

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí



**Struktura zooplanktonu v nádržích Jizerských hor  
v období vrcholící antropogenní acidifikace  
a zotavování z acidifikace (1992-2012)**

Structure of zooplankton in reservoirs of the Jizera Mountains during the  
peaking anthropogenic acidification and recovery from acidification  
(1992-2012)

**Tereza Bímová**

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejeté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze v srpnu 2013

Tereza Bímová

## Poděkování

Chtěla bych vyjádřit svůj vděk všem, kteří mi pomohli při vytvoření této práce. Především bych ráda poděkovala vedoucí diplomové práce Dr. Zuzaně Hořické, za pomoc, cenné rady a připomínky, trpělivost a velkou ochotu, kterou v průběhu celé práce projevovala. Dále bych velmi ráda poděkovala Mgr. Danielu Vondrákovi za velikou pomoc a povzbuzení při determinaci materiálu a prof. Vladimíru Kořínkovi za revizi některých vzorků. Za statistické zpracování dat v programu Canoco bych ráda poděkovala prof. Janu Frouzovi. Dr. Aleně Černíkové vděčím za pomoc se statistickým programem R. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Lence Procházkové a Dr. Miroslavu Švátorovi za poskytnutá data a pomoc při jejich zpracování. Mé poděkování patří také Ing. Lud'ku Redererovi ze státního podniku Povodí Labe v Hradci Králové.

Na závěr z celého srdce děkuji svým rodičům a bratrovi, kteří mi studium umožnili a stáli při mně za všech okolností, svému partnerovi a všem přátelům za jejich podporu, pomoc, utěšování a povzbuzování k dokončení práce.

# Abstrakt

Kyselá atmosférická depozice a okyselování půd a vod na zemském povrchu, jako důsledek emisí síry a dusíku do atmosféry, vedly v průběhu minulého století v mnoha oblastech světa k drastickým změnám ve složení povrchových vod a jejich oživení. Došlo ke snížení počtu druhů a biomasy fytoplanktonu, zooplanktonu a bentosu, v případě živočišného planktonu a bentosu i ryb někdy k jejich úplnému vymizení. Na území Jizerských hor bylo působení antropogenní acidifikace vždy kombinováno s vysokou přirozenou kyselostí a dystrofním charakterem vod, způsobenými vysokým obsahem organických kyselin. Přestože od 90. let 20. století došlo v této oblasti k výraznému chemickému zotavení vod z acidifikace, biologické zotavování je oproti změnám chemismu opožděno a je mnohem složitější. Předkládaná diplomová práce je studií sukcese zooplanktonu (korýšů) v horských nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl po desetiletích silné acidifikace.

Biologické zotavení probíhá odlišně v nádrži Souš, která je dlouhodobě vápněna, v nádrži Bedřichov s přirozeně vysokým obsahem organických látek a na Josefově Dole, který je z těchto nádrží největší a nejhlubší a který byl acidifikací nejvíce postižen. Zotavování biologické složky vod je v případě korýšů zčásti překryto jejich přirozeně kyselým charakterem, navíc bylo ovlivněno vápněním a reintrodukcí lososovitých ryb. Po celou dobu sledování dominovala na všech nádržích typická perloočka dystrofních vod *Ceriodaphnia quadrangula*, v prvních několika letech se v jarním a letním období významněji uplatňovala také výrazně acidotolerantní perloočka *Chydorus sphaericus*. Se zlepšující se kvalitou vody došlo k návratu některých původních druhů (*Daphnia longispina* gr., *Bosmina longirostris*, *Eudiaptomus gracilis*) a objevily se i druhy nové (*Polyphemus pediculus*, *Holopedium gibberum*, *Sida crystallina*, *Cyclops strenuus*). Všechny tři nádrže jsou od 90. let osídleny stabilními populacemi sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), Souš v současné době také pstruha obecného (*Salmo trutta m.fario*). Výsledky naznačují, že po zlepšení chemických poměrů vody je už biologické zotavování z acidifikace (počet druhů korýšů a jejich abundance) značně podmíněno biotickými faktory, jimiž jsou dostupnost, množství a kvalita potravy, kompetice, predace a životní strategie druhů.

# Abstract

Acidic atmospheric deposition and acidification of soil and water on the Earth's surface, due to emissions of sulfur and nitrogen into the atmosphere, have led to drastic changes in the composition of surface waters and their biota in many regions of the world over the last century. The number of species and biomass of phytoplankton, zooplankton and benthos were reduced, or some components (zooplankton, zoobenthos, fish) became extinct. In the Jizera Mountains (Northern Bohemia, Czech Republic), the man-made acidification has always been combined with a natural acidity (dystrophy) of waters, caused by a high amount of organic acids. Despite a strong recovery of water chemistry from acidification, that has started in the 1990s, biological recovery is delayed and much more complex. This master thesis is a study of the succession of zooplankton (crustaceans) in mountain reservoirs Souš, Bedřichov and Josefův Důl after decades of strong acidification.

Biological recovery from acidification has been in progress differently in the drinking water reservoir Souš, which has long been limed, in the Bedřichov reservoir with naturally high content of organic material, and in the drinking water reservoir Josefův Důl, which is the largest and deepest one and which was most affected by acidification. Recovery of biological components of water in the case of crustaceans is partly covered with the naturally acidic character of the water, moreover, it was influenced by liming and re-introduction of salmonid fish. Throughout the whole observing period, a typical dystrophic water species *Ceriodaphnia quadrangula* was dominating in on all the reservoirs. In the first few years, a significantly acidotolerant cladoceran *Chydorus sphaericus* was present in spring and summer. Improving water quality had returned some native species (*Daphnia longispina* gr., *Bosmina longirostris*, *Eudiaptomus gracilis*) and also new species (*Polyphemus pediculus*, *Holopedium gibberum*, *Sida crystallina*, *Cyclops strenuus*) have occurred. All three reservoirs are populated by stable populations of brook charr (*Salvelinus fontinalis*) since the 1990s, Souš is currently inhabited by a brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) as well. The results suggest that biological recovery from acidification is after the improvement of chemical conditions of water significantly conditioned by biotic factors such as availability, quantity and quality of food, competition, predation and life strategy of species.

**Klíčová slova:** Zooplankton, koryši, acidifikace, zotavování z acidifikace, vodní nádrže, Jizerské hory

**Keywords:** Zooplankton, Crustacea, acidification, recovery from acidification, reservoirs, the Jizera Mountains

# 1. Obsah

2. Úvod.....	1
3. Obecná charakteristika Jizerských hor.....	3
3.1. Vodní toky a nádrže Jizerských hor.....	6
3.1.1. Vodní nádrž Souš.....	9
3.1.2. Vodní nádrž Bedřichov.....	11
3.1.3. Vodní nádrž Josefův Důl.....	12
4. Acidifikace a zotavení.....	13
4.1. Acidifikace, příčiny a vliv na půdu, vegetaci a vodu.....	13
4.2. Acidifikace vod a její vliv na oživení.....	19
4.3. Historie výzkumu povodí Jizerských hor.....	28
4.4. Problém acidifikace v Jizerských horách.....	30
5. Materiál a metody.....	35
5.1. Odběr a zpracování vzorků.....	35
5.2. Fotografická dokumentace, použitý software a metoda analýzy dat.....	39
6. Výsledky.....	40
6.1. Chemismus nádrží.....	40
6.2. Vodní nádrž Souš.....	43
6.2.1. Změny struktury planktonních korýšů v nádrži Souš.....	43
6.2.2. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů.....	45
6.2.3. Sezónní změny druhové skladby korýšů.....	48
6.3. Vodní nádrž Bedřichov.....	50
6.3.1. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů.....	50
6.3.2. Sezónní změny druhové skladby korýšů.....	54
6.4. Vodní nádrž Josefův Důl.....	56
6.4.1. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů.....	56
6.4.2. Sezónní změny druhové skladby korýšů.....	61
6.5. Vývoj počtu druhů korýšů v nádržích.....	63
6.6. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na výskyt korýšů.....	64
6.7. Závislost početnosti korýšů na biotických faktorech.....	71
7. Diskuse.....	76
7.1. Chemismus nádrží Jizerských hor.....	76
7.2. Zotavování z acidifikace.....	77

7.3.	Korýši v planktonu nádrží Jizerských hor .....	77
7.3.1.	Vývoj počtu druhů korýšů a jejich početnosti .....	77
7.3.2.	Vztahy mezi početností korýšů, množství potravy a mírou predace .....	86
8.	Závěry .....	89
9.	Literatura .....	92



## 2. Úvod

S rozvojem civilizačních procesů dochází k nárůstu produkce látek emitovaných do ovzduší. Od počátku 60. let 20. století bylo pozorováno intenzivní znečištění ovzduší v souvislosti s prudkým rozvojem průmyslu v době po druhé světové válce, především šlo o důsledky provozu tepelných elektráren spalujících fosilní paliva. Od konce 70. let byla již antropogenní (člověkem způsobená) acidifikace pokládána za jeden z nejzávažnějších celosvětových problémů životního prostředí. V souvislosti s neustále se zvyšujícími emisí  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$ , byla zahájena éra kyselých dešťů (srážek), které se projevují acidifikací jezer, tekoucích vod a půd a mají další negativní účinky (anonym, 1982). První nápadný pokles pH srážek se v Evropě projevil na počátku 60. let, ve Spojených státech již o několik let dříve. Mezi území, z nichž máme první zprávy o acidifikaci způsobené kyselou atmosférickou depozicí, patří Spojené státy (pohoří Adirondack Mountains) a Kanada (Sudbury) (Beamish a Harvey, 1972, Likens a kol., 1979), Švédsko (Almer a kol., 1974), Norsko (Wright a Gjessing, 1976), jezerní oblast Galloway ve Skotsku (Wright a kol., 1980) a horstva střední Evropy včetně Šumavy a Tater (Fott a kol., 1994). V České republice bylo acidifikací poškozeno zhruba 10 % území, a to Šumava (Stuchlík a kol., 1985), Krušné hory (Peukert a Panning, 1975), Krkonoše a Jizerské hory (Wright, 1983, Hořická, 2005). Oblast Krušných hor, Krkonoš a Jizerských hor na hranicích České republiky, Německa a Polska se nachází na území tzv. Černého trojúhelníku. Donedávna toto území představovalo epicentrum acidifikace v Evropě s velmi vysokými hladinami škodlivin v ovzduší, v důsledku velké koncentrace tepelných elektráren v pohraničí jmenovaných zemí (Wright, 1983, Eliassen a kol., 1988).

K okyselení (acidifikaci) zemského povrchu jsou zapotřebí především kyselé srážky a tzv. citlivé geologické podloží s nízkou pufrací kapacitou (Fott a kol., 1994). Kyselost srážek je způsobena především imisemi oxidů dusíku a síry ( $\text{NO}_x$  a  $\text{SO}_2$ ), z nichž se v ovzduší chemickými a fotochemickými reakcemi stávají kyseliny. S atmosférickou depozicí na zemský povrch nedopadají jen kyseliny sírová a dusičná, ale především jejich soli. Nejdůležitější z nich je síran a dusičnan amonný. Obě tyto soli vznikají reakcí kyselin s plynným amoniakem ( $\text{NH}_3$ ) (Hruška a Kopáček, 2005).

Největším zdrojem emisí oxidů dusíku v Evropě je doprava. Zdrojem emisí síry byly zejména tepelné elektrárny a hutě spalující hlavně hnědé uhlí. Zásadní zvrát ve vývoji

emisí SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> na našem území nastal v důsledku politicko-ekonomických změn po roce 1989. Tyto změny přinesly jednak prudký pokles spotřeby energií na počátku 90. let, ale také přísnější kontrolu kvality paliv, omezení spalování hnědého uhlí s vysokým obsahem síry a odsíření velkých zdrojů emisí (Hruška a Kopáček, 2005). V důsledku těchto změn jsou dnes hlavní znečišťující látkou, způsobující acidifikaci, oxidy dusíku a amonné soli. Kyselá atmosférická depozice vyplavuje z půd a povrchových vod pufrující bazické kationty (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> a K<sup>+</sup>), ale i toxické ionty hliníku (Al<sup>3+</sup>) a jiných kovů.

Kyselé srážky vedly v průběhu druhé poloviny minulého století v mnoha oblastech světa k drastickým změnám ve složení povrchových vod a jejich oživení. V důsledku okyselení vod došlo ke snížení počtu druhů a množství biomasy nebo úplnému vymizení druhů či dokonce společenstev vodních organismů (Grunn a Sandøy, 2003). Jizerské hory patří k nejvíce poničeným oblastem střední Evropy. Jsou samy o sobě územím s přirozeně vyšší kyselostí prostředí, vzhledem ke svému žulovému podloží. Dále k jejich acidifikaci přispívají mělké půdy podzolového typu a nahrazení původních smíšených lesních porostů smrkovými monokulturami, protože jehlice zachycují na svém povrchu větší množství suchého spadu než listy, a navíc jejich opad tvoří kyselý humus.

Na rozdíl od mnoha jiných horských jezer světa postižených kyselou atmosférickou depozicí se v jizerskohorských nádržích i v období silné acidifikace vyskytoval omezený počet zástupců planktonu, zejména v důsledku velkého množství organických látek, s nimiž toxické kovy tvoří komplexy (Kovářová, 1993). Se zvýšením pH vody v nádržích v poslední dekádě minulého století došlo k podstatným změnám ve složení zooplanktonu. Od začátku 90. let bylo pozorováno rychlé chemické zotavování vod na náhorní plošině hor z acidifikace a v návaznosti na něj také první pozitivní biologické změny. Předkládaná práce je zaměřena na studium zooplanktonu (především korýšů volné vody – planktonních korýšů) ve třech vodních nádržích Jizerských hor v souvislosti s antropogenní acidifikací a zotavováním z acidifikace. Je součástí dlouhodobého výzkumu nádrží Jizerských hor a jejich povodí týmem Dr. Z. Hořické, zahájeného v roce 1992.

Základním úkolem práce bylo kvantitativní zpracování zooplanktonu (korýšů) z jizerskohorských nádrží Souš, Bedřichov a Josefův Důl za období 2006 – 2012. Dalšími cíli bylo popsat změny druhového složení a početního zastoupení jednotlivých druhů v období vrcholné acidifikace a během postupného zotavování nádrží z acidifikace (od roku 1992), s využitím starších údajů o zooplanktonu a v souvislosti se změnami chemického složení vody, množstvím fytoplanktonu a rybí obsádkou, a výsledky porovnat s údaji z jiných horských nádrží a jezer postižených v minulosti acidifikací.

### 3. Obecná charakteristika Jizerských hor

Jizerské hory patří do souvislého pásma pohoří na severu Čech, které představuje slabě, až středně metamorfovanou regionálně geologickou jednotku (Chaloupský, 1989).

Pohoří bylo nazváno podle řeky Jizery, která zde pramení. Plošná rozloha celých Jizerských hor dosahuje asi 620 km<sup>2</sup>, na našem území zaujímají zhruba 420 km<sup>2</sup>.

Jejich povrch charakterizuje převládající výšková členitost 300 – 600 m n. m., střední výška 696 m a střední sklon 8°55'. Na českém území je nejvyšším bodem Smrk (1124 m), nejvyšším vrcholem celého pohoří je Wysoka Kopa (1126 m) v Polsku (Balatka, 2009). Na přelomu let 1967 a 1968 byly Jizerské hory vyhlášeny chráněnou krajinnou oblastí (CHKO) o rozloze 368 km<sup>2</sup>. Podle Agentury ochrany přírody a krajiny zahrnuje CHKO Jizerské hory další 3 národní přírodní rezervace, 13 přírodních rezervací a 10 přírodních památek. Dále byly Jizerské hory vyhlášeny v roce 1978 chráněnou oblastí přirozené akumulace vod (Internet 1).

Jizerské hory jsou součástí krkonoško-jizerského krystalinika, obklopeného dalšími útvary lugi (lugikum je jedna z oblastí horninového celku Českého masivu).

Na západě přechází tato jednotka do žulových hornin lužického masivu a na jihozápadě sousedí s Ještědským hřbetem. Na severu tvoří hranici významný vnitrosudetský zlom. Na východě jsou krkonošské a jizerskohorské žuly a regionálně metamorfované horniny překryty mladšími, požulovými uloženinami permokarbonské vnitrosudetské pánve a na jihu podkrkonošské a křídové pánve (Knotek, 2009).

Jak dále uvádí Kotek (2009) převažující horninou dnešního masivu jsou granitové horniny – žuly. Jizerské hory jsou tvořeny žulovým plutonem variského stáří, který je jádrem krkonoško – jizerského bloku. Zásobení žul a rul dvojmocnými bázemi (CaO, MgO) je všeobecně naprosto nedostatečné. Nedostačující je zde i zásobení fosforem. Zásobení alkáliemi (Na<sub>2</sub>O, K<sub>2</sub>O) je bohaté s převahou draslíku nad sodíkem. Dále zde nalézáme svory, ortoruly, čedič, mramor a další. Z hlediska zrnitosti převažují půdy zrnitójilové a jílovitohlinité a díky vysokému obsahu křemene, vznikají zvětráváním i hlinitopísčité půdy. Nejnižší půdní pásma jsou hlinitá až jílovitohlinitá a zpravidla bez šterku. V nižších polohách se nalézají zejména kambizemě, často zrašelinělé. Na bazaltických horninách se nacházejí živinami bohaté kambizemě. Jmenované půdy se vyskytují v Jizerských horách minimálně. Na naprosté většině území Jizerských hor jsou zpravidla rezavě zbarvené kryptopodzoly, půdy mělké, s nízkou pufrací kapacitou,

chudé na živiny a extrémně kyselé. Na vrchovištních rašeliništích se vyskytují organozemě a organozemní gleje. V nejvyšších horských polohách jsou vyvinuty typické podzoly (Smejkal a kol., 2009). Se stoupající nadmořskou výškou přibývá půdní vlhkost a v horských výškových pásmech je také vyrovnanější vodní režim během roku, a to zejména v jarním a letním období. Se stoupající nadmořskou výškou se také zvyšuje kyselost půd z pH 4-5,5 na pH 3,5-4,5. Na severních svazích jsou svrchní půdní vrstvy kyselejší o 0,2-0,5. S rostoucí nadmořskou výškou stoupá i obsah celkového humusu, na severních svazích bylo ve svrchních vrstvách půd více humusu o 2-5 % oproti jižním expozicím (Pelíšek, 1968). Významnější vliv člověka na půdy Jizerských hor byl pozorován od 16.–17. století v souvislosti s kácením přirozených bukových a smíšených lesů. Nižší položená území se začala využívat k zemědělství a v oblastech s vyšší nadmořskou výškou docházelo k postupné proměně druhového složení lesa ve prospěch smrku.

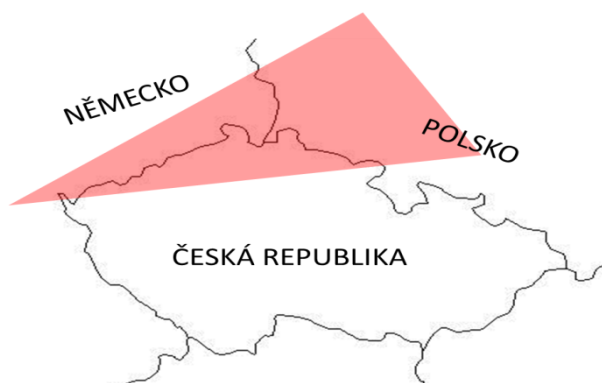
Klimaticky patří prakticky celé území Jizerských hor do mírně chladné klimatické oblasti (Quitt, 1971). Průměrné roční teploty se pohybují v rozmezí 4-7 °C. Léto je v centrální oblasti hor krátké, mírně chladné a vlhké, zima je dlouhá. Území Jizerských hor patří k oblastem s velmi vysokými srážkovými úhrny a patří mezi nejvlhčí oblasti našeho státu, s průměrnými ročními srážkami vyššími než 900 mm (Lhotský, 1963a). V některých oblastech se množství srážek blíží 1500 mm ročně (Pelc, 1999). Sníh v Jizerských horách začíná padat velmi brzy a poměrně dlouho setrvává. Sněhová pokrývka se obvykle drží od poloviny listopadu zhruba do konce dubna, akumuluje se především v průběhu prosince, ledna a února – někdy však kolem přelomu kalendářního roku část odtává (Blažková, 1994). Průměrná výška sněhové pokrývky bývá ve vyšších polohách Jizerských hor 1-2 m, v nižších okrajových oblastech 10 až 50 cm, s velkými místními rozdíly (Lhotský, 1963a). Velice časté jsou zde teplotní inverze. V níže položených oblastech při nich dochází k hromadění nečistot ve vzduchu, které zadržují sluneční svit a snižují viditelnost (Lhotský, 1963a). Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) sleduje území Jizerských hor v průběhu roku teplotu vzduchu, množství srážek a výšku sněhové pokrývky. Kvalita venkovního ovzduší, tedy imise či koncentrace znečišťujících příměsí a chemické složení atmosférických srážek jsou ČHMÚ monitorovány už od konce 60. let 20. století (Hůnová a Maznová, 2009).

Fauna a flóra Jizerských hor jsou ovlivněné žulovým podložím, geografickou polohou pohoří, drsnými klimatickými podmínkami a v posledních desetiletích i změnou přírodního prostředí zásahem člověka. Z květeny Jizerských hor stojí za zmínku lilie

zlatohlavá (*Lilium martagon*), měsíčnice vytrvalá (*Lunaria rediviva*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), sedmikvítka evropský (*Trientalis europaea*), oměj šalamounek (*Aconitum callibotryon*), hořec tolitovitý (*Gentiana asclepiadea*) nebo lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*) (Hušek, 2008). Charakteristickým rysem Jizerských hor je výskyt vrchovištních rašelinišť. Během odlesnění došlo k jejich vysychání a dnes už zajímají pouze malou plochu. Na těchto rašeliništích se však do dnes zachovala unikátní rostlinná společenstva. Na volných plochách v okolí rašelinných jezírek se vyskytuje řada vzácných druhů rostlin. Místy tvoří bohaté populace masožravá rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*). Nalezneme zde i kriticky ohroženou blatnici bahenní (*Scheuchzeria palustris*) (Hušek, 2008). Hlavním přirozeným vegetačním pokryvem je les. Smíšené lesy ve vyšších oblastech tvořily dříve zhruba stejnou měrou buk, jedle a smrk. Dále jsme tu mohli nalézt vrbu, horskou břizu, javor klen, jeřáb, jilm horský (Tomandl, 1972). Smíšené porosty s převahou buku lesního a s typickou květenou se dochovaly už jen na severních svazích hor. Stav lesa, jeho rozlohu a především druhovou strukturu začal ovlivňovat člověk výrazněji od 14. století. Nejvýznamnější změny jsou však spojeny s obdobím rozvoje sklářství, hutnictví a dalšího průmyslu, ke kterému došlo v 16.–19. století. Počátkem 19. století zde začaly holosečné těžby, které vedly k úplnému vytěžení lesů. Na jejich místě uměle vysázené smrkové monokultury neměly odolnost původních jizerskohorských smrků a již od začátku 20. století je postihovaly polomy a hmyzí kalamity (Sýkora, 1971). Odumírající smrkové porosty náhorní plošiny byly v 70. a 80. letech minulého století zcela odtěženy a rozsáhlé holiny se dnes opět zalesňují (Hůnová a Maznová, 2009).

Odlesnění mělo samozřejmě vliv i na původní pestrou skladbu živočichů. Z velkých savců se běžně setkáme s obvyklými druhy spárkaté zvěře, zejména stavy zvěře jelení jsou velmi vysoké a citelně poškozují lesní ekosystémy. Velké šelmy byly v minulosti vyhubeny člověkem, v současnosti se zde objevuje pouze rys ostrovid (*Lynx lynx*). Z drobných savců stojí za zmínku rejsek horský (*Sorex alpinus*), hrabošík podzemní (*Microtus subterraneus*) a hraboše mokřadní (*Microtus agrestis*). Významný je výskyt dvanácti druhů netopýrů včetně vzácného netopýra pobřežního (*Myotis dasycneme*). Ptáci jsou zastoupeni poměrně početnou populací tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) a lindušky luční (*Anthus pratensis*), jednotlivě se vyskytuje jeřábek lesní (*Bonasa bonasia*), sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*) a jeřáb popelavý (*Grus grus*). Typickou sovou Jizerských hor je sýc rousný, v bučinách se vyskytuje výr velký (*Bubo bubo*) a také kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*) (Hušek, 2008).

Acidifikace Jizerských hor je kromě geologického podloží způsobena vysokým obsahem huminových látek, změnou původní skladby porostů a v neposlední řadě, také působením kyselé atmosférické depozice. Jizerské hory, Krušné hory a Krkonoše jsou součástí jedné z nejvíce poničených oblastí ve střední Evropě, tzv. Černého trojúhelníku – oblasti s donedávna vysokou koncentrací škodlivin v ovzduší v důsledku velkého množství tepelných elektráren v pohraničí jmenovaných zemí (Vacek a Podrázský, 2007).



Obr. 1. Vyznačená oblast tzv. Černého trojúhelníku na hranicích České republiky, Polska a Německa (převzato z práce Křeček a Hořická, 2001 a upraveno).

### 3.1. Vodní toky a nádrže Jizerských hor

Jizerské hory jsou pramennou oblastí Lužické Nisy, Jizery, Smědé a polských řek Kwisly a Bobry. Oblast Jizerských hor náleží do dvou úmoří. Východ a jihovýchod území je odvodňován Jizerou do Labe a tím do Severního moře. Nejvýznamnějším přítokem Jizery je Kamenice. Ze západní a jihozápadní části odvádí vodu Lužická Nisa do Baltského moře. Jedním z jejích přítoků je Smědá, odvodňující sever pohoří. Dalšími významnými přítoky Lužické Nisy jsou Jeřice, Lomnice a Řasnice (Tesař a Paczos, 2009). Lesy velmi ovlivňují vodní režim, vodohospodářsky nejdůležitějšími jsou lesy horské a lesy na rozvodích či v pramenných oblastech. Jiným činitelem, který podstatným způsobem ovlivňuje vodní režim, jsou rašeliniště, kterých zde nalezneme velké množství. Jizerské hory patří mezi vodohospodářsky nejvýznamnější území naší republiky (Lhotský, 1963a).

Vodohospodářský význam území podtrhuje existence dvou oblastí chráněných oblastí přirozené akumulace vod (CHOPAV) – Severočeská křída, Jizerské hory a Krkonoše.

Do konce 19. století byly v horách budovány pouze nevelké vodní stavby, sloužící k pohánění pil a brusíren skla. Protože jsou Jizerské hory výjimečné v počtu i objemu srážkových úhrnů v rámci celé České republiky, což způsobovalo a i nadále způsobuje prudké povodně, bylo po nejničivější povodni (29. a 30. července 1897) rozhodnuto o vybudování několik údolních přehrad, které by sloužily jako retenční nádrže.

Dokončeny byly Harcovská přehrada (1904), Bedřichovská přehrada (1905), Mníšecká přehrada (1906), Mlýnická přehrada (1906) a Jablonecká přehrada (1911). Roku 1915 byly dostavěny a napuštěny další dvě přehrady v povodí Jizery – přehrada Souš na Černé Desné a přehrada na Bílé Desné, která se o rok později tragicky protrhla. Jako poslední byla v roce 1982 vybudována přehrada Josefův Důl (Rous, 2009).

Tato práce vznikla v rámci širší studie, která se zabývá důsledky acidifikace na chemismus a oživení vod v horských oblastech – tedy v oblastech velmi vzdálených od zdrojů znečištění, zároveň však mimořádně citlivých. Proto byly detailně studovány jen tři nádrže na náhorní plošině hor – nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl.

Všechny tři nádrže jsou dimiktického typu, dochází na nich tedy k letní a zimní teplotní stratifikaci, zatímco v jarním a podzimním období dochází k promíchání celého vodního sloupce. Nádrže mají dystrofní charakter, jejich vody jsou tedy kyselé, hnědého zbarvení v důsledku vysokého obsahu organických látek a chudé na živiny a minerální látky. Přirozená kyselost vody nádrží, která je způsobená především geologickým podložím a huminovými látkami z rašelinných půd, byla pravděpodobně nejpozději od počátku 50. let 20. století překryta antropogenní acidifikací (Stuchlík a kol., 1997). Základní morfometrické parametry nádrží jsou uvedeny v Tab. 1.

V potocích v povodí nádrží Souš a Bedřichov původně žily populace pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*), které ale brzy vyhynuly, zjevně v důsledku extrémních místních podmínek – masový úhyn pstruhů v povodí Bedřichovské nádrže byl zaznamenán již v roce 1909 (J. Krupička, ústní sdělení). Jak uvádí Gessner (1929), později zde byla vysazena násada lososovitých ryb a kapra, z nichž dokázaly přežít pouze populace sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*). Do nádrže Bedřichov byli siveni vysazeni v roce 1910, do nádrže Souš v roce 1916. I tyto populace vymřely v poválečných letech při opakovaném vypouštění a napouštění přehrad (Jirásek a kol., 1959). Od té doby až do poloviny 90. let byly všechny pokusy o znovuzarybnění nádrží neúspěšné. Reintrodukce sivena amerického byla v povodí nádrže Bedřichov započata v roce 1991. Do povodí nádrže Souš v květnu

roku 1996 (Smetanová, 2001) a Josefova Dolu v roce 1994 (Šanda, 1999). Podrobněji se tématice ryb věnuje kapitola acidifikace Jizerských hor.



Obr. 2. Sledované nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl (zdroj [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz), upraveno).



Tab. 1. Základní morfometrické parametry nádrží (převzato z práce Stuchlíka a kol., 1997).

Nádrž	Souš	Bedřichov	Josefův Důl
Řeka	Černá Desná	Černá Nisa	Kamenice
Rok napuštění	1915	1905	1982
Nadmořská výška (m n. m.)	769	775	733
Plocha (km <sup>2</sup> )	0,86	0,37	1,45
Maximální hloubka (m)	19,3	13,5	38,2
Objem (10 <sup>6</sup> m <sup>-3</sup> )	7,6	2,1	23,3
Plocha povodí (km <sup>2</sup> )	13,2	4,1	19,8
Doba zdržení (dny)	179	41	464

### 3.1.1. Vodní nádrž Souš

Nádrž leží na řece Černá Desná, 6 km severně od Tanvaldu. Hlavním důvodem ke stavbě přehrady byla protipovodňová ochrana níže položených obcí. Neméně důležitým důvodem ke stavbě přehrady byl i opačný extrém povodně – sucho, protože nádrž sloužila i k dodávání vody pro průmysl a k zajištění minimálního průtoku pod hrází. V této době sloužila nádrž i rekreačním účelům. Nádrž byla napuštěna v roce 1915. Po protržení nedaleké přehrady na Bílé Desné v roce 1916 s katastrofálními důsledky, byl na Souši snížen stav hladiny a v letech 1924-1927 proběhla její rozsáhlá rekonstrukce. Bylo zesíleno těleso hráze, které tak mohlo být zvýšeno o jeden metr. Vodní dílo je vybaveno nehrazeným bočním bezpečnostním přelivem. V letech 1952-1954 proběhly rozsáhlé injekční práce pro utěsnění stěn hráze. Nádrž byla v té době zřejmě vypuštěna. Znovu byla nádrž vypuštěna při stavbě odběrového objektu mezi lety 1969-1974. Až dlouho po dokončení začala přehrada plnit další důležitou funkci, když u ní byla na začátku sedmdesátých let postavena úpravná vody a Souš se stala hlavní vodárenskou nádrží pro Jablonec nad Nisou, Tanvald a Železný Brod. V okolí nádrže je proto zaveden režim pásem hygienické ochrany. Úprava pro využití nádrže k vodárenským účelům (včetně výstavby úpravny pod přehradou) probíhala v letech 1969-1974, kdy byla přehrada

vypuštěna (Rous, 2009). V roce 2002 probíhaly technické práce na hrázi nádrže a nádrž byla napuštěna pouze z 60 % oproti jiným rokům (Loučková, 2004). V roce 1996 zde byl úspěšně vysazen siven americký (*Salvelinus fontinalis*).

V posledních letech tvoří až polovinu juvenilních ryb v nádrži Souš pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*) (Z. Hořická, ústní sdělení). Povodí Souše včetně přehrady bylo od 80. let nesystematicky vápněno, nádrž samotná pak byla od roku 1992 nepravidelně vápněna na hlavním přítoku. Od roku 1996 se vždy na jaře, po tání sněhu, provádí letecké vápnění hladiny, kdy je během dvou dnů do nádrže shozeno téměř 100 tun mletého vápence (Hořická a kol., 2013a). Voda obsahuje mále množství solí a má dystrofní charakter – obsahuje velké množství organických látek, ze kterých připadá výrazný podíl na huminové kyseliny. V nádrži je vysoký přirozený výskyt sloučenin hliníku (Kovářová, 1993). Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány počátkem 90. let (Loučková, 2004). V povodí nádrže Souš bylo smýceno v průběhu 80. let asi 74 % smrkových porostů (Hořická a kol., 2005).



Obr. 3. Přehradní nádrž Souš. Foto Mgr. D. Vondrák.

### 3.1.2. Vodní nádrž Bedřichov

Nejmenší ze tří sledovaných nádrží leží na Černé Nise 8 km severovýchodně od Liberce. Nádrž je nejvýše položenou přehradou v Čechách. Voda má silně dystrofní charakter. Účelem vodního díla je akumulace vody pro energetické využití, dále energetické využití vody pro malou vodní elektrárnu na objektu, zajištění minimálního průtoku pod hrází, ochrana před povodněmi, nadlepšení průtoku při havarijním znečištění toku pod nádrží. Je využívána k rekreaci, sportovnímu rybaření a rybímu hospodářství (Rous, 2009). Stavba byla dokončena v roce 1905. Úspěšná reintrodukce sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) započala v povodí nádrže Bedřichov v roce 1991. V povodí nádrže bylo během velkoplošného úhynu lesa v průběhu 80. let smýceno v roce 1990 asi 58 % smrkových porostů (Hořická a kol., 2005).



Obr. 4. Přehradní nádrž Bedřichov. Foto Mgr. D. Vondrák.

### 3.1.3. Vodní nádrž Josefův Důl

Nádrž, která leží na řece Kamenici 1,5 km severozápadně od obce Josefův Důl, je ze sledovaných nádrží největší a nejhlubší, s nejkyslejší vodou. Nádrž byla vybudována pro vodárenské účely – je významným zdrojem pitné vody pro Liberec.

Dále slouží pro ochranu před velkými vodami, nadlepšení průtoku v Kamenici v době sucha a má i energetické využití. Stavba byla dokončena v roce 1982 (Rous, 2009).

V okolí nádrže je zaveden režim pásem hygienické ochrany. Voda z nádrže je vedena štolou do úpravně vody v Bedřichově. V roce 1999 zde byl také úspěšně vysazen siven americký (*Salvelinus fontinalis*), předchozí vysazení v roce 1994 nebylo úspěšné (Šanda, 1999). V povodí nádrže Josefův Důl bylo během 80. let smýceno asi 40 % smrkových porostů (Hořická a kol., 2005).



Obr. 5. Přehradní nádrž Josefův Důl. Foto Mgr. D. Vondrák.

## 4. Acidifikace a zotavení

### 4.1. Acidifikace, příčiny a vliv na půdu, vegetaci a vodu

Acidifikace je složitý proces, který můžeme charakterizovat jako okyselování ekosystému (Dillon a kol., 1984, Keller a kol., 1999, Driscoll a kol., 2001). Acidifikaci rozlišujeme na přirozenou a zapříčiněnou lidskou činností – antropogenní acidifikaci. Přirozená acidifikace však může být významně umocněna acidifikací v důsledku antropogenní činnosti (Hruška a Cienciala, 2001).

**Přirozená kyselost** vod vzniká v důsledku působení souboru přírodních procesů. Způsobuje ji především přítomnost velkého množství kyselin, vznikajících při zvětrávání kyselých hornin. V lesních a především v horských půdách vznikají organické kyseliny rozkladem organické hmoty – humusu, listů a jehličí. Za geologické podloží citlivé vůči acidifikaci - citlivými podložími rozumíme nedostatečně pufované geologické podloží s metamorfovanými či vyvřelými horninami (žula, svor, rula a jiné nerozpustné horniny), která pomalu zvětrávají. Na takovém podloží vznikají přirozeně kyselé a mělké půdy s malým množstvím bazických kationtů (Kopáček, 1997). K okyselení prostředí přispívají lesní požáry nebo erupce sopečného prachu.

Dalšími důležitými faktory jsou velikost a typ povodí, včetně jeho půdního a vegetačního pokryvu (Hořická, 2005). Přirozená acidifikace povrchových vod je často spojena především s rozvojem rašeliníku. Rašelině jsou přirozeným zdrojem organických kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin) (Hořická, 2005). Přirozená acidifikace je proces velmi pomalý a organismům tak dává šanci přizpůsobit se (Dangles a kol., 2004).

**Antropogenní acidifikace** je acidifikace zapříčiněna lidskou aktivitou. Největší měrou je způsobena kyselou atmosférickou depozicí některých látek, především emisí oxidů síry a dusíku, z nichž se v ovzduší chemickými a fotochemickými reakcemi stávají kyseliny (Hruška a Kopáček, 2005), které dopadají na zemský povrch jako kyselina dusičná a sírová. Na zemský povrch nedopadají jen kyseliny, ale především jejich soli. Nejdůležitější z nich jsou síran a dusičnan amonný. Obě tyto soli vznikají reakcí kyselin s plynným amoniakem ( $\text{NH}_3$ ). K dalším faktorům, které přispívají k okyselení ekosystémů,

patří důlní činnost a nevhodné způsoby hospodaření v lesích – zejména pěstování jehličnatých monokultur.

Rozlišujeme tzv. suchou a mokrou depozici. Mokrou depozicí rozumíme atmosférické srážky vertikální (déšť, sníh, kroupy) nebo horizontální (mlha, rosa, jinovatka, námraza. Suchá depozice (prach, plyn, aerosol) na rozdíl od mokré depozice, probíhá neustále a převládá v blízkosti emisních zdrojů. Nečistoty jsou zachycovány na povrchu vegetace, odkud jsou při nejbližším dešti spláchnuty do půdy jako tzv. podkorunová depozice (Hůnová a Janoušková, 2004). Tato depozice může přímo poškozovat vegetaci. Na kvalitu vody má velký vliv i množství sněhu a rychlost jeho tání, tedy to, v jak krátké době se do vody uvolní přes zimu naakumulovaná depozice.

Antropogenní acidifikace se projevila výrazně ve 20. století na mnoha místech světa a způsobila výrazné změny v ekosystémech. Okyselení ekosystému nastává v okamžiku vyčerpání neutralizační kapacity prostředí (Hruška a Cienciala, 2001). Neutralizační kapacitou prostředí rozumíme schopnost daného prostředí eliminovat přísun okyselujících částic do té míry, že nedochází k výrazným změnám v chemismu půd a vod (Braukmann, 2001).

Atmosférické srážky neovlivněné lidskou činností jsou jen velmi slabě kyselé s hodnotou pH přibližně 5 – 6 (Anatolaki a Tsitouridou, 2009). Za kyselou je obecně považována dešťová nebo sněhová voda, jejíž hodnota pH je nižší než pH destilované vody, v níž je obsah oxidu uhličitého v rovnováze s koncentrací  $\text{CO}_2$  v atmosféře (pH 5,6) (Hořická, 2005). Ještě v nedávné době se hodnoty pH kyselých dešťů v průmyslových oblastech pohybovaly v rozmezí pH 3,5 – 4,5 (Hruška a Kopáček, 2005). Přírodním zdrojem  $\text{SO}_2$  na Zemi je sopečná činnost a oxidace sulfanu ( $\text{H}_2\text{S}$ ), vznikajícího při mikrobiálním rozkladu odumřelé biomasy v půdách a sedimentech. Emise sloučenin dusíku ( $\text{NO}_x$ ) se do atmosféry dostávají přirozeně jako produkt mikrobiálních pochodů v půdách, při lesních a stepních požárech vegetace, při elektrických výbojích v atmosféře. Hlavními antropogenními zdroji  $\text{NO}_x$  jsou spalovací procesy, v dnešní době především automobilová doprava (Hruška a Kopáček, 2005). Emise amoniaku má největší měrou na svědomí zemědělství, zejména chov skotu a používání dusíkatých hnojiv (Hořická, 2005). Amoniak ( $\text{NH}_3$ ) je v ovzduší schopen vázat vodíkové ionty. Po dopadu na zemský povrch významně přispívá k okyselení půd a vod (Hruška a Kopáček, 2005). V současné době je největším zdrojem antropogenních emisí oxidů dusíku v Evropě doprava. Při spalování paliva dochází k oxidaci vzdušného  $\text{N}_2$  při vysokých teplotách. Hlavním zdrojem emisí síry ve 20. století byly zejména tepelné elektrárny a hutě spalující fosilní

paliva, především hnědé uhlí. V roce 2005 představovaly v Evropě přirozené emise oxidů dusíku pouze 3 % úrovně antropogenních emisí, které dosahovaly přibližně 7 mil. t NO<sub>x</sub> za rok (Hruška a Kopáček, 2005). Celosvětové antropogenní emise síry vrcholily v 80. letech 20. století, kdy dosáhly 80 mil. t za rok, přestože k nim docházelo na pouhých 5 % zemského povrchu. Z celosvětového hlediska odpovídala tato antropogenní produkce SO<sub>2</sub> zhruba množství přírodních emisí, v Evropě však činily emise ze spalovacích procesů desetinásobek přirozeného pozadí (Hruška a Kopáček, 2005). Zásadní zvrát ve vývoji emisí NO<sub>x</sub> a především SO<sub>2</sub> na našem území nastal v důsledku politicko-ekonomických změn po roce 1989. Tyto změny přinesly nejen prudký pokles spotřeby energií na počátku 90. let, ale také přísnější kontrolu kvality paliv, omezení spalování hnědého uhlí s vysokým obsahem S, odsíření velkých zdrojů emisí a uzavření mnoha zdrojů znečištění (Hruška a Kopáček, 2005). V důsledku těchto změn jsou dnes hlavní znečišťující látkou, způsobující acidifikaci, oxidy dusíku.

### **Uhličitanový pufrací systém**

Nejdůležitějším protolytickým systémem v přírodních vodách je uhličitanový systém ( $\text{CO}_2 \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-}$ ), který významně ovlivňuje složení a vlastnosti vod – hodnotu pH, neutralizační a tlumivou kapacitu, agresivitu a inkrustační účinky (Pitter, 1999). Uhličitanový systém pomáhá neutralizovat kyseliny vstupující do vody, probíhá ve třech fázích. Při vstupu kyseliny do vody je nejdříve vyčerpáván HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> a CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> a pH klesá velmi pomalu, jeho pokles není výrazný a trvalý. Během této fáze nedochází k nápadným změnám životního cyklu vodních organismů (anonym, 1982). Po vyčerpání pufrací kapacity vody dochází při dalším vstupu kyseliny ke zvýšení její acidity a pH prudce klesá pod hodnotu 5 (Henriksen, 1979). Hodnota pH klesá daleko rychleji než v předchozí fázi a pufrací systém už není schopen kyseliny dlouhodobě neutralizovat, dochází k rozsáhlým škodám v životě vodních organismů (anonym, 1982). Uhličitanový pufrací systém může být doplněn i o další ionty, například vápenaté (Ca<sup>2+</sup>), hořečnaté (Mg<sup>2+</sup>), sodné (Na<sup>+</sup>), draselné (K<sup>+</sup>), amonné (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), síranové (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), dusičnanové (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), chloridové (Cl<sup>-</sup>) a fluoridové (F<sup>-</sup>). Rozdílem součtu molárních koncentrací kationtů a aniontů je definována kyselinová neutralizační kapacita – KNK (alkalita), která určuje míru odolnosti povrchových vod vůči kyselosti (Kopáček, 1997).

## Koncentrace stopových prvků

Acidifikace sladkých vod může významně ovlivnit geochemii prvků ve vodě. Koncentrace většiny prvků se zvyšují s klesajícím pH. Zvýšené koncentrace stopových kovových prvků (Al, As, Be, Cd, Cu, Pb, Zn) v povrchových vodách mohou pocházet jednak z přírodních zdrojů, jednak přísunem ze znečištěné atmosféry (Mach a kol., 1988). Přírodním zdrojem kovových prvků jsou horniny a zejména v nich obsažené sulfidické minerály, půdy a dnové sedimenty (Mach a kol., 1988).

Těžké kovy a hliník jsou uvolňovány procesem vyluhování při zvětrávání, který je ovlivňován především acidobazickou reakcí vody a jejím oxidačně-redukčním potenciálem. Nejkritičtějších koncentrací kovů je dosahováno při jarním tání sněhu (Bednářová, 1988). Jedním z nejzávažnějších problémů acidifikovaných půd a vod je zvýšené vyluhování hliníku. Hliník se rozpouští a tvoří komplexy podle hodnoty pH okolního prostředí. Pokud není voda okyselena, vyskytuje se hliník v nezávadné nerozpuštěné formě jako suspendovaný  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Z půdních minerálů se začíná uvolňovat pokud pH prostředí klesne pod hodnotu 5,5, a jeho koncentrace se zvyšuje s poklesem pH. Při této hodnotě pH je již vyčerpán uhličitanový pufrací systém. Poklesne-li pH na hodnoty kolem 4,5, je  $\text{Al}^{3+}$  uvolňován i z komplexů a proces acidifikace je stabilizován pufracím systémem hliníku a organických látek (Kopáček, 1997).

Hliník dobře tvoří komplexy s organickou hmotou, především s látkami huminového charakteru – huminovými kyselinami a fulvokyselinami. U těchto komplexů zatím nebyla prokázána toxicita (Evans a kol., 2008). K maximální tvorbě těchto komplexů dochází při pH kolem 6 (Pitter, 1999). V kyselé vodě (při  $\text{pH} < 5$ ) se hliník vyskytuje především ve formě kladně nabitých hydroxo-, fluoro- a síranohlinitých komplexů. Pitter (1999) uvádí, že nejcitlivější vodní organismy jsou poškozovány koncentrací celkového hliníku nad  $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ . Toxické pro řadu organismů jsou anorganické formy hliníku, zejména  $\text{Al}^{3+}$ , hydroxokomplexy a tzv. partikulovaný hliník (Vrba a kol., 2002).

Vysoké koncentrace hliníku vedou k úhynu i těch nejodolnějších druhů ryb jako je siven americký (*Salvelinus fontinalis*) (Hořická, 2005). Obecně se jako hranice toxicity pro vodní organismy uvádí  $0,3 \text{ mg l}^{-1}$  toxické frakce Al (Z. Hořická, ústní sdělení). Toxicita hliníku však značně závisí na celkovém složení vody a především na hodnotě pH (Pitter, 1999).



## **Půdy a vegetace v povodí**

Stupeň acidifikace povrchových vod nezávisí jen na intenzitě a délce trvající kyselé depozice, ale také na kvalitě půd, podloží a vegetaci v povodí. Citlivost půd vůči přirozeným kyselým organickým látkám i kyselému spadu závisí na jejich mocnosti a přirozených vlastnostech – zejména množství bazických kationtů ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ ). Bazické kationty se do půdy doplňují zvětráváním podložních hornin a ovlivňují schopnost vod a půd neutralizovat kyselou depozici (Hruška a Cienciala, 2001). Při dlouhodobém vystavení půdy depozici dusíku dochází k její saturaci dusíkem, tedy k tomu, že přísun dusíku překročí spotřebu ekosystému. Nadbytečný dusík pak odtéká ve formě dusičnanů (Kopáček, 1997).

Půdy a vody s vyšším obsahem vápníku obvykle lépe a dlouhodoběji odolávají účinkům kyselé depozice. Koncentrace vápníku ovlivňuje i stav lesa. Vápník zůstává fixován v biomase stromů. Pokud jsou stromy celoplošně odtěženy, dochází ke ztrátě vápníku v celém ekosystému a dalšímu okyselování. Vody ve střední Evropě mají výraznější problémy s acidifikací, pokud koncentrace vápníku klesne pod  $3\text{--}5 \text{ mg l}^{-1}$  (Hruška a kol., 2006). Koncentrace hořčíku jsou v běžných horninách zhruba 5x nižší než koncentrace vápníku. Protože hořčík je důležitou součástí chlorofylu, uplatňuje se u něj podobný vliv těžby lesa na jeho celkové množství v ekosystémech jako u vápníku (Hruška a kol., 2006). Koncentrace sodíku závisí především na druhu podloží. Se stoupající nadmořskou výškou jeho koncentrace sodíku klesá. Koncentrace draslíku jsou ze všech bazických kationtů nejnižší, protože i zastoupení draslíku v horninách a půdách je nízké. Jeho množství závisí především na nadmořské výšce. Vzhledem k velmi nízkým koncentracím nemá draslík velký význam pro odolnost půd a vod vůči kyselé depozici (Hruška a kol., 2006).

Citlivost půd vůči kyselému spadu také závisí na typu vegetace. U lesních půd záleží zejména na druhové skladbě a stáří porostu a na způsobu hospodaření v lese. Lesní pokryv zvyšuje mokrou horizontální i suchou depozici, což se projevuje zejména v jehličnatých lesích. Ty patří mezi nejefektivnější sběrače suché depozice. Záchyt je tu zhruba 2x až 3x vyšší než v lesích listnatých, protože mají větší specifický povrch a navíc mají jehličí po celý rok (Havel a kol., 1996). Jehličnaté porosty mohou zvýšit zatížení kyselými látkami na povrchu půdy až o 80 % ve srovnání s travnatým porostem (Blažková, 1994). Kromě toho jehličnaté lesy podporují acidifikaci tím, že produkují těžko rozložitelný opad, který tvoří kyselý humus – zdroj huminových kyselin (Hruška a kol., 2009). Huminové kyseliny vyvazují z půdy bazické ionty a odplavují je do podzemních vod. Stromy

odčerpávají z půdy bazické kationty výměnou za ionty vodíku, což se také nejvíce projevuje u jehličnanů (Weatherley a kol., 1989). Dusík je pro vegetaci důležitou živinou, jeho nadbytek vede k nadměrnému růstu biomasy, ke změnám rozšíření druhů a ztrátě biologické rozmanitosti (Sanderson a Collins, 2006). K růstu je také zapotřebí dostatek vody, vápníku a hořčíku. Nedostatek těchto prvků způsobuje chřadnutí stromů, a které jsou pak náchylnější k poškození větrem a hmyzími škůdci (Hruška a Cienciala, 2005).

Nejcitlivější a nejvíce ohrožené jsou především horské a vysokohorské vody, především malá mělká jezera s nízkou hodnotou alkality. Horské oblasti jsou území s nízkými teplotami, vysokými úhrny srážek, často se smrkovými monokulturami a výskytem rašelinišť, což přispívá k jejich citlivosti vůči acidifikaci (Kopáček, 1997). Jsou to oblasti vzdálené od zdrojů znečištění, avšak velmi citlivé vůči acidifikaci, kde se důsledky kyselých dešťů projevují nejdříve a mnohdy také nejsilněji (Hořická, 2005). Díky dálkovému transportu znečištěných látek.

### **Dálkový přenos**

Oxidy S a N mohou setrvat v atmosféře několik dní a jsou schopny transportu i na několik set kilometrovou vzdálenost od zdrojů emisí (Lellák a Kubiček, 1992). Obecně platí, že podíl suché depozice i celkové množství spadu rostou nepřímo úměrně od vzdálenosti emisních zdrojů. Nejvyšší spad bývá v jejich blízkosti, zatímco s rostoucí vzdáleností se zvyšuje podíl mokré depozice a její celková úroveň klesá. Například zhruba 60-80% depozice S a N na území České republiky pochází ze střeoevropského regionu – Německa, Polska, ČR a Slovenska – a zbytek ze vzdálenějších průmyslových oblastí Evropy (Hruška a Kopáček, 2009). Naproti tomu dálkový přenos  $\text{NH}_3$  je méně výrazný, protože většina  $\text{NH}_3$  je emitována do přízemních vrstev atmosféry a většina těchto emisí je tedy deponována na území relativně blízko svého zdroje (Kopáček, 1997). Problematika kyselého deště tedy vyžaduje mezinárodní spolupráci.

Mezi území, která byla jako první postižena kyselou atmosférickou depozicí, patří severovýchod USA (pohoří Adirondack Mountains) a Kanady (Sudbury) (Beamish a Harvey, 1972, Likens a Bormann, 1974), horstva střední Evropy, dále Skandinávie – Švédsko (Almer a kol., 1974), Norsko (Wright a Gjessing, 1976) a jezerní oblast Galloway ve Skotsku (Harriman a kol., 1978, Battarbee, 1985). V České republice bylo antropogenní acidifikací poškozeno zhruba 10 % území, konkrétně Šumava (Fott a kol., 1994), Krušné hory (Peukert a Panning, 1975), Krkonoše a Jizerské hory (Wright, 1983, Hořická, 2005).

Jsou doloženy také zprávy o acidifikaci na území Belgie, Dánska (anonym, 1982), Nizozemí (Schuurkes a Mosello, 1988), Itálie (Mosello a Marchetto, 1996) a mnoha dalších. V současné době začíná být acidifikace velkým problémem v nově se rozvíjejících oblastech průmyslu a těžby na světě. Především v JV Číně a Indii (Hicks a kol., 2008).

## **4.2. Acidifikace vod a její vliv na oživení.**

Kyselá atmosférická depozice byla příčinou acidifikace povrchových vod v mnoha oblastech světa. Ve vodách došlo k nárůstu obsahu dusičnanů a síranů, snížení hodnot pH, alkality a množství některých důležitých živin a ke zvýšení obsahu toxické formy hliníku a těžkých kovů (Arnott a kol., 2006, Evans a kol., 2008). Tyto faktory zapříčinily narušení potravních řetězců na všech trofických úrovních a rozsáhlé biologické poškození vod (Muniz, 1991, Hardekopf a kol., 2008). Acidifikace povrchových vod se také citelně dotýká zdrojů pitné vody, protože nejvíce postiženy jsou právě horské oblasti – často oblasti přirozené akumulace vod, headwaters (Hořická, 2005). Okyselením vod poklesla abundance a diverzita vodních organismů, často došlo i k jejich úplnému vymizení (Grunn a Sandøy, 2003). Obvykle dochází nejdříve k vymizení acidosenzitivních druhů, tedy ke snížení diverzity jak vodních živočichů, tak fytoplanktonu, přičemž hodnota jejich celkové biomasy se příliš nemění. Později dochází i ke snížení biomasy nebo až k úplnému vymizení druhů (Muniz, 1991). Ve většině kyselých vod dominuje jen jeden druh buchanky nebo perloočky. Zotavování živé složky z acidifikace se projevuje postupným zvyšováním počtu acidosenzitivních druhů na úkor druhů acidotolerantních (anonym, 1982, Walseng a kol., 2001).

### **Mechanismus působení pH na vodní organismy**

Interakce mezi abiotickými a biotickými faktory ve vodách jsou velmi složité. Jedním z nejdůležitějších parametrů, určujících přítomnost či nepřítomnost druhu, je hodnota pH (Walseng a Schartau, 2001). Almer a kol. (1978), kteří popsali průběh okyselení jezer ve Švédsku a jižním Norsku, uvedli, že ke snižování druhové biodiverzity dochází při poklesu pH pod hodnotu 6. Většina perlooček mizí při pH nižším než 6.

Při pH nižším než 5,8 mizí také většina druhů rozsivek a zelených řas. Organismy, které reagují na snížení hodnoty pH velmi rychle, jsou ryby (Lellák a Kubíček, 1992). Hodnoty pH nižší než 5,5 brání reprodukci ryb a při ještě nižším pH dochází k jejich úhynu. Úhyn lze pozorovat u lososovitých ryb při  $4,8 < \text{pH} < 9,2$ , u kaprovitých ryb při  $5,0 < \text{pH} < 10,8$ . Lososovité ryby jsou tedy citlivější na vysoké hodnoty pH a naopak odolnější vůči působení nízkých hodnot pH (Pitter, 1999). Nejdolnějším sladkovodním druhem ryb vůči kyselosti vody je siven americký (*Salvelinus fontinalis*), který dokáže přežít i při pH 4,5 (Hruška a kol., 2009). Studie na jezerech v Tatrách uvádí, že největší množství fytoplanktonu bylo naměřeno v jezerech silně acidifikovaných ( $\text{pH} < 5,2$ ). Naopak nejméně fytoplanktonu se nacházelo v jezerech s rozmezím hodnot pH 5,2-6,2, při nichž dochází k vysrážení fosforu s hliníkem (Hořická a kol., 2006). Pokles koncentrace hliníku je tedy pro biologické zotavení velmi důležitý, jak z hlediska přítomnosti množství živin, tak přítomnosti toxické frakce Al při pH nižším než 6 (anonym, 1982). V mnoha acidifikovaných oblastech světa, například v Kanadě a Skandinávii došlo k výrazným ztrátám populací pstruha a lososa (Grunn a Sandøy, 2003, Hesthagen a kol., 2007). Stejně tak vymizeli pstruzi i v mnoha jezerech a potocích v horské oblasti Galloway v jihozápadním Skotsku, kde byla podle Harrimana a kol. (1987) příčinou právě kyselost vody a s tím spojená vysoká koncentrace toxického hliníku. Zvýšené uvolňování toxických forem hliníku a dalších kovů z geologického podloží a půd v povodí je výrazným důsledkem acidifikace povrchových vod. Hliník je dále transportován do vod a ovlivňuje koloběh důležitých prvků jako je fosfor, organický uhlík a stopové prvky a je potenciálně toxický pro vodní organismy (Driscoll, 1985). Jedním z nejcitlivějších organismů vůči toxické formě hliníku jsou ryby (Lellák a Kubíček, 1992).

Toxicitu hliníku lze rozdělit na přímou a nepřímou. Přímá toxicita představuje poškození žaberního aparátu, kdy dojde k vysrážení nerozpustného hydroxidu hlinitého na žábrách ryb (Hušek, 2010). To je umožněno fyziologicky vyšším pH na povrchu žaber (Hruška a kol., 2009). Následně dochází ke snížení jeho kapacity pro výměnu plynů a ryby se dusí (nepřímá toxicita). Míra toxicity hliníku pro ryby a další vodní organismy je různá podle jejich věku a délky života v kyselé vodě, nejzranitelnější jsou však raná vývojová stadia (Driscoll, 1985). U makrovegetace vytěsňují ionty hliníku potřebné ionty vápníku, hořčíku a draslíku z buněčné membrány, což vede k odumírání postižených orgánů a celkovému oslabení vegetace (Hruška a kol., 2009). Acidifikace a zvýšená mobilita hliníku mají za následek snížení druhové rozmanitosti a biomasy fytoplanktonu (Locke, 1992) a dochází tak ke snížení primární produkce. Obecně platí, že hliník je nejvíce

toxický pro řasy při pH pohybujícím se kolem hodnoty 6 (Šimková, 2012). Při této hodnotě pH dochází k vysrážení fosforu, který přestává být dostupný pro planktonní organismy. Vzhledem k tomu, že fosfor je ve vodních ekosystémech limitujícím prvkem, přítomnost hliníku přispívá k jejich oligotrofizaci (Vrba a kol., 2002). Oligotrofizace se projevuje ve vodách při pH v rozmezí 5,2-6,2. Tento mechanismus dále ovlivňuje složení filtrujícího zooplanktonu (Fott a kol., 1994), protože množství a diverzita zooplanktonu v oligotrofních a ultraoligotrofních jezerech jsou regulovány především množstvím potravy (Persson, 2008). Dochází tak ke snížení diverzity a biomasy korýšů a vířníků (Gray a Arnott, 2009), především k vymizení velkých filtrátorů rodu *Daphnia*, ve prospěch menších a méně acidosenzitivních druhů (Keller a kol., 1990). Tato situace nastala například na několika jezerech v Tatrách, kde se v letech 2001-2002 v průběhu zotavování těchto jezer z acidifikace zvýšilo pH nad hodnotu 5,2. Došlo k vysrážení fosforu a v důsledku nízkého množství fytoplanktonu zooplankton opětovně vymizel (Fott a kol., 1994). Pro přežití organismů je také velice důležité, aby hodnota pH byla v průběhu roku co nejstabilnější, protože i krátkodobé výkyvy mohou mít negativní vliv na rychlost zotavení (Walseng a kol., 2001).

### **Zotavování z acidifikace (recovery from acidification)**

Proces acidifikace a zotavování z acidifikace jsou jevy velmi složité (Keller a kol., 2002). Působením antropogenní acidifikace na oživení tekoucích vod se zabývala řada autorů po celém světě (Keller a kol., 2002, Binks a kol., 2005, Arnott a kol., 2006, Hesthagen a ko., 2011). Aby bylo možné dosáhnout zlepšení biotické složky vodního ekosystému, musí nejdříve dojít ke změně (zlepšení) chemizmu vody, a tedy vytvoření vhodnějšího prostředí pro život organismů. K částečnému zlepšení chemizmu vod došlo v mnoha oblastech světa poměrně rychle (Walseng a Schartau, 2001), v důsledku výrazného snižování emisí započatého v druhé polovině 80. let minulého století (Hruška kol., 2002). Proces biologického zotavování vod z acidifikace postupuje výrazně pomaleji než jejich chemické zotavení a je dosti nejisté, co do směru vývoje živé složky, neboť představuje komplex složitých abiotických a biotických vztahů (Skjelkvåle a kol., 2001, Kopáček a kol., 2002, Arnott a kol., 2006, Sanderson a Collins, 2006, Keller a kol., 2007). Chemické zotavení začíná při poklesu množství okyselujících látek emitovaných do ovzduší, čímž dochází ke zvýšení pH srážek a následně k poklesu obsahu síranů a dusičnanů ve vodách, sníženému vyluhování hliníku a bazických prvků z povodí, především však dochází k nárůstu pH a alkality v povrchových vodách (Kopáček a kol.,

2002, Vuorenmaa a Forsius, 2008). Při neutralizaci kyselých srážek se uplatňuje také velikost povodí a doba zdržení v povodí (Stuchlík a kol., 1985). Zlepšení situace ale zpomaluje mnoho faktorů. Především je to problém hystereze, tj. saturace půd sírou a dusíkem a jejich postupné vyplavování ve formě síranů a dusičnanů (Kopáček a Stuchlík, 2002). Toto vymývání látek z půd může trvat i několik let (Prechtel a kol., 2001). Typickým jevem, který můžeme sledovat při zotavování ekosystémů z acidifikace, je, že množství síranů a dusičnanů odtékajících z ekosystémů převyšuje množství, které do něj vstupuje.

Dalším problémem je vyčerpání zásoby bazických kationtů, které by byly schopny neutralizovat nahromaděnou kyselinu i její další přísun. Regenerace pufrčního systému trvá mnoho let, v závislosti na geologickém podloží a rychlosti zvětrávání. Vápenaté ionty nehrají důležitou roli jen při neutralizaci kyselin. Vápník je součástí exoskeletu některých zástupců vodních organismů (prvoků, korýšů, měkkýšů aj.) a je tedy nezbytný pro jejich přežití, růst a vývoj. Protože většinu vápníku přijímají živočichové z vody, ovlivňují snížené koncentrace vápníku negativně druhy s vysokými nároky na jeho množství. Například mezi korýši vyžadují druhy rodu *Daphnia* větší množství vápníku než jiné perloočky. Nízké koncentrace vápníku dobře snáší například perloočka *Holopedium gibberum* (Jeziorski a Yan, 2006, Jeziorski a kol., 2008). Negativní vliv na oživení může mít v horských vodách také zvýšené množství UV-B záření. Citlivost zooplanktonu vůči záření se výrazně zvyšuje se snižující se koncentrací vápníku ve vodě (Hessen a Rukke, 2000).

Acidifikace a krátkodobé sucho mohou způsobit snížení množství rozpuštěného organického uhlíku a zvýšit tak přísun záření do vody (Grey a Arnott, 2009). Stejný efekt má snížení primární biomasy fytoplanktonu a s tím spojena vyšší průhlednost vody. Proti záření se některé druhy korýšů chrání zbarvením těla, například vznášivka *Arctodiaptomus alpinus*. K negativním vlivům na proces zotavování z acidifikace řadíme i změny klimatických podmínek (Gunn a Sandøy, 2003, Evans a kol., 2008).

Chemismus vody však není jedinou podmínkou pro úspěšné biologické zotavení z acidifikace. Velkou roli hraje existence úkrytů v postižené oblasti, kde naleznou organismy příhodné podmínky pro život (Hesthagen a kol., 2007), a schopnost transportu, především ale biotické parametry – zejména konkurence mezi organismy, přítomnost invazivních druhů (Gunn a Sandøy, 2003) a predátorů ryb a bezobratlých predátorů jako jsou larvy koreter, *Chaoborus* (Persson, 2008). Za přítomnosti planktivorních ryb dochází k úbytku velkých druhů perlooček ve prospěch menších druhů nebo ve prospěch

klanonožců (speciálně vznášivek) a vířníků. Zdá se, že tento vztah platí více ve vodách neutrálních nebo dlouhodobě vápenných (Persson, 2008). Ve studii Wærøvågen a Nilssen (2003), se autoři domnívají, že velká perloočka *Daphnia longispina* byla schopna potlačit výskyt několika druhů vířníků na místech s nízkou predací ryb. Podobně jako velké populace druhů *Bosmina* a *Ceriodaphnia quadrangula* v jezerech s intenzivní predací ryb.

Znovuosidlování lokalit je možné přenosem přežívajících stádií, případně jedinců vodních organismů větrem, vodou, deštěm nebo pomocí zvířat, je to však obvykle dlouhodobý proces. Jak uvádějí např. Cáceres a Soluk (2002), jednotlivé skupiny zooplanktonu se liší ve schopnosti kolonizace. Další možností přirozeného návratu na lokalitu po éře silné acidifikace je vylíhnutí perlooček z trvalých efipiálních vajíček v sedimentu jezer za příznivějších životních podmínek. Například na několika jezerech v Norsku byla podle Nilssena a Waervagena (2002) obnovena populace druhu *Daphnia longispina* právě z trvalých vajíček. Jsou velice odolná a mohou být v sedimentu uložena i po celá desetiletí (Jeziorski a kol., 2008). Trvalá vajíčka perlooček tedy do jisté míry snižují riziko lokálního vyhynutí druhu (Cáceres a Soluk, 2002). Množství usazených efipií je úměrné množství živého zooplanktonu (Jeziorski a kol., 2008). Na zlepšení chemismu vod reagují velmi rychle některé druhy fytoplanktonu a nejcitlivější planktonní organismy (Nedbalová, 2007), až později reaguje makrozoobentos a ryby (Keller a kol., 2007).

Známkou zotavování z acidifikace vod, které neměly v minulosti hodnotu pH nižší než 5, je zvýšení koncentrace chlorofylu-*a* jako míry biomasy fytoplanktonu a výskyt acidosenzitivních druhů zooplanktonu. Studie z Kanady a jihovýchodního Norska prokázaly, že planktonní a litorální korýše lze použít jako vhodný indikátor pro posouzení míry zotavení z acidifikace (Raddum a Fjellheim, 1984, Walseng a kol., 2001, Walseng a Schartau, 2001, Walseng a kol., 2006). K dobrým ukazatelům ekologického stavu sladkých vod patří především zástupci rodu *Daphnia* (Hesthagen a kol., 2011, Palm a kol., 2012). Naopak druhem tolerujícím kyselé a toxické prostředí hliníku je buchanka *Acanthocyclops vernalis* (Yan a Strus, 1980).

## **Vápnění**

Pro snížení kyselosti lesních půd a povrchových vod se stalo nejpoužívanější metodou vápnění. Následkem vápnění dochází vždy k prudkému zvýšení hodnoty pH a alkality a v souvislosti s tím k poklesu koncentrace Al a těžkých kovů. Přesto může být nevýhodou velmi rychlé zvýšení hodnoty pH až o dvě jednotky a s tím spojený neodhadnutelný nárůst řas, které mohou ztěžovat proces úpravy vody na pitnou,

u vodárenských nádrží. Dále je nevýhodou, že po zavápnění dojde pouze k částečné (v epilimniu) a dočasné (v době letní stratifikace) změně chemizmu vody (Z. Hořická, osobní sdělení). Studie provedená na jezerech v severní Americe (oblast Sudbury, Ontario) a vápněných jezerech severní Evropy (Norsko) dokazuje, že zotavování vodních ekosystémů z acidifikace probíhá díky vápnění mnohem rychleji (Gray a Arnott, 2009). Také z kanadských jezer byl hlášen zvýšený počet druhů planktonních organismů po vápnění (Walseng a kol., 2001).

### **Model MAGIC**

Pro rekonstrukci průběhu acidifikace v minulosti a modelování budoucího vývoje je v dnešní době ve světě nejvíce používán model MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) (Majer a kol., 2003, Skjelkvåle a kol., 2003, Sverdrup a kol., 2005, Hesthagen a kol., 2011). Vstupními parametry jsou současné vlastnosti půd ve zkoumaném povodí (Hruška a kol., 2009). Model MAGIC byl použit i k modelování budoucího vývoje šumavských jezer a povrchových vod Jizerských hor (Majer a kol., 2003, Hruška a kol., 2009).

## **Situace v různých oblastech světa**

### **Skandinávie**

K výraznému okyselení povrchových vod docházelo zhruba od 50. let 20. století na rozsáhlém území Švédska, Finska a Norska. Nejzávažnější situace nastala po 2. světové válce mezi lety 1950-1960 (Muniz, 1984). Paradoxem je, že v této oblasti nikdy neuhynuly lesy v takovém rozsahu jako ve střední Evropě. Jedním z důvodů je, že většina střeoevropských půd byla extrémně acidifikována ve svrchních vrstvách, kde se vytvořily toxické podmínky pro kořeny stromů, zatímco vrstvy půdy a zvětralin nad nimi byly ještě schopny kyselost neutralizovat. Výjimku tvoří většina šumavských jezer (Hruška a kol., 2009). Ve Švédsku, Norsku a Finsku bylo doloženo několik případů biologického oživení (Skjelkvåle a kol., 2001).

Ve Finsku dosáhla nejlepšího zotavení z acidifikace jezera na jihu země. Významné snížení koncentrace síranů, hliníku a nárůst hodnot pH byl pozorován asi u poloviny jezer



(Vuorenmaa a Forsius, 2008). Obdobné chemické zotavení bylo nejvíce patrné v jižních částech Švédska a Norska. Metoda vápnění má své počátky právě v těchto severských zemích, kde se používala od 80. let minulého století. V Norsku bylo uskutečněno několik studií o vlivu vápnění na vodní organismy. Například výsledky studie Hesthagena a kol. (2007) naznačují, že po dvaceti letech vápnění reaguje zooplankton na zlepšení vody daleko lépe než ryby. Populace zooplanktonu se obnovily ve většině vápněných jezer. Hodnota pH se v jezerech před vápněním se pohybovala mezi 4,5-4,8. V letech 2002 a 2004, kdy bylo pH v rozmezí hodnot 6,2-6,9, zde bylo nalezeno pět druhů perlooček - *Daphnia brachyurum*, *Bosmina longispina*, *Acropercus harpae*, *Alona affinis* a *Polyphemus pediculus* a buchanka *Macrocyclus albidus*. Zvýšená diverzita zooplanktonu byla zaznamenána i v Kanadě a Švédsku (Hesthagen a kol., 2007). Zvláštní studie byla provedena na jezeře Lake Saudlandsvatn v nejj jižnější části Norska. Zde potvrdila paleolimnologická data přítomnost perloočky *Daphnia longispina* v období před vrcholící acidifikací. Po chemickém zotavení byla tato perloočka poprvé znovu objevena až v roce 2002, kdy se pH vody udržovalo na hodnotách vyšších než 5,6 a alkalita byla vyšší než 20  $\mu\text{eq l}^{-1}$ . Se zvyšující se hodnotou pH stoupala i početnost této perloočky v jezeře. Studie naznačuje, že acidifikované vody s pH pod 6 nedovolují obnovu acidosenzitivních druhů (Hesthagen a kol., 2011). Naproti tomu Nilssen a Wærvågen (2002) předpokládají schopnost perloočky *Daphnia longispina* osídlit pelagiál vod i při pH vyšším než 5,3, pokud nejsou v jezerech přítomny vyšší obsádky planktivorních ryb. Na tomto jezeře (Saudlandsvatn) sice byla znovu obnovena populace pstruha, ten však není považován za účinný planktivorní druh (Hesthagen a kol., 2011).

I v dalších jezerech Norska se po několika letech od ústupu silné acidifikace objevily acidosenzitivní druhy *Alona rectangula*, *Daphnia longispina* a *Eucyclops macrurus*. Po vápnění se také častěji vyskytují druhy *Sida crystallina*, *Acropercus harpae*, *Alona guttata*, *Euryercus lamellatus* a *Ceriodaphnia quadrangula* (Walseng a kol., 2001). Ve Švédsku byl proveden dvouletý výzkum na souboru několika jezer. V jezerech postižených antropogenní acidifikací bylo napočítáno 31 druhů zooplanktonu, v dlouhodobě vápněných jezerech 53 druhů a v jezerech s neutrálním pH 45 druhů. Přestože byl počet taxonů v acidifikovaných jezerech nižší, druhové složení v rámci hlavních taxonomických skupin planktonního společenstva si byl velmi podobný (Persson, 2008).

## Šumava

I v České republice došlo v mnoha oblastech alespoň k částečnému biologickému zotavení. Na Šumavě se v Černém jezeře původně vyskytovaly druhy zooplanktonu *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longispina*, *Acanthodiptomus denticornis* a *Cyclops abyssorum* (Fott a kol., 1994). Vlivem kyselá depozice byl uhličitanový pufrací systém vyčerpán pravděpodobně již v 60.-70. letech minulého století a hodnota pH jezerní vody se v té době pohybovala kolem 4-4,5 (Nedbalová, 2007). Okyselení bylo doprovázeno vymizením perlooček a ryb (Kopáček a kol., 2002). Od roku 1979 nebyly v pelagiálu Čertova jezera nalézány žádné druhy zooplanktonu. Prášílské jezero obývaly druhy *Daphnia longispina* a *Cyclops abyssorum*. Druh *Daphnia longispina* zřejmě přežil díky vyššímu množství organických látek a tedy nižším koncentracím iontového hliníku (Fott a kol., 1994). Zatímco planktonní druhy v Černém jezeře vymřely, perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* zřejmě přežila období největší kyselosti v litorální zóně (Fott a kol., 1994, Nedbalová a kol., 2006), což umožnilo její návrat. Ke zlepšení chemismu vod došlo ve všech šumavských jezerech, ale obnova druhového složení zooplanktonu za chemickými změnami zaostává, s výjimkou druhu *Ceriodaphnia quadrangula* se zvýšil pouze počet druhů vířníků (Nedbalová a kol., 2006).

## Tatry

Již v 80. letech byla většina ples nalézajících se nad hranicí lesa vážně postižena acidifikací (Kopáček a Stuchlík, 2002). V některých jezerech došlo i k úplnému vymření planktonních korýšů (Hořická a kol., 2006). Stuchlík a kol. (1985) se zmiňují o tzv. tatranském fenoménu, kdy došlo v důsledku acidifikace ke kompletnímu vymizení zooplanktonu. Dlouhodobá studie na území Tater potvrdila závislost mezi klesajícím počtem druhů fytoplanktonu a rostoucí mírou okyselení jezerní vody (Kopáček a Stuchlík, 2002). Chemické zotavování vod z acidifikace vod bylo pozorováno již v 90. letech 20. století a od roku 2000 se postupně začaly objevovat i vymizelé druhy planktonních korýšů a vířníků (Stuchlík, 2003).

## Kanada

I v dalších oblastech světa postižených kyselou atmosférickou depozicí byla hlášena zlepšení chemických podmínek, z menší části i biologického oživení, po ústupu kyselosti srážek. Acidifikace poškodila tisíce jezer a potoků ve východní části Severní Ameriky. Snížení emisí oxidu siřičitého umožnilo opětovné zvýšení hodnoty pH vod a postupem času také i částečné biologické zotavení z acidifikace (Gray a kol., 2012), i když pozitivní změny v oživení neprobíhaly tak rychle jak se původně očekávalo. K zotavení některých druhů fytoplanktonu, zooplanktonu, makrozoobentosu a ryb došlo v několika jezerech s příznivějšími podmínkami pro život u Sudbury v provincii Ontario (Keller a kol., 1997, Wright a Dillon, 2008, Keller a Yan, 2011). Podle Palmera a kol. (2013) zde dominovaly tři acidotolerantní druhy, které byly odolné i vůči vysokým množstvím kovů ve vodě – *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops vernalis* a *Chydorus sphaericus*. Tito autoři popisují biologické oživení jako návrat rodu *Ceriodaphnia* koncem 90. let 20. století. Spolu s Websterem a kol. (2013) uvádějí, že zde nebyl ještě zaznamenán návrat dalších druhů zooplanktonu, především rodu *Daphnia*, zřejmě kvůli stále vysoké koncentraci toxických kovů. V blízkosti jezer se totiž nacházejí hutě. Palmer a kol. (2013) zmiňují kromě rodu *Daphnia* také nízké množství buchaneč a vznášivek.

Acidifikaci povrchových vod a biologickému zotavení z acidifikace na kanadském pobřeží Atlantiku se věnovalo několik autorů - Holt a Yan (2003), Walseng a kol. (2003), Lacoul a kol. (2011), Gray a kol. (2012). Toto území zahrnuje New Brunswick, Newfoundland a Labrador, Nové Skotsko a Ostrov prince Edwarda (Lacoul a kol., 2011). Podle těchto autorů zde v minulosti v důsledku acidifikace poklesla druhová bohatost a relativní četnost korýšů, vířníků, obojživelníků i ryb. Průzkum Gray a kol. (2012) naznačuje, že ve většině pozorovaných jezer se významně zvýšila hodnota pH, přesto v nich nastaly jen malé změny v rozmanitosti a bohatosti druhů. Holt a Yan (2003) uvádějí, že k zotavení druhové skladby zooplanktonu došlo v jezerech, v nichž vzrostla hodnota pH vody na 6 a více. K částečnému oživení došlo i v kyselých jezerech. Walseng a kol. (2003) považují za dobrý indikátor ústupu okyselení perloočku *Sida crystallina*, kterou nenalezli ve vodách s pH nižším než 4,9, zatímco ve vodách s hodnotami pH 5 a vyššími se vyskytovala. Tato hypotéza je však v kontrastu s výsledky norské studie týchž autorů, kde se přibližně u poloviny jezer vyskytovala perloočka *Sida crystallina* při hodnotách pH nižších než 5. Její přítomnost v norských jezerech si vysvětlují přítomností bohaté submerzní vegetace.

Přestože ve většině oblastí světa postižených antropogenní acidifikací došlo ke zlepšení chemického složení vod a vytvoření příznivějších podmínek pro život organismů, projevilo se zotavení biologické složky většinou jen v omezené míře a to pouze na některých místech.

Lze předpokládat, že další pokles emisí vyvolá zlepšení chemických poměrů i následné kladné změny v oživení – v počtu i četnostech druhů. Proces biologického zotavování z acidifikace je však důsledkem velkého množství vzájemně se ovlivňujících abiotických a biotických faktorů a jeho mechanismy jsou zčásti dosud neznámé (Walseng a kol., 2001).

### **4.3. Historie výzkumu povodí Jizerských hor**

Povodí Jizerských hor se stala předmětem studia a zájmu mnoha prací. Uvádím pouze práce zásadní. Nádrž Bedřichov a dnes již vodárenské nádrže Souš a Josefův Důl jsou od svého vzniku dystrofní a kyselé. Krátce po jejich napuštění sledoval chemismus a plankton Gessner (1925, 1929, 1933) a Wunsch a Gessner (1928). V 50. letech 20. století se chemismem nádrže Souš zabývali Zubčenko (1955) a Jirásek a kol. (1959), kteří popsali pokles pH vody v nádržích a vysvětlili ho působením huminových látek z rašelinišť. Pracovníci Výzkumného ústavu vodohospodářského (VÚV) v Praze provádí limnologická pozorování v Jizerských horách už od roku 1942 (Řeháčková, 1965). Z těchto prací byly publikovány výsledky Dr. V. Sládečka. Sládeček (1955) popisuje zooplankton nádrže Souš a porovnává ho s druhy nalezenými dříve Gessnerem. Vymizení ryb z nádrží Souš a Bedřichov popisuje Jirásek a kol. (1959). Výzkumem ichtyofauny nádrží a jejich přítoků a později i některých dalších toků na území Jizerských hor se od roku 1995 zabývala pracovní skupina Dr. M. Švátory z Katedry zoologie PřF UK. Šanda (1999) řešil průběh aklimatizace sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) v acidifikovaných nádržích Jizerských hor. Později se ve své disertační práci Šanda (2007) zabýval rozšířením, taxonomií a aklimatizací nepůvodních a endemických ryb, včetně sivena amerického. Sychrová (2003) se zabývala potravní strategií sivena amerického v acidifikovaných nádržích Jizerských hor. Mgr. J. Hušek posuzoval vliv vybraných parametrů vod na morfologii žaber sivena amerického a strukturu ichtyofauny v Jizerských horách.

Ing. L. Burdová (2010) se zabývala ve své diplomové práci rybami a bentosem Černé Nisy a jejich kontaminace kovy v období zotavování z acidifikace. Fytoplanktonem nádrží se od 60. let zabývali Perman a Lhotský (1963). V roce 1992 se studiu fytoplanktonu v nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl věnovala Dr. M. Prchalová (Stuchlík a kol., 1997). Na její práci navázaly diplomní projekty Smetanové (2001) zaměřené na fytoplankton nádrží Souš a Bedřichov a Loučkové (2004), zaměřené na fytoplankton nádrže Souš. Vývoj fytoplanktonu všech tří nádrží od r. 1993 do r. 2012 shrnula Procházková a kol. (2013). Přítomností hliníku v nádrži Souš se ve své diplomové práci zabývala Kovářová (Kovářová, 1993).

První „novodobé“ studie v éře acidifikace řešil počátkem 80. let 20. století tým z VÚV T.G.M. v Praze. Týkaly se změn hydrologického režimu v souvislosti s odlesněním a kvalitativních ukazatelů povrchových vod v pramenných oblastech Jizerských hor (Bednářová a kol., 1988). Nadále monitoring v povodí vodárenských nádrží Souš a Josefův Důl provádí státní podnik Povodí Labe. Od roku 1986 systematicky sleduje nádrže samotné, nejvýznamnější přítoky i úpravny vody. Český hydrometeorologický ústav v Jablonci nad Nisou založil na území Jizerských hor v 80. letech 20. století sedm malých experimentálních povodí. Kromě sledování jakosti vody začala být tato povodí monitorována za účelem registrace odtokových poměrů v horském prostředí s významně se měnícím vegetačním pokryvem v důsledku poškození a následného velkoplošného odtěžování lesních porostů. Kromě limnologických stanic zde ČHMÚ provozuje i klimatické a sněhoměrné stanice a srážkoměry. Výsledky hydrologického aplikovaného výzkumu jsou každoročně prezentovány v rámci projektu ERB (European Network of Experimental and Representative Basins) (Jirák, 2008).

Na jednom z těchto experimentálních povodí, povodí Uhlířská (Černá Nisa – přítok nádrže Bedřichov) rozvíjí své aktivity od roku 1995 tým z Fakulty stavební ČVUT v Praze spolu s VÚV T.G.M. s cílem popsat procesy proudění pod zemským povrchem. Důvodem těchto aktivit byla dlouholetá pozorování ČHMÚ při povodňových stavech bez přítomnosti tvorby povrchového odtoku na svazích povodí. Informaci objasňující hydrologické koncepty poskytuje vnitřní složení vody, konkrétně stabilní izotopy v ní obsažené (Šanda a kol., 2009). Šanda a kol. (2006) zde řešili i vliv půdního profilu na srážkoodtokový proces.

Další výzkumné projekty řešil tým Katedry pedologie a ochrany půdy ČZU v Praze. Projekty byly zaměřeny na zmapování chemických vlastností půd na téměř celém území Jizerských hor a analýzu faktorů, které je ovlivňují. Dále bylo cílem studií zkoumání

vlastností půd odlesněných území v horních polohách Jizerských hor a jejich srovnání se sousedními lesními půdami a zhodnocení vlivu vápnění, sezónního vývoje půdních vlastností, vlivu druhu porostu, chování Al, kvality organické hmoty a podílu stoku po kmeni a podkorunových srážek na množství látek vstupující do půdy (Borůvka a kol. 2005, Mládková a kol., 2006, Pavlů a kol., 2007).

Otázkami týkajícími se obnovy a pěstování lesa se zabývá Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, výzkumná stanice v Opočně (Balcar a Podrázský, 1994). Česká geologická služba a Centrum výzkumu globální změny AV ČR se zabývají otázkami regenerace chemismu vod v povodích a predikcí dalšího vývoje, kvůli možnosti návratu acidifikace vod v důsledku růstu lesa, atmosférickou depozicí a chemismem vody v experimentálním povodí Uhlířská (Kopáček a kol. 2002, Hruška a Cienciala, 2005, Hruška a Kopáček, 2005). Od roku 1991 jsou nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl a jejich povodí sledovány týmem Ing. J. Křečka ze Stavební fakulty ČVUT a Dr. Z. Hořické z PřF UK, s cílem popsat jejich ekosystémy v období vrcholící acidifikace a zotavování z acidifikace, vznikly práce Stuchlík a kol., (1997), Křeček a Hořická, (2001), Hořická a kol., (2013a, 2013b, 2013c).

#### **4.4. Problém acidifikace v Jizerských horách**

Jizerské hory jsou vzhledem ke svému geologickému podloží tvořenému zejména žulou a mělkými půdami podzolového typu s velmi nízkou pufrací kapacitou oblastí přirozeně náchylnou k acidifikaci. Nádrž Bedřichov a vodárenské nádrže Souš a Josefův Důl jsou od svého vzniku dystrofní a kyselé. Přirozená kyselost jejich vody je zapříčiněna velkým množstvím huminových látek vyplavujících se z rašelinných půd. Dalším důvodem jejich kyselého charakteru je nahrazení původních lesních porostů (se zastoupením jedle, buku a smrku) smrkovou monokulturou. Jehličnaté lesy produkují těžko rozložitelný opad, který následně tvoří kyselý humus a je tak zdrojem huminových kyselin (Hruška a kol., 2009). Bedřichovská údolní nádrž je příkladem extrémně dystrofní nádrže. Její dno je rašelinné, pobřežní zóna písčitá, částečně krytá jehličím a tlejícím dřevem. Podobný charakter má i vodní nádrž Souš, její voda ale obsahuje méně organických látek (Jirásek a kol., 1959).

Antropogenní acidifikace představuje v oblasti Jizerských hor významný ekologický faktor, ovlivňující chemickou i biologickou složku vod. Analýza historických dat prokázala, že přirozená kyselost vod na tomto území, způsobená vysokým obsahem huminových kyselin z rašelinných půd, byla počátkem 50. let 20. století, možná však již ve 40. letech překryta antropogenní acidifikací. Ta vedla v povrchových vodách k poklesu pH a alkality, zvýšení koncentrace síranů a dusičnanů a negativním změnám v oživení (Stuchlík a kol., 1997). Navíc při poklesu pH srážek a malé pufrací kapacitě půd docházelo při srážkových situacích k vymývání živin z půdy a k urychlení migrace prvků a jejich převodu do povrchových toků a nádrží (Mach a kol., 1988). V kyselých lesních půdách s nedostatkem vápníku je kyselost tlumena hlavně sloučeninami hliníku. Do půdy a vody tak přecházejí toxické ionty  $Al^{3+}$  a ionty jiných prvků jako Zn, Pb, Cd, Cu, Be, As, které mohou dosáhnout koncentrace toxické pro organismy (Hruška a kol., 2006). Kyselost povrchových vod a vysoký obsah hliníku a těžkých kovů měly za následek úhyn ryb a redukci živé složky jezer.

Vývoj emisí se v České republice zásadním způsobem změnil začátkem 90. let v důsledku politicko-ekonomických změn po roce 1989 a důslednější (evropsky pojímaná) ochrana životního prostředí. Tyto změny přinesly jednak prudký pokles spotřeby energií na počátku 90. let, ale také přísnější kontrolu kvality paliv, odsíření či odstavení velkých zdrojů znečištění (Hruška a Kopáček, 2005). Odsířování velkých zdrojů  $SO_2$  bylo dokončeno v roce 1999 a celkové emise se tak v České republice snížily na úroveň 10 % množství z poloviny 80. let. Emise  $NO_x$  u nás poklesly v průběhu 90. let na polovinu (Kopáček, 1997). Ve zlepšení situace na území Jizerských hor sehrálo svou roli i vápnění a zejména odlesnění velké plochy smrkových porostů (Stuchlík a kol., 1997). Pozitivně se projevilo na chemizmu horských vod, u nichž došlo k poklesu koncentrace síranů a dusičnanů, nárůstu hodnot pH a alkality (Bednářová, 1988).

V průběhu 19. století byly velké plochy lesů v Jizerských horách holosečně smýceny, kvůli potřebě dřeva pro rozvíjející se průmysl. Povodí byla následně poškozena zvýšenou erozí půdy. Obnova lesa byla ztížena i zamokřením území, v důsledku zvýšení hladiny podzemní vody. Proběhlo zde mnoho odvodňovacích prací a následně byly vysázeny pouze smrkové monokultury s převahou smrku ztepilého (*Picea abies*). V první polovině 20. století byla lesům věnována mimořádná péče, přesto se dobrý stav lesů zachoval jen do 60. let (Cipra, 1988). Koncem 60. let se stav lesů začal rychle zhoršovat v důsledku opakovaných větrných a hmyzích kalamit a imisního poškození. Silně poškozené odumírající stromy byly v průběhu 80. let 20. století odtěženy. Celkově

bylo smýceno 58% porostu v povodí nádrže Bedřichov, 74% v povodí nádrže Souš a zhruba 40 % povodí Josefova Dolu (Křeček a Hořická, 2001).

Povodí nádrží Souš a Bedřichov byla upravována vápněním. Vápnění Beřichovské nádrže popisuje Lhotský (1963). V září roku 1961 byly vápněny dva její hlavní přítoky, avšak neúspěšně. Nádrž Souš byla vápněna již v 50. letech (Jirásek a kol., 1959), od 80. let bylo nesystematicky vápněno celé povodí Souše včetně přehrady. V roce 1981 byla oblast vápněna letecky s cílem snížit půdní kyselost, ale bez prokázaných déletrvajících pozitivních účinků (Bednářová, 1988). Koncem listopadu 1990 a v polovině července 1991 byly aplikovány vápněné sedimenty přímo do dvou největších přítoků nádrže Souš (Loučková, 2004) a od roku 1992 byla nádrž nepravidelně vápněna na hlavním přítoku (Hořická a kol., 2013a). Od roku 1996 je po vzoru severských zemí prováděno v jarním období letecké vápnění jemně mletého vápence v dávce přibližně  $1 \text{ t ha}^{-1}$  přímo do nádrže. Vápnění má primárně za cíl upravit chemické parametry „sněhové“ vody ve vodárenské nádrži (kyselá voda z tání sněhu, která způsobuje vymývání toxických forem hliníku z geologického podloží a která by jinak způsobila provozní potíže při úpravě na vodu pitnou). Hodnota pH sněhové vody zadržené v nádrži je tak skokem zvýšena na hodnotu kolem 6,5 a účinek vápnění obvykle přetrvává po většinu vegetačního období, vzhledem k ustálené letní teplotní stratifikaci nádrže (Hořická a kol., 2013a).

Počátkem 90. let byly zaznamenány první projevy chemického zotavování vod na území Jizerských hor z acidifikace, v důsledku odtěžení smrkových lesů, vápnění a především snížení kyselá atmosférické depozice (Křeček a Hořická, 2001). Zotavení živé složky ekosystémů ale postupuje pomaleji (Kopáček a kol., 2002).

Černá a Bílá Desná byly až do 90. let 19. století dobré pstruhové vody. Po vybudování odvodňovacích lesních příkopů však početnost ryb klesala (Jirásek a kol., 1959). Na začátku 20. století v povodích nádrží Souš a Bedřichov žily populace pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*), který se v nádrži Bedřichov dobře rozmnožoval až do roku 1909. V roce 1910 byla do nádrže vysazena násada lososovitých ryb s kaprem, ze které přežil místní podmínky pouze siven americký (*Salvelinus fontinalis*). Do nádrže Souš byli siveni vysazeni v roce 1916 a v letech 1920-1922 dosáhli v krátké době značných váhových přírůstků (Gessner, 1929). Do začátku 60. let 20. století došlo v zarybnění k značným změnám, podmíněným pravděpodobně vývojem chemických vlastností vod a zvyšováním jejich kyselosti v důsledku nárůstu emisí a nevhodných postupů lesního hospodářství. Z 50. let je doloženo vymizení původně běžného druhu pstruha obecného (*Salmo trutta* m. *fario*) z přehrady Bedřichov. Lhotský (1963b) uvádí, že podle očitých



svědků došlo na jaře roku 1949 v Jizerských horách k hromadnému hynutí ryb ve všech potocích a zřejmě i v přehradách. Autor se domnívá, že příčinou úmrtí ryb byla bezkyslíkatá voda v době jarního tání sněhu. V poválečných letech byly obě nádrže několikrát vypuštěny a jejich obsádka odlovena nebo vypuštěna. Tím byly tyto vody zbaveny populace ryb, již aklimatizovaných na místní extrémní podmínky. Pokusy o další zarybnění byly po napuštění neúspěšné. V roce 1959 byl zjištěn výskyt sivenů v přítocích nádrže Souš (Jirásek a kol., 1959). Další návrat lososovitých ryb do přehrad Souše a Bedřichova umožnila až počátkem 90. let významná redukce emisí síry a odtěžení smrkových porostů v povodí nádrží. Úspěšná reintrodukce sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) započala v povodí nádrže Souš v roce 1996 a v povodí nádrže Bedřichov v roce 1991. Do nádrže Josefův Důl byl siven vysazen na jaře roku 1994. Tato reintrodukce zřejmě nebyla úspěšná. Další pokusy o zarybnění proběhly úspěšně v letech 1999 a 2000 (Šanda, 1999). V roce 1997 byly obnovené populace sivena amerického schopné rozmnožování, ale stále zde existovaly na hranici přežití. Reintrodukce pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*) nebyla po dlouhou dobu úspěšná, vzhledem k neustálenému chemismu s kyselými epizodami a zvýšenými koncentracemi toxické formy hliníku (Křeček a Hořická, 2001). Po zlepšení životních podmínek v nádrži Souš, se zde pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*) znovu uplatňuje. V posledních letech tvoří až polovinu juvenilních ryb v nádrži Souš pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*).

Stuchlík a kol. (1997) však upozornili na obtížnou srovnatelnost výsledků z důvodu různých metod stanovení chemických parametrů u starších autorů. Podle Bednářové a kol. (1988) výsledky pro období 1982-1986 potvrdily, že zhoršování jakosti povrchových vod ve sledovaném období nebylo tak výrazné, jak se předpokládalo na počátku řešení. Bylo to do značné míry zapříčiněno srážkově podprůměrnými lety 1982 a 1983. Autorka dále uvádí, že hodnoty pH vody naměřené v rozmezí let 1982-1986 statisticky neprokázaly zvyšující se acidifikaci povrchových vod na náhorní plošině Jizerských hor. Výkyvy v hodnotách pH souvisely zřejmě se zintenzivněním procesu tání v jarních měsících. Průměrné hodnoty pH, které se pohybovaly v rozmezí 4,5-5,5, se v období tání snižovaly na hodnoty 3,1-4,5 (Bednářová, 1988).

Skladbu zooplanktonu popsali již na začátku 20. let ve svých pracích Gessner (1925, 1929). Autor zmínil výskyt vířníků *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* a *Brachionus sericus*, perlůček *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* a *Ceriodaphnia pulchella* (*C. quadrangula*) a klanonožců *Acanthocyclops vernalis* a *Eudiaptomus gracilis* v nádrži Souš. Také uvedl, že se v tůňkách na dně vypuštěné přehrady Souš deset let po

jejím prvním napuštění vyskytovala perloočka *Daphnia longispina*. Ta vymizela pravděpodobně již v počátcích antropogenní acidifikace, neboť v planktonu chyběla nejpozději v roce 1949 (Sládeček, 1955). Sládeček (1955) provedl na této nádrži pět odběrů v rozmezí let 1949-1951. Jeho záznamy dokazují přítomnost pouze vířníků *Brachionus sericus*, *Keratella cochlearis*, perloočky *Bosmina longirostris* (na základě zbytků schránek), *Chydorus sphaericus* a buchanky *Acanthocyclops vernalis* z předchozích druhů. Popsal nově nalezené druhy vířníků *Keratella serrulata*, *Monostyla* sp., *Polyarthra* cf. *maior*. Jirásek a kol. (1959) našli na nádrži Souš vířníky *Brachionus sericus*, *Synchaeta pectinata*, *Polyarthra dolichoptera*, *P. minor*, *Keratella serrulata*, perloočky *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella* (*C. quadrangula*), z klanonožců buchanku *Acanthocyclops vernalis* a vznášivku *Eudiaptomus gracilis*. Na nádrži Bedřichov se podle těchto autorů vyskytovaly stejné druhy a plazivky z čeledi *Harpacticidae*, nenalezl zde ale už vířníka *Polyarthra minor*. Stuchlík a kol. (1997) uvedli, že v letních měsících roku 1992 ve všech třech nádržích převládaly druhy vířníků *Brachionus sericus*, *Keratella valga* a *Keratella serrulata* (na Souši byly nalezeny pouze schránky). Z perlooček převládal druh *Ceriodaphnia quadrangula*, nalezen byl i druh *Chydorus sphaericus*. Z klanonožců *Acanthocyclops vernalis*. Na Bedřichově a Josefově Dole našli vířníky *Microcodon clavus* a *Synchaeta oblonga*, pouze na Bedřichově také vířníky *Gastropus minor*, *Synchaeta pectinata* a *Trichocerca similis*.

O planktonu nejmladší horské nádrže, Josefova Dolu na Kamenici, nejsou z první dekády po napuštění (1982) známy žádné údaje. Během posledních dvaceti let došlo v Jizerských horách velkým pozitivním změnám ve složení a množství vodních organismů v důsledku chemického a biologického zotavování nádrží z acidifikace. Skladbu zooplanktonu, která se v současné době stále mění, však určují do značné míry biotické faktory – dostupnost, množství a kvalita potravy, kompetice, predace a životní strategie druhů (Hořická a kol., 2013b, 2013c). O vývoji zooplanktonu (korýšů) od roku 1992 pojednává má práce.

## 5. Materiál a metody

### 5.1. Odběr a zpracování vzorků

Vodní nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl v Jizerských horách jsou dlouhodobě sledovány pracovní skupinou Dr. Z. Hořické. Od roku 1992 z nich byly několikrát ročně odebírány vzorky vody na stanovení fyzikálně-chemických a biologických parametrů. Dále byla měřena průhlednost vody a odebírán zooplankton a fytoplankton.

Pro účely této práce byly vybrány vzorky zooplanktonu z jarního (od poloviny května zhruba do půli června), letního (druhá polovina června, červenec) a podzimního (od poloviny října do půli listopadu) období každého roku (1992 – 2012). Léto je obdobím, kdy většina planktonních druhů těchto horských přehrad dosahuje nejvyšších populačních hustot, některé druhy ale dosahují svých populačních maxim teprve na konci vegetační sezóny (v podzimním období). Materiál z rozmezí let 2006 – 2012 jsem zpracovala sama a výsledky srovnala s nepublikovanými údaji o zooplanktonu z předchozího období. V některých letech nebyl proveden odběr zooplanktonu v každém z těchto vybraných období a v některých letech nebyl zooplankton odebrán vůbec (1998 a 2009, na Bedřichově též v roce 2009).

Zooplankton byl odebírán planktonními sítěmi s Apsteinovým nástavcem o hustotě ok 40  $\mu\text{m}$  a 200  $\mu\text{m}$ , a to vždy vertikálními tahy ode dna k hladině z lodi zakotvené nad nejhlubším místem nádrže. Průměr vstupního otvoru nástavce byl u obou sítí 19,5 cm, sítě byly opatřeny výpustním kohoutem a kalibrovanou šňůrou. Odebraný zooplankton byl fixován 40% formaldehydem k výsledné koncentraci zhruba 4 %. Vzhledem k tomu, že jsem se zabývala pouze korýši (Crustacea), pracovala jsem se vzorky odebranými sítí o hustotě ok 200  $\mu\text{m}$  jako se vzorky kvantitativními – použila jsem je ke stanovení početního zastoupení jednotlivých druhů perlooček a klanonožců.

Materiál byl zpracováván v Mikroskopické laboratoři Ústavu pro životní prostředí PřF UK v Praze. Pro určování a počítání organismů jsem používala optický mikroskop Carl Zeiss Jena s křížovým posunem, zvětšení 40x – 200x. Při determinaci perlooček jsem pracovala s klíči Šrámka-Huška a kol. (1962) a Kořínka (nepublikovaný rukopis, verze z roku 2005). Perloočky druhu *Ceriodaphnia quadrangula* v některých vzorcích byly revidovány a správnost určení potvrzena prof. V. Kořínkem z Katedry ekologie PřF UK. U perloočky *Daphnia longispina*, jak je tento druh uváděn ve starší literatuře, je dnes známo,

že se ve skutečnosti jedná o komplex druhů se značnou genetickou a zřejmě i ekologickou variabilitou (*Daphnia longispina* gr.). Klanonohé korýše jsem určovala podle Šrámka-Huška (1953), Brandla (nepublikovaný rukopis, verze z roku 2010) a Příkryla a Bláhy (nepublikovaný rukopis, verze z roku 2007). Determinace buchanky *Acanthocyclops vernalis* byla revidována podle Bláhy a kol. (2010) a Miracle a kol. (2013).

Vzhledem k nejasnostem v taxonomii r. *Acanthocyclops* označuji tuto buchanku na základě doporučení Mgr. D. Vondráka z Ústavu pro životní prostředí PřF UK a Dr. M. Bláhy z Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích jako *Acanthocyclops* gr. *robustus-vernalis*. Pro zjištění počtů organismů jsem vždy celý kvantitativní vzorek převedla do vody do baňky s kulatým dnem o objemu 50 ml. Z této baňky jsem po pečlivém promíchání vzorku odebírala kalibrovanou plastovou pipetou podíly do Sedgwick-Rafterovy počítací komůrky, ve které jsem pod mikroskopem počítala jedince každého druhu (taxonu). Ke kalibraci pipety jsem použila analytické váhy Sartorius, objem jednoho podílu (0,7466 ml) byl stanoven jako aritmetický průměr z hmotnosti (respektive objemu) 30 odebraných podílů vody. Z každého vzorku zooplanktonu jsem vždy spočetla všechny organismy v nejméně 3 podílech. Dále jsem postupovala tak, abych celkem v každém vzorku spočetla minimálně 300 jedinců dominantních druhů korýšů (perlooček, obvykle druhu *Ceriodaphnia quadrangula*) a minimálně 100 jedinců méně zastoupených druhů (většinou klanonožců). Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly pouze ojediněle, jsem spočetla v 5-10 podílech, abych snížila možnou chybu v důsledku jejich nerovnoměrného výskytu ve vzorku. Pokud vzorek obsahoval menší než zmíněný počet organismů, byl zpracován celý.

Naupliová a kopepoditová stádia klanonohých korýšů (vznášivek a buchanek) byla počítána zvlášť. V práci byla hodnocena buď jako samostatná kategorie, nebo byla přiřazena k jednotlivým druhům ve stejném poměru, v jakém se ve vzorku vyskytovali dospělci klanonožců. Do kategorie filtrujících korýšů byli započtení všichni korýši kromě dospělých buchanek, jejich kopepoditů a dravé perloočky *Polyphemus pediculus*. Tyto organismy tvořily kategorii dravých korýšů.

Správnost a přesnost mé práce, tedy také srovnatelnost mých výsledků se staršími údaji o zooplanktonu nádrží, byla ověřena porovnáním mnou zjištěných počtů organismů s počty získanými vedoucí práce, Z. Hořickou, ve stejných vzorcích (Tab. 2). Pro toto metodické ověření byly vybrány vzorky s odlišnými počty dominantního druhu korýšů – perloočky *Ceriodaphnia quadrangula*.

Jak vyplývá z Tab. 2, zjištěné průměrné hodnoty (počet organismů v jednom podílu) byly u mne a mé školitelky téměř stejné nebo velmi podobné, v míře variability mezi spočtenými podíly jsem až na jeden případ dosahovala stejných nebo (většinou) mnohem nižších hodnot variačního koeficientu. Míra variability se podle mého předpokladu lišila podle celkového množství organismů ve vzorku (v podílech). Variační koeficient byl nejvyšší (16-24 %) ve vzorcích s přibližně 20 perloočkami druhu *Ceriodaphnia quadrangula* na podíl, u vzorků s 60-140 organismy v jednom podílu u mne dosahoval 4-9 % (u školitelky 9-15 %) bez ohledu na to, zda bylo hodnoceno 6 nebo 10 podílů, u vzorků s 200-450 organismy v jednom podílu byl u mne 1-4 % (u školitelky 7 %), ačkoliv u těchto vzorků bylo počítáno jen 4 nebo 5 podílů. U všech ostatních vzorků bylo pro snížení možné chyby počítáno více podílů (10). Podle některých parametrů je spolehlivé přesnosti dosaženo při  $V \leq 50$  % (Hindls a kol., 2007). V limnologické praxi je za velmi dobrou přesnost práce pokládán variační koeficient do 10, nejvýše 15 % (E. Stuchlík, osobní sdělení). Lze tedy říci, že u všech vzorků s počty organismů na podíl vyššími než 20 jedinců mnou bylo dosaženo velmi dobré přesnosti. U vzorků s nižším množstvím organismů by bývalo vhodné spočítat větší počet podílů než 10.

Z průměrného počtu jedinců každého druhu (taxonu) na podíl jsem spočetla jejich množství v celém vzorku. Abundance (populační hustota) byla vypočtena jako počet jedinců pod metrem čtverečním hladiny ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ), jak je obvyklé při hodnocení vzorků z tahů planktonními sítěmi na nádržích, podle vzorce.

$$N = n / \pi r^2 p ,$$

kde N je populační hustota ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ), n – celkový počet organismů daného druhu ve vzorku, r – poloměr ústí planktonní sítě, respektive Apsteinova nástavce (m), p – počet tahů planktonní sítí.

Tab. 2. Srovnání počtů jedinců druhu *Ceriodaphnia quadrangula* ve vybraných vzorcích zjištěných autorkou a vedoucí práce.

n – počet spočtených podílů, s – směrodatná odchylka, V – variační koeficient (%).

n	Hodnotila	Prům. počet organismů/podíl	s	V (%)
10	Z. Hořická	20,6	4,8	23,3
	T. Bímová	21,1	4,7	22,3
10	Z. Hořická	20,6	3,4	16,5
	T. Bímová	19,9	3,5	17,6
10	Z. Hořická	21,7	3,4	15,7
	T. Bímová	20,8	4,9	23,6
10	Z. Hořická	101,8	8,7	8,5
	T. Bímová	100,8	4,4	4,4
10	Z. Hořická	61,4	9,2	15,0
	T. Bímová	58,9	3,2	5,4
10	Z. Hořická	94,9	10,0	10,5
	T. Bímová	97,8	9,2	9,4
6	Z. Hořická	124,3	14,3	11,5
	T. Bímová	127,3	5,7	4,5
10	Z. Hořická	136,0	19,8	14,6
	T. Bímová	132,0	7,9	6,0
4	Z. Hořická	200,0	14,1	7,1
	T. Bímová	210,0	8,6	4,1
5	Z. Hořická	454,3	31,1	6,8
	T. Bímová	438,3	5,4	1,2
5	Z. Hořická	372,0	27,7	7,4
	T. Bímová	346,0	14,4	4,2

Ve stejných dnech jako zooplankton byla z lodi odebírána voda na stanovení fyzikálně-chemických a biologických parametrů (teploty, pH, vodivosti, alkality, koncentraci rozpuštěného kyslíku, koncentraci základních kationtů a aniontů, koncentraci chlorofylu-*a*) a na kvalitativní a kvantitativní rozbor fytoplanktonu. Chemické analýzy byly prováděny v akreditované laboratoři České geologické služby (dříve Ústředního ústavu geologického) v Praze a v laboratoři Hydrobiologické stanice Univerzity Karlovy Velký Pálenec u Blatné (zde laborantkou paní E. Šípkovou). pH a alkalita dle Grana byly stanovovány na automatickém titrátoru, specifická vodivost ( $K_{25}$ ) na konduktometru. Hlavní ionty byly analyzovány na Hydrobiologické stanici UK (u vzorků od r. 2007) na iontovém chromatografu. V Centrální laboratoři ČGS (u vzorků z let 1998-2006) byly použity metody PMT (pro  $NH_4$ ), HPLC ( $NO_3$ ,  $SO_4$ , Cl), ISE (F) a AAS (Na, K, Ca, Mg). Průhlednost vody  $z_s$  byla měřena Secchiho deskou.

Vzorky vody s fytoplanktonem byly konzervovány Lugolovým roztokem a později zpracovány po stránce druhového složení a objemové biomasy (Procházková a kol., 2013). Některá data o fytoplanktonu byla převzata z diplomových prací Smetanové (2001)

a Loučkové (2004). Z větší části poskytla údaje o fytoplanktonu Mgr. L. Procházková z Katedry ekologie PřF UK (nepublikované údaje). Pro testování závislosti mezi množstvím herbivorních korýšů a množstvím fytoplanktonu v nádrži jsem v práci použila hodnoty objemové biomasy fytoplanktonu u hladiny ( $\text{mm}^3/\text{l}$ ).

Údaje o vysazených rybách (počtech a věku sivena amerického) byly převzaty z prací Šandy (1999, 2007), novější data pro roky 2006-2012 byla poskytnuta Dr. M. Švátorou (nepublikované údaje). Počty a věková struktura sivenů v nádržích jsou výsledky získané vždy v období podzimního tření na hlavních přítocích nádrží pracovní skupinou Dr. M. Švátory z Katedry zoologie PřF UK, a to odlovem na ohraničených úsecích toků s pomocí elektrického agregátu.

## **5.2. Fotografická dokumentace, použitý software a metoda analýzy dat**

Fotografie byly poskytnuty Mgr. D. Vondrákem. Pocházejí z roku 2012 a byly pořízeny digitálním fotoaparátem Olympus SP-560UZ.

Pro tvorbu grafů vývoje početnosti druhů v čase a druhového složení jsem použila program MS Excel 2007, pro testování hladiny významnosti jsem použila statistický program R (R Core Team, 2013).

K sepsání diplomové práce byl použit program MS Office Word 2007.

Mapy – Obr. 1. jsem převzala z práce Křeček a Hořická (2001) a upravila v programu MS Office Power Point 2007. Obr. 2. jsem převzala z [www stránek mapy.cz](http://www.stránek.mapy.cz) a upravila v Adobe Photoshop.

Pro hledání hlavních trendů ve výskytu a početnostech korýšů a pro hledání korelací nezávislých proměnných (čas, sezóna, výskyt ryb, pH, výška hladiny, vodivost, průhlednost, vápnění) s těmito trendy byla použita analýza hlavních komponent (PCA). Vstupními hodnotami byly abundance korýšů v jednotlivých nádržích a datech. Číselné údaje pro jednotlivé druhy byly před vstupem do analýzy logaritmičsky transformovány [ $y = \log(n + 1)$ ].

Do analýzy nebyly zahrnuty ojediněle se vyskytující druhy korýšů (to jest tedy takové, které se v celém souboru vyskytly pouze na jedné nádrži, nebo ve více nádržích ale v minimálním počtu jedinců a malém počtu odběrových dat).

Abych zjistila, kolika procenty celkové variability dat o výskytu jednotlivých druhů se podílejí různé charakteristiky prostředí a sezónnost a rozdíly mezi jednotlivými nádržemi, byly tyto proměnné analyzovány pomocí rozkladu variance (variation partitioning) redundanční analýzou (RDA). Do RDA vstupovaly všechny proměnné. RDA a Monte Carlo permutační test byly také použity k testování statistické významnosti jednotlivých proměnných. Analýza byla provedena v programu CANOCO for Windows 4.0 (Ter Braak a Šmilauer, 1998).

## **6. Výsledky**

V této kapitole shrnuji údaje o základním chemismu vody, své výsledky týkající se druhového složení a početností korýšů v nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl v období let 1992-2012 a analýzu faktorů, které zooplankton zřejmě ovlivňují. Pro nádrž Souš bylo použito i porovnání se známými staršími údaji z literatury.

### **6.1. Chemismus nádrží**

Z Tab. 3, 5 a 7 je zřejmé, že v průběhu období sledování nádrží v nich došlo k nárůstu hodnot pH, alkality i vodivosti vody. V posledních letech byl tento příznivý trend zastaven, respektive obrácen, opětovným snížením zmíněných parametrů. Na všech třech nádržích lze však v dnešní době pozorovat nejnižší koncentrace  $\text{SO}_4$  za celé období



sledování nádrží. Spolu s parametry SO<sub>4</sub> došlo ve vodách i k úbytku Ca a Mg. Naopak na všech nádržích došlo ke zvýšení koncentrace NO<sub>3</sub> a NH<sub>4</sub> (Tab. 4, 6 a 8).

Tab. 3. Základní fyzikálně-chemické parametry vody na nádrži Souš.

Uvedeny jsou vážené průměry nebo rozsah hodnot pH, alkality a vodivosti ve vzorcích vody odebíraných od hladiny. 1Gessner (1929), 2Zubčenko (1955), 3Jirásek a kol. (1959), 4Kuchařová a Boštík (1988), 5 J. Křeček, nepublikovaná data, od r. 1992 Z. Hořická- nepublikovaná data.

Nádrž Souš byla již v 50. letech vápněna (Jirásek a kol., 1959), od 80. let bylo nesystematicky vápněno celé povodí Souše včetně přehrady. Např. v roce 1981 byla tato oblast vápněna letecky s cílem snížit půdní kyselost, ale bez prokázaných déletrvajících pozitivních účinků (Bednářová, 1988). V letech 1990 a 1991 byly aplikovány vápenné sedimenty přímo do dvou největších přítoků nádrže (Loučková, 2004) a od r. 1992 byla nádrž nepravidelně vápněna na hlavním přítoku (Hořická a kol., 2013). Od roku 1996 je vápněna pravidelně vždy po tání sněhu letecky (mletý vápenec, 1 t ha<sup>-1</sup>).

	1928	1948	1950	1954	1959	1965	1975	80. léta 20. stol.	90. léta 20. stol.	10. léta 21. stol.	2010-2012
pH	5,4 <sup>1</sup>	6,4 <sup>2</sup>	4,4 - 6,2 <sup>2</sup>	4,2 - 5,8 <sup>3</sup>	5,2 - 6,4 <sup>4</sup>	3,3 - 5,4 <sup>4</sup>	4,2 - 5,0 <sup>4</sup>	4,2 <sup>5</sup>	5,5 / 6,5*	6,7	6,5
Alkalita (μeq l <sup>-1</sup> )								-9 <sup>5</sup>	19 (-29)-64	152 83-231	92 58-110
K <sub>25</sub> (μS cm <sup>-1</sup> )									27 - 50	35 - 55	30 - 35

Tab. 4. Základní iontové složení vody nádrže Souš od roku 1998.

Uvedeny jsou minimální a maximální hodnoty vybraných parametrů za jednotlivá období ve vzorků vody odebíraných od hladiny. 1998-2006 Centrální laboratoř ÚÚG Praha. 2007-2012 Hydrobiologická stanice UK u Blatné.

Souš	F	Cl	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Na	NH <sub>4</sub>	K	Mg	Ca
	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
<b>1998-1999</b>	0,07-0,14	0,8-0,9	0,7-2,4	7,4-11,5	1,3-1,7	<0,02	0,4-0,5	0,6-0,7	2,2-4,4
<b>2000-2009</b>	0,034-0,07	0,6-0,97	<0,1-0,67	6,2-9,5	1,2-2,7	<0,02-0,07	0,1-0,3	0,4-0,8	3,3-4,7
<b>2010-2012</b>	0-0,07	0,55-1,00	0,16-0,98	5,9-7,3	0,99-1,1	0-0,08	0,14-0,23	0,43-0,6	2,5-3,9

Tab. 5. Základní fyzikálně-chemické parametry vody na nádrži Bedřichov.

Uvedeny jsou vážené průměry nebo rozsah hodnot pH, alkality a vodivosti ve vzorcích vody odebíraných od hladiny. 1Gessner (1929), 2Jirásek a kol. (1959), 3Kuchařová a Boštík (1988), 4J. Křeček, nepublikovaná data, od r. 1992 Z. Hořická-nepublikovaná data.

	1928	1954	1959	80. léta 20. stol.	90. léta 20. stol.	10. léta 21. stol.	2010-2012
<b>pH</b>	5,1 - 5,9 <sup>1</sup>	3,8 - 4,7 <sup>2</sup>	4,7 - 5,5 <sup>3</sup>	4,2 <sup>4</sup>	5,2	6,1	5,4
<b>Alkalita</b> ( $\mu\text{eq l}^{-1}$ )				- 12 <sup>4</sup>	5 (-26)-30	35 29-58	12 5-17
<b>K<sub>25</sub></b> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )				30 - 60		40 - 50	30 - 40

Tab. 6. Základní iontové složení vody nádrže Bedřichov od roku 1998.

Uvedeny jsou minimální a maximální hodnoty vybraných parametrů za jednotlivá období ve vzorků vody odebíraných od hladiny. 1998-2006 Centrální laboratoř ÚÚG Praha. 2007-2012 Hydrobiologická stanice UK u Blatné.

<b>Bedřichov</b>	<b>F</b>	<b>Cl</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>4</sub></b>	<b>Na</b>	<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Ca</b>
	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
<b>1998-1999</b>	0,10-0,17	0,8-1,2	0,7-3,2	9,0-13,8	1,6-2,1	<0,02-0,04	0,5-0,6	0,7-0,9	2,6-3,8
<b>2000-2009</b>	0,10-0,1	0,73-1,1	<0,1-2,2	8,64-12,7	1,6-2,7	0,03-0,07	0,24-0,39	0,52-0,84	1,9-3,6
<b>2010-2012</b>	0,04-0,10	0,60-1,2	0,13-1,65	7,2-13,3	0,93-1,3	0,02-0,081	0,2-0,45	0,5-0,66	2,0-2,5

Tab. 7. Základní fyzikálně-chemické parametry vody na nádrži Josefův Důl.

Uvedeny jsou vážené průměry nebo rozsah hodnot pH, alkality a vodivosti ve vzorcích vody odebíraných od hladiny. 1J. Křeček, nepublikovaná data, od r. 1992 Z. Hořická-nepublikovaná data.

	80. léta 20. stol.	90. léta 20. stol.	10. léta 21. stol.	2010-2012
<b>pH</b>	4,4 <sup>1</sup>	5,0	6,1	5,6
<b>Alkalita</b> ( $\mu\text{eq l}^{-1}$ )	- 18 <sup>1</sup>	2 (-54)-11	27 13-38	12 7-21
<b>K<sub>25</sub></b> ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )		20 - 30	40 - 50	35

Tab. 8. Základní iontové složení vody nádrže Josefův Důl od roku 1998.

Uvedeny jsou minimální a maximální hodnoty vybraných parametrů za jednotlivá období ve vzorků vody odebíraných od hladiny. 1998-2006 Centrální laboratoř ÚÚG Praha. 2007-2012 Hydrobiologická stanice UK u Blatné.

<b>Josefův Důl</b>	<b>F</b>	<b>Cl</b>	<b>NO<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>4</sub></b>	<b>Na</b>	<b>NH<sub>4</sub></b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Ca</b>
	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
<b>1998-1999</b>	0,11-0,13	0,8-1,3	2,2-3,5	12,3-14,5	1,8-2,1	<0,02-0,25	0,5-0,6	0,8-0,9	3,8-4,5
<b>2000-2009</b>	0,05-0,08	0,79-1,1	1,1-1,52	10,3-13,1	1,5-3,0	0,02-0,41	0,24-0,6	0,52-0,9	2,4-3,0
<b>2010-2012</b>	0,031-0,058	0,64-1,1	0,4-2,9	7,8-8,8	1,0-1,4	0,02-0,2	0,24-0,34	0,45-0,66	2,0-2,9

## 6.2. Vodní nádrž Souš

### 6.2.1. Změny struktury planktonních korýšů v nádrži Souš

Souš je ze sledovaných nádrží jedinou, kde jsou k dispozici starší data o druhovém zastoupení a početnosti zooplanktonu. V Tab. 6 jsou uvedeny všechny dokumentované nálezy korýšů od napuštění nádrže v roce 1915, s vyznačením hrubé míry jejich hojnosti. Jelikož v publikacích před rokem 1992 byl zooplankton odebíran z hladiny jako vzorky o různém objemu vody, přepočítala jsem vždy počet jedinců určitého druhu na stejný objem odebírané vody (ind/10 l).

Tab. 6. Historický výskyt korýšů výskyt druhů korýšů v nádrži Souš od roku 1924.

1924 – Gessner (1925, 1929), 1949-1951 – Sládeček (1955), 1959 – Jirásek a kol. (1959), 1992 – Stuchlík a kol. (1997), 1992-2012 – Z. Hořická, nepublikovaná data (determinace a počty: 1992-1999 – M. Pražáková, Katedra parazitologie a hydrobiologie PřF UK, 2000-2005 – K. Urbanová, Katedra ekologie PřF UK, 2006-2012 – T. Bímová, Ústav pro životní prostředí PřF UK).

(o) nalezeny pouze schránky, \* možná chyba determinace – *Ceriodaphnia quadrangula*,

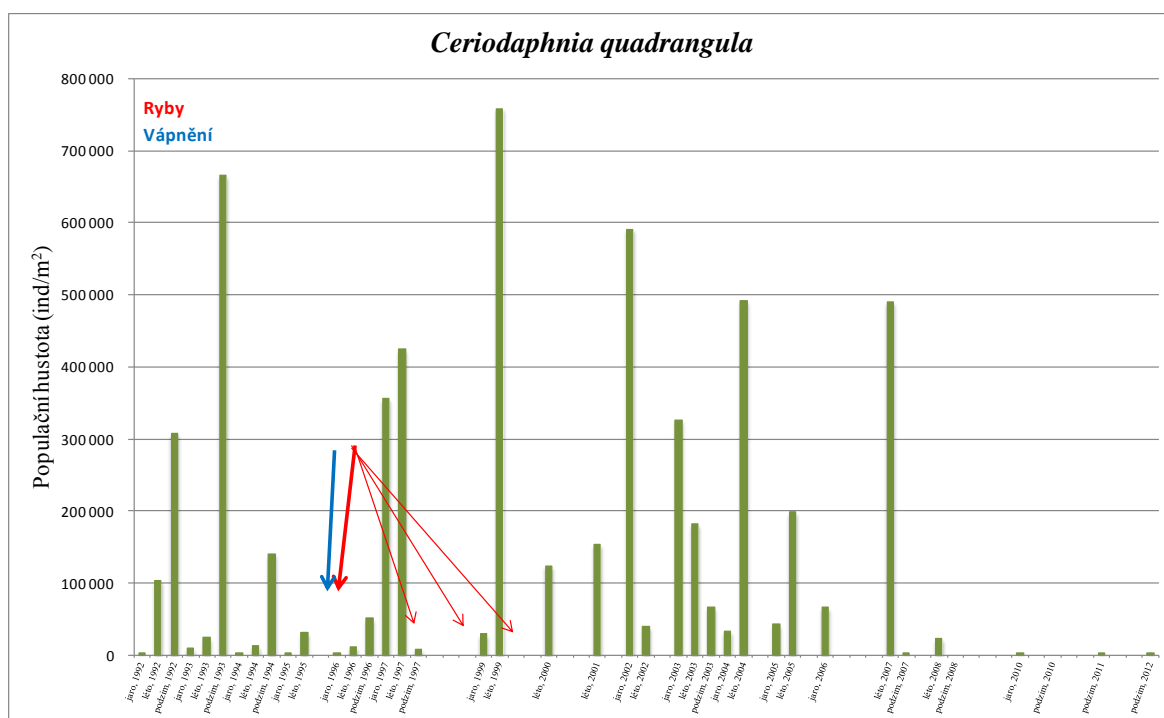
\*\* pouze kvalitativní nález. 1924-1959: o 1-100 ind/10 l, oo >100 ind/10 l, 1992-2012: x ojedinělý výskyt (1-100 ind/m<sup>2</sup>), xx (100-1000 ind/m<sup>2</sup>), xxx dominantní výskyt (>1000 ind/m<sup>2</sup>).

	1924	1949-51	1959	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	2012
<b>Cladocera</b>																						
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	o*		oo	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	x
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	o*		oo																			
<i>Daphnia longispina</i> gr.	o**						xx	xxx	x										xx	xxx	xxx	xx
<i>Bosmina longirostris</i>	o	(o)	o						xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx		xxx	xxx
<i>Sida crystallina</i>													x	x	x			xx	xx			
<i>Scapholeberis mucronata</i>						xx																
<i>Holopedium gibberum</i>														x								
<i>Chydorus sphaericus</i>	o	o		xx	xx	xx	x	x	xx	x										x		
<i>Alona affinis</i>									xx						xx	x						
<i>Acroperus harpae</i>														xx		x	x	x	x	x	x	
<i>Eurycercus lamellatus</i>														xx								
<i>Alona quadrangularis</i>										x												
<i>Alona intermedia</i>																				x		
<b>Copepoda</b>																						
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	o		o																			
<i>Cyclops strenuus</i>											x	x		xx			xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
<i>Eucyclops serrulatus</i>					xx		x		xx		x	x			x							
<i>Diacyclops nanus</i>							x															
<i>Acanthocyclops</i> gr. <i>robustus-vernalis</i>	o	o	o	xxx		xxx		x	xxx	xx	xx	xx	xxx	xxx	xxx		xxx	xxx	xx	xx	xx	xx

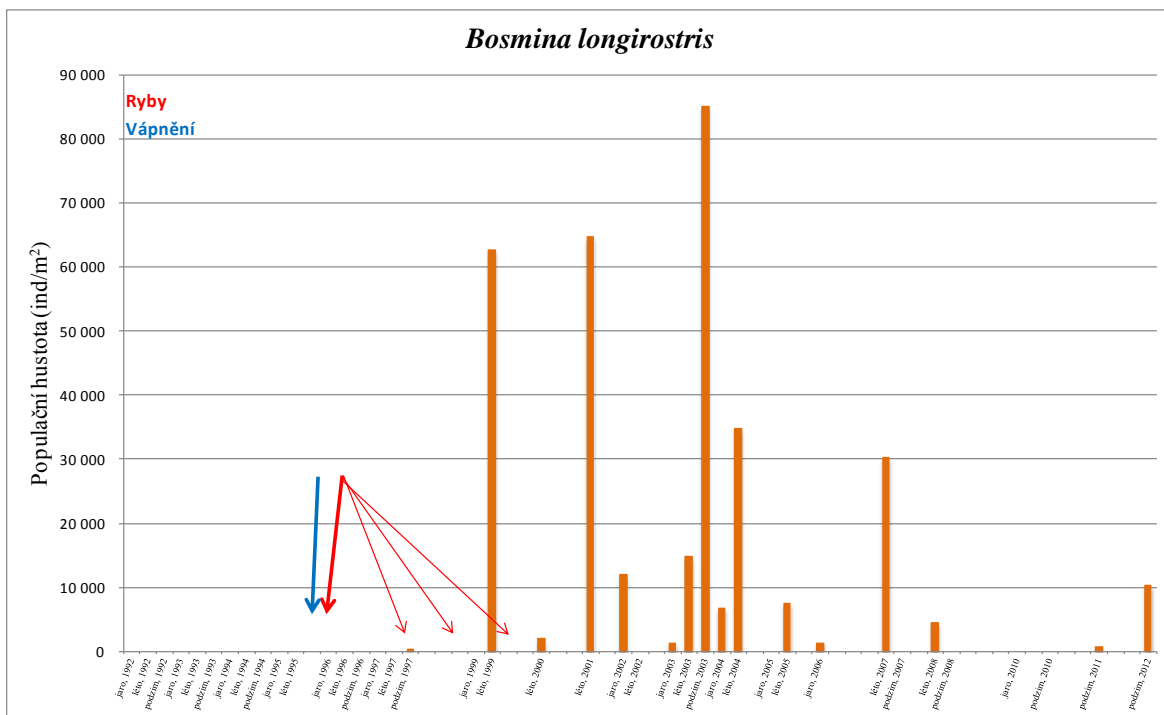
V Tab. 6 můžeme považovat rok 1924 za období před acidifikací nádrže, roky 1949-1959 za období již probíhající acidifikace. Od roku 1996 je nádrž vápněna každý rok na jaře. V roce 1996 do ní také byly znovu úspěšně vysazeny ryby (siven americký). Od začátku 90. byl patrný počátek biologického zotavování. Od roku 2006 je na nádrži zhruba setrvalý stav z hlediska výskytu korýšů a jejich přibližných početností.

## 6.2.2. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů

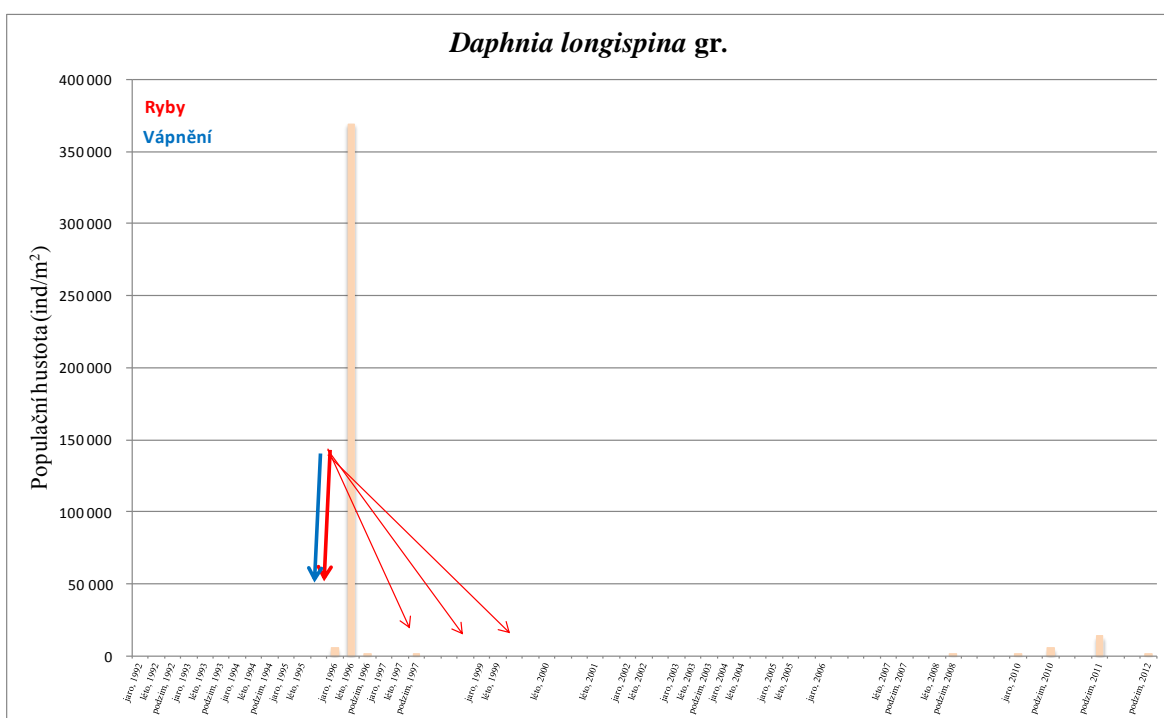
Obr. 6-10 vykreslují početnost hlavních druhů korýšů během sledovaného období. Modrou šipkou je vyznačen rok, v němž započalo pravidelné vápnění nádrže. Červená výrazná šipka značí období, ve kterém bylo vysazeno velké množství ryb (jaro 1996 - 30 000 kusů plůdku sivena, 0<sup>+</sup>). Slabší červené šipky označují další dosazování rybami (1000 kusů 0<sup>+</sup>) na podzim let 1997, 1998 a 1999. Prázdné pozice na ose x naznačují období, ve kterých nebyl proveden odběr.



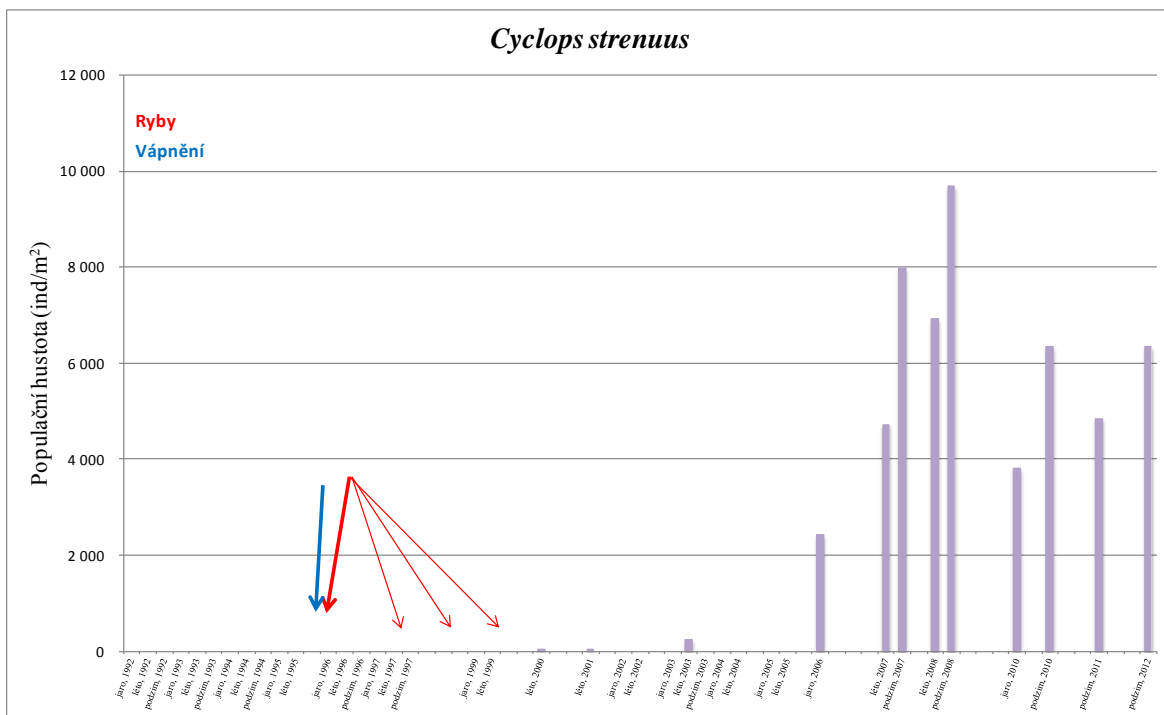
Obr. 6. Vývoj početnosti perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* v nádrži Souš v období 1992-2012.



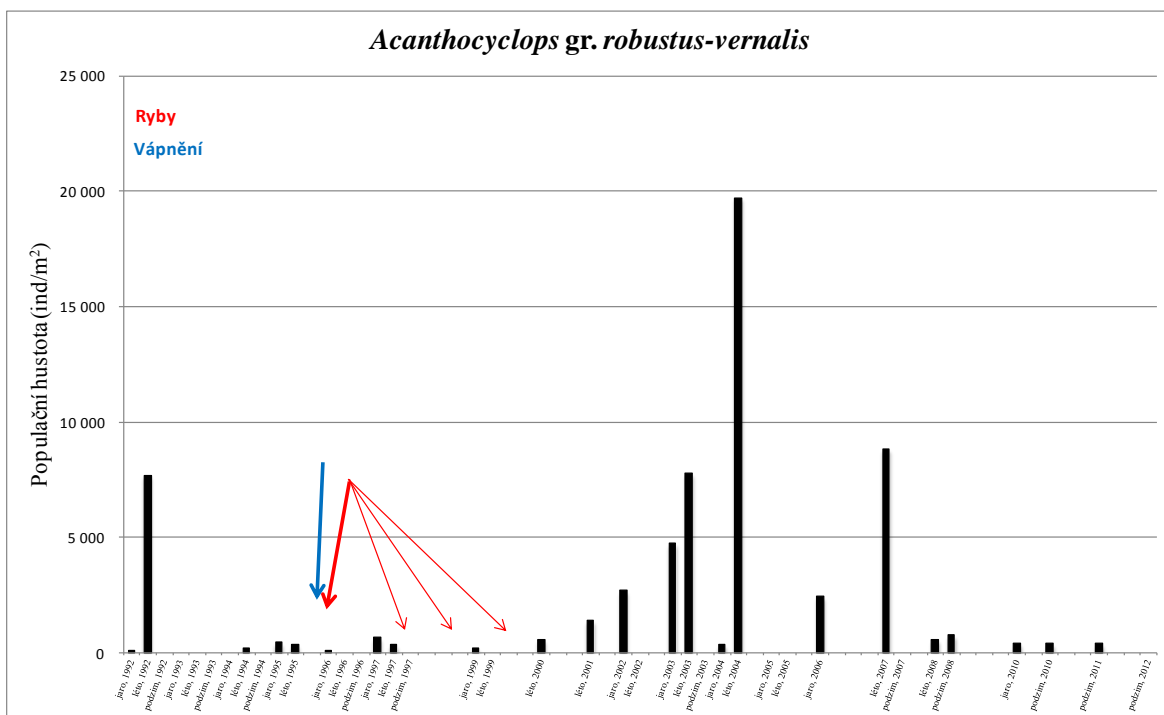
Obr. 7. Vývoj početnosti perloočky *Bosmina longirostris* v nádrži Souš v období 1992-2012.



Obr. 8. Vývoj početnosti perloočky *Daphnia longispina gr.* v nádrži Souš v období 1992-2012.



Obr. 9. Vývoj početnosti buchanky *Cyclops strenuus* v nádrži Souš v období 1992-2012.



Obr. 10. Vývoj početnosti buchanky *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis* v nádrži Souš v období 1992-2012.

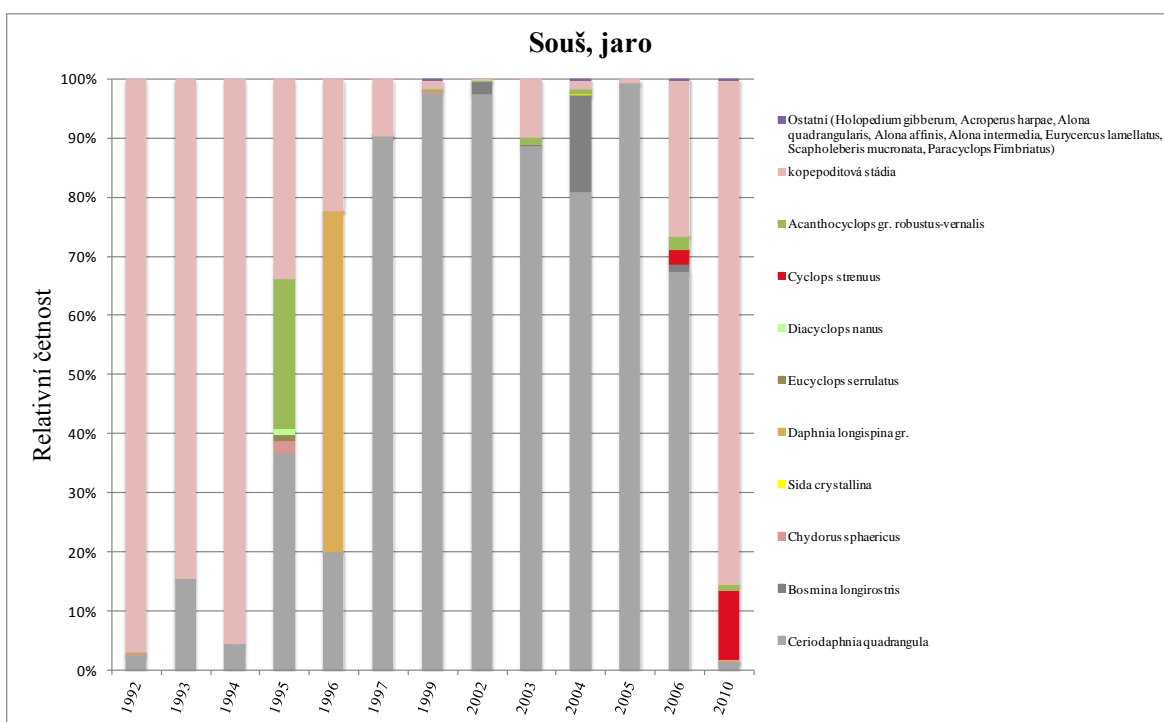
Z Obr. 6 je zřejmé, že vápnění a s ním spojený pokles kyselosti vody měly za následek zvýšení početnosti perloočky *Ceriodaphnia quadrangula*. Po nasazení ryb došlo k mírnému snížení početnosti a následné obnově vysoké početnosti populace tohoto druhu. Po roce 1997, spolu se zlepšujícím se chemismem se v nádrži objevila perloočka druhu *Bosmina longirostris* (Obr. 7). V letech 2009 a 2010 došlo k jejímu úbytku a opět mírnému nárůstu. V posledních letech jsou některé druhy v této nádrži na ústupu, zmíněná perloočka *Bosmina longirostris* stejně jako druhy *Ceriodaphnia quadrangula*, *Cyclops strenuus* a *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis*.

V roce 1995 se na nádrži znovu objevila populace perloočky *Daphnia longispina* gr. (26 500 ind/m<sup>2</sup>, tento odběr byl proveden až na konci léta-28.8 1995, proto jsem ho do tvorby grafů nezahrnula). V roce 1996, po zavápnění nádrže dosáhla *Daphnia longispina* gr. velmi vysoké početnosti (Obr. 8). Perloočku zde bylo možné nalézt do roku 1997. Během této doby bylo vysazeno velké množství ryb. Poté na dlouhou dobu z nádrže vymizela a znovu se objevila až na podzim roku 2008. Od vymizení této perloočky se opět zvýšila početnost perloočky *Ceriodaphnia quadrangula*. Na Obr. 9 je patrná od r. 2003 stále se zvyšující početnost buchanky druhu *Cyclops strenuus*, druhu, který zde nikdy předtím nebyl nalezen. Obr. 10 znázorňuje průběh výskytu buchanky *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis*. Jedná se ve skutečnosti o skupinu druhů, jejichž ekologické nároky nejsou dosud přesně známy. Tato buchanka byla v nádrži popsána už staršími autory. Po zavápnění se její početnost v nádrži Souš zvýšila.

### 6.2.3. Sezónní změny druhové skladby korýšů

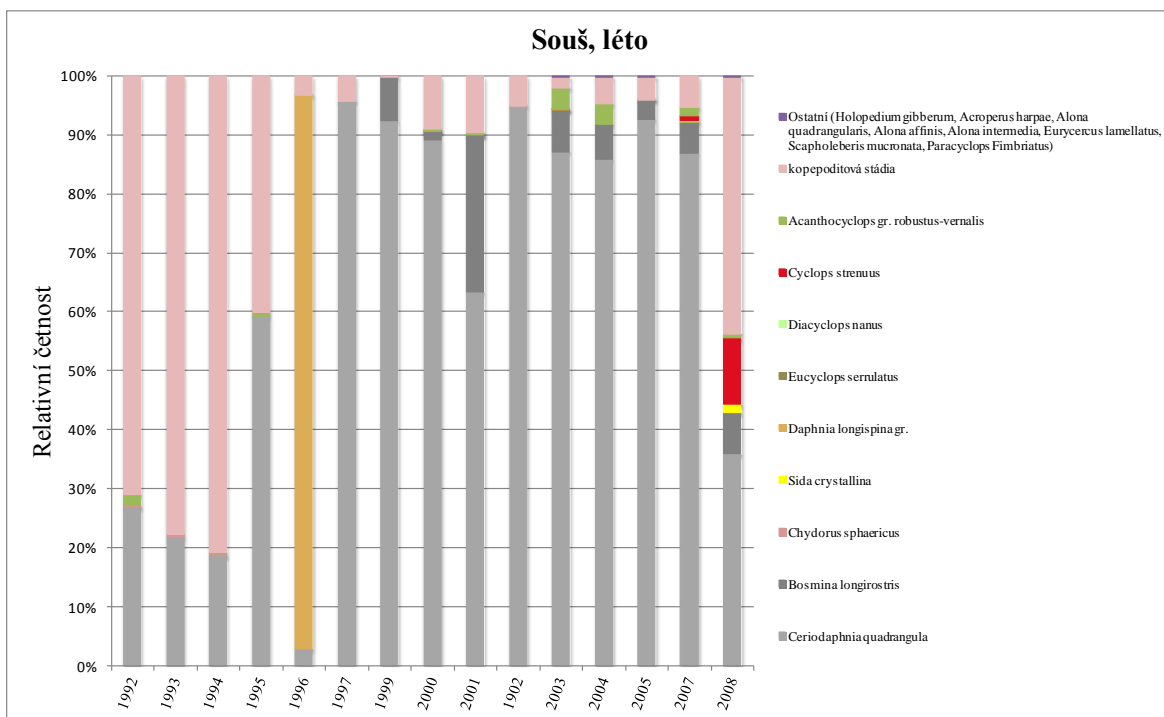
Relativní zastoupení jednotlivých druhů korýšů znázorňují Obr. 11-13. Z výsledků lze pozorovat, že na jaře a v létě během sledovaných let vytěsňovala perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* jinou perloočku – *Chydorus sphaericus*. V podzimním období tomu bylo zprvu naopak. V posledních letech opět přibývá druh *Chydorus sphaericus* na úkor jiných korýšů. Po začátku pravidelného vápnění nádrže v roce 1996 se ve velkém množství vyskytovala v jarním a letním období perloočka *Daphnia longispina* gr. Jak je vidět, některé druhy dosahují svých maximálních populačních hodnot až v podzimním období – např. buchanka *Cyclops strenuus* (Obr. 13). U nádrže lze pozorovat celkový nárůst počtu druhů v druhé polovině sledovaného období.





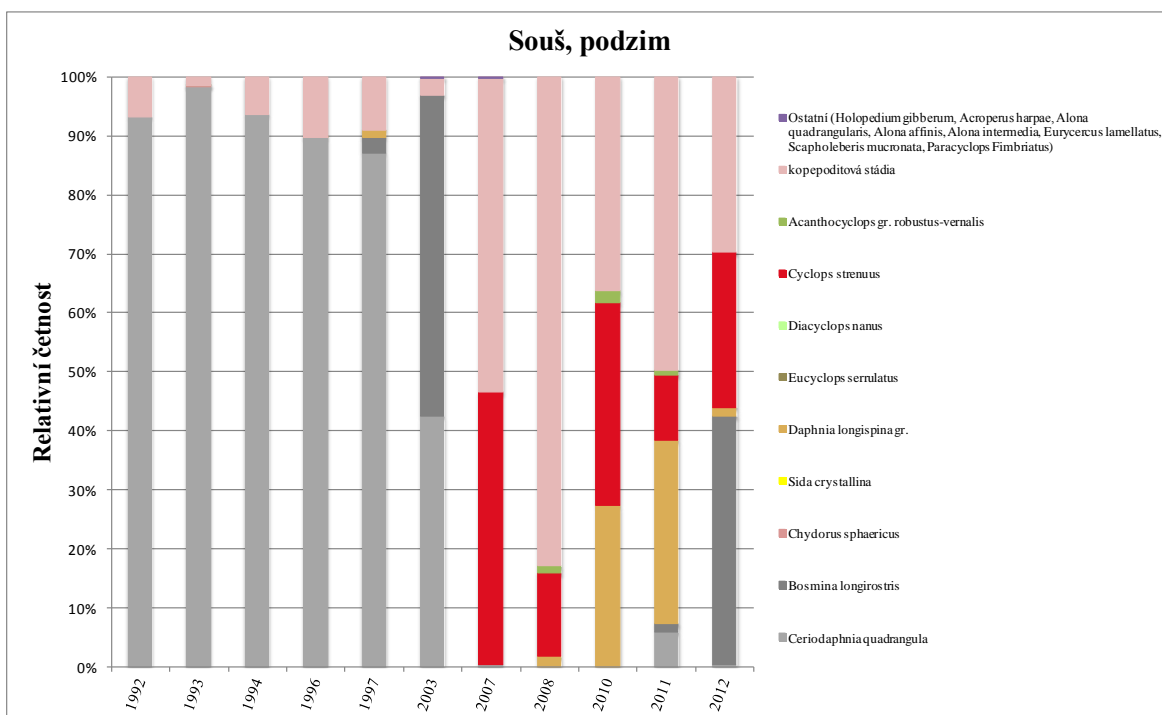
Obr. 11. Relativní zastoupení koryšů v nádrži Souš v jarním období let 1992-2010.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



Obr. 12. Relativní zastoupení koryšů v nádrži Souš v letním období let 1992-2008.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



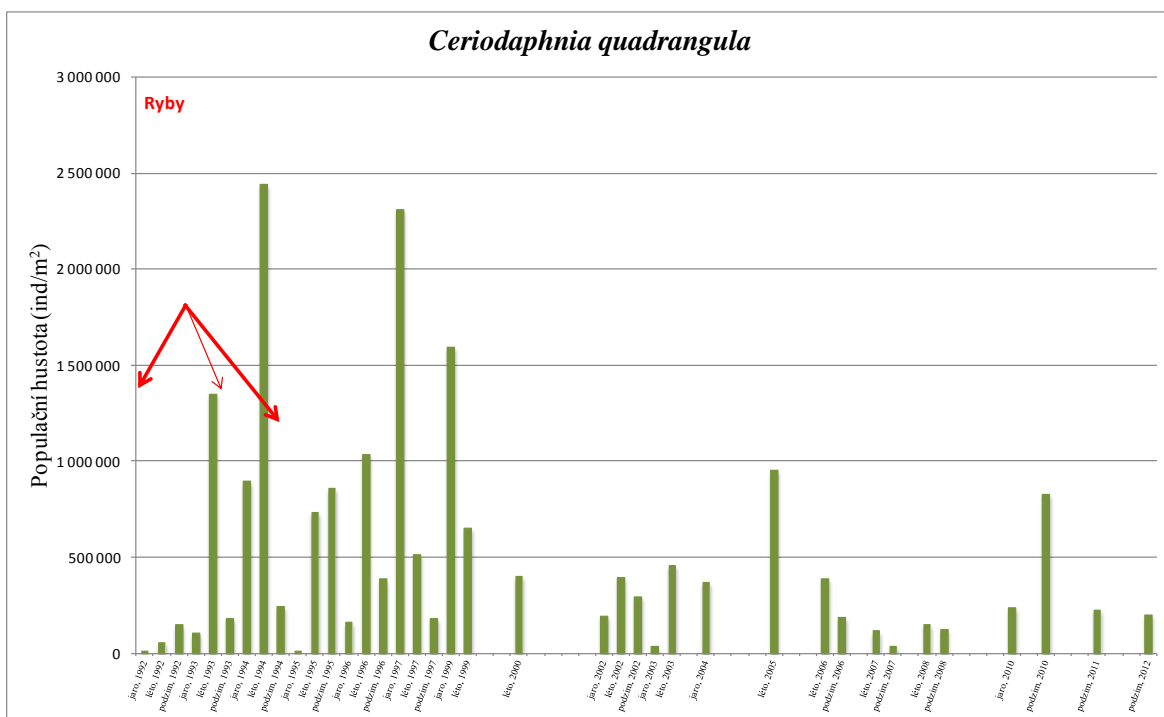
Obr. 13. Relativní zastoupení korýšů v nádrži Souš v podzimním období let 1992-2012.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.

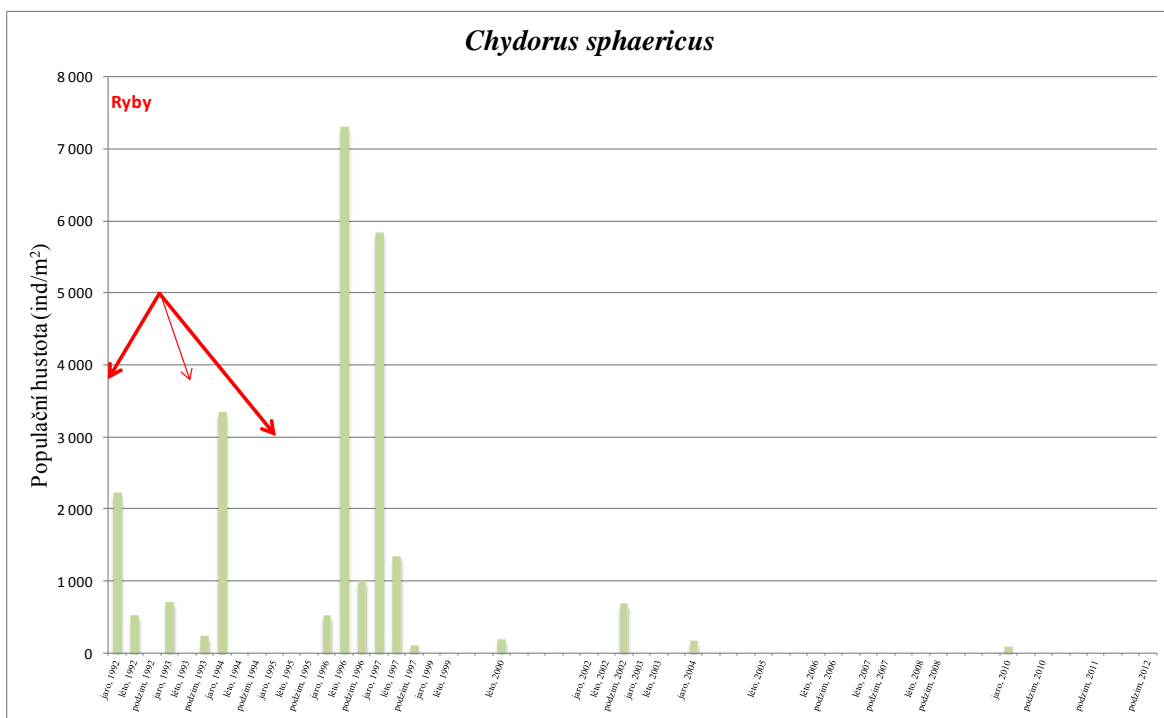
## 6.3. Vodní nádrž Bedřichov

### 6.3.1. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů

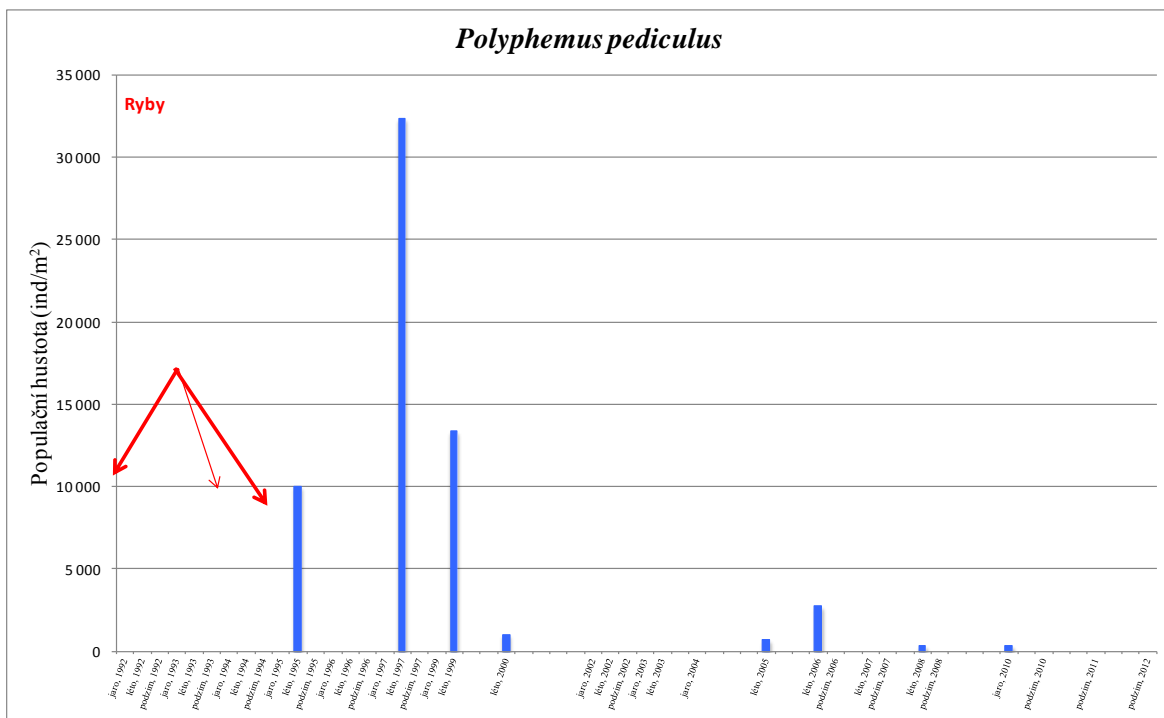
Následující Obr. 14-18 vykreslují početnost hlavních druhů korýšů v rozmezí sledovaných let. První výrazná červená šipka naznačuje vysazení velkého množství ryb na jaře a na podzim roku 1991 (20 000 a 5 600 kusů plůdku sivena, 0<sup>+</sup>). Na podzim roku 1993 bylo do nádrže dosazeno pouze 100 kusů 0<sup>+</sup>. Na jaře a na podzim roku 1995 byly ryby opět dosazeny ve velkém množství (15 000 a 3000 kusů plůdku sivena, 0<sup>+</sup>). Prázdné pozice na ose x naznačují období, ve kterých nebyl proveden odběr.



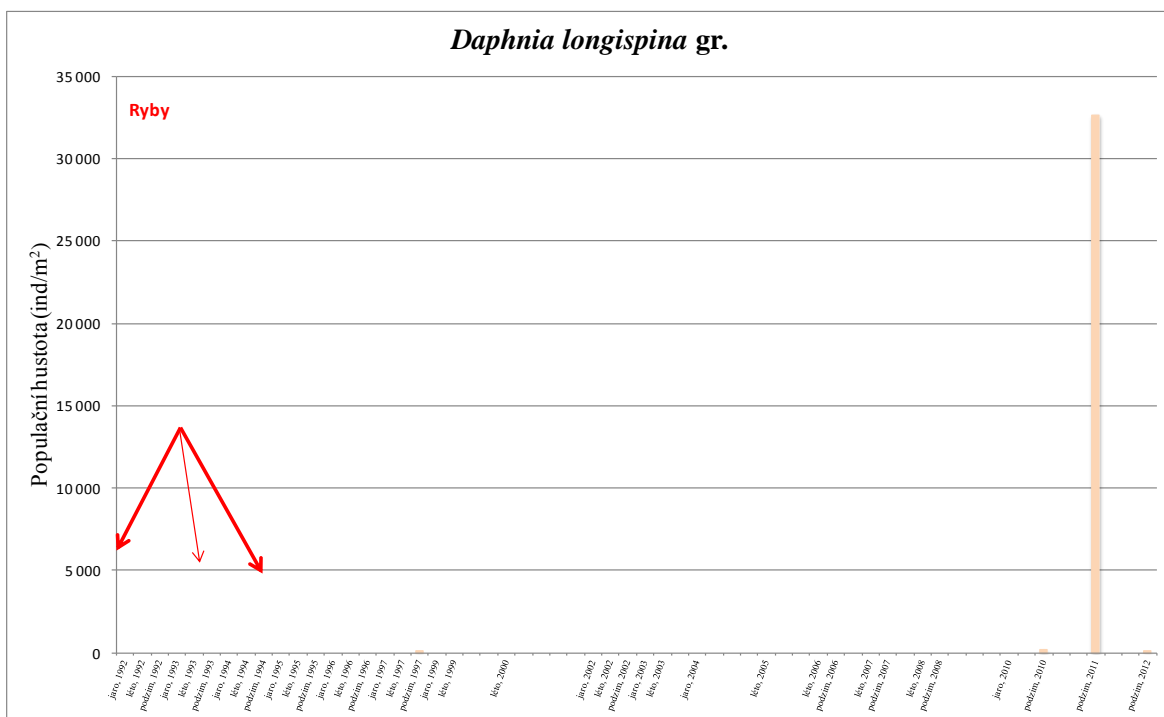
Obr. 14. Vývoj početnosti perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* v nádrži Bedřichov v období 1992-2012.



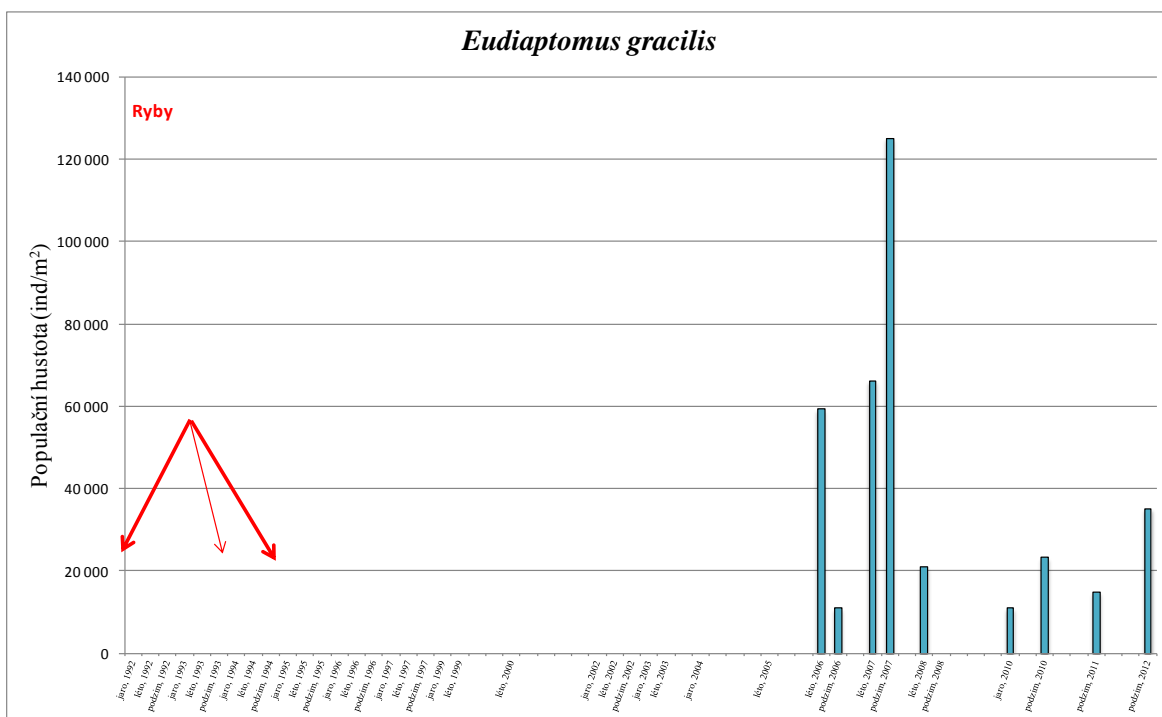
Obr. 15. Vývoj početnosti perloočky *Chydorus sphaericus* v nádrži Bedřichov v období 1992-2012.



Obr. 16. Vývoj početnosti perloočky *Polyphemus pediculus* v nádrži Bedřichov v období 1992-2012.



Obr. 17. Vývoj početnosti perloočky *Daphnia longispina gr.* v nádrži Bedřichov v období 1992-2012.

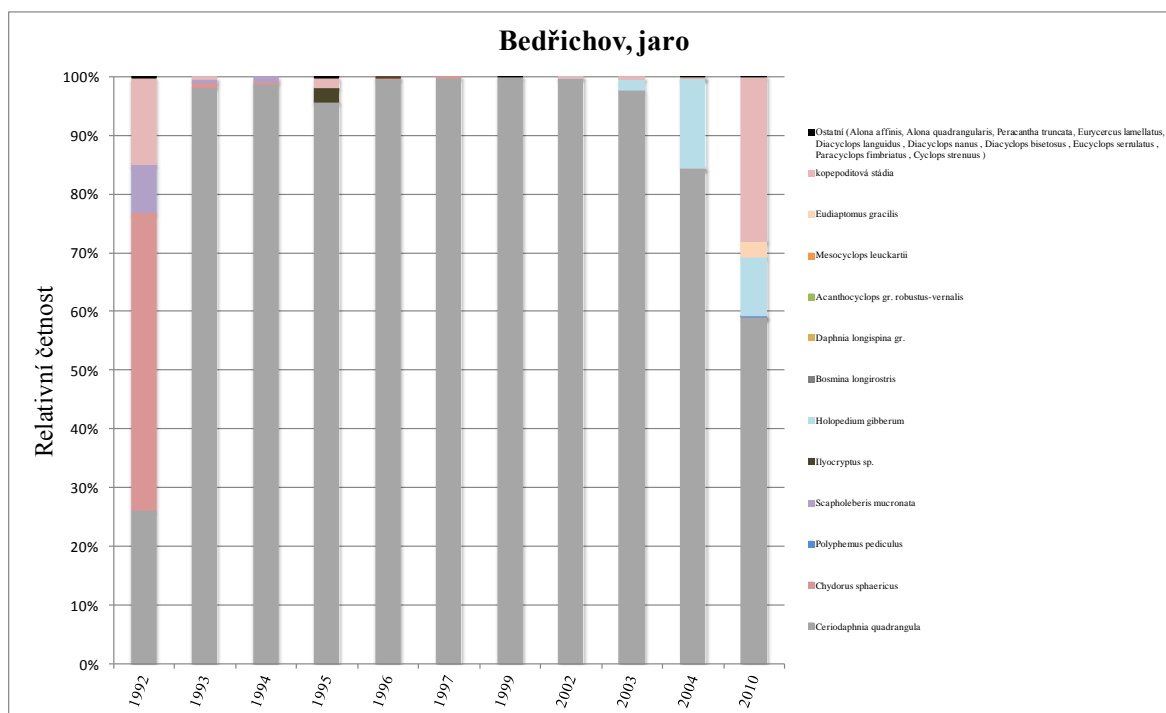


Obr. 18. Vývoj početnosti vznášivky *Eudiaptomus gracilis* v nádrži Bedřichov v období 1992-2012.

Na nádrži Bedřichov se vyskytovala perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* po celé období sledování nádrže, a to ve velmi vysokých počtech (Obr. 14). Její početnosti odpovídají množství vysazených ryb. Perloočka *Chydorus sphaericus* byla zaznamenána především v počátcích sledovaného období, do roku 1997 (Obr. 15). Později byla nacházena jen řídce a ve velmi nízkých počtech. Podobný průběh měl výskyt dravé perloočky druhu *Polyphemus pediculus*, přestože tento druh nedosahoval tak vysokých populačních hustot (Obr. 16). Perloočka *Daphnia longispina* gr. byla na této nádrži prvně zaznamenána v roce 1997 (Obr. 17). Poté na dlouhou dobu vymizela a znovu byla objevena až v roce 2010 (vždy na konci vegetační sezóny), s výrazným nárůstem početnosti na podzim 2011. Na Obr. 18 je zachycen výskyt vznášivky *Eudiaptomus gracilis*, která byla v nádrži Bedřichov poprvé zaznamenána až v létě 2006. Tento druh se zde vyskytoval i po zbytek sledovaného období, přestože se jeho početnost po roce 2007 výrazně snížila.

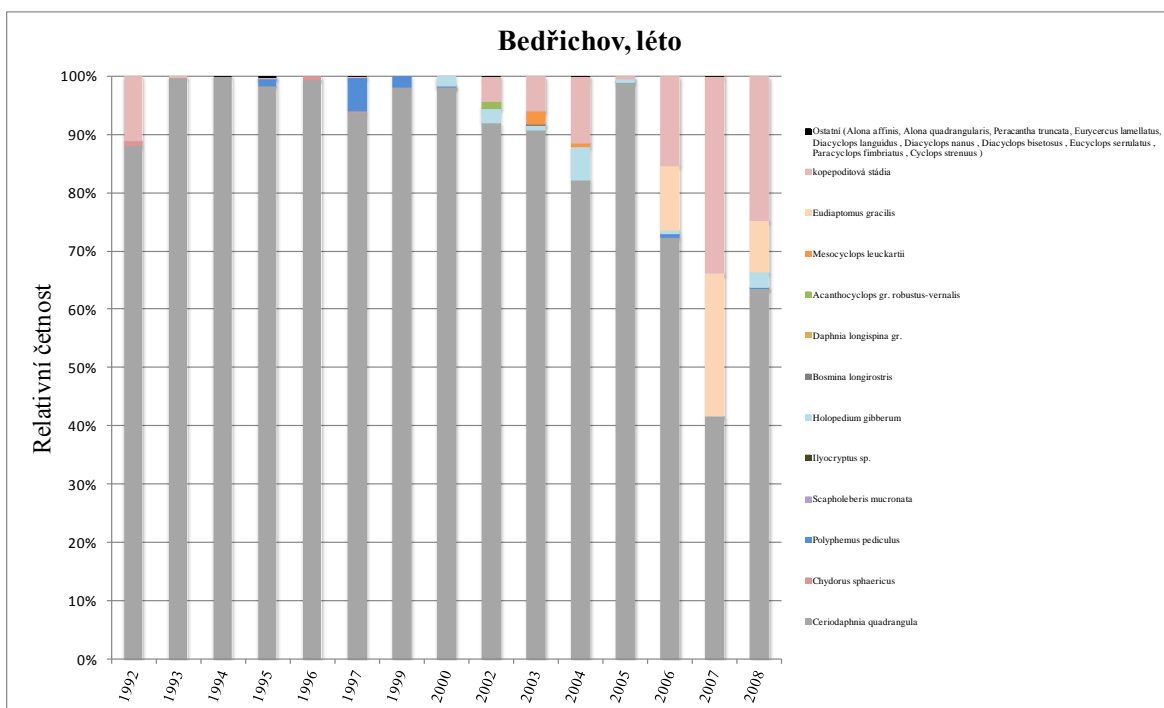
## 6.3.2. Sezónní změny druhové skladby korýšů

Relativní zastoupení jednotlivých druhů korýšů ukazují Obr. 19-21. Na nádrži Bedřichov podobně jako na Souši jsem pozorovala nárůst počtu druhů korýšů od přelomu století. Na jaře roku 1992 převládala v planktonu perloočka *Chydorus sphaericus*, později však vždy druh *Ceriodaphnia quadrangula* s výjimkou léta 2007 kdy spolu s druhem *Ceriodaphnia quadrangula* dominovala vznášivka *Eudiaptomus gracilis* a její kopepoditová stádia a podzimu roku 2007, kdy dominovala perloočka *Bosmina longirostris*. V posledních letech jsem také pozorovala vyšší nárůst vznášivky *Eudiaptomus gracilis* a jejich kopepoditových stádií. Perloočka *Holopedium gibberum* na této nádrži dosahovala svých maximálních hodnot v jarním období.



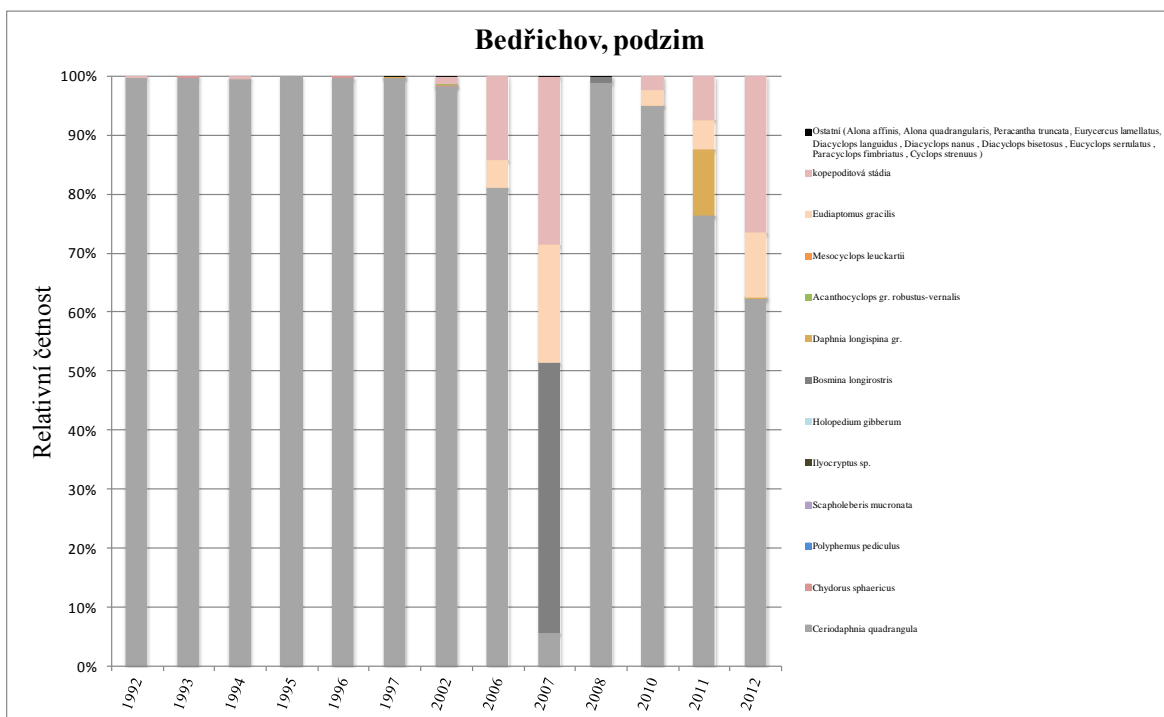
Obr. 19. Relativní zastoupení korýšů v nádrži Bedřichov v jarním období let 1992-2010.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



Obr. 20. Relativní zastoupení korýšů v nádrži Bedřichov v letním období let 1992-2008.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



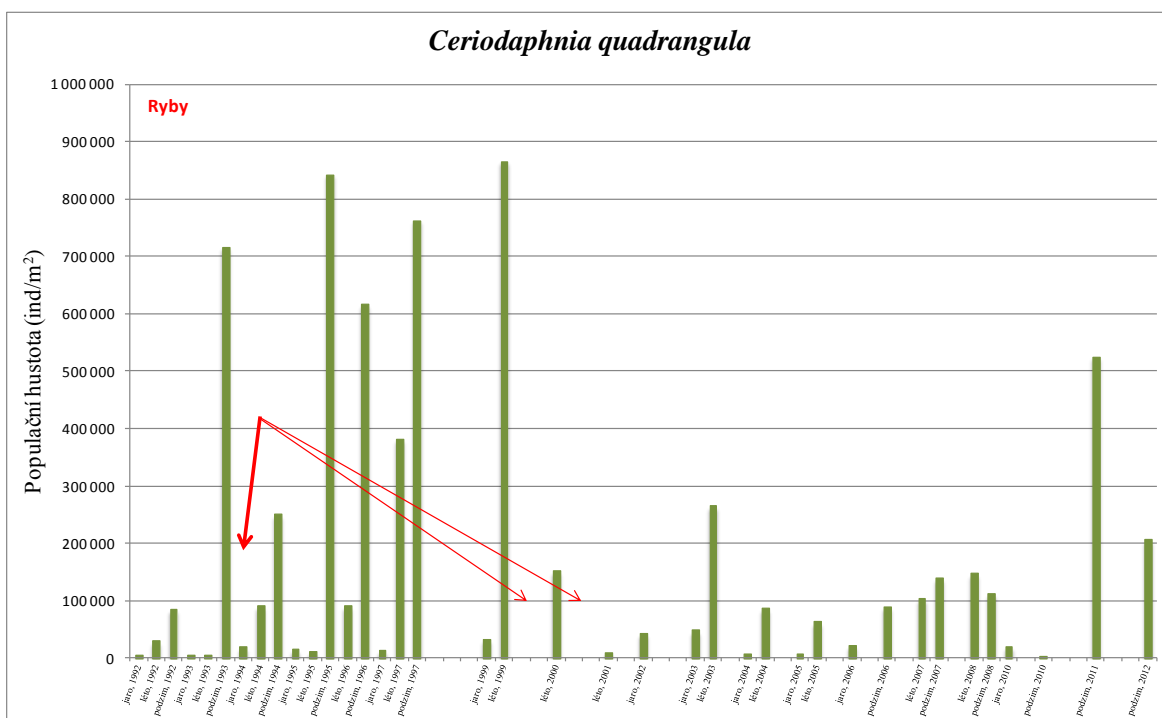
Obr. 21. Relativní zastoupení korýšů v nádrži Bedřichov v podzimním období let 1992-

2012. Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.

## 6.4. Vodní nádrž Josefův Důl

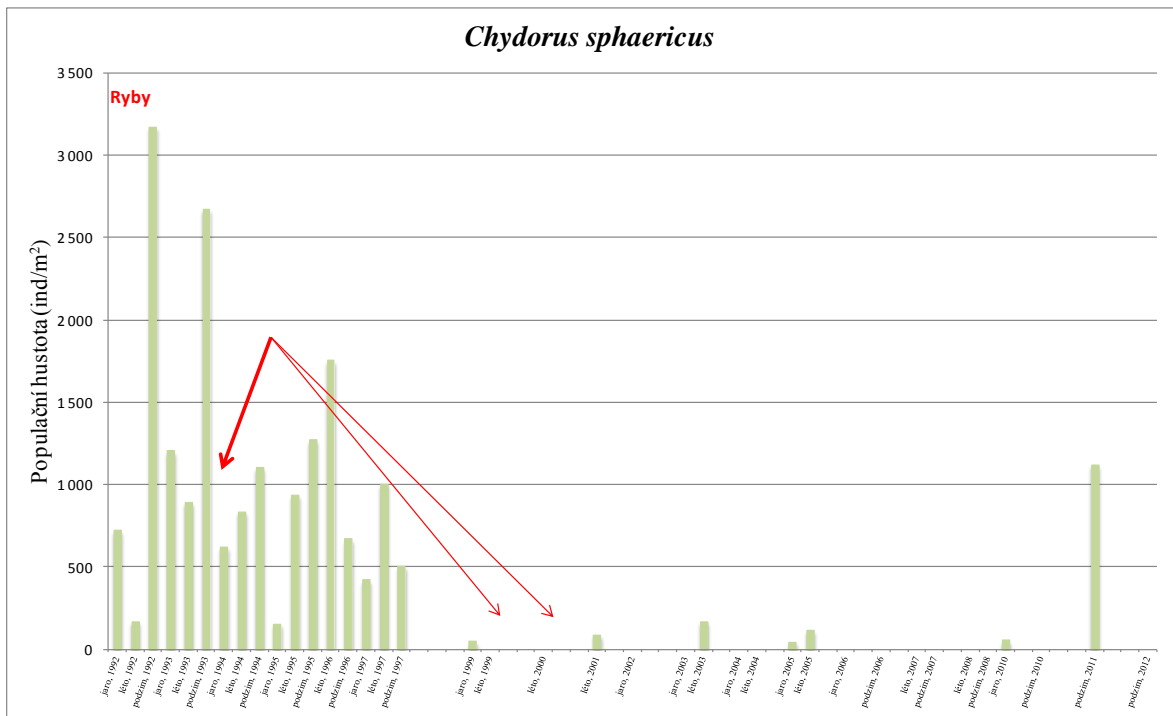
### 6.4.1. Vývoj početnosti vybraných druhů korýšů

Obr. 22-28 dokumentují početnost hlavních druhů korýšů během sledovaného období. Výraznou červenou šipkou je vyznačen rok, kdy na této nádrži došlo k vysazení ryb (jaro 1994 - 40 000 kusů plůdku sivena). Tyto ryby se ale zřejmě v nádrži neuchytily. Slabší šipky označují období dosazení rybami (podzim 1999-1000 kusů 0<sup>+</sup>, podzim 2000 -1 500 kusů 0<sup>+</sup>). Prázdné pozice na ose x naznačují období, ve kterých nebyl proveden odběr.

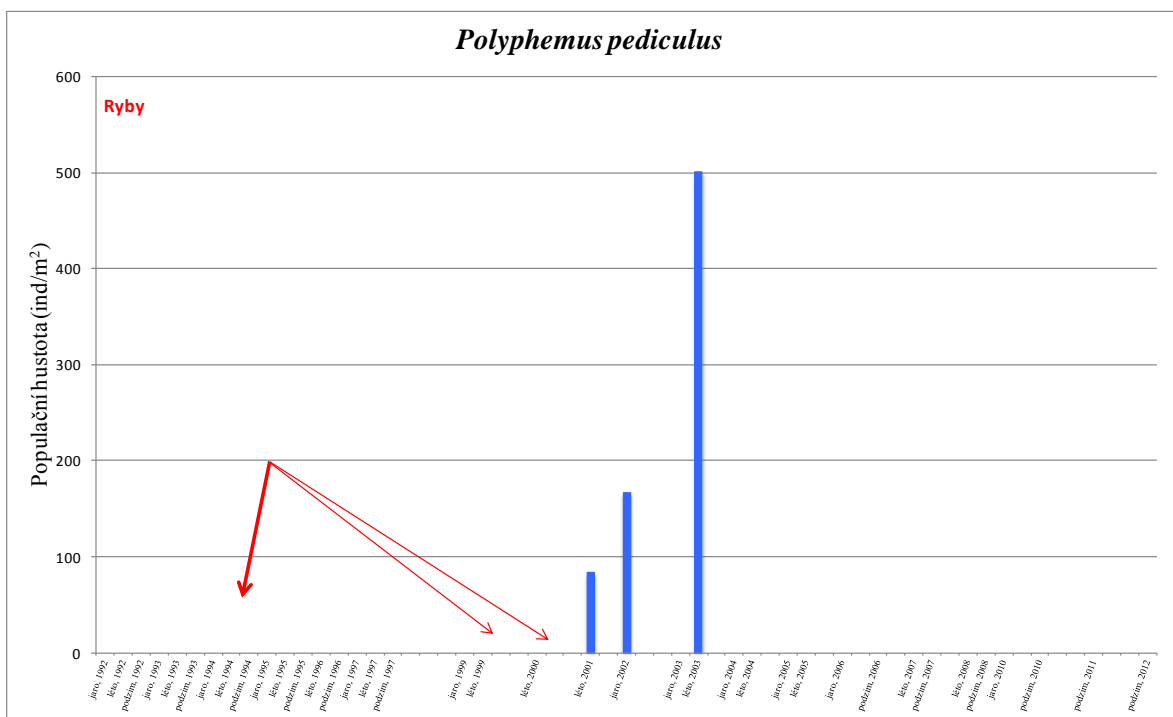


Obr. 22. Vývoj početnosti perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.

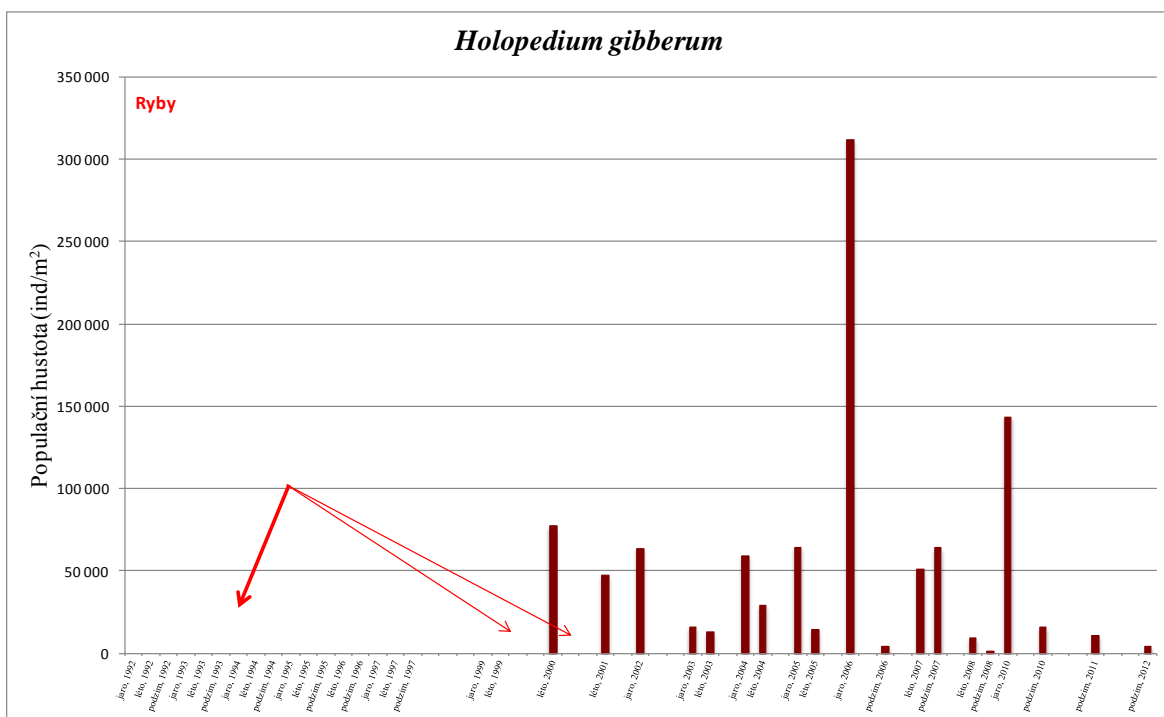




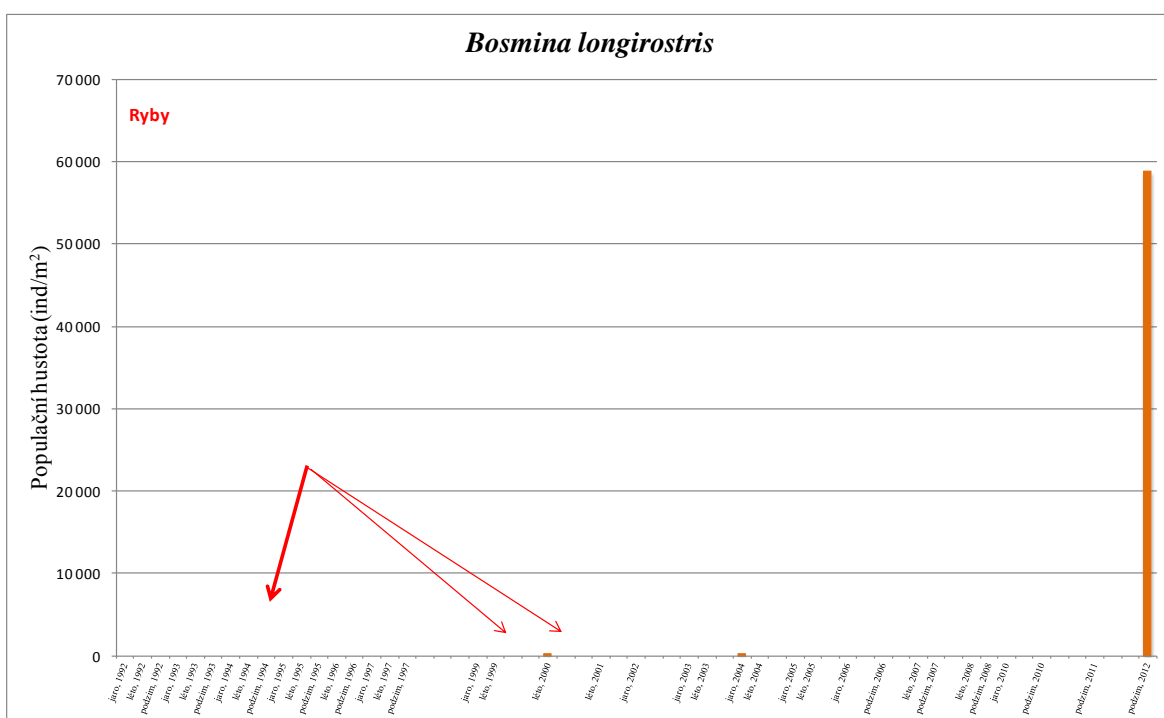
Obr. 23. Vývoj početnosti perloočky *Chydorus sphaericus* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.



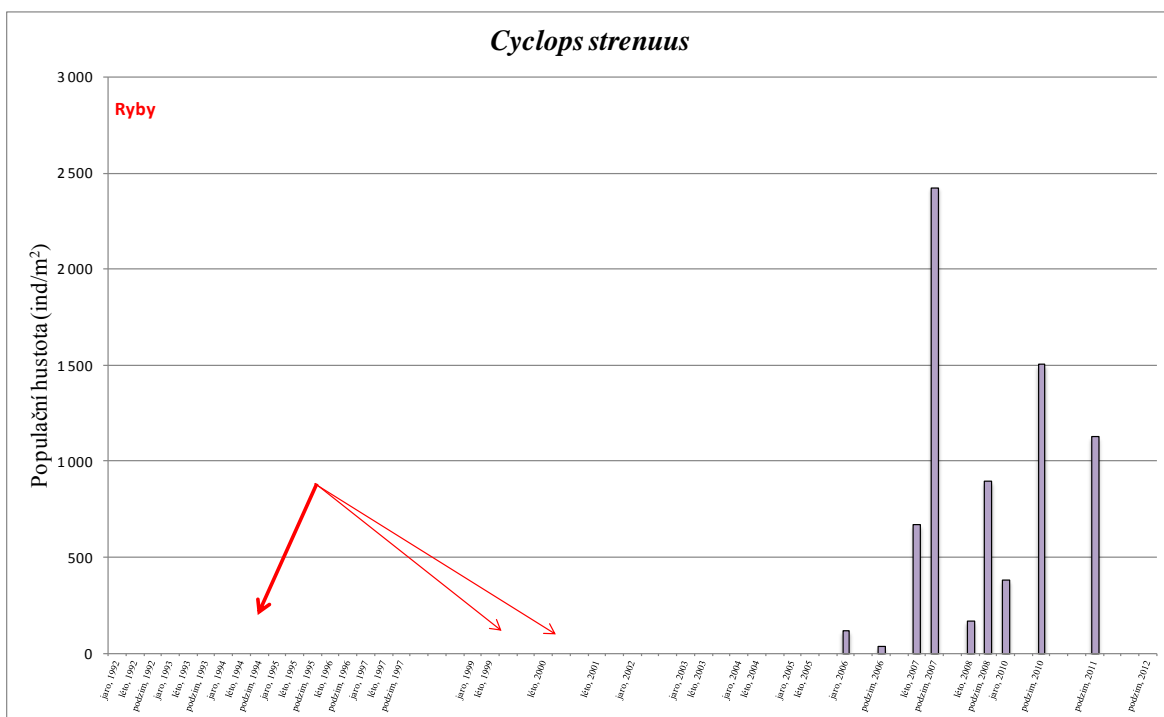
Obr. 24. Vývoj početnosti perloočky *Polyphemus pediculus* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.



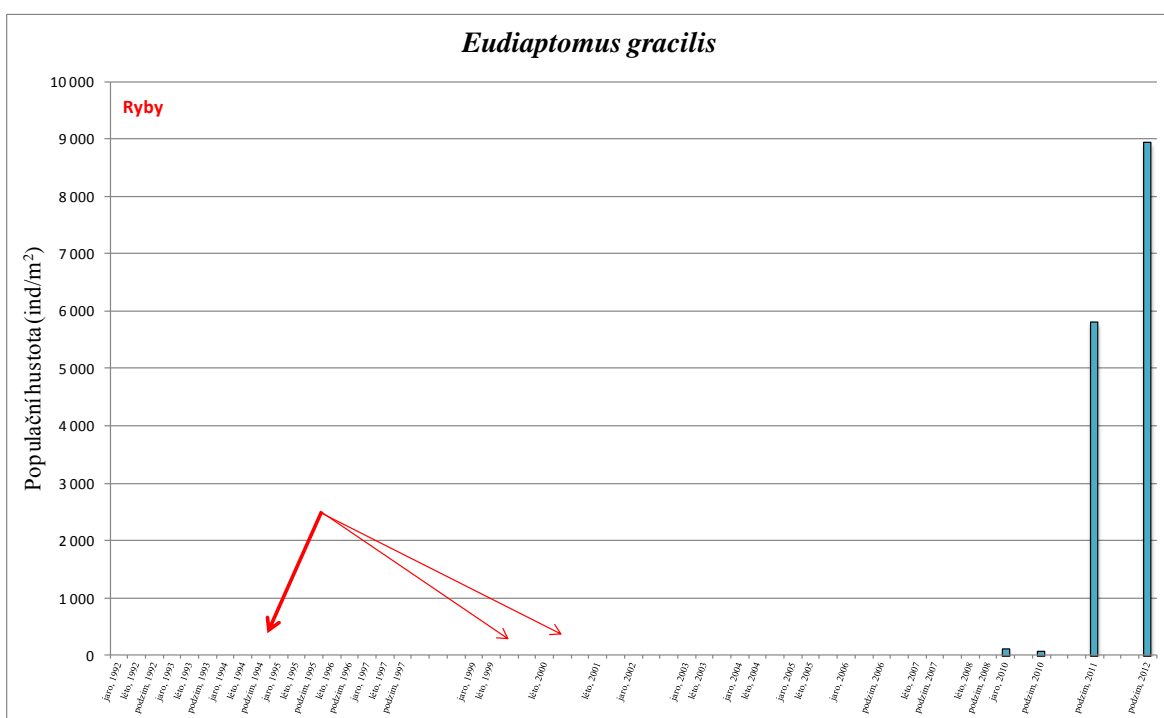
Obr. 25. Vývoj početnosti perloočky *Holopedium gibberum* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.



Obr. 26. Vývoj početnosti perloočky *Bosmina longirostris* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.



Obr. 27. Vývoj početnosti buchanky *Cyclops strenuus* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.

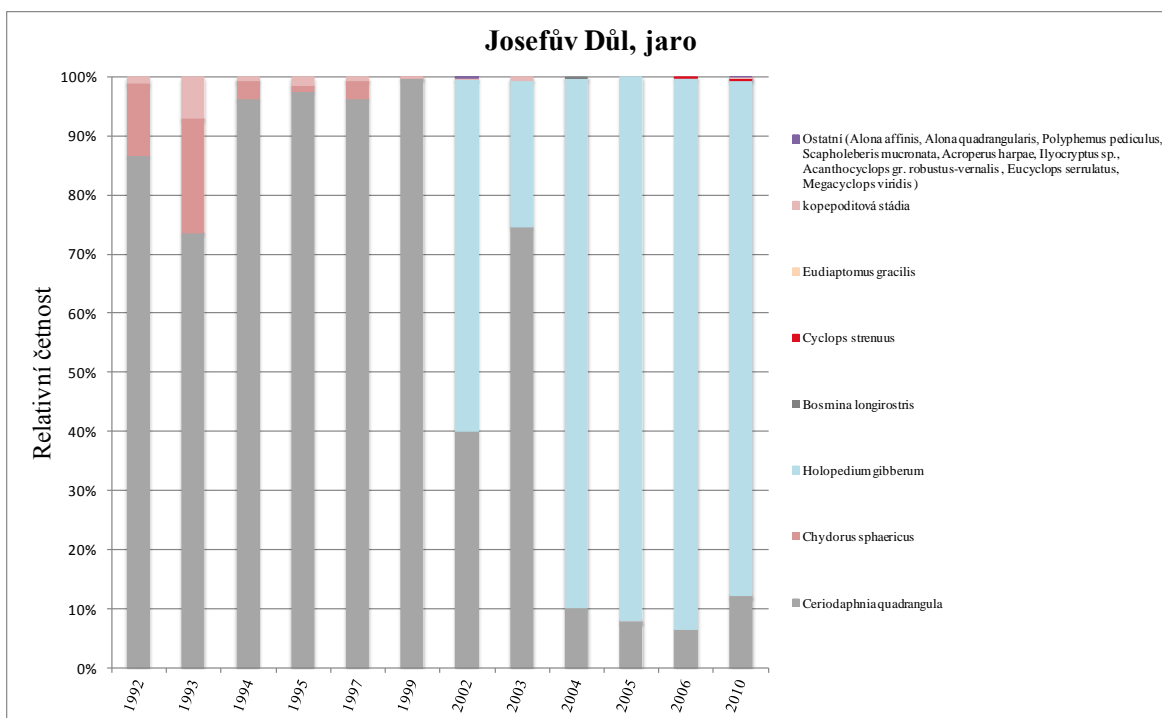


Obr. 28. Vývoj početnosti vznášivky *Eudiaptomus gracilis* v nádrži Josefův Důl v období 1992-2012.

Z Obr. 22 je patrné, že perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* v nádrži Josefův Důl jednoznačně dominovala a stejně jako v ostatních dvou nádržích se vyskytovala po celé sledované období ve velmi vysokých počtech. Změny její početnosti dobře odpovídají reintrodukci sivena a množství vysazených ryb. Perloočka *Chydorus sphaericus* (Obr. 23) byla v nádrži zaznamenána na počátku sledovaného období, do roku 1997 – poté byla nalézána nepravidelně a ve velice nízkých počtech, s výjimkou podzimního období 2011. Perloočka *Polyphemus pediculus* (Obr. 24) se v této nádrži objevila pouze v rozmezí let 2001-2003. Od roku 2000 se zde vyskytovala jiná zajímavá perloočka, druh *Holopedium gibberum* (Obr. 25). Její početnost v posledních letech klesala. Perloočka *Bosmina longirostris* (Obr. 26) se zde ve velmi malých populačních hustotách vyskytla již v letech 2000 a 2004. Znovu byla zaznamenána až v roce 2012, kdy dosáhla extrémně vysoké populační hustoty. V posledních letech se na Josefově Dole objevili také zástupci klanonožců. Buchanka *Cyclops strenuus* (Obr. 27), byla na nádrži prvně nalezena až na jaře roku 2006 a její početnost byla nejvyšší v roce 2007, potom se opět snížila. Na podzim roku 2012 nebyl tento druh nalezen. Na jaře roku 2010 byla poprvé zaznamenána vznášivka *Eudiaptomus gracilis* (Obr. 28), jejíž početnost se v podzimním období let 2011 a 2012 silně zvýšila.

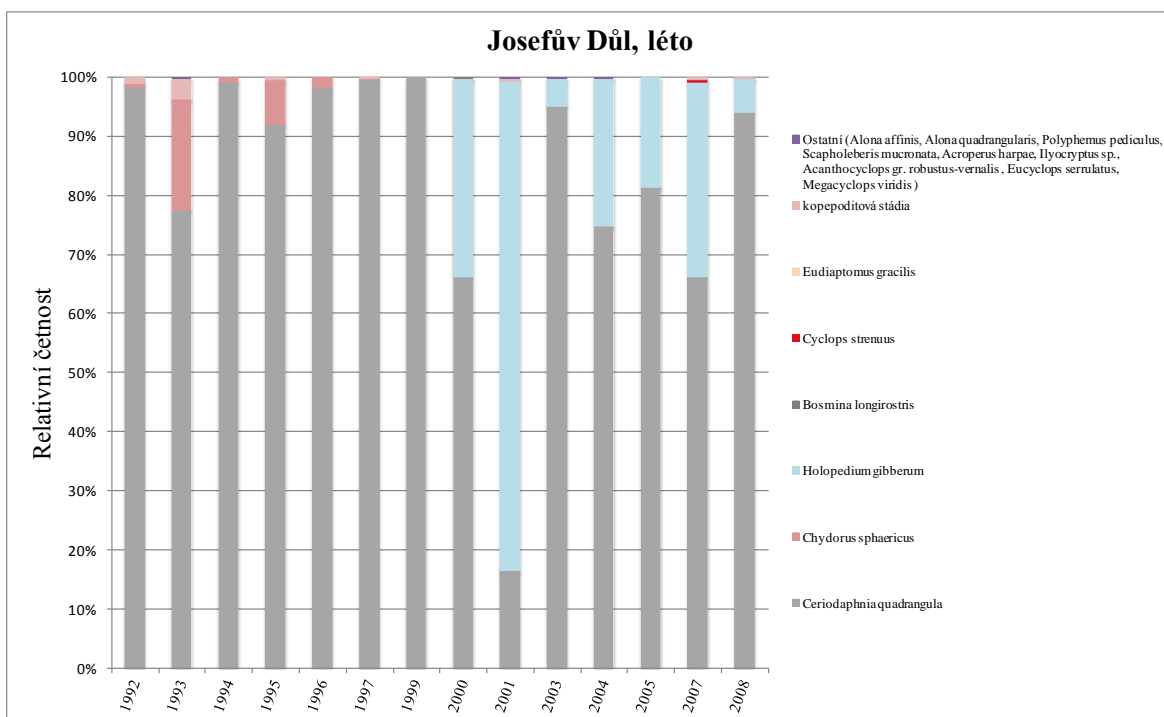
## 6.4.2. Sezónní změny druhové skladby koryšů

Relativní zastoupení jednotlivých druhů koryšů zobrazují Obr. 29-31. Z obrázků je patrné, že nejvíce zastoupeným druhem zhruba od počátku století byla v jarním období a na podzim 2010 perloočka *Holopedium gibberum*. Po zbytek sledovaného období dominovala v crustaceoplanktonu perloočka *Ceriodaphnia quadrangula*, kterou doplňoval pouze druh *Chydorus sphaericus* a kopepoditová stádia klanonožců. Od roku 2007 se na Josefově Dole vyskytly nově v menší míře také druhy *Cyclops strenuus* (který je nejvíce zastoupen v podzimních obdobích, Obr. 31), *Eudiaptomus gracilis* a *Bosmina longirostris* – je tedy patrný nárůst množství druhů koryšů.

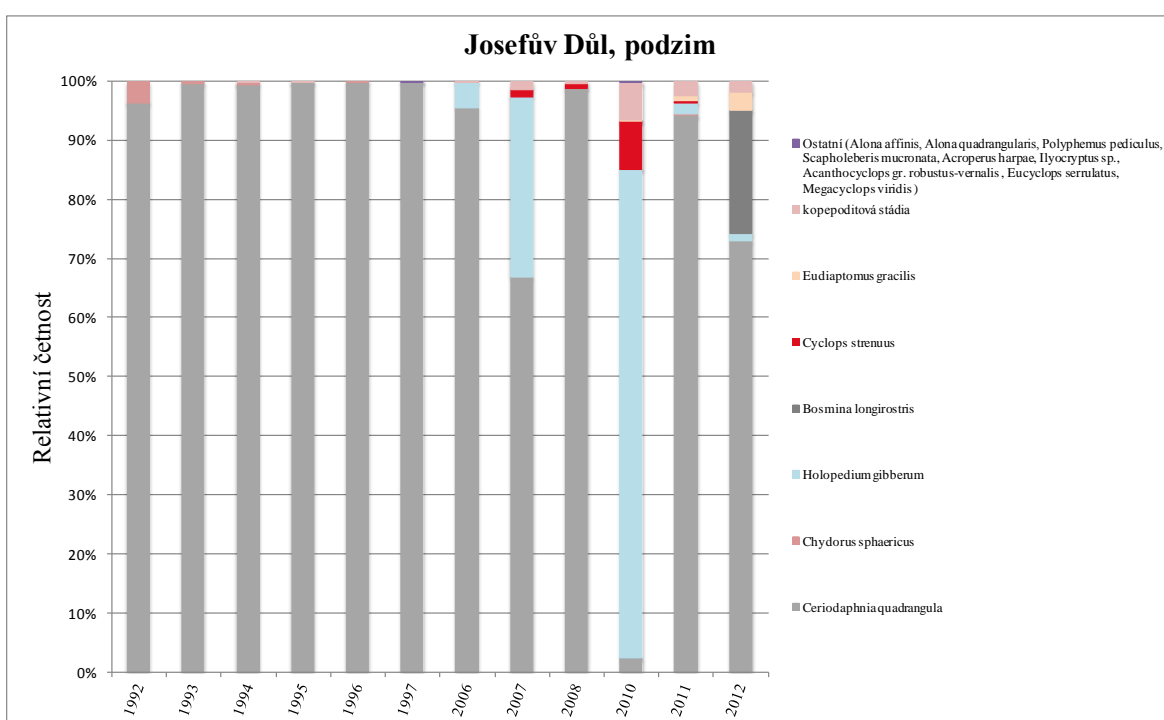


Obr. 29. Relativní zastoupení koryšů v nádrži Josefův Důl v jarním období let 1992-2010.

Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



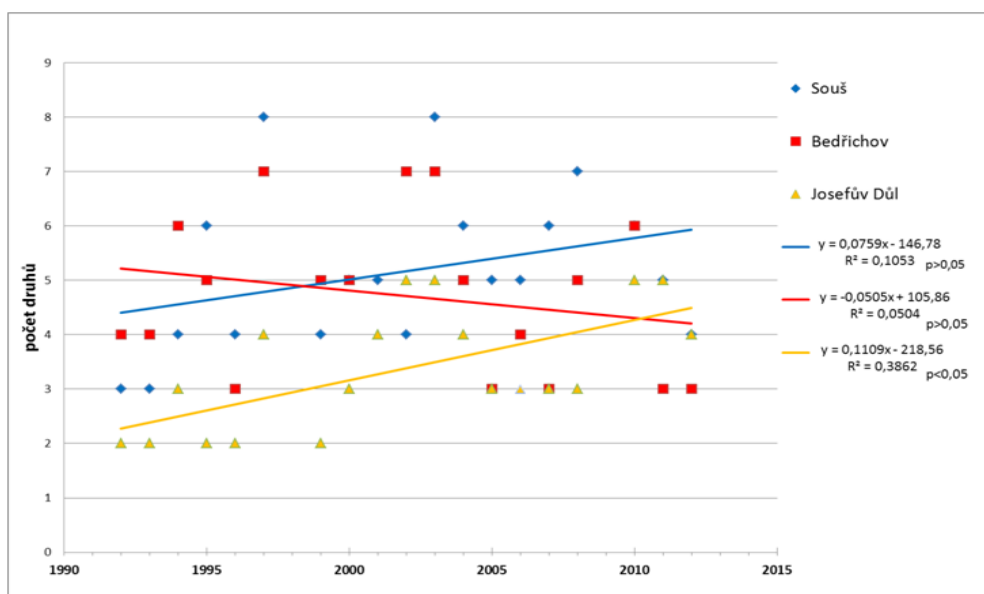
Obr. 30. Relativní zastoupení koryšů v nádrži Josefův Důl v letním období let 1992-2008. Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.



Obr. 31. Relativní zastoupení koryšů v nádrži Josefův Důl v podzimním období let 1992-2012. Druhy, které se ve vzorku vyskytovaly v četnostech pod 1 %, byly zařazeny do kategorie „ostatní“.

## 6.5. Vývoj počtu druhů koryšů v nádržích

Přes celkově velmi nízké počty druhů koryšů, vyskytující se v planktonu sledovaných nádrží, jsem se pokusila o zhodnocení vývoje jejich druhové diverzity v čase (Obr. 32). Pro tento účel byly ze souboru nalezených druhů každé nádrže vyjmuty velmi ojediněle se vyskytující druhy, většinou litorální a bentické, které nejsou ukazateli míry biologického oživení volné vody.

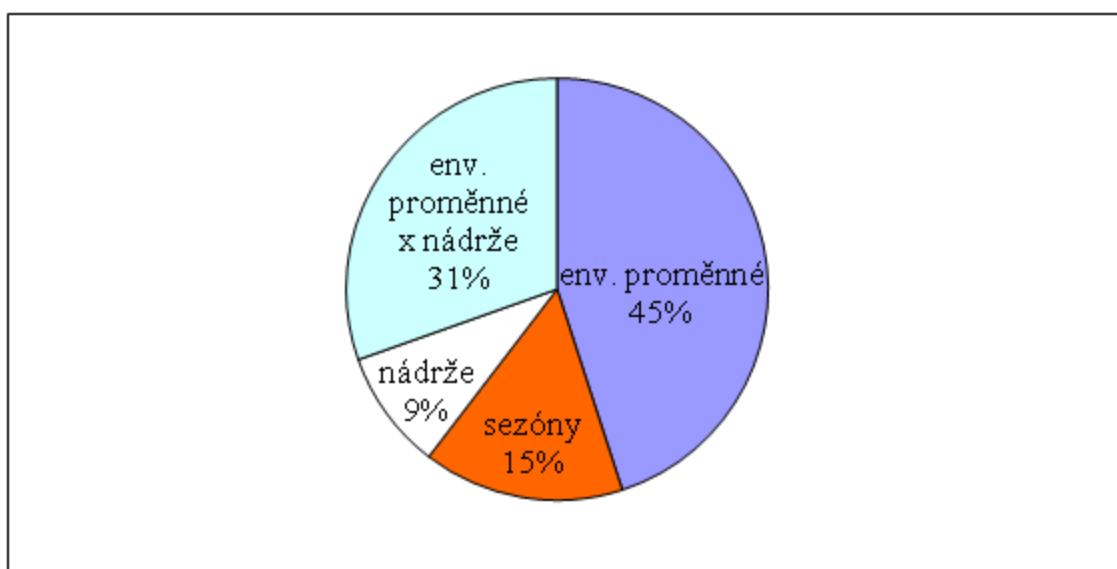


Obr. 32. Změny počtu druhů koryšů v nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl během sledovaného období (1992-2012).

V nádržích Souš a Josefův Důl je patrný mírně se zvyšující počet druhů. V nádrži Bedřichov jsem tento trend nenalezla. Kromě výsledků na nádrži Josefův Důl nejsou hodnoty statisticky významné. Na Josefově Dole byla zjištěna závislost vývoje počtu druhů v čase ( $R^2$  38 %,  $p=0,0045$ )

## 6.6. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na výskyt korýšů

Vliv proměnných prostředí a sezónnosti byl testován pomocí rozkladu variace (Obr. 33). RDA (redundanční analýza) vysvětlila celkem 24 % variability dat ( $p=0,002$ ). Environmentální faktory vysvětlily největší podíl variability dat, následovaly interakce nádrží a environmentálních charakteristik, zatímco sezóny i nádrže samy o sobě vysvětlovaly pouze menší část variability. Zajímavá je silná interakce nádrží a environmentálních proměnných, ukazující na značnou varibilitu environmentálních faktorů proměnných mezi nádržemi a také na to, že vliv jednotlivých faktorů se může lišit mezi nádržemi.



Obr. 33. Rozdělení hlavních zdrojů variability dat o výskytu planktonních korýšů nádrží Souš, Bedřichov a Josefův Důl (RDA a variation partitioning).

Pro hodnocení vzájemného vztahu proměnných faktorů prostředí a jednotlivých druhů a kategorií korýšů na nádržích (Obr. 34-37) byla použita analýza hlavních komponent (PCA).

U nádrže Souš (Obr. 34) první ordinační osa (která vysvětlovala 22,7 % celkové variability dat) nejsilněji korelovala s jarním obdobím, výškou hladiny, vyšším výskytem dravých korýšů, perloočky *Chydorus sphaericus* a buchanky *Acanthocyclops gr. robustus*



-*vernalis*. Negativně korelovala s průběhem let, vápněním nádrže, hodnotami pH a vodivosti a populace sivena amerického. Vyskytovaly se perloočky *Bosmina longirostris* a *Alona affinis*. Druhá ordinační osa (vysvětlovala 19,6 % celkové variability dat) pozitivně korelovala se sezónními změnami, letním obdobím, výskytem filtrujícího zooplanktonu, perlooček *Ceriodaphnia quadrangula* a *Sida crystallina*, buchank *Eucyclops serrulatus* a *Diacyclops nanus* a kopepoditových stádií. Negativně korelovala v průběhu let s podzimním obdobím a průhledností vody, nalézáme buchanku *Cyclops strenuus*, v dřívějších letech perloočku *Daphnia longispina* gr.

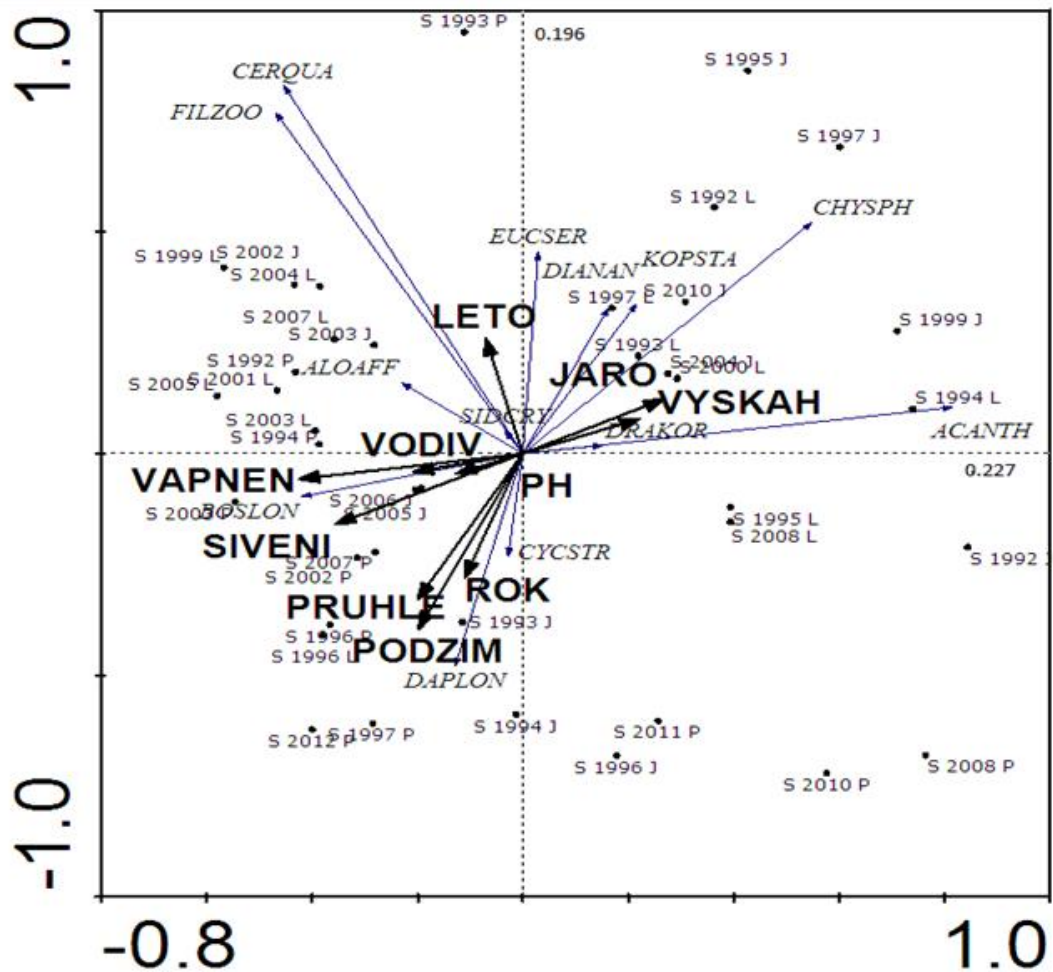
Na nádrži Bedřichov (Obr. 35) první ordinační osa (vysvětlující 22,1 % celkové variability dat) nejsilněji korelovala s výškou hladiny vody v nádrži a výskytem perloočky *Chydorus sphaericus*. Negativně korelovala s průběhem let, letním obdobím, pH vody a velikostí populace sivena amerického, tedy s faktory odrážejícími pokles acidifikace a míru obnovy. S těmito projevy zotavování z acidifikace souvisí výskyt filtrujících (herbivorních) perlooček *Ceriodaphnia quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Alona affinis*, litorální buchanka *Eucyclops serrulatus* a v posledních letech také perloočka *Daphnia longispina* gr. a vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. Druhá ordinační osa (která vysvětlovala 22 % celkové variability dat) pozitivně korelovala s faktory indikujícími sezónní změny, zejména s jarním obdobím, vápněním a vodivostí vody. Sezónní změny odráží také výskyt dravých korýšů, perloočky *Scapholeberis mucronata* a buchanky *Diacyclops nanus*. Negativně korelovalo podzimní období s výskytem perloočky *Daphnia longispina* gr. a buchank *Cyclops strenuus*, *Eucyclops serrulatus* a *Acanthocyclops* gr. *robustus-vernalis*.

Na nádrži Josefův Důl (Obr. 36) první ordinační osa (která vysvětlovala 31,2 % celkové variability dat), nejsilněji korelovala s faktory indikujícími sezónní změny zejména s vápněním, průhledností, vodivostí a výškou hladiny vody v nádrži. Tyto faktory se projevují především v jarním období. Už méně korelovala s letním obdobím, kdy tento stav ještě zčásti přetrvává. Ve větším množství se objevili draví korýši – perloočka *Polyphemus pediculus* a více kopepoditových stádií. Negativně s těmito faktory korelovalo podzimní období. Ve větší míře se vyskytovaly filtrující druhy korýšů a perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* a *Bosmina longirostris*. Druhá ordinační osa (vysvětlovala 24,7 % celkové variability dat) pozitivně korelovala s dlouhodobými změnami, stále se zvyšující populací sivena amerického a vyšší hodnotou pH vody. Objevily se perloočky *Holopedium gibberum*, *Scapholeberis mucronata*, vznášivka *Eudiaptomus gracilis*

a buchanka *Cyclops strenuus*. Negativně korelovalo letní období s výškou hladiny vody a výskytem perlooček *Alona affinis* a *Chydorus sphaericus*.

Korelace mezi sledovanými faktory a všemi nádržemi znázorňuje Obr. 37.

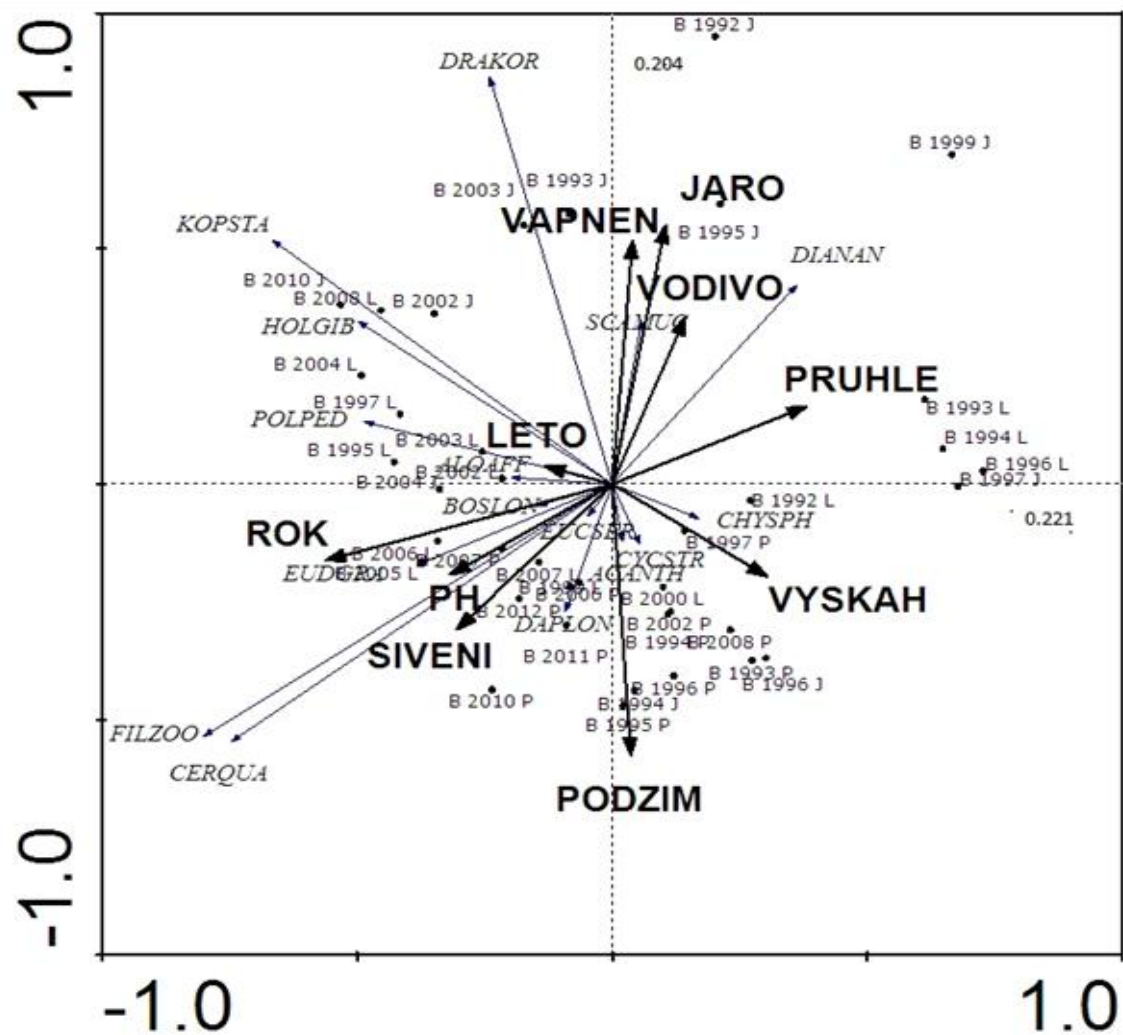
Toto porovnání všech nádrží ukazuje na dva hlavní zdroje variability v datech o výskytu planktonních korýšů. První ordinační osa (vysvětluje 20,2 % variability dat) korelovala s faktory souvisejícími se sezónními změnami výskytu korýšů: jaro, podzim a průhlednost, která též značně kolísá v sezóně. Sezónní vliv se projevil nejsilněji v podzimním období na nádrži Bedřichov, kde se vyskytoval ve větší míře filtrující zooplankton, perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* a *Alona affinis* a vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. Druhá ordinační osa (vysvětlující 15,4 % variability dat) korelovala s faktory určujícími postupnou změnu (obnovu) korýšů v průběhu jednotlivých let. Jedná se zejména o změnu pH a přítomnost rybí obsádky. Hlavními korelovanými faktory byla přítomnost sivenů, hodnota pH, roky a vápnění. Reflektuje též variabilitu mezi nádržemi v postupu obnovy (zotavování z acidifikace), ta je nejmenší u nádrže Josefův Důl, jak je patrné z negativní korelace pH a výskytem perloočky *Chydorus sphaericus*. Naproti tomu vyšší míra obnovy korelovala s vápněním vod, hodnotou pH a zvyšováním populace sivena amerického v průběhu let a s výskytem perlooček *Bosmina logirostris*, *Holopedium gibberum*, *Sida crystallina*, *Polyphemus pediculus* a buchanky *Cyclops strenuus*. Vzhledem k tomu že nádrže jsou ovlivněny jak sezónními změnami, tak dlouhodobou změnou, není posun nádrží podél druhé osy tak vyhraněn. Jako nádrž s největším stupněm zotavení se jeví nádrž Souš.



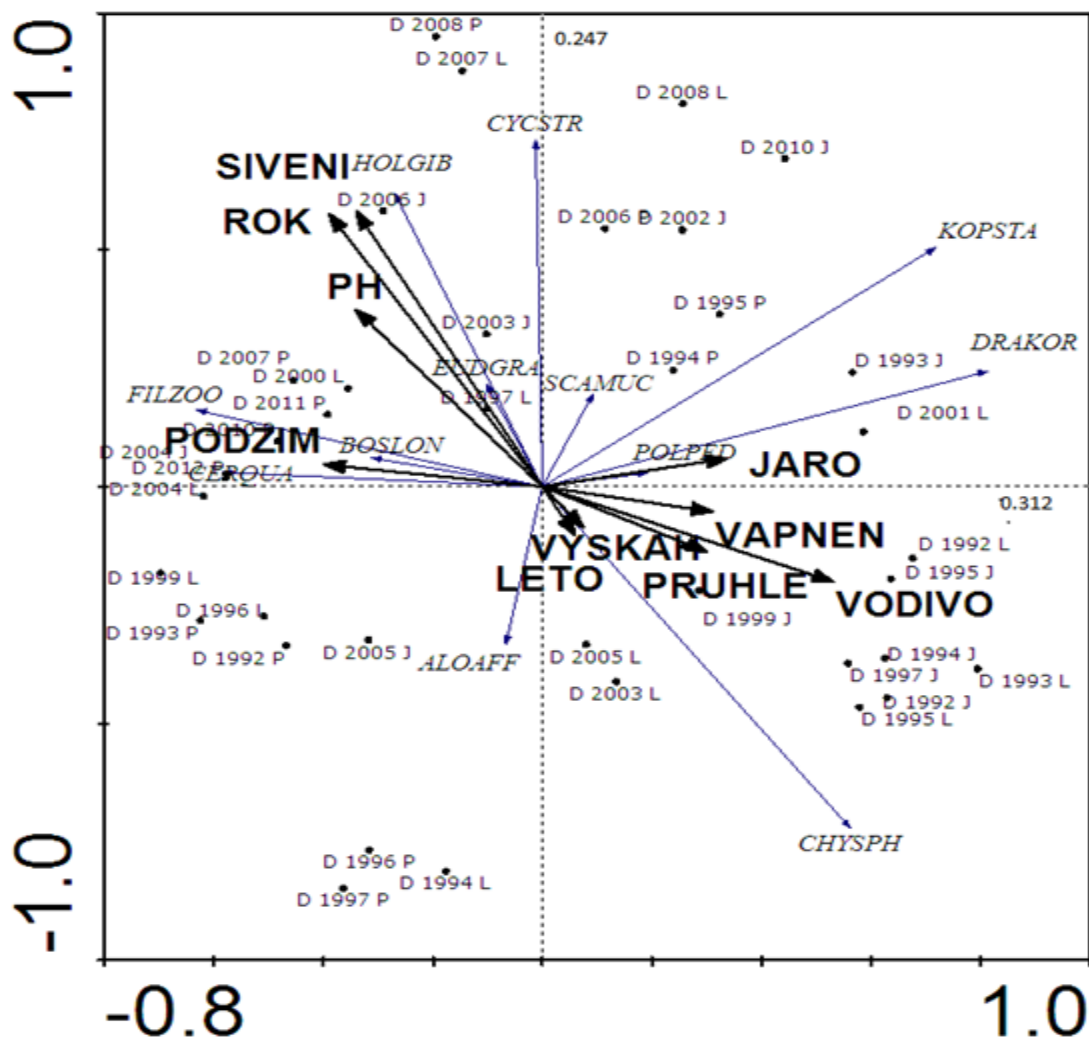
Obr. 34. Korelace mezi proměnnými faktory prostředí a druhů / kategorií korýšů s pasivním promítnutím jednotlivých odběrových dat pro nádrž Souš.

Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa.

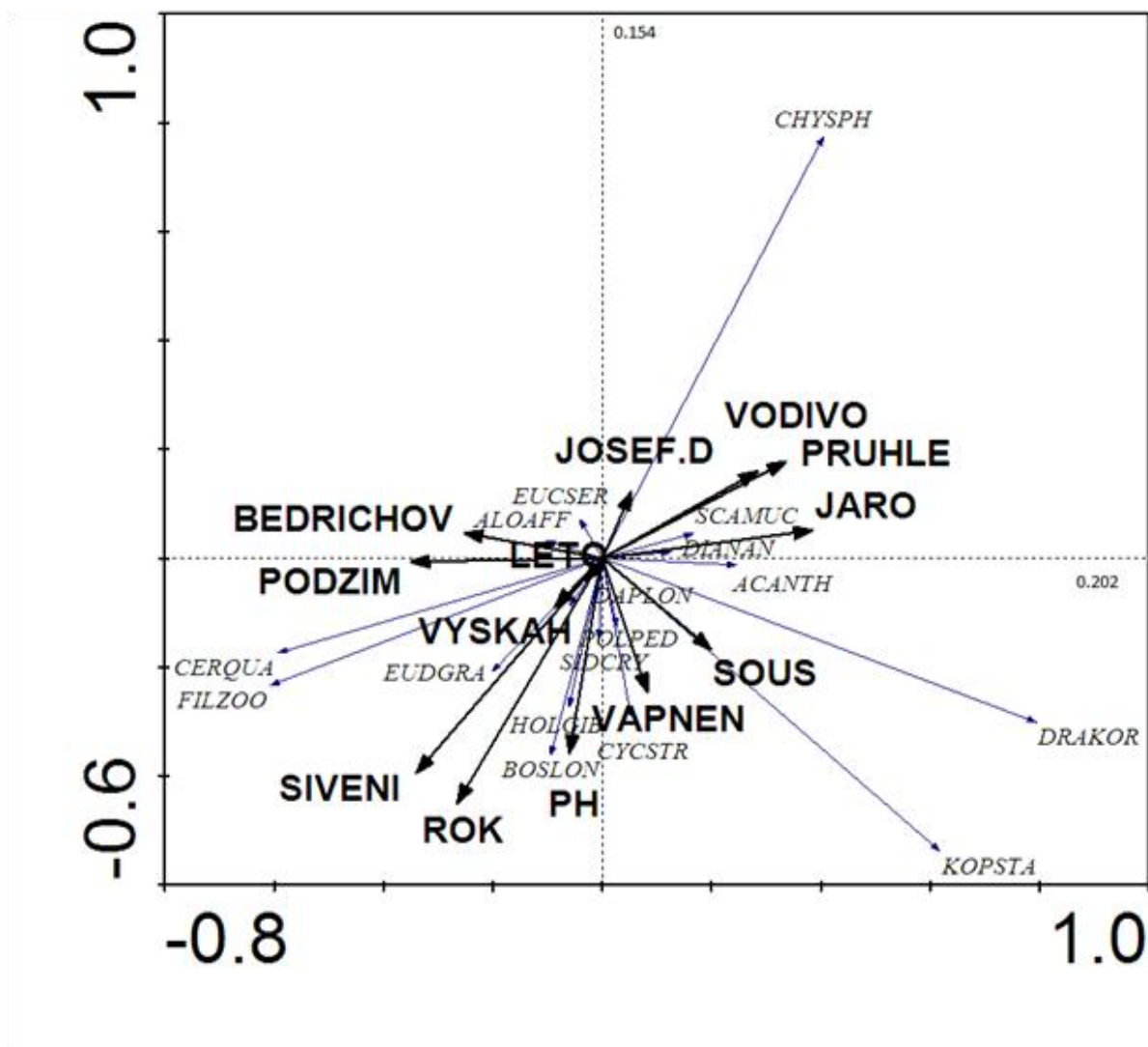
Vysvětlivky: FILZOO - filtrující korýši (všichni korýši kromě dospělých buchank, jejich kopepoditů a perloočky *Polyphemus pediculus*), DRAKOR - draví korýši (dospělé buchanky, jejich kopepoditi a perloočky *Polyphemus pediculus*), KOPSTA - kopepoditová stádia buchank a vznášivek dohromady, CERQUA - *Ceriodaphnia quadrangula*, POLPED - *Polyphemus pediculus*, CHYSPH - *Chydorus sphaericus*, HOLGIB - *Holopedium gibberum*, BOSLON - *Bosmina longirostris*, DAPLON - *Daphnia longispina* gr., SCAMUC - *Scapholeberis mucronata*, ALOAFF - *Alona affinis*, SIDCRY - *Sida crystallina*, ACANTH - *Acanthocyclops* gr. *robustus-vernalis*, DIANAN - *Diacyclops nanus*, CYCSTR - *Cyclops strenuus*, EUCSER - *Eucyclops serrulatus*, EUDGRA - *Eudiaptomus gracilis*, JARO - jarní období, LETO - letní období, PODZIM - podzimní období, VAPNEN - vápnění, VODIVO - vodivost vody ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), PRUHLE - průhlednost vody (m), SIVENI – výskyt (odhad počtů) sivena amerického ( $\text{ind}/100\text{m}^2$ ), ROK – čas (rok) sledování, pH - hodnota pH na hladině nádrže, VYSKAH - výška hladiny (m n.m.).



Obr. 35. Korelace mezi proměnnými faktory prostředí a druhů / kategorií korýšů s pasivním promítnutím jednotlivých odběrových dat pro nádrž Bedřichov. Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa. Vysvětlivky viz Obr. 34.



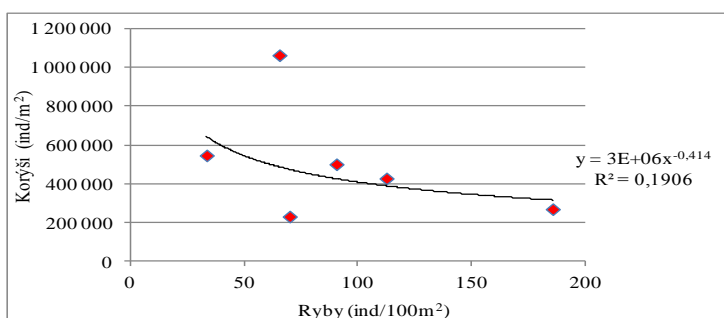
Obr. 36. Korelace mezi proměnnými faktory prostředí a druhů / kategorií koryšů s pasivním promítnutím jednotlivých odběrových dat pro nádrž Josefův Důl. Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa. Vysvětlivky viz Obr. 34.



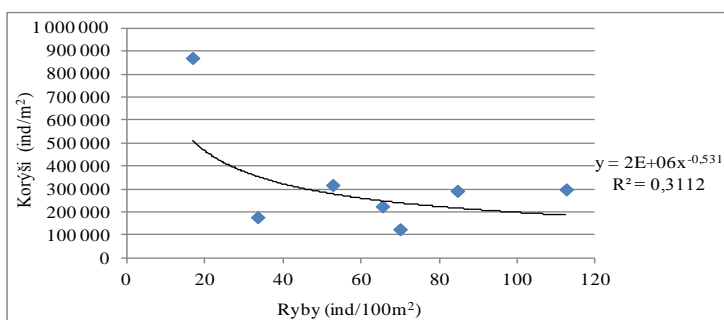
Obr. 37. Korelace mezi proměnnými faktory prostředí a druhů / kategorií korýšů na nádržích Bedřichov, Souš a Josefův Důl. Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa. Vysvětlivky viz Obr. 34.

## 6.7. Závislost početnosti korýšů na biotických faktorech

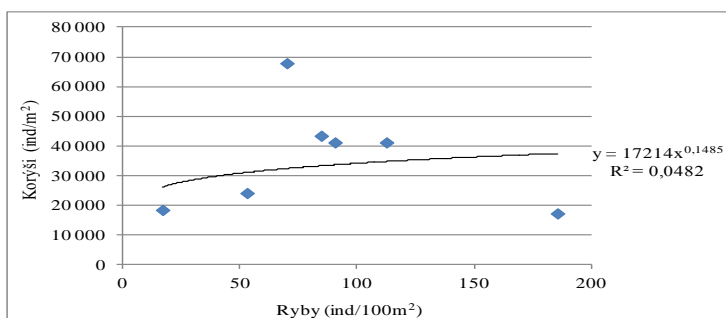
Na základě dat, která jsem měla k dispozici, jsem se zabývala vztahem mezi početností korýšů a mírou rybí predace – odhadem množství lososovitých ryb v nádržích, zjišťovaným vždy v období podzimního tření na přítocích nádrží (Obr. 38-41) a mezi početností filtrujících korýšů a množstvím potravy vyjádřeným jako objemová biomasa fytoplanktonu u hladiny (Obr. 42-48).



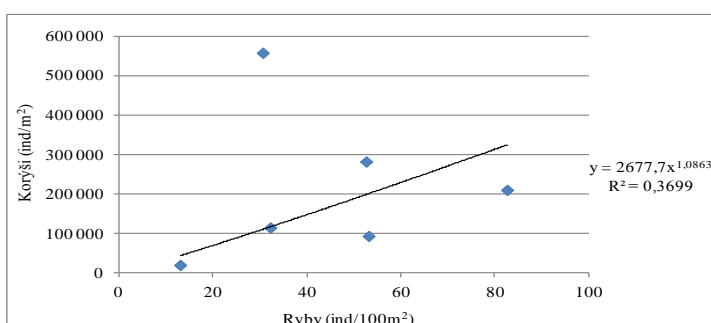
Obr. 38. Vztah mezi celkovou abundancí korýšů v letním období a abundancí lososovitých ryb (sivenů amerických, pstruhů obecných) v nádrži Souš.



Obr. 39. Vztah mezi celkovou abundancí korýšů v podzimním období a abundancí lososovitých ryb (sivenů amerických, pstruhů obecných) v nádrži Souš.



Obr. 40. Vztah mezi celkovou abundancí korýšů v podzimním období a abundancí lososovitých ryb (sivenů amerických) v nádrži Bedřichov.



Obr. 41. Vztah mezi celkovou abundancí korýšů v podzimním období a abundancí lososovitých ryb (sivenů amerických) v nádrži Josefův Důl.

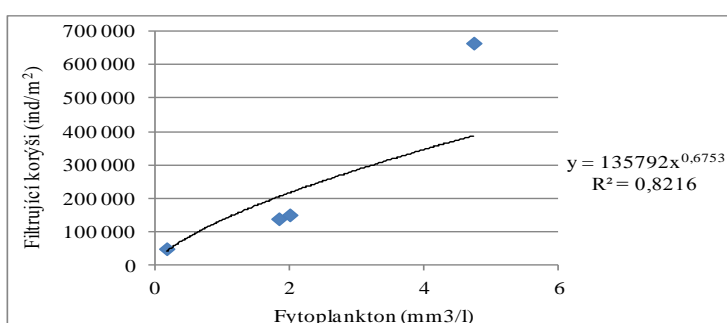
Z Obr. 38 a 39 je patrná snižující se početnost korýšů při nárůstu množství ryb v nádrži Souš. Závislost je podobná pro letní i podzimní hodnoty početnosti korýšů. Pro nádrž Bedřichov v podzimním období (Obr. 40) již takový vztah nebyl nalezen, zdá se, že do určité míry početnosti ryb stoupá s množstvím ryb v nádrži také množství korýšů, dále se zvyšujícími se počty ryb však abundance korýšů klesá. U nádrže Josefův Důl v podzimním období (Obr. 41) jsem našla opačný vztah – početnost korýšů se zvyšovala s rostoucím množstvím sivenů. Vztah mezi abundancí korýšů v letním období a množstvím ryb na nádržích Bedřichov a Josefův Důl nebylo možné vynést z důvodu velice malého množství dat.

Pro studium závislosti mezi početnostmi herbivorního zooplanktonu (filtrujících korýšů) v nádržích a množstvím potravy jsem použila údaje o objemové biomase fytoplanktonu v hladinových vzorcích. Objemová biomasa fytoplanktonu v jiných

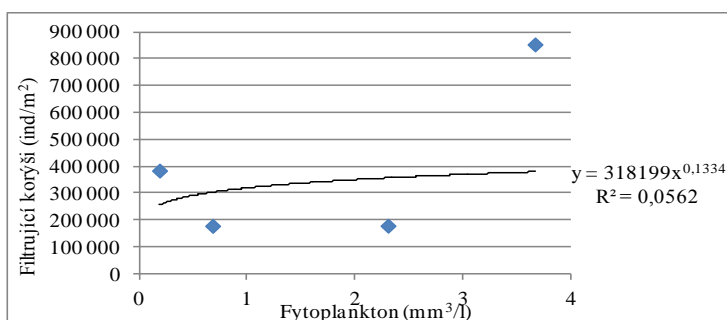


hloubkách nádrží nebyla zatím zpracována a údajů o koncentraci chlorofylu-*a* jako jiné, zřejmě vhodnější, míře biomasy řas bylo pro účely této práce málo.

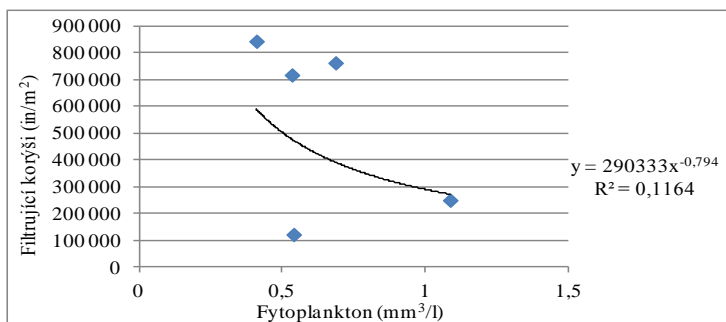
Testovala jsem vždy závislost abundance filtrátorů v podzimním období na množství potravy v předešlém (letním) období (Obr. 42-44). Dále jsem se pokoušela zjistit, jak souvisejí nejvyšší dosažené početnosti herbivorních korýšů v roce (bez ohledu na sezónu) s nejvyššími hodnotami biomasy fytoplanktonu ve stejném roce (bez ohledu na sezónu) – Obr. 45-47. Pro možnost srovnání nádrží z hlediska množství korýšů a biomasy fytoplanktonu i z hlediska závislostí mezi nimi jsem stejná data společně uplatnila v Obr. 48.



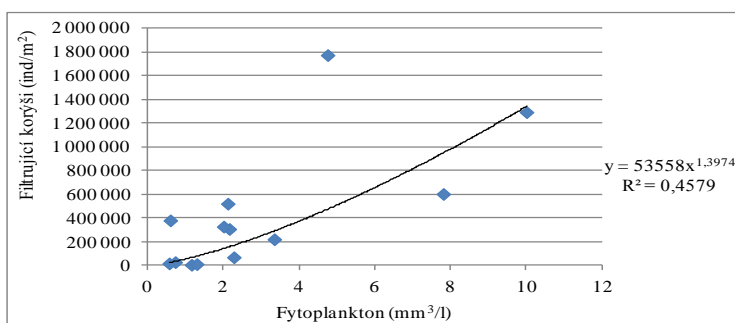
Obr. 42. Vztah mezi abundancí herbivorních korýšů (na podzim) a objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny (v létě) v nádrži Souš.



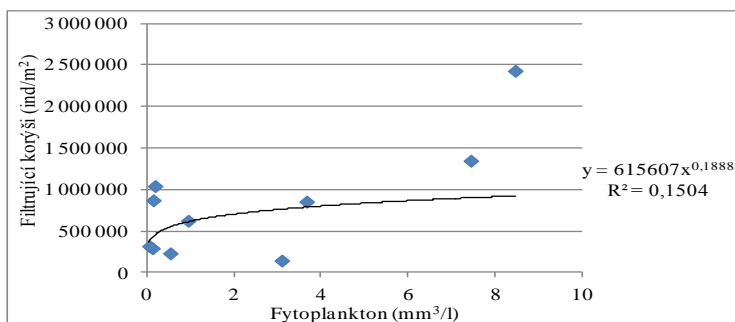
Obr. 43. Vztah mezi abundancí herbivorních korýšů (na podzim) a objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny (v létě) v nádrži Bedřichov.



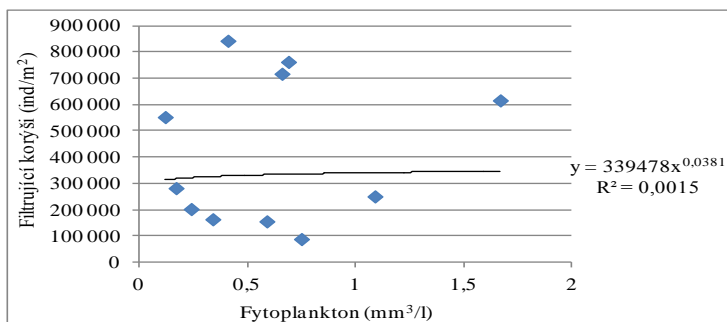
Obr. 44. Vztah mezi abundancí herbivorních korýšů (na podzim) a objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny (v létě) v nádrži Josefův Důl.



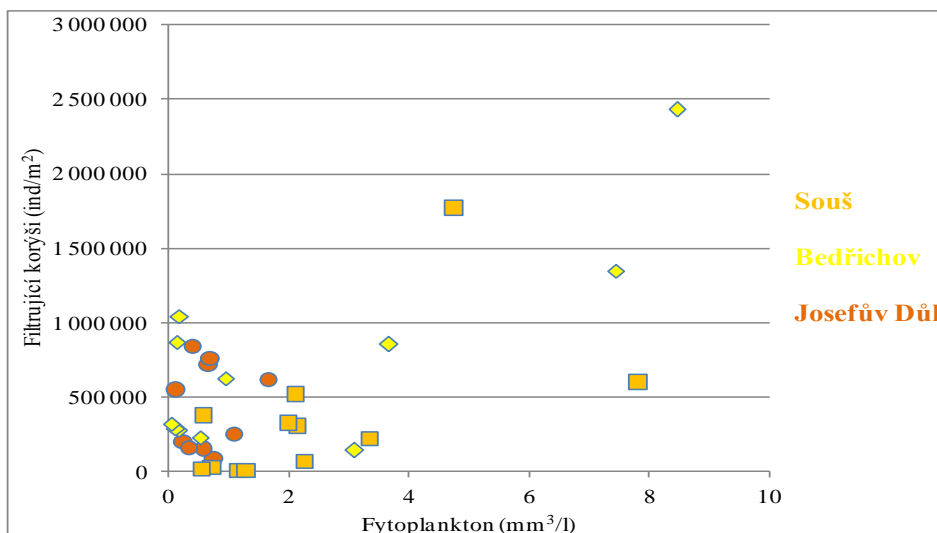
Obr. 45. Vztah mezi maximální abundancí herbivorních korýšů v roce a maximální objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny v témže roce v nádrži Souš.



Obr. 46. Vztah mezi maximální abundancí herbivorních korýšů v roce a maximální objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny v témže roce v nádrži Bedřichov.



Obr. 47. Vztah mezi maximální herbivorních abundancí korýšů v roce a maximální objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny v témže roce v nádrži Josefův Důl.



Obr. 48. Vztah mezi maximální abundancí herbivorních korýšů v roce a maximální objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny v témže roce ve všech nádržích.

Z Obr. 42 je patrná zvyšující se početnost korýšů v závislosti na množství potravy v předešlém období na nádrži Souš, zatímco na nádrži Bedřichov tento trend není už tolik patrný (Obr. 43). Na nádrži Josefův Důl jsem z dostupných dat neprokázala tuto závislost (Obr. 44). Podobné vztahy závislosti jsem našla i při použití maximálních hodnot zvolených veličin pro zooplankton a fytoplankton v daném roce (Obr. 45-47).

## 7. Diskuse

### 7.1. Chemismus nádrží Jizerských hor.

Nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl jsou od svého vzniku vody přirozeně kyselé, dystrofní (mezotrofní) (Stuchlík a kol., 1997). Charakter nádrží je dán především převahou smrkových monokultur v povodí a velkým obsahem huminových kyselin vyluhovaných z četných rašelinišť (Lhotský, 1963b). Chemismem vody v nádržích Souš a Bedřichov se jako první zabýval Gessner (1925, 1929). Podle tohoto autora se na konci 20. let minulého století pohybovalo pH na nádržích Souš a Bedřichov kolem hodnoty 5,4. Jizerské hory jsou oblastí z geologického hlediska velmi citlivou vůči kyselé atmosférické depozici a důsledek antropogenní acidifikace se v nádržích na náhorní plošině hor začal projevovat pravděpodobně již počátkem 50. let 20. století (Stuchlík a kol., 1997). Jak uvádí Zubčenko (1955), hodnota pH v nádrži Souš se v roce 1950 pohybovala mezi 4,4-6,2 a na Bedřichově v roce 1954 poklesla až na 3,8-4,7 (Jirásek a kol. 1959). Dále tyto autoři uvádějí, že hodnoty alkality se v 50. letech blížily k nule. Podle hodnot chemických parametrů vyvrcholila acidifikace vod na území Jizerských hor v polovině 80. let minulého století, kdy se pH vody v nádržích Souš a Bedřichov pohybovalo kolem hodnoty 4,2 a na nově vybudované přehradě Josefův Důl kolem hodnoty 4,4 (J. Křeček, Z. Hořická, nepublikovaná data). V důsledku acidifikace poklesla ve vodách hodnota pH, alkality a vodivosti a došlo k vzestupu obsahu dusičnanů a síranů. Spolu s nárůstem okyselujících látek klesaly ve všech nádržích koncentrace hořčíku a vápníku (Tab. 3-8). K nejmenšímu snížení koncentrace vápníku a hořčíku došlo na nádrži Souš. Tato vodárenská nádrž byla již od 80. let nepravidelně a nesystematicky různými způsoby vápněna. Pravidelné letecké vápnění mletým vápencem je prováděno Povodím Labe, s. p. od roku 1996 s cílem zvýšit pH vody po jarním tání sněhu, a usnadnit tak technologický proces úpravy surové vody na pitnou. Vápnění má za následek také žádoucí snížení množství hliníku, které je na Souši v důsledku geologických poměrů v povodí tradičně vysoké (Hořická a kol., 2013a).

## **7.2. Zotavování z acidifikace**

Dle chemických parametrů se kvalita vody v nádržích začala zlepšovat na přelomu 80. a 90. let minulého století (Tab. 3-8). Hodnota pH na Souši se v té době zvýšila přibližně na 5,5, po zavápnění i 6,5. Na Bedřichově dosáhla hodnota pH 5,2 a na Josefově Dole se v 90. letech pH vody pohybovalo kolem 5 (J. Křeček, Z. Hořická, nepublikovaná data). Ke zlepšení situace přispělo snížení kyselé atmosférické depozice po dokončení procesu odsíření tepelných elektráren, ale zásadní vliv na kvalitu vod v Jizerských horách a počátek obnovy vodních ekosystémů mělo smýcení smrkových porostů silně poškozených acidifikací (Křeček a Hořická, 2001). Podobně výrazně se po smýcení jehličnatého lesa zlepšil chemismus vod většiny šumavských jezer (Kopáček a kol., 2001). Od konce 80. let se hodnota pH na všech nádržích postupně zvyšovala a přinesla tak rychlé a dynamické zotavení vod z acidifikace jak po stránce chemismu, tak i života v nich, protože acidifikace vedla nejen k nepříznivým chemickým změnám ve vodách a k odumírání lesů, ale dotkla se především života vodních organismů.

## **7.3. Korýši v planktonu nádrží Jizerských hor**

### **7.3.1. Vývoj počtu druhů korýšů a jejich početnosti**

Dystrofní vody bývají zpravidla osídleny malým počtem druhů, většinou buď se specifickou vazbou na lokality kyselého či rašelinného charakteru nebo s širší ekologickou valencí, zejména tolerancí vůči nízkým hodnotám pH vody (Hořická a kol., 2013a). Tak tomu bylo i v nádržích vrcholových partií Jizerských hor s výskytem zrašelinělých půd v povodích. Nádrže Bedřichov a Josefův Důl byly sledovány až od počátku 90. let, zatímco nádrž Souš již od 20. let minulého století. Pravděpodobně prvním, kdo se zabýval skladbou korýšů v nádrži Souš (a to ještě v období před acidifikací), byl Gessner (1925, 1929), později v průběhu 50. let Sládeček (1955) a Jirásek a kol. (1959).

Záznamy o zooplanktonu z období vrcholné acidifikace bohužel neexistují žádné. Od r. 1992 jsou všechny tři nádrže sledovány pracovní skupinou Dr. Z. Hořické. Jak je vidět z prvního šetření Stuchlíka a kol. (1997) a z výstupů této práce, nádrže Jizerských hor byly i v období doznívající silné acidifikace osídleny malým počtem druhů korýšů. Jejich přežití v silně okyselených vodách bylo zřejmě umožněno přítomností velkého množství huminových kyselin, které tvoří komplexy s jinak potenciálně toxickými kovy (Pitter, 1999). Zcela rozdílná byla situace v tatranských jezerech. Stuchlík a kol. (1985) se zmiňují o tzv. tatranském fenoménu, kdy v jezerech nad hranicí lesa došlo v důsledku acidifikace ke kompletnímu vymizení zooplanktonu. Stejně důsledky měla acidifikace v Čertově jezeře na Šumavě, kde v roce 1979 nebyl nalezen ani jeden druh korýše (Fott, 1982). V té době zde byla naměřena hodnota pH 4,3, stejně jako ještě deset let po té. Koncentrace toxické frakce hliníku v Čertově jezeře se pohybovala kolem 0,9 mg l<sup>-1</sup>. V Černém jezeře, kde se během 50. let do konce 90. let snížilo pH z hodnot vyšších než 6 na hodnotu 4,4, Na přelomu 70. a 80. let se zde vyskytovala z korýšů pouze perloočka *Ceriodaphnia quadrangula*, která zřejmě přečkala období vrcholné acidifikace v litorálu s lepšími životními podmínkami (Fott a kol., 1994, Kopáček a kol., 2001). Také Hestagen a kol. (2007) se přiklánějí k teorii, že některé druhy korýšů mohou období acidifikace přežít v úkrytech v rámci jezera, kde zůstává uspokojivá kvalita vody. Perloočky *Holopedium gibberum* a *Daphnia longispina* gr. nebyly schopné životní podmínky Černého jezera přežít (Fott a kol., 1994).

Pravděpodobně nejdůležitějšími chemickými parametry pro rozvoj druhové diverzity jsou hodnota pH a množství Al a Ca (Bowman, 1991). Kromě dlouhodobých změn acidity jsou však ve vodních ekosystémech často patrné krátkodobé změny pH a alkality vody během roku v důsledku srážkové činnosti a tání sněhu (Bednářová, 1988). Tyto acidifikační epizody nezpůsobuje pouze kyselost srážek, důležité je i jejich množství. Maximu srážek odpovídají nejnižší hodnoty pH a alkality a naopak (Stuchlík a kol., 1985).

### ***Ceriodaphnia quadrangula***

Tato perloočka dominovala v planktonu všech tří nádrží a vyskytovala se po celou dobu sledování, i když od r. 2007 na Souši v minimálním množství. Během 90. let dosahovala početností až 2 500 000 ind/m<sup>2</sup> na Souši a Bedřichově a 900 000 ind/m<sup>2</sup> na Josefově Dole. Nádrž Souš je jediná, kde máme k dispozici starší poznatky o zooplanktonu výzkumů Gessnera a Wünsche (Gessner, 1925, Wunsch a Gessner, 1928), Sládečka (1955) a Jiráskova kol. (1959). Druh *Ceriodaphnia quadrangula* nebyl na Souši nalezen pouze ve vzorcích Sládečkových z let 1949-1951 (Sládeček, 1955). Gessner (1925, 1929) a Jirásek a kol. (1959) uvádějí místo druhu *Ceriodaphnia quadrangula* druh *C. pulchella* – domnívám se, že mylně a že se jednalo o stále stejný druh *C. quadrangula*. Tato perloočka se vyskytuje masově v planktonu různých typů vod a velmi dobře se uplatňuje jako potrava ryb (Šrámek-Hušek a kol., 1962). Její abundance se skutečně ve všech třech nádržích po vysazení ryb vždy na čas snížila. Také po roce 2007 její početnost na Souši velmi silně poklesla, zřejmě se zlepšením chemismu vody a nárůstem početnosti druhů, které jsou citlivější vůči kyselosti vody. Perloočka *Ceriodaphnia quadrangula* patří mezi druhy acidotolerantní a vykazuje také větší toleranci vůči toxickému působení kovů (Havens, 1991, Palmer a kol., 2013). Je typickou perloočkou vod dystrofních.

### ***Chydorus sphaericus***

Podobná situace nastala u perloočky *Chydorus sphaericus*, která se původně, v 90. letech, vyskytovala na všech třech nádržích (zkraje 20. a 50. let také na Souši) a s postupným chemickým zotavením vod docházelo k jejímu úbytku nebo úplnému vymizení. Během 90. let dosahovala početností 1-3 000 ind/m<sup>2</sup> na Josefově Dole a 1-7 000 ind/m<sup>2</sup> na Bedřichově. Tento druh, respektive zřejmě také komplex druhů, snáší vysoké rozpětí hodnot pH – Rybak a Bledzki (2010) uvádějí rozmezí pH 3,2-10,5, Sacherová a kol. (2006) rozmezí 3,4-9,2. Přežil ve většině acidifikovaných jezer Tater (Stuchlík a kol., 1985, Sacherová a kol., 2006) stejně jako v okyselených šumavských jezerech (Fott a kol., 1994), kde byl schopen obsadit volnou niku a dosáhnout ve volné vodě vysokých početností. Podle Šrámka-Huška a kol. (1962) představuje také běžnou a dobrou potravu

ryb. Zdá se, že téměř úplné vymizení perloočky *Chydorus sphaericus* na Souši v roce 1999 a její opětovný nárůst v r. 2010 souvisely s objevením se a posléze vymizením druhu *Bosmina longirostris*, který je mnohem citlivější vůči kyselosti vody. Na Bedřichově i Josefově Dole se její populace velmi snížila v roce 1997, zřejmě se zlepšením chemického složení vody v nádržích a tím souvisejícím úspěšným vysazením ryb. Vyšší početnosti dosáhl tento druh perloočky opět až ke konci sledovaného období, a to zejména na Josefově Dole, což může souviset s mírným poklesem pH a alkality vody.

### ***Bosmina longirostris***

Perloočka *Bosmina longirostris* byla na Souši zaznamenána všemi staršími autory mezi roky 1924 a 1959 (Gessner, 1925, 1929, Sládeček, 1955, Jirásek a kol., 1959). Později, od počátku výzkumu v r. 1992, se znovu objevila až po zavápnění nádrže na podzim roku 1997 ve velmi malé početnosti. Na přelomu století se však na Souši vyskytovala v početnostech 30 000 – 85 000 ind/m<sup>2</sup>, později mnohem menších. Jedná se o druh, který se vyskytuje pouze v mírně kyselých vodách. Je možné, že by její populace dosahovala mnohem vyšších hodnot početnosti, ale v roce 1996 bylo vysazeno velké množství plůdku sivena, pro který je ideální potravou (Šrámek-Hušek a kol., 1962). Na nádrži Bedřichov se tento druh vyskytl pouze v letech 2003, 2007 a 2008 ve velmi malém množství a na nádrži Josefův Důl se poprvé vyskytla mezi roky 2002-2004, poté vymizela a znovu vytvořila velkou biomasu až na konci sledovaného období v r. 2012. *Bosmina longirostris* patří k běžným druhům kyselých jezer severní Ameriky (Wærvågen a Nilssen, 2003). Spolu s druhy *Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus* a *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis* patří mezi druhy acidotolerantní a odolnější vůči toxickému působení kovů (Havens, 1991, Palmer a kol., 2013).



### ***Daphnia longispina* gr.**

K dobrým ukazatelům ekologického stavu sladkých vod patří především zástupci rodu *Daphnia* (Kopáček a kol., 2001, Hesthagen, 2011, Palm a kol., 2012). Perloočku *Daphnia longispina* gr. našel pouze Gessner ve 20. letech v tůních na dně vypuštěné nádrže Souš, od té doby nebyla ve sledovaných nádržích nalezena. Znovu se objevila na Souši až na konci léta 1995 (26 500 ind m<sup>-2</sup>, tento odběr nebyl zahrnut do mých výsledků pro letní období a v létě 1996 již v planktonu Souše zcela převládala s početností 370 000 ind/m<sup>2</sup>. Na jaře 1996 byla nádrž poprvé řádně zavápněna a zároveň do ní bylo vysazeno velké množství plůdku sivena. Důsledkem přítomnosti mladých sivenů, kteří se velkými perloočkami živí, bylo úplné vymizení tohoto acidosenzitivního druhu v následujícím roce. Podle např. Nilssena a Wærvågen (2002) a Perssona (2008) je pro větší ryby velmi vyhledávanou potravou. Na Bedřichově byl tento druh poprvé zaznamenán v roce 1997. Od roku 2010 se objevuje pravidelně, což je pravděpodobně zapříčiněno tím, že na Bedřichově, kde zotavení neproběhlo do takové míry jako na nádrži Souš, není na perloočky vytvářen tak silný predáční tlak ryb. V nádrži Josefův Důl nebyl tento druh dosud zaznamenán. Stejný případ popsali v pracech o kanadských jezerech v okolí Sudbury Palmer a kol. (2013) a Webster a kol. (2013) uvádějí, že nepřítomnost této perloočky je zřejmě zapříčiněna stále vysokou koncentrací toxických kovů. V norském jezeře Saudlandsvtan byl zaznamenán její návrat spolu se zlepšením chemismu vody, pH v té době bylo vyšší než 5,6 a hodnota toxického hliníku nedosahovala ani 0,03 mg l<sup>-1</sup>. Návrat tohoto druhu je často umožněn efipiálními vajíčky uloženými v sedimentu při zlepšení životních podmínek v nádrži. Příkladem může být masivní návrat perloočky *Daphnia longispina* gr. do zavápněného jezera v jižním Norsku (Nilssen a Wærvågen, 2002). I v Jizerských horách může být teoreticky umožněn návrat druhu tímto způsobem. V některých šumavských jezerech, konkrétně v Černém, Čertově a Plešném jezeře, byla vajíčka v sedimentu také nalezena, ale ukázalo se, že většina jich je buď prázdná, nebo poškozená. Že dojde k obnově toho druhu z původních zdrojů, se tedy zdá být velmi nepravděpodobné (Kohout a Fott, 2006). Na Šumavě se tato perloočka dodnes dochovala pouze na Prášílském jezeře, kde se v letech 1979-1989 sice pohybovalo pH mezi 4,3-4,7 ale koncentrace labilního hliníku byla pod 0,24 mg l<sup>-1</sup>, pravděpodobně v důsledku vyššího množství organických látek v tehdy lesním povodí. Na Černém a Čertově jezeře dosahovala koncentrace labilního hliníku hodnot 0,68 a 0,83 mg l<sup>-1</sup>.

### ***Polyphemus pediculus***

. Dravá perloočka *Polyphemus pediculus* nebyla v nádrži Souš nikdy nalezena. Na Bedřichově se vyskytovala od roku 1995, v období ro r. 1999 v početnostech 10 000 - 30 000 000 ind/m<sup>2</sup>, později nízkých. V nádrži Josefův Důl byla zaznamenána mezi roky 2001-2003, a to pouze ve velice malých abundancích. Přestože se podle Rybaka a Bledzkiho (2010) jedná o druh snášející široké rozpětí hodnot pH (4,5-7,5, příp. 3,9-7,5), v nádržích Jizerských hor jde o zcela nový druh. Tato perloočka přežila acidifikaci v několika šumavských jezerech (Malé a Velké Javorské, Laka a Prášílské jezero).

### ***Holopedium gibberum***

Tato velká a nápadná perloočka se vyskytla ve všech třech nádržích. Velmi dobře snáší a dokonce vyžaduje nízké hodnoty vápníku. Dokáže přežít v širokém rozmezí hodnot pH (4-7,5) (Rybak a Bledzki, 2010). Optimální hodnotou pH je pro tento druh 4,5-6 (Šrámek-Hušek a kol., 1962). Tato perloočka je chráněna rosolovitým obalem, který ji nadnáší a usnadňuje jí udržení se ve vodním sloupci. Chrání ji také před predátory. V nádrži Souš byla zaznamenána pouze jednou, a to v roce 2003 ve velmi malém množství. Na Bedřichově se tento druh vyskytl až v r. 2000, a to zejména v jarním a letním období, s největší abundancí v r. 2004. Svou početnost si udržel dlouhou dobu, vymizel až ke konci sledovaného období (rok 2010). Na Josefově Dole se vyskytuje od roku 2003 až po současnost v početnostech 50 000 – 300 000 ind/m<sup>2</sup>.

### ***Acanthocyclops gr. robustus-vernalis***

Výskyt této buchanky zdokumentoval na nádrži Souš již v r. 1924 Gessner (1925, 1929) a dále v 50. letech minulého století Sládeček (1955) a Jirásek a kol. (1959). Jak plyne z Tab. 6, je to na Souši jediný druh planktonního korýše, který se v ní vyskytoval od doby krátce po prvním napuštění nádrže zřejmě neustále, i v období počínající acidifikace

(v 50. letech), doznívající silné acidifikace (na počátku 90. let) a zotavování z acidifikace. Nejvyšších početností dosahoval v letním období, a to zejména v r. 1992 a v období 2003-2007, s maximem v létě r. 2004 (19 677 ind/m<sup>2</sup>). V letech 2002 a 2003 byl ve velmi nízkých počtech nalezen i na Bedřichově, na nádrži Josefův Důl byl zaznamenán zcela ojediněle. Tato buchanka byla staršími autory i Stuchlíkem a kol. (1997) určena jako druh *Acanthocyclops vernalis*. Z revize fixovaného materiálu od r. 1992 provedené Mgr. D. Vondrákem však vyplývá, že se morfologicky zjevně odlišuje od typické formy druhu *A. vernalis*. Vzhledem k zatím nevyjasněné taxonomii tohoto a příbuzných druhů a s přihlédnutím k poznatkům Bláhy a kol. (2010) a Miracle a kol. (2013) ji označují jako *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis*. Jedná se pravděpodobně o komplex dvou nebo více druhů, což je zřejmě hlavním důvodem velmi široké ekologické valence této buchanky (nalézané v planktonu rybníků a nádrží, v tůních i v tatranských jezerech (Hořická a kol. 2006). *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis* byl jediný druh korýše, který byl nalezen v jezeře Laka v roce 2003, v tento rok byl také nalezen v Čertvě jezeře. (Nedbalová a kol., 2006). Podle Yan a kol. (1980) a Walsenga a kol. (2003) je *Acanthocyclops gr. robustus-vernalis* nejodolnějším druhem vůči působení toxických kovů. Je jedním z nejběžnějších zástupců acidifikovaných vod, například v kanadských jezerech Palmera a kol. (2013)

### *Cyclops strenuus*

V nádrži Souš se v létě roku 2000, po několika letech pravidelného vápnění, objevil druh *Cyclops strenuus*, který zde nebyl nalezen nikdy předtím. Jeho abundance se od r. 2006 mírně zvyšovala a nejvyšší byla na podzim 2007 a 2008 (7 967-9 667 ind/m<sup>2</sup>), kdy dospělci a kopepoditová stádia tohoto druhu tvořili většinu korýšů Soušské nádrže (Obr. 13), později s perloočkami *Daphnia longispina* (2010, 2011) a *Bosmina longirostris* (2012). Stuchlík a kol. (1997) uvádějí na Souši v r. 1992 nález druhu *C. vicinus*, tento poznatek by však měl být ověřen z hlediska správnosti určení, proto jsem ho nezahrnula do výsledků. Od r. 2006 byla buchanka *C. strenuus* nacházena také na Josefově Dole, zejména v podzimním období, a nejvyšší početnosti dosáhla na podzim 2007. V podzimním období r. 2010 byl crustaceoplankton Josefova Dolu tvořen téměř výhradně perloočkami *Holopedium gibberum* (15 403 ind/m<sup>2</sup>) a *Ceriodaphnia quadrangula* (446 ind/m<sup>2</sup>) a dospělci a kopepodity této buchanky (2568 ind/m<sup>2</sup>) – Obr. 31. Na nádrži Bedřichov byl

druh *C. strenuus* nacházen zcela ojediněle. Pro tento druh nebo zřejmě spíše komplex druhů je také typická širší ekologická valence – obecně se udává, že se vyskytuje v rybnících i periodických vodách, hlavně na jaře, a v rozmezí hodnot pH vody 5-8 . V tatranských jezerech však typická forma druhu *C. strenuus* nežije. Zdá se, že se nejedná o typického představitele oligotrofních horských vod.

### ***Eudiaptomus gracilis***

Vznášivka *Eudiaptomus gracilis* byla na Souši nalezena pouze v roce 1924 Gessnerem (1925) a později, v r. 1959, Jiráskem a kol. (1959). Později už nebyla na této nádrži objevena. Na Bedřichově se tento druh vyskytuje od r. 2006 v letním a podzimním období, s nejvyšší dosaženou abundancí na podzim 2007 (125 011 ind/m<sup>2</sup>). V některých těchto letech se podílela až 20 % na celkovém množství korýšů – Obr. 20, 21. Na Josefově Dole se tato vznášivka objevila poprvé v roce 2010 a na podzim 2011 a 2012 dosáhla vysokých populačních hustot (5 804 a 8929 ind/m<sup>2</sup>). Druh *E. gracilis* je běžná vznášivka známá z větších vod, rybníků i jezer. Zajímavý je její výskyt v jezerech ve Skandinávii, kde je pokládána za acidotolerantní druh vyskytující se jak v období acidifikace, tak během zotavování z acidifikace (Nilssen a Waervågen, 2003), a ve skotském jezeře Lochnagar zotavujícím se z acidifikace (Rose a kol., 2004). Nebyla však nalezena v okyselených jezerech v nadmořských výškách nad 1 000 m na Šumavě ani v Tatrách (Vrba a kol., 2003, Hořická a kol., 2006).

Během sledování nádrží skupinou Z. Hořické (od r. 1992) byly ojediněle a v malých počtech zaznamenány i druhy typicky rašelinné, litorální druhy a druhy žijící u dna, jejichž ekologické nároky nejsou často dostatečně známy. Pelagiální a litorální zooplankton je třeba hodnotit samostatně. Zooplankton litorálu (příbřežní zóny) je méně významný z hlediska dějů v nádrži, ale výrazně zvyšuje citlivost při hodnocení stavu nádrže (Přikryl, 2006). K těmto druhům patřily buchanky *Diacyclops bisetosus*, *D. languidus*, *D. nanus*, *Eucyclops serrulatus*, *Megacyclops viridis*, *Paracyclops fimbriatus* a perloočky *Acroperus harpae*, *A. intermedia*, *Alona affinis*, *Alonella nana*, *A. quadrangularis*, *Eurycercus lamellatus*, *Ilyocryptus* sp., *Scapholeberis mucronata* a *Sida*

*crystallina*. Buchnaka *Eucyclops serulatus* se například běžně vyskytovala v acidifikovaných jezerech Tater (Stuchlík a kol., 1985).

Walseng a kol. (2003) považují za dobrý indikátor ústupu okyselení perloočku *Sida crystallina*, kterou nenalezli ve vodách s pH nižším než 4,9, zatímco ve vodách s hodnotami pH 5 a vyššími se vyskytovala. Tento poznatek je však v kontrastu s výsledky norské studie týchž autorů, kde se přibližně u poloviny jezer tato perloočka vyskytovala při hodnotách pH nižších než 5. Její výskyt i v kyselějších norských jezerech si vysvětlují přítomností bohaté submerzní vegetace, ve které tento druh běžně žije. Druh *Sida crystallina* je v Jizerských horách nalézán pouze v nádrži Souš, a to od roku 2003.

Na všech třech nádržích se v průběhu jejich sledování vyskytla perloočka *Alona affinis* (Souš – 1997, 2003, 2004, 2005, Bedřichov – 1997, 2003, 2004, Josefův Důl – 1997, 2003). Jedná se o druh tolerující velmi široké rozpětí hodnot pH (3,9-9,1), přesto se například v acidifikovaných jezerech v Tatrách nikdy nevyskytoval (Sacherová a kol., 2006). Vyskytl se spolu s perloočkou *Polyphemus pediculus* v norských závládných jezerech, když se pH jezerní vody zvýšilo z 4,5-4,8 na 6,2-6,9 (Hesthagen a kol., 2007). Jiní autoři popisují v několika letech po ústupu acidifikace nálezy acidosenzitivních druhů *Daphnia longispina*, *Alona rectangula* a *Eucyclops macrurus*. Po vápnění se také častěji vyskytují druhy *Sida crystallina*, *Acroperus harpae*, *Alona guttata*, *Eurycercus lamellatus* a *Ceriodaphnia quadrangula* (Walseng a kol., 2001).

Zvýšený výskyt druhu *Bosmina longirostris* v nádrži Souš v letech 2002 a 2003 by mohl souviset se záplavami v roce 2002, kdy bylo do nádrží spláchnuto velké množství organických látek z povodí a došlo k velkému nárůstu množství fytoplanktonu (Loučková, 2004). Zároveň byly na Souši prováděny opravy hráze a nádrž byla napuštěna pouze ze 60% oproti jiným rokům. Mohlo tak dojít ke snížení poměru mezi volnou vodou a sedimentem, což mohlo mít za následek vyšší dostupnost živin (Loučková, 2004). Tento druh zde byl naposledy zdokumentován v 50. letech 20. století. Na nádrži Souš je po závládní patrný nárůst perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* (Obr. 6) a i přes její značné ovlivnění rybami na nádrži dominovala téměř v každém roce. Výjimkou bylo jarní a letní období r. 1996, kdy ji vytěsnila perloočka *Daphnia longispina* gr. (Obr. 11, 12). Od roku 2006 početnost perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* na nádrži klesá a objevují se ve vyšších početnostech klanonožci (Obr. 13), *Daphnia longispina* gr. (r. 2010, 2011) a v r. 2012 se znovu objevila perloočka *Bosmina longirostris* (Obr. 7). Tyto změny jsou zřejmě důsledkem poklesu kyselosti a toxicity vody. Z výsledků analýzy PCA (Obr. 37) je patrné, že dlouhodobě vápněná nádrž Souš dosahuje nejvyššího stupně obnovy. Podobných

výsledků je dosahováno na většině vápněných jezer v severských zemích (Hesthagen a kol., 2007). Zároveň se zdá, že Souš má ze sledovaných nádrží nejvyšší produkční potenciál (Obr. 45). Také pouze na této nádrži přežívají v posledních letech pstruzi potoční (Z. Hořická, osobní sdělení). Ale podobně jako u nádrže Souš, i když v mnohem menším rozsahu, došlo ke zřejmému mírnému ústupu kyselosti a poklesu toxicity v nádržích Bedřichov a Josefův Důl. Poté se zřejmě více začala uplatňovat kompetice a rybí predace, jak je možné posuzovat ze střídání úbytku a opětovného nárůstu druhů na nádržích. Na podzim roku 2012 dominovala v zooplanktonu Josefova Dolu perloočka *Bosmina longirostris* (Obr. 3) a v roce 2010 zde byla poprvé zaznamenána vznášivka *Eudiaptomus gracilis* (Obr. 28). Na Bedřichově se od roku 2010 opět objevuje citlivá perloočka *Daphnia longispina* gr., která zde byla poprvé a naposledy zaznamenána v roce 1997. Pro nádrže jsem se pokusila vynést závislost počtu vyskytujících se druhů na čase. Ze souboru dat byly vyřazeny druhy velmi ojediněle se vyskytující, litorální a bentické, které nejsou pravými ukazateli míry biologického oživení volné vody. Přestože Josefův Důl dle jiných faktorů prochází nejmenší obnovou, dosáhl nejvyšší závislosti počtu druhů na čase (Obr. 32). Výsledek je ale nutné brát s určitou rezervou, protože u testování nebyla splněna jedna z podmínek použití modelu lineární regrese. Také je zřejmě možné, že tuto závislost ovlivňuje velká diverzita druhů na Bedřichově, kteří jsou ve svém výskytu velmi nestabilní.

### **7.3.2. Vztahy mezi početností koryšů, množstvím potravy a mírou predace**

Proces změn v planktonních společenstvech nádrží je ale při jejich zotavování z acidifikace do značné míry ovlivňován i vápněním a vysazením ryb (do sledovaných jizerskohorských nádrží byly v průběhu 90. let znovuvysazeny lososovité ryby – siven americký, a nádrž Souš je vápněna). Planktivorní ryby mohou výrazně ovlivňovat abundanci i diverzitu zooplanktonu, stejně jako kvalita a množství dostupné potravy (Wærvågen a Nilssen 2003, Persson, 2008). Předpokládám proto, že skladbu zooplanktonu v nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl, která se v současné době stále mění, tedy vedle

chemického klimatu do značné míry určují biotické faktory – dostupnost, množství a kvalita potravy, kompetice, predace, životní nároky a strategie druhů.

Pokusila jsme se vynést závislost množství korýšů na množství možné potravy a na množství rybích predátorů, přestože jsem pro statistickou průkaznost těchto vztahů neměla k dispozici dostačující množství dat. I toto orientační znázornění ukázalo, že predací vliv ryb na korýše je největší v nádrži Souš (Obr. 38, 39). Na Bedřichově a zejména na Josefově Dole už se tato závislost tak jednoznačně neprojevuje (Obr. 40, 41). Vysvětlením by mohlo být pokračující zotavování z acidifikace, které do určité početnosti ryb pozitivně ovlivňovalo obě živé složky – korýše i ryby (predátory), teprve potom se s rostoucí násadou ryb začal projevovat úbytek korýšů. Nádrž Josefův Důl z výsledků PCA analýzy jeví jako nádrž s nejnižším stupněm regenerace (Obr. 37).

Většina z korýšů vyskytujících se v nádržích se živí herbivorně nebo převážně herbivorně. Pokusila jsem se tedy znázornit závislost mezi množstvím všech filtrujících korýšů a objemovou biomasou fytoplanktonu u hladiny. Pro testování tohoto vztahu jsem použila podzimní hodnoty pro korýše a letní hodnoty u fytoplanktonu, z důvodu fázového posunu mezi množstvím živin a fytoplanktonu a také mezi úhrnem fytoplanktonu a množstvím zooplanktonu (Dillon a Rigler, 1974): vyšší množství dostupného fosforu na jaře má za následek více fytoplanktonu v létě, čím více potravy (fytoplanktonu) je na začátku sezóny, tím více je zooplanktonu v závěru sezóny. K dispozici jsem měla pouze hladinové hodnoty pro fytoplankton, které mohou podhodnocovat celkovou míru fytoplanktonu, zejména u hluboké nádrže Josefův Důl. Podle očekávání byl tento vztah patrný především na Souši jako středně hluboké nádrži s ustálenou letní stratifikací. U Bedřichova už tento trend (nárůst početnosti herbivorního zooplanktonu s rostoucí nabídkou potravy) nebyl tak zjevný. Důvodem mohou být klimatické podmínky – vyšší srážkové úhrny nebo silná větrnost, které mohly u této nejmenší nádrže s nejkratší dobou zdržení (41 dní, Tab. 1) a povodím otevřeným větru silně ovlivnit množství a prostorovou distribuci fytoplanktonu. Možným vysvětlením by také mohl být vyšší podíl velkých obrněnek ve fytoplanktonu. Pro nádrž Josefův Důl vyšla závislost zcela opačná. Možným vysvětlením je značné podhodnocení objemové biomasy fytoplanktonu při použití hladinových vzorků (nádrž je hluboká přes 30 m, podle osobního sdělení školitelky práce se letní maxima fytoplanktonu nacházejí obvykle v hloubce 5-7 m). Zároveň se na této závislosti může uplatňovat stále ještě silná kyselost vody této nádrže a s tím spojená vertikální migrace zooplanktonu, nebo predace rybami, případně (před vysazením ryb) bezobratlými predátory.

Důkazem biologické obnovy nádrží Jizerských hor není jen zvýšení počtu druhů nebo populačních hustot koryšů. K mnohem větším změnám než u koryšů, jak naznačuje pilotní studie (D. Vondrák, nepublikovaná data), došlo s měnicími se podmínkami v případě vířníků. K velkým a zajímavým změnám došlo i ve složení a velikosti biomasy fytoplanktonu (Procházková a kol., 2013). Druhové složení fytoplanktonu v průběhu 90. let bylo ještě relativně chudé, tvořené jen několika zástupci obrněnek a skrytěnek (Křeček a kol., 2009). Ty se zřejmě vyskytovaly na nádržích již na začátku jejich okyselování, protože je ve své práci zaznamenali Perman a Lhotský (1963). Naproti tomu se na nádržích začátkem nového století objevily druhy nové, přitom některé druhy obrněnek a skrytěnek z fytoplanktonu nevymizely a vyskytují se v nádržích dodnes. Nedošlo tedy k zásadním změnám druhového složení, ale s ústupem acidity vody v nádržích se průkazně zvýšil počet druhů fytoplanktonu (Procházková a kol., 2013).

Prognóza do budoucnosti bohužel nevypadá příznivě. Jak nasvědčují hodnoty chemických parametrů v posledních letech, dochází opět k mírnému snižování hodnoty pH, alkality a vodivosti a nárůstu obsahu dusičnanů ve vodě všech sledovaných nádrží. I na základě výsledků biogeochemického modelu MAGIC (Hruška a kol., 2012) lze předpokládat, že v blízké době může dojít k další okyselující epizodě. Tato situace souvisí s dorůstáním smrkových monokultur v povodích nádrží, stále vysokým obsahem oxidů dusíku v atmosféře a vyčerpané pufrací kapacitě půd, které jsou navíc nasyceny kovy a jinými polutanty (Hořická a kol., 2013a). Jediným možným řešením by byla změna lesního hospodářství – přechod na méně intenzivní způsob (udržení části bezlesých ploch) a zalesňování povodí smíšeným lesem, protože celková plocha listů u listnatých dřevin, a tedy i jejich schopnost vyčesávat suchou atmosférickou depozici, je mnohonásobně nižší než u smrku a jiných jehličnanů.



## 8. Závěry

Předkládaná diplomová práce se zabývá strukturou a vývojem zooplanktonu (korýšů) v nádržích Souš, Bedřichov a Josefův Důl v Jizerských horách v souvislosti s jejich zotavováním z acidifikace. Jedná se o přirozeně kyselé nádrže dystrofního charakteru, ve druhé polovině minulého století silně zasažené kyselou atmosférickou depozicí. Mým úkolem byla determinace a kvantitativní zpracování korýšů z fixovaných vzorků z let 2006-2012 a vyhodnocení starších údajů o korýších z období 1992-2005. Hlavním cílem práce bylo popsat změny druhového složení a početního zastoupení jednotlivých druhů planktonních korýšů v období doznívající vrcholné acidifikace a během postupného zotavování nádrží z acidifikace, v souvislosti s vybranými environmentálními faktory. Součástí práce bylo také porovnání výsledků s vývojem jiných vodních nádrží postižených v minulosti acidifikací, zejména šumavských a tatranských jezer.

Vzhledem k tomu, že starší vzorky zooplanktonu (1992-2005) byly zpracovány v rámci pracovní skupiny školitelky dr. M. Pražákovou a Mgr. K. Urbanovou, byla správnost determinace některých organismů v mých i starších vzorcích ověřena Mgr. D. Vondrákem. Revizi několika druhů provedli prof. V. Kořínek, Dr. V. Sacherová a Dr. M. Bláha. Správnost a přesnost mé práce, tedy také srovnatelnost mých výsledků se staršími údaji o početnostech korýšů v nádržích, byla ověřena porovnáním mnou zjištěných počtů organismů (perlooček *Ceriodaphnia quadrangula*) s počty získanými vedoucí práce Dr. Z. Hořickou. Srovnání prokázalo stejné nebo velmi podobné výsledky (průměrné počty organismů v hodnoceném podílu). V míře variability mezi spočtenými podíly jsem obvykle dosáhla mnohem nižších hodnot variačního koeficientu než vedoucí práce.

Z dostupných dat o chemismu nádrží vyplývá, že acidifikace, zapříčiněná kyselou atmosférickou depozicí, se začala na území Jizerských hor projevovat pravděpodobně již na počátku 50. let 20. století a vyvrcholila v polovině 80. let. První známky chemického a následně i biologického zotavení z acidifikace bylo možné pozorovat v nádržích Jizerských hor již počátkem 90. let, v důsledku snížení kyselé atmosférické depozice. Zásadní vliv na tyto pozitivní změny ale mělo v Jizerských horách odtěžení smrkových lesů a vápnění. Vývoj oživení zásadně ovlivnilo i úspěšné vysazení lososovitých ryb během 90. let.

Biologické zotavování z acidifikace probíhalo na každé z nádrží odlišně. Analýza RDA poukázala na značnou variabilitu environmentálních faktorů mezi nádržemi a odlišný vliv jednotlivých faktorů prostředí u sledovaných nádrží.

Na základě mých výsledků se jeví jako nejlépe zotavená nádrž Souš. Tato nádrž je dlouhodobě vápněná a její chemické a biologické zotavování z acidifikace vykazuje podobný trend jako například u jezer severských zemí, kde se vápnění hojně používá. Byly znovu nalezeny druhy korýšů, které se zde vyskytovaly před acidifikací (*Daphnia longispina* gr., *Bosmina longirostris*), a objevily se i druhy nové (*Sida crystallina*, *Holopedium gibberum*, *Cyclops strenuus*). Na nádrži se uplatňuje predační vliv ryb (sivenů a pstruhů) i vliv dostatku potravy na početnost korýšů.

Biologické zotavování Bedřichovské nádrže z acidifikace bylo pomalejší a méně výrazné než u nádrže Souš. Nádrž je charakteristická vysokým obsahem organických látek, malou rozlohou a malou dobou zdržení vody. Predační vliv sivenů na množství korýšů zde byl méně výrazný, uplatňoval se zřejmě až od určité početnosti ryb, což může souviset s tmavým zbarvením vody. Také vztah mezi množstvím herbivorních korýšů a množstvím potravy nebyl statisticky průkazný. Od r. 1992 se s ústupem kyselosti vody objevily druhy *Polyphemus pediculus*, *Holopedium gibberum*, *Eudiaptomus gracilis*, *Bosmina longirostris*, a posléze i perloočka *Daphnia longispina* gr. Stejně jako na Souši, druh *Chydorus sphaericus* od r. 2000 ustoupil a později (2006-2008) se snížily i početnosti a relativní zastoupení do té doby dominantního druhu *Ceriodaphnia quadrangula*.

K prokazatelnému, i když méně výraznému biologickému zotavení z acidifikace došlo i na Josefově Dole, největší a nejhlubší nádrži s nejvyšší kyselostí vody. Se zlepšujícími se chemickými poměry zde byly vedle jednoznačně převládajícího druhu *Ceriodaphnia quadrangula* prokázány nové druhy korýšů – *Holopedium gibberum*, *Polyphemus pediculus*, *Cyclops strenuus*, *Eudiaptomus gracilis* a *Bosmina longirostris*. Početnost sivenů i korýšů byla ze všech nádrží nejnižší, vliv predace ryb na crustaceoplankton se zde uplatňoval minimálně – pravděpodobně také až od určité početnosti ryb. Také množství fytoplanktonu bylo na Josefově Dole velmi nízké a závislost početnosti herbivorních korýšů na množství fytoplanktonu neprůkazná. Domnívám se, že hlavními důvody jsou stále dosti vysoký stupeň acidifikace a velký objem hypolimnia. Výsledky studia planktonních korýšů prokázaly, že ve všech jizerskohorských nádržích došlo ke zjevnému biologickému zotavení z acidifikace, které je však zčásti překryto jejich přirozeně kyselým, dystrofním charakterem, a které bylo dále ovlivněno vápněním

a vysazením lososovitých ryb. Ani v době vrcholící antropogenní acidifikace nedošlo v těchto nádržích k úplnému vymizení korýšů, jako ve vysoko položených jezerech v Tatrách (Stuchlík a kol., 1985) nebo v Čertově jezeře na Šumavě (Fott a kol., 1994). Na druhé straně v nich ale také po ústupu acidifikace nenastaly tak výrazné změny jako v jiných oblastech. Pro lepší posouzení vlivu acidifikace a zotavování z acidifikace na oživení nádrží (zooplankton) by bylo vhodné zahrnout do studie i data o vířnících (Rotifera). Skladbu zooplanktonu, která se v současné době stále mění, zřejmě do značné míry určují biotické faktory – dostupnost, množství a kvalita potravy, kompetice, predace, ekologické nároky a životní strategie druhů.

Hodnoty fyzikálně-chemických parametrů podkorunových srážek a povrchových vod ve vrcholové části Jizerských hor z posledních let i biogeochemický model MAGIC (Hruška a kol., 2012) ukazují na možnost nástupu další acidifikační epizody, která by mohla vést k opětovnému snížení biodiverzity, početnosti korýšů i k úhynu ryb.

## 9. Literatura

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E., Miller, U. (1974): Effect of acidification on Swedish lakes. *Ambio*, 3 (1): 30 – 36.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E. (1978): Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. Nriagu, J. O. (ed.), *Sulfur in the environment. Part 2.* Wiley, New York: 311 s.
- Anatolaki, Ch., Tsiouridou, R. (2009): Relationship between acidity and ionic composition of wet precipitation. A two years study at an urban site, Thessaloniki, Greece. *ATMOS RES*, 92: 100-113.
- Anonym (1982): Acidification today and tomorrow. Ministry of Agriculture, Environment '82 Committee, Stockholm: 231 s.
- Arnott, S., Jackson, A., Alario, Y. (2006): Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *J N AM BENTHOL SOC*, 25 (4): 811-824.
- Balatka, B. (2009): Horopis Jizerských hor. In *Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě.* Roman Karpaš a kol.(eds), Liberec: 260-266 s.
- Balcar, V., Podrázský, V. (1994): Založení výsadbového pokusu v hřebenové partii Jizerských hor. *Zprávy lesnického výzkumu*, 2: 1-7.
- Battarbee, R. W., Flower, R. J., Stevenson, A. C., Rippey, B. (1985): Lake acidification in Galloway: a palaeoecological test of competing hypotheses. *NATURE*, (314): 350-352.
- Beamish, R. J., Harvey, H. H. (1972): Acidification of the La Cloche Mountains lakes Ontario, and resulting fish mortalities. *J FISH RES BOARD CAN*, 29 (8): 1131-1143.
- Bednářová, M. (1988): Sledování kvalitativních ukazatelů povrchových vod v pramenných oblastech Jizerských hor. In: *Vodohospodářské důsledky imisní kalamity v Jizerských horách.* Dům techniky ČSVT, Ústí nad Labem: 188-194.
- Bednářová, M., Kašpárek, L., Votruba, L. (1988): Změny odtokového režimu v extrémně postižených oblastech. Závěrečná zpráva. Water Research Institute, Praha: 81 s.
- Binks, J. A., Arnott, S. E., Sprules, W. G. (2005): Local factors and colonist dispersal influence crustacean zooplankton recovery from cultural acidification. *ECOL APPL*, 15 (6): 2025-2036.
- Blažková, Š. (1994): Výzkum změn tání sněhové pokrývky v Jizerských horách v důsledku odlesnění, s využitím bilančního modelu HBV – ETH. In:
- Blažková, Š., Kolářová, S. a kol. (eds.), *Vliv odlesnění na hydrologický režim v oblasti Jizerských hor.* VÚV, Praha: 56-65.

- Bláha, M., Hulák, M., Slouková, J., Těšitel, J. (2010): Molecular and morphological patterns *Gross Acanthocyclops vernalis-robustus* species complex (Cocepoda, Cyclopoida). *Zoologica Scripta*, 39 (3): 259–268.
- Borůvka, L., Mladkova, L., Drábek, O., a Vašát, R. (2005): Factors of spatial distribution of forest floor properties in the Jizerské Mountains. *PLANT SOIL ENVIRON*, 51 (10): 447-455.
- Bowman, J. (1991): Acid sensitive surface waters in Ireland. The impact of a major new sulphur emission on sensitive surface waters in an unacidified region. *Environmental research unit*. Dublin: 273 s.
- Brandl, Z. (2010): *Obrazový klíč k určování bucharek (Cyclopidae) povrchových vod území Československa (nepublikovaný rukopis)*, Praha: 21 s.
- Braukmann, U. (2001): Stream acidification in South Germany – chemical and biological assessment methods and trends. *AQUAT ECOL*, 35: 207-232.
- Burdová, L. (2010): *Ryby a bentos Černé Nisy a jejich kontaminace kovy v období zotavování z acidifikace*. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 125 s.
- Cáceres, C. E., Soluk, D. A. (2002): Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *OECOLOGIA*, 131 (3): 402-408.
- Cipra, Z. (1988): Úpravy vodního režimu lesních půd v Jizerských horách v minulosti. In: *Vodohospodářské důsledky imisní kalamity v Jizerských horách*. Dům techniky ČSVT, Ústí nad Labem: 54-59.
- Dangles, O., Malmquist, B., Laudon, H. (2004): Naturally acid freshwater ecosystems are diverse and functional: evidence from boreal streams. *Oikos*, 104: 149-155.
- Dillon, P. J., Rigler, F. H. (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *LIMNOL OCEANOGR*, 19 (5): 767-773.
- Dillon, P. J., Yan, N. D., Harvey, H. H. (1984): Acidic deposition: effects on aquatic ecosystems. *CRC CRIT REV IN ENVIRON CONT*, 13: 167-194.
- Driscoll, Ch. T. (1985): Aluminum in acidic surface waters: chemistry, transport, and effects. *ENVIRON HEALTH PERSP*, 63: 93-104.
- Driscoll, C. T., Lawrence, G. B., Bulger, T. J., Butler, C. S., Cronan, C. S., Eager, C., Lambert, K. F., Likens, G. E., Stoddard, J. L., Weathers, K. C. (2001): Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *Bioscience* 51(3): 180-198.
- Eliassen, A., Hov, O., Iversen, J., Saltbones, J., Simpson, D. (1988): Estimates of airborne transboundary transport of sulphur and nitrogen over Europe. *EMEP/MS-CW report 1*: 88 s.
- Evans, C. D., Reynolds, B., Hinton, C., Hughes, S., Norris, D., Grant, S., Williams, B. (2008): Effects of decreasing acid deposition and climate change on acid extremes in an upland stream. *HYDROL EARTH SYST SCI*, 12: 337–351.
- Fott, J. (1982): Hrozí našim vysokohorským vodám acidifikace? In: *Sborník referátů VI. limnologické konference Vodní ekosystémy: funkce – vývoj – ochrana*: 285-290.

- Fott, J., Pražáková, M., Stuchlík, E., Stuchlíková, Z. (1994): Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *HYDROBIOLOGIA*, 274: 37 – 47.
- Gessner, F. (1925): Das Plankton der Isergebirgstalsperren. *Jahrb. d. Naturfreunde in Reichenberg* 48: 51-69.
- Gessner, F. (1929): Die Biologie der Moorseen. Untersucht an den Moortalsperren des Isergebriges. *ARCHIV HYDROBIOLOGIA*, 20: 1-64.
- Gessner, F. (1933): Nährstoffgehalt und Planktonproduktion in Hochmoorblänken. *ARCHIV HYDROBIOLOGIA*, 25: 394-406.
- Gray, D. K., Arnott, S. E. (2009): Recovery of acid damaged zooplankton communities: measurement, extent, and limiting factors. *ENVIRON REV*, 17: 81-99.
- Gray, D. K., Arnott, S. E., Sheard, J. A., Derry, A. M. (2012): The recovery of acid-damaged zooplankton communities in Canadian Lakes: the relative importance of abiotic, biotic and spatial variables. *FRESHWATER BIOL*, 57 (4): 741-758.
- Gunn, J. M., Sandøy, S. (2003): Introduction to the Ambio special issue on biological recovery from acidification: Northern Lakes Recovery Study. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32 (3): 162-164.
- Hardekopf, D. W., Horecký, J., Kopáček, J., Stuchlík, E. (2008): Predicting long-term recovery of a strongly acidified stream using MAGIC and climate models (Litavka, Czech Republic). *HYDROL EARTH SYST SC*, 12: 479 – 490.
- Harriman, R., Morrison, B. R. S., Caines, L. A., Collen, P., Watt, A. W. (1987): Long-term changes in fish populations of acid streams and lochs in Galloway south west Scotland. *WATER AIR SOIL POLL*, 32 (1-2): 89-112.
- Havel, M., Krejčí, R., Černý, J. (1996): Pokles atmosférické depozice v Krušných horách. Závěrečná zpráva grantu GAČR 205/93/0675. Český geologický ústav. Praha: 17 s.
- Havens, K. E. (1991): Littoral zooplankton responses to acid and aluminum stress during short-term laboratory bioassays. *ENVIRON POLLUT*, 73 (1): 71-84 .
- Henriksen, A. (1979): A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwaters. *NATURE*, 278: 542-545.
- Hessen, D. O., Rukke, N. A. (2000): UV radiation and low calcium as mutual stressors for *Daphnia*. *LIMNOL OCEANOGR*, 45 (8): 1834-1838.
- Hesthagen, T., Walseng, B., Karlsen, L. R., Langåker, R. M. (2007): Effects of liming on the aquatic fauna in a Norwegian watershed: Why do crustaceans and fish respond differently? *WATER AIR SOIL POLL*, 7(1-3): 339-345.
- Hesthagen, T., Fjellheim, A., Schartau, A. K., Wright, R. F., Saksgård, R., Rosseland, B. O. (2011): Chemical and biological recovery of Lake Saudlansvatn, a formerly highly acidified lakes in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *SCI TOTAL ENVIRON*, 409 (15): 2908-2916.

- Hicks, W. K., Kuylentjerna, J. C. I., Owen, A., Dentener, F., Seip, H.M., Rodhe, H. (2008): Soil sensitivity to acidification in Asia: status and prospects. *AMBIO*, 37 (4): 295-303.
- Hinds, R., Hronová, S., Seger, J., Fischer, J. (2006): *Statistika pro ekonomy*. 7. Vydání. Professional publishing, Praha: 415 s,
- Holt, C., Yan, N. D. (2003): Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971–2000: pH 6 as a recovery goal. *AMBIO: Journal of Human prostředí*, 32 (3): 203-207.
- Hořická, Z. (2005): Okyselování potoků a jezer. In: Bratrych, V. a kol. (eds), *Živel voda*. Agentura Koniklec, Praha: 26-29.
- Hořická, Z., Hruška, J., Křeček, J., Sychrová, O., Šanda, R., Švátora, M. (2005): Acidified dystrophic reservoirs of the Jizera Mountains: recovery & reintroduction of brook trout. In: Hruška, J. (eds.), *Jizerske hory Mountains. Excursion guide - Field trip to Acid Rain 2005 (7th International Conference on Acid Deposition)*, 15.6. 2005: 20-25.
- Hořická, Z., Stuchlík, E., Hudec, I., Černý, M., Fott, J. (2006): Acidification and the structure of crustacean zooplankton in mountain lakes: The Tatra Mountains (Slovakia, Poland). *BIOLOGIA*, 61: 121 – 134.
- Hořická, Z., Vondrák, D., Koza, V., Macek, M., Rederer, L. (2013a): Zooplankton – neviditelní obyvatelé stojatých vod. In: *Jizerské hory 2. O lesích, květeně a zvířené*. Roman Karpaš a kol. (eds.), Liberec.
- Hořická, Z., Bímová, T., Procházková, L., Stuchlík, E., Vondrák, D. (2013b): Biological recovery of reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, from acidification. In: Skjelkvåle, B.L., B.M. Wathne, H. de Wit a M. Rogora (eds), *Proceedings of the 28th Task Force meeting of the ICP Waters Programme, Verbania Pallanza, Italy, 8-10.10. 2012. ICP Waters report 112/2013, NIVA, Oslo: 27-30.*
- Hořická, Z., Bímová, T., Procházková, L., Stuchlík, E., Vondrák, D. (2013c): Dlouhodobé změny oživení nádrží v Jizerských horách a jejich přítoků (1992-2012): plankton, bentos. Abstrakt. In: Bercha, Š. a R. Kodešová (eds), *Sborník příspěvků ze semináře Jizerské hory. Setkání napříč vědeckými disciplínami*, Praha, Česká republika, 11.12. 2012. ČHMÚ a ČZU v Praze, Nakladatelství Český hydrometeorologický ústav, Praha: 27 s.
- Hruška, J., Cienciala, E. (2001): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Ministerstvo životního prostředí. Praha: 159 s.
- Hruška, J., Moldán, F., Krám, P. (2002): Recovery from acidification in Central Europe observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *ENVIRON POLLUT*, 120 (2): 261-274.
- Hruška, J., Cienciala, E. (2005): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Česká geologická služba, Praha, 2. vydání: 153 s.

- Hruška J., Kopáček J., (2005): Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. Edice Planeta, odborný časopis pro životní prostředí. Ministerstvo životní prostředí, Praha: 12: 5.
- Hruška, J., Majer, V., Fottová, D. (2006): Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších. Opera Corcontica, 43: 95–110.
- Hruška, J., Kopáček, J. (2009): Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy - I. Emise a depozice okyselujících sloučenin. Živa, 2: 93 – 96.
- Hruška J., Majer V., Krám P., Oulehle F., Kopáček J., (2009): Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy - III. Okyselení potoků a jezer. Živa, 4: 189–192.
- Hruška, J., Fottová, D., Oulehle, F. (2012): Regenerace chemismu vod v povodí Uhlířská a predikce vývoje do roku 2060 – možný návrat acidifikace jako důsledek růstu lesa. Abstrakt. In: Bercha, Š. a R. Kodešová (eds), Sborník příspěvků ze semináře Jizerské hory. Setkání napříč vědeckými disciplínami, Praha, Česká republika, 11.12. 2012. ČHMÚ a ČZU v Praze, Nakladatelství Český hydrometeorologický ústav, Praha: 27 s.
- Hušek, J. (2008): Jizerské hory. Časopis Ochrana přírody. AOPK. Dostupné z WWW.<http://www.casopis.ochranaprirody.cz/clanky/jizerske-hory.html>
- Hušek, J. (2010): Vliv vybraných parametrů vod na morfologii žaber sivena amerického a strukturu ichthyofauny Jizerských hor. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 90 s.
- Hůnová, I., Janoušková, S. (2004): Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Karolinum, Praha: 144 s.
- Hůnová, I., Maznová, J. (2009): Znečišťování ovzduší. In Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds.), Liberec: 372-378.
- Chaloupský, J., Červenka, J., Jetel, J., Králík, F., Líbalová, J., Píchová, E., Pokorný, J., Pošmourný, K., Sekyra, J., Shrbený, O., Šalanský, K., Šrámek, J., Václ, J. (1989): Geologie Krkonoš a Jizerských hor. ÚÚG. Praha: 288 s.
- Jeziorski, A., Yan, N. D. (2006): Species identity and aqueous calcium concentrations as determinants of calcium concentrations of freshwater crustacean zooplankton. CAN J FISH AQUAT SCI, 63(5): 1007-1013.
- Jeziorski, A., Paterson, A. M., Yan, N. D., Smol, J. P. (2008): Calcium levels in Daphnia ephippia cannot provide a useful paleolimnological indicator of historical lakewater Ca concentrations. J PALEOLIMNOL, 39 (3): 421-425.
- Jirásek, J., Hochman, L., Losos, B. (1959): Výzkum dystrofních vod na Liberecku v roce 1959. Závěrečná zpráva. Brno: 19 s.
- Jiráček, J. (2008): Aplikovaný hydrologický výzkum v Jizerských horách. Krkonoše – Jizerské hory, 6: 30 – 31.
- Keller, W., Yan, N. D., Holtze, K. E., Pitblado, J. R. (1990): Inferred effects of lake acidification on Daphnia galeata mendotae. ENVIRON SCI TECHNOL, 24:1259-1261.



- Keller W. B., Gunn J. M., Yan N. D. (1999): Acid rain – perspectives on lake recovery. *J. AQUAT ECOSYST STRESS RECOVER*, 6 (3): 207-216 .
- Keller, W., Yan, N. D., Somers, K. M., & Heneberry, J. H. (2002): Crustacean zooplankton communities in lakes recovering from acidification. *CAN J FISH AQUAT SCI*, 59(4): 726-735.
- Keller, W., Yan, N. D., Gunn, J. M., & Heneberry, J. (2007): Recovery of acidified lakes: lessons from Sudbury, Ontario, Canada. *WATER AIR SOIL POLL*, 7(1-3): 317-322.
- Keller, W., Yan, N. D. (2011): Recovery of Crustacean Zooplankton Species Richness in Sudbury Area Lakes following Water Quality Improvements. *CAN J FISH AQUAT SCI*, 48 (9): 1635-1644.
- Knotek, Z. (2009): Geologie Jizerských hor. In: Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds.), Liberec: 106-141.
- Kohout L, Fott J. (2006): Restoration of zooplankton in a small acidified mountain lake (Plešné Lake, Bohemian Forest) by reintroduction of key species. (Bratisl.) *BIOLOGIA* , 61(S20): S477-S483 .
- Kopáček, J. (1997): Vliv atmosférické depozice na acidifikaci a troffii povrchových vod horských oblastí. Doktorandská disertační práce, PřF UK v Praze, Praha: 51 s.
- Kopáček, J., Stuchlík, E. (2002): Dlouhodobé trendy acidifikace tatranských jezer. *Montana, OECOLOGIA*, 11: 9-12.
- Kopáček, J., Stuchlík, E., Veselý, J., Schaumburg, J., Anderson, I. A., Fott, J., Hejzlar, J., Vrba, J. (2002): Hysteresi in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *WATER AIR SOIL POLL*, 2: 91-114.
- Kořínek, V. (2005): Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky (nepublikovaný rukopis) 37 s.
- Kovářová, K. (1993): Aluminium in acidic surface waters (an example of Souš drinking water reservoir). Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 83 s.
- Křeček, J., Hořická, Z. (2001): Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. *Unasylva*, 207 (52): 43-49.
- Křeček, J., Hořická, Z., Nováková, J. (2009): Environmental impacts of the acid atmospheric deposition and forest clear-cut in a mountain catchment. In: Taniguchi, M., W.C. Burnett, Y. Fukushima, M. Haigh & Y. Umezawa (eds.), *From Headwaters to the Ocean: Hydrological Changes and Watershed Management*: 105-110. CRC Press – Taylor & Francis Group, Boca Raton, Florida, U.S.A
- Kuchařová, M., Boštík, F. (1988): Kvalitativní změny složení surové vody ve vodárenských nádržích v Jizerských horách a zkušenosti z její úpravy. In *Vodohospodářské důsledky imisní kalamity v Jizerských horách. Dům techniky ČSVTs, Ústí nad Labem*: 195-200.
- Lacoul, P., Freedman, B., Clair, T. (2011): Effects of acidification on aquatic biota in Atlantic Canada. *Environmental Reviews* 19: 429-460.
- Lellák, J., Kubíček, F. (1992): *Hydrobiologie*. Karolinum, Praha: 257 s.

- Lhotský, O. (1963a): Vodní režim a vodohospodářský význam Jizerských hor. Severočeské museum, Liberec: 6: 30 s.
- Lhotský, O. (1963b): Dystrofní údolní nádrže Jizerských hor. Vodní hospodářství 5: 166-168.
- Likens, G. E., Bormann, F. H. (1974): Acid rain: A Serious Regional Environmental Problem. *SCIENCE*, 84 (4142): 1176 – 1179.
- Likens, G. E., Wright, R. F., Galloway, J. N., Butler, T. J. (1979): Acid rain. *SCI AM*, 241: 43-51 s.
- Locke, A. (1992): Factors influencing community structure along stress gradients: zooplankton responses to acidification. *ECOL*, 73: 903-909.
- Loučková, P. (2004): Dynamika fytoplanktonu v údolní nádrži Souš (ve vztahu k technologii úpravy vody). Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 109 s.
- Mach, M., Grünwald, A., Macel, L. (1988): Kyselá depozice a jejich působení napovrchové vody v jizerských horách. In Vodohospodářské důsledky imisní kalamity v Jizerských horách. Dům techniky ČSVTs, Ústí nad Labem: 195-200.
- Majer, V., Cosby, J. C., Kopáček, J., Veselý, J. (2003): Modelling reversibility of central European mountain lakes from acidification: Part I – the Bohemia forest. *HYDROL EARTH SYST SC*, 7 (4): 494-509.
- Miracle, M. R., Alekseev, V., Monchenko, V., Sentandreu, E., Vicente, E. (2013): Molecular-genetic-based contribution to the taxonomy of the *Acanthocyclops robustus* group. *J NAT HIST*, 47(5–12): 863–888.
- Mládková, L., Borůvka, L., Drábek, O., Vašát, R. (2006): Factors influencing distribution of different Al forms in forest soils of the Jizerské hory Mts. *J FOREST SCI*, 52(Special Issue): 87-92.
- Mosello, R., Marchetto, A. (1996): Chemistry of atmospheric wet deposition in Italy: Results from a five-year study. *AMBIO* 25, (1): 21-25.
- Muniz, I. P. (1984): The effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. *BIOLOGICAL SCIENCES*, 305 (1124): 517-528.
- Muniz, I. P. (1991): Freshwater acidification: its effects on species and communities of freshwater microbes, plants and animals. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh B*, 97: 227-254.
- Nedbalová, L. (2007): Phytoplankton in acidified lakes: structure, function and response to ecosystem recovery. Disertační práce, PřF UK v Praze, Praha: 95 s.
- Nedbalová, L., Vrba, J., Fott, J., Kohout, L., Kopáček, J., Macek, M., Soldán, T. (2006): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Bratislava, BIOLOGIA*, 61 (20): S453-S465.
- Nilssen, J. P., Waervagen, S. B. (2002): Recent re-establishment of the key species *Daphnia longispina* and cladoceran community changes following chemical recovery in a strongly acid-stressed region in southern Norway. *ARCH HYDROBIOL*, 153 (4): 557-580.

- Nilssen, J. P., Waervågen, S. B. (2003): Ecological distribution of pelagic copepods and species relationship to acidification, liming and natural recovery in a boreal area. *J LIMNOL*, 62 (1): 97-114.
- Palm, F., El-Daoushy, F., Svensson, J. E. (2012): Development of subfossil Daphnia and Chaoborus assemblages in relation to progressive acidification and fish community alterations in SW Sweden. *HYDROBIOLOGIA*, 684(1): 83-95.
- Palmer, E., Keller, W. B., Yan, N. D. (2013): Gauging recovery of zooplankton from historical acid and metal contamination: the influence of temporal changes in restoration targets. *J APPL ECOL*, 50: 107-118.
- Pavlů, L., Borůvka, L., Kodešová, R., Nikodem, A., Drábek, O. (2007): Různé způsoby studia chemické degradace půd v oblasti silně ovlivněné kyselou depozicí. Střelcová, K., Škvarenina, J. a Blaženc, M. (eds.), "BIOCLIMATOLOGY AND NATURAL HAZARDS" .International Scientific Conference, Poľana nad Detvou, Slovakia, 17 – 20.8. 2007.
- Pelc, F. (1999): Program revitalizace imisně zatížených lesních ekosystémů Jizerských hor. Sborník Severočeského musea - Přírodní Vědy, Liberec, 21: 5-15.
- Pelíšek, J. (1968): Půdní poměry Jizerských hor. Severočeské museum – přírodovědecké oddělení, Liberec: 49 s.
- Perman, J., Lhotský, O. (1963): Über das Vorkommen von Wasserblüten in einigen Wasserbecken Nordböhmens. Sborník VŠCHT Praha - Technologie vody: 305-327.
- Persson, G. (2008): Zooplankton response to long-term liming: Comparison of 15 limed and 15 reference lakes in Sweden. *LIMNOLOGICA*, 38 (1): 1-13.
- Peukert, V., Panning, C. (1975): Einfluss anorganischer Luftverunreinigungen auf die Wasserbeschaffenheit von Trinkwassertalsperren. *ACTA HYDROCH HYDROB*, 3: 545-552.
- Pitter, P. (1999): Hydrochemie. VŠCHT, Praha: 568 s.
- Prechtel, A., Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Cullen, J. M., Evans, C. D., Helliwell, R., Kopáček, J., Marchetto, A., Matzner, E., Meesenburg, H., Moldan, F., Moritz, K., Veselý, J., Wright, R. F. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *HYDROL EARTH SYST SCI*, 5: 311–325
- Procházková, L., Loučková, P., Smetanová, K., Hořická, Z. (2013): Dlouhodobé změny ve složení fytoplanktonu vodárenských nádrží Jizerských hor (Souš, Josefův Důl) v souvislosti s jejich zotavením z acidifikace. In: Říhová Ambrožová, J. (ed.), Vodárenská biologie 2013, Praha, Česká republika, 6-7.2. 2013.
- Příkryl, I. (2006): Přehled akceptovaných metodik vod. Dostupné z: [http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled\\_akceptovanych\\_metodik\\_vod/\\$FILE/OOV-stojate\\_zooplankton-20061001.pdf](http://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/prehled_akceptovanych_metodik_vod/$FILE/OOV-stojate_zooplankton-20061001.pdf)
- Příkryl, I., Bláha, M. (2007): Klíče středoevropských Cyclopidae a Diaptomidae (nepublikovaný rukopis), Praha: 50 s.
- Quitt, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Brno, GÚ CSAV Brno: 84 s.

- R Core Team (2013): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raddum, G. G., Fjellheim, A. (1984): Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. VERHANDLUNG INTERNATIONALE VEREINIGUNG LIMNOLOGIE, 22 (3).
- Rose, N., Monteith, D., Kettle, H., Thompson, R., Yang, H., Muir, D. (2004): A consideration of potential confounding factors limiting chemical and biological recovery at Lochnagar, a remote mountain loch in Scotland. J LIMNOL, 63 (1): 63-76.
- Rous, I. (2009): Rybníky, přehrady a další vodní díla. In: Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds), Liberec: 498-532.
- Rybak, J. I., Bledzki, L. A. (2010): Stodkowodne skorupiaki planktonowe. Wydanie 1. Warszawa: 357 s.
- Řeháčková, V. (1965): Zhodnocení dosavadních výsledků limnologického výzkumunádrží v povodí Labe a Lužické Nisy. Závěrečná zpráva VÚV Praha: 136 s.
- Sacherová, V., Kršková, R., Stuchlík, E., Hořická, Z., Hudec, I., Fott, J. (2006): Long-term change of the littoral Cladocera in the Tatra Mountain lakes through a major acidification event. Bratislava, BIOLOGIA, 61 (18): S109-S119.
- Sanderson, M. G., Collins, W. J. (2006): Present and future acid deposition to ecosystems: The effect of climate change. ATMOS ENVIRON, 40: 1275-1283.
- Schuurkes, J., Mosello, R. (1988): The role of external amonium inputs in fresh-water acidification. Schweizerische zeitschrift fur hydrologie-swiss journal of hydrology, 50 (1): 71-86.
- Skjelkvåle, B. L., Mannio, J., Wilander, A., Andersen, T. (2001): Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990? 1999. HYDROL EARTH SYST SC, 5 (3): 327-338.
- Skjelkvåle, B. L., Evans, C., Larsen, T., Hindar, A., Raddum, G. G. (2003): Recovery from acidification in European surface waters: a view to the future. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 32(3): 170-175.
- Sládeček, V. (1955): Zooplankton soušské nádrže s příspěvkem k metodice kvantitativního stanovení. Čas. Nár. musea, oddíl přírod. 74 (2): 151-160.
- Smejkal, J., Kabala, C., Marzec, M. (2009): Půdy Jizerských hor. In Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds), Liberec: 246-266.
- Smetanová, K. (2001): Fytoplankton acidifikovaných přehrad Jizerských hor v letech 1993-1997. Diplomová práce PřF UK v Praze, Praha: 85 s.
- Stuchlík, E. (2003): Vliv acidifikace na ekosystém horských jezer. (Komentář k výsledkům 25 let výzkumných prací v Tatrách). Habilitační práce, PřF UK v Praze, Praha: 57 s.

- Stuchlík, E., Stuchlíková, Z., Fott, J., Růžička, L., Vrba, J. (1985): Vliv kyselých srážek na vody na území Tatranského národního parku. In: Zborník prác o Tatranskom národnom parku 26: 173-211.
- Stuchlík, E., Hořická, Z., Prchalová, M., Barica, J. (1997): Hydrobiological investigation of three acidified reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, during the summer stratification. CAN TECH REP FISH AQUAT SCI, 2155: 56-64.
- Sverdrup, H., Martinson, L., Alveteg, M., Moldan, F., Kronnäs, V., Munthe, J. (2005): Modeling recovery of Swedish ecosystems from acidification. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 34 (1): 25-31.
- Sychrová, O. (2003): Potravní strategie sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) ve třech acidifikovaných nádržích Jizerských hor. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 90 s.
- Sýkora, T. (1971): Lesní rostlinná společenstva Jizerských hor. Severočeské museum – Knihnice Jizerských hor, Liberec: 11: 60 s.
- Šanda, R. (1999): Siven americký ve dvou acidifikovaných nádržích Jizerských hor a jejich přítocích. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 92 s.
- Šanda, M., Hrnčář, M., Novák, L., Císlarová, M. (2006): Vliv půdního profilu na srážkoodtokový proces. J HYDROL HYDROMECH, 54 (2): 183-191.
- Šanda, R. (2007): Nepůvodní a endemické sladkovodní ryby střední a jihovýchodní Evropy: rozšíření, aklimatizace, taxonomie a evoluční vztahy. Disertační práce, PřF UK v Praze, Praha: 137 s.
- Šanda, M., Kulasová, A., Chárová, Z., Zúmr, D., Císlarová, M. (2009): Izotopy kyslíku a vodíku v pevných srážkách a sněhové pokrývce na povodí Uhlířská. Abstrakt. In: Radka Hanková, R., Kloš, Z., Pavlásek, J. (eds), Sborník příspěvků ze semináře XIV. Mezinárodní stretnutie snehárov. Česká republika, 18.-23.9. 2009. Fakulta životního prostředí ČZU, Praha: 114 s.
- Šimková, P. (2012): Formy hliníku v acidifikovaných povrchových vodách – toxicita a trendy. Diplomová práce, PřF UK v Praze, Praha: 82 s.
- Šrámek-Hušek, R. (1953): Naši klanonožci, ČSAV, Praha: 62 s.
- Šrámek-Hušek, R., Straškraba, M., Brtek, J. (1962): Fauna ČSSR, svazek 16, lupenonožcibranchiopoda, ČSAV, Praha: 470 s.
- Ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. (1988): Canoco Reference Manual and User Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4), Microcomputer Power, Ithaca, NY: 352 s.
- Tesař, M., Paczos, A. (2009): Vodní toky Jizerských hor. In Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Liberec: Roman Karpaš a kol. (eds), Liberec: 386-402.
- Tomandl, M. (1972): Dějiny lesního hospodářství v Jizerských horách. Severočeskémuseum 12: 64 s.
- Vacek, S., Podrázský, V. (2007): Vývoj zdravotního stavu lesních porostů na výzkumných plochách v Krkonoších. OPERA CORCONTICA, 44 (2): 493-498.

- Vrba J., Kopáček, J., Fott, J. (2002): Šumavská ledovcová jezera na přelomu tisíciletí. *Živa*, 6: 265 – 269.
- Vrba, J., Fott, J., Kopáček, J., Soldán, T., Veselý, J. (2003): Sto třicet let výzkumu šumavských jezer. *Živa*, 1: 25-29
- Vuorenmaa, J., Forsius, M. (2008): Recovery of acidified Finnish lakes: trends, patterns and dependence of catchment characteristics. *HYDROL EARTH SYST SC* 12 (2): 465-478.
- Wærvågen, S. B., Nilssen, J. P. (2003): Major changes in pelagic rotifers during natural and forced recovery from acidification. *HYDROBIOLOGIA*, 499: 63-82.
- Walseng, B., Halvorsen, G., Sloreid, S-E. (2001): Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water systém. *HYDROBIOLOGIA* 450: 159-172.
- Walseng, B., Schartau, A. K. L. (2001): Crustacean communities in Canada and Norway: Comparison of species along a pH gradient. *WATER AIR SOIL POLL*, 130: 1319-1324.
- Walseng, B., Yan, N. D., Schartau, A. K. (2003): Littoral Microcrustacean (Cladocera a Copepoda) Ukazatele acidifikaci kanadské štít Lakes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32 (3): 208-213
- Walseng, B., Hessen, D. O., Halvorsen, G., Schartau, A. K. (2006): Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *LIMNOL OCEANOGR*, 51 (6): 2600-2606.
- Weatherley, N. S., Rutt, G. P., Ormerod, S. J. (1989): Densities of benthic macroinvertebrates in upland Welsh streams of different acidity and land use. *ARCH HYDROBIOL*, 115: 417-431.
- Webster, N. I., Keller, W. B., Ramcharan, C. W. (2013): Restoration of Zooplankton Communities in Industrially Damaged Lakes: Influences of Residual Metal Contamination and the Recovery of Fish Communities. *RESTOR ECOL*. Wright, R. F. (1983): Acidification of freshwaters in Europe. *WAT QUAL BULL*, 8: 137-142.
- Wright, R. F., Gjessing, E. T. (1976): Acid precipitation: changes in the chemico composition of lakes. *AMBIO*, 5: 219-223.
- Wright, R. F., Harriman, R., Henriksen, A., Morrison, B., Caines, L. A. (1980): Acid lakes and streams in the Galloway area, southwestern Scotland. In: International conference on the ecological impact of acid precipitation. Sandefjord, Norway, 11, 14.3.1980.
- Wright, R. F., Dillon, P. J. (2008): Role of climate change in recovery of acidified surface waters. *HYDROL EARTH SYST SCI*, 12: 333-335.
- Wünsch, R., Gessner, F. (1928): Das Plankton der Gablonzer Talsperre. *Jahrbuch d. Ges. d. Naturfreunde in Reichenberg*, 50: 21–44.
- Yan, N., Strus, R. (1980): Crustacean zooplankton communities of acidic, metalcontaminated lakes near Sudbury, Ontario. *CAN J FIS AQUAT SCI*, 37: 2282-2293.

Zubčenko, D. (1955): Problém údolních nádrží s rašelinným povodím. Vodní hospodářství 5 (1-2): 38-48.

Internet 1

Agentura Ochrany Přírody a Krajiny České Republiky [online], [cit. 15. 2. 2013].

Dostupné z WWW: <http://www.jizerskehory.ochranaprirody.cz/>