarní odběr) proběhne na přelomu měsíce května a června, druhý (podzimní) odběr na přelomu měsíce srpna a září (viz Časový plán projektu – odběr vzorků). Vzorky vody pro stanovení základních chemických parametrů a živin budou odebrány na každé z lokalit ve stejném časovém intervalu (2 za rok). Chemické rozborů budou provedeny na Hydrobiologickém ústavu Biologického centra Akademie věd ČR, v. v. i. v Českých Budějovicích. Na každé lokalitě bude provedeno posouzení a zaznamenání charakteru litorálu (pokryvnost a typ vegetace, substrát). Součástí každého odběru bude i změření základních chemicko-fyzikálních parametrů vody studovaných lokalit (pH, teplota, obsah kyslíku, vodivost).

Vzorky budou dále zpracovány a bude provedena determinace vyskytujících se taxonů – Plecoptera – Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D. (Ústav botaniky a zoologie, Masarykova univerzita – ÚBZ MU), Ephemeroptera – Prof. RNDr. Tomáš Soldán, DrSc. (Entomologický ústav BC), Trichoptera – Mgr. Lenka Hubáčková (ÚBZ MU), Chironomidae – Mgr. Vanda Rádková (ÚBZ MU), ostatní Diptera – Mgr. Vendula Křoupalová, Ph.D. (ÚBZ MU), Heteroptera, Coleoptera, Odonata – Štěpán Sivý (PřF, JČU).

Následně proběhne zpracování a vyhodnocení výsledků. Výsledky projektu budou součástí vypracované závěrečné zprávy. Výsledky budou prezentovány v rámci semináře Katedry biologie ekosystému na Jihočeské univerzitě.

3.3.3 Metody vzorkování využité v rámci projektu

Vzorky vodního hmyzu budou odebrány semikvantitativní metodou ruční sítě o velikosti oka 0,5 mm, vždy po dobu 5 minut na jedné lokalitě (viz Vzorkování bentických bezobratlých). Čas odběru bude proporcionálně rozdělen podle zastoupení jednotlivých mesohabitatů v litorálu. Doplňující kvalitativní vzorkování bude provedeno za pomoci

kovových cedníků. Kombinací metod mohou být zjištěny i velmi vzácné druhy, které by nemusely být zachyceny semikvantitativním vzorkováním. Komplexnost vzorků bude podpořena i odchycem dospělců vodního hmyzu pomocí smýkání vegetace litorálu.

Po odebrání vzorků bude přímo na lokalitě provedeno předběžné zpracování vzorku vybráním co největšího množství jedinců bezobratlých. Díky tomuto kroku se výrazně zkrátí čas strávený přebíráním organismů ze vzorku v laboratoři a také nejsou organismy vybrané přímo na lokalitě poškozeny manipulací a substrátem, s nímž jsou zafixovány do vzorkovnice. Nepřebraný zbytek vzorku bude zafixován formaldehydem na koncentraci 4 % a následně dále zpracován v laboratoři.

3.3.4 Očekávané výstupy projektu

S ohledem na cíle projektu je předpokládaným hlavním výstupem projektu posouzení vlivu litorálů na zotavování litorálních společenstev po acidifikaci spolu s ověřením hypotéz – tedy posouzení vlivu stávajících chemických podmínek na zotavování oživení cílových lokalit a posouzení vlivu biotických (rybí obsádka, kvalita a kvantita potravy) a abiotických (struktura litorálu) faktorů prostředí na tento proces. Jedním z výstupů projektu bude i zjištění možných rozdílů v oživení a jeho zotavování mezi lokalitami severních a jižních pohoří (viz Studované lokality) v kontextu rozdílného vývoje acidifikace těchto oblastí, respektive jejich odlišných klimatických podmínek. Tyto poznatky přispějí k rozšíření současného poznání o cenné informace o dopadech acidifikace na horské stojaté vody, které jsou v porovnání s tekoucími vodami v České republice studované pouze málo.

Zaznamenání vyskytujících se druhů vodního hmyzu na studovaných lokalitách může být podkladem pro inventarizaci chráněných druhů, revizi Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky apod. Zároveň zjištění významu litorálů stojatých vod může být důležitým poznatkem pro plánování managementu chráněných území, v nichž se mnohé ze studovaných lokalit nachází nebo při úpravě manipulačních řádů vodních nádrží státními podniky povodí (Povodí Labe, Povodí Ohře, Povodí Vltavy).

3.4 Časový harmonogram a náklady

Časový harmonogram

Projekt bude probíhat od února prvního roku do června druhého roku. Celková plánovaná doba trvání projektu je tedy 17 měsíců v rámci 2 kalendářních roků. Od února do dubna prvního roku proběhne příprava projektu (viz. Činnosti v rámci projektu). Odběry vzorků proběhnou 2x během roku – květen/červen, srpen/září. Po prvním odběru začne zpracování vzorků a následná determinace organismů. Od začátku druhého roku (leden – duben) budou vyhodnocovány výsledky. Následně bude vypracována závěrečná zpráva. Výsledky budou prezentovány v červnu druhého roku trvání projektu (viz Činnosti v rámci projektu).

Tab. 2: Časový harmonogram projektu

| | II | III | IV | V | VI | VII | VIII | IX | X | XI | XII | I | II | III | IV | V | VI |
|----------------------|----|-----|----|---|----|-----|------|----|---|----|-----|---|----|-----|----|---|----|
| příprava projektu | ■ | ■ | ■ | | | | | | | | | | | | | | |
| odběr vzorků | | | | ■ | ■ | | ■ | ■ | | | | | | | | | |
| zpracování vzorků | | | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | | | |
| determinace | | | | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | ■ | | | | | |
| vyhodnocení výsledků | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | ■ | ■ | | |
| závěrečná zpráva | | | | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | |
| prezentace výsledků | | | | | | | | | | | | | | | | | ■ |

Náklady

Celkové náklady projektu činí 583 tisíc Kč. Pro účely projektu nebude pořizován žádný dlouhodobý hmotný a nehmotný majetek. Položka materiál zahrnuje zejména pořízení chemikálií na fixaci vzorků hmyzu (formaldehyd, ethanol, octan ethylnatý), médium pro přípravu preparátů (Liquide de Faure) a drobné náčiní jako např. epruvety, entomologické pinzety, smýkací síť a cedníky. Doplnkové (režijní) náklady činí 20 %

z celkových nákladů projektu. Ve službách jsou zahrnuty náklady na zpracování vzorků vody (stanovení chemie) na Hydrobiologickém ústavu BC AVČR v Českých Budějovicích. Cestovní náklady zahrnují finance na pohonné hmoty do automobilu – cesty na lokality dvoučlenného týmu za účelem odběru vzorků (2 čtyřdenní odběry vzorků šumavských lokalit, 2 čtyřdenní odběry lokalit v Krušných a Jizerských horách) –, diety a náklady na ubytování 2 pracovníků během terénních odběrů vzorků. Ve mzdách jsou zahrnuty mzdy pro 2 pracovníky s 50 % úvazkem – odborný pracovník (Mgr. Jindřiška Bojková Ph.D.), technický pracovník (Štěpán Sivý). Odměny pro 5 specialistů (viz Činnosti v rámci projektu) na determinaci hmyzu budou vedeny jako OON.

Tab. 3: Celkové náklady projektu

| Věcné náklady | Požadováno (v Kč) |
|---|-------------------|
| Drobný dlouhodobý hmotný majetek (předměty, přístroje a zařízení do 40 tis. Kč) | 0 |
| Drobný dlouhodobý nehmotný majetek (např. software do 60 tis. Kč) | 0 |
| Materiál | 20 000 |
| Doplňkové (režijní) náklady | 97 000 |
| Služby | 46 000 |
| Cestovní náklady | 35 000 |
| Mzdové náklady | |
| Mzdy | 250 000 |
| Povinné zákonné odvody | 85 000 |
| Ostatní osobní náklady – OON | |
| Finanční odměna 5 odborníků na determinaci hmyzu | 50 000 |
| Celkové náklady projektu | 583 000 |

3.5 Závěr

Uskutečnění navrhovaného projektu poskytne nové a doplní stávající poznatky o působení tak významného jevu jako je acidifikace na vodní biotopy na území České republiky. Mimo jiné projekt umožní posouzení současného stavu zotavování litorálních společenstev reprezentujících celkové oživení horských stojatých vod na našem území spolu s posouzením faktorů, jenž proces zotavování řídí, respektive limitují. Přidanou hodnotou projektu bude možnost využití získaných informací o významu litorálů pro společenstva vodního hmyzu horských stojatých vod a vodních ekosystémů vůbec k činnostem týkajících se jejich ochrany.

4 Literatura

- Andrén C., 2003: Inorganic aluminium in streams: Bioavailability and toxicity. *Scripta Limnologica Upsaliensis*, 1–61.
- AQEM CONSORTIUM (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developer for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Arnott S.E., Jackson A.B. & Alarie Y., 2006: Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 811–824.
- Blakely T.J., Harding J.S., McIntosh A.R. & Winterbourn M.J., 2006: Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51, 1634–1645.
- Braukmann U. & Biss R., 2004: Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica*, 34, 433–450.
- Cummins K. W., 1973: Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18, 183–206
- ČSN 75 7701 (2008) Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. Český normalizační institut, Praha.
- Evans C.D., Cullen J.M, Alewell C., Kopáček J., Marchetto A., Moldán F., Prechtel A., Rogora M., Veselý J., & Wright R., 2001: Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(3), 283–297.
- Friberg N. & Jacobsen D., 1994: Feeding plasticity of two detritivore-shredders. *Freshwater Biology*, 32, 133–142.
- Gensemer R.W. & Playle R.C., 1999: The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29, 315–450.
- Gerhardt A., 1994: Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly *Lepthophebia marginata* (L.) (Insecta) in relation to freshwater acidification. *Hydrobiologia*, 284, 157–168.

- Gerhardt A. & Westermann F., 1995: Effects of precipitations of iron hydroxides on *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta: Ephemeroptera) in the field. *Archiv für Hydrobiologie*, 133, 81–93.
- Gray D.K. & Arnott S.E., 2009: Recovery of acid damaged zooplankton communities: measurement, extent and limiting factors. *Environmental Reviews*, 17, 81–89.
- Griffith M.B., Perry S.A., Perry W.B., 1993: Growth and secondary production of *Paracapnia angulata* Hanson (Plecoptera; Capniidae) in Appalachian streams affected by acid precipitation. *Canadian Journal of Zoology*, 71, 735–743.
- Groom A.P. & Hildrew A.G., 1989: Food Quality for Detritivores in Streams of Contrasting pH. *Journal of Animal Ecology*, 58, 863–881.
- Hermann J. & Andersson K.G., 1986: Aluminium impact on respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, Air and Soil Pollution*, 30, 703–709.
- Hildrew A.G., 2009: Sustained Research on Stream Communities: A Model System and The Comparative Approach. *Advances in Ecological Research*, Vol. 41, Academic Press, Burlington.
- Kopáček J. & Veselý J., 2005: Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39, 2179–2188.
- Kowalik R.A., Cooper D.M., Evans C.D. & Ormerod S.J., 2007: Acidic episodes retard the biological recovery of upland British streams from chronic acidification. *Global Change Biology*, 13, 2439–2452.
- Kowalik R.A. & Ormerod S.J., 2006: Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 51, 180–191.
- Layer K., Hildrew A.G. & Woodward G., 2013: Grazing and detritivory in 20 stream food webs across a broad pH gradient. *Oecologia*, 171, 459–471.
- Ledger M.E. & Hildrew A.G., 2001: Growth of an acid-tolerant stonefly on epilithic biofilms from streams of contrasting pH. *Freshwater Biology*, 46, 1457–1470.
- Ledger M.E. & Hildrew A.G., 2005: The ecology of acidification and recovery: changes in herbivore-algal food web linkages across a stream pH gradient. *Environmental Pollution*, 137, 103–118.

- Lepori F. & Ormerod S.J., 2005: Effects of spring acid episodes on macroinvertebrates revealed by population data and in situ toxicity tests. *Freshwater Biology*, 50, 1568–1577.
- Macneale K.H, Peckarsky B.L. & Likens G.E., 2005: Stable isotopes identify dispersal patterns of stonefly populations living along stream corridors. *Freshwater Biology*, 50, 1117–1130.
- Malmqvist B. & Rundle S., 2002: Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29 (2), 134–153.
- Masters Z., Peteresen I., Hildrew A.G. & Ormerod S.J., 2007: Insect dispersal does not limit the biological recovery of streams from acidification. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17, 375–383.
- McCahon C.P. & Pascoe D., 1989: Short-term Experimental Acidification of a Welsh Stream: Toxicity of Different Forms of Aluminium at Low pH to Fish and Invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 18, 233–242.
- Monteith D.T., Hildrew A.G., Flower R.J., Raven P.J., Beaumont W.R.B., Collen P., Kreiser A.M., Shilland E.M. & Winterbottom J.H., 2005: Biological responses to the chemical recovery of acidified freshwaters in the UK. *Environmental Pollution*, 137, 83–101.
- Muniz I.P., 1990: Fresh-water acidification – its effects on species and communities of fresh-water microbes, plants and animals. *Proceeding of the Royal Society of Edinburgh Section B – Biological Sciences*, 97, 227–254.
- Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M. & Soldán T., 2006: Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia*, 61, 453–465.
- Ormerod S.J. & Durance I., 2009: Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. *Journal of Applied Ecology*, 46, 164–174.
- Petersen I., Winterbottom J.H., Orton S., Friberg N., Hildrew A.G., Spiers D.C. & Gurney W.S.C., 1999: Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K. *Freshwater Biology*, 42, 401–416.
- Pretty J.L., Giberson D.J. & Dobson M., 2005: Resource dynamics and detritivore production in an acid stream. *Freshwater Biology*, 50, 578–591.

- Rosseland B.O., Eldhuset T.D. & Staurness M., 1990: Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health*, 12, 17–27.
- Soldán T., Bojková J., Vrba J., Bitušík P., Chvojka P., Papáček M., Peltanová J., Sychra J., & Tátosová J., 2012: Aquatic insects of the Bohemian Forest glacial lakes: Diversity, long-term changes, and influence of acidification. *Silva Gabreta*, 18, 123–283.
- Sode A. & Wiberg-Larsen P., 1993: Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook. *Freshwater Biology*, 30, 439–446.
- Stendera S. & Johnson R.K., 2008: Tracking recovery trends of boreal lakes: use of multiple indicators and habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 529–540.
- 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., Skjelvåle B.L., Stainton M.P., Yraaen T., Van Dam H., Webster K.E., Wieting J. & Wilander A., 1999: Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, 401, 575–578.
- Storey A.W., Edward D.H.D. & Gazey P., 1991: Surber and kicksampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia*, 2, 111–121.
- Sychra J. & Adámek Z., 2010: Sampling Efficiency of Gerking Sampler and Sweep Net in Pond Emergent Littoral Macrophyte Beds – a Pilot Study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10, 161–167.
- Thomsen A.G. & Friberg N., 2002: Growth and emergence of the stonefly *Leuctra nigra* in coniferous forest streams with contrasting pH. *Freshwater Biology*, 47, 1159–1172.
- Wallace J.B. & Anderson N.H., 1995: Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: Merritt R.W. and Cummins K.W. (Eds), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Yan N.D., Leung B., Keller W., Arnott S.E., Gunn J.M. & Raddum G.G., 2003: Developing conceptual frameworks for the recovery of aquatic biota from acidification. *Ambio*, 32, 165–169.

Yan N.D., Girard R., Heneberry J.H., Keller W., Gunn J.M. & Dillon, P.J., 2004: Recovery of copepod, but not cladoceran, zooplankton from severe and chronic effects of multiple stressors. *Ecology Letters*, 7, 452–460.

Mapový podklad Obr. 1:

<https://www.google.cz/maps/@50.1612192,16.2298971,7z/data=!4m2!5m1!1b1?hl=cs>