



Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie

Faktory ovlivňující rozšíření ryb v acidifikovaných vodách

Bakalářská práce

Jiří Hušek

Školitel: RNDr. Miroslav Švátora, CSc.

Praha 2007

Obsah:

Abstrakt	3
Úvod	4
1. Faktor pH	5
1.1. Vliv pH na ryby.....	5
1.2. Fenomén „mixing zones“.....	6
1.3. Vliv pH na fyziologii a anatomii ryb.....	6
1.4. Vliv pH na chování ryb.....	8
1.5. Vliv pH na organismy tvořící potravu ryb.....	9
2. Faktor hliník.....	10
2.1. Vliv hliníku na ryby.....	10
2.2. Anorganický monomerní hliník (Al _i).....	11
2.2.1. Působení Al _i	11
2.2.2. Detoxikace Al _i	12
2.2.3. Ukládání Al _i	12
2.2.4. Druhová specifická senzitivita vůči Al _i	13
3. Faktor kovy.....	14
3.1. Vliv kovů na ryby.....	14
3.2. Rtuť.....	14
3.3. Měď.....	16
3.4. Kadmium.....	16
3.5. Olovo.....	16
3.6. Další kovy.....	17
4. Vliv acidifikace a jevů s ní spojených na lososovité ryby.....	18
4.1. Losos obecný (<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758).....	18
4.2. Pstruh obecný (<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758).....	18
4.3. Siven americký (<i>Salvelinus fontinalis</i> Mitchill, 1814).....	19
4.4. Ostatní lososovití.....	19
5. Acidifikace a ichtyofauna v Jizerských horách.....	21
5.1. Acidifikace v Jizerských horách.....	21
5.2. Ichtyofauna Jizerských hor.....	22
Závěr.....	24
Přehled použité literatury.....	25
Přílohy.....	32

Abstrakt

Kvalita života ryb v acidifikovaných vodách je ovlivněna širokou škálou faktorů. Mezi nejvýznamnější náležejí hodnota pH vody a obsah potenciálně toxických forem hliníku a kovů jako jsou rtuť, měď, kadmium, olovo a další v rybami obývané vodě.

Čeled' lososovitých je tou, která je nejčastěji podrobována výzkumu stran působení acidity, hliníku a těžkých kovů.

Území Jizerských hor náleží v rámci České Republiky k lokalitám zasaženým acidifikací vod, což se odráží i na struktuře ichtyofauny této oblasti.

Abstract

Life quality of the fish community in acidified waters is influenced by many factors such as pH value and content of potentially toxic forms of aluminum and metals (e.g. mercury, copper, cadmium, lead...) in freshwater inhabited by fish.

Salmonidae family is one of those often investigated in matter of acidity impact on fish.

Jizerské hory Mountains belong to those areas in the Czech Republic most heavily influenced by acidification.

. It is possible to see the effect of acidification on fish communities here.

Klíčová slova: acidifikace, hliník, těžké kovy, lososovití, Jizerské hory, ichtyofauna

Úvod

Acidifikované vody jsou všechny vody s pH nižším než hodnota 7. S ohledem na jejich složení můžeme rozlišit několik s acidifikací souvisejících faktorů, které mají významný vliv na parametry vody a následně na strukturu jejich bioty. V této práci se věnuji působení těch nejdůležitějších z nich, tedy faktorů, které limitují či optimalizují životní podmínky pro výskyt ryb v acidifikovaných vodách. Těmi jsou hodnota pH, množství potenciálně toxického hliníku ve vodě a obsah vybraných těžkých kovů.

Nejzásadnějším faktorem podmiňujícím samotné vyčlenění acidifikovaných vod, je hodnota pH. Vliv pH na ryby je velmi široký. Podepisuje se na jejich fyzické kondici (vitalitě i mortalitě) působením na kontraktilitu svalů, ovlivněním funkce žaber a s nimi spojené výměny plynů či vlivem na osmoregulaci a změny početnosti a morfologie krevních elementů. Působení nízkého pH manipuluje chování ryb, což je nejlépe pozorovatelné na intenzitě epigamních projevů, ale beze změny nezůstává ani tělesná aktivita a ovlivnění migračních schopností.

Dalším faktorem, který má v součinnosti s hodnotou pH vliv na kvalitu života ryb v acidifikovaných vodách je hliník. Působí především v důsledku akumulace na žábrách a inhibice žaberních enzymů, dále pak ovlivňuje složení krevní plasmy.

Poslední skupinu faktorů, jimž se tato práce podrobněji věnuje, tvoří obsah kovů ve vodě. Větší pozornost bude zaměřena na prvky zásadní pro výskyt ryb, jako jsou rtuť, měď, kadmium a olovo. Škála jejich působení je poměrně široká.

Druhou polovinu mé práce tvoří kapitoly, které jsou již zaměřené konkrétněji. Jedná se o působení nízkého pH a s tím spojených změn na vybrané lososovité ryby - a to ze dvou důvodů. Prvním z nich je fakt, že čeleď lososovití je nejčastějším modelem pro výzkumy stran vlivu acidity, neboť se její zástupci nejčastěji vyskytují v kyselých vodách a při svých pravidelných tazích střídají různá vodní pásma. Druhým důvodem zaměření části práce právě na tuto rybí skupinu je její majoritní zastoupení ve vodách Jizerských hor, jejichž hydrobiologickým a geologickým poměrům se věnuji v kapitole poslední. Důvodem začlenění této lokality do bakalářské práce je příprava podkladů pro navazující diplomovou práci. Ta by měla být řešena právě v oblasti Jizerských hor a zkoumaným objektem bude místní ichtyofauna.

1. Faktor pH

1.1. Vliv pH na ryby

Pokud se hodláme zabývat faktory, které ovlivňují ryby v acidifikovaných vodách, nemůžeme se tématu pH vyhnout. Jako „acidifikované“ jsou klasifikovány vody s pH nižším než 7. Podle konkrétní hodnoty pH můžeme vody dále dělit, což automaticky uspořádá do určitých skupin i jejich biotu, která je kyselostí podmíněna. Na základě acidity lze rovněž předpokládat výskyt určitých druhů v konkrétních vodách dle jejich tolerance k hodnotám pH a schopnosti snášet jeho výkyvy.

Hodnota pH není neměnná. V průběhu roku dochází k fluktuacím, které mohou být do určité míry predikovatelné. Hlavní příčinou těchto výkyvů bývá přísun vody z okolí. To znamená vody v podobě deště (nejvýrazněji pak jako záplavy) nebo tajícího sněhu. Tímto fenoménem se ve svých pracích zabývali Inoue (2005), Menzer & Feger (2005), Teien et al. (2005) a Kulasová (2006). Všichni shodně udávají, že po dešti respektive při jarním tání a záplavách dochází ke znatelnému poklesu pH toků. Příčiny vidí buď v acidifikaci toku kyselým deštěm či v důsledku vymývání kyselých agens z okolních půd.

Optimální hodnota pH pro většinu ryb se pohybuje v rozmezí 6.5 – 8.5, ale u různých druhů můžeme samozřejmě pozorovat rozdíly v toleranci. Kupříkladu u lososovitých lze pozorovat poškození těla a úhyn ryb v podmínkách pH přesahujícího hranici 9.2 a klesajícího pod 4.8. Určitou výjimku v rámci této čeledi tvoří siven americký (*Salvelinus fontinalis* Mitchell, 1814), jenž je schopen dlouhodobě snášet pH v rozmezí 4.5 – 5.0 bez zjevného poškození. Kaprovití mají oblast přežívání bez poškození či zvýšené mortality ohraničenu hodnotami pH 10.8 shora a 5.0 zdola (Hanel & Lusk, 2005).

Kroglund et al. (2005) uvádí, že samotné snížení pH neovlivňuje populaci lososa obecného (*Salmo salar* Linnaeus, 1758). Vliv má až spolu s nízkým pH spojené zvýšení koncentrace kationické formy hliníku, tzv. Al_3 , o které pojednám dále.

Holmgren (2005) udává, že v acidifikovaných jezerech je znatelně potlačena maturace okouna říčního (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Gonadosomatický index (podíl masy gonád vzhledem k celkové masě těla) je pak zřetelně nižší u samic, které obývají acidifikované vody. Dále se pak zmiňuje o zrychleném růstu juvenilů v acidifikovaných vodách. Vysvětlení vidí v nízké mezi- a vnitrodruhové kompetici.

1.2. Fenomén „mixing zones“

V souvislosti s působením nízkého pH na ryby se objevuje zajímavý fenomén známý jako "mixing zones". Jedná se o místa, kde do neutrálního toku ústí tok, jehož voda je acidifikovaná. Voda se v těchto zónách míchá a vyznačuje se rapidním poklesem pH, což pro ryby navozuje skokové stresové podmínky (Rosseland et al., 1992). Podrobněji je rozebírají Åtland & Barlaup (1995). Udávají, že v "mixing zones" se nevyskytují žádné ryby, má-li přítok tyto charakteristiky: pH nižší než 4.8, koncentrace hliníku vyšší než 200 μ g/l a koncentraci vápníku nižší než 3mg/l (viz Příloha 1). Dále poznamenávají, že úmrtnost ryb v "mixing zones" je vyšší než v samotném acidifikovaném přítoku.

V souvislosti se zmíněnou nebezpečností "mixing zones" pro ryby se nabízí otázka, jsou-li schopny tyto oblasti rozpoznat a adekvátně reagovat. Åtland & Barlaup uvádějí, že určité druhy ryb jsou schopny se "mixing zones" vědomě vyhýbat. Mezi ryby, které jsou toho schopné, náleží například lososovití, kteří dokážou rozeznat vody se zvýšeným obsahem kovů a organických nečistot, vody příliš studené a supersatureované plyny, a takovými vodám se vyhnout. Vyhýbání se acidifikovaným vodám pak prokázali u sivena amerického, který zřetelně odmítal zdržovat se ve vodách s pH v rozpětí 5.0 – 5.5. Přidání hliníku pak nezvýšilo odmítavou reakci s výjimkou podmínek pH 4.5 a koncentracemi hliníku 500 μ g/l a více. Takové podmínky jsou však v přírodě naprosto raritní. V souvislosti s výše řečeným lze očekávat vliv "mixing zones" na třecí migrace lososovitých ryb.

1.3. Vliv pH na fyziologii a anatomii ryb

Vliv nízkého pH se na rybách projeví jako tzv. „acid stress“. Jedná se o stav, kdy hodnota pH ovlivní životní funkce a fyziologické charakteristiky ryb.

Laitinen & Valtonen (1995) zjišťovali, čím se vyznačuje „acid stress“ u pstruha obecného (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758), a udávají zřetelný nárůst frekvence srdečních stahů z 11,5 \pm 3,2 stahu za minutu ve vodách neutrálních až po 20,4 \pm 4,6 stahu za minutu ve vodách acidifikovaných (viz Příloha 2). Dále pak zaznamenali nárůst koncentrace hořčíku v krevní plasmě, pokles koncentrace chloru v krevní plasmě a vzrůst hematokritu a hemoglobinu v krvi.

Ogawa et al. (2001) uvádí, že „acid stress“ vyvolává změny v koncentraci kortisolu a estradiolu-17 β (vzrůst) u kapra obecného (*Cyprinus carpio* Linnaeus,

1758), což má údajně za následek ovlivnění gametogeneze ve vyvíjejících se gonádách (viz Příloha 3).

Underhay & Burka (1997) zkoumali dopady „acid stress“ na kontraktilitu hladkého svalstva u pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792). Popisují, že snižování pH za přítomnosti oxidu uhličitého má za následek výraznou inhibici kontraktility. S tím souvisí jeden z příznaků „acid stress“ - odmítání potravy. Odmítání potravy může být způsobeno snížením gastrointestinální motility, v důsledku „acid stress“ a s tím spojené zvýšené koncentrace katecholaminů v rybě. Underhay & Burka dále uvádějí, že optimální hodnotou pH, při níž dochází nejefektivněji ke kontrakcím hladkého svalstva, je 7.85.

Orgánem, který je nejvíc vystaven působení nízkého pH, jsou žábry. Důvodem je jejich přímý styk s vodním prostředím. Hanel & Lusk (2005) udávají, že při extrémních hodnotách pH můžeme u ryb pozorovat krváceniny na žábrách, spodině tělní a rozpad ploutevnicích blan. Při pitvě pak bývá pozorováno silné zahlenění žáber a kůže jako ochrana proti nízkému pH, občas bývá přimíšena krev.

Žábry ryb obsahují několik typů buněk, z nichž jeden druh, tzv „chloride cells“ jsou přímo ovlivňovány hodnotou pH. „Chloride cells“ jsou buňky, které se účastní iontové výměny. A právě s touto jejich funkcí souvisí reakce, která se objeví, když rybu vystavíme působení nízkého pH. V tom případě se totiž počet „chloride cells“ v žábrách zvýší, aby byly schopny dorovnat úroveň výměny iontů, která v důsledku snížení pH poklesla (Jagoe & Haines, 1997).

Nízké pH má vliv také na krevní komponenty. U pstruha obecného vystaveného působení nízkého pH byl zjištěn prokazatelný nárůst velikosti erytrocytů v porovnání s rybou z vod neutrálních (Galina, 1997) (viz Příloha 4). Dále bylo zaznamenáno větší procentuální zastoupení polymorfonukleárních leukocytů mezi bílými krvinkami. To vzniklo pravděpodobně v důsledku imunologické odpovědi vyvolané právě nízkým pH. Při pokusech s pstruhem duhovým, kdy byla ryba chována po dobu tří dnů ve vodě při pH 4.0 – 4.5, bylo možno pozorovat zdvojnásobení počtu erytrocytů a jejich nabobtnání. To vše pravděpodobně následkem disturbancí osmoregulace (Galina, 1997).

1.4. Vliv pH na chování ryb

Hodnota pH má kromě přímého vlivu na životní funkce a fyzický vzhled ryby nezanedbatelný vliv také na rozmnožovací chování. Kitamura & Ikuta (2001) podrobili tento fenomén zkoumání a za objekty si zvolili lososa nerka (*Oncorhynchus nerka* Walbaum, 1792) a pstruha obecného. Zjistili, že samice těchto druhů při pH nižším než 6.0 nevykazují žádnou aktivitu vedoucí k tvorbě hnízda (tzv. „digging behaviour“). Když poté pH zvýšili na 6.6, „digging behaviour“ se u lososa objevilo u čtyř ze šesti sledovaných samic, u pstruha pak u všech šesti sledovaných samic. Dále uvádějí tyto skutečnosti: u lososa „digging behaviour“ mizí při pH 6.4 a nižším. U pstruha provedli zevrubnější pozorování a zjistili, že při pH 6.8 se „digging behaviour“ objevuje více než třicetkrát za třicet minut. Pokud dojde ke snížení pH na hodnotu 6.4, dojde i k viditelné redukci „digging behaviour“ a konečně při pH 5.0 se „digging behaviour“ objevilo jen jednou až pětkrát za třicet minut nebo bylo potlačeno zcela.

Ikuta et al. (2003) zkoumal vliv pH na „digging behaviour“ tří druhů z čeledi lososovitých. Jmenovitě *Salvelinus leucomaenis* (Pallas, 1814), pstruh obecný a losos nerka. Jeho výsledky se pak jen jemně liší od těch, které s Kitamurou získali (2001) (viz Příloha 5).

Hodnotou pH není ale ovlivněno jen chování vedoucí k tvorbě hnízda. S rozmnožováním souvisí také migrace do míst, kde se ryby třou. Ikuta et al. (2001) na lososovi zkoumali, jestli ryba dokáže rozeznat vodu s nízkým pH, které inhibuje „digging behaviour“ a znesnadňuje bezproblémový vývoj juvenilů a je schopna se takovéto vodě vyhnout. Pro pokus použili jedince, kteří zrovna migrovali na svá trdliště. Tyto umístili do nádrže, která měla dva přítoky (viz Příloha 6). Pakliže oběma přítoky tekla voda s hodnotou pH blízké neutralitě, frekvence vplouvání do těchto přítoků byla víceméně stejná. Ryby tedy nepreferovaly žádný z přítoků. Když však v jednom z přítoků hodnota pH poklesla, vplouvaly ryby pouze do toho, který měl pH neutrální nebo toho, jehož pH bylo vyšší než 6.0 (viz Příloha 7).

Smith & Haines (1995) zjistili u sivena alpského (*Salvelinus alpinus* Linnaeus, 1758) hyperaktivitu jako reakci na snížené pH. Ryba vykazovala větší snahu plavat. Dále pak uvádějí, že u sivena amerického nízké pH potlačuje přijímání potravy a agresivitu. Vliv nízkého pH na aktivitu byl pak zjištěn i u pstruha obecného (Laitinen & Valtonen (1995) (viz Příloha 8).

1.5. Vliv pH na organismy tvořící potravu ryb

Významným faktorem, jehož prostřednictvím pH ovlivňuje strukturu a početnost rybích společenstev, jsou živočichové, kteří slouží rybám jako potrava. Působení nízkého pH se neomezuje pouze na obratlovce. Má za následek značné změny i v zastoupení bezobratlých, což se samozřejmě odrazí i na struktuře ichtyofauny.

Horecký et al. (2002) se ve svých výzkumech zabýval zastoupením bezobratlých ve vodách s pH 5.0 a nižší. Uvádí, že v takovýchto vodách nedošlo prakticky k žádné změně v zastoupení Oligochaeta, naproti tomu zcela chyběli Ephemeroptera. Plecoptera, Trichoptera a Diptera byli zastoupeni pouze částečně – přítomny byly pouze druhy odolné vůči nízkému pH. Mollusca a Crustacea potom v těchto vodách nebyli zastoupeni vůbec.

Fjellheim et al. (2007) uvádí, že pokles pH má mimo jiné za následek úbytek druhů *Gammarus lacustris* a *Lepidurus arcticus*, kteří tvoří důležitou složku potravy pstruha obecného v norských jezerech. Pakliže bude v takovýchto vodách praktikováno vápnění, oba druhy bezobratlých se opět začnou ve větší míře objevovat.

Persson (2005) se zaměřil na zastoupení zooplanktonu ve vodách s nízkým pH. Zjistil, že acidifikovaná jezera jsou na zooplankton prokazatelně chudší. Dále uvádí, že pokud budeme takovému jezeru pH uměle zvyšovat (vápněním), dojde k rozvoji společenstev zooplanktonu, jejichž druhové složení však nebude takové, jaké je v jezerech přirozeně neutrálních.

2. Faktor hliník

2.1. Vliv hliníku na ryby

Hliník má nezanedbatelný vliv na kvalitu života ryb v acidifikovaných vodách. Je jedním z faktorů, které významným způsobem ovlivňují strukturu a početnost rybích společenstev.

Hliník se v povrchových vodách vyskytuje ve druhém (rozpuštěné sloučeniny) a třetím (převážně nerozpustné sloučeniny) oxidačním stupni. Vzájemný poměr obou těchto forem je závislý na fyzikálních a chemických parametrech vody, mezi které řadíme i pH (Hanel & Lusk, 2005). Hliník ve druhém oxidačním stupni se může ukládat na žábřácích se všemi důsledky, které rozeberu dále.

Se snižováním hodnoty pH vzrůstá rozpustnost hliníku ve vodě. Meybohm & Ulrich (2005) udávají, že zvýší-li se pH o 0.3 – 3.1, vyvolá to snížení koncentrace hliníku ve vodě o 46-86%. Můžeme tudíž zobecnit, že s klesající hodnotou pH se zvyšuje koncentrace hliníku ve vodě (Buckler et al., 1987). Tento fenomén má významný dopad na život ryb, a to nejen svým přímým působením, ke kterému můžeme řadit deformace žáber či vliv na rozmnožovací chování (při nízkých hodnotách pH klesá u většiny ryb intenzita rozmnožovacího chování a dá se předpokládat, že svou roli zde bude hrát i koncentrace hliníku), ale i působením nepřímým, kam patří redukce společenstev vodních bezobratlých, kteří slouží rybám jako potrava. Ti jsou stejně jako ryby citliví na nízké hodnoty pH a s nimi spojený nárůst koncentrace hliníku ve vodě (Horecký et al., 2002).

Hliník působí nejen na živočichy, kteří tvoří potravu ryb, ale i na parazity, kteří jsou na rybách závislí. Soleng et al. (1999) a Petersen et al. (2006) shodně udávají, že zvýšená koncentrace hliníku ve vodě má za následek úhyn rybích ektoparazitů a to jmenovitě *Gyrodactylus salaris* (Soleng), *Gyrodactylus derjavini*, *Gyrodactylus macronychus*, *Anodonta anatina* a *Argulus foliaceus* (Petersen). Redukce stavů těchto živočichů se pochopitelně promítne i do početního stavu a složení rybích společenstev.

2.2. Anorganický monomerní hliník (Al_i)

2.2.1. Působení Al_i

Ve sladké vodě se hliník vyskytuje v mnoha formách – od jednoduchých iontů přes polymery až po hliník koloidní. Distribuce těchto jednotlivých forem závisí především na teplotě a pH vody.

Nejvýznamnější formou hliníku z hlediska toxicity je tzv. „low molecular mass Al_i ion“ (Al_i) (Teien et al., 2005, Baldigo et al., 2005). Jedná se o anorganický monomerní hliník. Kroglund et al. (2005) uvádí přímou spojitost mezi koncentrací Al_i ve vodě a množstvím hliníku akumulovaného v žábrách ryb tyto vody obývajících (viz Příloha 9). Množství hliníku, které se na žábrách uloží, pak podle něj závisí ještě na pH a koncentraci vápníku ve vodě. Na základě svých pokusů, ve kterých sledovaným objektem byl losos obecný, popisuje znatelný nárůst mortality dospělých ryb v případě, že koncentrace Al_i ve vodě překoná hranici $15\mu g.l^{-1}$ a množství hliníku akumulovaného v žábrách překročí hranici $350\mu g$ na 1g suché váhy žáber, to celé po dobu více než deseti dnů. U potěru je pak možno sledovat výrazně snížené přežívání v případě, že koncentrace Al_i ve vodě překoná hranici $5-10\mu g.l^{-1}$ a množství hliníku v žábrách překročí hranici $40\mu g$ na 1g suché váhy žáber, to celé po dobu více než dvou dnů. Pozorovaný nárůst mortality si vysvětluje tím, že hliník akumulovaný v žábrách inhibuje aktivitu Na^+-K^+-ATP as. Stejnou příčinu uvádí Rosseland et al. (2001) jako vysvětlení provedeného pozorování, v němž prokázal, že jedinci lososa obecného vystavení působení Al_i vykazují nižší toleranci ke slané vodě. To znamená pro rybu mnoho komplikací, uvědomíme-li si, že losos je anadromní druh, který tráví větší část svého života v moři a do sladkých vod proniká pouze v době tření.

Poléo et al. (2001) a Flodmark & Poléo (2005) však uvádějí, že na základě svých pokusů prováděných na lososech, ovšem vybraných z rybích sádek, zjistili, že Al_i v určitých mezích může mít pozitivně stimulační efekt na fyziologické procesy asociované s osmoregulací u juvenilů a popírají tedy hypotézu, že i velmi nízké koncentrace Al_i ve vodě mají negativní vliv na přežívání lososa, jak o tom hovoří Kroglund & Finstad (2003).

2.2.2. Detoxikace Al_i

Růst koncentrace Al_i se snižujícím se pH ovšem neznamena, že by tato změna v kvalitě vody byla ireverzibilní. V okamžiku, kdy začne pH vody stoupat (například jako důsledek prováděného vápnění), je možné pozorovat postupné snižování koncentrace Al_i .

Detoxikace Al_i spočívá v jeho transformaci na organický monomerní hliník a koloidní hliník. Tento proces je ve velké míře ovlivněn teplotou vody, jejím pH, obsahem rozpuštěné organické hmoty, obsahem vápníku (Sadler & Lynam, 1988) a množstvím ve vodě rozpuštěného organického uhlíku a křemíku (Kroglund et al., 2001, Rosseland et al., 2001, Laudon et al., 2005.). Podle Birchall et al. (1989) a Exley et al. (1997) křemík obsažený ve vodě redukuje toxicitu hliníku tím, že prostřednictvím reakce hliníku s kyselinou tetrahydrogenkřemičitou formuje hydroxylaluminosilikáty, které jsou pro organismy hůře vstřebatelné.

Obtížně predikovatelný je tento průběh v oblastech „mixing zones“, o kterých jsem se zmiňoval v oddíle o vlivu pH na rybí společenstva. Detoxikace Al_i v těchto podmínkách totiž zpravidla trvá déle a dochází k častým fluktuacím v jeho koncentraci a toxicitě (Kroglund et al., 2001).

2.2.3. Ukládání Al_i

Dussault et al. (2001) uvádí, že cílovým orgánem akumulace hliníku jsou žábry pro jejich přímý kontakt s vodním prostředím. Ukládání hliníku v žábrách má pak za následek fúzi žaberních lamel (viz Příloha 10), tvorbu lézí na žaberní tkáni, inhibici žaberních enzymů, poruchy v osmoregulaci a znesnadnění difuze plynů. Toto poškození má za následek snížení propustnosti membrán, znesnadnění iontové výměny, snížení koncentrace kyslíku v krvi a zvýšení koncentrace v krvi obsaženého oxidu uhličitého (viz Příloha 11). Ryba následně umírá v důsledku ionoregulačního či respiračního selhání. Toto nenastává, pokud má voda pouze nízké pH a hliník obsažen není.

Zajímavé jsou i další Dussault zjištěné následky zvýšené koncentrace Al_i ve vodě. Jsou jimi především snížení koncentrace iontů sodíku, chloru a vápníku v krvi, nárůst koncentrace iontů draslíku, stejně jako laktátu, glukosy, hemoglobinu a v neposlední řadě i vzrůst hematokritu.

Důležitý vliv má zvýšená koncentrace Al_i také na tzv. „chloride cells“ v žábrách, o nichž jsem se zmiňoval v kapitole o vlivu pH na rybí společenstva. Hliník způsobuje

úbytek a morfologické změny těchto buněk tím, že se na ně váže. Mechanismy, jež mají za následek tyto změny, jsou zpravidla nekrosy, organismem řízené apoptosy nebo inhibice proliferace „chloride cells“ jako přímý důsledek navázaného hliníku (Jagoe & Haines, 1997).

Sharma (2003) poznamenává, že žábry nejsou jediným orgánem, na němž lze pozorovat ukládání hliníku. Tento se podle něj akumuluje ještě v ledvinách, játrech, svalech a kostře.

2.2.4. Druhovú specifičnost senzitivity vůči Al_i

Citlivost ryb ke koncentraci Al_i se druhově liší. Smith & Haines (1995) porovnávali dva druhy z čeledi lososovitých z hlediska jejich reakce na koncentraci Al_i ve vodě. Prvním druhem byl losos obecný, který reprezentoval druhy relativně citlivé na pokles pH a působení Al_i , a druhým potom siven americký, který naopak náleží mezi druhy relativně odolné vůči působení nízkého pH a obtíží s tím spojených. Výsledky jasně ukázaly, že růst a přežívání lososa byly v acidifikované vodě s obsahem Al_i zřetelně redukovány, kdežto u sivena nemělo pH a koncentrace Al_i ve vodě patrný vliv na velikost ryby či její mortalitu.

Dalším ze zjištěných faktů bylo, že nízké pH a zvýšená koncentrace Al_i mají vliv na pohybovou aktivitu obou druhů. Zatímco losos upadal s postupně se snižujícím pH stále více do nečinnosti, siven vykazoval sklony k hyperaktivitě.

Poslední věcí, kterou Smith & Haines podrobili zkoumání, byl vliv nízkého pH a vysoké koncentrace Al_i ve vodě na strukturu žáber obou druhů. Zatímco u sivena vyvolaly tyto podmínky jen lehké zduření a fúzi lamel, které rybu neohrožovaly přímo na životě, u lososa byla situace zcela jiná. Jeho žábry vykazovaly extrémní poškození, které zahrnovalo velké otoky a drastickou fúzi žaberních lamel.

Lze tedy shrnout, že koncentrace hliníku v acidifikovaných vodách významným způsobem ovlivňuje strukturu nejen rybích společenstev v těchto vodách žijících. Ze všech faktorů, jež doprovázejí snižování pH vod, se jedná o faktor nejvýznamnější a s největším dopadem na biotu.

3. Faktor kovy

3.1. Vliv kovů na ryby

Vedle hliníku existuje řada dalších prvků, které v souvislosti s hodnotou pH ovlivňují život ryb. Nemají sice tak zásadní dopad na ryby jako hliník, jejich působení však nelze pominout. Jedná se zejména o těžké kovy. Tyto kovy se do vody dostávají ve většině případů vymýváním z okolních půd prostřednictvím kyselých dešťů. Další možnou cestou je pak přímé znečištění vod. Kovy jsou toxické buď tím, že jsou schopny se podobně jako hliník vysrážet na žábrách, nebo působí na organismy jako kumulativní jedy.

Dauvalter & Khloptseva (2005) zaznamenali v acidifikovaných jezerech ve srovnání s jezery neutrálními nezvykle vysoké koncentrace kadmia, mědi, olova, niklu, zinku, kobaltu, manganu, fosforu, stroncia, rtuti, arsenu, železa a chrómu.

Edberg et al. (2005) pozoroval vývoj koncentrací kovů ve vodě v důsledku reacidifikace (po skončení vápnění) a uvádí, že vedle koncentrací hliníku došlo k nepřehlednému nárůstu koncentrací olova, manganu a kadmia. Toto bylo pozorovatelné především v hypolimnionu, kde bylo pH nejnižší.

3.2. Rtuť

Patrně nejpozorněji sledovaným těžkým kovem ve vodách je rtuť. Rtuť je takzvaným kumulativním jedem. To znamená, že se ukládá v trávicí soustavě ryb, kam se dostane po pozření rostliny, bezobratlého či jiného obratlovce, kteří rtuť obsahují (Lange et al., 1993, Chenery et al., 2001).

French et al. (1999) udává, že acidita je jedním z faktorů ovlivňujících mobilizaci a methylovaní rtuti. Methylrtuť je nejjedovatější formou tohoto kovu a formou nejsnáze akumulovatelnou v organismech. Je údajně až stokrát toxičtější než anorganická rtuť.

Chenery et al. (2001) rozpracovává téma methylrtuti podrobně a uvádí, že rtuť, která se dostává do vod z atmosféry a půdy, přeměňují na methylrtuť bakterie v sedimentech. Výsledné množství methylrtuti ve vodě je tedy závislé na aktivitě těchto bakterií. Aktivita bakterií pak závisí na teplotě vody (se vzrůstající teplotou stoupá aktivita bakterií a tím i množství vytvořené methylrtuti), množství organické hmoty ve vodě obsažené (se vzrůstajícím množstvím organické hmoty stoupá aktivita bakterií), sulfátech ve vodě obsažených (se vzrůstající koncentrací sulfátů ve vodě rovněž stoupá aktivita bakterií) a konečně na pH (se snižující se hodnotou pH stoupá

rozpuštěnost anorganické rtuti ve vodě, tato se tím stává pro bakterie dostupnější, což má za následek větší množství bakteriemi vyprodukované methylrtuti).

Dalším faktorem, který má vliv na množství methylrtuti ve vodě, je věk vod. To je nejzřetelnější v případě vodních nádrží. Věk nádrže je doba, po kterou už nádrž na daném místě existuje. Chenery pak uvádí, že nejvyšší koncentrace methylrtuti můžeme zaznamenat v nádržích relativně mladých. Důvod vidí v rychlém uvolnění velkého množství rtuti, která se v půdě akumulovala dlouhou dobu. Toto náhlé uvolnění je důsledkem relativně rychlého zatopení lokality při vzniku nádrže.

Lange et al. (1993) udává, že cílovou tkání, ve které v největší míře dochází k ukládání rtuti, je tkáň svalová. Množství rtuti v rybách pak podle něj pozitivně koreluje s věkem ryby, negativně pak s obsahem vápníku ve vodě, obsahem chlorofylu a vodivostí, tvrdostí a pH vody a obsahem hořčíku, dusíku a fosforu ve vodě.

Richman et al. (1988) uvádí přímou spojitost mezi hodnotou pH vody a množstvím rtuti obsaženým v rybách tyto vody obývajících. Udává, že se snižující se hodnotou pH vody narůstá množství rtuti obsažené v rybě.

Sonesten (2003) naopak tvrdí, že pH pravděpodobně nemá významný vliv na množství rtuti v rybách tyto vody obývajících. Dále uvádí, že obsah rtuti v těle okouna říčního bývá vyšší, pokud tato ryba žije v jezerech obklopených lesy než v případě výskytu v jezerech položených v nezalesněné volné krajině.

Švédská agentura ochrany životního prostředí (Swedish Environmental Protection Agency) (1993), která se zabývala problematikou rtuti v acidifikovaných vodách, na základě prováděných výzkumů uvádí, že největší množství rtuti bylo zjištěno právě ve vodách s nízkým pH. To má být způsobeno smyvy z okolních půd. V souvislosti s množstvím rtuti ve vodě stanovili Švédové tzv. černou listinu jezer, ve kterých nesmí být prováděn odchyt ryb, protože tyto obsahují extrémní množství rtuti. Jezero je zařazeno na tuto listinu v případě, že štika obecná (*Esox lucius* Linnaeus, 1758) jako vrcholový predátor má v sobě více než 1mg rtuti na kg váhy (hranice rizika pro lidi konzumující ryby s obsahem rtuti stanovila WHO na 0,5mg na kg váhy ryby). V roce 1993 bylo na černé listině ve Švédsku zařazeno 200 jezer a toků a uvažovalo se, že pět až deset tisíc dalších je vysoce rizikových. Vzhledem k tomu, že rtuť je kumulativní jed, není možno se jí z potravního řetězce zbavit. Pokud však ve vodách stoupne počet ryb (například v důsledku vápnění), může dojít k situaci, kdy se totální množství rtuti rozmělní mezi více individuí a její vliv na populaci tak poklesne.

3.3. Měď

Dalším kovem, jenž má vliv na ryby v acidifikovaných vodách, je měď. Beaumont et al. (1995, 2000) uvádí, že měď obsažená ve vodě má vliv na ionoregulaci a aciditu krevní plasmy u pstruha duhového pravděpodobně v důsledku poškození žáber. Měď by podle něj měla inhibovat činnost ATPas v žábrách a tím snižovat efektivitu výměny kyslíku a oxidu uhličitého. Další zjištěnou skutečností bylo, že ryby obývající mírně acidifikované vody s přítomnou mědí mají ve svalech 2,4krát vyšší obsah laktátu než ryby z vod neutrálních.

Měď má podle Beaumonta vliv i na aktivitu ryb. Pokud se ve vodě zvýší obsah mědi, dochází ke znatelnému poklesu plovací aktivity.

Welsh et al. (2000) udává, že toxicita mědi pro vodní organismy klesá se vzrůstající koncentrací vápníku rozpuštěného ve vodě.

3.4. Kadmium

Kadmium je kovem, který ryby přijímají prostřednictvím potravy a jeho koncentrace je tudíž nejvyšší v trávicím traktu, méně pak v žábrách (Giguère et al., 2004).

Szczerbik et al., (2006) dále uvádí, že koncentrace kadmia v játrech intoxikované ryby je signifikantně vyšší než ve svalech. Dále poznamenává, že pozřené kadmium může u ryb vyvolávat inhibici růstu, pokles gonadosomatického indexu, inhibici ovulace a strukturní změny na ovariích a s tím související změny v reprodukčním chování.

3.5. Olovo

Posledním kovem, jímž se budu zabývat podrobněji, je olovo. Köck et al. (1998) uvádí, že koncentrace olova v acidifikovaných vodách je v porovnání s vodami neutrálními vyšší jak ve vodě samotné, tak i v organismech tuto vodu obývajících. Hodnoty koncentrací se pak liší v průběhu roku. Nejvyšší koncentrace olova v organismech zjistil v době, kdy byla vodní hladina pokryta ledem (viz Příloha 12).

Köck dále poznamenává, že při pH 5.5 a nižším je nejčastější ve vodě obsaženou formou tohoto kovu čisté olovo. S rostoucím pH se pak objevuje více forem, jež mohou být organismy také přijaty. Jako hlavní orgán akumulace olova pak uvádí žábry pro jejich přímý styk s vodním prostředím, pak také ledviny, játra a částečně i trávicí soustavu.

Santos & Hall (1990) na základě svých výzkumů prováděných na úhoři říčním (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) udávají, že ryby chované ve vodách se zvýšenou koncentrací olova vykazují nárůst počtu lymfocytů a koncentrace laktátu v krevní plasmě.

3.6. Další kovy

Působení ostatních kovů na ryby není tak dobře popsáno. Neznamená to však, že by tyto kovy byly bez vlivu na rybí společenstva.

Pyle et al. (2002) udává, že toxicita zinku, kadmia, mědi a niklu je nižší při pH přibližně 5.0 než při pH přibližně 7.0 (od 5.0 do 7.0 pomalu stoupá, pak zase významně klesá). To je podle něj pravděpodobně způsobeno kompeticí mezi těmito kovy a vodíkem o vazebná místa na povrchu žáber.

4. Vliv acidifikace a jevů s ní spojených na lososovité ryby

Lososovití jsou čeleď, která je v rámci ryb relativně tolerantní vůči acidifikaci a jevům s ní souvisejících. I v rámci této skupiny můžeme mezi jednotlivými druhy pozorovat určité rozdíly v reakci na různé stupně acidifikace vod.

4.1. Losos obecný (*Salmo salar* Linnaeus, 1758)

Prvním druhem z čeledi lososovitých, který zde bude zmíněn v souvislosti s reakcí na aciditu vody, je losos obecný.

Watt et al. (2000) uvádí, že pokud se pH blíží hodnotě 5.0, ryba vykazuje akutní sensitivitu. Pokud pH klesne pod tuto hranici, je možné pozorovat úhyn. Oproti tomu při hodnotách pH 5.4 a vyšších nelze pozorovat signifikantní ovlivnění kvality života ryby. Dále uvádí, že při pH 4.7 nebyli ve vodě nalezeni žádní juvenilové. Ve svých tvrzeních se opírá o jím prováděný výzkum, který probíhal v Kanadě v letech 1980 – 1981. Zkoumali stav populací lososa v řekách o různém stupni acidifikace. Udává, že ve čtrnácti řekách (pH nižší nebo rovno 4.7) vymřel losos zcela, ve dvaceti řekách (pH v rozmezí 4.7 – 5.0) byla populace redukována o 90%, v patnácti řekách (pH v rozmezí 5.0 – 5.4) byla populace redukována o 10% a ve čtrnácti řekách, které měly pH vyšší než 5.4 nebylo zaznamenáno žádné ovlivnění.

Rosseland et al. (2001) uvádí, že citlivost lososa vůči pH závisí na jeho velikosti. Malí jedinci jsou údajně citliví přímo na změny pH, zatímco velké ryby odolávají působení nízkého pH lépe, zato však vykazují větší senzitivitu vůči Al₃.

4.2. Pstruh obecný (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758)

Další rybou z lososovitých, která je podrobována výzkumu stran reakce na aciditu, je pstruh obecný. Děje se tak především formou srovnání reakcí tohoto druhu s reakcemi druhu losos obecný.

Buffam et al. (2005) a Rosseland (2001) uvádějí, že z těchto dvou druhů je losos tím, který je vůči hodnotám pH citlivější. Hodnotu pH, při níž umírá 25 – 75% populace lososa, stanovili na 6.1 – 5.3. V případě pstruha se pak tato oblast pohybuje v rozmezí 5.2 – 4.8. Dále pak udávají, že populace lososa je redukována už samotným poklesem hodnoty pH, kdežto mortalitu pstruha lze nejlépe popsat modelem zohledňujícím snižující se pH a s tím vázanou zvyšující se koncentraci Al₃.

Hesthagen & Larsen (2005) se zabývali strukturou ichtyofauny v tocích, kde bylo prováděno vápnění, a zjistili, že po takovéto úpravě pH se do řek navrací losos a

vytlačuje pstruha, který až dosud tyto vody obýval. Losos je totiž ve srovnání se pstruhem druhem flexibilnějším a pokud jsou pro něj vytvořeny z hlediska pH akceptovatelné podmínky, dokáže se velmi dobře přizpůsobit mnoha různým typům habitatů v rámci toku. Jako příklad Hesthagen & Larsen uvádějí, že v roce 2003 byl v Norsku v důsledku vápnění zaznamenán úbytek potěru pstruha z devatenácti na čtrnáct jedinců na 100 metrů čtverečních a s tím vázaný nárůst počtu potěru lososa v průměru z devíti na dvaadvacet jedinců na 100 metrů čtverečních.

Dle Rosselanda (2001) je schopnost pstruha snášet větší výkyvy pH než losos důležitá především proto, že u lososa dochází častěji k výměně genů mezi jednotlivými populacemi. Pstruh oproti tomu tvoří populace relativně uzavřené a proto je pro něj odolnost vůči nízkému pH klíčová, protože má malou šanci, že geny pro tuto odolnost získá zvenčí.

McWilliams (1980) udává, že se snižující se hodnotou pH vodního prostředí dochází u pstruha k redukci příjmu sodíku.

4.3. Siven americký (*Salvelinus fontinalis* Mitchill, 1814)

Siven je druhem, který má v rámci čeledi lososovitých z hlediska reakce na aciditu výsadní postavení. Je totiž schopen dlouhodobě snášet relativně nízké hodnoty pH bez zjevného poškození. Hanel a Lusk (2005) udávají, že siven je schopen bez problémů přežít ve vodách o pH v rozmezí 4.5 – 5.0.

Lachance et al. (2000) se zabývala reakcí juvenilů na aciditu a uvádí, že jak plůdek, tak i samotné jikry vykazují větší stupeň poškození ve vodách acidifikovaných než ve vodách neutrálních.

Hodnota pH má vliv i na chování sivena. Smith & Haines (1995) udávají, že snižující se pH vyvolává u sivena hyperaktivitu.

4.4. Ostatní lososovití

Poznatky o vlivu hodnoty pH na ostatní lososovité jsou spíše kusé. Kitamura et al. (2005) uvádí, že acidita (pozorováno při pH v rozpětí 5.8 – 6.4) inhibuje třecí chování – tedy námluvy a tvorbu hnízda u lososa nerka, pstruha obecného a *Salvelinus leucomaenis*. Posledně jmenovaný druh pak byl odchycen údajně pouze v tocích, jejichž pH je vyšší než 6.14. Ikuta et al. (2001) dále uvádí, že juvenilové druhu losos nerka odmítají setrávat ve vodách o hodnotě pH nižší než 5.8.

Ikuta et al. (2003) pak také udává, že juvenilové rodu *Oncorhynchus* jsou vůči pH citlivější než juvenilové druhy *Salmo* a *Salvelinus*.

5. Acidifikace a ichtyofauna v Jizerských horách

5.1. Acidifikace v Jizerských horách

Jizerské hory nesou statut Chráněné krajinné oblasti. Tato oblast zaujímá rozlohu 368 km² a přibližně 74% této plochy tvoří lesy. Jizerské hory náleží do povodí řek Jizera, Smědá a Lužická Nisa. Celé území náleží pod CHOPAV (chráněná oblast přirozené akumulace vod) Jizerské hory.

Toky Jizerských hor se vyznačují svou aciditou. Jedná se převážně o menší kamenité říčky a potoky. Specifické postavení mezi vodami Jizerských hor pak mají vody náhorní plošiny. Tyto jsou reprezentovány velkými přehradními nádržemi (Bedřichov, Josefův Důl, Souš), menšími nádržemi (Blatný rybník), toky různých velikostí (Černá Nisa, Černá a Bílá Desná, Jizera, Jizerka...) a v neposlední řadě také rašelinnými jezírky (Čihadla, Černá jezírka...).

Právě vody náhorní plošiny Jizerských hor patří mezi ty nejvíce acidifikací zasažené. Původ tohoto stavu je dle Křečka & Hořické (2006) třeba hledat v charakteristikách území jako jsou podloží (v případě Jizerských hor převážně granit), složení půd (často podzolové půdy – Kulasová (2006) uvádí oligotrofní Kambizem, kryptozol), porostu (náhorní plošina Jizerských hor je zalesněna rozsáhlými monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies* Linnaeus, 1753) a v neposlední řadě i historií celého území. Jizerské hory byly od 50. let minulého století vystaveny postupné acidifikaci a tento proces vyvrcholil imisní kalamitou v 80. letech, kdy z náhorní plošiny zmizelo 80% smrkových porostů. Kyselé deště pak zapříčinily pokles pH toků na hodnotu okolo 4 až 5. Švátora & Farský (2004) udávají, že v období jarního tání dochází k poklesu pH až k hranici 4 (viz Příloha 13). I dnes je území CHKO Jizerské hory ohroženo acidifikací (viz Příloha 14).

Křeček & Hořická uvádějí, že v poslední době lze na lokalitě Jizerka sledovat určitý obrat. Hodnota pH stoupla na 5 – 6 a množství hliníku obsaženého ve vodě kleslo na 0.2 – 0.5 mg/l. To si vysvětlují jednak nižším obsahem oxidů síry v ovzduší a pak také vlivem vápnění, jež bylo na území Jizerských hor praktikováno.

V Jizerských horách lze rozeznat mnoho stupňů acidifikace. Nejedná se tedy o z hlediska pH a dalších faktorů (přítomnost hliníku, vápníku, hořčíku) uniformní území. Oblastmi s nejvyššími hodnotami pH půdy jsou střední a jihovýchodní část hor (kdysi vápněny) a také část severozápadní, která je porostlá bukovými lesy (viz

Příloha 15). Oblasti s nejnižšími obsahy potenciálně toxického hliníku v půdě pak odpovídají oblastem s nejvyššími hodnotami pH (viz Příloha 16). Když se podíváme na obsah vápníku v půdě, zjistíme, že nejvyšší koncentrace je možné nalézt v oblastech, kde bylo praktikováno vápnění (viz Příloha 17). A když se zaměříme na obsah hořčíku v půdě, jehož koncentrace nejsou vápněním prakticky vůbec ovlivněny, zjistíme, že nejvyšší hodnoty můžeme zaznamenat v oblasti bučin na severozápadě hor. Nejnižší pak v oblasti okolo vodní nádrže Bedřichov (viz Příloha 18) (Borůvka et al., 2004).

5.2. Ichtyofauna Jizerských hor

Jizerské hory jsou územím, kde významným faktorem určujícím podobu rybích společenstev je acidita. Není to však pouze hodnota pH, co má vliv na ichtyofaunu. Dalšími nezanedbatelnými faktory jsou teplota a vodivost vody, potravní nabídka, přítomnost míst, která vyhovují rybám pro rozmnožování a v neposlední řadě i migrační prostupnost toků (Švátora & Farský, 2004). Od těchto charakteristik se pak odvíjí i struktura rybích společenstev Jizerských hor.

Následující text poskytuje informace o výskytu jednotlivých druhů ryb a mihulí v Jizerských horách je výtahem ze Švátorových zpráv o výsledcích ichtyologického průzkumu prováděném na území CHKO Jizerské hory v letech 2001 – 2006. Švátora prolovil 90 lokalit na území CHKO a v blízkém okolí (viz Příloha 19).

Druhem relativně hojně zastoupeným ve vodách Jizerských hor je siven americký. Jedná se o nepůvodní druh, který byl do Čech introdukován roku 1883 a na území Jizerských hor vysazen poprvé roku 1912 v přehradní nádrži v Mšeně nad Nisou. Ve 30. letech 20. století byl pak vysazen i do nádrží Bedřichov a Souš. V 50. letech minulého století zcela vymizel vlivem postupné acidifikace půd a toků, jež postihla celé Jizerské hory a nejvíce se odrazila právě v oblasti náhorní plošiny. V následujících letech pak byly prováděny mnohé pokusy o zpětné vysazení sivena, ovšem bez úspěchu. Ten se dostavil až v roce 1991, kdy byl siven vysazen do přehradní nádrže Bedřichov, kde vytvořil životaschopnou, pravidelně se vytírající populaci. V roce 1996 následovalo úspěšné vysazení v přehradní nádrži Souš (siven je zde schopen přežít díky vápnění, v jehož důsledku pH vody v nádrži v období jarního tání neklesá pod hodnotu 4.5) a v roce 1998 i v přehradní nádrži Josefův Důl. Stabilní populaci pak kromě přehrad tvoří siven ještě v Černé Nise, Černé a Bílé Desné, Kamenici (zde je postupně vytlačován pstruhem), Červeném potoce, Jizerce

a Sklářském potoce. V následujících letech má být počet lokalit obývaných sivenem postupně redukován a tento druh má být nahrazen pstruhem. Siven zůstane nadále zachován pouze ve velkých přehradních nádržích náhorní plošiny (Bedřichov, Josefův Důl, Souš), kde stále ještě podmínky (z hlediska hodnot pH) nepřejí udržení stabilní populace pstruha, a pak ve Velké rybí vodě, což je tok, v němž se pstruh nemůže udržet v důsledku výrazných fluktuací pH (v období jarního tání či po deštích).

Další rybou, jejíž výskyt je v rámci náhorní plošiny Jizerských hor zaznamenán, je pstruh obecný forma potoční. Tento druh je vůči pH citlivější než siven a jeho reintrodukce (jeho osud po imisní kalamitě v 50. letech byl totožný s osudem sivena) je proto značně náročnější. V současné době tvoří pstruh stabilní populaci v Jizeře a to i v nejhornější části toku – v NPR Rašeliniště Jizery. Dále se pak vyskytuje v tocích na severní straně Jizerských hor, kde vítězí v kompetici se sivenem, protože jsou zde pro něj akceptovatelné podmínky.

Na rozšíření sivena a pstruha je úzce vázáno i rozšíření střevle potoční (*Phoxinus phoxinus* Linnaeus, 1758). Tento druh není limitován pouze hodnotou pH a dalšími fyzikálně-chemickými parametry vody, ale i predací ze strany ostatních ryb a to nejčastěji ze strany sivena a pstruha. Z logiky věci tedy vyplývá, že je velmi obtížné udržení stabilní populace střevle ve vodách, které jsou osídleny některým z jejich přirozených nepřátel. Švátora uvádí výskyt střevle v Holubím potoce, Štolpichu a Bílém potoce, tedy v tocích na severní straně hor.

Dalšími druhy ryb, které se místy vyskytují ve vodách Jizerských hor (tedy konkrétně na území CHKO), jsou mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula* Linnaeus, 1758) (Smědá, Fojtecký potok, Holubí potok) a pstruh duhový (Fojtecký potok, Harcovský potok, Černá Nisa).

V poslední době byl v Jizerských horách prokázán i výskyt mihule potoční (*Lampetra planeri* Bloch, 1784). Tato byla opakovaně zaznamenána v tocích na Frýdlantsku (Smědá, Řasnice, Lomnice) a několikrát i v různých tocích na území CHKO (Štolpich, Holubí potok, Radčický potok, Jeřice).

Závěr

Rozšíření ryb v acidifikovaných vodách je podmíněno řadou faktorů. Tato práce předkládá přehled těch nejvýznamnějších, kterými jsou hodnota pH a obsah hliníku a dalších vybraných kovů ve vodě. Dále se zabývá působením těchto faktorů na kondici ryb a strukturu ichtyofauny. Větší pozornost byla věnována rybám lososovitým, vzhledem k jejich specifickému postavení strany odolnosti vůči změnám sledovaných faktorů.

Bakalářská práce by měla sloužit jako teoretický podklad pro studium vlivu acidity na rozšíření ryb v tocích Jizerských hor. Získané poznatky nadále využiji při provádění výzkumů sloužících jako podklad mé diplomové práce.

Přehled použité literatury

Apltauer, J., Cienciala, E., Cudlín, P., Hušek, J., Hruška, J., Podrázský, V., Vršovský, V. (2004). Určení naléhavosti lesopěstebních opatření v oblasti jizerskohorské náhorní plošiny. *Obnova lesních ekosystémů Jizerských hor – Sborník z konference, Kostelec nad Černými lesy*, 17-32.

Åtland, Å. & Barlaup, B. T. (1995). Avoidance of toxic mixing zones by Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Brown trout (*Salmo trutta* L.) in the limed river Audna, southern Norway. *Environmental Pollution*, 90, 203-208.

Baldigo, B. P., Murdoch, P. S., Burns, D. A. (2005). Stream acidification and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, 1168-1183.

Beaumont, M. W., Butler, P. J., Taylor, E. W. (1995). Exposure of brown trout, *Salmo trutta*, to sub-lethal copper concentrations in soft acidic water and its effect upon sustained swimming performance. *Aquatic Toxicology*, 33, 45-63.

Beaumont, M. W., Butler, P. J., Taylor, E. W. (2000). Exposure of brown trout, *Salmo trutta*, to a sub-lethal concentration of copper in soft acidic water: effects upon muscle metabolism and membrane potential. *Aquatic Toxicology*, 51, 259–272.

Birchall, J. D., Exley, C., Chappel, J. S., Phillips, M. J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature*, 338, 146 – 148.

Borůvka, L., Mládková, L., Drábek, O., Vašát, R. (2004). Prostorové rozložení ukazatelů acidifikace půdy na území Jizerských hor. *Obnova lesních ekosystémů Jizerských hor – Sborník z konference, Kostelec nad Černými lesy*, 59-70.

Buckler, D. R., Mehrle, P. M., Cleveland, L., Dwyer, J. (1987). Influence of pH on the toxicity of aluminium and other inorganic contaminants to East Coast striped bass. *Water, Air, & Soil Pollution*, 35, 97-106 .

Buffam, I., Serrano, I., Palm, D., Brånäs, E., Hjalmar, L. (2005). Acidity thresholds for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in Swedish streams: a comparison of experimental and survey approaches. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 404.

Chenery, G., Kiendzior, W., Klassen, M., McNallen, K., Vincenty, J. (2001). Factors That Influence the Concentration of Methyl mercury (CH₃Hg) in Freshwater

Species of Fish. Nепublikováno, zdroj:
<http://www.woodrow.org/teachers/esi/2001/Princeton/Project/benoit/factors.htm>

Dauvalter, V. A. & Khloptseva, E. V. (2005). Acidification of Bolshezemelskaya Tundra lakes. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 372.

Dussault, È. B., Playle, R. C., Dixon, D. G., McKinley, R. S. (2001). Effects of sublethal, acidic aluminum exposure on blood ions and metabolites, cardiac output, heart rate, and stroke volume of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 25, 347–357.

Edberg, F., Sundbom, M., Borg, H. (2005). Metal concentrations in reacidified lakes in the Tyresta National Park, Sweden, *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 589.

Exley, C., Pinnegar, J. K., Taylor, H. (1997). Hydroxyaluminosilicates and Acute Aluminium Toxicity in Fish. *Journal of Theoretical Biology*, 189, 133-139(7).

Fjellheim, A., Tysse, Å., Bjerknes, V. (2007). Fish stomachs as a biomonitoring tool in studies of invertebrate recovery. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 7, 293-300.

French, K. J., Scruton, D. A., Anderson, M. R., Schneider, D. C. (1999). Influence of physical and chemical characteristics on mercury in aquatic sediments. *Water, Air, and Soil Pollution*, 110, 347–362.

Galina, M. S. (1997). The difference in Brown trout (*Salmo trutta* L.) blood composition from acidic and limed sites of two rivers in western Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*, 96, 203–210.

Giguère, A., Campbell, P. G., Hare, L., McDonald, D. G., Rasmussen, J. B. (2004). Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper, and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, 1702-1716(15).

Hanel, L. & Lusk, S. (2005). Ryby a mihule České Republiky – rozšíření a ochrana. Vydal Český svaz ochránců přírody Vlašim

Hesthagen, T. Berger, H. M., Schartau, A. K. L., Nøst, T., Saksgård, R., Fløystad, L. (2001). Low success rate in re-establishing european perch in some highly acidified lakes in southernmost Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 1361–1366.

Hesthagen, T. & Larsen, B. M. (2005). Changes in the abundance of young brown trout (*Salmo trutta*) following the recovery and re-establishment of Atlantic salmon

(*Salmo salar*) in limed Norwegian rivers. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 413.

Holmgren, K. (2005). Growth and maturity of Perch (*Perca fluviatilis*) in lakes differing in acidity and fish community. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 416.

Horecký, J., Stuchlík, E., Chvojka, Bitušík, P., Liška, M., Pšenáková, P., Špaček. J. (2002). Effects of acid atmospheric depositon on chemistry and benthic macroinvertebrates of forest streams in the Brdy Mts (Czech Republic). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 66, 189-203.

Ikuta, K., Munakata, A., Aida, K., Amano, M., Kitamura, S. (2001). Effects of low pH on upstream migratory behavior in land-locked Sockeye salmon *Oncorhynchus nerka*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 99–106.

Ikuta, K., Suzuki, Y., Kitamura, S. (2003). Effects of low pH on the reproductive behavior of salmonid fishes. *Fish Physiology and Biochemistry*, 28, 407–410.

Inoue, T., Matsushita, T., Yamada, T., Matsui, Y. (2005). Changes in pH and major ionic species in mountainous streams during rain events. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 378.

Jago, C. H. & Haines, T. A. (1997). Changes in gill morphology of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts due to addition of acid and aluminium to stream water. *Environmental Pollution*, 97, 137- 146.

Kitamura, S. & Ikuta, K. (2001). Effects of acidification on salmonid spawning behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 875–880.

Kitamura, S., Ikuta, K., Suzuki, Y. (2005). Distribution of Japanese charr in a naturally acidified stream. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 421.

Kolektiv (1993). Acidification and air pollution – a brief guide. Vydala Swedish Environmental Protection Agency, Solna

Köck, G., Triendl, M., Hofer, R. (1998). Lead (Pb) in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from oligotrophic alpine lakes: gills versus digestive tract. *Water, Air, and Soil Pollution*, 102, 303–312.

Kroglund, F., Finstad, B. (2003). Low concentrations of inorganic monomeric aluminium impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture*, 222(1-4), 119-133.

- Kroglund, F., Rosseland, B. O., Salbu, B., Teien, H. C. (2005).** Acidification episodes and effects on Atlantic salmon populations. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 423.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Salbu, B. (2001).** Time and pH-dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 905–910.
- Kroglund, F., Teien, H. C., Rosseland, B. O., Salbu, B., Lucassen, E. C. (2001).** Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 911–916.
- Křeček, J. & Hořická, Z. (2006).** Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's „Black Triangle“. *Unasylva* 224, 57, 46-49.
- Kulasová, A. (2006).** Kvalita vody v zimě a v období tání sněhu v roce 2006 na experimentálním povodí ČHMÚ Uhlířská – tok Černá Nisa. Jablonec na Nisou
- Lachance, S., Bérubé, P., Lemieux, M. (2000).** In situ survival and growth of three brook trout (*Salvelinus fontinalis*) strains subjected to acid conditions of anthropogenic origin at the egg and fingerling stages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57(8), 1562-1573.
- Laitinen, M. & Valtonen, T. (1995).** Cardiovascular, ventilatory and haematological responses of brown trout (*Salmo trutta* L.), to the combined effects of acidity and aluminium in humic water at winter temperatures. *Aquatic Toxicology*, 31, 99-112.
- Lange, T. R., Royals, H. E., Connor, L. L. (1993).** Influence of Water Chemistry on Mercury Concentration in Largemouth Bass from Florida Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122, 74-84.
- Laudon, J., Poléo, A. B. S., Vøllestad, L. A., Bishop, K. (2005).** Survival of brown trout during spring flood in DOC-rich streams in northern Sweden: the effect of present acid deposition and modelled pre-industrial water quality. *Environmental Pollution*, 135, 121–130.
- McWilliams, P. G. (1980).** Effects of pH on sodium uptake in Norwegian brown trout (*Salmo trutta*) from an acid river. *Journal of Experimental Biology*, 88, 259-267.
- Menzer, A. & Feger, K. (2005).** Factors controlling the regional distribution of stream chemistry in the Northern part of the Ore Mountains (Erzgebirge). *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 386.

- Meybohm, A. & Ulrich, K.-U. (2005).** Reservoir ecosystems recover from atmospheric acidification: II. Signs of biological recovery. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 545.
- Ogawa, K., Ito, F., Nagae, M., Nishimura, T., Yamaguchi, M., Ishimatsu, A. (2001).** Effects of acid stress on reproductive functions in immature carp, *Cyprinus carpio*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 887–892.
- Persson, G. (2005).** Zooplankton in acidified lakes and the effect of long term liming of 13 Swedish lakes. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 429.
- Petersen, R. A., Vøllestad L. A., Flodmark, L. E. W., Poléo, A. B. S. (2006).** Effects of aqueous aluminium on four fish ectoparasites. *Science of Total Environment*, 369, 129-138.
- Poléo, A. B. S. & Flodmark, L. E. W. (2005).** The development of salt water tolerance in Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to different water qualities varying in pH and Al-concentration. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 430.
- Poléo, A. B. S., Schjolden, J., Hytterd, S. (2001).** Increased seawater tolerance in Atlantic salmon exposed to aluminium and acidic water from a tributary to the river Suldalsl'gen, western Norway: an evidence of acclimation? Poster, zdroj: <http://www.keele.ac.uk/depts/ch/groups/aluminium/4thconference/poleo4.htm>
- Pyle, G. G., Swanson, S. M., Lehmkuhl, D. M. (2002).** The influence of water hardness, pH, and suspended solids on nickel toxicity to larval Fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Water, Air, and Soil Pollution*, 133, 215–226.
- Richman, L. A., Wren, C. D., Stokes, P. M. (1988).** Facts and fallacies concerning mercury uptake by fish in acid stressed lakes. *Water, Air, & Soil Pollution*, 37, 465-473.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R., (1992).** The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environmental Pollution*, 78(1-3), 3-8.
- Rosseland, B. O., Kroglund, F., Staurnes, M., Hindar, K., Kvellestad, A. (2001).** Tolerance to acid water among strains and life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water, Air, and Soil Pollution*, 130, 899–904.

- Sadler, K. & Lynam, S. (1988).** The influence of calcium on aluminium-induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 33, 171-179.
- Santos, M. A. & Hall, A. (1990).** Influence of inorganic lead on the biochemical blood composition of the eel, *Anguilla anguilla* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 20, 7-9.
- Sharma, C. M. (2003).** Effects of Exposure to Aluminium on Fish in Acidic Waters. Nepublikováno, zdroj: http://www.geocities.com/chhatra_sharma/ecotoxicology.html
- Smith, T. R. & Haines, T. A. (1995).** Mortality, growth, swimming activity and gill morphology of Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to low pH with and without aluminum. *Environmental Pollution*, 90, 33-40.
- Soleng, A., Poléo, A. B. S., Alstad, N. E. W., Bakke, T. A. (1999).** Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitology*, 119, 19-25.
- Sonesten, L. (2003).** Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in Perch (*Perca fluviatilis* L.) in circumneutral lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, 144, 117–139.
- Szczerbik, P., Mikolajczyk, T., Sokolowska-Mikolajczyk, M.m Socha, M., Chyb, J., Epler, P. (2006).** Influence of long-term exposure to dietary cadmium on growth, maturation and reproduction of goldfish (subspecies: Prussian carp *Carassius auratus gibelio* B.). *Aquatic Toxicology*, 77, 126-135.
- Švátora, M. (2004).** Zpráva o ichtyologickém průzkumu prováděném na území CHKO Jizerské hory v letech 2001-2004. Praha
- Švátora, M. (2004).** CHKO Jizerské hory – ichtyofauna ZCHÚ (2003-2004). Praha
- Švátora, M. (2005).** Výsledky ichtyologického průzkumu v CHKO Jizerské hory za rok 2005. Praha
- Švátora, M. (2006).** Výsledky ichtyologického průzkumu v CHKO Jizerské hory v roce 2006. Praha
- Švátora, M. & Farkšý, K. (2004).** Ichtyofauna CHKO Jizerské hory – současný stav a perspektivy. Obnova lesních ekosystémů Jizerských hor – Sborník z konference, Kostelec nad Černými lesy, 147-154.

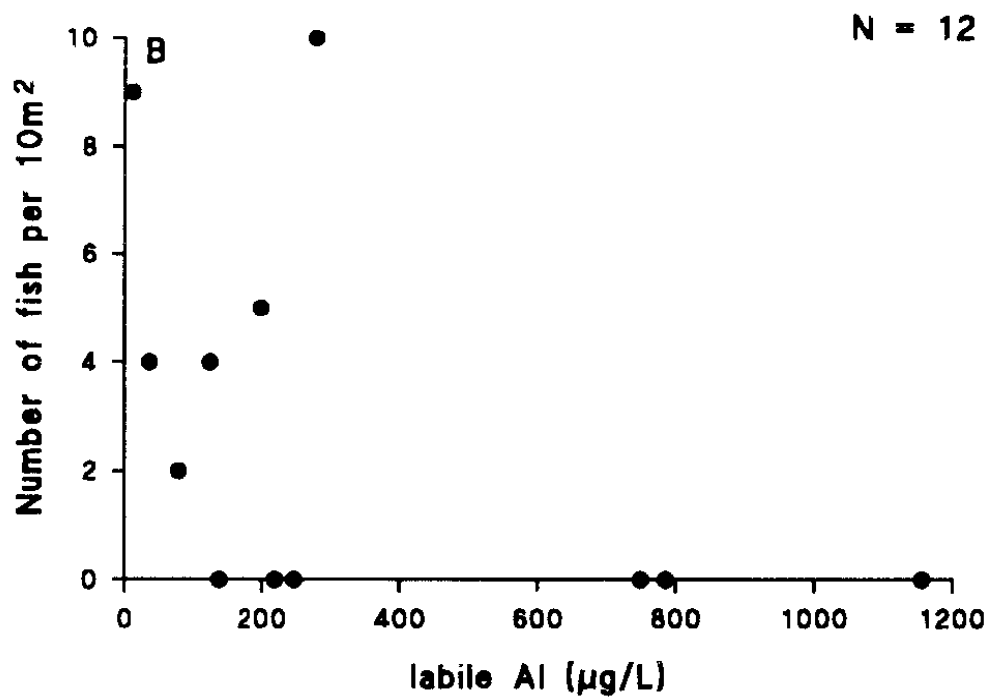
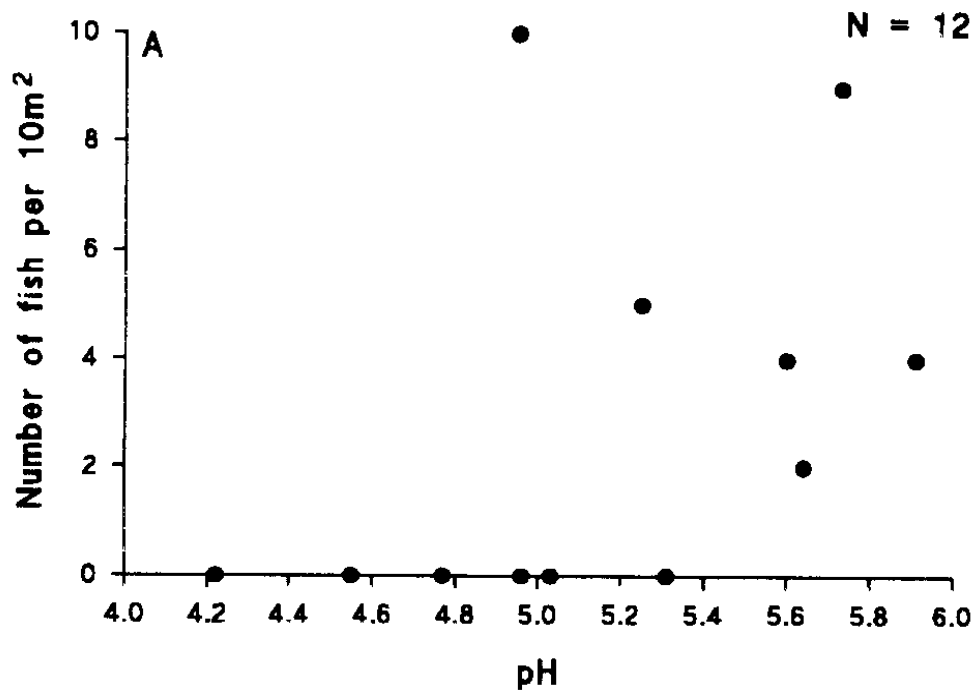
Teien, H., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B. O. (2005). In situ fractionation of water to reduce colloidal influence on Al-speciation and estimated ANC-values. *Acid Rain 2005 – Conference abstracts*, Praha, 393.

Underhay, J. R. & Burka, J. F. (1997). Effects of pH on contractility of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) intestinal muscle *in vitro*. *Fish Physiology and Biochemistry*, 16, 233-246.

Watt, W. D., Scott, C. D., Zamora, P. J., White, W. J. (2000). Acid toxicity levels in Nova Scotian rivers have not declined in synchrony with the decline in sulfate levels. *Water, Air, and Soil Pollution*, 118, 203–229.

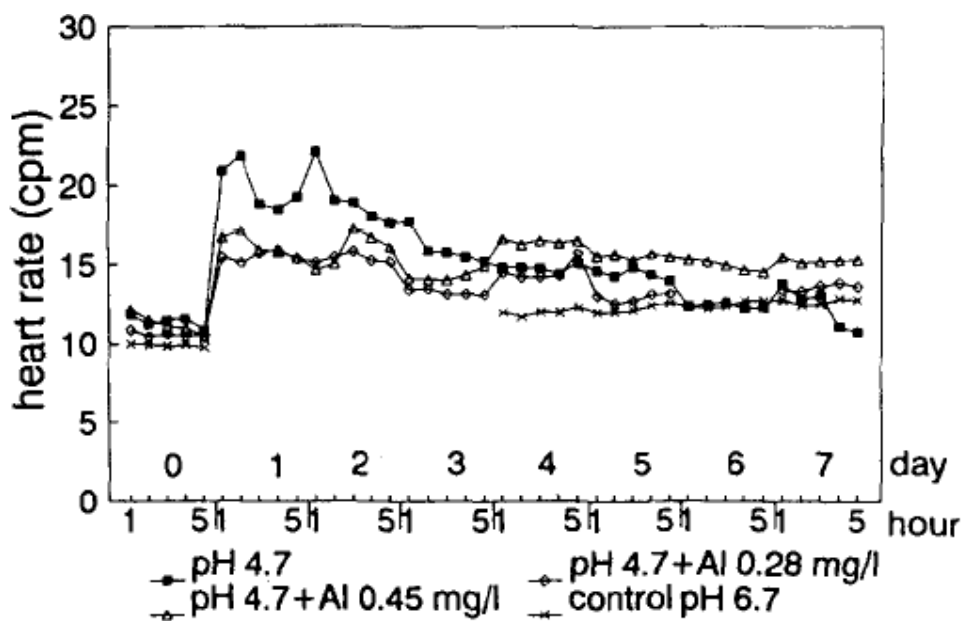
Welsh, P. G., Lipton, J., Chapman, G. A., Podrabsky, T. L. (2000). Relative importance of calcium and magnesium in hardness-based modification of copper toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1624-1631.

Přílohy

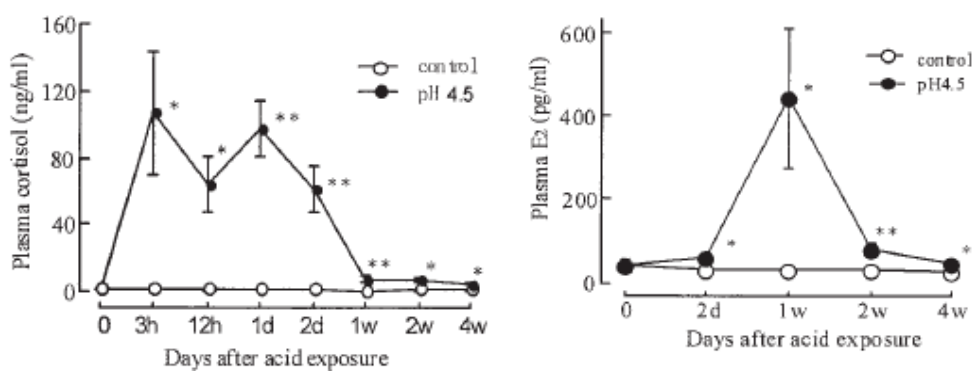


Příloha 1. Množství ryb na 10m² v „mixing zones“ vztahované k pH a koncentraci Al_i.

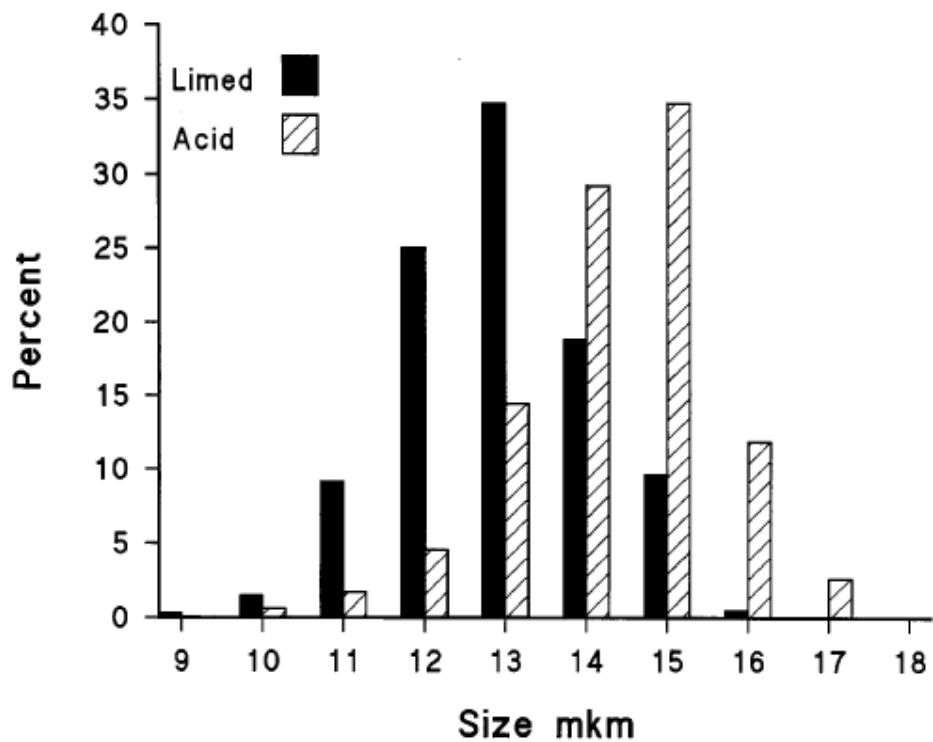
Zdroj: Åtland & Barlaup (1995)



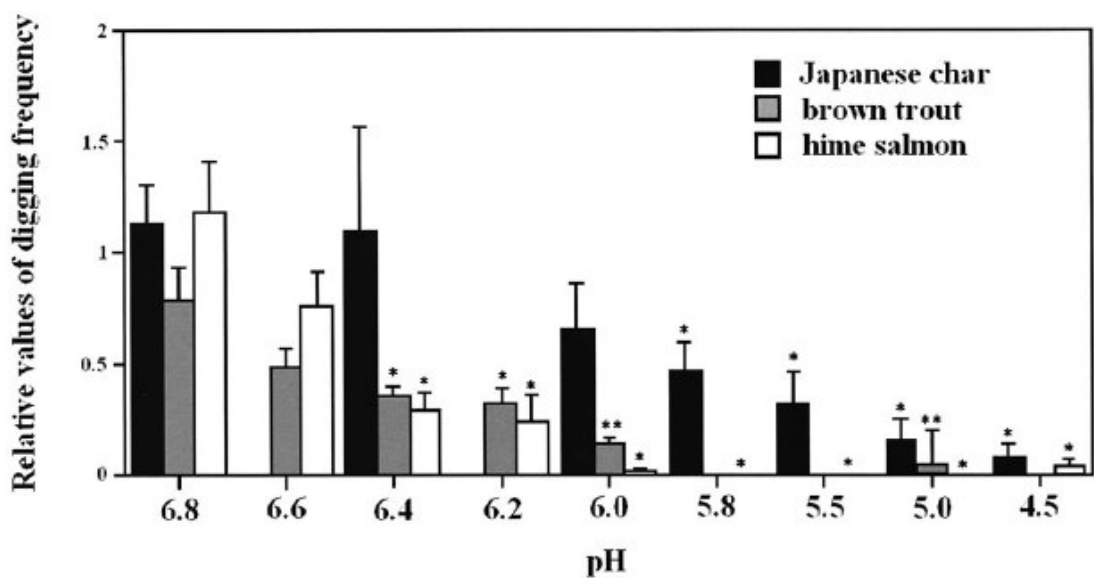
Příloha 2. Graf znázorňující počet srdečních stahů *Salmo trutta* v acidifikovaných vodách, ve vodách acidifikovaných s různými koncentracemi hliníku a vodách neutrálních. Zdroj: Laitinen & Valtonen (1995)



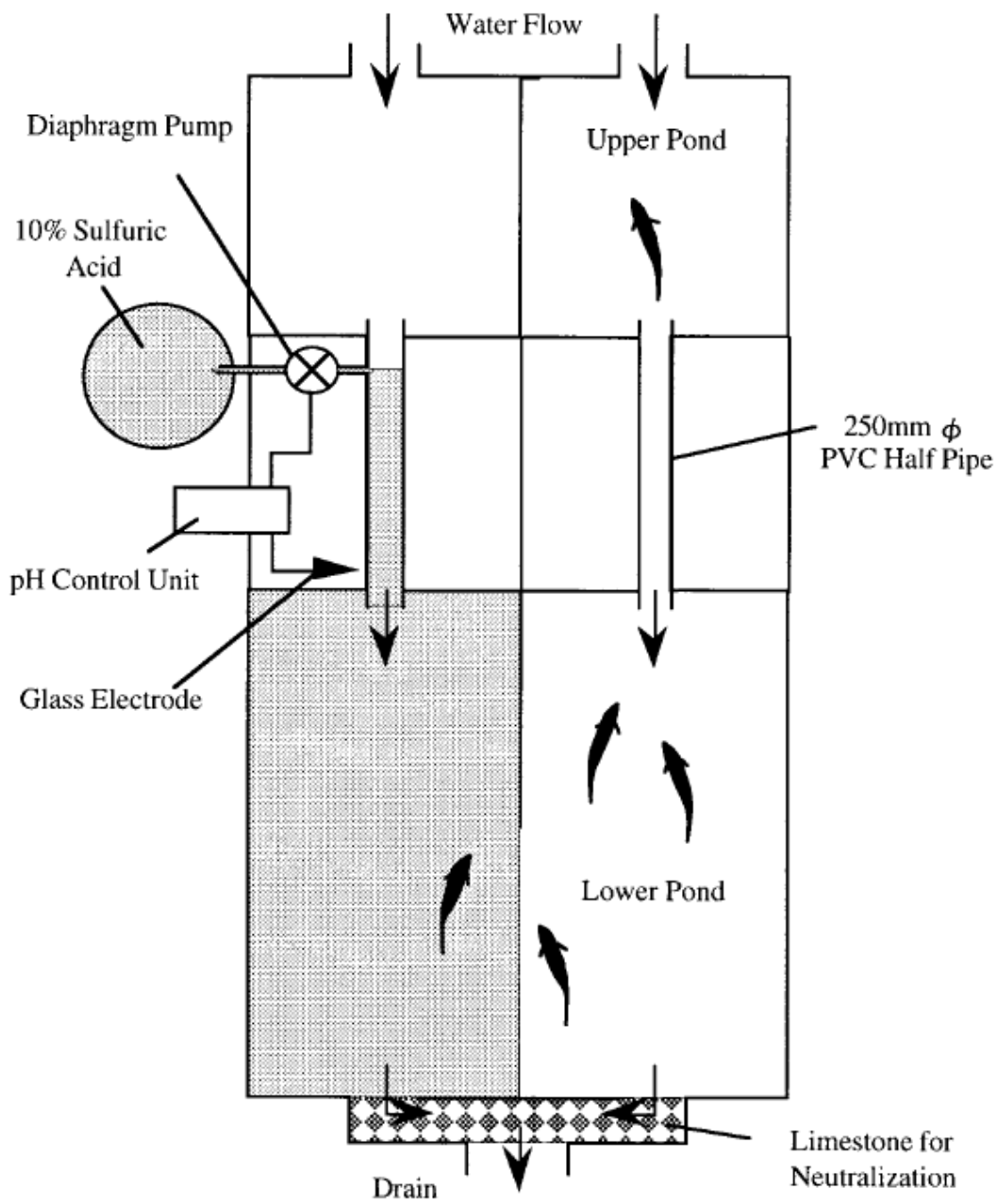
Příloha 3. Grafy znázorňující změny v koncentraci kortisolu a estradiolu-17 β u *Cyprinus carpio* vystaveného po dobu čtyř týdnů pH 4.5. Zdroj: Ogawa et al. (2001)



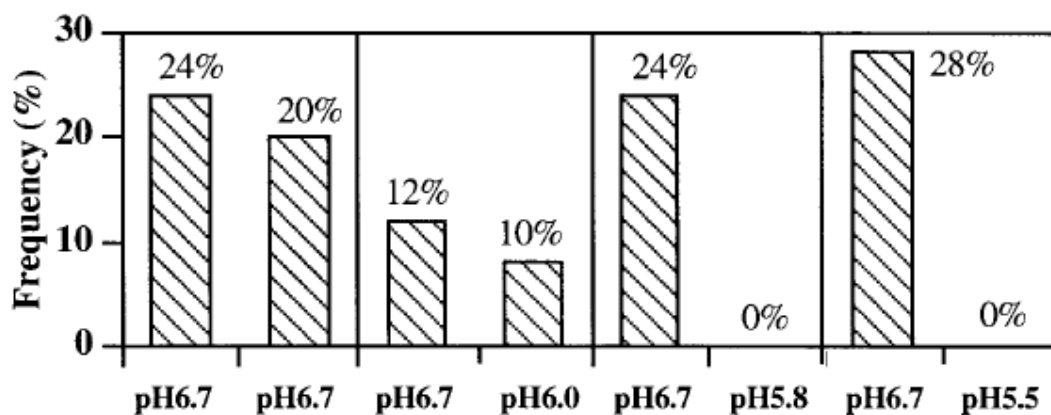
Příloha 4. Distribuce červených krvinek různých velikostí u *Salmo trutta* z acidních a vápněných lokalit. Zdroj: Galina (1997)



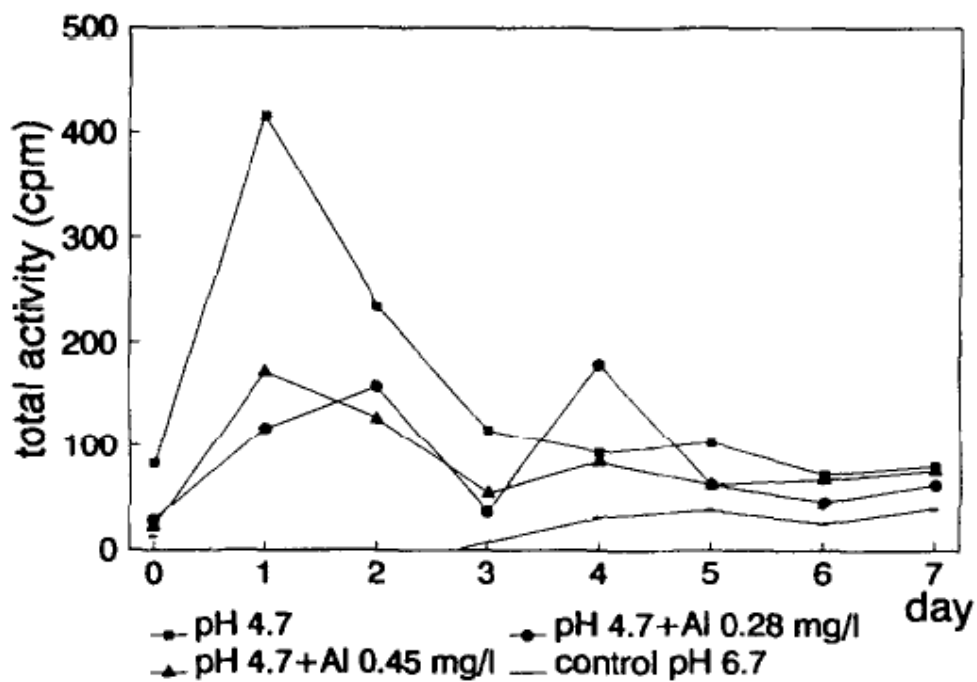
Příloha 5. Frekvence „digging behaviour“ u *Salvelinus leucomaenis*, *Salmo trutta* a *Oncorhynchus nerka* vztažená k různým hodnotám pH. Zdroj: Ikuta et al. (2003)



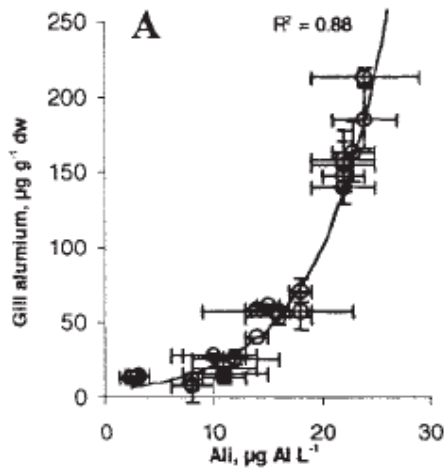
Příloha 6. Schematické znázornění zařízení (tzv. „two-way flow-through channels“) použitého pro zjišťování migračních preferencí u *Oncorhynchus nerka*. Zdroj: Ikuta et al. (2001)



Příloha 7. Znárodnění frekvence, s jakou *Oncorhynchus nerka* vplouvá do neutrálního kanálu (pH 6.7) a do kanálů acidních (pH 6.0, 5.8, 5.5) v two-way flow-through channels. Zdroj: Ikuta et al. (2001)



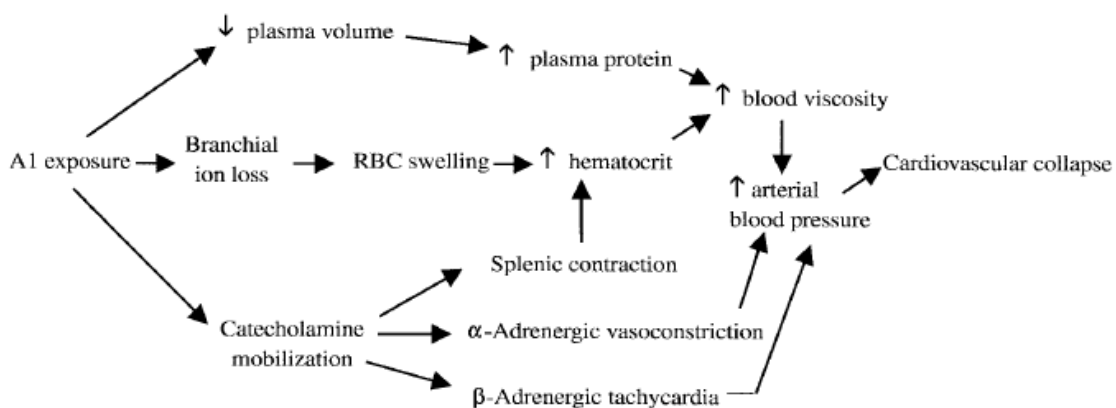
Příloha 8. Graf znázorňující aktivitu *Salmo trutta* v acidifikovaných vodách, ve vodách acidifikovaných s různými koncentracemi hliníku a vodách neutrálních. Zdroj: Laitinen & Valtonen (1995)



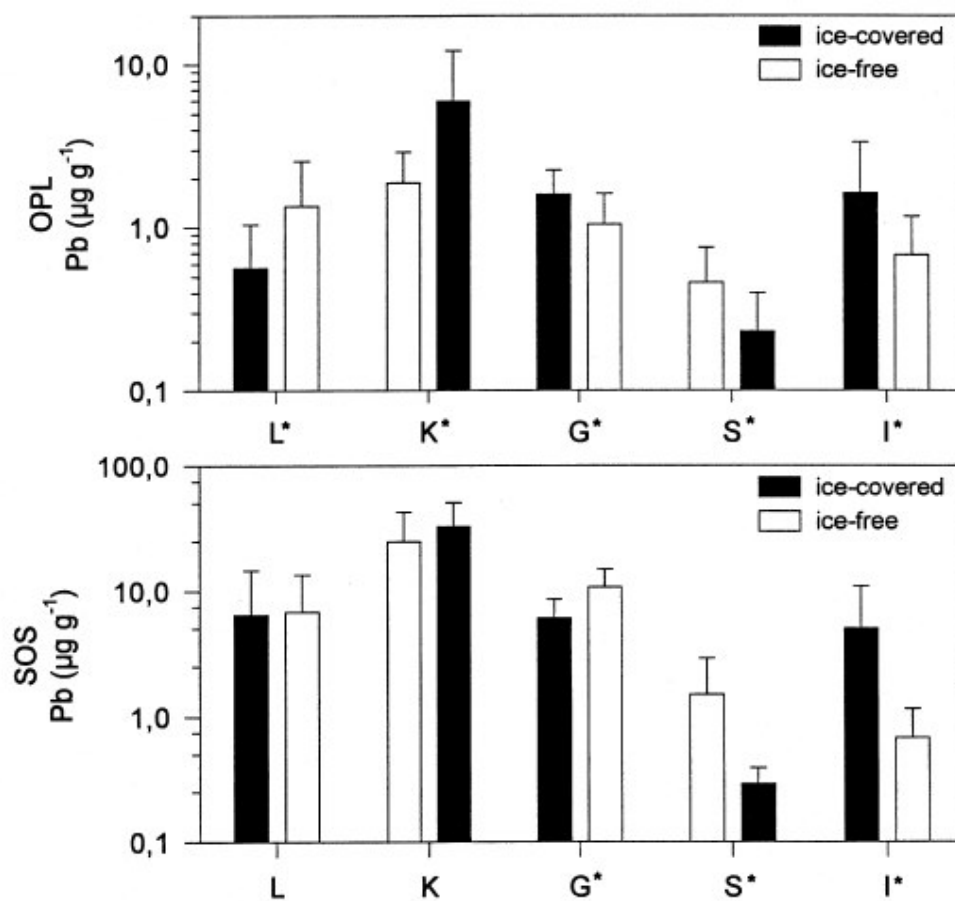
Příloha 9. Graf znázorňující vztah mezi koncentrací Al_w ve vodě a množstvím hliníku akumulovaného v žábách *Salmo salar* 140 hodin po počátku expozice. Zdroj: Kroglund et al. (2001)



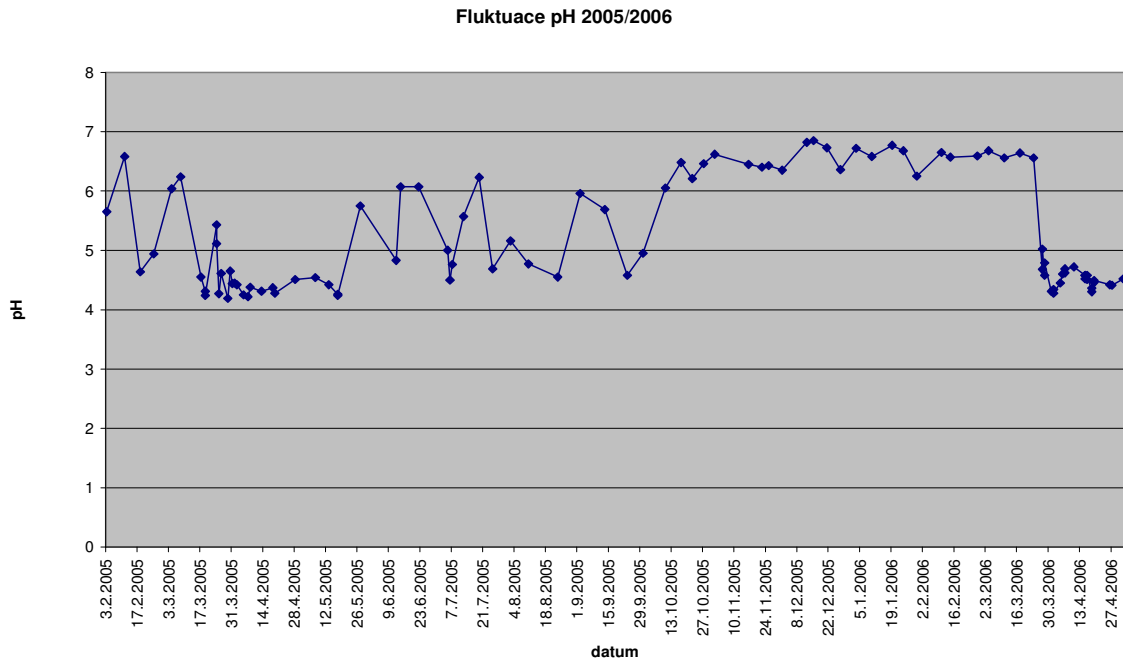
Příloha 10. Snímky žáber ze scanovacího elektronového mikroskopu. Levý sloupec *Salmo salar*, pravý sloupec *Salmo trutta*. Vrchní snímky – žábry ryby chovaná v neutrální vodě (kontrola), snímky uprostřed – žábry ryby z acidifikované vody, spodní snímky – žábry ryby z acidifikované vody s přítomností hliníku (patrná fúze lamel). Zdroj: Smith & Haines (1995)



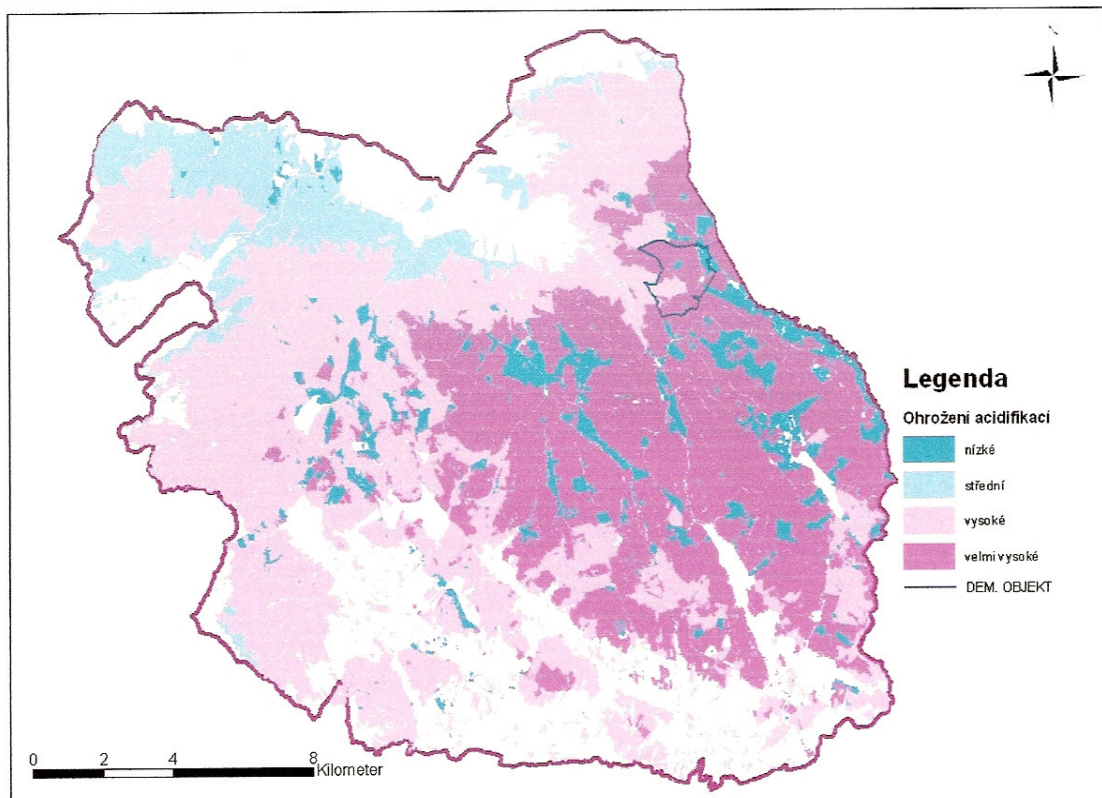
Příloha 11. Schéma předpokládaného působení toxického hliníku akumulovaného v žábřách. Zdroj: Dussault et al. (2001)



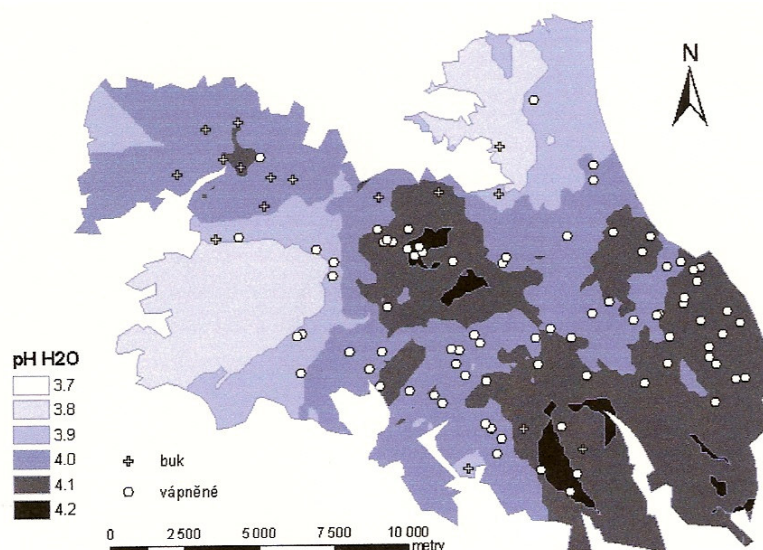
Příloha 12. Sezónní variace v koncentraci olova v tkáních ryb ze dvou jezer (OPL, SOS). L-játra, K-ledviny, G-žábry, S-žaludek, I-střeva. Zdroj: Köck et al. (1998)



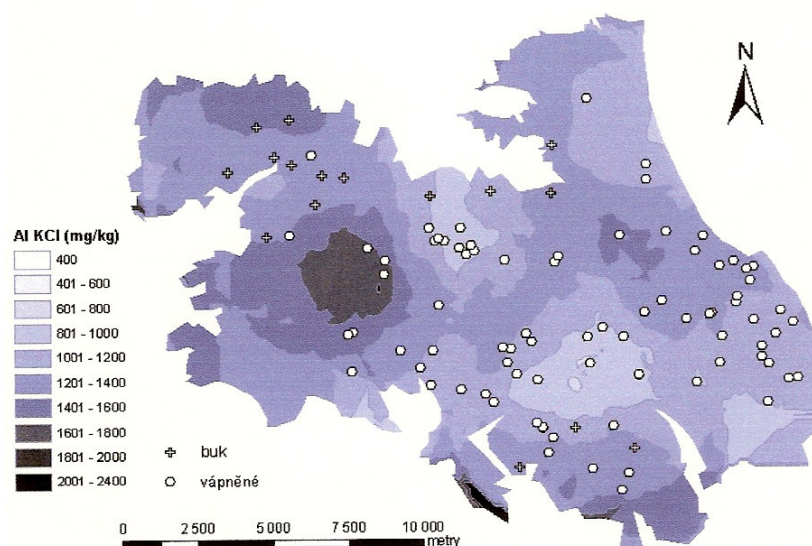
Příloha 13. Fluktuace pH v průběhu let 2005/2006 na lokalitě Černá Nisa. Patrný je pokles pH v období jarního tání. Zdroj: data poskytnutá Kalovou (2007)



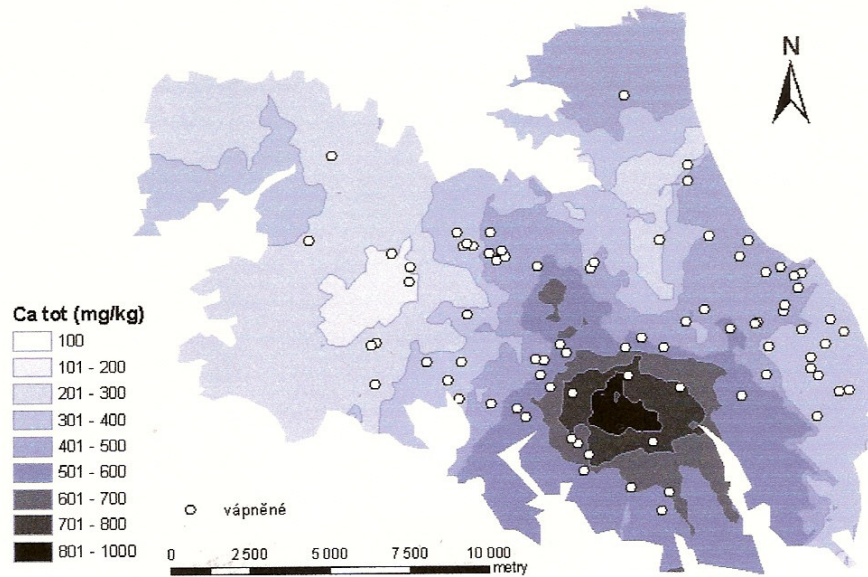
Příloha 14. Narušení lesních půd Jizerských hor přirozenými a antropogenními acidifikačními procesy. Zdroj: Apltauer et al. (2004)



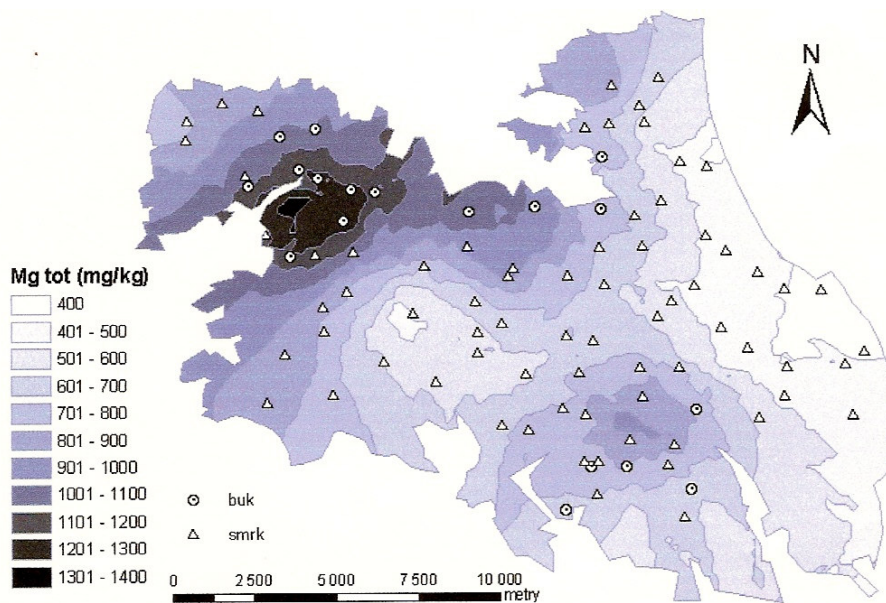
Příloha 15. Mapa rozložení pH vody vytvořená krigingem, vyznačena odběrová místa, kde bylo dle VÚLHM použito vápnění a místa s bukovým porostem. Zdroj: Borůvka et al. (2004)



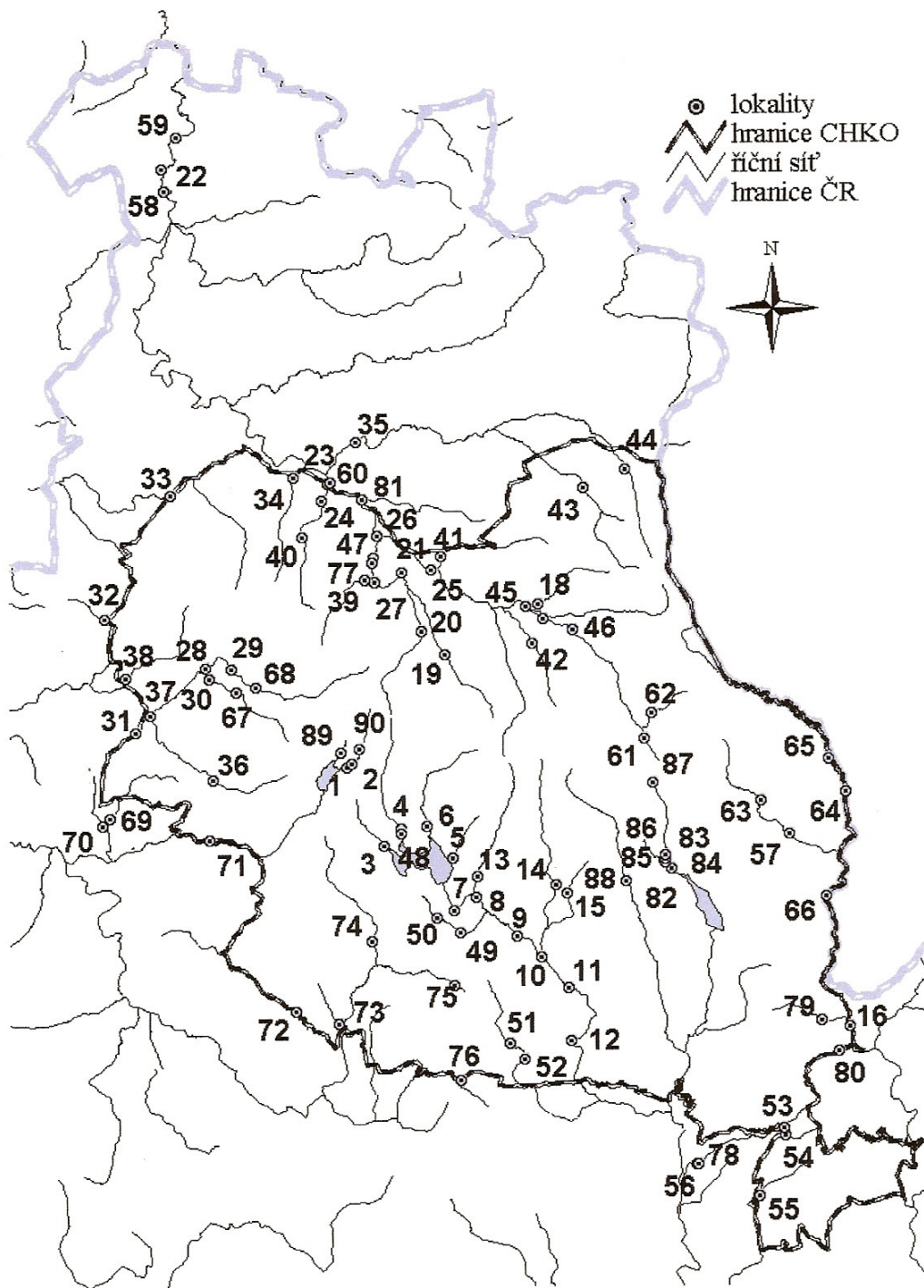
Příloha 16. Mapa rozložení potenciálně toxických forem hliníku vytvořená krigingem, vyznačena odběrová místa, kde bylo dle VÚLHM použito vápnění a místa s bukovým porostem. Zdroj: Borůvka et al. (2004)



Příloha 17. Mapa rozložení celkového obsahu vápníku vytvořená krigingem, vyznačena odběrová místa, kde bylo dle VÚLHM použito vápnění. Zdroj: Borůvka et al. (2004)



Příloha 18. Mapa rozložení celkového obsahu hořčíku vytvořená krigingem, odběrová místa jsou rozlišena podle druhu porostu. Zdroj: Borůvka et al. (2004)



Příloha 19. Mapa CHKO Jizerské hory s vyznačením lovených lokalit. Zdroj: Švátora & Farský (2004)