

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA FYZICKÉ GEOGRAFIE A GEOEKOLOGIE

Studijní program:

FYZICKÁ GEOGRAFIE A GEOEKOLOGIE



RNDr. Petra Havlíková

**SROVNÁVACÍ STUDIE FLUVIÁLNÍCH JEZER
STŘEDNÍHO POLABÍ, HORNÍ LUŽNICE A HORNÍ SVRATKY**

COMPARATIVE STUDY OF FLUVIAL LAKES IN FLOODPLAINS
OF THE ELBE, LUŽNICE AND SVRATKA RIVERS

Disertační práce

Školitel: doc. RNDr. Bohumír Janský, CSc.

Praha 2011

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Ve Žďáře nad Sázavou, 5. 4. 2011

Petra Havlíková



Poděkování:

Děkuji školiteli doc. RNDr. Bohumíru Janskému, CSc. za odborné vedení a cenné připomínky při zpracování práce. Dík patří i RNDr. Janu Fottovi, CSc. a RNDr. Ivo Přikrylovi, CSc. za pomoc při určování zooplanktonu.

Za radu a pomoc při zpracování práce děkuji rovněž svým přátelům (uvádím bez titulů) Zuzaně Hořické, Miroslavu Šobrovi, Evě Novákové, Tomáši Chumanovi, Dušanu Romportlovi, Dagmar Chalupové a Zbyňku Vintrovi. Největší poděkování si zaslouží moje rodina za pomoc při terénních pracích a za trpělivost při dokončování rukopisu předkládané práce.

Práce vznikla za finanční podpory projektu GA UK č. 321/2004/B-GEO/PrF „Biologické hodnocení jakosti vody – srovnávací studie říčních toků a jezer fluviálního původu“ a projektu NAZV MZe ČR QH82078 „Retence vody v nivách a možnosti jejího zvýšení“.

ABSTRAKT

Cílem práce bylo postihnout zásadní rozdíly v chemismu a oživení (zooplanktonním společenstvu) mezi fluviálními jezery tří regionů charakterizovaných různou mírou antropogenního ovlivnění – středního Polabí, Horní Lužnice a Svratky v Milovské kotlině. Pro sledování bylo vybráno deset slepých, mrtvých nebo odstavených ramen, která se liší velikostí, mírou napojení na tok, geologickým podložím, zastíněním, způsobem hospodaření v okolní nivě a dalšími charakteristikami.

Výchozí hypotézy práce byly následující: 1) Chemismus fluviálních jezer se bude v jednotlivých oblastech (nivách) zásadně lišit. V Polabí budou nejvyšší hodnoty vodivosti a koncentrací organických látek a živin. Fluviální jezera v nivě Svratky u Milov budou mít tyto hodnoty nejnižší a jezera v nivě Lužnice se budou nacházet uprostřed mezi těmito dvěma oblastmi. 2) Chemismus fluviálních jezer komunikujících s řekou povrchového spojení bude řekou zásadně ovlivněn, což se projeví odlišnými hodnotami koncentrací vybraných parametrů ve srovnání s fluviálními jezery bez přímého spojení. 3) Zooplankton jezer se bude lišit v důsledku různé nadmořské výšky lokalit, jejich chemismu a geografické vzdálenosti.

V období od podzimu 2004 do zimy 2007 byly zjišťovány morfometrické charakteristiky fluviálních jezer, kolísání hladiny vody v jezerech, fyzikální parametry vody (teplota vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku měřené *in situ*, průhlednost), chemické složení vody (v 9 rozbořech – pH, vodivost, alkalita, chemická spotřeba kyslíku, amoniakální a dusičnanový dusík, celkový fosfor, ve 4 rozbořech – biochemická spotřeba kyslíku, dusitanový a celkový dusík, fosforečnany, rozpuštěný organický uhlík, hlavní ionty) a koncentrace chlorofylu *a*. Zooplankton byl odebrán devětkrát ve stejných termínech jako vzorky vody. Bylo stanoveno jeho druhové složení a relativní zastoupení druhů ve vzorku. Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO for Windows 4.5.

Z výsledků vyplývá, že z hlediska hydrologického režimu i chemismu jsou parametry fluviálních jezer mimořádně proměnlivé v prostoru i čase. Stejně variabilní jsou i faktory, které mohou jezera ovlivňovat.

Podle vybraných chemických parametrů vody se vzorky v ordinačním diagramu PCA analýzy v souladu s první hypotézou rozdělily podle první ordinační osy na dvě skupiny. První představuje lokality v Polabí s vysokými hodnotami pH, vodivosti a dusičnanového dusíku, druhá skupina zahrnuje lokality na Horní Lužnici a Svratce u Milov, které měly vybrané ukazatele základního chemismu a koncentrace dusičnanů nízké. Množství organických látek, dusíku (vyjma dusičnanového) a fosforu však na příslušnosti k regionu nezáviselo. Řídí se převážně autonomními procesy v jezerech. Vysoké koncentrace živin jsou příčinou vysoké trofie sledovaných fluviálních jezer. Labské lokality byly hypertrofní, lokality na Horní Lužnici a Svratce eutrofní.

Vztah mezi stupněm napojení fluviálního jezera na tok a chemismem jezerní vody byl průkazný pouze v podzimním období roku 2004. Tato hypotéza tedy nebyla potvrzena statisticky. Pokud se však týká jenom lokalit v Polabí, lze vysledovat významné rozdíly mezi napojenými a nenapojenými jezery v hodnotách vodivosti, alkality, dusičnanového dusíku a celkového fosforu. Vliv řeky je zde umocněn tím, že voda v jezerech v závislosti na výšce vodní hladiny v řece proudí neustále tam a zpět. U ostatních jezer je vliv mateřského toku na hodnoty vybraných parametrů mnohem méně zřetelný.

Hypotéza předpokládající, že zooplankton sledovaných jezer se bude lišit vzhledem ke geografické vzdálenosti lokalit, různé nadmořské výšce a různému chemismu lokalit, nebyla potvrzena. Druhové složení u všech lokalit bylo podobné. Podle relativního zastoupení jednotlivých skupin zooplanktonu (Rotatoria, Cladocera, Copepoda) byla jezera rozdělena do dvou skupin: 1) jezera s převahou vírníků v zooplanktonu, které mají trvalou rybí obsádku, 2) jezera s velkými druhy zooplanktonu, která jsou po určitou dobu nebo trvale bez ryb.

ABSTRACT

The aim of the thesis was to specify key differences in chemistry and biota (zooplankton communities) among fluvial lakes in three regions of Czech Republic: “střední Polabí” (central part of the Elbe River on the territory of Bohemia), “Horní Lužnice” (the upper part of the Lužnice River on the territory of Bohemia), and the Svatka River near Milovy (upper part of the Svatka River). The 10 studied lakes of the three regions differ in size, geology, shading, the influence of the river, and the level of anthropogenic impact.

The following hypotheses were tested: 1) The chemical composition of the water in fluvial lakes is significantly different in different areas (floodplains). In the central Elbe River floodplain, there are the highest values of conductivity and concentrations of organic matter and nutrients. Fluvial lakes of the Svatka River floodplain near Milovy show the lowest level of these parameters, and fluvial lakes of the upper Lužnice River occur between the two previous regions. 2) The chemistry of fluvial lakes that have contact with the river through surface connection is significantly influenced by the river, and differs from the chemistry in fluvial lakes without any direct connection with their parent river. 3) The structure of zooplankton differs in different lakes due to the geographical distance between locations, their different altitude and chemical characteristics.

In the period from the autumn of 2004 to the winter of 2007, the following parameters were investigated in the 10 studied lakes: lake morphology, water level fluctuation, physical parameters of the water (temperature and dissolved oxygen – measured *in situ*; transparency), water chemistry (in 9 dates – pH, conductivity, alkalinity, chemical oxygen demand, ammonium and nitrate nitrogen, total phosphorus; in 4 dates – biochemical oxygen demand, nitrite and total nitrogen, phosphates, dissolved organic carbon, main ions), chlorophyll-*a*, zooplankton species composition, and zooplankton relative quantitative composition (in 9 samples). The data were analyzed using multidimensional statistical methods in the CANOCO for Windows 4.5 software.

The thesis concludes that the fluvial lakes are significantly variable in both time and space, especially in their hydrological regime and the water chemistry. This is because factors influencing these parameters are also highly variable.

Based on the selected parameters of the water chemistry, the samples were divided into two groups along the first ordination axis in the ordination diagram of the PCA analysis, according to the first hypothesis. In one group, there were locations in the central Elbe River floodplain with high values of pH, conductivity, and nitrate nitrogen. The second group represented locations of the upper Lužnice River and the Svatka River that showed low levels of the mentioned parameters. The differences between samples from the Lužnice River and the Svatka River lakes were minor. However, the amount of organic matter, nitrogen (with the exception of nitrates), and phosphorus was independent on the region. These parameters are related mainly to autonomous processes in lakes.

The relationship between the extent of the lake-river connection and the water chemistry was significant only in the autumn of 2004 (the initial hypothesis was not statistically verified). Nevertheless, when considering only locations in the central Elbe River region, there were significant differences between river-connected and disconnected lakes in conductivity, alkalinity, nitrate nitrogen, and total phosphorus. The influence of the parent river is increased in this region by the lake water back and forth flowing, depending on the river water level fluctuations.

The hypothesis that the zooplankton differ in different lakes was not confirmed – the species composition was similar in all the lakes. Based on the relative occurrence of the groups of zooplankton (Rotatoria, Cladocera, Copepoda), the lakes were divided into two types: 1) lakes with Rotatoria dominating in the zooplankton, which had a permanent fish stock, 2) lakes with large zooplankton species, which were temporarily or permanently fishless.

OBSAH

1. ÚVOD	8
2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE	12
2.1. CÍLE PRÁCE.....	12
2.2. STRUKTURA PRÁCE.....	13
3. FLUVIÁLNÍ JEZERA	14
3.1. DEFINICE JEZERA A DROBNÝCH VODNÍCH PLOCH.....	14
3.2. VZNIK A ZÁNİK FLUVIÁLNÍCH JEZER.....	15
3.2.1. Způsob vzniku fluviálních jezer v geografických podmínkách České republiky ..	16
3.2.2. Zánik fluviálních jezer.....	19
3.3. PŘEHLED UŽÍVANÉ TERMINOLOGIE A TYPOLOGIE VOD V ALUVIÍCH.....	20
3.3.1. Užívaná terminologie.....	20
3.3.2. Typologie fluviálních jezer.....	22
3.4. REGIONÁLNÍ PŘEHLED VÝSKYTU FLUVIÁLNÍCH JEZER V ČR.....	24
3.4.1. Povodí Labe.....	24
3.4.2. Povodí Moravy.....	27
3.4.3. Povodí Odry.....	29
3.5. CHARAKTERISTIKA FLUVIÁLNÍCH JEZER.....	30
3.5.1. Velikost a morfologie fluviálních jezer.....	30
3.5.2. Hydrologický režim fluviálních jezer.....	32
3.5.3. Fyzikální a chemické parametry vody ve fluviálních jezerech.....	35
3.5.3.1. Společné charakteristiky fluviálních jezer.....	35
3.5.3.2. Chemismus fluviálních jezer a jeho ovlivnění.....	35
3.5.3.3. Stratifikace fluviálních jezer.....	37
3.5.4. Oživení jezer.....	40
3.5.4.1. Vodní makrofyta a terestrická vegetace.....	40
3.5.4.2. Fytoplankton a stav jeho výzkumu v ČR.....	42
3.5.4.3. Zooplankton.....	42
3.5.4.4. Ryby.....	48
3.5.5. Diverzita a časoprostorové vztahy v nivách.....	49
4. METODIKA	52
4.1. METODIKA BATYMETRICKÉHO MAPOVÁNÍ.....	52
4.2. METODIKA SLEDOVÁNÍ VODNÍCH STAVŮ.....	52
4.3. METODIKA MĚŘENÍ FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ VODY.....	53
4.4. METODIKA ODBĚRU VZORKŮ A ANALÝZY CHEMICKÝCH PARAMETRŮ.....	53
4.5. METODIKA ODBĚRU A URČOVÁNÍ ZOOPLANKTONU.....	55
4.6. METODIKA VYMEZENÍ ÚZEMÍ PRO ZJIŠTĚNÍ KRAJINNÉHO POKRYVU.....	56
4.7. METODIKA STATISTICKÉHO HODNOCENÍ DAT.....	57
5. FYZICKOGEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH LOKALIT	60
5.1. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY LABE.....	61
5.2. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY LUŽNICE.....	64
5.3. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY SVRATKY.....	68
5.4. VYBRANÉ SPOLEČNÉ CHARAKTERISTIKY JEZER.....	71
5.5. KRAJINNÝ POKRYV V OKOLÍ JEZER.....	72
5.6. VZNIK A STÁŘÍ JEZER.....	73
6. VÝSLEDKY	78
6.1. MORFOMETRICKÉ CHARAKTERISTIKY FLUVIÁLNÍCH JEZER.....	78
6.1.1. Fluviální jezera v Polabí.....	78
6.1.2. Fluviální jezera Horní Lužnice.....	79
6.1.3. Fluviální jezera Svratky u Milov.....	81

6.2. HYDROLOGICKÝ REŽIM	82
6.2.1. Vliv hydrologického režimu Labe na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer .	82
6.2.2. Vliv hydrologického režimu Lužnice na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer	87
6.2.3. Vliv hydrologického režimu Svatky na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer	90
6.2.4. Frekvence zaplavování nivy.....	92
6.3. FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÉ PARAMETRY JAKOSTI VODY MĚŘENÉ <i>IN SITU</i> ...	94
6.3.1. Teplota vody.....	94
6.3.2. Rozpuštěný kyslík	96
6.3.3. Průhlednost vody.....	99
6.4. SROVNÁNÍ VYBRANÝCH PARAMETRŮ JAKOSTI VODY ŘEK LABE, LUŽNICE A SVRATKY	101
6.5. SOUHRNNÉ CHEMICKÉ UKAZATELE.....	106
6.5.1. Vodivost	106
6.5.2. Reakce vody a alkalita.....	109
6.6. ORGANICKÉ LÁTKY	110
6.7. ŽIVINY	113
6.7.1. Dusík	113
6.7.2. Fosfor	115
6.7.3. Křemičitany.....	117
6.8. CHLOROFYL <i>a</i> – MNOŽSTVÍ BIOMASY FYTOPLANKTONU	118
6.9. STUPEŇ TROFIE JEZER	120
6.10. ZOOPLANKTON	122
6.10.1. Zooplankton vybraných jezer Polabí.....	127
6.10.2. Zooplankton vybraných jezer Horní Lužnice.....	134
6.10.3. Zooplankton vybraných jezer Horní Svatky	139
6.10.4. Dělení tůní podle charakteru zooplanktonu	142
6.10.5. Hodnocení dat o druhovém složení zooplanktonu a chemismu jezer pomocí metod mnohorozměrné analýzy	142
6.10.5.1. Hodnocení dat o druhovém složení zooplanktonu.....	142
6.10.5.2. Hodnocení dat o chemismu vody.....	145
7. DISKUSE	148
7.1. STRUKTURA PRÁCE A POUŽITÉ METODY	148
7.2. CHARAKTER SLEDOVANÝCH NIV	150
7.3. MORFOMETRICKÉ PARAMETRY LOKALIT A HYDROLOGICKÝ REŽIM....	151
7.4. FYZIKÁLNÍ A CHEMICKÉ PARAMETRY VODY FLUVIÁLNÍCH JEZER MĚŘENÉ <i>IN SITU</i>	152
7.5. CHEMISMUS VODY V JEZERECH	154
7.5.1. Vodivost, alkalita a pH vybraných fluviálních jezer.....	154
7.5.2. Organické látky, živiny a trofie vybraných fluviálních jezer.....	155
7.5.3. Vliv přímého spojení fluviálního jezera s tokem na vybrané chemické parametry	158
7.6. ZOOPLANKTON	159
7.7. SPECIFIKA JEDNOTLIVÝCH LOKALIT	164
8. ZÁVĚRY	168
9. SEZNAM LITERATURY A OSTATNÍCH INFORMAČNÍCH ZDROJŮ	170
10. SEZNAM GRAFICKÝCH PRVKŮ A PŘÍLOH	181
11. PŘÍLOHY	186

1. ÚVOD

Fluviální jezera jsou v České republice druhým nejčastějším typem vodních ploch vzniklých přírodními procesy. Prvenství mají zřejmě rašelinná jezírka, jejichž inventarizace je vzhledem k jejich charakteru prakticky nemožná. Fluviální jezera jsou vázána na nivy toků. Jejich množství je odhadováno řádově na deset tisíc (PŘIKRYL, nepublikovaný rukopis a). Počet těchto jezer však představuje pouhý zlomek množství mrtvých ramen a tůní, které se zde vyskytovaly ve středním holocénu. V té době byly ve střední Evropě tyto vodní plochy, nacházející se v tehdy lesnatých nivách, nejčastějšími typy stojatých vod (HRBÁČEK a kol. 1994).

Masivní zásahy do struktury niv ve střední Evropě započaly v neolitu v souvislosti s osídlováním níže položených úrodných oblastí. V našich podmínkách šlo o nížinné části největších řek (LOŽEK 2007). Již od počátku člověk přetvářel krajinu podle svých potřeb. Za účelem získání půdy a místa pro založení sídel mýtil les a odvodňoval a modeloval části niv. Ty byly v té době protékány meandrujícími toky s množstvím doprovodných vodních ploch a s přirozeným režimem záplav. Až v době středověké kolonizace člověk postupoval po tocích směrem do vyšších poloh. V tomto období došlo podle ŠTĚRBY (1996) k odstranění většiny lužních lesů podél toků a k likvidaci mnoha přirozených vodních a zamokřených ploch.

S nástupem průmyslové revoluce byl antropogenní tlak na nivy ještě zvýšen. Rozvoj lodní dopravy vyvolal potřebu regulace vodních toků. První regulační práce většího rozsahu proběhly v Českých zemích v letech 1875 až 1887 (NĚMEC a kol. 2006). Toky byly napřimovány a kanalizovány. Byl vytvořen systém jezů a zdymadel. Například řeka Labe byla na českém území zkrácena téměř o 55 km (ŠINDLAR a kol. 1992). Fenomén přirozených záplav, který znemožňoval trvalé využití významné části niv, byl kromě zkapacitnění koryt minimalizován i budováním ochranných valů a hrází a výstavbou přehradních nádrží. Koncentrace velkého množství sídel i průmyslu do blízkosti toků a intenzivní zemědělská výroba zapříčinily rychlý proces eutrofizace niv i toků.

V ČR zůstalo málo niv, které si uchovaly přirozený hydrologický režim a relativně přirozený charakter. Nejvýznamnějšími v tomto směru jsou niva Horní Lužnice, niva Vltavy nad Lipenskou přehradní nádrží, nivy Orlice a Ploučnice, Litovelské Pomoraví, soutok Moravy a Dyje, a další méně rozsáhlé oblasti, za něž lze jmenovat např. nivu řeky Svratky

v Milovské kotlině. Tato území si zachovala přirozený hydrologický režim a velkou diverzitu stojatých vod.

Naopak nivní systémy Labe, Moravy, Dyje, Ohře a dalších toků neodolaly silnému a dlouhodobému antropogennímu tlaku a dochované stojaté vody podél regulovaných částí toků tvoří pouze nahodilé zbytky původního nivního ekosystému. Jedná se nejčastěji o uměle odstavená říční ramena. Ztráta kontaktu s mateřským tokem urychluje zanášení jejich jezerních pánví sedimenty. Z intenzivně obdělávané půdy, sahající často až k břehové hraně jezer, se do vodních ekosystémů dostává mnoho živin zapříčiňujících jejich eutrofizaci. V neposlední řadě jsou odstavená nebo mrtvá ramena i v současnosti zavážena nepotřebným materiálem (HAVLÍKOVÁ 2007b).

Přes silný antropogenní tlak mají fluviální jezera v krajině velký význam. V relativně nenarušených nivních ekosystémech jsou vodní plochy osídleny původními společenstvy, odkud byly kolonizovány uměle vytvořené biotopy (PECHAR a kol. 1988). V intenzivně exploatovaných oblastech představují fluviální jezera a pozůstatky původních nivních ekosystémů významná centra druhové biodiverzity a biotopy zvláště chráněných živočichů. Jsou významnými krajinnými prvky s rekreačním potenciálem. Neohodnocen a nedoceněn je jejich význam v protipovodňové ochraně.

Konzervace stavu a ochrana mrtvých a slepých ramen a tůní by měla být zajištěna zákonem č. 114/92 Sb. O ochraně přírody a krajiny (dále jen zákon). Část těchto objektů je vyhlášena jako zvláště chráněná území (ZCHÚ). Jejich ochrana a management jsou specifikovány v plánech péče. Ostatní lokality jsou ze zákona definovány jako významné krajinné prvky (VKP). Ty jako ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utvářejí její typický vzhled nebo přispívají k udržení její stability. Mezi vyjmenovanými významnými krajinnými prvky jsou i vodní toky, jezera a údolní nivy. Dále jsou jimi jiné části krajiny, které zaregistruje podle § 6 zákona orgán ochrany přírody jako významný krajinný prvek. Takto je zajištěna např. ochrana významných mokřadů (§ 3, odst. 1, písm. b zákona). VKP jsou chráněny před poškozováním a ničením. Využívají se pouze tak, aby nebyla narušena jejich obnova a nedošlo k ohrožení nebo oslabení jejich stabilizační funkce (§ 4, odst. 2 zákona). Zákonná ochrana však situaci zcela neřeší. Pokud se nezmění vztah běžného člověka k těmto biotopům, budou dále postupně mizet ze současné krajiny.

Přestože jsou mrtvá ramena a tůně ve srovnání s jinými přirozeně vzniklými vodními plochami v České republice poměrně hojně zastoupeny, nebyl jim věnován systematický výzkum. Poznatky o nich nejsou ucelené. Vždy se jednalo o limnologické studie pouze několika vybraných lokalit, často zaměřených na studium jedné složky ekosystému a jejího

vlivu na složky ostatní. Výjimku tvoří rozsáhlý výzkum probíhající na Lužnici na konci 80. a na počátku 90. let 20. století, který přinesl doposud nejkompexnější výsledky o ekosystémech nivy v českém měřítku a je srovnatelný s výzkumy na Rýnu, Máze a Rhoně probíhající rovněž v 90. letech 20. století.

Zájem o studium mrtvých ramen a tůní vzrostl v 60. letech 20. století. V Polabí se jimi začal zabývat tým hydrobiologů z PřF UK v Praze. J. Hrbáček a jeho spolupracovníci se zabývali vztahy mezi společenstvem planktonu, rybí obsádkou a v menší míře chemismem vod v několika vybraných tůních (HRBÁČEK 1958, 1962, HRBÁČEK a kol. 1961, HRBÁČEK a NOVOTNÁ DVOŘÁKOVÁ 1965, NOVOTNÁ a KOŘÍNEK 1966 a další). Hrbáčková teorie o top-down efektu ve společenstvech nektonu a planktonu se stala světově citovanou. Bentos těchto biotopů vyhodnocovala skupina okolo J. Lelláka. Litorálem fluviálních jezer a rybníků se zabývali např. M. Straškraba a J. Kořínková. Rybí obsádku sledoval O. Oliva. Ve stejné době vznikla např. studie dvou mrtvých ramen na Dunaji (ERTL 1966).

V 70. letech 20. století ojediněle vznikaly limnologické studie fluviálních jezer na Svitavě (BAUEROVÁ 1977) a Dyji u Mušova (OŠMERA 1973, PŘIKRYL 2000).

Koncem 80. a v 90. letech 20. století probíhal již zmiňovaný komplexní průzkum nivy Lužnice včetně jejich tůní a ramen. Poznatky o těchto vodních biotopech jsou součástí monografie PRACHA et al. (1996). Další výsledky zahrnující morfologii tůní, jejich chemismus a planktonní společenstva byly publikovány v pracích autorů PECHAR a kol. (1988, 1996), PITHART a PECHAR (1995), PITHART (1999), PITHART a kol. (1997, 2000, 2003, 2007). V 90. letech 20. století vznikly i studie tůní na Moravě (KOPECKÝ a KOUDELKOVÁ 1997) a v Polabí v Mydlovarském luhu (JOHANISOVÁ a POP 1990).

Tůněmi Litovelského Pomoraví se dlouhodobě zabývá O. Štěrbá a kolektiv z Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Dílčí poznatky jsou shrnuty v monografii ŠTĚRBY (2008) a dále v pracích MĚKOTOVÉ a kol. (1996) a RULÍKA a kol. (2000).

V posledních deseti letech vznikla řada komplexních limnologických studií fluviálních jezer v Polabí na Katedře fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze (JANSKÝ 2005). Těžiště studií je v hodnocení chemismu vod a sedimentů. Okrajově byl sledován i plankton a makrofyta. Studie byly zpracovávány pod vedením B. Janského v rámci projektů „Jezera České republiky“ podporovaného Grantovou agenturou UK a „Atlas jezer ČR“ podporovaného Grantovou agenturou ČR a navazujících projektů.

Zabývali se jimi KLOUČEK (2002), ŠNAJDR (2002), CHALUPOVÁ (2003, 2007), TUREK (2004) a KRÝŽOVÁ (2007). Na tyto práce navazuje i předkládaná disertační práce.

2. CÍLE A STRUKTURA PRÁCE

2.1. CÍLE PRÁCE

Cílem práce bylo postihnout zásadní rozdíly v hydrologickém režimu, chemismu vody a složení zooplanktonního společenstva mezi fluviálními jezery třech regionů (niva středního Polabí, niva Horní Lužnice, niva Svratky v Milovské kotlině), které se od sebe liší velikostí, stupněm ovlivnění vodním tokem a různou mírou antropogenního tlaku.

Polabí představuje intenzivně zemědělsky využívanou krajinu s vysokou koncentrací průmyslu a sídel. Řeka Labe je regulována. Říční niva vykazuje vysoký stupeň odpřírodnění, režim pravidelných povodní je minimalizován. Lokality Horní Lužnice a Svratky v Milovské kotlině jsou naopak impaktem člověka relativně málo pozměněné a mají přirozený hydrologický režim.

Pro sledování bylo vybráno deset fluviálních jezer, čtyři ve středním Polabí, čtyři v nivě Horní Lužnice a dvě v nivě Svratky v Milovské kotlině. Vždy se jednalo o mrtvá, slepá nebo odstavená ramena. Byla volena tak, aby se nacházela v blízkosti toku a aby se vzájemně odlišovala v míře napojení na tok, využívání okolí, zastínění a dalších charakteristikách.

Výchozí hypotézy práce byly následující:

- chemismus fluviálních jezer se bude v jednotlivých oblastech (nivách) zásadně lišit. V Polabí budou nejvyšší hodnoty konduktivity a koncentrací organických látek a živin. Fluviální jezera v nivě Svratky u Milov budou mít tyto hodnoty nejnižší a fluviální jezera v nivě Lužnice budou stát uprostřed mezi těmito dvěma oblastmi;
- chemismus fluviálních jezer komunikujících s řekou povrchovým spojením bude řekou zásadně ovlivněn, což se projeví v odlišných hodnotách koncentrací vybraných parametrů ve srovnání s fluviálními jezery bez přímého spojení;
- zooplankton jezer se bude lišit kvůli geografické vzdálenosti lokalit, různé nadmořské výšce a chemismu lokalit.

Práce by měla přispět k ucelení poznatků o fluviálních jezerech v České republice. Bylo využito interdisciplinárního přístupu, který umožňuje nahlížet na ekosystémy z různých úhlů pohledu.

2.2. STRUKTURA PRÁCE

Ve dvou úvodních kapitolách disertační práce je popsán stav výzkumu fluviálních jezer v České republice a jsou představeny cíle předkládané disertační práce. Třetí kapitola je literární rešerší, která shrnuje dosavadní poznatky o vzniku fluviálních jezer, jejich výskytu v České republice, jejich morfometrii a hydrologii, fyzikálních a chemických vlastnostech vody a oživení. Ve čtvrté kapitole byly stručně popsány metody použité při práci s odkazy na příslušnou literaturu. V páté kapitole je podána fyzicko-geografická charakteristika blízkého okolí vybraných fluviálních jezer a podrobná charakteristika jednotlivých lokalit. Šestá kapitola představuje výsledky výzkumu vybraných fluviálních jezer. Kvůli přehlednosti textu je součástí kapitoly i diskuse dílčích výsledků. V sedmé kapitole – diskusi – jsou zhodnoceny především rozdíly fluviálních jezer mezi jednotlivými oblastmi (nivami). V závěrečné osmé kapitole jsou shrnuty společné a rozdílné charakteristiky sledovaných fluviálních jezer. Devátá kapitola obsahuje seznam literatury a zdroje dat využitých při zpracování disertační práce.

3. FLUVIÁLNÍ JEZERA

Tato kapitola představuje literární rešerši poznatků o fluviálních jezerech, užívané terminologii, vzniku a zániku fluviálních jezer, jejich výskytu v České republice a jejich charakteristikách.

V krajině se vyskytuje obrovské množství vodních objektů. Liší se velikostí, hloubkou, původem vzniku, umístěním v krajině aj. Tato kombinace faktorů způsobuje jejich velkou diverzitu. Jedná se o jezera, přehradní nádrže, rybníky, tůň, louže atd. Některé, například člověkem vytvořené vodní objekty jako přehradní nádrže a rybníky, lze definovat přesně. U některých jsou vymezení i definice nejasné.

3.1. DEFINICE JEZERA A DROBNÝCH VODNÍCH PLOCH

Různé definice jezera vznikly na základě potřeby různých vědních disciplín uchopit vodní plochy v krajině. Existují tak definice geografické, geomorfologické, limnologické, hydrobiologické, ekologické a další. Detailně se jimi zabýval ŠOBR (2007). Za nejvhodnější považují definici FORELA (FOREL 1901 in ŠOBR 2007), podle kterého je jezero „stojatá stagnující vodní hmota, která se nachází v prohlubni zemského povrchu, na všech stranách uzavřená, nemající povrchové spojení s mořem“. Do této definice lze zahrnout vnitrozemské stojaté vodní plochy prakticky všech velikostí i umělé vodní plochy (JANSKÝ a kol. 2003). Za jezera v úzkém slova smyslu označuje FOREL vodní plochy, které mají tak velkou hloubku, že povrchové vlnění neovlivňuje jejich dno a břehová vegetace nedosahuje vyjma litorálního pásma na dno. Jezera v mírných šířkách mají typické vertikální teplotní zvrstvení.

Drobné vodní plochy jako tůň, močály, louže tyto vlastnosti nesplňují. ODUM (1977) definuje drobné vodní plochy, konkrétně rybníky a tůň, jako „malé vodní plochy, které mají poměrně velké litorální pásmo a limnetické a profundální pásmo je malé nebo zcela chybí“. Díky nahromadění organické hmoty a periodickému zaplavování jsou poměrně produktivní.

Některá plošně rozlehlá, ale mělká jezera podle některých svých vlastností spadají spíše do kategorie tůní a jiných drobných ploch. Hranice mezi pojmy tedy není ostrá a jako nejproblematictější se jeví kritérium velikosti vodní plochy. PŘIKRYL (nepublikovaný rukopis a) jako vhodnější kritérium vidí stáří nebo spíše dobu existence vodní plochy, ale ani zde nejsou hranice přesné. Jezera existují tisíce až desítky milionů let, tůň desítky až stovky let a louže hodiny až týdny. Podle PŘIKRYLA (nepublikovaný rukopis a) tak může jezera,

tůň a louže rozdělit pouze kombinace časoprostorových měřítek, které mají rozmezí mnoha řádů. Ta formuje i jejich značnou variabilitu. ŠTĚRBA (1996) vyzdvihuje dynamiku drobných vodních ploch nad relativní resistencí velkých jezer.

V České republice je velmi málo jezer „v pravém slova smyslu“, která by splňovala FORELOVU definici, přesto se zde pojem jezero pro různé vodní plochy hojně používá. Mnoho drobnějších vodních ploch i uměle vytvořených stojí právě na hranici mezi kategoriemi jezero a tůň nebo jiná drobná vodní plocha.

JANSKÝ a kol. (2003) tedy vytvořili definici jezera, která je přizpůsobena specifickým podmínkám České republiky. „Jezero je přírodní deprese na zemském povrchu nebo pod ním, trvale nebo dočasně vyplněná vodou, nemající bezprostřední spojení s mořem. Oproti rybníkům a malým vodním nádržím se jezera nedají jednoduchým způsobem vypustit“. Autoři dále doporučují vydělit dvě skupiny jezer hluboká a mělká.

Předmětem disertační práce jsou vodní plochy v nivách řek. Lze je souhrnným pojmem označit jako *fluviální jezera*. Bez výjimky splňují definici JANSKÉHO a kol. (2003). Řadí se mezi jezera mělká, která jsou intenzivně ovlivňována atmosférickými faktory (JANSKÝ a kol. 2003), hydrodynamikou (hydrologickým režimem) toku, silnou interakcí s bezprostředním okolím, což se výrazně odráží ve fyzikálně-chemických a biologických charakteristikách tohoto vodního ekosystému.

Pojem „fluviální jezero“ se však v české ani zahraniční limnologické literatuře příliš nevyskytuje. Přestože mnoho autorů, např. HUTCHINSON (1958) ve své genetické klasifikaci jezer, WETZEL (2001), KALFF (2002) tento pojem používají, v limnologické literatuře se spíše využívá pojmu „tůň – pool“ a „mrtvé rameno – oxbow nebo oxbow lake“. V rešeršní části disertační práce bude pojem tůň nebo mrtvé rameno používán tam, kde ho užívají citovaní autoři. Používání některých pojmů totiž vychází kromě jiného z tradice a ze zvyku a jeho nahrazení pojmem jiným působí terminologické problémy. Ve výsledkové části však bude používán i termín fluviální jezero, protože jde o kategorii nadřazenou pojmům tůň a mrtvé rameno.

3.2. VZNIK A ZÁNİK FLUVIÁLNÍCH JEZER

HUTCHINSON (1957) ve své genetické klasifikaci rozlišuje čtyři skupiny jezer, která vznikla činností tekoucí vody. Jedná se o jezera vzniklá erozní činností toků, jezera vzniklá akumulací činností hlavního toku nebo přítoků, deltová jezera a jezera vyvinuté říční nivy. Poslední jmenovaná jsou nejčastějším typem fluviálních jezer.

3.2.1. Způsob vzniku fluviálních jezer v geografických podmínkách České republiky

Jezerá vyvinutá říční nivou vznikají erozní nebo akumulací činností toku nebo jejich kombinací. Bez účasti akumulací činností toku mohou být zatopením mírně přehloubeného koryta vytvořena srpkovitá jezera, která mají krátké trvání. Naopak bez výrazného přispění erozní činností toku se vytvářejí jezera za agradačními valy (lateral levee lakes), které vznikají ukládáním materiálu na okrajích nebo vně koryta při povodních (HUTCHINSON 1957).

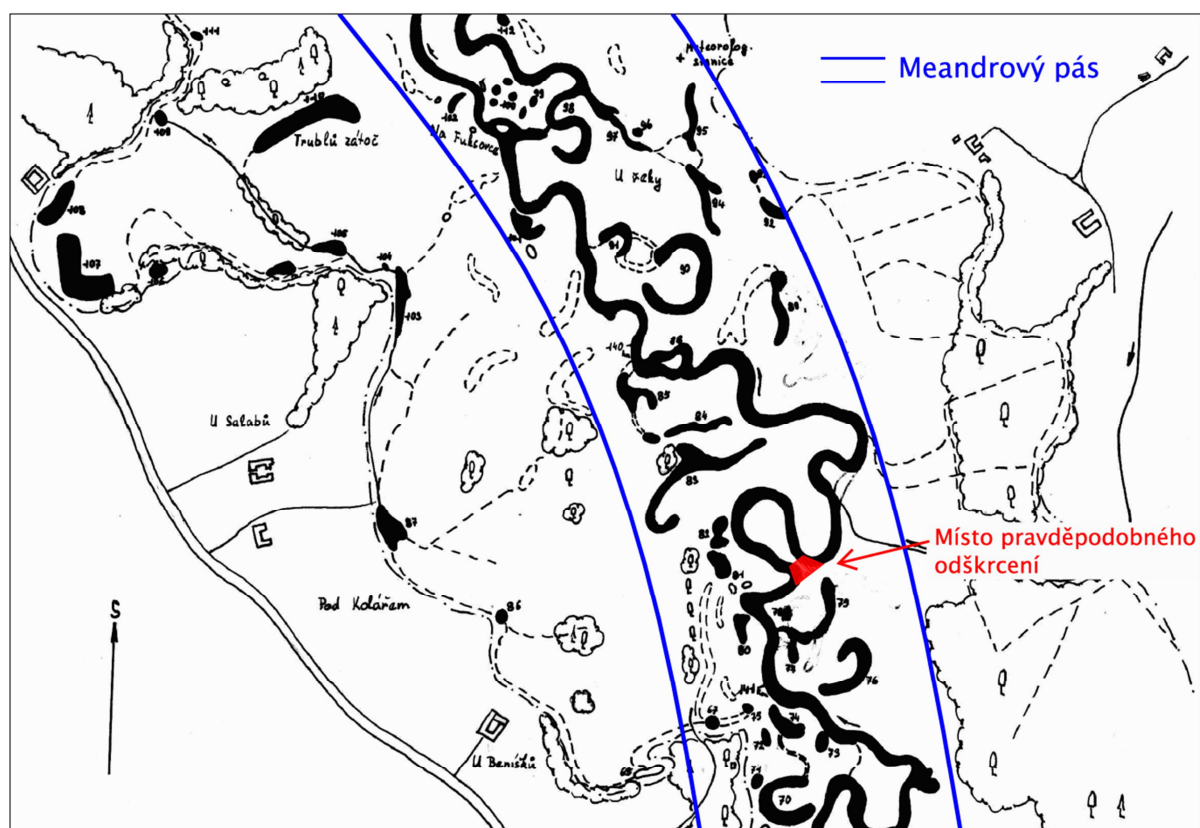
Kombinací lokální erozní a akumulací činností toku dochází na středních a dolních tocích řek k oddělování meandrů a zákrutů, což je nejčastější způsob vzniku tohoto typu jezer. Je vždy vázán na říční nivou, která vzniká v místech akumulací oblasti toku, kde se zmenšuje jeho podélný sklon a kde dochází ke zpomalení rychlosti proudící vody a k sedimentaci unášeného materiálu.

Prostor nivou je definován mnoha způsoby, které přehledně shrnují např. KŘÍŽEK a kol. (2006). Za nejvhodnější považují geomorfologickou definici DEMKA (1988), kde je niva popisována jako akumulací rovina podél vodního toku, která je tvořena nekonsolidovanými sedimenty transportovanými a usazenými tímto vodním tokem, přičemž při povodních bývá zpravidla částečně či celá zaplavována. Současné říční nivou v našich podmínkách vznikly v holocénu. Jejich hranici tvoří nejčastěji první terasový stupeň (ŠTĚRBA 2008), který ovšem nemusí být v terénu dobře patrný. Podloží tvoří štěrkopísky, které mohou dosahovat od jednoho do několika desítek metrů (ŠTĚRBA 2008). Povrch nivou je překryt fluvizeměmi o různé mocnosti v závislosti na poloze v nivě. Mocnost fluvizemí se podle ŠTĚRBY (2008) v současnosti zvyšuje a může dosahovat až několika metrů. Důvodem je intenzivní zemědělská činnost v povodí toků (LOŽEK 1973).

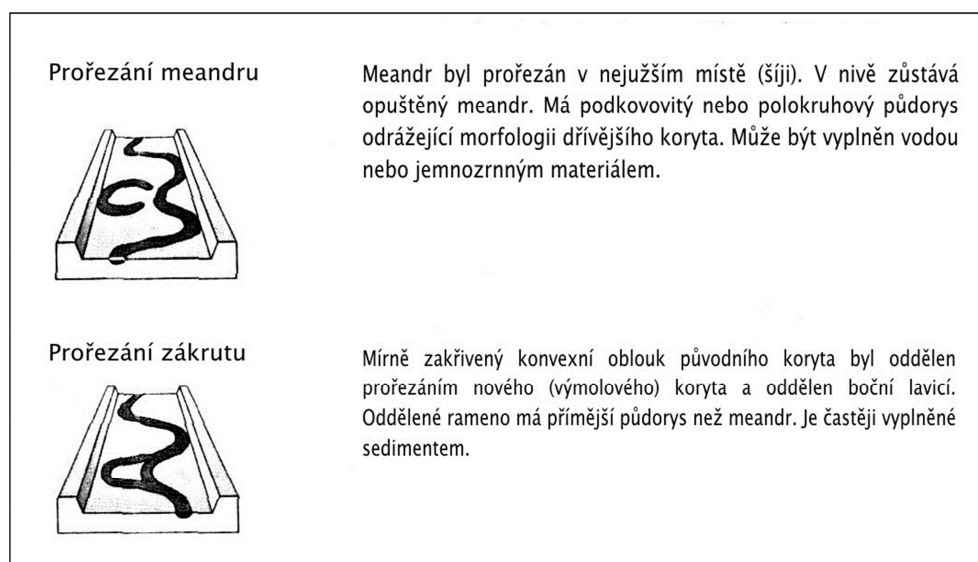
LOŽEK (1973) v rámci nivou vyděluje dva typy sedimentace. Při povodňové sedimentaci dochází k pohybu velkého množství sedimentů a fluviální činnost krátkodobě postihne celou nivou. Řečištní sedimentace je kontinuální proces, při kterém se vlivem boční eroze z nárazových (výsepních) břehů uvolňuje materiál, který je ukládán na jesepních březích. Takto je stále podporován proces meandrování toků. Je intenzivnější v erozi poddajném podloží (fluviální štěrky, písky, hlíny). Volné meandry (meandry ve snadno erodovatelných materiálech) se zvětšují do určité velikosti, která je dána šířkou toku, korytotvorným průtokem atd. (KNIGHTON 1984). Díky postupující erozi se pohybují směrem po toku v meandrovém pásu (Obr. 1). Růst meandrů a jejich posun je tím významnější, čím vyšší jsou

průtoky, čím méně odolné jsou břehové sedimenty a čím chudší je stabilizující břehová vegetace (SCHUMM 2005).

Charakteristické pro meandrující toky je oddělování meandrů. To je ovlivňováno především časem, po který erozně-akumulační procesy působí, četností a velikostí povodňových průtoků, zvýšenou sedimentací a snížením nebo zvýšením erozní báze (SCHUMM 2005, DEMEK 1988). Existují dva způsoby oddělování meandrů (Obr. 2). Prvním je oddělení zákrutu prořezáním výmolového koryta (chute cutoff), které se stává hlavním tokem. Tento způsob považuje SCHUMM (2005) za častější. Druhým způsobem je protržení šíje meandru, které je v češtině označováno jako odškrcení (neck cutoff). Oddělování meandrů je poměrně prudkou změnou směru toku v krátkém časovém úseku. Následkem obou typů oddělení meandrů je značné zkrácení a prudké zvýšení sklonu toku. Vede k erozi nad odříznutým meandrem proti proudu. Množství sedimentu odderodované v místě nad meandrem se ukládá pod odděleným meandrem, vytvoří se sedimentační lavice nebo je oddělen další meandr směrem po proudu. Některá odříznutí ale nemusí vyvolat v toku významné změny, pokud řeka meandruje v odolných nivních sedimentech (SCHUMM 2005).



Obr. 1: Příklad meandrujícího toku Horní Lužnice (upraveno podle ČERNÉHO 1994)



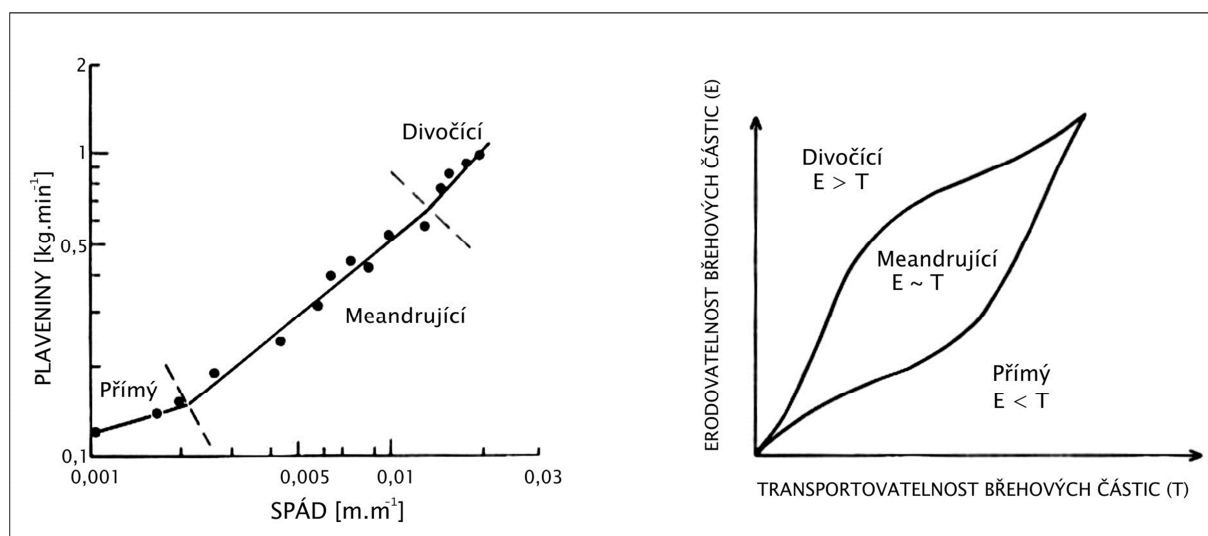
Obr. 2: Typy oddělování meandrů a zákrutů (upraveno podle BRIERLEY a FRYIRSK 2005)

Oddělené říční meandry se stávají lentickými ekosystémy charakterizovanými stojatou nebo jen velmi pomalu proudící vodou, vznikají fluviální jezera. Tím, že se tok zvolna posouvá, ztrácí jezera postupně kontakt s řekou. V blízkosti může dojít k oddělení dalšího meandru. V širokých nivách se tak mohou vyskytovat série vedle sebe ležících meandrů v různém stupni zazemnění (LOŽEK 1973).

Vznik jezer v nivách přirozených toků může být při povodňových událostech často masivní. ČERNÝ (2008) uvádí, že v nivě řeky Lužnice mezi česko-rakouskou hranicí a Suchdolem nad Lužnicí došlo při povodni v roce 2002 k prolomení pěti meandrů.

Sekundárně mohou fluviální jezera vznikat zásahy člověka při regulaci řek, zejména při napřimování vodních toků. Jezera se nachází v různé vzdálenosti od hlavního toku, podle vedení trasy přeložky koryta. Takto vznikla např. většina současných jezer v nivě řeky Labe.

V současné době má většina toků v České republice i ve střední Evropě meandrující říční vzor (DEMEK 2003). Koryta meandrujících toků jsou poměrně hluboká s ostře ohraničenými břehy. V České republice tvoří výjimku např. řeka Morava mezi Litovlí a Olomoucí, která je příkladem vzoru anastomózního (MÁČKA 2001), nebo některé divočící úseky řeky Morávky. Říční vzor a charakter středoevropských toků však nebyl vždy stejný a tudíž i jejich inklinace k tvorbě fluviálních jezer byla různá. Podle SCHUMMA (2005) je aktuální stav toku i celého říčního systému, tedy i říční vzor, odrazem působení hlavních faktorů jako jsou reliéf, litologie, klima a činnost člověka, i lokálních faktorů jako je podloží, přítoky, morfologie údolí, povodně, vegetace aj. Závislost říčního vzoru na sklonu, množství unášeného sedimentu a erodovatelnosti a transportovatelnosti břehových částic je zobrazena na Obr. 3.



Obr. 3: Závislost říčního vzoru na vybraných charakteristikách (upraveno podle KNIGHTON 1984)

V glaciálech, kdy v ČR panovalo bezlesí, se vodní toky měnily na divočící. Řeky tvořily mělká koryta, která se často překládala. V interglaciálech, kdy se množství unášeného materiálu snižovalo rychleji než průtoky (SCHUMM 2005), se toky měnily na volně meandrující s relativně stabilním korytem. Přirozenou fluviální aktivitou se oddělovala mrtvá ramena (LOŽEK 2007). V časném holocénu se divočící řeky definitivně změnily na meandrující. Říční energie poklesla. Započala tvorba nivních půd a toky se dále stabilizovaly. Tvorba fluviálních jezer byla přirozenou součástí vývoje koryta toků. Ve středním a mladším holocénu proběhlo krátké období zvýšené hloubkové eroze, které bylo způsobeno zvýšením srážek koncem boreálu a možná již částečně i člověkem. V mladším holocénu, konkrétně na rozhraní subboreálu a staršího subatlantiku (2700 – 2500 BP), probíhala další zvýšená eroze a vznikl základ současné nivní úrovně řek. Od roku 400 n. l. po vrcholný středověk probíhala v nivách další svahová eroze (BŘÍZOVÁ 1999). Tyto erozní výkyvy byly dány nejen klimatickými faktory ale ve velké míře i člověkem – odlesňováním, intenzivní pastvou a orbou. V období kolem roku 1200 n. l. zasáhly nivy velké povodně, které kulminovaly na rozhraní středověku a novověku. Jimi byla vytvořena báze pro sedimenty současných niv (BŘÍZOVÁ 1999). Podle SCHUMMA (2005) v návaznosti na intenzivní zemědělství, odlesňování a další faktory mohou některé přirozené toky opět přestat meandrovat a stát se divočícími.

3.2.2. Zánik fluviálních jezer

Zánik jezer je způsoben kombinací více faktorů. Hlavními činiteli jsou akumulace sedimentu a zarůstání makrofytní vegetací. K zazemňování fluviálních jezer nedochází

stejnou rychlostí. Závisí především na poloze jezera vůči sedimentaci při povodni, na množství sedimentu unášeného tokem za povodně, na morfometrických parametrech jezera, na míře napojení na hlavní tok apod. Nejpomaleji dochází k zanášení průtočných jezer. Rychlost zanášení však rapidně vzrůstá, pokud dojde ke ztrátě povrchového kontaktu s tokem (BAUEROVÁ 1977). Dochází ke zvýšené sedimentaci v jezerech a k rozvoji vegetace, která se na úživných sedimentech rychle rozrůstá. Její odumírající části zvyšují přísun organického materiálu do jezera. Volná vodní hladina postupně zarůstá, jezero tzv. „stárne“ a mění se v terestrický ekosystém (ŠTĚRBA 2008).

Při povodni jsou různé části nivy různě zasaženy. Někde probíhá vlivem soustředění silného proudu významná erozní činnost a při pravidelném průplachu jezer (tůní) dochází k jejich zmlazení (MONTAGOVÁ a kol. 2004). V tišinách stranou silného proudu se unášený materiál ukládá a proces zániku jezer je tak urychlován. V sedimentárním záznamu jezer se střídají v závislosti na poloze vůči toku hrubší hlinito-písčité sedimenty nebo jemnozrné povodňové okaly s limnickými sedimenty. V závěrečné fázi zazemňování převládou sedimenty slatinného typu s vysokým podílem organického materiálu (LOŽEK 1973, HRDINKA a kol. 2003). Zazemněná jezera bývají označována jako paleomeandry.

BŘÍZOVÁ (1999) uvádí na základě palynologických rozborů, že např. v paleomeandru u Staré Boleslavi došlo k první sedimentaci organického materiálu na počátku letopočtu a k úplnému zaplnění došlo v 15. století. Jeho zaplňování tedy trvalo 1500 let.

Ramena odstavená při regulaci se zazemňují mnohem rychleji, protože vlivem regulace je eliminován vznik povodní, které pravidelně z ramen odplavují jemný organický sediment.

Posledním a nejrychlejším způsobem zániku fluviálních jezer je jejich zavezení zeminou, hlušinou nebo v horším případě odpadem. Důvodem bývá zdánlivá neúčinnost těchto druhů vod a ekonomické zájmy obyvatel niv. ŠTĚRBA (2003, 2008) považuje likvidaci stojatých vod v nivách řek za největší zásah do biodiverzity středoevropské krajiny. Tento trend však zdaleka není záležitostí pouze dnešní doby. Podle ŠTĚRBY (1996) docházelo k zavážení vodních ploch a jejich přeměně na ornou půdu nebo les již při zemědělské kolonizaci ve středověku.

3.3. PŘEHLED UŽÍVANÉ TERMINOLOGIE A TYPOLOGIE VOD V ALUVIÍCH

3.3.1. Užívaná terminologie

V nivách, které byly ušetřeny negativních lidských zásahů, se různých druhů stojatých vod vyskytuje velké množství. V nivách pod silným antropogenním tlakem je jejich výskyt

omezený. ŠTĚRBA (1996) konstatuje, že množství vodních ploch v nivách je nepřímo úměrné jejich stupni odpřírodnění. Existence je ve většině případů dočasná. Postupně spějí k zániku.

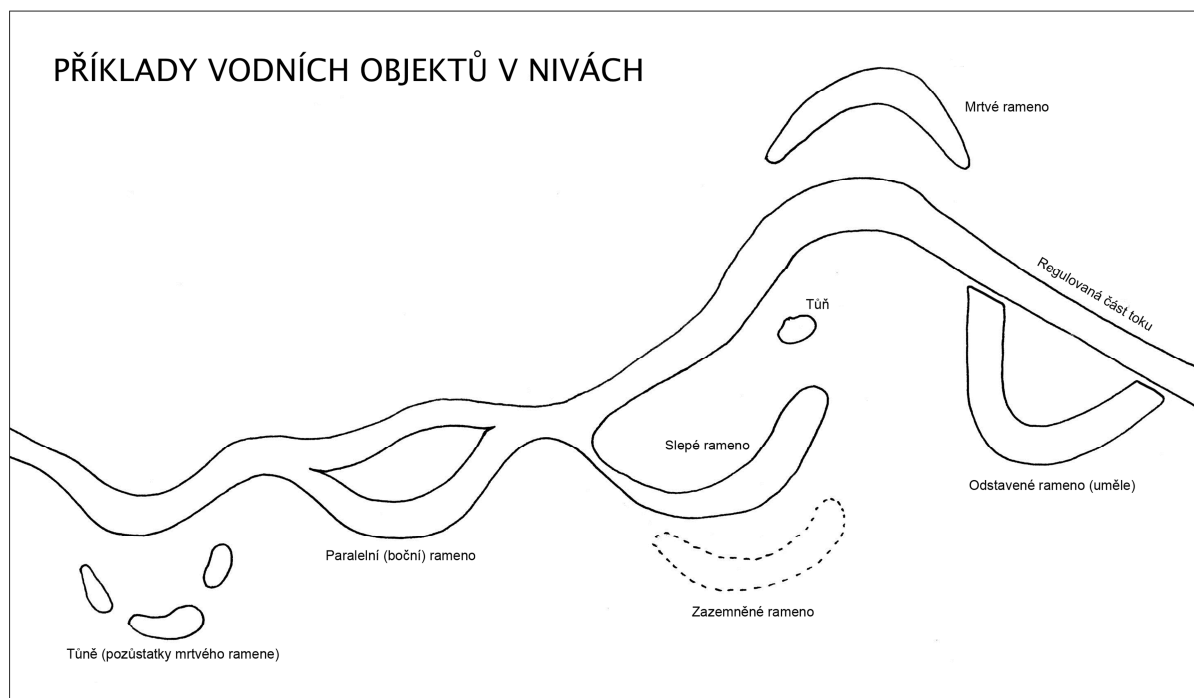
V nivách se postupem času vytvořily různé druhy stojatých vod někdy označovaných též jako aluviální vody. Jedná se o jezera, odstavená ramena, mrtvá ramena, periodické tůně, močály i člověkem vytvořené nádrže. Na jejich vzhled a funkci má podle ŠTĚRBY (2008, str. 72) vliv „velikost, stáří a vzdálenost od mateřského toku, způsob zásobování vodou, její chemické složení a kvalita, frekvence zaplavování lokality a kolísání hladiny (vodní režim), osvit hladiny sluncem, prezence a absence ryb, způsob vzniku lokality, stupeň spojitosti s mateřským tokem apod.“ Vliv mateřského toku může být přímý nebo nepřímý v závislosti na poloze objektů stojatých vod vůči toku.

Terminologie aluviálních vod není jednoznačná. Jednotlivé pojmy jsou často zaměňovány nebo jsou nejednoznačně překládány z cizích jazyků. Důvodem je velmi rozmanitý a v mnohých případech nejasný způsob jejich vzniku (ŠTĚRBA 2008) a jejich dynamika, kdy velmi často a rychle může docházet k přeměně jednoho typu v jiný.

Částečný vhléd do pojmosloví včetně překladů do anglického jazyka přinesli HUSÁK a KVĚT (2000) viz Tab. 1 a Obr. 4. Vyčleňují dva nejčastěji užívané pojmy tůně a říční ramena. *Tůně* charakterizují jako přirozené menší nádrže vody (do 100 m²), které primárně vznikají vířivou činností vody při povodních, nebo se jedná o pozůstatky vodních ploch v zazemněných mrtvých ramenech. PITHART a kol. (2003) uvádí velikost tůní od 10 do 400 m². *Říční ramena* byla nebo jsou součástí toků. Mají protáhlý tvar, kdy jejich délka několikanásobně převyšuje jejich šířku. Může se jednat o mrtvá nebo stará ramena, která jsou od toku zcela oddělena a voda v nich proudí pouze za povodní, ramena funkční protékána stále (dvojitá, paralelní nebo anastomózní), nebo slepá ramena napojená na tok pouze jedním koncem. Odstavená ramena vznikla lidským zásahem při napřimování a regulaci toků.

Tab. 1: Vybrané termíny pro přirozené a umělé vodní objekty v nivách (podle HUSÁKA a KVĚTA 2000, zkráceno)

český výraz	anglický ekvivalent
potoční niva	stream (brook) alluvium
staré rameno	backwater
umělé (nové) rameno, přeložka	shortcut, bypass (channel)
mrtvé rameno (přirozeně oddělené)	oxbow (lake)
odstavené rameno, odříznuté rameno	cut backwater
slepé rameno	dead arm, dead channel
lužní (nivní) tůň	alluvial pool
lužní (nivní, říční, aluviální jezero)	alluvial lake



Obr. 4: Příklady vodních objektů v nivách (nakresleno podle HUSÁKA a KVĚTA, 2000)

3.3.2. Typologie fluviálních jezer

Typologií tůní a ramen existuje celá řada. Jsou klasifikovány podle morfologických vlastností, hydrologického režimu, fyzikálních a chemických vlastností vody, přítomných organismů. Zde jsou uvedeny pouze typologie vztahující se ke sledovaným fluviálním jezerům.

ČERNÝ (1994) v nivě řeky Lužnice vyděluje na základě morfologie a způsobu vzniku čtyři typy tůní. Nejhojnější jsou *podlouhlá obloukovitá slepá ramena*, ve kterých se postupným zanášením formuje soustava drobnějších tůní. *Kruhové tůně* o průměru 15 až 20 m, které jsou často trychtýřovité a velmi hluboké, se v nivě vyskytují v počtu několika desítek. Třetím typem jsou *oválné tůně* – zbytky starých meandrů v počtu rovněž několika desítek. Jako poslední typ vyčleňuje *plošně rozsáhlé mělké tůně* v nivě Nové řeky.

PECHAR a kol. (1996) klasifikují vodní plochy v nivě na příkladu řeky Lužnice podle jejich morfologie. První skupinu tvoří *mrtvá ramena protáhlého tvaru*, která jsou pozůstatky bývalých meandrů. Jejich délka je několikanásobně větší než šířka. Druhá skupina jsou *tůně*, jejichž délka i šířka jsou srovnatelné. Nejčastěji jde o tůně kruhového nebo oválného tvaru. Tůně se dále dělí podle hloubkových poměrů na relativně mělké a relativně hluboké. Mělké tůně, jejichž relativní hloubka je menší než 5 % a maximální hloubka je nižší než 1 m, mohou v suchých obdobích i vysychat.

Výše uvedené definice popisují pojmy z hlediska jejich vzniku a morfologie. Jinak nahlížejí na řeku a její doprovodné stojaté vody AMOROS a kol. (1987). Vytvořili názvosloví podle intenzity kontaktu vodních těles v nivě s řekou. *Eupotamon* představuje hlavní tok a boční ramena, která jsou neustále protékána vodou. *Parapotamon* je charakterizován stojatou vodou v bočních ramenech, která jsou na horním konci zazemněna a na dolním konci stále napojena na tok. Jde o bývalá ramena toku v jeho blízkosti. *Plesiopotamon* představuje stálé nebo dočasné stojaté vody, které nemají stálé a přímé napojení na řeku. Jsou to nestabilní biotopy ovlivňované velikostí průtoku v řece. Jde o malá vodní tělesa přiléhající k hlavnímu toku. *Paleopotamon* se od plesiopotamonu liší tím, že se nachází dále od řeky. Díky tomu je méně ovlivňován tokem a tudíž stabilnější. Příkladem mohou být mrtvá ramena ve větší vzdálenosti od toku.

PECHAR a kol. (1991) rozdělují tůň podle koncentrace rozpuštěného kyslíku. V *aerobních tůňích* obsah kyslíku většinou neklesá pod 3 mg.l^{-1} , což je dolní hranice pro přežití rybí obsádky. Jedná se většinou o nezastíněné lokality. *Mikroaerobní až anaerobní tůň* se nejčastěji nachází v lužním lese. Vysoké zastínění spolu se značným množstvím listového opadu způsobují anoxie převážně v zimním období, které vylučují přežití rybí obsádky.

SKÁCELOVÁ (2004), která primárně studovala flóru sinic a řas, používá pro vodní tělesa pojem tůň a klasifikuje je podle fyzikálních parametrů, jež ovlivňují složení vodní makrovegetace a druhové složení a diverzitu sinic a řas. Primárně rozděljuje tůň českých niv podle míry napojení na tok. Prvním typem jsou tůň trvale nebo periodicky spojené s řekou, charakterizované převahou říčních druhů s minimálním podílem perifytonu. Planktonní organismy jsou přinášeny tokem. Druhý typ tvoří tůň napájené podzemní vodou bez povrchového napojení na tok. Zde je druhové složení sinic a řas ovlivněno typem makrovegetace. Tento typ je dále dělen na 7 podtypů. *Tůň s bohatou makrovegetací a pestrnou nabídkou mikrobiotopů* s druhově bohatým perifytonem postupně sukcesí přechází v *tůň s bohatě rozvinutou natantní vegetací a kyslíkovými deficitem u dna*. V nich jsou nárosty soustředěny na rostlinách. Ve vodním sloupci je malý podíl fytoplanktonu a značné množství sírných bakterií. *Tůň s hladinou souvisle potaženou okřehkem* jsou na fytoplankton velmi chudé. Jedná se o tůň silně eutrofizované splachy nebo tůň, v nichž jsou kyslíkové deficitem způsobeny rozkladem listového opadu. *Tůň bez submerzní a natantní makrovegetace* bývají prosvětlené až na dno a rovněž s chudým fytoplanktonem i perifytonem. Dále vyděluje *mělké mokřady bez vegetace přirozeně eutrofní a hypertrofní a mělké tůň v zemědělské krajině podléhající allochtonní eutrofizaci* s nízkou biodiverzitou. Posledním typem jsou *tůň*

ovlivněné rybami, kde se vyskytuje fytoplankton typický pro rybníky a nárosty s ekologicky nevyhraněnými druhy.

3.4. REGIONÁLNÍ PŘEHLED VÝSKYTU FLUVIÁLNÍCH JEZER V ČR

HRDINKA a kol. (2003) uvádí, že fluviální jezera v nivách jsou nejrozšířenějším typem přírodních jezer v České republice, pokud mezi ně započítáme i jezera vzniklá při regulacích. Jejich jezerní pánev vznikla působením přírodních procesů, člověk většinou modifikoval pouze jejich koncové části. Přesto je jejich počet významně redukován oproti dřívějšímu stavu v nenarušené krajině. V našich geografických podmínkách je jejich výskyt vázán prakticky výlučně na nivy. V intenzivně zemědělsky využívané nivě vytváří přirozená centra druhové i biotopové diversity. Vyšší ochrana niv a jejich stojatých vod je teoreticky zajištěna vyhlášením maloplošných zvláště chráněných území (MZCHÚ). Prakticky vyčerpávající výčet chráněných lokalit v nivách řek podává DEMEK (2004).

Nejvíce jezer je situováno do Polabí, Pomoraví, na Horní Lužnici, do Podyjí, Poodří a Poorličí (HRDINKA a kol. 2003). Podrobný regionální přehled výskytu fluviálních jezer byl zpracován na základě dostupné literatury a na základě veřejně dostupných ortofotomap (HAVLÍKOVÁ nepublikovaný rukopis). Zde budou pro přehlednost uvedeny pouze nejvýznamnější lokality.

Odhad počtu stojatých vod v aluviích České republiky provedli HUSÁK a KVĚT (2000) s tím, že ho považují za velmi přibližný. Niva Lužnice zahrnuje asi 190 stálých ramen a 200 periodických, střední Polabí stálých větších několik set, periodických několik tisíc. V Poorličí se vyskytuje asi 50 stálých ramen a tůní a 150 – 200 periodických. V Pomoraví je přibližně 300 ramen a tůní se stálou vodní hladinou a 600 – 800 drobných periodických. V Podyjí se nachází asi 100 trvalých tůní a 300 až 500 vysychajících drobných tůní.

3.4.1. Povodí Labe

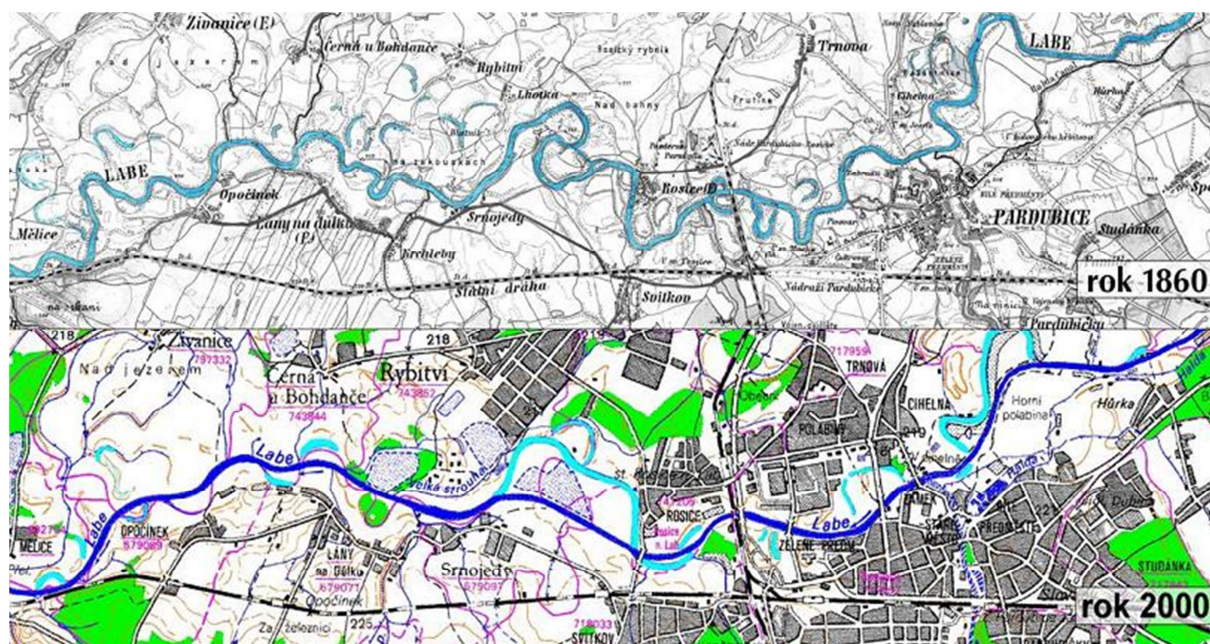
Řeka Labe je na výskyt velkých fluviálních jezer pravděpodobně nejbohatší. Souvisí to s její délkou, velikostí a charakterem nivy. Již od Jaroměře nabývá charakteru nížinného toku s malým sklonem, což vedlo v minulosti ke značnému meandrování řeky. Paradoxně nejvíce fluviálních jezer ale vzniklo při regulaci řeky, která masivně probíhala již od poloviny 19. stol. především za účelem splavnění řeky a protipovodňové ochrany (Obr. 5).

Nejvíce jezer se vyskytuje v úseku toku od ústí Loučné po Mělník, kde niva Labe dosahuje šířky 3 až 4 km. Malý sklon (0,35 ‰) a velké množství ukládaného materiálu dříve

podmiňovalo přirozené meandrování toku a tvorbu mrtvých ramen. Při regulaci, kdy byla např. mezi Chvaleticemi a ústím Loučné řeka zkrácena o 27 % původní trasy, vzniklo mnoho ramen odstavených. Druhou oblastí je Labe od Předměřic po Jaroměř, kde tok dříve rovněž silně meandroval. Zde došlo k nejrazantnějšímu zkrácení toku Labe o 35 % původní délky. V této oblasti však byl na jezera vyvíjen silný antropogenní tlak. Mnoho jich bylo rekultivováno na louky či pole (ŠINDLAR a kol. 1992).

Nejcennější lokality podél celého toku Labe byly vyhlášeny zvláště chráněnými územími. Směrem proti proudu toku Labe se jedná o PP Nebočanský Luh, který zahrnuje slepé rameno Labe a poloostrov s vrbotopolovým luhem (BÁRTOVÁ a kol. 1999). Ve Středních Čechách je takto vyhlášeno 12 území (LOŽEK a kol. 2005). Lužní lesy se zbytky ramen na soutoku Vltavy a Labe jsou zahrnuty do PR Úpor. Libišská tůň je chráněna jako PR Černínovsko, část ramene Grado je součástí PR Lipovka – Grado. Soustava tůní u Čelákovic, které v 60. letech 20. stol. soustavně zkoumal J. Hrbáček, nese jeho jméno – PR Hrbáčkovy tůně. Lužní lesy s mrtvými rameny jsou dále chráněny v PR Vrtě, PR Mydlovarský luh, PR Veltrubský luh a NPR Libický luh. Jako PR Tonice – Bezedná a PP Kolínské tůně byly vyhlášeny soustavy tůní v bývalých labských ramenech. Cenná odstavená ramena s okolními porosty jsou dále zahrnuta do PR Na Hornické a Týnecké mokřiny. Celkem šest maloplošných chráněných území zahrnujících fluviální jezera se nachází v Pardubickém a Královéhradeckém kraji (FALTYSOVÁ a kol. 2002a, 2002b). Jedná se převážně o izolovaná mrtvá ramena v intenzivně obdělávané nivě. Jsou to PP Labské rameno Votoka, PP Mělnické Labiště, PP Labiště pod Opočinkem, PP Tůň u Hrobic, PP Hrozná a PR Trotina.

Z hlediska výskytu fluviálních jezer jsou významné i některé přítoky Labe. **Ploučnice** vytváří příhodné podmínky na středním a horním toku, kde řeka meandruje v široké nivě (MACKOVČIN a kol. 2002b). Mezi Stráží u Č. Lípy a Mimoní se vyskytují fluviální jezera v nivě přirozeně výrazně meandrujícího toku na úseku cca 27 km (vzdušnou čarou). **Ohře** je na výskyt fluviálních jezer rovněž velmi bohatá. Podél toku se jich vyskytuje přibližně 50. Tento počet byl stanoven na základě ortofotomapy, proto je pravděpodobně mírně podhodnocen. Jedná se především o uměle odstavená ramena. Vyskytují se na horním toku od státní hranice po Sokolov a v dolním úseku toku od Žatce po soutok s Labem. Dvě lokality jsou vyhlášeny přírodními rezervacemi. Jedná se o PR Myslivna, kde je mezi Malou Ohří a Ohří chráněna část lužního lesa s drobnými trvalými i periodickými tůněmi, a PR Loužek, kde jsou rovněž chráněny zbytky lužního lesa mezi třemi mohutnými slepými rameny řeky Ohře (BÁRTOVÁ a kol. 1999).



Obr. 5: Příklad meandrování toku Labe u Pardubic a jeho zkrácení (upraveno podle NĚMCE a kol. 2006)

Řeka **Vltava** je díky úzkému údolí na fluviální jezera chudá. Nejvíce se jich vyskytuje v Hornovltavském Luhu. Řeka Vltava zde přirozeně meandruje ve Vltavické brázdě od Lenory po Novou Pec v nadmořské výšce 745 až 725 m n. m. Řeka zde vytváří širokou nivu místy až 1,5 km. Podél Teplé Vltavy a Vltavy pod soutokem se Studenou Vltavou vymapovali **BUFKOVÁ** a **RYDLO** (2008) 34 odstavených říčních ramen a 65 tůň se stojatou vodou.

Další odstavená nebo mrtvá ramena se na Vltavě vyskytují sporadicky. Pozůstatky velkých ramen se nachází před soutokem s Labem mezi Lužicemi nad Vltavou a Vrbnem. Z vltavských přítoků se fluviální jezera vyskytují na středním toku Malše, na Blanici mezi Protivínem a soutokem s Otavou, kde se nachází celkem 21 uměle odstavených jezer, omezeně na Otavě a dolním toku Volyňky.

Niva Horní **Lužnice** je díky unikátní zachovalosti meandrujícího toku s mrtvými rameny a tůňmi nejvíce prozkoumanou nivou v ČR. Pro potřeby výzkumu ji zmapoval **ČERNÝ** (1994). Zabýval se 27 km dlouhým úsekem Lužnice mezi státní hranicí s Rakouskem po Starou Hlínu (rybník Rožmberk) a částí nivy Nové řeky v délce 6 km po Stříbřecký most. Niva je široká od 150 m v oblasti Nové Vsi po několik kilometrů v místě Staré a Nové řeky. Řeka má ve sledovaném úseku nížinný charakter s průměrným spádem 0,8 ‰. Díky tomu se v nivě vytvořilo silně meandrující koryto se systémem mrtvých ramen a tůň. **ČERNÝ** (1994) jich v tomto území napočítal více než 500. Většina meandrujícího toku je chráněna jako maloplošná chráněná území (**ALBRECHT** a kol. 2003). Od státní hranice po obec Nová Ves

je to PR Krabonošská niva s 20 opuštěnými rameny v různém stupni zazemnění. Na ni navazuje PR Horní Lužnice zahrnující 16 km toku po Suchdol n. L. Úsek mezi Novou Vsí a mostem na okraji Halámek je nejcennější částí nivy. Způsob obhospodařování nivy v této části vytváří podmínky pro rozvoj maximální diverzity nivy ve všech jejích aspektech. Vyskytuje se zde cca 140 tůní (ČERNÝ 1994). Mezi Suchdolem a Majdalénou je sedmikilometrový úsek řeky zařazen do PR Na Ivance, která čítá přes 20 trvalých tůní. Nad Majdalénou se jedná o 2,8 km toku v PR Meandry Lužnice a na ni bezprostředně navazující NPR Stará řeka s 9,5 km toku Lužnice.

Přestože údolí zdrojnic **Berounky** jsou často mělká a široce rozevřená (ZAHRADNICKÝ a kol. 2004), mnoho fluviálních jezer se zde nevyskytuje. Nejbohatší je na výskyt jezer v tomto regionu Úhlava mezi Přešticemi a Janovicemi nad Úhlavou.

Jizera v pramenné oblasti silně meandruje a vytváří drobná mrtvá ramena, část je chráněna jako PR Rašeliníště Jizery (MACKOVČIN a kol. 2002b). Od Turnova na středním a dolním toku jsou mrtvá ramena roztroušena po celém toku. Některá jsou obklopena fragmenty lužního lesa, jiná jsou značně antropogenně modifikována, např. přeměnou na rybníky apod. Podle ortofotomapy je přibližný počet větších mrtvých ramen asi 16. Z hlediska ochrany přírody je nejcennější PP Podhradská tůň asi 150 m od toku Jizery. Dále je to PP Stará Jizera, která chrání dvě mrtvá ramena u Horek nad Jizerou (LOŽEK a kol. 2005).

Podél **Cidliny a Chrudimky** se odstavená nebo mrtvá ramena vyskytují pouze v dolních úsecích toku. Řeka **Orlice** je považována za jeden z nejdelších přirozeně meandrujících toků této velikosti v ČR. Podrobnou studii Orlice provedl LOKOST a kol. (1993). „Spojená“ Orlice se nachází v akumulacní oblasti. Řeka v nivě široké místy až 2500 m přirozeně meandruje v délce 32 km. Všechny tyto podmínky umožnily vznik desítkám odstavených ramen, mrtvých ramen a tůní. Od Hradce Králové po Svinárky se jedná o odstavená ramena vzniklá při regulaci řeky, která mají charakteristický obloukovitý tvar. Ve zbývajícím úseku po soutok obou Orlic jsou jezera drobnější, vyskytují se zde mrtvá ramena i tůně. Na **Divoké Orlici** se ramena a tůně vyskytují od Doudleb nad Orlicí po ústí.

3.4.2. Povodí Moravy

Na řece **Moravě** se fluviální jezera vyskytují po celé délce toku od jejího vstupu do Hornomoravského úvalu až po soutok s Dyjí. Území má pro tvorbu jezer vhodný sklon 0,2 ‰ (BALATKA a SLÁDEK 1962). Před regulací řeka přirozeně meandrovala v nivě v širokém meandrovém pásu. Nejvíce fluviálních jezer, v tomto případě odstavených ramen, však bylo vytvořeno právě regulací řeky díky napřímení koryta. Řeka začala být masivně upravována po

povodních v 19. stol. Úpravy byly dokončeny v roce 1973. Řeka byla téměř v celém úseku napřímena, zahloubena a ohrázována (MACKOVČIN a kol. 2002a). Inventarizací odstavených ramen řeky Moravy se zabývali VESELÝ a HÁJKOVÁ (1995, 1996). Zjistili 189 odstavených ramen na úseku od Rudy nad Moravou po soutok s Dyjí (počítáno pouze na území ČR). Z nich 50 je již vyschlých, 23 zamokřených a ostatní ramena jsou zavodněná.

Litovelské Pomoraví je někdy označováno jako největší areál periodických tůní v ČR (HOLZER 2003). Větvicí se řeka s množstvím fluviálních jezer je soustředěna do oblasti mezi Olomoucí a Mohelnicí s krátkým přerušením v intravilánu města Litovel. Celkem se jedná asi o 44 km toku. Složitý systém větvení a meandrů vytváří tzv. anastomózní říční vzor, často bývá nazýván „vnitrozemskou deltou“ (MÁČKA 2001). Některá ramena řeky jsou protékána trvale (např. hlavní koryto Moravy a Mlýnský potok označovaný jako Střední Morava nebo Malá Voda), některá jsou protékána pouze občasně – na Hané se nazývají smuhy, např. Kenická smuha, Hraniční Morava, Štěpánovská smuha, smuha Hatné – Plačkov (KREJČÍ 2006). Při povodních jsou občasná ramena zaplavována. Po opadu vody v nich zůstávají trvalé nebo periodické tůně. Díky tomu, že anastomózní ramena zároveň meandrovala, vznikala jejich přirozeným odškrcením nebo umělým odstavením mrtvá nebo slepá ramena.

Přesný počet fluviálních jezer v Litovelském Pomoraví není zjištěn. Pravděpodobně nejkompaktnější průzkum provedli MĚKOTOVÁ, RULÍK a RULÍKOVÁ (1996), kdy území mezi Olomoucí a Moravičany (Mohelnicí) rozdělili na 11 lokalit pojmenovaných podle nejbližší obce. Jedná se o oblasti Chomutov (s počtem zjištěných tůní 9), Horka nad Moravou (21), Hynkov (5), Střeň (18), Pňovice (21), Březová (12), Litovel (4), Mladeč (17), Červenka (6), Doubravice (1), Moravičany (5). Mezi největší trvalá jezera patří ramena u Leštiny, Zvole a Moravičan, Čepovo rameno a Kurfürstovo rameno.

V roce 1990 bylo celé území vyhlášeno chráněnou krajinnou oblastí Litovelské Pomoraví. Hodnotné části toku a přilehlé smuhy byly dále vyhlášeny za maloplošná zvláště chráněná území. Jedná se o PR Hejtmanka, PP Hvězda, PR Kačení louka, PR Kenický meandr, PP Kurfürstovo rameno, PP Malá voda, PR Panenský les, NPR Ramena řeky Moravy, PP V Boukalovém, NPR Vrapáč a PR Plané loučky (ŠAFÁŘ a kol. 2003).

Podél řeky **Dyje** se v současné době vyskytují odstavená ramena v úseku od Znojma po soutok s řekou Moravou. Podle ČIŽMÁRIKA a MÁCOVÉ (1997) se v území vyskytuje 40 odstavených ramen. Jezera se vyskytovala velmi hojně i v místě soustavy vodních nádrží Nové Mlýny. Ta však zmizela spolu s rozsáhlým komplexem lužního lesa pod hladinou nádrží v polovině 80. let 20. století. Nad Novými Mlýny se ramena nachází v menším počtu (13), pod nimi je jejich výskyt častější (27). Asi třetina ramen je vyschlých, ostatní jsou

zavodněná. Z hlediska ochrany přírody jsou nejhodnotnější Křivé jezero (rozloha 0,5 ha), Květné jezírko, Jezero Kutnar a Mahenovo jezero, vyhlášená jako maloplošná zvláště chráněná území s bohatou flórou a faunou.

Specifickou oblastí výskytu fluviálních jezer je oblast soutoku Moravy a Dyje. Kromě odškrcených a uměle odstavených meandrů hlavních řek Moravy a Dyje zmiňovaných výše, je zde hustá síť kanálů se stagnující nebo protékající vodou a množství drobných tůní. Území značně utrpělo regulací vodních toků, která způsobila pokles hladiny podzemní vody a tím vysoušení mokřadu. Díky umělému povodňování se zlepšily podmínky pro výskyt tůní a jiných drobných stojatých vod trvalých i periodických. Některá odstavená ramena byla cíleně znovu napojena na tok (MARVAN 2003).

Na řece **Bečvě** se podle VESELÉHO a HÁJKOVÉ (1994) vyskytuje 14 odstavených ramen v úsecích mezi Přerovem a Lipníkem nad Bečvou (4) a Hranicemi a Valašským Meziříčím (10). Jezera jsou poměrně velká vzhledem k velikosti Bečvy. Největší „Na Kačeně“ a „Jezera“ mají délku 2 km. Mrtvé rameno Bečvy Škrabalka ležící na jihovýchodním okraji Lipníka nad Bečvou bylo vyhlášeno přírodní rezervací.

Na řece **Svratce** napočítali ČIŽMÁRIK a MÁCOVÁ (1996) celkem 24 ramen, jedno zcela zavezené, dvě zcela vyschlá, ostatní zavodněná nebo zamokřená. Nejvíce ramen (12) se vyskytuje v úseku Nové Mlýny – Velké Němčice. Na horním toku řeky Svratky v úseku ř. km 151 až 156 v Milovské kotlině se vyskytuje asi 5 trvalých přirozeně vzniklých fluviálních jezer a desítky zamokřených prohlubní – bývalých dnes již téměř zazemněných mrtvých ramen. Jedná se o drobná jezera odpovídající velikostí a tvarem charakteru meandrování řeky Svratky (HAVLÍKOVÁ 2010).

Na řece **Jihlavě** zjistili ČIŽMÁRIK a MÁCOVÁ (1997) při inventarizaci 11 odstavených ramen v úseku mezi Kostelcem u Jihlavy a ústím do Novomlýnských nádrží. Z jezer je asi jedna třetina zazemněná, ostatní jsou zavodněná nebo zamokřená. Jedná se spíše o drobná ramena. Na Moravské Dyji se fluviální jezera vyskytují jihozápadně od Slaviboři, kde byla bývalá ramena obnovena jako tůně.

3.4.3. Povodí Odry

Na **Odře** se nejvíce fluviálních jezer vyskytuje v CHKO Poodří, která byla vyhlášena z důvodu ochrany nivy řeky Odry v délce 57,5 km. Jedná se o jednu z nejzachovalejších nížinných řek střední velikosti v ČR. Díky malému sklonu průměrně 1 – 2 ‰ řeka přirozeně meandruje ve velké části nivy a vytváří fluviální jezera (KLETENSKÝ a kol. 2008). Několik jezer vzniklo při regulaci v 70. letech 20. stol. Nevětší úsek je regulován mezi Jistebníkem

a Polankou, kde se nachází deset odstavených ramen trpících rychlým zazemňováním. Dále se v Poodří nachází desítky starých ramen buď vysychajících, nebo poměrně mělkých nevhodných pro chov ryb (KLETENSKÝ a kol. 2008). Po jarních povodních, kdy voda zaplavuje asi 16 až 20 km² nivy, zde zůstávají stovky až tisíce periodických tůní. Poměrně hojně jsou fluviální jezera zastoupena i mezi Ostravou a státní hranicí, tedy v Ostravské pánvi. U Svinova se nachází PR Rezavka chránící trvale zvodněné rameno Odry (WEISSMANNOVÁ a kol. 2004).

Stejně jako Odra má velmi širokou nivu i řeka **Opava**. Meandruje ve štěrkových würmských a hlinitých holocenních uloženinách. Od soutoku s Odrou po Branice se vyskytují jezera nahodile. Soustava ramen jižně od Kravař je chráněna jako PP Koutské a Zábřežské louky. Od Branic po Krnov řeka silně meandruje a vytváří mnoho mrtvých a slepých ramen. Nejvýznamnější fragment lužního lesa s mrtvým ramenem je chráněn jako PR Kunov u Nových Heřmínovů (WEISSMANNOVÁ a kol. 2004).

Na **Moravici, Ostravici a Olši** se fluviální jezera vyskytují pouze ojediněle. Na **Lučíně** v PP Meandry Lučiny bylo v roce 1991 prohloubeno a vyčištěno sedm tůní (WEISSMANNOVÁ a kol. 2004). **Smědá** přirozeně meandruje v úseku od státní hranice po Ves. Vyskytuje se zde několik trvalých mrtvých a slepých ramen a periodické tůně. Nejzachovalejší část toku u Zadních Předlanců je chráněna jako PR Meandry Smědé.

3.5. CHARAKTERISTIKA FLUVIÁLNÍCH JEZER

3.5.1. Velikost a morfologie fluviálních jezer

Velikost a tvar jezer obecně ovlivňují téměř všechny fyzikální a chemické parametry vody i biologické vlastnosti jezer (WETZEL 2001).

Velikost fluviálních jezer značnou měrou závisí na velikosti toku, jehož činností jsou spoluutvářena. Největší velikostní rozpětí v České republice mají fluviální jezera na Labi od drobných tůní po vodní plochy velikosti jednotek až desítek hektarů (Tab. 2).

ČERNÝ (1994) popisuje na příkladu nivy Lužnice tůně od velikosti 10 m² po rozsáhlé systémy vytvořené spojením několika ramen. PECHAR a kol. (1996) uvádí, že plocha 29 sledovaných tůní v nivě Lužnice se nacházela v intervalu od 28 do 6300 m². 80 % z těchto tůní mělo plochu do 500 m², šest ze sledovaných tůní mělo plochu větší než 1000 m².

Fluviální jezera typu mrtvých, slepých nebo odstavených ramen si ve většině případů zachovávají tvar a hloubkové poměry toku, ze kterého byly odděleny. Jsou typicky podlouhlá, často prohnutá do oblouku, mohou být několikrát zprohýbána (ŠOBR 2007). Jejich jezerní

pánev je často asymetrická. Oblast maximálních hloubek je posunuta k nárazovému břehu bývalého koryta (KLOUČEK 2002). V počáteční fázi si zachovávají stejnou hloubku jako mateřský tok, poté se vlivem zanášení jejich maximální i relativní hloubka zmenšuje.

Tůňe mají oválný nebo kruhový půdorys, který je podmíněný vířivým prouděním za povodně. Jejich tvar je trychtýřovitý. Mají značnou hloubku. Jejich dno se v některých případech nachází pod úrovní dna řeky a je obnaženo na štěrkopískové podloží (ŠIMEK 2008, ČERNÝ 1994). Oblast největších hloubek nebývá ve středu tůňe, je často posunuta blíže k místu, kudy do tůňe vtéká voda při povodních. Zde má povodňový proud největší erozivní sílu (ŠIMEK 2008).

Často dochází ke kombinaci obou morfologických typů jezer. Oddělené rameno je v některém místě dodatečně při povodních prohlubováno vířivými proudy. Příkladem je fluviální jezero Dvory v nivě Lužnice (č. 190 v mapě ČERNÉHO, 1994), jehož jižní část se vlivem vířivého proudění prohlubuje (ŠOBR 2007), nebo fluviální jezera Labičko, Procházkova tůň a Mansfeldova tůň v nivě Labe (HRBÁČEK 1966).

Tab. 2: Základní morfometrické parametry vybraných jezer v Polabí

lokality	lokalizace	plocha [m ²]	objem [m ³]	maximální hloubka [m]	relativní hloubka [%]
Němčice	S od Pardubic	34 099	21 520	1,30	0,62
Labiště pod Opočínkem	V od Přelouče	17 850	21 296	2,50	1,66
Semín¹⁾	Z od Valů	43360	30 700	1,50	0,64
Votoka¹⁾	Z od Valů	8 531	2 814	1,00	0,96
Lžovice	JZ od Týnce n. L.	52 011	117 987	7,70	2,99
Doleháj	SZ od Kolína	77 500	83 542	2,70	0,86
Kluk¹⁾	JV od Poděbrad	18 087	19 846	2,30	1,52
Vrt¹⁾	JV od Lysé n. L.	25 950	14 556	1,60	0,88
Grado	S od Čelákovic	11 570	120 910	2,00	1,65
Velká Arazimova	S od Čelákovic	382	687	2,95	13,38
Poltruba	S od Čelákovic	1 800	4 980	5,56	11,61
Bezednice	S od Čelákovic	4 800	13 000	5,36	6,86
Václavka	S od Čelákovic	7 323	3 710	1,30	1,35
Libišská tůň	S od Neratovic	98 700	100 854	2,60	0,73
Obříství	J od Mělníka	112 820	98 000	1,60	0,42

Zdroj dat: ¹⁾ HAVLÍKOVÁ (2007a), ²⁾ CHALUPOVÁ (2007), ³⁾ CHALUPOVÁ (2003) ⁴⁾ KLOUČEK (2002), ⁵⁾ TUREK (2004), ⁶⁾ KRÝŽOVÁ (2007), ⁷⁾ HRBÁČEK (1962), ⁸⁾ ŠNAJDR (2002)

Hloubkové poměry mají zásadní vliv na fyzikální a chemické parametry vody i oživení jezer. Fluviální jezera jsou mělká ve srovnání s velkými sladkovodními jezery, avšak jejich relativní hloubka je velká. Tento fenomén je velmi dobře prozkoumán na řece Lužnici. Zde

relativní hloubka, vyjádřená jako procentuální podíl maximální hloubky na středním průměru tůně, dosahovala u 29 vybraných tůní v letních měsících 10 %, v zimním období byla z důvodu vysoké vodní hladiny ještě vyšší (PECHAR a kol. 1996).

Relativní hloubka je srovnatelná s velmi hlubokými kráterovými jezery (KYLBERGEROVÁ a kol. 2002). Pro srovnání WETZEL (2001) uvádí relativní hloubku většiny vnitrozemských jezer okolo 1 %. Díky malé vodní ploše jsou jezera v intenzivním kontaktu s terestrickým ekosystémem, především s pobřežní vegetací. Projevuje se mimo jiné značným zastíněním jezer, ochranou vodní hladiny proti působení větru a zvýšeným přísunem listového opadu. U jezer s velkou plochou zajišťuje intenzivní kontakt s okolím jejich protáhlý tvar (KYLBERGEROVÁ a kol. 2002). Ochrana proti působení větru společně s velkou relativní hloubkou jezer na Lužnici vytváří dobré podmínky pro stratifikaci vodního sloupce.

Naopak větší fluviální jezera v nivě řeky Labe jsou vůči určitým směrům větru mnohem více exponována. Tak dochází k jejich častému míchání, což dokazuje často zvržený detritus v hydrobiologických vzorcích pozorovaných např. TURKEM (2004).

Relativně malá hloubka tůní a malý akumulovaný objem vody ve srovnání s velkými jezery způsobuje intenzivní kontakt vodního sloupce se sedimenty, při kterém dochází k remobilizaci látek ze sedimentu (VAN DEN BRINK 1993, PITHART 1999).

Poloha v nivě ovlivňuje jak zdroj sycení jezer vodou, jejich expozici vůči povodňovým proudům i substrát dna. Jezera blíže toku jsou často přeplována hrubším hlinitopísčítým materiálem. Ve vodních plochách v okrajích niv sedimentuje jemný hlinitopísčítý kal (LOŽEK 1973).

3.5.2. Hydrologický režim fluviálních jezer

Tok, ostatní stojaté vody v nivě i podzemní voda ve štěrkopískových náplavech jsou vzájemně propojeny (AMOROS a kol. 1987). Ve štěrkopískových náplavech většinou převládá „pravá podzemní voda“ zóny nasycení, ale říční voda ovlivňuje směr a rychlost jejího proudění i výšku vodní hladiny. Podle ŠMILAUERA a kol. (1996), kteří se zabývali hydrologickým režimem a modelováním hladiny podzemní vody v nivě Lužnice, se podzemní voda v horizontálním směru pohybuje v blízkosti říční terasy rychlostí několika centimetrů za den, ve středu vzdálenosti mezi terasou a tokem asi 10 cm za den. Směrem k toku předpokládají autoři pohyb ještě vyšší z důvodu zvyšující se propustnosti sedimentů.

V období nízké vodnosti dotuje aluviální voda tok. Při vysokých vodních stavech naopak voda z řeky břehovou infiltrací proniká do aluvia a doplňuje zásoby podzemní vody.

Hladina podzemní vody stoupá, mnohdy se objevuje na povrchu nivy v terénních sníženinách. Zároveň se zvyšuje i hladina vody v trvalých vodních plochách. Při povodni dochází k přeplavení celé nivy a voda zasakuje do podzemí celým jejím povrchem (ŠTĚRBA 2008). Po opadnutí povodně dochází i k poklesu hladiny podzemní vody, tento pokles je však pomalejší než pokles hladiny vody v řece (ŠIMEK 2008).

Hladina podzemní vody nemá ve všech částech nivy stejnou výšku. Její poloha nejtěsněji závisí na vzdálenosti od řeky a na velikosti průtoku v řece. Dále byla prokázána závislost na průměrném průtoku v posledních 10 dnech a lineárním vztahu mezi průtokem a vzdáleností od řeky, vyjadřující různou „odpověď“ hladiny podzemní vody na velikost průtoku v různých místech příčného profilu nivy. Nižší hladina podzemní vody má příkřejší sklon. Za vyšších vodních stavů se sklon hladiny snižuje, což potvrzuje dosycování aluviálních vod infiltrací z řeky (ŠMILAUER a kol. 1996).

Výška hladiny vody v tůních a mrtvých ramenech závisí na velikosti průtoku v toku. Tuto skutečnost potvrdili PECHAR a kol. (1996) v nivě Lužnice a dávali ji do souvislosti s pronikáním říční vody do tůní propustnými sedimenty. ŠIMEK (2008) sledováním kolísání hladin na vybraných tůních Lužnice zjistil, že při opadu povodně se ve dvou sousedících tůních ustavuje odlišná výška hladin. Předpokládá tedy, že výška hladiny v tůni nesouvisí s výškou hladiny podzemní vody ale spíše se zakolmatováním a tudíž horší propustností dna některých tůní. Zakolmatování probíhá organickými látkami častěji ve starších tůních v pokročilém stádiu vývoje (AMOROS a kol. 1987). Tuto skutečnost nepřímo potvrzují i ŠMILAUER a kol. (1996). Ti zjistili, že v místech méně propustného podloží, která dávají do souvislosti se starými meandry, se snižuje vliv průtoku vody v řece na hladinu podzemní vody a zároveň roste vliv srážek.

ŠIMEK (2008) vyděluje v nivě na příkladu Lužnice dvě části. První část je významně ovlivňována tokem i za průměrných vodních stavů. Jedná se o místa nejbližší toku se štěrkopískovým podložím. Ve druhé části nivy není kromě období povodní vliv řeky tak významný a projevuje se se zpožděním.

Kromě vody z řeky mohou být některé tůně dominantně syceny vodou z terasy. Jedná se pochopitelně o tůně v její blízkosti. ŠIMEK (2008) formuluje hypotézu, že tento vliv je markantnější v místech druhé poloviny konkávního a první poloviny konvexního oblouku terasy (myšleno po směru toku). V takto umístěných tůních se hladina udržuje výše než v řece a dochází k menšímu kolísání výšky hladiny.

DAWIDEK a TURCZYŃSKI (2006) sledovali sycení fluviálních jezer nivy středního Bugu v jeho polské části. Z jejich výzkumu vyplynulo, že jezera jsou z řeky dotovány

maximálně dva měsíce v roce v období vyšších vodních stavů, v ostatních případech převažuje sycení podzemní vodou nebo drenováním okolí jezer. Voda z řeky je ovšem největším zdrojem co do kvantity vody. Na základě sledování vodních stavů řeky a jezer a detailního vymapování mikroreliefu nivy vytvořili čtyři typy sycení jezer. První typ tvoří jezera, do kterých proudí voda při vyšších vodních stavech v jejich horní části a vytéká v dolní části (confluent type). Jezero se stává průtočným. Dochází k odplavení stávající vody i bioty. Druhým příkladem je vnikání vody do jezera oběma jeho rameny (confluent-counterfluent type), kdy se stávající voda městná ve střední části jezera. Třetí případ je jezero sycené pouze dolním koncem ramene, po opadnutí vyššího vodního stavu se voda vrací zpět do řeky stejnou cestou (counterfluent type). Stávající voda je zatlačena k opačnému konci jezera a prakticky se nemíchá s říční vodou. Posledním nejméně četným typem jsou jezera, která jsou významně sycena podzemní vodou (profound-confluent type). Neustále se míchají. Při vysokých vodních stavech dochází k odtoku vody směrem do poproudové části jezera a dále do řeky.

V nivách s přirozeným hydrologickým režimem dochází k poměrně významnému kolísání výšky hladin toku i stojatých vod, s extrémy v obdobích povodní či sucha. U regulovaných toků je tato amplituda kolísání menší.

Povodně jsou v nivách s nenarušeným hydrologickým režimem přirozeným fenoménem, který se několikrát ročně opakuje. Mají na ekosystém nivy a tedy i fluviálních jezer zásadní vliv. Rozsah zaplavení nivy závisí na velikosti povodně. Při nástupové fázi povodně voda vybřežuje nejnižšími místy terénu a kaskádovitě protéká fluviálními jezery, postupně zaplavuje části nebo celé území nivy v závislosti na velikosti povodně. Intenzita proplachování je závislá na geomorfologii nivy a rychlosti nástupu povodňové vlny (MONTAGOVÁ a kol. 2004). Dochází k odplavení vody, fytoplanktonu, zooplanktonu, makrofyt i organického materiálu z jezer. Z míst značně exponovaných vůči povodňovým proudům nebo míst s vířivým prouděním dochází i k odplavení jemného anorganického sedimentu. V tišinách naopak dochází k usazování materiálu neseného řekou. Do fluviálních jezer říční voda přináší planktonní organismy, semena, jiné části rostlin i ryby, které se před tím vyskytovali v řece nebo v jiných vodních plochách v horní části nivy. Povodně takto udržují vysokou propojenost jednotlivých vodních ploch v nivě (PITHART a kol. 2007). Po opadnutí povodně dochází k opětovné rychlé re-diverzifikaci fluviálních jezer, kterou se podrobně zabýval PITHART (1999) opět na příkladu jezer v nivě Lužnice.

3.5.3. Fyzikální a chemické parametry vody ve fluviálních jezerech

3.5.3.1. Společné charakteristiky fluviálních jezer

Fyzikální a chemické parametry vody ve fluviálních jezerech jsou ovlivněny složitým komplexem faktorů. Kromě výše uvedených faktorů jako velikost a morfologie jezerní pánve, poloha v nivě, expozice vůči povodním, převažující typ sycení vodou, jsou to zejména zastínění, listový opad, přítomnost a biomasa makrovegetace, metabolismus planktonních sinic a řas, přítomnost a predační tlak zooplanktonu a ryb.

Společnou charakteristikou stojatých vod v nivách je velká diverzita hodnot fyzikálních a chemických parametrů. Ta je podle PITHARTA a kol. (2007) dána vzájemným působením různých mechanismů. Autoři vyčleňují tři hlavní skupiny faktorů: 1) zdroje vody, kterými jsou jezera sycena, a povodně, 2) morfologie jezerních pánví – plocha, tvar, hloubka, 3) suchozemská vegetace – zastínění a listový opad. Tyto faktory ovlivňují i oživení jezer. Rozkolísanost hodnot parametrů je vysoká jak mezi jednotlivými lokalitami v nivě, tak v rámci jedné lokality v průběhu času (VAN DEN BRINK a kol. 1993, PROKEŠOVÁ 1959, PŘIKRYL 2000, PITHART a kol. 2007).

Dalším společným rysem fluviálních jezer je jejich relativně vysoká úživnost (ŠTĚRBA 2008), která může být dána geologickým podložím bohatým na živiny, eutrofizovaným mateřským tokem, listovým opadem, odumírající makrovegetací a planktonním společenstvem apod.

Fluviální jezera v nivách mají celkově horší světelné podmínky než jiná vodní tělesa v krajině. Je to dáno jejich malou plochou (v případě tůní) nebo protáhlým tvarem (v případě mrtvých ramen), kde se více uplatňuje zastínění okolní vegetací. U menších tůní hraje roli i tmavší barva vody způsobená dekompozicí organických látek, která zhoršuje prostupnost vodního sloupce pro světlo (PITHART 1999).

3.5.3.2. Chemismus fluviálních jezer a jeho ovlivnění

Různé studie (BORNETTE a kol. 1998, VAN DEN BRINK a kol. 1993, PECHAR a kol. 1996) prokázaly, že hodnoty vybraných fyzikálně chemických parametrů fluviálních jezer se zásadně mění a vytváří gradienty na příčném transektu nivou. Velký vliv má převažující dotování jezer vodou. Může jít o mělkou podzemní vodu pocházející z terasy, podzemní vodu, která se do nivy dostává většinou infiltrací z řeky a povrchovou říční vodu, která se do jezer dostává buď přímým spojením, nebo přeplavením při povodni.

Tůňe sycené převážně mělkou podzemní vodou, nacházející se v blízkosti říční terasy, mají stabilnější teplotní režim (PECHAR a kol. 1996), vyšší konduktivitu, alkalitu a mohou nebo nemusí mít vyšší koncentrace dusičnanů a fosforu v závislosti na využívání terasy (BORNETTE a kol. 1998, PECHAR a kol. 1996). Říční voda bývá charakterizována vyšším pH a infiltrační voda nízkou vodivostí a obsahem dusičnanů (BORNETTE a kol. 1998).

VAN DEN BRINK a kol. (1993) statisticky prokázali, že na vybrané chemické parametry i oživení jezer v nivě Rýna a Mázy měla zásadní vliv roční doba zaplavení. Je to počet dnů, po které jsou vodní plochy v nivách zaplaveny vodou. Vypočítává se z dlouhodobých denních průtoků za předpokladu, že je známo, při jakém průtoku dochází k zaplavení lokalit. Nejvyšší roční dobu zaplavení mají vodní plochy nejbližší toku, které jsou nejvíce ovlivněny říční vodou. S roční dobou zaplavení prokazatelně pozitivně korelovaly koncentrace chloridů, dusičnanů a fosforečnanů ve fluviálních jezerech. Jejich jednoznačným zdrojem byla řeka. Naopak negativně s ní korelovaly hodnoty alkality a křemičitanů.

Vysoký přísun dusičnanů do jezer při povodních potvrzují i PECHAR a kol. (1996). Ti zjistili těsnou závislost mezi průměrným ročním průtokem v řece Lužnici a průměrnou roční koncentrací dusičnanů v tůňích.

Přímý vliv vody infiltruující z koryta na chemismus fluviálních jezer však prokázán nebyl (PECHAR a kol. 1996). Z výsledků dlouhodobého sledování dvou tůň (jezer) a řeky Lužnice vyplynulo, že koncentrace chemických parametrů jezera a řeky vzájemně slabě korelují jen krátkou část roku. Vysokou korelaci však zaznamenali autoři mezi tůňemi (jezery) vzájemně. Z výsledků vyvozují závěr, že procesy ovlivňující chemismus v tůňích jsou autonomní a nezávislé na kvalitě přitékající vody.

Obecně však platí, že stupeň znečištění říční a podzemní vody má vliv na chemismus vody ve fluviálních jezerech. Například fluviální jezera podél velkých silně eutrofizovaných toků (Rýn a Máza v Nizozemí, Ain ve Francii) jsou nejvíce zatížena živinami pocházejícími právě z mateřského toku (BORNETTE a kol. 1998, VAN DEN BRINK a kol. 1993). Na Lužnici je největším zdrojem dusíku a fosforu v tůňích akumulace alochtonní organické hmoty z okolní terestrické vegetace (PITHART a kol. 2007).

Princip distribuce dusičnanů a chloridů na příčném transektu nivou popsali na příkladu Lužnice RAUCH a kol. (1996). Sledovali koncentrace dusičnanů, chloridů, konduktivitu a pH v podzemní vodě v příčném transektu nivy. Zjistili vysoké koncentrace dusičnanů i chloridů v podzemní vodě na svahu říční terasy a jejím úpatí, zde se rovněž nacházely nejvyšší koncentrace dusičnanů ve fluviálních jezerech. Uprostřed transektu byly koncentrace dusičnanů šestnáctkrát a koncentrace chloridů šestkrát nižší. Směrem k řece se koncentrace

opět zvyšovaly a dosáhly druhého nižšího maxima v těsné blízkosti řeky. Vzájemná pozitivní korelace koncentrací dusičnanů, chloridů a konduktivity podle RAUCHA a kol. (1996) ukazuje na jejich stejný původ – intenzivně obdělávaná orná půda nebo produkční louky.

Re-diverzifikací fyzikálně chemických parametrů a fytoplanktonu bezprostředně po povodni se zabýval v nivě Lužnice PITHART (1999). Při povodních je z fluviálních jezer odplavena stávající voda i biota a je nahrazena vodou říční. Je přerušena stratifikace jezer a všechny procesy, které v nich probíhají. Bezprostředně po opadnutí povodně lokality ztrácí spojení s řekou a s okolními lokalitami a dochází k jejich postupné re-diverzifikaci. Při tomto procesu hrají roli prakticky stejné faktory, které mají vliv na celkovou diverzitu jezer v nivě (převažující sycení vodou, morfologie, okolní vegetace), a přidává se k nim ještě chování říčního proudu v nivě při povodni, který způsobuje časový posun vývoje lokalit. V místech, kde opadne voda nejrychleji, se začíná rozvíjet fytoplankton a diverzifikovat chemismus. Rostou hodnoty chlorofylu *a* jako ukazatele celkové biomasy fytoplanktonu a s ní související koncentrace rozpuštěného kyslíku. Při soustavném poklesu hladiny v tůních po povodni začíná hrát významnější roli interakce voda – sediment a zvyšují se koncentrace amoniakálního dusíku a fosforečnanového fosforu (mnohdy extrémně). V celkovém výsledku se hodnoty sledovaných fyzikálních a chemických parametrů v době bezprostředně po povodni a po šesti týdnech sledování lišily o desítky až stovky procent (PITHART 1999).

3.5.3.3. Stratifikace fluviálních jezer

Od velkých sladkovodních jezer se mrtvá ramena a tůně v inundačních územích řek liší i odlišným utvářením a jinou stabilitou stratifikace teploty, chemických parametrů a bioty.

Stratifikací velkých jezer se zabývalo mnoho autorů. Obširné poznatky jsou shrnuty např. v monografii WETZELA (2001). Pro velká a hluboká jezera našich zeměpisných šířek je typická letní a zimní (inverzní) teplotní stratifikace a rozdělení vodního sloupce na epilimnion, metalimnion a hypolimnion. Hlavním faktorem ovlivňujícím stabilitu stratifikace je strmý gradient teploty ve vertikálním profilu vodního sloupce. Teplotní stratifikací je ovlivňována i stabilita stratifikace některých chemických parametrů. Jarní a podzimní míchání vodního sloupce a jeho následná homotermie jsou dány změnou teploty a působením větru.

Vodní tělesa v nivách jsou malá a mají relativně malou hloubku ve srovnání s velkými sladkovodními jezery. Jsou často chráněna proti větru. Mnohdy jsou však ovlivňována povodněmi, kdy dochází k přerušení všech probíhajících procesů. Je tedy otázkou, zda jsou nějak stratifikovaná a čím je tato stratifikace ovlivněna.

Stratifikací drobných vodních těles se detailně zabývali PROKEŠOVÁ (1959) v nivě Labe a PITHART a PECHAR (1995) v nivě Lužnice, dílčí poznatky uvádějí i NOVOTNÁ a KOŘÍNEK (1966) a HRBÁČEK (1962) z polabských tůní.

PITHART a PECHAR (1995) vedle klasické teplotní stratifikace pracují také s chemickou a biologickou stratifikací, které slučují do jednoho parametru „celková chemická a biologická stratifikace“, CCHBS (summarized chemical and biological stratification). Stratifikaci hodnotí podle gradientu vybraných parametrů ve vodním sloupci mezi hladinou a dnem (bližší popis metody viz PITHART a PECHAR 1995). Zjistili, že termální stratifikace fluviálních jezer je slabá a bývá často přerušena. Vlivem náhlých změn teploty vzduchu nebo povodňové události může být nastolena nebo naopak přerušena během 24 hodin. V zimě se po zámru vytváří inverzní stratifikace, která na Lužnici trvá přibližně od prosince do února. Bývá přerušena zimní nebo jarní povodní. Jarní cirkulace přichází od poloviny března do konce dubna. Je to krátké období, kdy je teplota vody v celém vodním sloupci stejná a činí přibližně 8 – 10 °C (srovnej např. s WETZEL 2001). Po prohřátí vodního sloupce se ustaluje stratifikace, která se na Lužnici vyskytuje od začátku května do konce července. Bývá však přerušována povodňovými stavy. Poté dochází k prohřátí celého vodního sloupce a stratifikace mizí. Teplota se postupně ochlazuje až do zámru, kdy opět nastupuje inverzní stagnace. Toto je obecné schéma, ve skutečnosti může dojít k nastolení stratifikace nebo k jejímu zrušení v kteroukoli dobu. PROKEŠOVÁ (1959) uvádí z nivy Labe trvání jarní homotermie přibližně jeden týden, ale může být i delší v závislosti na teplotě vzduchu. Souvisí i se zastíněním tůní a s expozicí vůči větru. Stratifikace se zde začíná utvářet dva až čtyři týdny po tání. Není stálá, mění se v závislosti na teplotě vzduchu. Zimní stratifikace může být porušena přísunem podzemní vody do jezer, což autorka dokazuje mírným nárůstem vodní hladiny v tomto období.

Do celkové chemické a biologické stratifikace zahrnuli PITHART a PECHAR (1995) pH, alkalitu, konduktivitu, barvu vody, rozpuštěný kyslík, dusičnanový, dusitanový a amoniakální dusík, fosforečnanový fosfor a chlorofyl *a*.

Hodnoty pH jsou v případě stratifikace vyšší u hladiny než u dna. Je to způsobeno jednak fotosyntetickou aktivitou autotrofů využívajících volné CO₂ z vody (LELLÁK a KUBÍČEK 1991), jednak uvolňováním CO₂ při rozkladných procesech u dna. Konduktivita, alkalita a barva vody má gradient opačný v důsledku hromadění iontů a organických látek u dna.

Rovněž sloučeniny dusíku jsou ve vertikálním profilu nádrží stratifikovány. Dusičnany dosahují nejvyšších hodnot u hladiny. Při nízkých koncentracích kyslíku jsou u dna

redukovány na amonné ionty. Amonné ionty tedy vykazují opačný gradient než dusičnany. Koncentrace fosforečnanů jsou rovněž nejvyšší u dna, kde dochází za anoxických podmínek k jejich remobilizaci ze sedimentů. Stratifikace fytoplanktonu je velmi proměnlivá. Maxima biomasy mohou být v různých částech dne v různých vrstvách. Na maximech biomasy jsou závislá i maxima rozpuštěného kyslíku (WETZEL 2001).

PROKEŠOVÁ (1959) sledovala ve vertikálním profilu jezer ještě stratifikaci sirovodíku. Ten se vytváří rozkladem organických látek u dna. Hranice mezi výskytem kyslíku a sirovodíku se ve vertikálním profilu posouvá. Při jarním a podzimním míchání dochází k prokysličení větší části nebo celého vodního sloupce. V období letní stagnace byla v tůních na Labi pokrytých okřehkem vrstva s kyslíkem pouze v 0,5 m hluboké horní části vodního sloupce a ve zbývající části byl přítomen sirovodík. Ke konci sezóny kyslík zcela vymizel. Při podzimní homotermii opět došlo k prokysličení části vodního sloupce a v zimě pod ledem nastaly opět kyslíkové deficity s přítomností sirovodíku.

Celková chemická a biologická stratifikace nemá podle PITHARTA a PECHARA (1995) sezónní průběh. Na termické stratifikaci není zcela závislá, proto na jezerech mohou nastat tři případy prezence nebo absence obou typů stratifikací. 1) Za stabilního počasí bez povodní jsou vyvinuty obě stratifikace. 2) Celková chemická a biologická stratifikace může přetrvávat, i když je termická porušena. 3) Může však dojít i k poruše CCHBS, nejčastěji při povodních, a jezera jsou zcela bez stratifikace. Na regulovaných tocích, kde pravidelně povodně chybí, je chemická stratifikace pravděpodobně stabilnější. Především na plošně rozsáhlejších jezerech však může docházet k častějšímu míchání jezer působením větru.

PROKEŠOVÁ (1959) například zaznamenala na dvou jezerech v Polabí ve třech ze čtyř případů přítomnost stratifikace chemických parametrů, přestože termická stratifikace byla porušena. Tento jev však nedokázala vysvětlit.

PITHART a PECHAR (1995) větší stabilitu CCHBS připisují roli dna a procesům, které zde probíhají. V takto malých plochách ovlivňují podstatnou část vodního sloupce na rozdíl od velkých jezer, kde jsou z hlediska stratifikace celé nádrže tyto procesy nevýznamné. Chemické gradienty především fosforečnanů, dusičnanů, amonných iontů a konduktivity jsou ještě strmější v případě, že v některých jezerech dojde v části vodního sloupce k vyčerpání kyslíku a nastanou anoxické podmínky.

3.5.4. Oživení jezer

Biologická složka je velmi důležitou součástí ekosystému fluviálních jezer, je ovlivňována jejich abiotickými vlastnostmi a tyto vlastnosti zpětně ovlivňuje.

Organismy se zde nacházejí ve velké kvantitě, protože mají dostatek živin pro růst a vývoj. Vysoká diverzita životních podmínek umožňuje rozvinutí druhově bohatého společenstva. Přítomny jsou druhy pelagické, litorální i bentické, indikující silně trofickou vodu (ŠTĚRBA 2008).

V tomto textu bude pozornost zaměřena na zooplankton, který je jedním z předmětů disertační práce. Fytoplankton, makrofyta a ryby budou zmíněny pouze rámcově nebo v souvislosti se zooplanktonem.

3.5.4.1. Vodní makrofyta a terestrická vegetace

Většina fluviálních jezer je bohatá na makrofyta, tj. rostliny makroskopického vzhledu (tzv. vyšší rostliny), na rozdíl od mikrofyt – řas a sinic. Často se používá jejich rozlišení na vodní a mokřadní a také na makrofyta vynořená (emerzní), plovoucí (natantní) a ponořená (submerzní). Kořenující druhy zarůstají mělké části jezerních pánví a vytváří litorální pásmo. Mnoho druhů makrofyt nekořenuje a plave na hladině (KALFF 2002).

Výskyt makrofyt je podmíněn morfologickými a fyzikálně chemickými vlastnostmi vody a sedimentů a zároveň vodní rostlinstvo tyto vlastnosti vodních ploch zpětně ovlivňuje. Rostliny jezera postupně zarůstají a urychlují jejich zánik. K zazemňování nejvýznamněji přispívají rákosiny (KRÝŽOVÁ 2007). Při povodňových situacích významně ovlivňují směr a rychlost proudící vody, čímž ovlivňují erozně-akumulační procesy v nivě.

Makrofyta rovněž ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti vody v jezerech. V mělkých vodách je tento vliv mnohem markantnější než ve vodách hlubokých. Je to jednoznačně dáno malým poměrem objemu k vodní ploše. Vlivem na fyzikální faktory v mělkých vodách se zabývali ONDOK a PŘIBÁŇ (1986) a POKORNÝ a ONDOK (1986). Rostliny významně ovlivňují teplotu vody. ONDOK a PŘIBÁŇ (1986) zjistili, že teplotní gradient v zarostlých částech jezer je strmější než ve volné vodě bez vegetace.

Významný je rovněž vliv na koncentrace kyslíku, který rostliny při fotosyntéze produkují, zároveň se však část rozpuštěného kyslíku spotřebovává na rozklad jejich organických zbytků. Pokud dojde v letních měsících k masivnímu rozvoji hladinových makrofyt, např. okřehku, může dojít k pokrytí celé hladiny vodní plochy. Zhoršené světelné podmínky způsobují snížení fotosyntézy, a tedy i produkce kyslíku. Rostliny na hladině brání i pronikání kyslíku ze vzduchu. Často dochází k vyčerpání všech živin. Nastupují anoxické

podmínky a ekosystém kolabuje. K vyčerpání kyslíku může dojít i na podzim, kdy fotosyntéza a difúze ze vzduchu nepokryje množství kyslíku potřebné na rozklad odumřelých částí rostlin (ŠTĚRBA 2008). Vliv makrofyt na koncentraci kyslíku a oxidu uhličitého v mělkých vodách sledovali POKORNÝ a ONDOK (1986). Ve vertikálním profilu mezi rostlinami zaznamenali strmý gradient kyslíku. Největší koncentrace byla zaznamenána v místech největší akumulace rostlinné biomasy, což bývá v mělkých eutrofních vodách u hladiny. Poté koncentrace strmě klesala směrem ke dnu. Koncentrace kyslíku jsou nepřímo ovlivňovány koncentracemi oxidu uhličitého. Ve vodách se slabou pufrací kapacitou závisí fotosyntéza na slunečním záření a dostupnosti volného oxidu uhličitého. Jeho vyčerpání inhibuje fotosyntézu a s ní i produkci kyslíku. Zároveň je ovlivňováno pH vody (POKORNÝ a ONDOK 1986).

Rostliny z vody a sedimentů odčerpávají důležité živiny. Pokud nejsou rostliny z ekosystému uměle odstraňovány nebo odplaveny při povodni, vracejí se živiny zpět. Litorální pásmo poskytuje životní prostředí a úkryt typickým druhům fytoplanktonu, zooplanktonu i bentosu.

Vliv terestrické vegetace v okolí jezer se projevuje jednak zastíněním vodní hladiny, jednak přísunem organické hmoty do vodního ekosystému. Fluviální jezera obklopená vzrostlou vegetací jsou zastíněna v různé míře, často však více než velké vodní plochy. Například PITHART a kol. (2007) uvádějí průměrnou hladinovou hodnotu fotosynteticky aktivního záření u 29 vybraných tůň Lužnice v průměru 36 %, nejvíce však pouze 79 %. Na zastíněných lokalitách dochází k menšímu rozvoji fytoplanktonu než v osluněných. Zastínění inhibuje fotosyntézu a tím produkci kyslíku, proto jsou jeho hodnoty v těchto lokalitách nižší. Zastínění rovněž ovlivňuje teplotu, která má vliv na celkovou biomasu fytoplanktonu. Liší se i jeho druhové složení (viz PITHART 1999). Rovněž rozvoj makrofyt je v zastíněných lokalitách menší, v některých mohou makrofyta chybět zcela a tůně tak nemají obvyklé litorální pásmo (PITHART a kol. 2003).

Listový opad z vegetace v okolí jezer je významným zdrojem dusíku a fosforu v jezerech. Na zastíněných lokalitách je přísun listového opadu a jiných rostlinných zbytků větší a na jeho dekompozici je odčerpáno z vodního prostředí více rozpuštěného kyslíku. Jezera s vysokým zastíněním nebo s porostem okřehku na hladině mají díky inhibici fotosyntézy koncentrace kyslíku nižší. Při extrémním zatížení organickými látkami, pod ledem nebo při masovém rozvoji okřehku může dojít k naprostému vyčerpání kyslíku, kvůli kterému dojde k úhynu většiny živých organismů (ŠTĚRBA 2008).

3.5.4.2. Fytoplankton a stav jeho výzkumu v ČR

Fytoplankton závisí jak na fyzikálních a chemických faktorech prostředí jako světlo, míchání vodního sloupce, dostupnost živin, tak na faktorech biologických, jako je konkurence, kompetice a predace (SOMMER a kol. 1996). Zastupuje roli primárních producentů, je potravou pro zooplankton a další vodní bezobratlé. Kromě biomasy produkuje kyslík, důležitý pro chemické procesy i dýchání autotrofů.

Fytoplankton fluviálních jezer v České republice je poměrně dobře zpracován. Řasovou a sinicovou flóru v tůních Labe a Lužnice srovnávali KYLBERGEROVÁ a kol. (2002). Na Lužnici se této problematice řas dlouhodobě věnuje PITHART (1997, 1999). Fytoplanktonem na jezerech horní Svatky se zabývala FAJTOVÁ (1995). Velmi dobrý přehled o výskytu nárostových řas ve vybraných fluviálních jezerech nivy Labe, Moravy, Dyje a Lužnice podává SKÁCELOVÁ (2004).

Fytoplankton tůní a mrtvých ramen je obvykle tvořen převážně řasami všech běžných skupin, sinic bývá méně.

3.5.4.3. Zooplankton

Termínem zooplankton jsou označovány heterotrofní organismy, které se pasivně vznášejí ve volné vodě a jejichž aktivní pohyb je ve srovnání s měřítkem vodních těles zanedbatelný. Většinu času se zooplankton vznáší a k translokaci využívá pohyb vody. Aktivní pohyb využívá např. jen jako únikovou reakci v přítomnosti predátorů nebo při lovu kořisti (LELLÁK a KUBÍČEK 1991).

Zooplankton mělkých vod je stejně jako zooplankton vod hlubokých tvořen třemi hlavními skupinami živočichů: vířníky (Rotatoria), klanonožci (Copepoda) a perloočkami (Cladocera). Velikostně nejmenší skupinu tvoří prvoci (Protozoa), kteří často mezi zooplanktony započítávání nejsou.

Zooplankton je tvořen organismy různých velikostí od jednobuněčných bičíkovců menších než 2 μm po několikacentimetrové korýše. Existují různá velikostní dělení zooplanktonu. KALFF (2002) jej dělí na mikrozooplankton menší než 200 μm , kam patří Protozoa, Rotatoria a nedospělé instary skupiny Copepoda, a makrozooplankton větší než 200 μm , který tvoří především zástupci skupiny Crustacea.

Vířníci (Rotatoria) mají větší druhové zastoupení v sesilních formách na sedimentech nebo makrofytech. Ubikvitních pelagických druhů je asi sto. Liší se způsobem získávání potravy. Omnivorní zástupci (*Keratella*, *Brachionus*, *Filinia*, *Conochilus*) se živí na drobném pikoplanktonu. Jiní, např. rody *Polyarthra* a *Synchaeta*, si potravu cíleně vybírají (KALFF

2002). Vířníci se vyznačují velmi krátkým životním cyklem. Vajíčka se vyvíjejí jeden až tři dny v závislosti na teplotě, velmi rychle dozrávají a dospělci pak žijí jeden až tři týdny. V příznivých podmínkách se tedy rodí ročně mnoho generací a vířníci tak mohou ve velmi krátkém čase významně zvýšit svoji abundanci (KALFF 2002). Rozmnožují se pohlavně i nepohlavně. Trvalá vajíčka vzniklá pohlavním rozmnožováním přežívají nepříznivé podmínky v sedimentu vodních těles.

Perloočky mají podobnou životní strategii jako vířníci, jejich životní cyklus je však delší. Za normálních podmínek se rozmnožují partenogeneticky, kdy se rodí pouze haploidní samice. Někdy, nejčastěji při stresových podmínkách, se začnou rodit haploidní samci, dochází k pohlavnímu rozmnožování a vytvářejí se trvalá vajíčka ve schránkách (ephipia), v nichž přečkávají i velmi dlouho na dně nepříznivé podmínky. Za příznivých podmínek pak dochází díky velké zásobě těchto vajíček v sedimentu (tzv. vaječné bance) k rychlému znovuosídlení biotopu. Perloočky jsou především filtrátoři živého materiálu nebo detritu, ale mohou si kořist vybírat i selektivně. Někteří jsou karnivorní – rody *Polyphemus*, *Leptodora* (KALFF 2002).

Klanonožci schopnost nepohlavního rozmnožování nemají. Samice si však mohou uchovávat spermie samců pro několik snůšek, a tak konkurovat ostatním planktontům, kteří jsou schopni velmi rychle se rozmnožit. Chybějící schopnost rychlého rozmnožování a změn ve velikosti populace je u nich kompenzována i vyšší životaschopností jedinců. Perloočky i klanonožci tedy dosahují stejného úspěchu v nice, kde je třeba rychlého rozmnožování (ODUM 1977, KALFF 2002). Klanonožci mají dvě larvální stádia – naupliové a kopepoditové. Kopepoditová stádia se mohou zahrabat do bahna a zde přežít v diapauze zimní nebo jinak nepříznivé podmínky. Poté mohou velmi rychle rekolonizovat vodní prostředí. Potrava naupliových a kopepoditových stádií se značně liší. Kopepoditová stádia a dospělci jsou draví, živí se vířníky, vlastními nauplii i perloočkami (BRANDL a PRAŽÁKOVÁ 2002, BRANDL 2005).

Abundance a druhové složení zooplanktonu vodních těles jsou závislé na mnoha faktorech. KALFF (2002) uvádí závislost druhového složení zooplanktonu na ploše. Větší vodní plocha poskytuje více rozličných habitatů, které se liší hloubkou a teplotou vody, světelnými podmínkami, kyslíkovými poměry aj.

Důležitým faktorem je dostupnost živin, potažmo zdrojů potravy – tzv. bottom-up efekt, kterému se v minulosti přikládala mnohem větší váha. Závislost druhového složení zooplanktonu na trofii prokázána nebyla. Dostupnost živin je však důležitá pro biomasu zooplanktonu. V eutrofních jezerech je díky vyšší biomase fytoplanktonu biomasa

zooplanktonu vyšší než v oligotrofních jezerech. Důležité však je i načasování vývoje zooplanktonu s vývojem fytoplanktonu, který je významně ovlivněn stabilitou vodního sloupce v jezerech (KALFF 2002).

V současnosti převažuje názor, že na druhové složení a abundanci zooplanktonu má větší vliv přítomnost a množství predátorů – tzv. kontrola shora dolů (top-down efekt). Toto tvrzení poprvé publikoval HRBÁČEK (1958, 1962). Sledoval zooplankton několika polabských tůní a rybníků blatensko-lnářské rybníční soustavy. V tůních prováděl pokusy s vytrávením rybí obsádky. Zjistil, že existuje vztah mezi převažujícím druhem perlooček a složením a množstvím rybí obsádky. Naopak přímý vztah mezi perloočkami a trofii nádrže potvrzen nebyl. V přítomnosti velkého množství planktivorních ryb v nádrži dominovaly drobnější druhy perlooček, jako např. *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*. Po vytrávení rybí obsádky se skladba zooplanktonu posunula směrem k větším druhům *Daphnia pulex* nebo *Daphnia longispina*. Dále bylo zjištěno, že více než na hmotnosti rybí obsádky závisí změny ve struktuře společenstva zooplanktonu na počtu ryb. Byl tak prokázán jasný vztah mezi velikostí těla převažujícího druhu perlooček a počtem ryb na jednotku plochy vodního tělesa, což podle HRBÁČKA (1962) znamená, že ryby se krmí značným množstvím zooplanktonu a že žerou v první řadě větší druhy. Absence velkých druhů zooplanktonu v planktonu přerybněných vodních těles tedy může být vysvětlena žravou aktivitou ryb. Jiné skupiny zooplanktonu než Cladocera nemají k relativnímu počtu rybí obsádky tak zjevný vztah, ale souvisí s ním také. Např. buchanka *Cyclops vicinus* se podle HRBÁČKA (1962) vyskytovala častěji v letních měsících ve vodách s nízkou rybí obsádkou. Naopak drobný rod buchank *Thermocyclops* preferoval přerybněné vody. Podle hustoty rybí obsádky se lišilo rovněž zastoupení vznášivek rodu *Eudiaptomus*. Menší druh *E. gracilis* se vyskytoval v přerybněných polabských tůních, větší druh *E. vulgaris* naopak v méně zarybněných lokalitách.

Teorie top-down efektu byla mimo jiné potvrzena např. NOVOTNOU a KOŘÍNKEM (1966) na dalších polabských lokalitách nebo experimentálně LOSOSEM a HETEŠOU (1973) na Jaroslavických sádkách na Dyji, kdy sledovali změnu struktury zooplanktonu v závislosti na přítomnosti kapří obsádky a dodávání fosforu a dusíku do ekosystému. Dominanci vlivu top-down efektu nad bottom-up efektem na koncentraci chlorofylu *a* prokázali ve vodních nádržích HRBÁČEK a kol. (1978).

Top-down efekt se projevuje v celém potravním řetězci ve směru – dravé ryby – planktivorní ryby – makrozooplankton – fytoplankton, ovšem efekt predáčnických vztahů slábne s každým krokem směrem dolů (McQUEEN 1986 in KALFF 2002). V eutrofním ekosystému

s planktivními rybami jsou vyvinuty drobné druhy herbivorního zooplanktonu, který svou filtrační schopností není schopen vyvinout takový predanční tlak, aby významně snížil biomasu fytoplanktonu. Pokud jsou v ekosystému eliminovány nebo omezeny planktivní ryby (buď uměle, nebo přírodními procesy v zimním období při anoxických podmínkách), dojde k rozvoji velkých druhů ze skupiny Cladocera, které mohou díky velké filtrační schopnosti za určitých podmínek značně zredukovat biomasu fytoplanktonu, a tím výrazně ovlivnit některé fyzikální a chemické parametry vody. Dochází např. ke zvýšení průhlednosti, ke zvýšení koncentrace živin. Na tomto principu fungují biomanipulace na vodních nádržích s cílem zlepšení vybraných parametrů jakosti vody (KALFF 2002). Přestože teorie top-down efektu, tedy vlivu predace na zooplankton, je dnes upřednostňována, je složení společenstva zooplanktonu ovlivňováno i dostupností živin.

Poměry ve fytoplanktonu a zooplanktonu a vztahy mezi nimi jsou v mělkých vodách významně ovlivňovány porosty makrofyt. TIMMS a MOSS (1984) sledovali dvě mělká jezera vytvořená na řece Bure (Norfolk, Velká Británie). Jezera se vyznačovala stejným zdrojem vody, a tedy stejným přísunem živin a stejnou rybí obsádkou, lišila se však zárostem stulíku. V jezeru s rozsáhlými porosty makrofyt byla v části s otevřenou vodní hladinou naměřena velmi nízká koncentrace chlorofylu *a* (méně než $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). V jezeru bez porostů makrofyt dosahovala koncentrace desetinásobných hodnot, v zooplanktonním společenstvu převažovaly drobné druhy perlooček a vířníci, zatímco v jezeru s porosty makrofyt převažovaly velké druhy perlooček i přesto, že by na ně teoreticky měl být vyvíjen stejný predanční tlak. To autoři vysvětlují tím, že přes den využíval zooplankton úkryty mezi rostlinami, kde je predanční tlak ryb nižší. V noci vyplouval do volného vodního sloupce, kde filtroval fytoplankton. Tento jev je popisován jako horizontální migrace zooplanktonu. Známe je z mělkých vod a hlavním důvodem tohoto pohybu je přítomnost ryb (KALFF 2002).

PEG-model

Sezónní vývoj fytoplanktonu a zooplanktonu v nádržích má v závislosti na parametrech vodního prostředí a míře rybí predace svoje zákonitosti. Ty se pokusili shrnout SOMMER a kol. (1996) na základě dat z 24 jezer, nádrží a rybníků, které sledovali hydrobiologové sdružení v „Plankton Ecology Group“ (PEG). Na příkladu Bodamského jezera vytvořili teoretický model sukcese fytoplanktonu a zooplanktonu, který lze aplikovat i na mělké vody mírného pásma.

Na konci zimy s rostoucí teplotou a vyšší dostupností živin po jarním míchání vody v nádrži začíná velmi rychlý rozvoj fytoplanktonu, především drobných forem – skrytěnek

(Cryptophyta) a malých centrických rozsivek. Tento fytoplankton je požírán herbivorními druhy zooplanktonu, jejichž množství rychle narůstá v důsledku líhnutí z klidových stádií a dostatku potravy. Nejprve se vyvíjí herbivorní zooplankton s velmi krátkou dobou rozmnožování, který je následován pomaleji rostoucími organismy. Populace herbivorů se exponenciálně zvyšuje do té doby, dokud společenstvo zooplanktonu nedosáhne takového filtračního tlaku, který převyší reprodukční schopnost fytoplanktonu. Následkem je rychlý pokles biomasy fytoplanktonu spojený s výrazným zvýšením průhlednosti ve vodním sloupci. Nastává stádium „čiré vody“ (clear water). To je později ukončeno rozvojem řas, které nejsou pro zooplankton využitelné. U herbivorního zooplanktonu tak dochází v důsledku nedostatku potravy k poklesu jeho biomasy, plodnosti a posléze populační hustoty. K poklesu biomasy zooplanktonu dochází také v důsledku rybí predace. V herbivorním zooplanktonu převládou menší druhy a v rámci druhů s větší velikostí menší jedinci. Snížený žrací tlak zooplanktonu a zásoba živin umožňují nástup letního maxima fytoplanktonu, který je druhově bohatší. Obsahuje jak malé druhy dostupné pro filtrátory, tak velké druhy vyžírané potravními specialisty. Nejprve dominují skrytěnky a koloniální zelené řasy, které vyčerpají zásobu rozpuštěného reaktivního fosforu. Růst fytoplanktonu začíná být limitován živinami a kontrolován žracím tlakem herbivorů. Kompetice o fosfor vede k převaze velkých rozsivek a následná kompetice o křemík zvýhodňuje obrněnky (Dinoflagelata) a sinice. Nedostatek dusíku zvýhodňuje vláknité sinice, které mohou vázat dusík ze vzduchu.

Velké druhy korýšů jsou nahrazeny drobnějšími druhy a vířníky. Žijí pod tlakem rybí predace s dostatečnou nabídkou potravy. Jejich populační hustota a druhové složení během léta mírně kolísají. Toto období je ukončeno podzimním ochlazením, a tedy náhlým zvýšením hloubky vodního sloupce, ve kterém v důsledku míchání vzrůstá koncentrace živin, a zhoršením světelných podmínek ve vodě. Biomasa fytoplanktonu nejprve mírně poklesne a pak vzroste s rozvojem velkých jednobuněčných a vláknitých řas a rozsivek. Mezi řasami je dostatek drobných forem. Ty jsou potravou pro herbivorní zooplankton, který i v důsledku poklesu rybí predace vytváří podzimní maximum a ve kterém převažují větší druhy.

Zhoršení světelných podmínek způsobuje pokles biomasy řas až k zimnímu minimu. Na snížení potravní nabídky a pokles teploty vody reaguje i zooplankton, který snižuje biomasu. Některé druhy mohou vytvářet klidová stádia. V zimě v některých jezerech původně diapauzující klanonožci vytvářejí populace, které jsou schopné překonat pro jiné druhy nepříznivé podmínky.

Tento model je teoretický, sestavený z nejčastěji pozorovaných stavů. V reálu dochází podle SOMMERA a kol. (1996) k odchylkám nejčastěji jednak vlivem vyplachování jezer

a nestálé teplotní stratifikace, jednak v mělkých jezerech. Vyplachování jezer způsobuje neustálý přísun živin, což vylučuje limitaci živinami a zvýhodňuje rychle rostoucí řasy. V mělkých nádržích exponovaných vůči větru dochází k častému míchání a snížení průhlednosti vlivem zvržení sedimentu.

Vliv povodní na zooplankton

Při povodních, které jsou v nivách řek s nenarušeným hydrologickým režimem pravidelnou disturbanční silou, dochází k vypláchnutí fytoplanktonu i zooplanktonu z fluviálních jezer. Míra vypláchnutí jezera závisí na velikosti povodně a na poloze jezera vůči povodňovému proudu. Pokud je zaplavena celá niva, dochází k odplavení většiny planktonních organismů. Po opadnutí povodně dochází k novému osidlování planktonním společenstvem.

Vliv hydrologie mateřského toku na letní společenstvo fytoplanktonu a zooplanktonu fluviálních jezer v nivách Rýna a Mázy sledovali VAN DEN BRINK a kol. (1994). Zjistili, že složení společenstva planktonu je ovlivněno hydrologií toku a zdroji živin a habitatovými charakteristikami, které jsou rovněž spjaty s vlivem hlavního toku. V jezerech s dlouhou dobou zaplavení je méně makrofytní vegetace, proto zde dominuje společenstvo volné vody s filtrujícím zooplanktonem. Nízký poměr křemíku k dusíku a k fosforu limituje výskyt rozsivek a ve fytoplanktonu převládají zelené řasy a sinice. Naopak jezera s nízkou roční dobou zaplavení jsou charakteristická bohatou vodní vegetací, se kterou jsou asociována společenstva seškrabávačů (scrapers). Fytoplanktonu dominují rozsivky, které nejsou limitované nedostatkem křemičitanů. Kvůli vysoké eutrofizaci byla nejmenší druhová diverzita zjištěna u lokalit nejčastěji zaplavovaných.

Sukcesí fytoplanktonu bezprostředně po povodni se zabýval například PITHART (1999). Sukcesi zooplanktonu konkrétně skupiny Copepoda přímo po povodni sledovali FRISCH a THRELKELD (2005).

Obecně lze říci, že sukcese zooplanktonu začíná později než sukcese fytoplanktonu. Inokulum fytoplanktonu se do fluviálních jezer dostává s povodňovou vodou z jiných částí nivy nebo jiných stojatých vod v povodí (PITHART 1999). Inokulum zooplanktonů může pocházet ze dvou zdrojů. Prvním je inokulum přinesené tokem. Druhou možností je rekolonizace zooplanktonu z dormantních stádií uložených v sedimentu. Např. na studovaných lokalitách na řece Mississippi byly oba tyto zdroje rovnocenné (FRISCH a THRELKELD 2005).

Stav výzkumu zooplanktonu fluviálních jezer v České republice

Zooplanktonem mrtvých ramen a tůní v Polabí konkrétně u Přerova nad Labem se zabývali HRBÁČEK a kol. (1961), HRBÁČEK (1962), HRBÁČEK a NOVOTNÁ DVOŘÁKOVÁ (1965) a NOVOTNÁ a KORÍNEK (1966). Perloočky a korýše v tůních Libického luhu studovali JOHANISOVÁ a POP (1990). Litorálním zooplanktonem v tůních se zabýval STRAŠKRABA (1967). Zooplankton Lužnice studovali PECHAR a kol. (1988, 1996), HRBÁČEK (2000a, 2000b). V inundačním území Moravy sledovali zooplankton dvou tůní KOPECKÝ a KOUDELKOVÁ (1997), zooplankton periodických tůní MĚKOTOVÁ a kol. (1996), zooplankton a bentos 44 odstavených ramen Moravy RULÍK a kol. (2000). V nivě Dunaje se zooplanktonem zabýval ERTL (1966), nivě Dyje u Mušova v místě současných Novomlýnských nádrží OŠMERA (1973) a PŘIKRYL (2000) a v nivě Svitavy BAUEROVÁ (1977). V povodí Moravy a Dyje byla hydrobiologická charakteristika několika dalších tůní zpracována formou diplomových prací na PřF MU v Brně a PřF UP v Olomouci. Vířníky ve vybraných tůních v Poodří sledovali KUBLÁKOVÁ a VAŘECHA (2001).

3.5.4.4. Ryby

Rybí obsádka je klíčovým faktorem ovlivňujícím společenstvo zooplanktonu i fytoplanktonu v přirozených i uměle vzniklých vodních tělesech.

Ve většině fluviálních jezer jsou ryby přítomné. Nacházejí se zde obvyklé druhy jako kapr, cejn, cejnek, plotice, ouklej, okoun, štika, sumec nebo introdukované druhy tolstolobik a amur (ŠTĚRBA 2008). Ryby chybí tam, kde nejsou jezera propojená s tokem a obsádka se tam nedostala jiným způsobem (při povodni, umělým vysazením, přenosem plůdku na těle vodních ptáků aj.). Chybí i v jezerech, kde dochází k anoxickým poměrům. Tyto podmínky mohou nastat v zimě pod ledem, v létě vlivem sinicového vodního květu nebo porostů okřehku, v extrémním případě silným organickým zatížením, kdy je veškerý volný kyslík spotřebován na rozklad organických látek.

HOLUB a kol. (2008) prováděli výzkum rybí obsádky lentických ekosystémů nivy Horní Lužnice v letech 2002 až 2004. Jedním ze závěrů je to, že populace těchto ekosystémů je nevyvážená. Výrazně převažují dravé druhy ryb. Ve společenstvech izolovaných vod jsou dominantní čtyři druhy – štika obecná, piskoř pruhovaný, okoun říční a karas obecný. Relativně nízké zastoupení fytofilních kaprovitých druhů ryb připisují HOLUB a kol. (2004) časnému termínu záplav, což nevyhovuje reprodukčním nárokům těchto druhů ryb.

PITHART a kol. (2007) zjistili, že v nivě Lužnice se větší populace ryb nacházejí v jezerech s větší plochou. Tento fakt připisují tomu, že větší jezera leží v největší blízkosti

toku, jsou tedy častěji zaplavována a dochází k jejich lepšímu prokysličení. Ze stejných důvodů se zvyšuje i šance na přežití rybích populací v zimním období.

3.5.5. Diverzita a časoprostorové vztahy v nivách

Vodní plochy v nivách jsou přirozenou součástí nivních ekosystémů. Ty jsou v současné době pojímány velmi komplexně. Jejich součástí je řeka s jejími doprovodnými vodními plochami, mokřady a bažinami a člověkem vybudovanými vodními plochami, niva s veškerými objekty, aluviální sedimenty s mělkou podzemní vodou a biota všech těchto složek. ŠTĚRBA (2003) označuje tento ekosystémový komplex vytvářející podél toku charakteristický pás jako *říční krajinu*. Jeho hranici tvoří aluviální říční náplavy. Jedná se o nejdynamičtější ekosystém krajiny. Všechny prvky říční krajiny jsou prostorově, funkčně i časově provázány. Tvoří *ekologické kontinuum* (ŠTĚRBA 2003).

Charakteristickým rysem nenarušených nivních ekosystémů je jejich značná diverzita. Ta je WARDEM a TOCKNEREM (2001) chápána jako strukturální (prostorová) diverzita, funkční diverzita (diverzita procesů) a druhová diverzita. Diverzita v nivě je udržována disturbančními faktory probíhajícími v různých časových měřítcích. Disturbančními faktory v nivách jsou kontinuální proces eroze a sedimentace způsobený geomorfologickou aktivitou toku a povodně způsobené náhlým zvýšením průtoků v korytě řeky. Oba faktory způsobují rejuvenaci biotopů, která je v nenarušených nivách v rovnováze s terestricizací ekosystémů. Rovnováha těchto protichůdných procesů udržuje diverzitu sukcesních stádií v nivě (WARD a kol. 2002).

AMOROS a kol. (1987) nahlíží na systém nivy ve třech prostorových dimenzích a dimenzi časové. První horizontální dimenzi představuje podélný profil říčním systémem. Gradienty na tomto profilu tvoří podélný sklon, průtoky v korytě toku, množství unášených látek a živin atd. Příčný profil nivou zahrnuje tok, stojaté vody, mokřady a terestrické ekosystémy. Gradienty představují hydrologická propojenost s mateřským tokem a gradient živin (WARD a kol. 2002). Vertikální dimenze je dána vztahem mezi povrchovou a podzemní vodou a půdou. Časovou dimenzi představuje působení erozní a akumulační aktivity toku, která interaguje s časovou dimenzí biologických procesů především sukcese (BORNETTE a kol. 1998).

Říční nivy jsou charakterizovány množstvím přechodů a rozhraní (ekotonů) a vzájemnou propojeností (WARD a kol. 1999). Příklady ekotonů jsou rozhraní tok/niva, vodní ekosystém/suchozemský ekosystém, povrchová voda/podzemní voda atd. Propojenost představuje pohyb vody, transport látek (i organismů) přes hranice těchto ekotonů. Nízká

propojenost má za následek absenci fluviální dynamiky, která by udržovala diverzitu sukcesních stadií. Vysoká propojenost může naopak způsobovat např. zatížení ekosystému živinami (WARD a TOCKNER 2001).

Výsledkem strukturální a funkční diverzity a dynamiky niv je velká heterogenita lentických aluviálních vod. Není však konstantní. V době povodní klesá na minimum, všechny vodní prvky jsou spojeny a lze je charakterizovat „maximem propojenosti“. V období suché fáze se vodní prvky postupně diferencují a jejich heterogenita opět vzrůstá až do stádia „maximální individuality“, co se habitatových charakteristik a biotických společenstev týká (WARD a TOCKNER 2001).

Lentické vody v nivách, nacházející se na různých místech výše uvedených gradientů látek, energií a konektivity, se vzájemně liší velikostí, tvarem, mírou kontaktu s hlavním tokem, chemismem atd. Další faktory, jako jsou zastínění, koncentrace kyslíku, prezence nebo absence ryb a přísun inokula organismů z různých typů vod přinášejících řekou, způsobují další rozrůznění podmínek umožňujících existenci druhově velmi bohatých společenstev organismů v těchto vodách (PECHAR a kol. 1988, PŘIKRYL nepublikovaný rukopis a).

4. METODIKA

4.1. METODIKA BATYMETRICKÉHO MAPOVÁNÍ

Batymetrické mapování bylo provedeno podle metodiky popsané ČESÁKEM a ŠOBREM (2005). Měření byla provedena v podzimních a zimních měsících v letech 2005 a 2006. Nejprve byla vyměřena břehová linie, po ní následovalo měření hloubek jezer. Při mapování břehové linie jezer Votoka, Kluk a Semín bylo použito totální geodetické stanice Leica TCR 705. V případě jezera Vrt' byla břehová linie vyměřena pomocí přístroje GPS Leica GS50 s automatickou korekcí pomocí GSM signálu.

K měření hloubek byl použit echolot firmy Garmin GPSmap178C Sounder. Pro hloubky do 0,5 m, ve kterých echolot již nepracuje správně, byla použita cejchovaná lať. U jezer v Polabí byly hloubky vyměřovány v příčných profilech vedených z přesně zaměřených bodů břehové linie. Interval mezi jednotlivými měřeními v příčném profilu byl zvolen 5 m. V případě jezer na Lužnici a Svatce byly totální geodetickou stanicí změřeny souřadnice vybraných bodů rovnoměrně rozmístěných ve vodní ploše a echolotem, popřípadě cejchovanou latí byla změřena jejich hloubka.

Půdorysná měření byla zpracována v programu MapInfo. Interpolace hloubek byla provedena v programu Surfer. Výsledná batymetrická mapa byla upravena v programu CorelDraw.

Z půdorysných a hloubkových měření byly zjištěny následující morfometrické charakteristiky: plocha jezera (**P**), objem jezera (**V**), obvod – délka břehové linie (**O**), délka jezera (**L**), maximální šířka (**B_{max}**), průměrná šířka (**B_{prům}**=P/L), stupeň členitosti břehové linie (**R**=O/2√P√π), maximální hloubka (**h_{max}**), střední hloubka (**h_{stř}**=V/P), hloubkový koeficient (**K**=h_{stř}/h_{max}), relativní hloubka (**h_r** = 50h_{max}√π/√P).

4.2. METODIKA SLEDOVÁNÍ VODNÍCH STAVŮ

Data pro hodnocení hydrologického režimu jezer byla získána ze dvou zdrojů. Prvním bylo vlastní sledování výšky vodního stavu jezer na instalovaných vodočetných latích. Sledování bylo prováděno s četností 1x týdně v průběhu celého hydrologického roku 2006, tj. od 1. 11. 2005 do 31. 10. 2006. Na třech jezerech v Polabí a na jednom jezeru na Lužnici odečítali vodočty placení pozorovatelé. Odečet vodočtu na jezeru Svatka II. prováděla

řešitelka. Druhým zdrojem byla data o průtocích a výškách hladin na tocích. Automatické vodočetné stanice nepřetržitě sledují vodní stavy, což umožňuje hodnocení hydrologického režimu za delší období a umožňuje vyvozovat obecnější závěry. Na Labi byla využita data vodočetné stanice Nymburk, která se nachází na 896. říčním km mezi jezery Vrt' a Kluk, a vodočetné stanice Přelouč, která se nachází na 951. říčním km nad jezery Votoka a Semín (směrem proti toku). Vodočetná stanice Pilař na Lužnici je situována na říčním km 116 pod sledovanými jezery (po proudu). Vodočetná stanice Borovnice se nachází na Svratce na 133. říčním km. Je od sledované lokality vzdálená asi 20 km, nicméně pro naše potřeby postačující. Data poskytly pobočky Českého hydrometeorologického ústavu v Praze, Hradci Králové, Českých Budějovicích a Brně.

4.3. METODIKA MĚŘENÍ FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ VODY

Fyzikálně-chemické vlastnosti vody (teplota, konduktivita, pH, rozpuštěný kyslík) byly měřeny *in situ* celkem šestkrát od podzimu 2005 do zimy 2007 multiparametrickou sondou firmy Yellow Springs Instruments (YSI). Pro měření bylo vždy zvoleno nejhlubší místo jezera. Zde byl proměřen celý vertikální sloupec vody s intervaly po 0,2 m (u jezer s malými hloubkami s intervalem 0,1 m). U jezer Vrt' a Kluk, která jsou trvale spojena s řekou Labe, byla provedena dvě měření fyzikálně-chemických vlastností vody (na jaře a v létě 2006) v podélném profilu od spojení s řekou směrem k opačnému konci. Průhlednost byla měřena Secchiho deskou o průměru 30 cm rozdělenou na bílé a černé kvadranty.

4.4. METODIKA ODBĚRU VZORKŮ A ANALÝZY CHEMICKÝCH PARAMETRŮ

Vzorky vody pro analýzu chemismu jezer byly odebrány devětkrát od podzimu roku 2004 do zimy 2007. Byly odebírány standardně do PET lahví vymytých destilovanou nebo deionizovanou vodou. Odběr byl prováděn 10 cm pod hladinou vody. V prvních pěti rozborech byly stanovovány konduktivita, alkalita, chemická spotřeba kyslíku (CHSK_{Mn}), biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5), amoniakální dusík (N-NH_4), dusičnanový dusík (N-NO_3), dusitanový dusík (N-NO_2), fosforečnany (PO_4^{3-}) a celkový fosfor (TP). Rozbory provedla laboratoř Zdravotního ústavu se sídlem v Jihlavě. Tyto parametry byly v odběrové kampani v období od jara 2006 do zimy 2007 doplněny o rozpuštěný organický uhlík (DOC) a celkový dusík (TN). Jako doplňkové parametry byly stanovovány křemičitany, sírany, chloridy, fluoridy, vápník a hořčík. Rozbory byly zadány laboratoři Povodí Vltavy, s.p.

a laboratoři Ústavu pro životní prostředí PřF UK na Hydrobiologické stanici u Blatné. Při stanovení vybraných parametrů chemismu vody byly použity metody uvedené v Tab. 3.

Tab. 3: Metody použité při chemických analýzách

parametr	metoda stanovení
vodivost	titrator Radiometer MeterLab CDM210
pH	titrator Radiometer Titralab TIM 900
alkalita	titrator Radiometer Titralab TIM 900
ionty	iontový chromatograf
CHSK _{Mn}	ČSN EN ISO 8467(75 7519) Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem
BSK ₅	ČSN EN ISO 1899-1,2 (757517) - Stanovení BSK ₅
DOC	ČSN EN 1484 vysokoteplotní rozklad vzorku po filtraci (0,45 um) na analyzátoru N/C 2000
TN	ČSN EN 12260 vysokoteplotní rozklad homogenizovaného vzorku na analyzátoru N/C 2000
TP	ČSN EN ISO 17294 - stanovení metodou ICP-MS z homogenizovaného vzorku po mineralizaci s HNO ₃
PO ₄ ³⁻	ČSN EN ISO 6878 (75 7465), TNV 75 7466 a Hejzlar J., Kopáček J. (1991): Semimikrostanovení rozpuštěného reaktivního a veškerého fosforu ve vodách. Sborník Hydrochémia 91, ČSVTS Bratislava. Stanovuje se po filtraci vzorku
křemičitany	TNV 757481 - fotometrické stanovení
chlorofyl a	Pechar, L. (1987): Use of the acetone – methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll a in phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Suppl. 78, Algological Studies 46, str. 99 – 117.

Tab. 4: Datace odběrů vody, zooplanktonu a měření fyzikálně-chemických parametrů.

období	zkratka	Polabí	Horní Lužnice	Svratka u Milov
podzim 2004	(P04)	20.9.2004	28.9.2004	27.9.2004
zima 2005	(Z05)	15.1.2005	11.1.2005	13.1.2005
jaro 2005	(J05)	18.4.2005	1.5.2005	28.4.2005
léto 2005	(L05)	28.7.2005	24.7.2005	17.7.2005
podzim 2005	(P05)	25.10.2005	31.10.2005	30.10.2005
jaro 2006	(J06)	10.5.2006	15.5.2006	15.5.2006
léto 2006	(L06)	13.8.2006	20.8.2006	20.8.2006
podzim 2006	(P06)	17.10.2006	22.10.2006	17.10.2006
zima 2007	(Z07)	4.2.2007	28.1.2007	31.1.2007

Od podzimu 2005 do zimy 2007 byl z jezer odebírán a stanovován rovněž chlorofyl *a* (celkem 5 odběrů) jako ukazatel celkové biomasy fytoplanktonu. Použití koncentrace chlorofylu *a* jako míry celkové biomasy fytoplanktonu je podle PITTERA (1999) všeobecně akceptováno jako vhodné. Tato metoda byla zvolena také proto, že určování jednotlivých druhů fytoplanktonu je velmi náročné.

Protože odběry z jednotlivých lokalit nebylo možné provést ve stejný den, jsou v tabulkách a grafech prezentujících výsledky pro přehlednost uváděna pouze roční období. Přesná data odběrů jsou uvedena v Tab. 4.

Výsledky rozborů vzorků vody z pořičních jezer byly porovnány s výsledky rozborů vody z přilehlé řeky v nejbližším profilu státní sítě sledování jakosti povrchových vod. V případě jezer Votoka a Semín byla data porovnáвана s profilem Valy nacházejícím se na 954. říčním km Labe. Chemismus jezera Kluk byl porovnáván s chemismem Labe v profilu Nymburk v 896. říčním km a Vrt' s profilem Litol v ř. km 880. Chemismus jezer v nivě Lužnice byl srovnáván s daty z profilů Nová Ves a Suchdol nad Lužnicí situovaných ř. km 149 a 125. Jezera horní Svratky nebyla s řekou Svratkou porovnáвана. Nejbližší jakostní profil se na řece Svratce nachází až ve Víru. Zde je kvalita vody již natolik pozměněná účinky Vířské přehrady a zaústěnými přítoky, že by porovnání nemělo smysl. Z toho důvodu byla v první fázi odběrů spolu se vzorky jezer analyzována i voda z řeky Svratky v profilu mezi vybranými jezery. Data z jednotlivých jakostních profilů za roky 2005 a 2006 byla získána v on-line databázi jakosti povrchových toků provozované ČHMÚ (www.chmu.cz). Z 24 získaných hodnot byly vypočítány aritmetické průměry a charakteristické hodnoty (C90) a byla provedena klasifikace podle ČTN 75 7221.

4.5. METODIKA ODBĚRU A URČOVÁNÍ ZOOPLANKTONU

Vzorky zooplanktonu byly odebírány 4x za sezónu, a to ve stejných termínech jako vzorky vody pro chemické analýzy. Byly odebírány z lodi v nejhlubším místě jezera planktonními sítěmi o velikosti ok 40 μm , 100 μm a 200 μm . Vertikální tahy byly prováděny ode dna kolmo na hladinu. Vzorky byly fixovány formaldehydem na výslednou koncentraci cca 4 %.

Zooplankton ve vzorcích byl nejprve určen do druhů. Kde bylo určení do druhu nemožné z důvodu malého počtu jedinců nebo problémů s určováním ve fixovaném stavu, byla determinace provedena pouze na úroveň rodů. Skupina vířníci (Rotatoria) byla určována podle BARTOŠE (1959) a Rámcového klíče planktonních a v planktonu nalézáných

fixovaných vířníků pro území ČR (PŘIKRYL nepublikovaný rukopis b). K určování klanonožců (Copepoda) byl jako hlavní materiál využit nepublikovaný rukopis Klíče středoevropských Cyclopidae a Diaptomidae (PŘIKRYL a BLÁHA 2007), doplnkově Obrazový klíč k určování buchanek (Cyclopidae) povrchových vod území Československa (BRANDL nepublikovaný rukopis). Perloočky (Cladocera) byly určovány za použití klíče Crustacés Cladoceres (AMOROS 1984) a Dichotomického klíče perlooček (Cladocera) České republiky (KORÍNEK 2005).

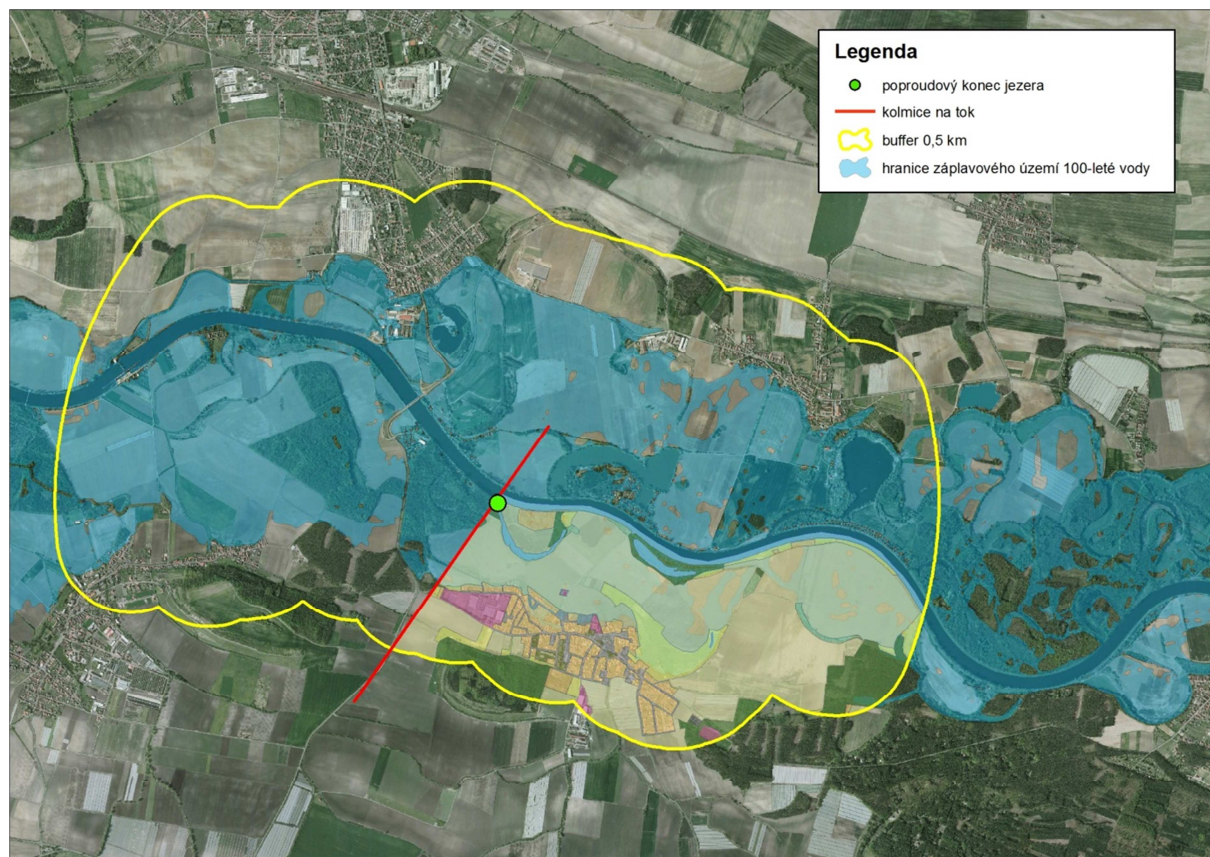
Po determinaci bylo ve vzorcích odebraných planktonní sítí o velikosti ok 40 μm počítáno zastoupení jednotlivých druhů, popř. rodů zooplanktonu pod optickým mikroskopem. Počítání probíhalo v náhodně vybraných svislých pruzích tak, aby spočtených jedinců bylo od 400 do 500 ks (MAGURAN 2004). Za nereprezentativní byly označeny vzorky, kde počet jedinců nedosáhl 300. Přesný počet jedinců je vždy uveden v příslušném grafu relativní četnosti pod názvem ročního období v závorce. Z absolutního počtu jedinců zastoupených druhů byly vypočítány relativní četnosti druhů. Druhy byly zařazeny do 4 skupin: Rotifera, Cladocera a Copepoda, od kterých byla kvůli jiné potravní strategii zvlášť oddělena naupliová stádia. Kopepoditová stádia byla přiřazena k dospělcům skupiny Copepoda, neboť jejich potravní nároky jsou stejné. Procentuální podíly jedinců jednotlivých skupin na celkovém množství spočítaných jedinců byly uspořádány do sloupcových grafů.

Biomasa zooplanktonu byla sledována pouze pro účely srovnání mezi jednotlivými vzorky. Byla měřena jako výška sloupce sedimentovaného fixovaného zooplanktonu ze stejného objemu vody ve 100 ml lahvičce.

4.6. METODIKA VYMEZENÍ ÚZEMÍ PRO ZJIŠTĚNÍ KRAJINNÉHO POKRYVU

Pro zjištění procentuálního zastoupení jednotlivých kategorií krajinného pokryvu byla využita Základní báze geografických dat – ZABAGED (© ČÚZK, 2008). V okolí každého jezera byla vymezena plocha, ze které by teoreticky mohla voda odtékat do jezera. Část plochy je v nivě řeky, část zasahuje na okolní terasu. Plocha je v dolním (poproudovém) konci jezera vymezena kolmicí na tok. Z jedné strany je omezena řekou, se kterou jezero sousedí. Dále byla k vymezení využita zátopová čára stoleté vody (databáze DIBAVOD), která je v případě Lužnice a v některých případech Labe totožná s hranicí nivy. Okolo zátopové oblasti byl vytvořen buffer v šíři 500 m, aby bylo zachyceno i využití ploch na přilehlé říční terase, ze které mohou být jezera sycena. Za horní okraj území byla zvolena

kolmice na tok ve vzdálenosti 3 km od dolní hranice proti proudu toku (Obr. 6). V případě lokalit na Svatce, kde čára zátopy stoleté vody není z důvodu absence měření průtoků vymezena, bylo využito výsledků geomorfologického mapování ROMPORTLA (2003), který mimo jiné vymezil i hranici nivy Svatky v Milovské kotlině. Data byla zpracována v programu ESRI ArcGIS 9.3.



Obr. 6: Vymezení území pro určení kategorií krajinného pokryvu na příkladu jezera Vrt'

4.7. METODIKA STATISTICKÉHO HODNOCENÍ DAT

Data byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod v programu CANOCO for Windows 4.5 (TER BRAAK a kol. 2002). Vizualizace ordinačních diagramů byla provedena pomocí programu CANODRAW 3.1.

Testována byla:

- 1) závislost druhového složení zooplanktonu sledovaných jezer na vybraných parametrech chemismu vody

2) závislost vybraných parametrů chemismu vody na proměnných prostředí charakterizujících tůň a jejich okolí

ad1)

K dispozici byla data o druhovém složení zooplanktonu devíti vzorků z každé lokality a k nim příslušná data o chemismu vody. Vzorky byly vzájemně uspořádány v čase. Čas i lokalita byly kódovány jako série kategoriálních proměnných pomocí dummy proměnných (HERBEN a MÜNZBERGOVÁ 2003).

Data o druhovém složení zooplanktonu měla podobu relativních četností jednotlivých druhů popřípadě rodů v jednotlivých vzorcích odebraných ze sledovaných jezer. Tato data představovala závislé proměnné. Pro účely statistického hodnocení byla transformována arkussínovou (úhlovou) transformací, která se používá pro normalizaci dat vyjádřených relativními četnostmi a která je vhodná i pro normalizaci souborů s velmi malými podíly (McDONALD 2009). Data o chemismu vody z jednotlivých odběrových kampaní – charakteristiky prostředí – reprezentovala proměnné nezávislé.

Nejprve byla provedena detrendovaná korespondenční analýza (DCA) druhových dat, aby se zjistilo, zda vztah druhů k proměnným prostředí lze popsat lineárním nebo unimodálním vztahem. Z DCA ordinace vyplynulo, že délka gradientu je 3,12 a vztah druhů a charakteristik prostředí lze aproximovat lineárním vztahem (HERBEN a MÜNZBERGOVÁ 2003, LEPŠ a ŠMILAUER 2000). Dále tedy byly používány lineární techniky přímé a nepřímé gradientové analýzy, které jsou založeny na klasických metodách regrese – metoda nejmenších čtverců (LEPŠ a ŠMILAUER 2000).

Pro zjištění podobnosti druhového složení jednotlivých odběrů byla využita analýza hlavních komponent (PCA). Do analýzy vstupovala transformovaná data o druhovém složení ze všech reprezentativních vzorků. Nerepresentativní vzorky, ve kterých nedosáhl počet sečtených jedinců zooplanktonu 300 ks, byly z analýzy vyloučeny. Výsledný ordinační diagram ukazuje vzájemnou podobnost jednotlivých vzorků v mnohorozměrném prostoru.

Závislost druhového složení jezer na chemismu vody byla hodnocena pomocí redundanční analýzy (RDA). Data z jednotlivých let a sezón byla analyzována samostatně, čímž se testoval pouze vliv chemismu na druhové složení bez možného ovlivnění druhového složení meziroční variabilitou, kterou nelze vyloučit. Testování probíhalo postupným výběrem environmentálních proměnných (forward selection of environmental variables). Princip spočívá v postupném výběru nezávislých proměnných, jejichž signifikance se ihned testuje Monte Carlo permutačním testem. Nejdříve se vyhledá proměnná, která vysvětlí

nejvíce variability. V dalším kroku se tato proměnná označí jako kovariáta a hledá se další proměnná vysvětlující nejvíce zbytkové variability. Pokud se postupná regrese provádí manuálně, lze se na základě testu signifikance po každém kroku rozhodnout, zda ve výběru dále pokračovat. Zde byl výběr parametrů ukončen, pokud vliv proměnné nebyl statisticky průkazný na hladině významnosti 5 %. Nakonec byl testován celý model.

Dále byla pomocí RDA analýzy testována závislost druhového složení zooplanktonu na teplotě vody v jezerech v průběhu roku. Jako kovariáta byl použit kód jezera, aby se odfiltrovaly rozdíly v druhovém složení mezi tůněmi a testoval se čistý vliv teploty. Závislost na teplotě byla testována Monte Carlo permutačním testem. Randomizace byla provedena v blocích (design based randomization), které představovaly vzorky ze stejného jezera.

ad2)

Pro zjištění vzájemných vztahů chemických parametrů byla nejprve provedena analýza hlavních komponent (PCA). Data o koncentracích vybraných parametrů byla použita jako data o druhovém složení. Protože se jednotlivé parametry liší jednotkami, byly v programu CANOCO standardizovány (Species: center and standardize). V analýze byly použity pouze ty chemické ukazatele jakosti vody, které byly sledovány po celou dobu odběrů (pH, konduktivita, CHSK_{Mn}, N-NO₃, N-NH₄, celk. P). Do ordinačního diagramu byly promítnuty jednotlivé vzorky.

Testována byla závislost chemismu v dané sezóně a v daném roce na sledovaných proměnných prostředí, jimiž byly kategorie krajinného pokryvu, velikost jezer, nadmořská výška a spojení s mateřským tokem (nezávislé proměnné). Jako závislé proměnné byly použity koncentrace vybraných parametrů kvality vody. Postupně byla pomocí RDA analyzována data o kvalitě vody z jednotlivých sezón a let.

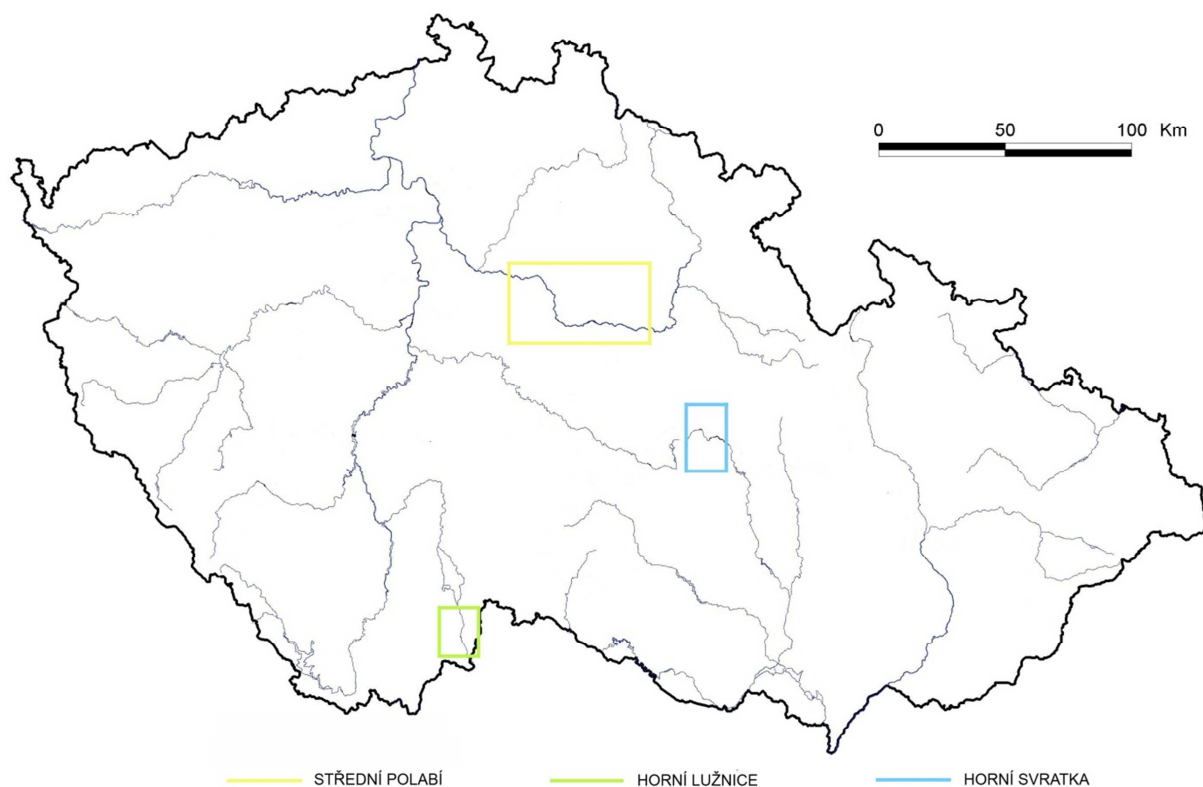
Pro zjištění vzájemných vztahů sledovaných proměnných prostředí byla využita analýza hlavních komponent (PCA).

5. FYZICKOGEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA VYBRANÝCH LOKALIT

Pro srovnání fluviálních jezer byly vybrány nivy řek Labe, Lužnice a Svatky, které se liší stupněm antropogenního ovlivnění (Obr. 7). Vybrané lokality fluviálních jezer v Polabí jsou situovány na středním toku řeky mezi Přeloučí a Lysou nad Labem mezi říčními kilometry 948 až 881. Niva je zde intenzivně využívána pro zemědělství a průmysl. Tok je v celém středním a dolním úseku regulován. Regulací vznikla i většina fluviálních jezer v nivě Labe. Byla tedy spoluutvářena antropogenní činností člověka.

Na řece Lužnici byl vybrán úsek přirozeně meandrujícího toku mezi Novou Vsí nad Lužnicí a Suchdolem nad Lužnicí. Pro území se vžil název „Horní Lužnice“, přestože leží na středním toku řeky mezi říčními km 127 až 138.

Na řece Svatce se vhodné podmínky pro meandrování toku vytváří již na horním toku řeky v Milovské kotlině, kde řeka významně snižuje spád. Niva se nachází mezi obcemi Křižánky a Milovy v říčním km 152 až 157.



Obr. 7: Mapka lokalizace vybraných fluviálních jezer

5.1. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY LABE

Řeka Labe pramení na Labské louce ve výšce 1389,5 m n. m. Českou republiku opouští u Hřenska v nadmořské výšce 119,89 m. Délka toku na území ČR činí 368,07 km, plocha povodí v ČR 49 889,3 km² (LINHARTOVÁ a ZBOŘIL 2006). Pro Labe je charakteristický dešťovo-sněhový odtokový režim středoevropského typu. Maximální vodnosti jsou v Labi zaznamenávány v jarních měsících, kdy se tvoří povodňové vlny z tajícího sněhu. Maximální průtoky jsou na většině profilů zaznamenávány v březnu, v podhůří Krkonoš v dubnu. Nízké průtoky připadají na konec léta a podzim (NĚMEC a kol. 2006).

Pro práci byla vybrána čtyři fluviální jezera: Semín (947,5 – 948 říční km) a Votoka (945,7 – 946,1 říční km) nacházející se západně od Přelouče, jezero Kluk v blízkosti Poděbrad v říčním km 906,5 – 907 a jezero Vrt' u Lysé nad Labem v říčním km 881,2 – 881,7.

Geologické podloží jezer Votoka a Semín tvoří sedimenty orlicko-žďárské oblasti křídly. Ty jsou překryty pleistocenními váťými písky a fluviálními sedimenty (písčité štěrky a štěrky říčních teras). Bezprostřední okolí řeky je utvářeno holocenními fluviálními hlinitými a hlinitopísčítými naplaveninami Labe (FALTYSOVÁ 2002a). Z geomorfologického hlediska náleží území do subprovincie Česká tabule, oblasti Východočeská tabule a v jejím rámci do celku Svitavská pahorkatina, podcelku Chrudimská tabule a okrsku Heřmanoměstecká tabule. (BALATKA a KALVODA 2006).

Průměrná roční teplota vzduchu v oblasti je 8 až 9 °C, průměrná lednová teplota se pohybuje mezi –1 až –2 °C, průměrná červencová teplota mezi 18 až 19 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 600 až 650 mm (Atlas podnebí Česka 2007).

Geologické podloží jezer Vrt' a Kluk tvoří mořské, místy sladkovodní křídové sedimenty – prachovité jílovce až jílovce, opuky a slínovce (CHLUPÁČ a kol. 2002). Ty jsou překryty pleistocenními fluviálními sedimenty, písčítými štěrky a štěrky říčních teras. V bezprostřední blízkosti toků nivu pokrývají holocenní jíly, písčité jíly a písčité štěrky. Podle BALATKY a KALVODY (2006) se lokality Vrt' a Kluk nachází v subprovincii Česká tabule, oblasti Středočeská tabule, celku Středolabská tabule a v jejím rámci patří do podcelku Nymburská kotlina a okrsku Sadská rovina.

Teplotní charakteristiky oblasti jsou stejné jako v případě lokalit Votoka a Semín. Průměrný roční úhrn srážek je nižší. Pro okolí jezera Vrt' činí 500 až 550 mm za rok, pro okolí jezera Kluk 550 až 600 mm za rok (Atlas podnebí Česka 2007).

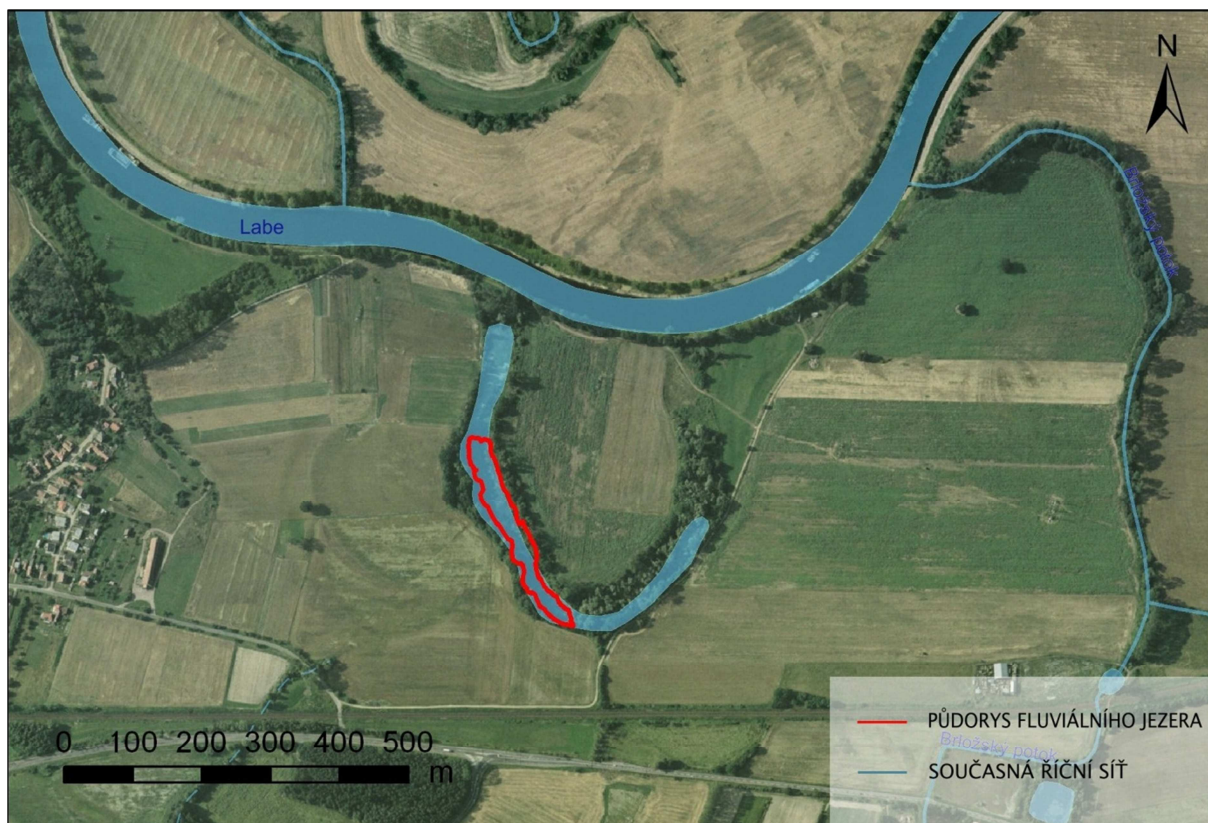
Podle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR se v okolí všech polabských lokalit nachází fluvizemě. Potenciální přirozenou vegetací všech lokalit je lužní les, konkrétně jilmové doubravy.

Labské rameno Votoka je maloplošným chráněným územím kategorie přírodní památka. Jezero Kluk je součástí evropsky významné lokality CZ0214009 Libické luhy, kde je předmětem ochrany rozsáhlý komplex lužního lesa.

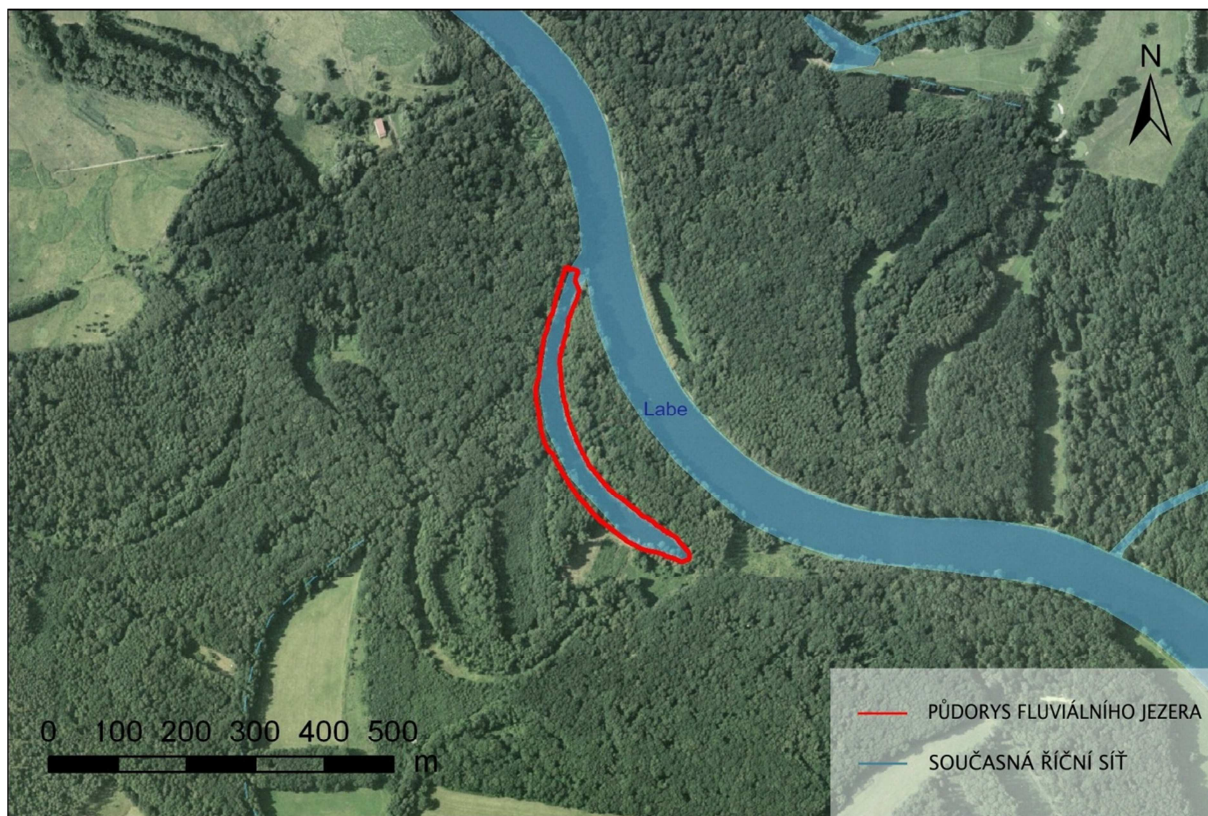
Podrobnější charakteristika vybraných fluviálních jezer

Fluviální jezero **Semín** leží asi 500 m jižně od obce Semín na pravém břehu Labe v 948. říčním km. Jedná se o mrtvé rameno. Je lemováno linií vzrostlých stromů, především olší a topolů. Je z větší části obklopeno ornou půdou. Má trvalý přítok, který protéká soustavou rybníků a částí vesnice Semín (528 obyvatel k 31. 12. 2009). Až do roku 2008 sem byla pravděpodobně svedena část komunálních odpadních vod, nyní je v provozu ČOV. Odtok z jezera je řešen neregulovatelným přepadem, přes který za vyšších vodních stavů voda odtéká propustkem pod nezpevněnou komunikací do řeky Labe. Jezero je využíváno ke sportovnímu rybaření. Za normálních vodních stavů komunikuje s řekou pouze přes podzemní vodu. Část jezera nejbližší toku Labe, která byla z větší části zazemněná, byla cca před 15 lety odbahněna (ústní sdělení). V této části je pískové podloží, v ostatních částech jezera je dno pokryto asi 20 cm mocnou vrstvou bahna.

Fluviální jezero **Votoka** se nachází asi 500 m východně od Řečan nad Labem v místní části Labětín na 945. říčním km toku Labe na jeho levém břehu. Od roku 1980 je toto mrtvé rameno vyhlášeno přírodní památkou. Volná vodní hladina se udržuje pouze v jeho západní polovině (Obr. 8). Zbylá část jezera je již zazemněná a porostlá mokřadní vegetací. Dno je tvořeno bahnitým sedimentem. V části ramene blíže řece Labe se nachází ostrůvkovité porosty stulíku žlutého. Jezero je po celém obvodu obklopeno úzkým pásem břehových porostů s křovinami lužního charakteru. V okolí jezera se nachází mozaika intenzivně obdělávaných polí a luk. Jezero komunikuje s tokem Labe za normálních vodních stavů pouze přes podzemní vodu. Nemá trvalý povrchový odtok. Je do něj svedena meliorace z okolních polí, přičemž se jedná o periodický přítok.



Obr. 8: Fluviální jezero Votoka (Zdroj dat: CENIA © Geodis, MO ČR, vlastní měření)



Obr. 9: Fluviální jezero Kluk (Zdroj dat: CENIA © Geodis, MO ČR, vlastní měření)

Fluviální jezero **Kluk**, místními nazývané Kmenovo rameno, se nachází 2 km východně od Poděbrad na 907. říčním km řeky Labe. Od Labe je odděleno pouze cca 3 m širokou hrázkou, ve které je trubní propustek. Je obklopeno lužním lesem (Obr. 9). Je tedy značně zastíněno. Dno jezera je převážně písčité, pouze v jeho koncových částech a u břehů je slabá vrstva organického sedimentu. Jezero je využíváno ke sportovnímu rybaření. Nedochází zde k vysazování ryb ani k optimalizaci vodního prostředí pro chov ryb. Vyskytují se zde štika obecná, candát obecný, bolen dravý, jelec jesen, jelec tloušť, cejn velký, cejnek americký, sumeček americký, plotice obecná, perlín ostrobřichý, okoun říční, sumec velký, kapr obecný, úhoř říční, hrouzek obecný, ouklejka pruhovaná a další (ústní sdělení).

Jako poslední bylo vybráno jezero **Vrt'**, které sousedí s přírodní památkou Vrt' a je situováno jihovýchodně od Lysé nad Labem na 881. říčním km řeky Labe. Je asi 2 m širokým kanálem propojeno s Labem, jedná se tedy o slepé rameno. V místě nejbližší Labi je vyvinut lužní les, který způsobuje větší zastínění části lokality blíže k řece. Dále pokračuje po pravé straně jezera plantáž borovic a po levé straně intenzivně obdělávaná půda. Na orné půdě se pěstuje především zelenina – v době sledování brambory, cibule. V blízkosti se nachází obec Semice s 862 obyvateli (stav k 31. 12. 2009). Jezero je rybářsky obhospodařováno. Nejčastěji v jarním období jsou zde vysazováni kapři, candáti, štiky a úhoři stáří jednoho roku v množství 1000 až 2000 kusů v závislosti na dostupnosti násady (ústní sdělení). Oficiálně se zde ryby nepřikrmují a vodní prostředí není optimalizováno. V předjarním období zde však bylo zaznamenáno vápnění mletým vápencem na zamrzlou vodní plochu. Ve spojovacím kanálu je nainstalováno pletivo, které zamezuje unikání ryb z jezera.

5.2. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY LUŽNICE

Řeka Lužnice přitéká do ČR z Rakouska, kde pramení na svazích Novohradských hor v nadmořské výšce 874,34 m. Ústí do Vltavy v nádrži Kořensko. Její délka v ČR je 157,66 km (celková délka 197,9 km). Plocha povodí v ČR činí 3526,40 km² (LINHARTOVÁ a ZBOŘIL 2006).

Studované území se nachází na středním toku řeky v úseku mezi říčními km 127 a 138. Niva v tomto úseku byla odlesněna a byl zde vybudován systém povrchového odvodnění. Až do kolektivizace v 50. letech 20. století byla kosena. Po kolektivizaci se značná část ploch kosit přestala (ČERNÝ 2008) a probíhá na nich sekundární sukcese. Jezera v nivě Horní Lužnice vznikla a stále vznikají bez zásahů člověka fluviální činností řeky Lužnice, která má v tomto úseku přirozený charakter. Významnější úpravy koryta toku byly provedeny pouze

nad jezy a v okolí mostů. Koryto řeky nad jezem v Suchdole nad Lužnicí bylo napřímáno a rozšířeno v úseku cca 800 m proti proudu. Jedním z odstavených ramen vzniklých touto úpravou je i lokalita Nová Suchdol. Součástí úpravy bylo i srovnání terénu nivy na pravém břehu až po Halámky (ČERNÝ 2008). Niva Lužnice je pravidelně zaplavována. Voda se zde může udržovat až několik týdnů v závislosti na četnosti, rozsahu a velikosti povodní. Povodně jsou nejčastější v březnu a dubnu. Časté jsou i letní povodně kratšího trvání způsobené přívalovými dešti (ŠMILAUER a kol. 1996).

V okolí lokalit je niva poměrně široká, ohraničená würmským terasovým stupněm. Geologické podloží tvoří slepence, pískovce a prachovce svrchní křídly (klikovské souvrství). Na nich jsou uloženy pleistocenní fluviální štěrky a písky. Povrch nivy je kryt holocenními sedimenty – písky, písčítými jíly a hlínami – o mocnosti do 2 m (ALBRECHT a kol. 2003). Z geomorfologického hlediska náleží území do Česko-moravské subprovincie, oblasti Jihočeské pánve a v jejím rámci do celku Třeboňská pánev, podcelku Lomnická pánev, okrsku Českovelenická pánev a podokrsku Suchdolská pánev (BALATKA a KALVODA 2006).

Průměrná roční teplota oblasti je 7 až 8 °C, průměrná lednová teplota se pohybuje mezi –1 až –2 °C, průměrná červencová teplota 17 až 18 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 600 až 700 mm (Atlas podnebí Česka 2007).

Potenciální přirozenou vegetací je zde lužní les, střemchové doubravy a olšiny. Téměř celé území je součástí I. zóny odstupňované ochrany přírody CHKO Třeboňsko. Pouze bezprostřední okolí jezera Nová Suchdol se nachází v jeho II. zóně. V roce 1994 bylo území meandrujícího toku mezi Novou Vsí nad Lužnicí a Suchdolem nad Lužnicí vyhlášeno přírodní rezervací (ALBRECHT a kol. 2003), jezero Nová Suchdol v ní však neleží. Celé území je součástí EVL CZ 0314023 „Třeboňsko – střed“.

Podrobnější charakteristika vybraných fluviálních jezer

Fluviální jezero **Halámky** (Obr. 10) odpovídá jezeru č. 175 na mapě ČERNÉHO (1994). Je situováno mezi říčním km 135 a 136. Nachází se těsně pod hranou říční terasy. Jedná se o mrtvé rameno, které nemá povrchové spojení s tokem Lužnice. Má dvě odlišné části. Severní část je trychtýřovitého tvaru, velká hloubka je zde udržována vířivým prouděním při povodních. Jižní část má charakter mělké prohlubně zarostlé z větší části vegetací. Dno jezera je v nejhlubší části tvořeno pískem. Při okrajích je až 10 cm mocná vrstva listů z okolních dubů. V jižní části je dno pokryto jemným bahnitým sedimentem porostlým vodními rostlinami. Severní část tůně je zastíněna vzrostlými duby. Jižní část je

bez stromů. Okolí tvoří nekosený a nepasený luční porost. Terasa je využívána jako pravidelně kosená louka, která byla v letech 2004 až 2006 v registru půdních bloků zanesena jako nehnojená kosená louka. Charakter vegetace však spíše odpovídá louce dotované živinami. Zdrojem živin by mohla být sousedící výkrmna prasat.



Obr. 10: Fluviální jezero Halámky. Současná říční síť zakreslená na mapách nezachycuje aktuální pozici koryta toku, který se nachází mezi zakreslenou pozicí a fluviálním jezerem. (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)

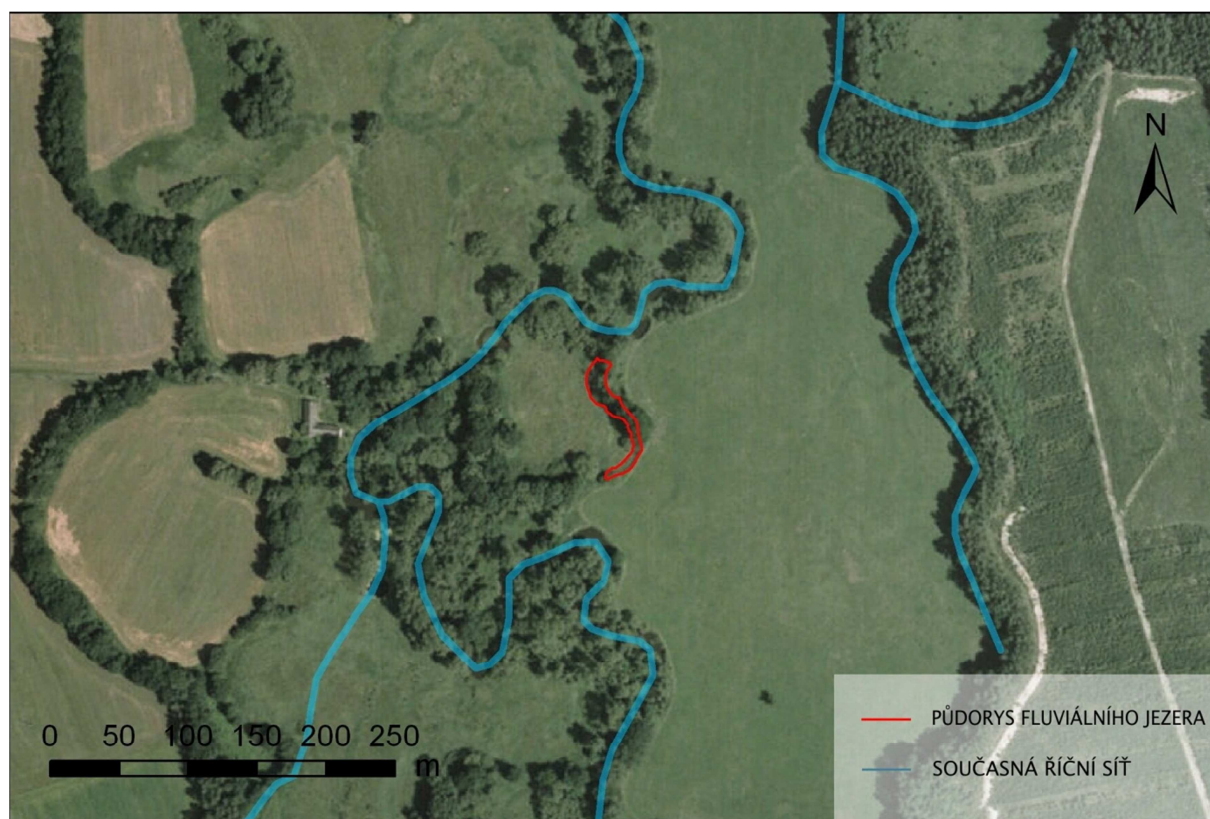
Fluviální jezero **Dvory nad Lužnicí** (Obr. 11) je totožné s jezerem č. 190 v mapě ČERNÉHO (1994). Nachází se na říčním km 137 – 138. Jde o slepé rameno řeky, které leží cca 70 m – 100 m od hrany terasy. Jeho střední část je pravděpodobně modelována vířivými proudy za povodní. Materiál se ukládá u ostrova, který vystupuje z vody při nízkých vodních stavech. Ve východní části je slepé rameno spojeno s řekou. Spojení je zarostlé mokřadní vegetací. Zaniká až při velmi nízkém stavu vody. Dno jezera je pokryto slabou vrstvou jemného sedimentu, která se zvyšuje směrem od středu jezera k jeho koncům. Břehy tůň jsou v linii lemovány olšemi a duby, v širším území se nachází vrbiny. V okolí tůň se nachází neudržovaná nivní louka s pozůstatky již zazemněných ramen. Je nekosená, nepravidelně spásaná dobyt看em. Dobytek zde byl pozorován v létě roku 2005 a na podzim roku 2006.

Fluviální jezero **Tušť** (Obr. 12) neodpovídá žádnému jezeru zanesenému v ČERNÉHO mapě (1994). Nachází se mezi říčím km 130 – 132. Je situováno těsně pod hranou říční terasy. V tůni můžeme rozlišit 2 části. Severní část je od řeky Lužnice oddělena pouze úzkou písčovou lavicí porostlou křovinami a zpevněnou naplavenými větvemi. Je hlubší, zcela zarostlá vegetací, především rdesty. Střední mělká část je tvořena pískem pokrytým množstvím tlejícího listí. V jižní části je 20 – 30 cm mocná vrstva jemného bahnitého sedimentu. Na východním břehu tůně se nachází několik letitých dubů. Ze západní části je tůň osluněna. Okolí tvoří druhově bohatá nehnojená pastvina, která bývá v květnu kosena a od konce srpna do konce září přepásaná dobyt看em.

Fluviální jezero **Nová Suchdol**, odpovídající jezeru č. 232 na mapě ČERNÉHO (1994) se nachází mezi ř. km 127 a 128. Je to slepé rameno spojené v severní části trvale s řekou Lužnicí. Ke ztrátě spojení dochází až při velmi nízkém vodním stavu v řece Lužnici. Úplné oddělení jezera bylo pozorováno např. na podzim roku 2006. Jezero pravděpodobně vzniklo uměle při regulaci části toku. Původně bylo součástí propojeného systému říčních ramen. Dnes je v jižní části zaneseno množstvím písku. Je obklopeno lužním lesem a díky tomu značně zastíněné. Na strmých březích se nenachází litorální vegetace.



Obr. 11: Fluviální jezero Dvory nad Lužnicí (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)



Obr. 12: Fluviální jezero Tuš' (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)

Rybí obsádka ve vybraných tůňích nebyla sledována. V jiných tůňích Lužnice byly nejhojněji zastoupeny štika obecná, piskoř pruhovaný, okoun říční a karas obecný (HOLUB a kol. 2004).

5.3. FLUVIÁLNÍ JEZERA V NIVĚ ŘEKY SVRATKY

Řeka Svratka pramení pod Žákovou horou v nadmořské výšce 810 m. Ústí do řeky Dyje ve střední Novomlýnské nádrži ve výšce 162,94 m n. m. Celková délka toku je 168,49 km a odvádí vodu z povodí o rozloze 7115,6 km² (LINHARTOVÁ a ZBOŘIL 2006).

Studovaná fluviální jezera se nachází mezi říčními km 155 – 152 v Milovské kotlině asi 25 km od pramene. Údolní dno má minimální sklon, ten činí 0,9 ‰. Tok je zde přirozeně křivolaký. Koeficient křivolakosti je větší než 2. Niva je široká 300 – 420 m, tok dosahuje šířky 4,7 – 5,4 m. Pravidelné jarní záplavy zasahují přibližně území vymezené rákosinami (SMETANA 2008).

Jezera v nivě řeky Svratky vznikla stejně jako v případě řeky Lužnice přirozenou fluviální činností řeky bez zásahu člověka.

Geologické podloží nivy horní Svatky je tvořeno proterozoickými horninami svrateckého krystalinika – břidlicemi, fylity, svory a pararulami (CHLUPÁČ a kol. 2002). Ty jsou pokryty holocenními fluviálními sedimenty. Z geomorfologického hlediska náleží území do Česko–moravské subprovincie, oblasti Českomoravská vrchovina a v jejím rámci patří do celku Hornosvratecká vrchovina, podcelku Žďárské vrchy, okrsku Devítiskalská vrchovina a části Milovská kotlina (BALATKA a KALVODA 2006).

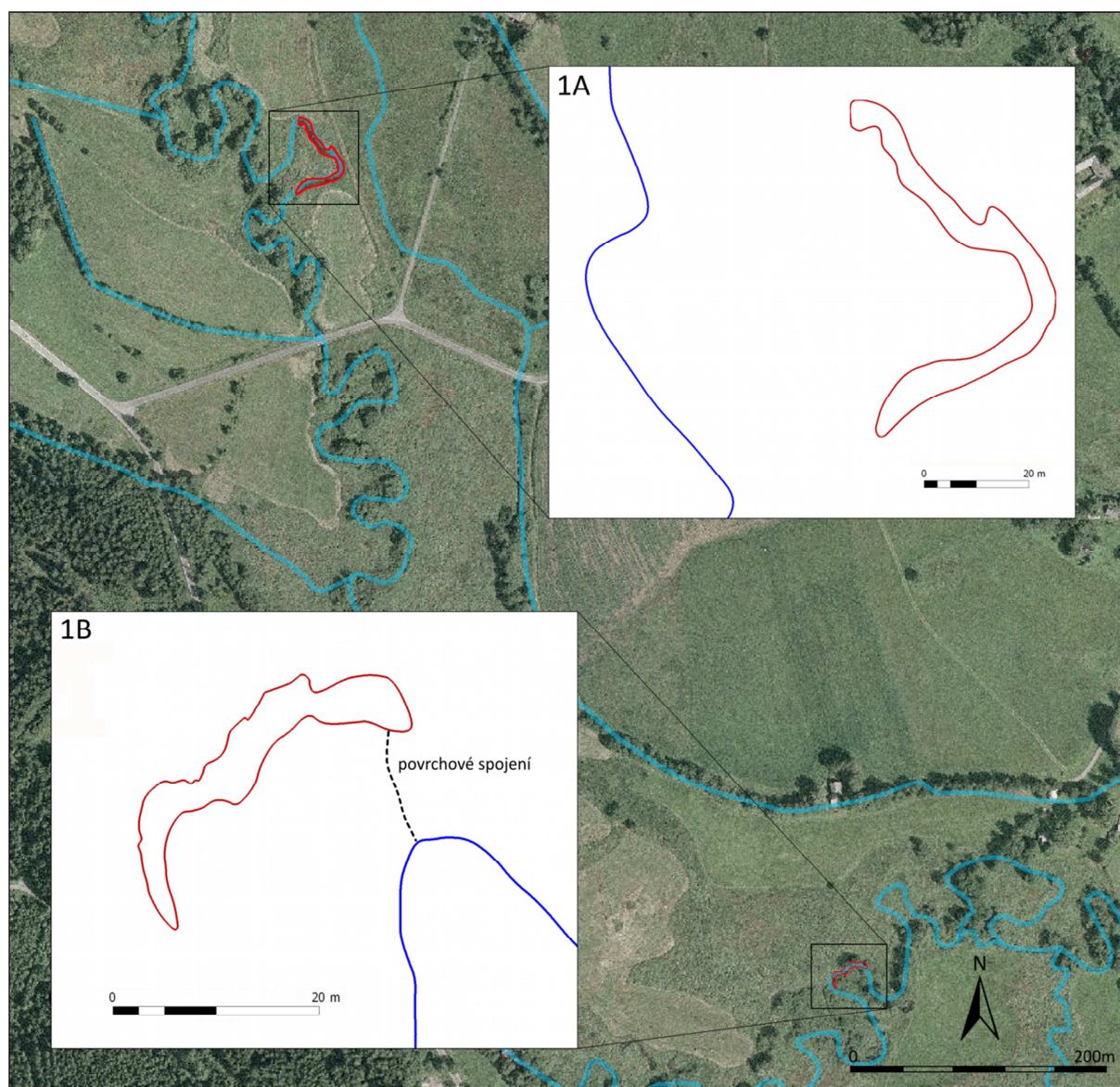
Průměrná roční teplota oblasti je 6 až 7 °C, průměrná lednová teplota se pohybuje mezi –3 až –4 °C, průměrná červencová teplota 15 až 16 °C. Průměrný roční úhrn srážek činí 700 až 800 mm (Atlas podnebí Česka 2007).

Potenciální přirozenou vegetací jsou acidofilní bučiny a jedliny. Horní tok řeky Svatky se nachází v CHKO a CHOPAV Žďárské vrchy. Je zařazeno do I. zóny odstupňované ochrany přírody. Území je v celé oblasti Žďárských vrchů ojedinělé, proto zde Správa CHKO Žďárské vrchy připravuje vyhlášení maloplošného chráněného území – přírodní památky.

Bezprostřední okolí obou jezer není hospodářsky využíváno. Jsou zde louky se společenstvy vysokých ostřic (DOLEŽALOVÁ a LYSÁK nepublikovaný rukopis) s chrasticí, které přechází ve vlhké pcháčové louky a tužebníková lada. V nivě jsou zachovány fragmenty údolních jasanovo olšových luhů a vrbín lemující vodní tok a mokřady. Oblast byla v době sledování jezer nepravidelně kosena v rámci dotací Programu péče o krajinu.

Fluviální jezero **Březiny** (Obr. 13) se nachází na pravém břehu řeky Svatky v říčním km 155. Má typický protáhlý obloukovitě zahnutý tvar. Břehy jsou bez stromů, jezero je tedy plně osluněno. Za normálních vodních stavů není propojeno s tokem řeky Svatky. Od řeky je v nejužším místě odděleno asi 10 m širokým agradačním valem porostlým křovinami vrb. Za normálních vodních stavů je velmi mělké (30 – 40 cm v nejhlubších částech). Jeho jezerní pánev je vyplněna jemným organickým sedimentem. Dno je porostlé vodním morem kanadským.

Fluviální jezero **Svatka II.** (Obr. 13) se nachází asi 1,5 km níže po toku rovněž na pravém břehu řeky Svatky. Za normálního vodního stavu s řekou komunikuje úzkou mělkou povrchovou sníženinou. Na břehu jezera se nachází vzrostlé olše, které ho částečně zastiňují. Dno jezera je ve východní části písčité, při povodních zde dochází k intenzivnímu proplachování. V západní části je pokryté jemným bahenním sedimentem s tlejícím listím. Zde dochází k největšímu zazemňování jezera. Dno je částečně pokryto vodním morem kanadským.



Obr. 13: Fluviální jezera v nivě horní Svatky. Detaily 1A (Březiny) a 1B (Svatka II.) zobrazují skutečnou pozici fluviálních jezer (červená linie) vůči mateřskému toku (modrá linie). (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)

V obou jezerech se alespoň po část roku v období od jarní nebo letní povodně po nástup anoxických podmínek by se mohly vyskytovat ryby. V tůních na jiném místě nivy byly odloveny pstruh obecný, střevele potoční a štika obecná (LEMBERK 2005)

5.4. VYBRANÉ SPOLEČNÉ CHARAKTERISTIKY JEZER

Zde jsou pro větší přehlednost společně představeny vybrané charakteristiky fluviálních jezer a to napojenost na tok, zastínění a přítomnost vodní makrovegetace, které zásadně ovlivňují fyzikální vlastnosti vody, její chemismus a oživení.

Fluviální jezera byla vybrána tak, aby se nacházela v blízkosti toku, ale aby se lišila ve stupni komunikace s tokem. Jezera spojená s tokem povrchovým kanálem nebo trubní propustí jsou označena jako napojená, jezera bez přímého spojení jako nenapojená (Tab. 5).

Zastínění nebylo měřeno sofistikovanými metodami. Odhad zastínění podle podílu obvodu břehu s vegetací vyšší než 2 m na celkovém obvodu jezera (srovnej s KYLBERGEROVÁ a kol. 2002) se rovněž ukázal jako nevhodný, protože například stejně zarostlé lokality na Labi a Lužnici se v oslunění díky rozdílné rozloze a především šířce jezer značně liší. Proto byla zvolena pouze škála se třemi stupni, kterou byla jezera ohodnocena. Zastíněné lokality jsou takové, které se celé nachází v lužním lese, osluněné lokality jsou zcela bez vegetace vyšší než 2 m a polozastíněné jsou všechny ostatní (Tab. 5).

Tab. 5: Spojení s tokem, zastínění, vodní makrofyta

lokality	napojenost na tok	zastínění	vodní makrofyta	
			pokryvnost [%]	svazy, asociace
Semín	nenapojené	polozastíněné	10	svaz <i>Nymphaeion albae</i> - asociace <i>Nupharo lutei</i> – <i>Nymphaetum albae</i> , svaz <i>Phragmition communis</i> - asociace <i>Phragmitetum communis</i>
Votoka	nenapojené	polozastíněné	30	
Kluk	napojené	zastíněné	20	
Vrt'	napojené	polozastíněné	15	
Halámky	nenapojené	polozastíněné	30	asociace <i>Callitricetum hammulatae</i> , <i>Nupharo lutei</i> – <i>Nymphaetum albae</i>
Dvory n. L.	napojené	polozastíněné	40	
Tušť	nenapojené	polozastíněné	50	asociace <i>Potametum natantis</i>
N. Suchdol	napojené	zastíněné	0	bez vegetace
Březiny	nenapojené	osluněné	50	svazy <i>Caricion rostrata</i> , <i>Phalaridion arundinaceae</i>
Svratka II.	napojené	polozastíněné	30	

Pokryvnost makrofytní vegetace se rok od roku mění zvláště v případě porostů stulíků a leknínů, proto byla pouze odhadnuta a vyjádřena jako procentuální podíl vodní plochy zarostlé makrofyty k celkové ploše. V tabulce jsou uvedeny nejvíce zastoupené svazy popřípadě asociace makrofytní vegetace. Ve všech vybraných fluviálních jezerech v Polabí se nachází makrofytní vegetace svazu *Nymphaeion albae* asociace *Nupharo lutei* – *Nymphaetum albae*. Původně výsepní břehy bývalých koryt s nižším sklonem jsou lemovány úzkým

pruhem vegetace svazu *Phragmition communis*. Rozsáhlejší porosty rákosu byly zaznamenány pouze v jezeru Votoka.

Ve fluviálních jezerech v nivě Horní Lužnice je s výjimkou lokality Nová Suchdol vyšší zastoupení vodní vegetace. V jezeru Tuš' rostliny prakticky vyplňují severní polovinu jezera. Jezero Dvory n. L. je ve střední trychtýřovité části bez vegetace, směrem do obou ramen vegetace s klesající hloubkou přibývá.

V jezerech na horní Svatce se nachází litorální vegetace svazů *Caricion rostratae* a *Phalaridion arundinaceae*. Dno je místy pokryto vodním morem kanadským (*Elodea canadensis*).

5.5. KRAJINNÝ POKRYV V OKOLÍ JEZER

Niva Labe se vyznačuje vysokým podílem orné půdy (Tab. 6) ve srovnání s průměrnou hodnotou rozlohy orné půdy v ČR, která v roce 2000 činila 39,1 % (Databáze LUCC, 2010). Největší podíl orné půdy se nachází v území vymezeném dle metodiky potenciálně ovlivňujícím jezero Votoka (76 %). Nejnižší podíl orné půdy (33 %) připadá na fluviální jezero Kluk, které je z větší části obklopeno lužním lesem (40 % plochy okolí). Vysoké zornění svědčí o výrazném zastoupení rostlinné výroby, která je jednou z příčin kontaminace povrchových vod především dusíkatými látkami a fosforem. Okolí odstaveného ramene Vrt' se využívá především pro pěstování zeleniny. V okolí ramen Votoka a Semín se pěstuje obilí, brambory, slunečnice a řepka.

V nivě Lužnice se orná půda vyskytuje minimálně. Zorněny jsou však terasy, které jsou rovněž zahrnuty do území, které potenciálně ovlivňuje jakost vody a vlastnosti vodního ekosystému jezer. Nejvyšší zastoupení orné půdy je v okolí jezera Dvory n. L. (33,5 %) a Nová Suchdol (31,8 %). Více než 35 % rozlohy vymezeného území tvoří louky a pastviny. Jezera Halámky a Tuš' se nachází v úseku nivy, která je pravidelně kosená a pasená. Louky a pastviny v okolí jezera Halámky zaujímají 60 % rozlohy. Je zde minimální podíl orné půdy (6 %).

Nejnižší podíl orné půdy se nachází v území vymezeném v okolí fluviálních jezer řeky Svatky. Jedná se o pouhá 2 % území, která jsou tvořena drobnými poli na říční terase. Téměř 75 % vymezeného území pokrývají louky a pastviny, které se nachází jak v nivě, tak na říční terase. Les se vyskytuje v obou případech pouze na říční terase, jedná se o jehličnaté porosty.

Tab. 6: Procentuální zastoupení kategorií krajinného pokryvu v okolí fluviálních jezer

lokalita	orná půda [%]	louka, pastvina [%]	les [%]	křoviny [%]	sad, zahrada [%]	vodní plocha [%]	urbánní plocha [%]	ostatní [%]
Vrt'	59,66	7,27	11,68	0,91	9,70	4,13	3,46	3,19
Kluk	33,92	18,64	40,06	0,51	1,92	3,38	0,94	0,62
Votoka	75,87	6,84	5,02	0,79	5,81	2,52	1,86	1,29
Semín	47,33	7,12	33,12	0,56	5,85	4,70	0,61	0,72
Halámky	5,97	60,16	22,21	0,49	5,49	2,99	1,89	0,80
Dvory n.L.	33,54	37,72	8,86	1,27	3,88	3,33	11,01	0,38
N. Suchdol	31,80	39,25	22,44	0,19	1,15	3,59	1,59	0,00
Tušť	5,24	45,10	38,22	0,97	3,33	5,11	1,25	0,78
Březiny	2,07	73,89	17,35	0,00	2,09	3,37	0,25	0,98
Svratka II.	2,22	73,92	19,14	0,00	1,85	2,58	0,28	0,00

Pozn: Kategorie „ostatní“ zahrnuje komunikace, produktovody, těžební tvary atd. (Zdroj dat: ZABAGED, ČUZK 2008)

5.6. VZNIK A STÁŘÍ JEZER

K objasnění vzniku a vývoje vybraných jezer byly využity mapy I., II. a III. vojenského mapování, archivní materiály podniku Povodí Hradec Králové a mapy pozemkového katastru.

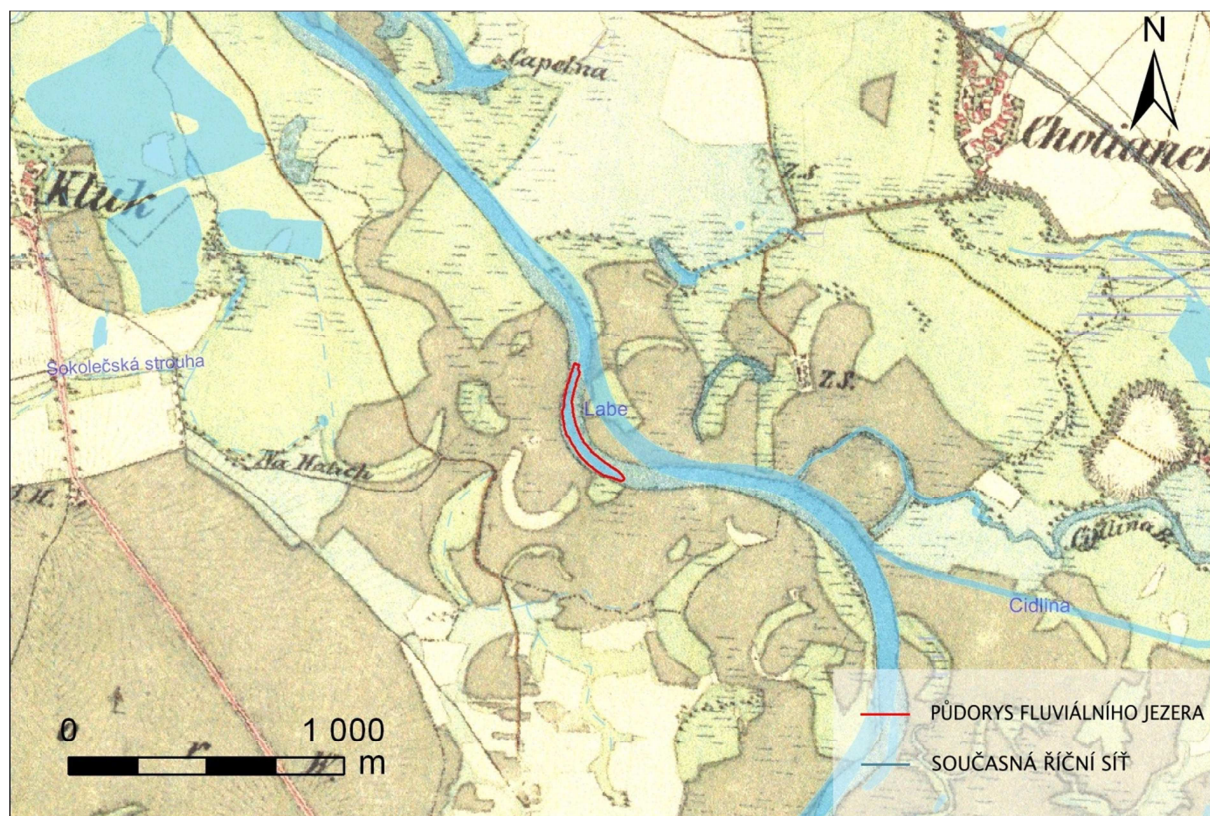
Vybraná sledovaná jezera na Labi vznikla umělým odstavením při regulaci Labe. Prakticky až do pol. 19. stol. bylo Labe nížinným tokem, který volně meandroval v nivě, měl přirozenou dynamiku a režim povodní, který umožňoval existenci živého nivního ekosystému (LOŽEK a kol. 2005).

K masivním úpravám koryta Labe došlo ve 2. pol. 19. stol. především kvůli lodní dopravě. Významným důvodem byla rovněž protipovodňová ochrana. Regulace byla značným zásahem do přirozeného koryta toku. Jednalo se o napřimování trasy koryta spojené s odstavováním meandrů, o zvětšení příčného profilu koryta toku z důvodu zvětšení jeho průtočné kapacity a vytvoření podmínek pro lodní dopravu, opevňování břehů aj. Vytvořením plavebních stupňů a zásahem do hloubek koryta došlo místy k výrazné hloubkové erozi. V současné době je již koryto stabilizováno (GABRIEL 2002), ale např. u jezera Votoka je rozdíl hladin řeky a jezera až 2,0 m, u jezera Semín 2,75 m. Antropogenní zásahy do morfologie původního koryta Labe vedly k jeho zkrácení na území Čech přibližně o 55 km (ŠINDLAR a kol. 1992). Splavněním a regulací výrazně poklesla dynamika toku, což vedlo k utlumení přirozené funkce nivního ekosystému (LOŽEK a kol. 2005).

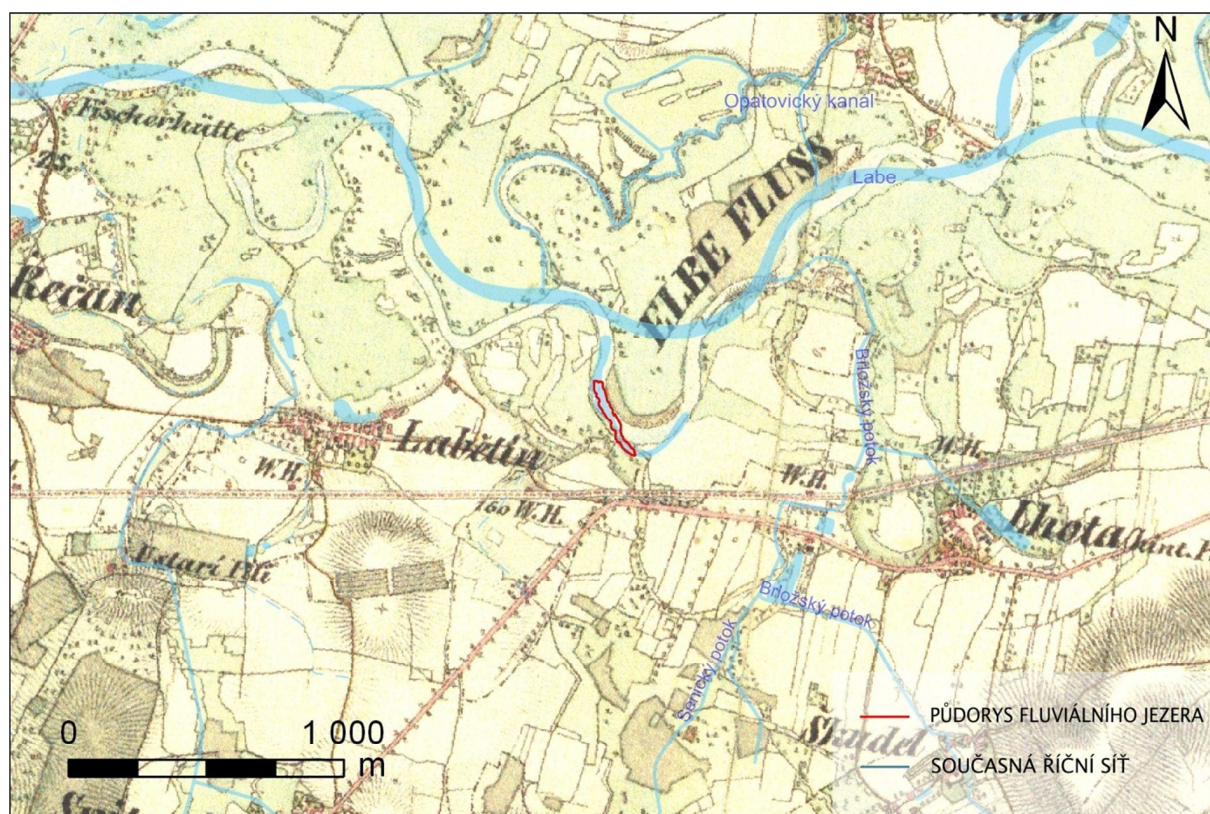
Ze sledovaných jezer vzniklo nejdříve jezero Kluk u Poděbrad. Na mapách II. i III. vojenského mapování je jezero ještě součástí koryta řeky Labe (Obr. 14). Archivní materiály dokládají, že jezero vzniklo mezi roky 1914 a 1918, kdy byla úprava toku Labe u Poděbrad

realizována (archivní materiály Povodí Labe v Hradci Králové). Labe však bylo v tomto úseku upravováno již dříve. Pozůstatkem je opevnění nárazového břehu dřívějšího meandru nyní jezera Kluk rovnanou kamennou zídou.

Lokality Votoka (Obr. 15), Semín a Vrt' jsou na mapách II. a III. vojenského mapování rovněž protékány koryty řeky Labe. Labské meandry Votoka a Semín byly odstaveny v průběhu regulačních prací prováděných okolo roku 1930 (archivní materiály Povodí Labe v Hradci Králové). Fluviální jezero Vrt' vzniklo pravděpodobně až okolo roku 1940. Původně bylo propojené s řekou Labe. V 50. letech 20. stol. bylo od Labe odděleno kvůli vysoké kontaminaci tehdy velmi silně znečištěnou labskou vodou. Začalo se však velmi rychle zanášet, proto byl v 1. polovině 90. let 20. století kanál spojující jezero s řekou obnoven.



Obr. 14: Jezero Kluk na mapě II. vojenského mapování. V letech 1836 až 1852 bylo jezero ještě součástí vodního toku. (Zdroj dat: CENIA © Geolab, MO ČR, vlastní měření)



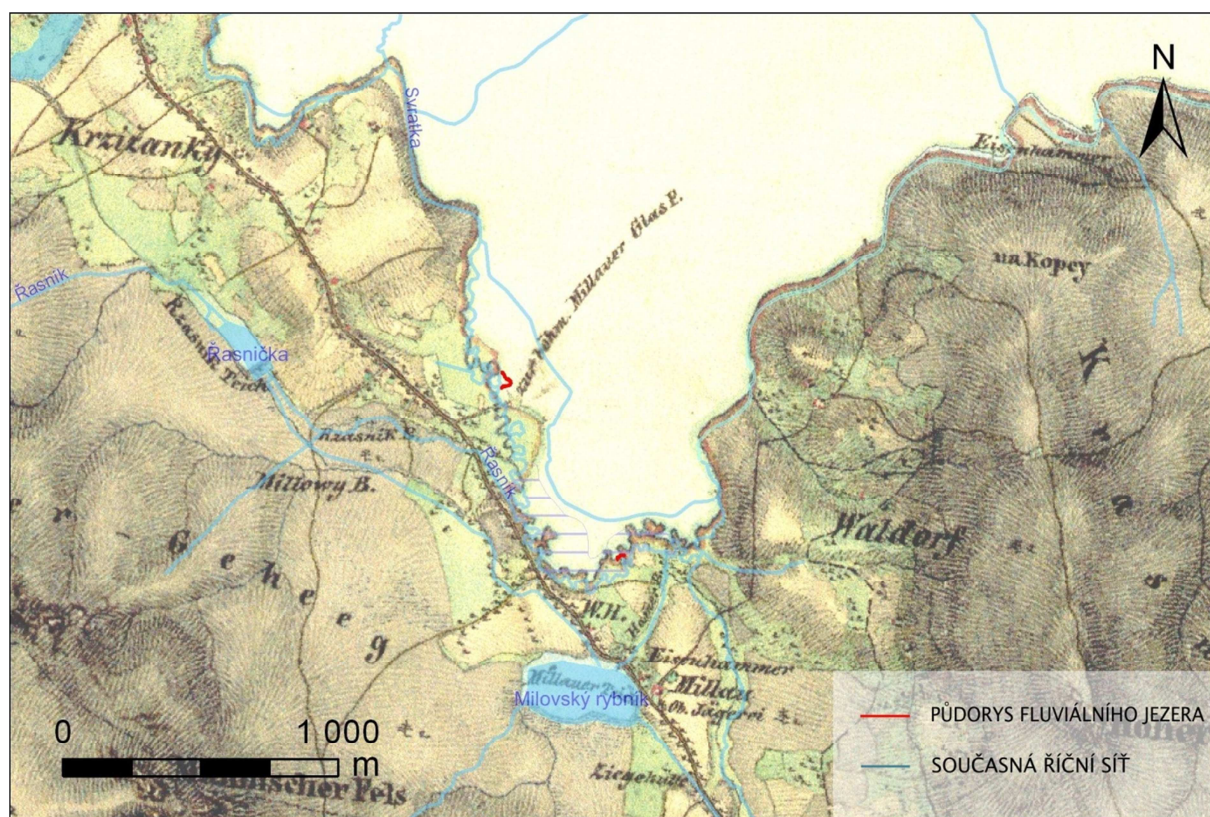
Obr. 15: Jezero Votoka na mapě II. vojenského mapování. Současná vodní hladina jezera Votoka dosahuje třetinové velikosti původního meandru. Jezero je ve visuté poloze nad současnou hladinou řeky. (Zdroj dat: CENIA © Geolab, MO ČR, vlastní měření)

Jezera Horní Lužnice i horní Svratky vznikla ve velké většině přirozenou fluviální činností řeky. Jedná se o drobné vodní plochy, které nejsou na generalizovaných mapách malého měřítka vyznačeny. Rovněž průběh koryta řek Svratky a Lužnice je na mapách generalizován. Území povodí Lužnice nad Suchdolem nad Lužnicí v době vojenských mapování nepařilo k českým zemím, mapy proto nejsou dostupné. V území řeky Svratky rovněž nelze využít mapy vojenského mapování vzhledem k jejich generalizaci (Obr. 16). Nejpodrobnějšími mapovými podklady jsou mapy pozemkového katastru (PK).

Fluviální jezero Dvory je v letech 1826 až 1843, kdy probíhalo v Čechách mapování stabilního katastru, ještě součástí koryta vodního toku. Jezera Halámky a Tuš' byla pravděpodobně v těchto letech již od řeky oddělena. V místě trychtýřovité části jezera Halámky je vymezena samostatná parcela s mapovou značkou neplodná půda, pravděpodobně zde tedy byla nevyužitelná mokřina. Tok Lužnice v době mapování tekla ve větší vzdálenosti od jezera než dnes. Jezero Tuš' bylo součástí většího meandru, ze kterého tvoří jezero Tuš' přibližně čtvrtinu plochy. Zbývající části meandru lze identifikovat podle vegetace. Jižně od

Suchdola v místě výskytu jezera Nová Suchdol byla řeka uměle napřímena. Poloha současného jezera však neodpovídá hranicím pozemků zakresleným v PK.

Jezero Svatka II. je na mapách PK z roku 1836 ještě součástí vodního toku. Meandry níže po toku jsou však již v této době odříznuty. Jezero Březiny je součástí vodního toku ještě v roce 1907. Na mapě 1:25 000 z roku 1952 není jezero ani meandr toku zaznamenán. Znamenalo by to, že k oddělení jezera došlo mezi roky 1907 až 1952. Tomu odpovídá i značné zazemnění jezera. Při značné dynamice toku Svatky, při častých povodních, kdy tato lokalita stojí stranou hlavního proudu a usazuje se v ní jemný materiál, lze však připustit i to, že jezero vzniklo v nedávné době a zazemnilo se na dnešní úroveň.



Obr. 16: Horní Svatka na mapách II. vojenského mapování. Zákruty a meandry řeky Svatky jsou na mapách vojenského mapování generalizovány. Navíc přímo řekou Svatkou vedla v době mapování hranice mezi Čechami a Moravou. Mapování obou zemí probíhalo odděleně. Mapová díla se tedy v místech řeky Svatky zcela nekryjí. Půdorysy jezer byly pro představu zakresleny do mapy Moravy. (Zdroj dat: CENIA © Geolab, VUV TGM, vlastní měření)

6. VÝSLEDKY

6.1. MORFOMETRICKÉ CHARAKTERISTIKY FLUVIÁLNÍCH JEZER

6.1.1. Fluviální jezera v Polabí

Všechna vybraná polabská fluviální jezera můžeme zařadit mezi menší ve srovnání např. s jezery Obříství – 11 ha (ŠNAJDR 2002), Doleháj – 7,75 ha (CHALUPOVÁ 2003) nebo Libišskou tůň – 9,87 ha (TUREK 2004). Typická je pro ně malá hloubka. Nejhlubší ze sledovaných jezer je Kluk s maximální hloubkou 2,3 m. Jeho střední hloubka činí 1,1 m, relativní hloubka 1,52 %. Při pohledu na batymetrickou mapu fluviálního jezera (Příloha 1) je zřejmé, že jezero má velký sklon dna. Nejhlubší místo jezera je mírně posunuto k výsepnímu břehu v jihozápadní části. Rozsáhlejší mělké partie se nachází v jeho severní části, v místě nejbližší řeky, kde dochází k intenzivní sedimentaci při zvýšených vodních stavech. Batymetrická křivka jezera Kluk je velmi vyrovnaná (Obr. 17).

Tab. 7: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer středního Polabí

parametr/lokality	Semín	Votoka	Kluk	Vrt'
plocha jezera (P)	43360 m ²	8531 m ²	18087 m ²	25950 m ²
objem jezera (V)	30700 m ³	2814 m ³	19 846 m ³	14556 m ³
obvod - délka břehové linie (O)	1970 m	702 m	1081 m	1778 m
délka jezera (L)	925 m	314 m	516 m	821 m
maximální šířka (B _{max})	67 m	37 m	46 m	61 m
průměrná šířka (B _{prům})	47 m	27 m	35 m	32 m
stupeň členitosti břeh. linie (R)	2,67	2,14	2,27	3,11
maximální hloubka (h _{max})	1,5 m	1,0 m	2,3 m	1,6 m
střední hloubka (h _s)	0,71 m	0,33 m	1,1 m	0,56 m
hloubkový koeficient (K)	0,47	0,33	0,48	0,35
relativní hloubka (h _r) - %	0,64	0,96	1,52	0,88

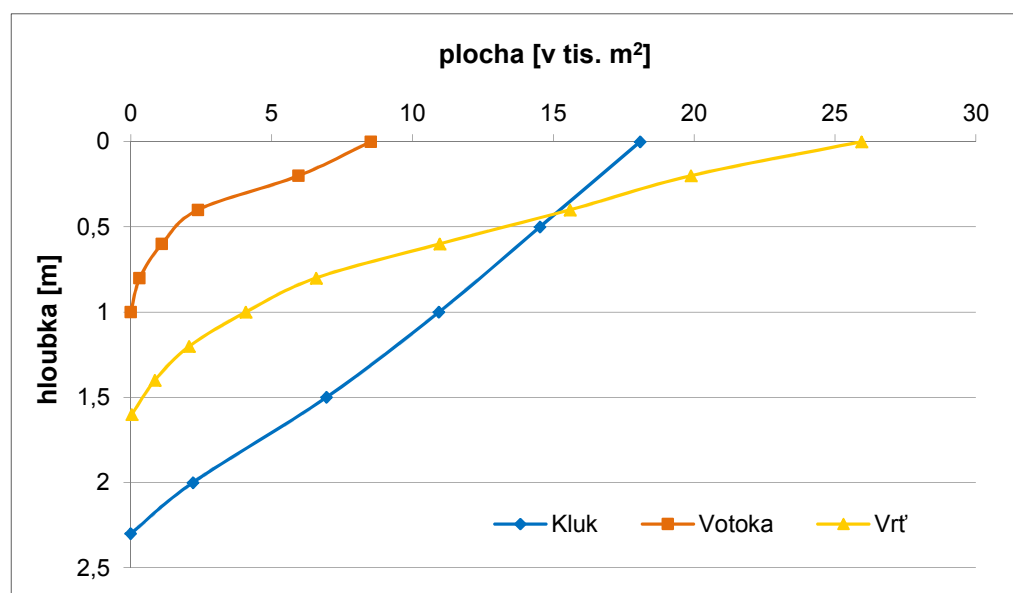
Pozn: Batymetrická měření byla prováděna při následujících nadmořských výškách hladin: Votoka – 203,62 m n. m., Semín – 205,23 m n. m., Vrt' – 174,97 m n. m., Kluk – 186,6 m n. m.

Naopak nejmělkším jezerem, kde střední hloubka má hodnotu pouze 0,33 m, je jezero Votoka (Příloha 1, Tab. 7). Voda v jezeru se udržuje pouze v nejhlubší partii bývalého koryta Labe. Jezero má díky tomu většinou pozvolný břeh, přecházející v západní části pozvolna v litorál. Větší hloubky se nachází pouze v jihovýchodní části jezera. Hloubkový stupeň 0 – 0,4 m zabírá 72 % z celkové vodní plochy, což vyplývá i z batymetrické křivky jezera (Obr. 17). V jarním období, kdy se jezero plní povrchovou vodou z drenáží, se zvyšuje hladina jezera až o 1,5 m a jezero získává obvyklé parametry asymetrické jezerní pánve

s prudkými svahy výsepního břehu a pozvolnějsími svahy jesepního břehu. V letním období se hladina jezera opět snižuje. Nejrychlejší zazemňování probíhá v severozápadní části jezera díky rychlému růstu a odumírání vegetace.

Podle batymetrické mapy jezera Vrt' (Příloha 1) je maximální hloubka vody ve střední rozšířené části jezera. Zazemňování je patrné v obou koncích jezera. V západní části v blízkosti kanálu propojujícím jezero s řekou Labe dochází k intenzivnímu usazování sedimentů při zvýšených vodních stavech. Ve východní části se jezero zazemňuje díky rychlému nárůstu a odumírání vegetace, především rákosu obecného.

Jezero Semín je z vybraných jezer plošně největší a zadržuje největší objem vody. Nejhlubší část je situována do nejužšího místa jezera. Má poměrně strmé břehy. K největšímu zazemňování dochází v části jezera nejbližší řece, ve které byl před 12 lety částečně odtěžen sediment z důvodu zvýšení hloubky jezera.



Obr. 17: Batymetrické křivky fluviálních jezer Kluk, Votoka a Vrt' v Polabí

6.1.2. Fluviální jezera Horní Lužnice

Podle plochy se jedná o fluviální jezera středně velká, v případě jezer Dvory n. L. velká jezera (srovnej např. s KYLBERGEROVÁ a kol. 2002, kde je uvedena průměrná plocha 29 vybraných tůní Horní Lužnice 973 m²).

Plošně největším fluviálním jezerem je slepé rameno Dvory n. L. (3542 m²). Je zde rovněž akumulován největší objem vody (1896 m³). Z batymetrické mapy vyplývá, že nejhlubší místo jezera (1,45 m) se nachází v jeho střední části v ohybu (Příloha 1). Nejmělčí partie jsou na obou koncích slepého ramene, kde dochází k intenzivnímu zarůstání mokřadní

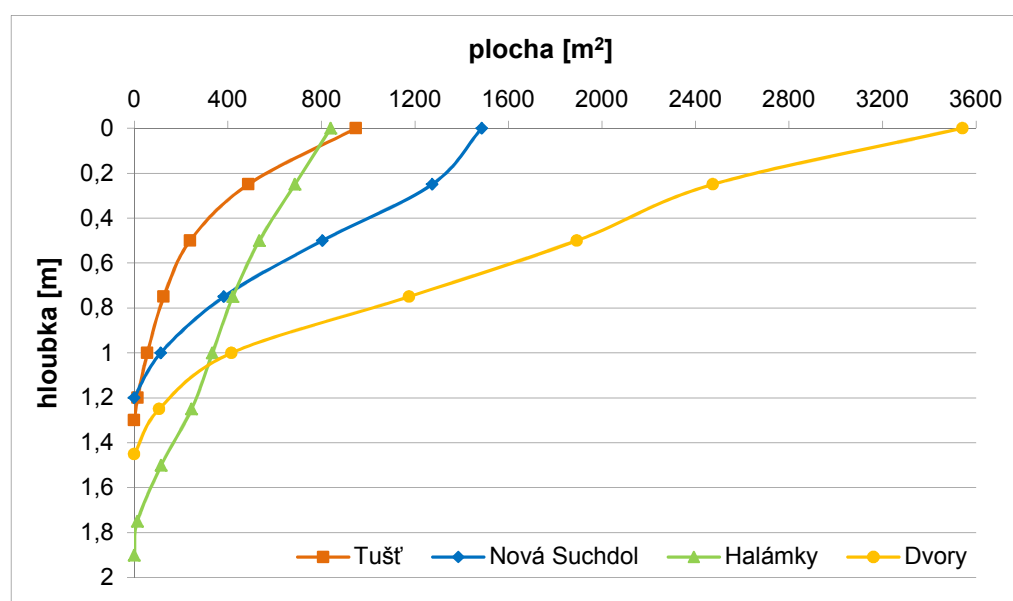
vegetací. Díky rozsáhlým mělkým partiím má jezero střední hloubku pouhých 0,5 m a relativní hloubku 2,16 %.

Druhým plošně největším fluviálním jezerem je Nová Suchdol (Tab. 8). Jedná se o jezerní pánev, která má ve střední části strmé břehy. To dokazuje i batymetrická křivka jezera, která je v hloubce 0 až 0,25 m strmější než její ostatní části (Obr. 18). Hloubkový stupeň 0 – 0,25 m tvoří pouze necelých 16 % celkové plochy jezera. Dosahuje maximální hloubky 1,2 m. Jeho střední hloubka je však ve srovnání s jezerem Dvory n. L. díky strmým břehům vyšší (0,58 m), relativní hloubka dosahuje 2,76 %.

Tab. 8: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer Horní Lužnice

parametr	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol
plocha jezera (P)	886 m ²	3 542 m ²	948 m ²	1486 m ²
objem jezera (V)	676 m ³	1896 m ³	326 m ³	862 m ³
obvod - délka břehové linie (O)	197 m	526 m	239 m	330 m
délka jezera (L)	75 m	269 m	109 m	144 m
maximální šířka (B _{max})	24,4 m	40,0 m	14,2 m	17,5 m
průměrná šířka (B _{prům})	11,8 m	14,6 m	8,7 m	12 m
stupeň členitosti břeh. linie (R)	1,87	2,49	2,19	2,41
maximální hloubka (h _{max})	1,9 m	1,45 m	1,3 m	1,2 m
střední hloubka (h _s)	0,8 m	0,5 m	0,34 m	0,58 m
hloubkový koeficient (K)	0,42	0,34	0,26	0,48
relativní hloubka (h _r) - %	5,66	2,16	3,74	2,76

Pozn: Batymetrická měření byla prováděna při následujících nadmořských výškách hladin: Nová Suchdol – 447,98 m n. m., Tušť – 453,25 m n. m., Dvory n. L. – 453,55 m n. m., Halámky – 456,78 m n. m., průtok vody v Lužnici v profilu Pilař 3,9 m³·s⁻¹.



Obr. 18: Batymetrické křivky vybraných fluviálních jezer nivy Horní Lužnice

Nejhlubším ze sledovaných je mrtvé rameno Halámky. Maximální hloubky dosahuje v trychtýřovité části jezerní pánve a to 1,9 m (batymetrická mapa v Příloze 1). Má největší střední hloubku ze sledovaných jezer (0,8 m) a rovněž nejvyšší relativní hloubku (5,66 %). Přestože je menší než jezero Tuš', zadržuje dvojnásobné množství vody (676 m³). Jeho batymetrická křivka je vyrovnaná.

Jezero Tuš' má nejmenší střední hloubku (0,34 m). Při své ploše 948 m² akumuluje pouze 326 m³ vody. Ve srovnání s jezerem Nová Suchdol zaujímá hloubkový stupeň 0 – 0,25 m téměř 50 % z celé plochy jezera.

6.1.3. Fluviální jezera Svratky u Milov

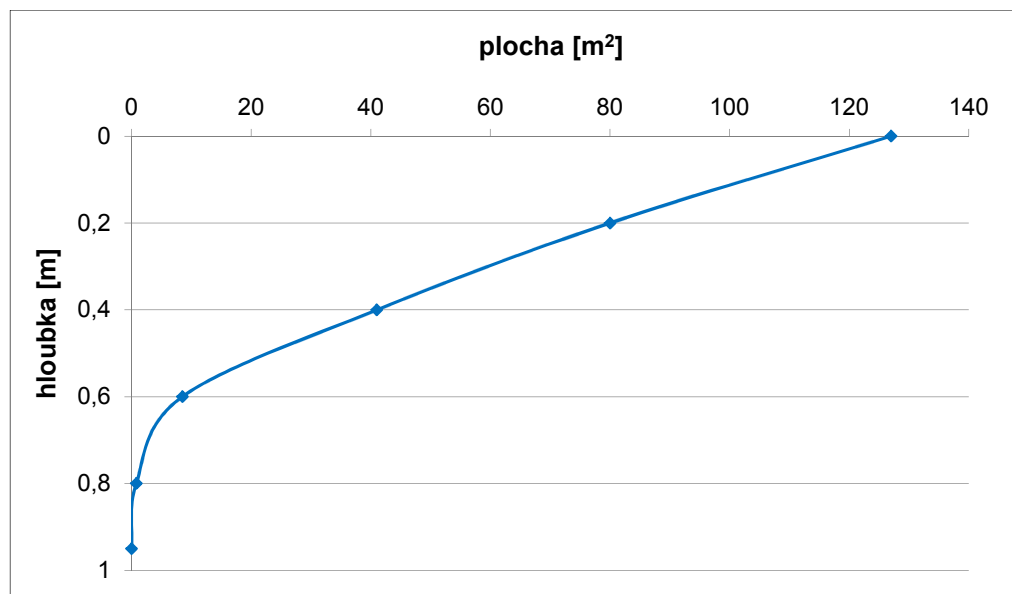
Půdorysná a batymetrická měření vybraných jezer na horní Svratce byla provedena v podzimním období roku 2005. Byla prováděna při průtoku 0,450 m³·s⁻¹ v řece Svratce na profilu Borovnice, což je stav nižší než dlouhodobý průměrný průtok (1,515 m³·s⁻¹).

Jezerá horní Svratky jsou nejmenší ze všech sledovaných lokalit, což odpovídá velikosti erozní a akumulační schopnosti toku, jehož činností vznikla. Rameno Svratka II. má maximální hloubku 0,95 m ve východní části v trychtýřovité prohlubni (batymetrická mapa v Příloze 1). Jeho střední hloubka je malá – 0,3 m, relativní hloubka však dosahuje 7,47 %. Z batymetrické křivky vyplývá, že hloubkový stupeň 0,6 – 0,8 m je plošně nejméně rozsáhlý. Zaujímá 7 % plochy jezera, zatímco hloubkový stupeň 0 – 0,2 m tvoří 37 % celkové výměry jezera (Obr. 19).

Tab. 9: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer Svratky u Milov

parametr	Březiny	Svratka II.
plocha jezera (P)	444 m ²	127 m ²
objem jezera (V)	66 m ³ (odhad)	36,5 m ³
obvod - délka břehové linie (O)	208,1 m	90,5 m
délka jezera (L)	97 m	41 m
maximální šířka (B_{max})	8 m	4,4 m
průměrná šířka (B_{prům})	4,6 m	3,1 m
stupeň členitosti břeh. liniie (R)	2,79	2,27
maximální hloubka (h_{max})	0,35 m	0,95 m
střední hloubka (h_s)	n	0,3 m
hloubkový koeficient (K)	n	0,29
relativní hloubka (h_r) - %	1,47	7,47

Pozn: n – nelze vypočítat bez přesného údaje o objemu. Batymetrická měření byla prováděna při následujících nadmořských výškách hladin: Březiny – 590,14 m n. m., Svratka II. – 587,19 m n. m.



Obr. 19: Batymetrická křivka jezera Svratka II.

Fluviální jezero Březiny je plošně mnohem rozsáhlejší ale velmi mělké. Jeho maximální hloubka byla změřena 0,35 m. Protože pohyb na lodi v tak malé hloubce je problematický, nebyly body s hloubkami zaměřovány na odrazný hranol. Bylo provedeno pouze několik hloubkových sond ze břehu. Lze tak přibližně odhadnout střední hloubku na 0,15 m a následně vypočítat objem akumulované vody na cca 66 m³. Batymetrická mapa nemohla být vytvořena.

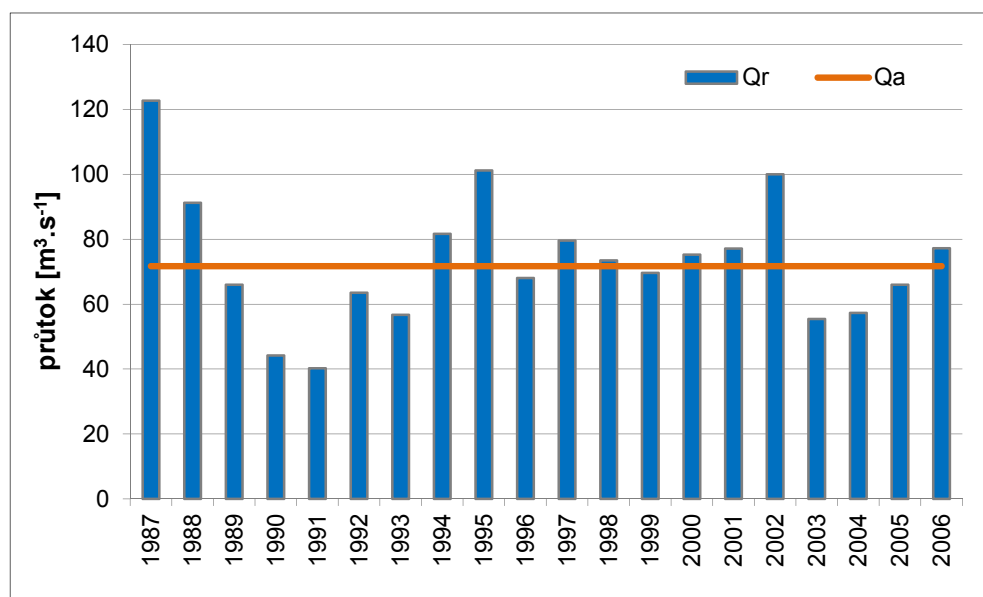
6.2. HYDROLOGICKÝ REŽIM

6.2.1. Vliv hydrologického režimu Labe na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer

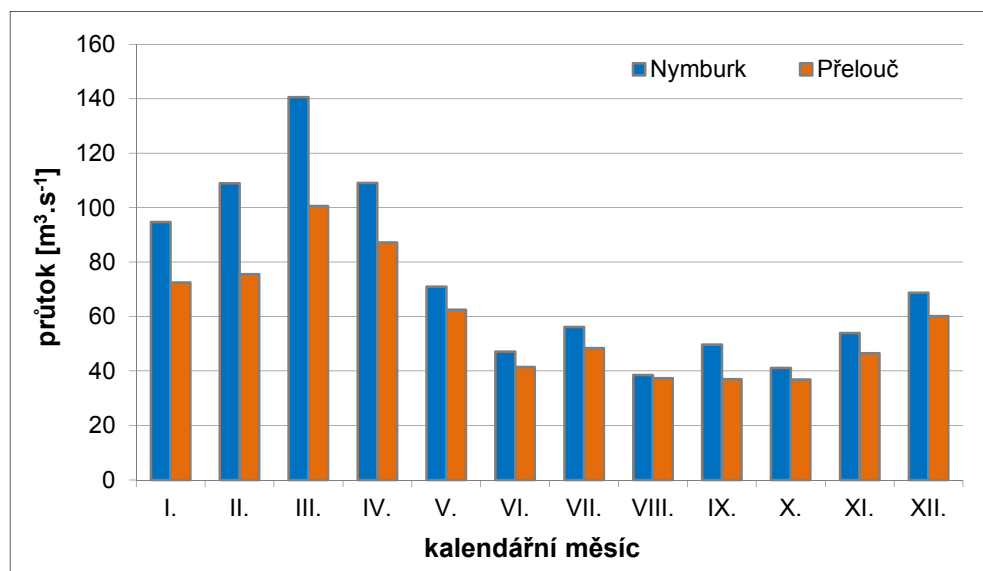
Hydrologický režim na jezerech Vrt' a Kluk byl srovnáván s režimem řeky Labe v profilu Nymburk, kde dlouhodobý průměrný průtok řeky Labe činí 71,76 m³·s⁻¹. Z grafu dlouhodobých měsíčních průtoků v profilu Nymburk (Obr. 21) vyplývá, že největších průtoků je na Labi dosahováno na jaře (s maximem v březnu), nejnižších průtoků ke konci léta a začátkem podzimu. To souvisí jednak s nízkými úhrny srážek v tomto období, jednak s výparem vody a odběrem vegetací.

K povodňovým situacím dochází nejčastěji na jaře nebo v zimě (Obr. 22). Jarní a zimní povodně jsou podmíněny především táním sněhu spojeným s dešťovými srážkami. Výjimečné nejsou ani letní povodně, které jsou nejčastěji způsobeny mimořádně intenzivními srážkami. Tyto povodně se svým průběhem liší od jarních kratší dobou trvání a celkově menším objemem povodňové vlny. Minimálních průtoků je na Labi dosahováno nejčastěji v letním

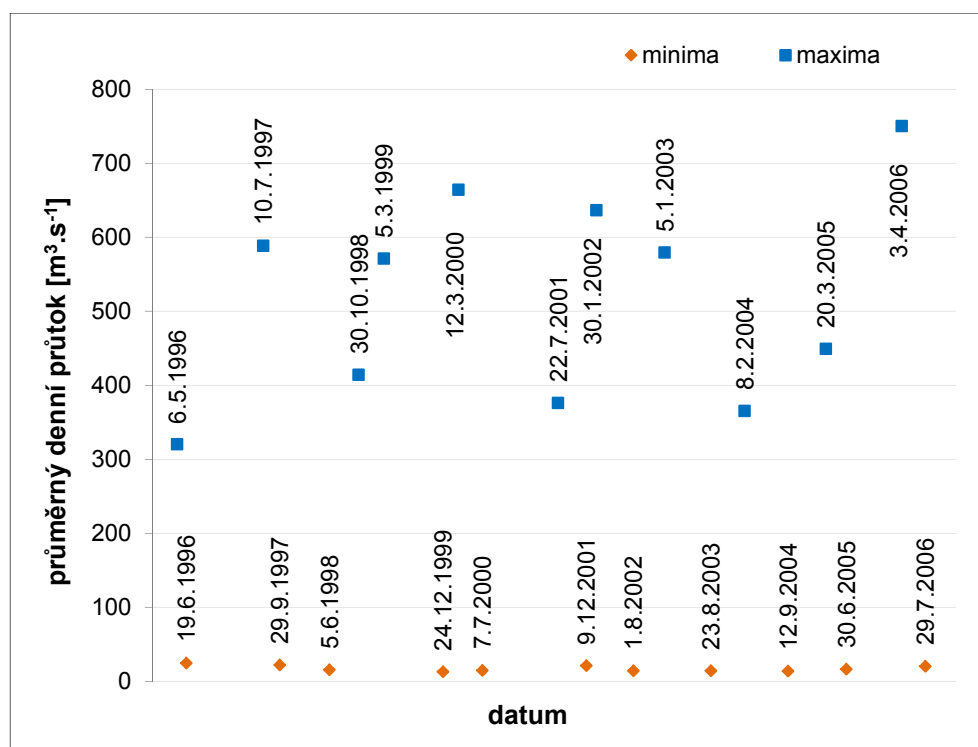
období (Obr. 22). Absolutní minimum průtoku v profilu Nymburk za posledních 10 let však bylo dosaženo v zimě (24. 12. 1999).



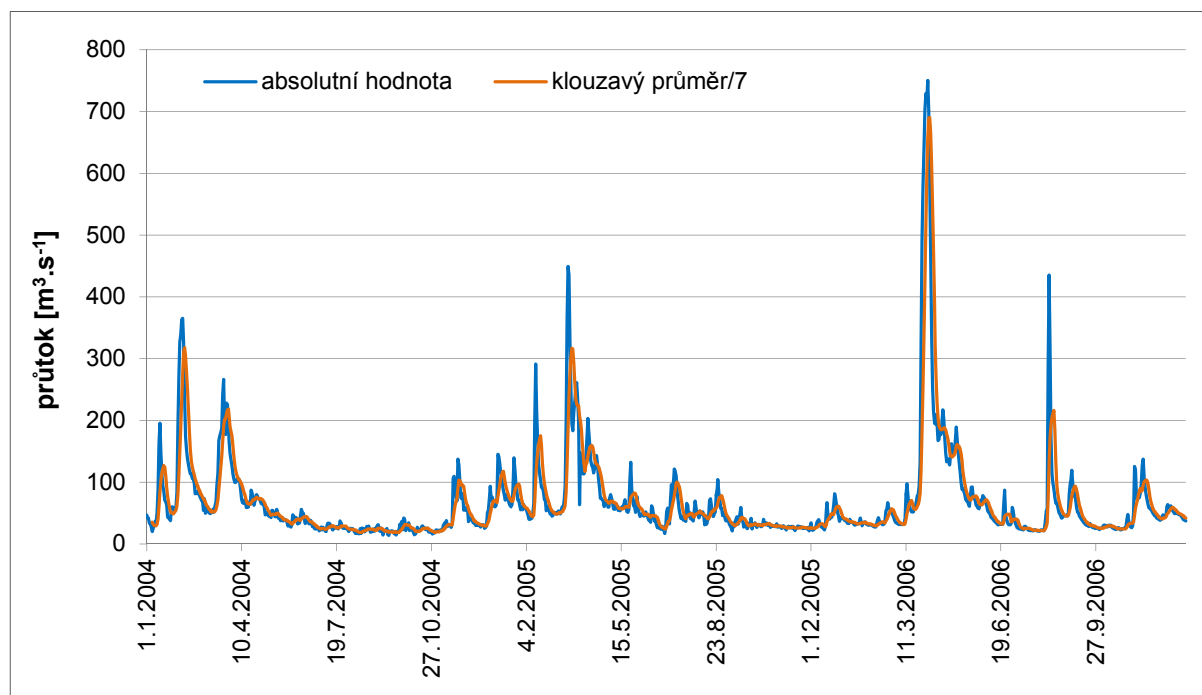
Obr. 20: Průměrný roční průtok v profilu Nymburk na Labi v letech 1987 – 2006. V letech 2004 a 2005 se průměrný roční průtok (Qr) pohyboval pod dlouhodobým ročním průtokem (Qa) a v roce 2006 mírně nad Qa. (Zdroj dat: ČHMÚ)



Obr. 21: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilech Nymburk a Přelouč na Labi v letech 1987 – 2006. (Zdroj dat: ČHMÚ)



Obr. 22: Maximální a minimální hodnoty průtoků v profilu Nymburk na Labi dosažené v období let 1996 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)

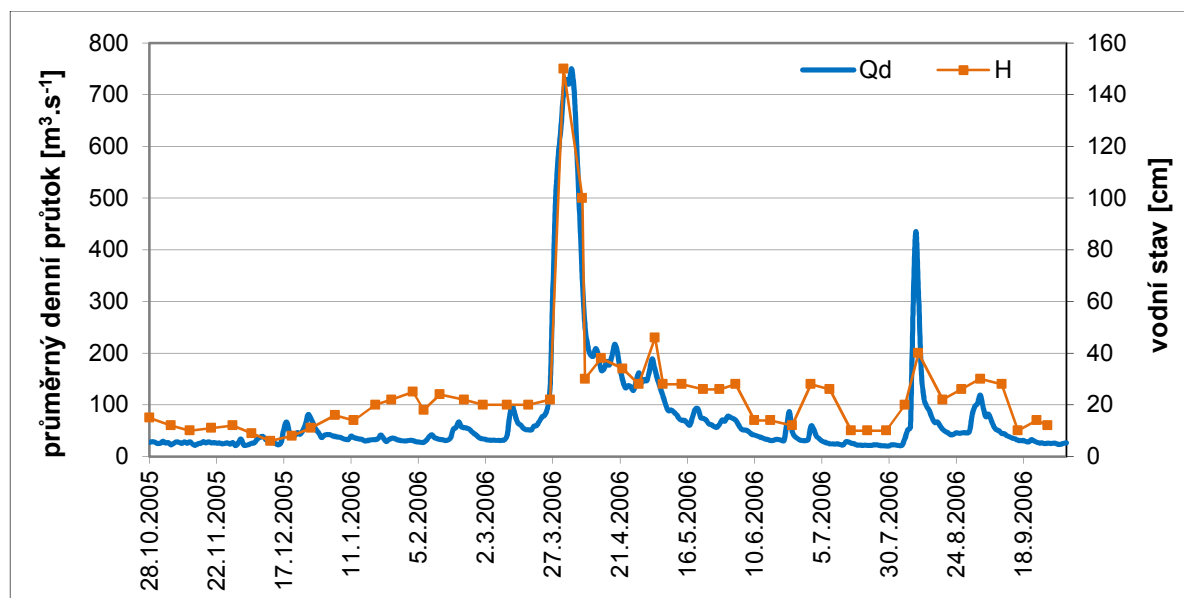


Obr. 23: Průměrné denní průtoky v profilu Nymburk na Labi v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)

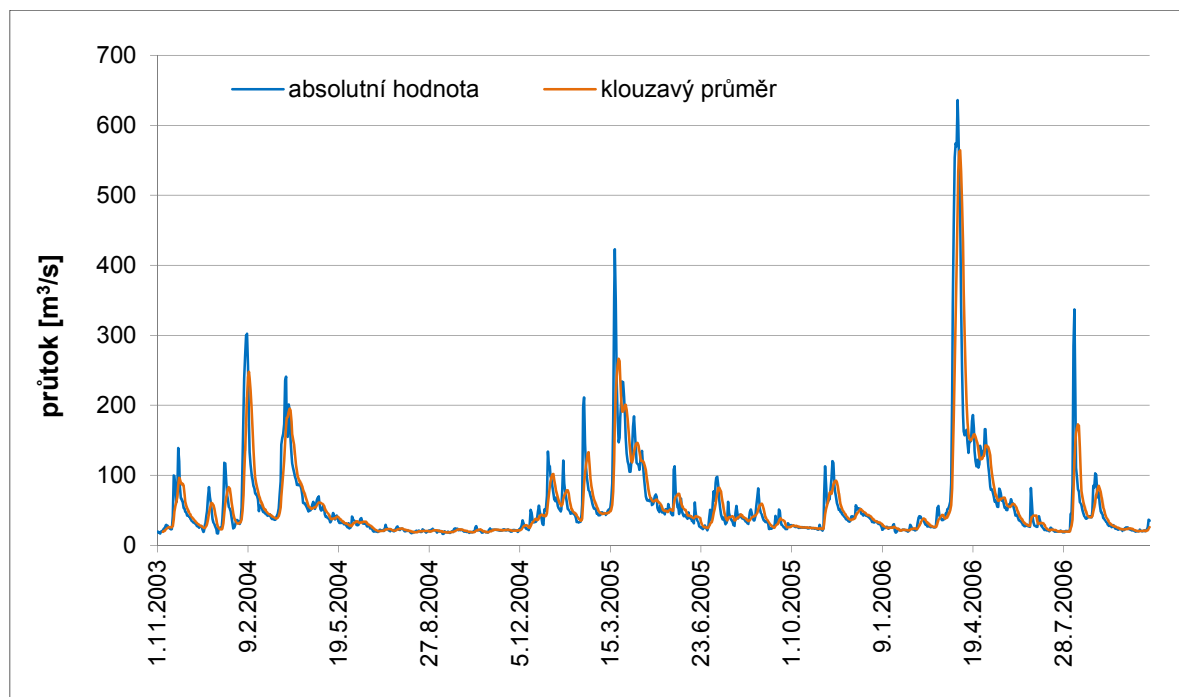
Z grafu průměrných denních průtoků (Obr. 23) je patrné, že ve sledovaném období se průtoky nevymykaly obvyklému režimu. Můžeme zaznamenat tři období zvýšených průtoků, a to vždy na jaře. Dne 3. 4. 2006 byl zaznamenán nejvyšší dosažený průměrný denní průtok

za posledních 10 let ($750 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Tato povodeň byla mimořádná i co do objemu odtoké vody a velmi dlouho odeznívala. U jezera Kluk došlo k uložení velkého množství sedimentu v místech kontaktu s řekou. Zde se jezero nejvíce zazemňuje. V létě 2006 byla zaznamenána letní povodeň, která však byla co do trvání velmi krátká.

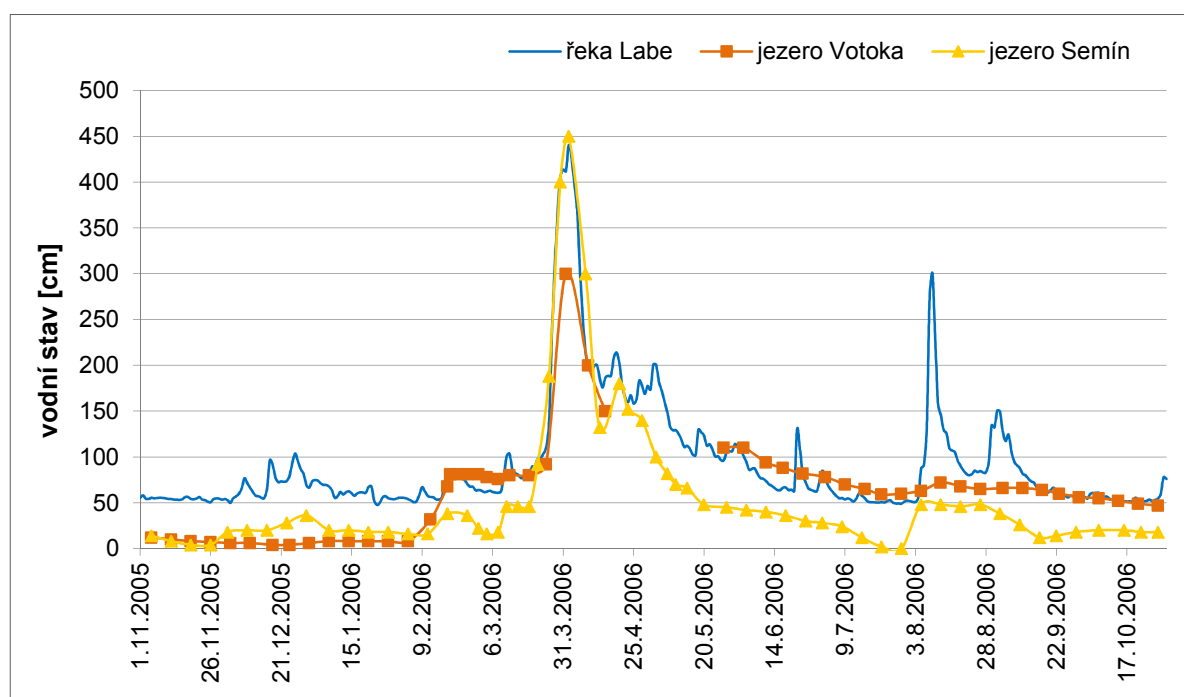
Odstavená ramena Vrt' a Kluk jsou přímo spojena s řekou Labe. Veškeré výkyvy vodní hladiny v řece se projevují i v kolísání hladiny vody v jezerech. Vodočet byl nainstalován v jezeru Vrt'. Na jezeru Kluk odečítání vodního stavu z důvodu odlehlosti lokality od civilizace prováděno nebylo. Průměrný denní průtok na Labi i výška vodní hladiny v jezeru Vrt' mají velmi podobný průběh (Obr. 24). Nejnižší stav vodní hladiny (174,87 m n. m.) v hydrologickém roce 2005/2006 byl zaznamenán 12. 12. 2005. Vyjma povodní hladina nepřesáhla výšku 175,27 m n. m. Amplituda kolísání hladiny při běžných vodních stavech tedy činila 40 cm. Při povodni v jarním období roku 2006 se hladina jezer Vrt' (i Kluk) podle pozorování zbytků trav a plastů zachycených ve větvích okolních stromů zvýšila o 100 – 125 cm nad obvyklou hladinu. Díky přímému spojení s řekou hladina vody poměrně rychle opadla. V obou jezerech dále dochází ke kolísání vodní hladiny vlivem manipulace na jezích v Přerově nad Labem (jezero Vrt') a Poděbradech (jezero Kluk). Tento náhlý výkyv může u jezera Vrt' dosáhnout 20 – 30 cm (ústní sdělení, vlastní pozorování).



Obr. 24: Průměrné denní průtoky v profilu Nymburk a výšky vodního stavu jezera Vrt' v období 28. 10. 2005 až 4. 10. 2006. Nadmořská výška nuly vodočtu ve fluviálním jezeru je 174,81 m n. m. (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)



Obr. 25: Průměrné denní průtoky v profilu Přebouč na Labi v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)



Obr. 26: Průměrné denní vodní stavy v profilu Přebouč na řece Labi a okamžité vodní stavy na jezeru Semín a Votoka v období 5. 11. 2005 až 28. 10. 2006. Výška nuly vodočtu na profilu Přebouč je 204,57 m n. m., na jezeru Semín 205,03 m n. m a Votoka 202,53 m n. m. (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)

Při hodnocení vodních stavů jezer Votoka a Semín, která za normálních průtoků s řekou Labe povrchovým spojením nekomunikují, byla využita data z profilu Přelouč. Labe má v tomto místě dlouhodobý průměrný průtok $56,38 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Režim průtoků je srovnatelný s profilem Nymburk. Největšího dlouhodobého měsíčního průtoků je opět dosahováno v březnu. Nejnižší dlouhodobý měsíční průtok je posunut do října. Byla zde zaznamenána menší amplituda mezi dlouhodobými měsíčními průtoky než v profilu Nymburk (Obr. 21).

Chod průměrných denních průtoků je v profilu Přelouč podobný jako v profilu Nymburk (Obr. 25). Opět můžeme během sledovaného období zachytit tři periody s vysokými vodními stavy. Pouze na jaře roku 2006 voda zalila i rozsáhlé okolní pozemky a jezera Votoka a Semín byla spojena s řekou. Byla to mimořádná událost, která ovlivnila jak chemické a fyzikální vlastnosti vody tak biologické oživení jezer.

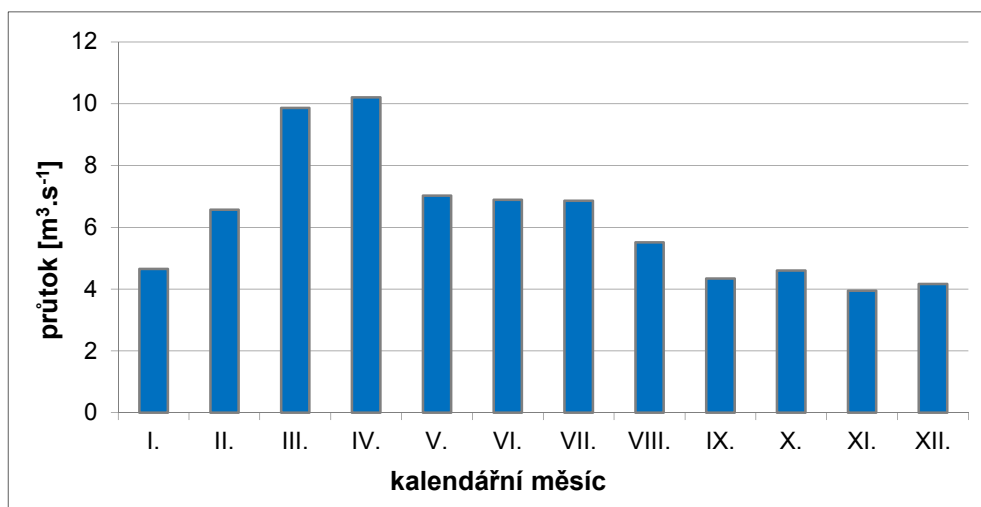
Hydrologický režim jezera Semín, jehož hladina je oproti hladině vody v řece Labi o 2,75 m výše, je nejvíce ovlivněn potokem, který ústí do jezera. Řeka Labe má na hydrologický režim vliv pouze za vysokých vodních stavů (Obr. 26). Na potoce se nachází soustava vodních nádrží. Při vypouštění těchto nádrží nebo při vydatnějších srážkách dochází kromě povodní k největším výkyvům vodní hladiny. Voda z jezera odtéká přes neregulovatelný přepad. Díky tomu vysoké stavy vodní hladiny poměrně rychle odeznívají. Hladina se ustálí na úrovni hrany přepadu. V obdobích sucha pak hladina zaklesává a z jezera povrchově neodtéká. Nejnižší stav vodní hladiny (204,93 m n. m.) byl v hydrologickém roce 2005/2006 zaznamenán od 2. 12. 2005 do 7. 1. 2006. Při jarní povodni v roce 2006 se hladina zvedla oproti nejnižšímu stavu asi o 250 cm. Kolísání vodní hladiny mimo povodňové události má větší amplitudu (55 cm) než u jezera Vrt', ale je méně časté.

Jiným případem je jezero Votoka. Má periodický přítok z meliorací okolních polí, nemá povrchový odtok. Po vydatnějších srážkách se celá jezerní pánev naplní vodou. Při povodni na jaře 2006 se oproti nejnižšímu stavu hladina zvedla o 300 cm. Poté se výška hladiny ustálila na úrovni nejnižšího místa břehu a potom velmi pomalu zaklesávala. Dlouhé odeznívání povodňové situace je patrné i z grafu na Obr. 26. Jezero má nejméně rozkolísaný vodní režim.

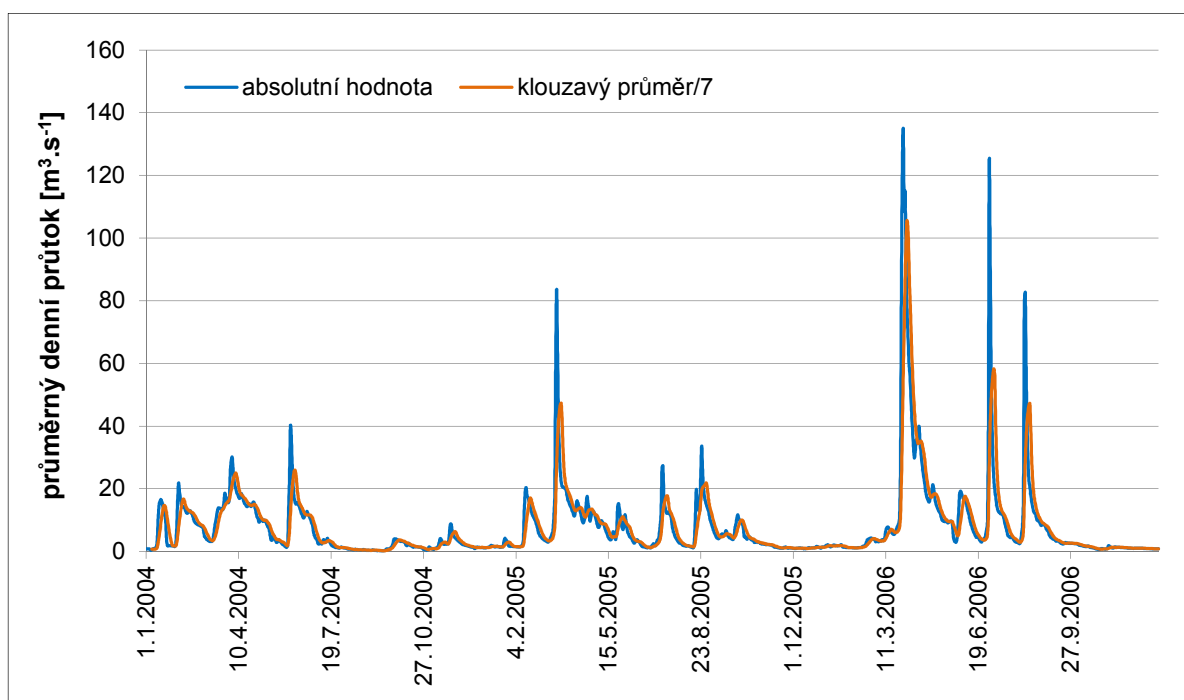
6.2.2. Vliv hydrologického režimu Lužnice na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer

Při hodnocení vodních stavů jezer Horní Lužnice byla využita data z profilu Pilař. Dlouhodobý průměrný průtok řeky Lužnice v tomto profilu je $6,21 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Z rozložení dlouhodobých měsíčních průtoků (Obr. 27) vyplývá, že nejvíce vody odteče z povodí v dubnu. Důvodem je pozdější tání sněhu na svazích Novohradských hor, odkud je Lužnice

převážně dotována vodou. Nejnížší průtoky jsou posunuty do konce roku – na listopad, prosinec. Největší povodeň za posledních deset let se na Lužnici vyskytla v letním období roku 2002. V první povodňové vlně, která kulminovala 8. 8. 2002, protékal nivou průměrný denní průtok $179 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ve druhé vlně, která kulminovala o šest dní později, bylo dosaženo průměrného průtoky $372 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Období s nejnižšími průtoky za posledních deset let následovalo necelý rok poté. V týdnu od 13. do 20. 7. 2003 protékal korytem řeky průměrný denní průtok $0,188 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.



Obr. 27: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilu Pilař na Lužnici v letech 1930 – 1981 (Zdroj dat: ČHMÚ)

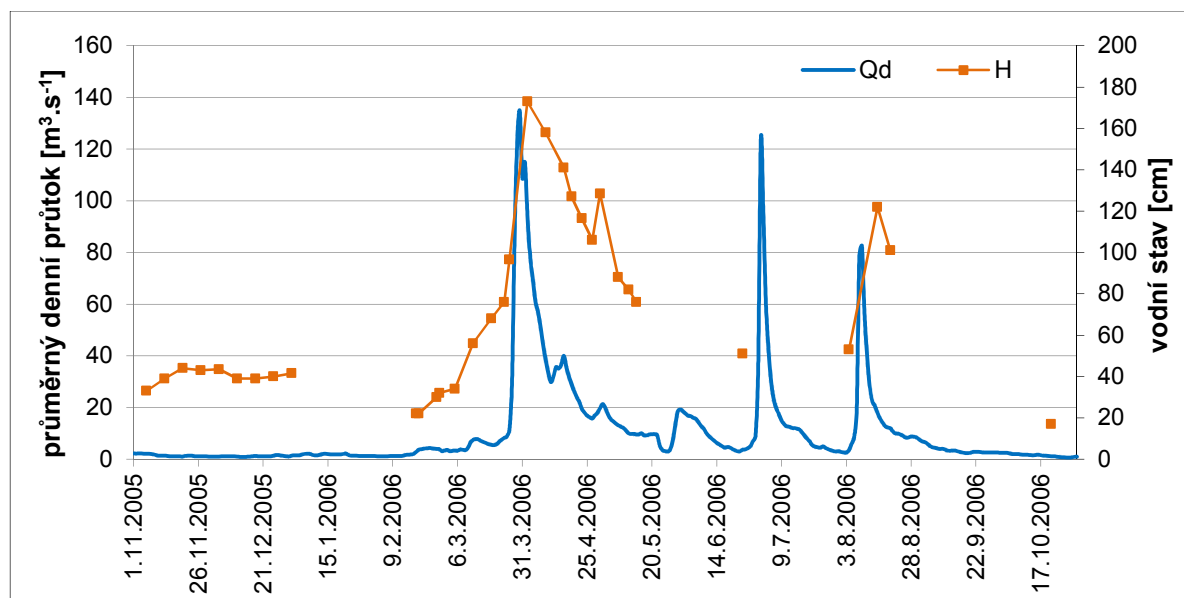


Obr. 28: Průměrné denní průtoky v profilu Pilař na Lužnici v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)

Z grafu chodu průměrných denních průtoků v profilu Pilař (Obr. 28) vyplývá, že ve sledovaném tříletém období došlo vždy k jarní povodni a poté následovala jedna letní povodeň v roce 2005 a dvě letní povodně v červenci a v srpnu roku 2006. Jarní povodeň 2005 a povodně v roce 2006 kulminovaly extrémně vysokými průtoky. Niva Horní Lužnice je člověkem málo ovlivněna, proto si zachovala přirozený hydrologický režim. Tok není v nivě výrazně zahlouben, proto k jeho vybřežení a zatopení nivy dochází poměrně často. Niva je obvykle řekou zaplavována a modelována několikrát ročně.

Jezero Dvory nad Lužnicí a Nová Suchdol jsou trvale spojena s řekou. Jejich výšky hladiny tedy za normálních nebo vyšších vodních stavů korespondují s výškou hladiny vody v řece. Na podzim roku 2006 byla v důsledku velkého sucha a záklesu vodní hladiny obě jezera od řeky oddělena.

Průběh kolísání vodního stavu v jezeru Halámky I. částečně koresponduje s průtoky v řece Lužnici (Obr. 29). Zajímavý je průběh jarní povodně, kdy v nivě řeky Lužnice u Halámek došlo k nástupu vyšších vodních stavů dříve než v profilu Pilař. Niva díky své značné retenční kapacitě oddálila nástup povodně v níže ležícím Pilaři. Rovněž odeznívání vysokého vodního stavu bylo u Halámek pomalejší než na Pilaři, protože voda z nivy odtékala velmi pozvolna.



Obr. 29: Průměrné denní průtoky v profilu Pilař na řece Lužnici a okamžité vodní stavy na jezeru Halámky v období od 1. 11. 2005 do 31. 10. 2006. Výška nuly vodočtu na jezeru Halámky je 456,31 m n. m. (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)

V případě jezera Tuš' nebyl sledován vodní stav pravidelně, pouze při odběrových kampaních. Ve dvou případech při velmi nízkém stavu vody v řece bylo pozorováno, že hladina vody v jezeru je zřetelně výše než v řece. Voda z jezera vytékala do řeky. Jezero je pravděpodobně syceno podzemní vodou, což se dominantně projevuje za nižších vodních stavů. Tento fakt se odráží i ve fyzikálně chemických vlastnostech vody, které se liší od ostatních sledovaných jezer.

6.2.3. Vliv hydrologického režimu Svratky na dynamiku vodních stavů fluviálních jezer

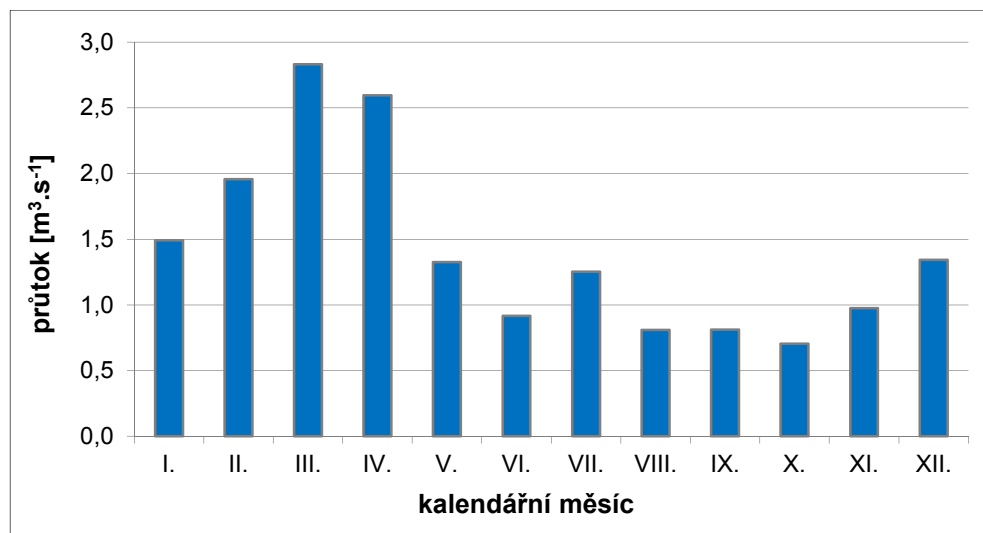
Pro hodnocení vodních stavů jezer horní Svratky byla od ČHMÚ získána data z nejbližší ležícího profilu Borovnice. Dlouhodobý průměrný průtok (Q_a) v tomto profilu činí $1,515 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Hodnoty dlouhodobých měsíčních průtoků byly vypočítány z dat naměřených v letech 1987 – 2006 (Obr. 30).

Období s největší vodností je stejně jako u profilů na Labi na jaře v březnu a dubnu. Zdrojem jsou srážky a jarní tání sněhu. Vyšší průtoky se objevují i v červenci v souvislosti s letními přívalovými srážkami (též SMETANA 2008). Nejnižších průtoků je dosahováno v září a v říjnu.

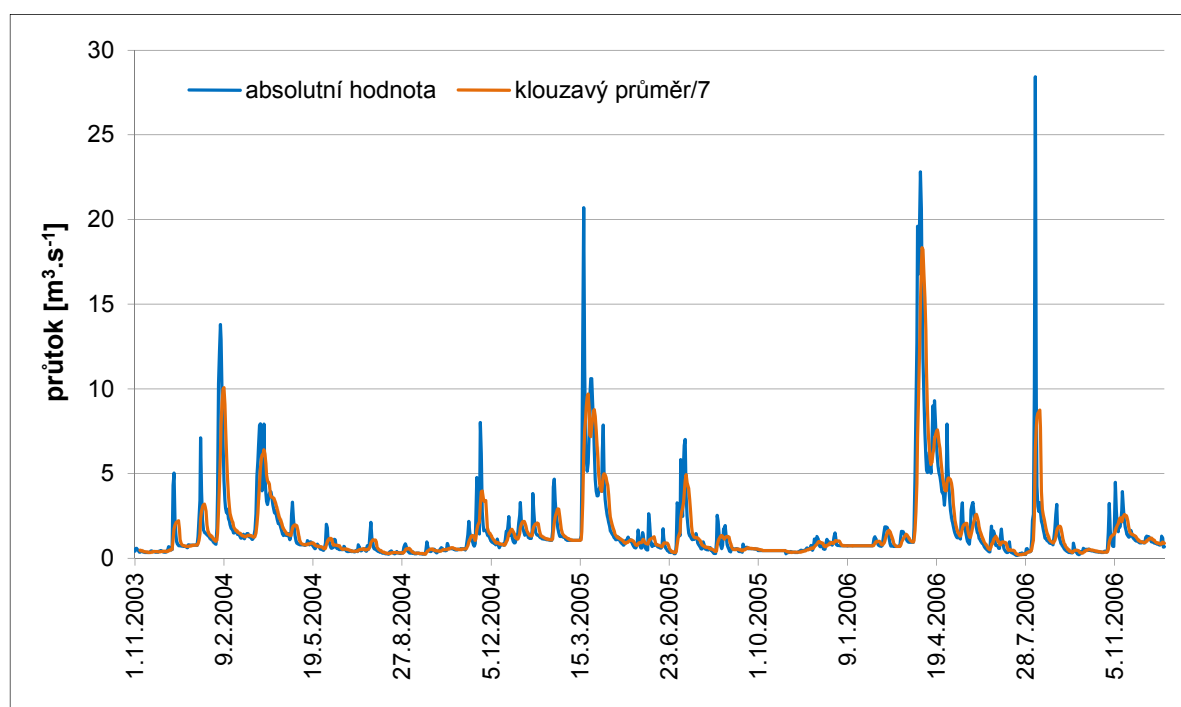
Nejvyššího povodňového průtoků za uplynulých dvacet let bylo stejně jako v případě řeky Lužnice dosaženo při letní povodni, konkrétně 8. 7. 1997. Řeka kulminovala na průměrné denní hodnotě $41 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Nejnižšího vodního stavu bylo dosaženo při výrazném suchu v létě 2003, kdy korytem Svratky v Borovnici protékalo pouze $0,199 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Chod průměrných denních průtoků v letech 2004 – 2006 (Obr. 31) je rovněž srovnatelný s řekou Lužnicí. Na horní Svratce se vyskytla menší jarní povodeň v roce 2004 a výrazné jarní povodně v roce 2005 a 2006 a co do kulminace průtoků nejvyšší letní povodeň v roce 2006. Ta ovšem velmi rychle odezněla. Výšky vodního stavu na řece Svratce a výška vodní hladiny v jezeru (Obr. 32), spolu velmi úzce souvisí. Jakýkoli pohyb hladiny v řece má odezvu v kolísání vodní hladiny na jezeru Svratka II. Toto se projevuje i u jezera Březiny, které s řekou povrchově spojeno není. Z vlastních pozorování vyplývá, že zvýšení vodní hladiny v jezeru následuje maximálně za několik hodin po zvýšení vody v řece.

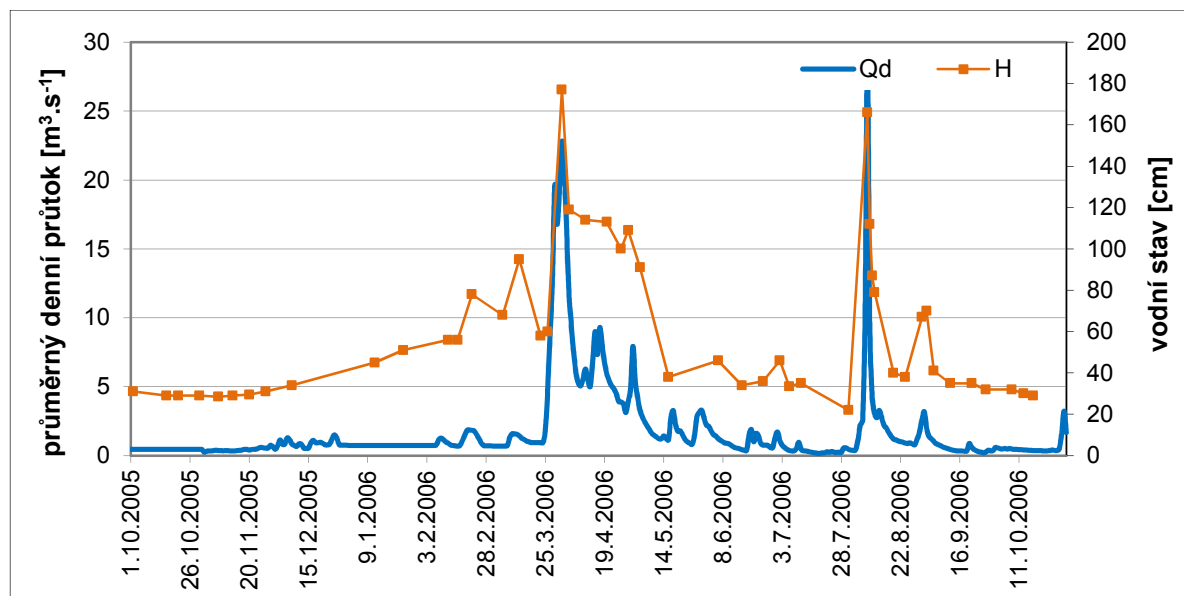
Jarní povodeň v roce 2006 zasáhla meandry Svratky velmi výrazně. Za několik hodin se celá niva zaplnila vodou. Výsledky sledování vodního stavu ukazují, že voda v nivě se udržela celý měsíc (od 4. 4. do 4. 5.). Poté se voda vrátila poměrně rychle zpět do koryta řeky.



Obr. 30: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilu Borovnice na Svatce (1987 – 2006) Zdroj dat: ČHMÚ



Obr. 31: Průměrné denní průtoky v profilu Borovnice na Svatce v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)



Obr. 32: Průměrné denní vodní stavy v profilu Borovnice na řece Svatce a okamžité vodní stavy na jezeru Svatka II. v období 1. 10. 2005 až 31. 10. 2006. Výška nuly vodočtu na profilu Borovnice je 514,63 m n. m. a na jezeru Svatka II. 586,74 m n. m. (Zdroj dat: ČHMÚ)

6.2.4. Frekvence zaplavování nivy

Srovnáním pozorování vodních stavů na jezeru Svatka II. s daty denních průtoků v profilu Borovnice na Svatce v období podzim 2004 až zima 2007 bylo zjištěno, že řeka se v Milovské kotlině vylévá do nivy, když je v profilu Borovnice průtok $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a vyšší. Niva Lužnice je podle PITHARTA (1999) zaplavována na 141. říčním km (3 km od sledovaného území) od průtoků $6,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. V regulované části, kde má koryto přibližně dvojnásobnou kapacitu (ČERNÝ 2008), je průtok vyšší cca $13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Niva v území Votoky a Semína je zaplavována při 5 – 10-leté vodě, což znamená přibližně při průtoku větším než $502 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ v profilu Přelouč. Okolí jezera Kluk je zaplaveno vodou při 1 až 5-leté vodě, tzn. při 350 až $612 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ v profilu Nymburk. Jezero Vrt' bývá zaplaveno při 5 až 10-leté vodě, tzn. přibližně při průtoku nad $612 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ v profilu Nymburk. V datech průměrných denních průtoků z jednotlivých profilů státní sítě sledování byla podle zjištěných hraničních průtoků vyznačena období, kdy došlo v období výzkumu jezer k zaplavení nivy. Frekvence těchto povodňových událostí je zaznamenána v Tab. 9.

Tab. 10: Frekvence zaplavování nivy mezi jednotlivými odběry

sezóna/lokality	Semín	Votoka	Kluk	Vrť	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol	Březiny	Svratka II.
podzim 2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zima 2005	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
jaro 2005	0	0	1	0	2	2	2	2	2	2
léto 2005	0	0	0	0	2	2	2	2	1	1
podzim 2005	0	0	0	0	2	2	2	2	0	0
jaro 2006	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
léto 2006	0	0	0	0	3	3	3	3	1	1
podzim 2006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zima 2007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Pozn: Číslo v tabulce znamená, kolikrát byla niva zalita vodou mezi jednotlivými odběry

V Polabí dochází k povodním, které by vystoupily z břehů a rozlily se do nivy, velmi zřídka. Řeka ztratila přirozený hydrologický režim. Důvodem jsou přehrady na horním toku, vysoká kapacita regulovaného toku i povodňové hráze, které brání rozlití vody do nivy. Po dobu tříletého sledování došlo k zaplavení sledovaných lokalit pouze jednou (v případě jezera Kluk dvakrát). Řeky Lužnice a Svratka mají v místě sledovaných lokalit přirozený hydrologický režim. Dochází k častým rozlivům vody do nivy. Na Lužnici bylo ve sledovaném období (1. 9. 2004 až 30. 1. 2007) zaznamenáno deset rozlivů, které trvaly celkem přibližně 270 dnů. Na řece Svratce voda zatopila nivu šestkrát v celkové délce trvání 60 dnů.

6.3. FYZIKÁLNĚ-CHEMICKÉ PARAMETRY JAKOSTI VODY MĚŘENÉ *IN SITU*

6.3.1. Teplota vody

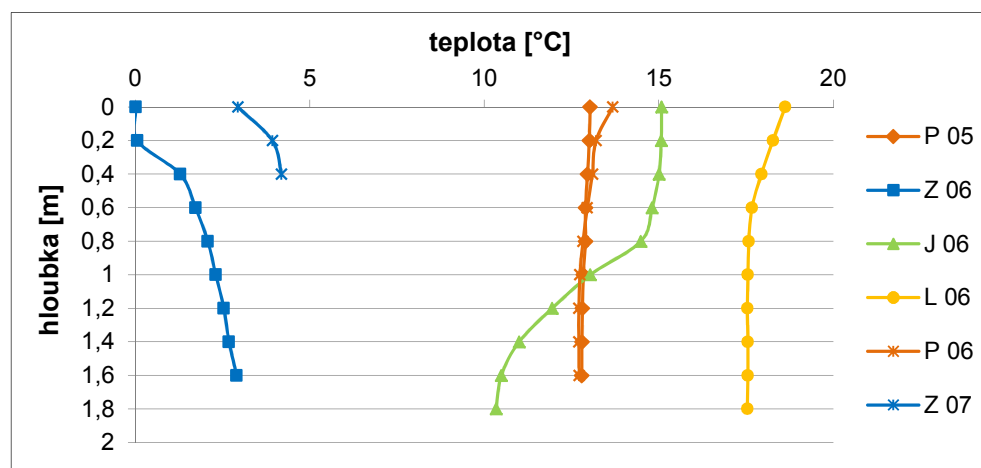
Nejvyšší průměrná teplota vody u hladiny byla zaznamenána na jezerech v Polabí (Tab. 11). To souvisí s vyšší průměrnou teplotou vzduchu v této oblasti. U vybraných jezer na Lužnici byla nejnižší průměrná teplota zaznamenána na jezeru Nová Suchdol, které je zcela obklopeno lužním lesem a tedy nejvíce zastíněno. Na jezeru Tuš' byla zjištěna nejnižší amplituda teplot. Jeho teplotní režim byl nejméně rozkolísaný, hodnoty vykazovaly nejnižší směrodatnou odchylku (4,6). Při zimním měření v lednu roku 2005 i 2007 mělo jezero teplotu 4 °C. Byla zde změřena nejslabší ledová pokrývka (7 cm v roce 2005 a 18 cm v roce 2006, ostatní jezera na Lužnici průměrně 30 cm). V jezerech na Svratce se významně projevuje efekt zastínění. V jezeru Březiny, které je plně osluněno, byla např. na jaře roku 2006 naměřena hladinová teplota o 5 °C a na podzim roku 2006 o 4 °C vyšší než v jezeru Svratka II., které je z větší části zastíněné.

Fluviální jezera jsou stejně jako jezera hluboká teplotně stratifikovaná, stratifikace je však velmi slabá a nestabilní (PITHART a PECHAR 1995). Jako příklad teplotní stratifikace jezera v Polabí je uvedeno jezero Kluk (Obr. 33). Vývoj vertikálního gradientu teploty ostatních třech jezer byl velmi podobný. V zimě 2006 (Z 06) byla v jezeru zřetelně vyvinuta zimní inverzní stratifikace. Jezero bylo téměř celou zimu zamrzlé ledem mocným cca 30 cm. Teplota vody s hloubkou klesala. Kvůli malé hloubce jezera však nedosáhla obvyklých 4 °C. Zima v roce 2007 byla svým průběhem netypická. Jezero Kluk bylo v době měření pokryto asi 1 cm silnou vrstvou ledu a nebylo možné změřit hloubkový profil z gumového člunu. Na ostatních lokalitách byla teplota v tomto období v celém vodním sloupci vyrovnaná, pohybovala se mezi 3 – 4 °C. Při jarním měření (28. 4. 2006) byla zaznamenána nejlépe vyvinutá teplotní stratifikace, která se ustavila po povodni kulminující 3. 4. 2006. Letní měření 2006 bylo u jezera Kluk i ostatních jezer poznamenáno výrazným ochlazením, které zapříčinilo pokles teploty horní vrstvy vody během 14 dnů o téměř 10 °C. Při podzimních měřeních v letech 2005 a 2006 byla shodně zaznamenána homotermie vodního sloupce. V tomto případě byla pravděpodobně způsobena větrem, kdy došlo díky malé hloubce k promíchání celého vodního sloupce. Promícháváním až ke dnu došlo k zviření dnového sedimentu, který snižuje průhlednost vody. Tento stav byl pozorován na jezeru Vrt' a Semín v Polabí několikrát. Do planktonní sítě při odběru zooplanktonu bylo v těchto obdobích zachyceno množství anorganického materiálu a bentálních rozsivek.

Tab. 11: Průměrná hladinová teplota vody v jezerech a průměrné hladinové a dnové hodnoty vodivosti, pH a koncentrací rozpuštěného kyslíku

parametr	teplota u hladiny [°C]	koncentrace O ₂ [mg.l ⁻¹]		vodivost [mS.m ⁻¹]		pH	
		u hladiny	u dna	u hladiny	u dna	u hladiny	u dna
Semín	12,2	12,3	9,7	39,8	49,7	8,00	7,75
Votoka	11,0	12,0	11,2	67,4	70,2	7,50	7,30
Kluk	11,9	12,4	5,5	35,1	49,4	8,02	7,48
Vrt'	12,4	16,6	13,5	41,1	52,7	8,31	8,02
Halámky	11,4	10,9	3,4	16,0	19,1	6,86	6,52
Dvory n.L.	10,6	9,2	3,2	19,4	21,4	6,79	6,51
Tušť	10,0	3,5	1,8	16,6	13,9	5,95	5,67
N. Suchdol	9,2	3,8	1,6	17,1	19,6	6,74	6,51
Březiny	11,6	7,3	6,0	8,2	9,2	6,74	6,46
Svratka II.	10,8	7,5	4,3	11,0	11,5	7,10	6,50

Pozn: Průměrná hladinová teplota byla vypočtena z 12 hodnot měřených *in situ*, průměrné hodnoty koncentrace O₂, pH a vodivosti byly vypočteny z 6 hodnot měřených *in situ*.

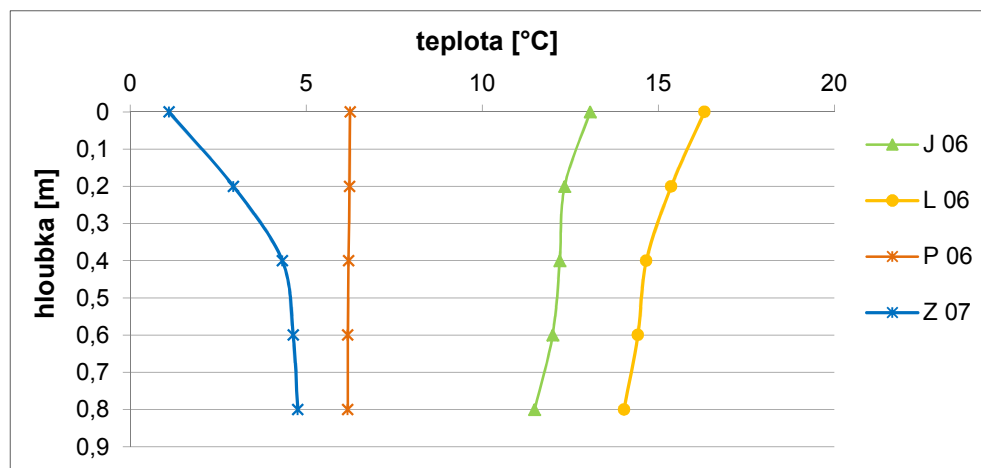


Obr. 33: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Kluk. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.

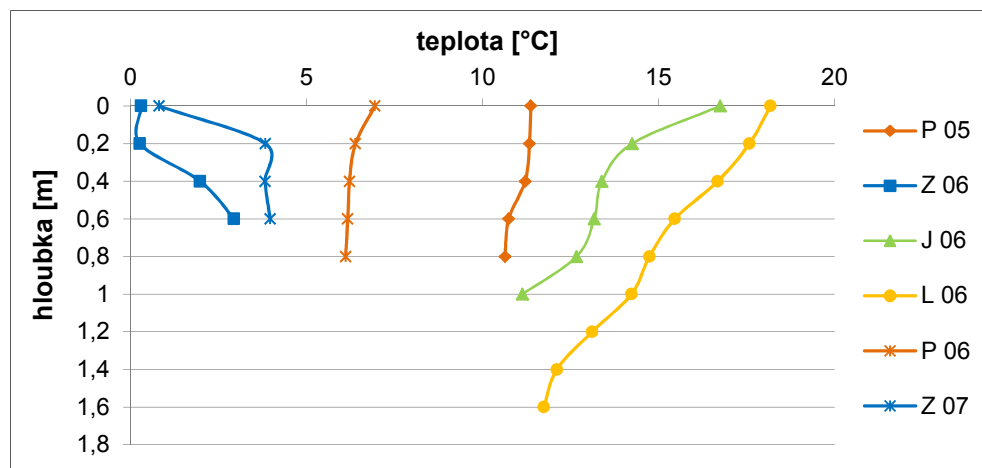
Na Lužnici byl nápadný rozdíl mezi většími a hlubšími jezery Dvory n. L. a Halámky a mělkými jezery Tušť a Nová Suchdol. V polozastíněných hlubokých jezerech Dvory n. L. (Obr. 35) a Halámky byl zaznamenán rychlejší pokles teploty s hloubkou než u jezer Nová Suchdol (Obr. 34) a Tušť, kde kvůli malé hloubce docházelo k rychlejšímu ohřevu či chladnutí vody v celém vertikálním profilu jezera a teplotní gradient hladina – dno nebyl tak velký. Jarnímu a letnímu měření teploty na jezerech v nivě Lužnice ve vertikálním profilu předcházely povodně (jarní měření bylo provedeno 30 dnů po povodni, letní 10 dnů). Z grafů vertikálních profilů je zřejmé, že u polozastíněného jezera Dvory n. L. byla po povodni v době měření stratifikace vyvinuta, zatímco v plně zastíněném jezeru Nová Suchdol

docházelo k pomalejšímu ohřevu vody. Je možné, že kvůli povrchovému spojení s tokem, kdy dochází k intenzivnější výměně vody, v jezeru N. Suchdol stratifikace vyvinuta nebývá.

Ježera na horní Svatce jsou velmi mělká. Liší se napojením na tok a zastíněním. V polozastíněném jezeru Svatka II. byla stratifikace vyvinuta. V plně osluněném jezeru Březiny byla ve většině případů naměřena stejná nebo jen nepatrně odlišná teplota v celém vodním sloupci.



Obr. 34: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Nová Suchdol. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.



Obr. 35: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Dvory n. L. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.

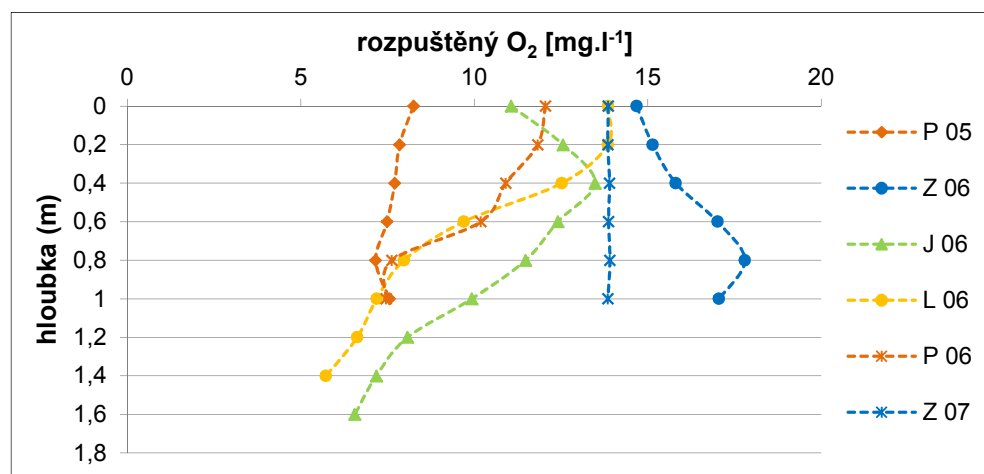
6.3.2. Rozpuštěný kyslík

Množství kyslíku ve vodě velmi kolísá. Provedená jednotlivá měření tedy zachycují stav kyslíku k danému okamžiku, který je mimo jiné ovlivněn i dobou měření. Snahou bylo

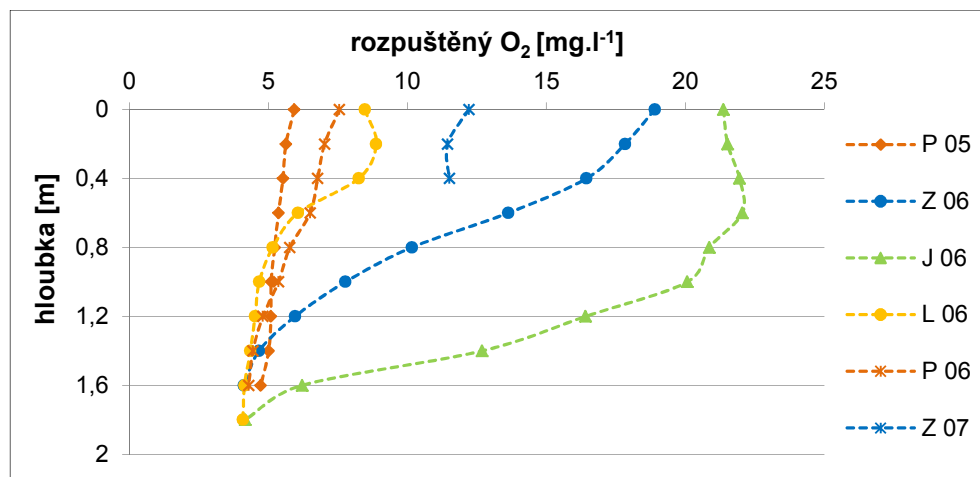
měřit kyslíkové profily přibližně ve stejnou denní dobu, což se podařilo částečně. Z Tab. 11 představující průměrný obsah kyslíku ve vodě u hladiny a u dna ve všech sledovaných obdobích vyplývá, že vyšší obsah kyslíku byl zaznamenán u jezer v Polabí. Průměrné hodnoty se pohybovaly okolo $12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, u Vrti $16,6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Procentuální nasycení vody kyslíkem v průměrné hodnotě za celé sledované období dosahovalo 110 %, u jezera Vrt' 150 %. Nejrozkolísanější hodnoty vykazovalo jezero Kluk.

Hlubkový profil koncentrace kyslíku byl nejčastěji klinográdní a to u všech sledovaných jezer. Výjimku představuje např. zimní a jarní měření v roce 2006 na jezeru Semín (Obr. 36), kdy na jaře do hloubky 0,4 m a v létě do hloubky 0,8 m množství kyslíku nejprve rostlo, teprve poté klesalo. V těchto hloubkách byl pravděpodobně v době měření nejvíce koncentrován fytoplankton. Typický klinográdní vývoj v jezeru Semín byl zaznamenán v létě a na podzim roku 2006. Na podzim roku 2005 byl v celém hlubkovém profilu obsah kyslíku stejný. To bylo pravděpodobně způsobeno mícháním vody, což potvrzuje i teplota vody, která byla v celém hlubkovém profilu stejná.

V jezeru Kluk byl zaznamenán rovněž klinográdní vývoj kyslíku (Obr. 37). Obsah kyslíku ve čtyřech ze šesti měření vždy klesl k hodnotě $4,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Kyslíkové poměry jezera u dna jsou díky relativně velké hloubce stabilní. U všech sledovaných jezer na Labi nebyl při měření zaznamenán stav, kdy by došlo k vyčerpání rozpuštěného kyslíku, nenastala anoxie.



Obr. 36: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Semín. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.



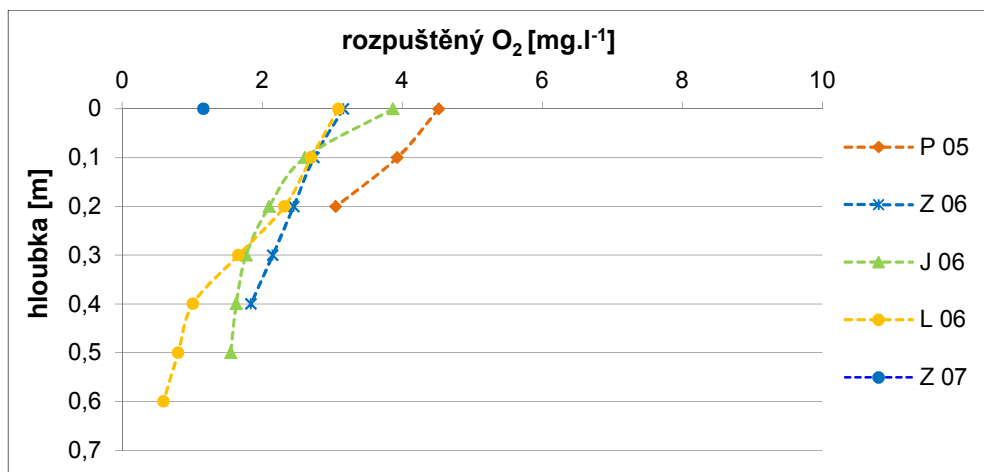
Obr. 37: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Kluk.

Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.

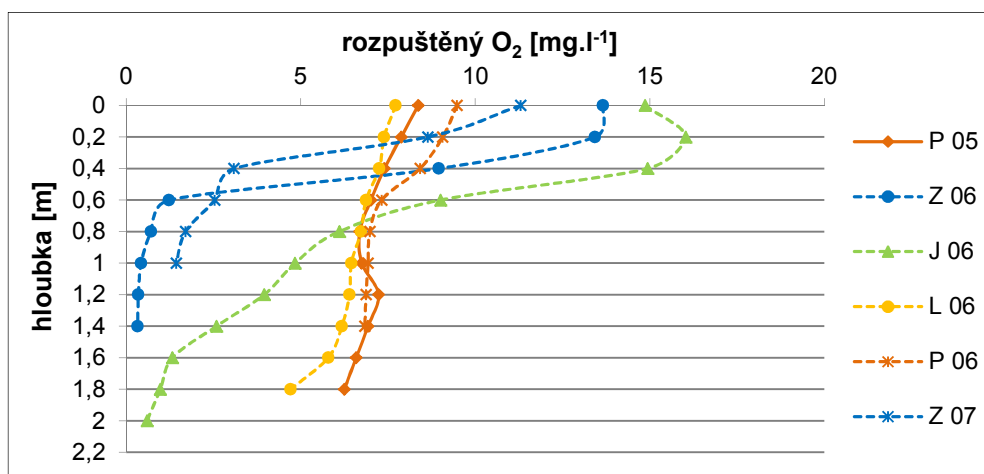
Vybraná jezera Horní Lužnice měla celkově nižší obsah kyslíku než jezera na Labi. Z Tab. 11 je patrné, že jezera Tušův resp. Nová Suchdol měla velmi nízkou průměrnou koncentraci kyslíku (3,5 mg·l⁻¹ resp. 3,8 mg·l⁻¹). Jezero Tušův je pravděpodobně z větší části syceno podzemní vodou, která má nízký obsah kyslíku. Díky tomu koncentrace kyslíku v tůni příliš nekolísala a pohybovala se mezi 1 až 4 mg·l⁻¹ (Obr. 38). Je zde velmi málo fotosynteticky aktivních organismů, které kyslík produkují (viz kap. 6.8.), a velké množství kyslíku se spotřebuje na rozklad organických látek, které se do jezera dostávají opadem listů. Jezero Nová Suchdol má biomasu fytoplanktonu vyšší. Nízký obsah kyslíku je dán s největší pravděpodobností zastíněním jezera, které snižuje fotosyntetickou aktivitu fytoplanktonu.

V jezeru Halámky (Obr. 39) byla zaznamenána typická stratifikace kyslíku. V zimě a na jaře roku 2006 a v zimě 2007 klesla koncentrace rozpuštěného kyslíku až k 0 mg·l⁻¹, vyskytly se zde tedy anoxické podmínky. Stejný případ byl vždy alespoň jedenkrát zaznamenán u všech vybraných jezer Horní Lužnice.

V jezerech horní Svatky se průměrná koncentrace kyslíku u hladiny pohybovala okolo 7 mg·l⁻¹. V jezeru Březiny, které je velmi mělké, bylo vždy zaznamenáno stejné množství kyslíku v celém hloubkovém profilu. V jezeru Svatka, které je hlubší, byl zaznamenán typický pokles rozpuštěného kyslíku s hloubkou. I zde byly u dna zaznamenány v jednom případě anoxické podmínky. U jezera Svatka II. to bylo na podzim roku 2005, u jezera Březiny v létě 2006. Tato výjimečná letní anoxie byla způsobena pravděpodobně vypláchnutím fytoplanktonu z tůně při povodni (14 dní před měřením) a rozkladem organických látek, které byly do jezera povodní přineseny.



Obr. 38: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Tušův. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.



Obr. 39: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Halámky. Přesné datum měření a vysvětlení kódu ročního období je uvedeno v Tab. 4.

6.3.3. Průhlednost vody

Hodnoty průhlednosti vybraných jezer Polabí, Horní Lužnice a Svratky u Milov jsou uvedeny v Tab. 12. Podle Kalffovy klasifikace trofie podle průhlednosti (KALFF 2002) by jezera v Polabí i na Horní Lužnici patřila mezi jezera hypertrofní. Ve fluviálních jezerech je však díky malé hloubce a častému míchání vody ve vodním sloupci jezer často rozptýlen zviřený materiál dna, který může průhlednost významně snížit.

Tab. 12: Průhlednost vybraných jezer měřená Secciho deskou (hodnota je uvedena v cm)

období	Vrt'	Kluk	Votoka	Semin	Halámky	Dvory n.L.	Tušť	Nová Suchdol	Březiny	Svratka II.
zima 2005	45	40	n	n	led	led	led	n	led	led
jaro 2005	32	32	n	29	n	n	n	n	n	n
léto 2005	41	85	n	n	80	dno	dno	n	dno	71
podzim 2005	40	81	85	57	135	75	dno	n	n	65
zima 2006	led	led	led	led	led	led	led	led	led	led
jaro 2006	38	53	128	61	50	77	dno	75	50	dno
léto 2006	29	69	65	45	80(165)	74(128)	dno	44(86)	dno	dno
podzim 2006	43	58	40	45	125	82	dno	46	dno	dno
zima 2007	40		100	50	led	led	led	led	led	led
průměr	39	69	83	48	94(111)	77(90)		55(69)		

Pozn: U jezer v nivě Lužnice v létě 2006 jsou udány hodnoty před povodní (po povodni).

Z jezer v Polabí byla nejnižší průměrná průhlednost naměřena v jezeru Vrt', což odpovídá nejvyššímu obsahu chlorofylu *a* a tím nejvyšší biomase fytoplanktonu. Průhlednost zde během roku významně nekolísala. Nejrozkolísanější průběh průhlednosti byl v jezeru Votoka, kde dochází k největšímu kolísání hladiny vody. Největší průhlednost 128 cm byla naměřena po povodni na jaře roku 2006, kdy byl z jezera vypláchnut fytoplankton a hladina vody v jezeru byla o 50 – 70 cm výše než obvykle. Nejnižší průhlednost 40 cm byla zaznamenána na podzim roku 2006, kdy byla zjištěna i nejvyšší biomasa fytoplanktonu ze všech sledovaných období. Důvodem nízké průhlednosti vybraných polabských jezer je kromě vysoké biomasy fytoplanktonu také anorganický zákal způsobený zvržením sedimentu v důsledku častějšího míchání vodního sloupce působením větru.

U jezer Horní Lužnice se podařilo v jednom případě zaznamenat průhlednost před i po povodni. V tabulce jsou tedy uvedeny dvě průměrné hodnoty. Průměrná průhlednost je uváděna pouze orientačně, protože její hodnota se výrazně mění s každým dalším změřeným vzorkem. Nejvyšší průhlednost byla naměřena v jezeru Halámky díky nízké biomase fytoplanktonu. V létě 2006 byl rozdíl průhlednosti před a po povodni více než 60 cm. Nízká byla průhlednost v jezeru Nová Suchdol, kde byl dvakrát pozorován velký anorganický zákal. Zcela odlišné bylo jezero Tušť, které je mělké a průhlednost byla vždy až na dno. Rovněž u jezer horní Svratky byla při každém měření zjištěna průhlednost až na dno.

Konduktivita a pH rovněž sledované *in situ* jsou charakterizovány v kapitole 6.5.1. a 6.5.2.

6.4. SROVNÁNÍ VYBRANÝCH PARAMETRŮ JAKOSTI VODY ŘEK LABE, LUŽNICE A SVRATKY

Data o vybraných chemických ukazatelích jakosti vody byla získána z databáze ČHMÚ. Pro hodnocení byly vybrány profily ležící nejbližší sledovaných fluviálních jezer. Pro odstavená ramena Semín a Votoka je to profil Valy, pro Kluk profil Nymburk a pro lokalitu Vrt' profil Litol (Lysá nad Labem). Kvalita vody na Lužnici byla sledována v profilech Nová Ves n. L. a Suchdol n. L., které z obou stran ohraničují oblast Horní Lužnice. Průměrné hodnoty vybraných parametrů řeky Svatky jsou v tabulce uvedeny pouze orientačně, protože byly získány pouze z 5 vlastních analyzovaných vzorků. Profil státní sítě sledování jakosti vody se nachází až pod Vírskou přehradou, kde je jakost vody v řece ovlivněná jednak samotnou nádrží Vír, jednak několika významnými přítoky řeky Svatky.

Chemismus Labe a Lužnice byl výrazně odlišný (Tab. 13, 14 a 15). Řeka Labe měla dvojnásobně vyšší hodnoty vodivosti a alkality, což je dáno vyššími koncentracemi hlavních iontů. Velmi výrazný byl rozdíl v obsahu chloridových, síranových a dusičnanových iontů. Téměř dvojnásobný byl i obsah živin – fosforu a dusíku. Vysoké hodnoty vodivosti, alkality a pH jsou dané jednak geologickým podložím oblasti, jednak větším množstvím látek pocházejících z antropogenních zdrojů. Vysoké koncentrace živin a znečišťujících látek jsou zapříčiněny intenzivním zemědělským využitím nivy řeky Labe, velkým industriálním znečištěním a odpadními vodami ze sídel všech velikostních kategorií.

Podle vybraných parametrů byl tok řeky Labe ve dvouletém hodnoceném období 2005/2006 podle ČSN 75 7221 zařazen nejčastěji do II. nebo III. jakostní třídy. Profil Valy je zatížen pardubickou aglomerací, kde do toku zaústíují odpadní vody z komunální ČOV a provozů Synthesia Semtín a Paramo Pardubice. Další významná koncentrace bodových zdrojů znečištění se nachází nad profilem Nymburk v Kolíně nad Labem (městská ČOV, Elektrárna Kolín, Draslovka Kolín, Drožďárna Kolín). Poté řeka protéká městy Poděbrady, Nymburk a Lysá nad Labem, které jsou významnými zdroji komunálního a v menší míře i industriálního znečištění.

Vodivost na jednotlivých vybraných profilech Labe postupně narůstala s tím, jak narůstá zatížení toku zdroji znečištění. Všechny profily byly v hodnoceném dvouletí 2005/2006 řazeny do II. jakostní třídy. Hodnoty BSK₅, odrážející především komunální typ znečištění, se rovněž zvyšovaly v podélném profilu. V profilu Litol výrazně vzrostla charakteristická hodnota tohoto parametru a tok náležel do IV. jakostní třídy. Hodnoty CHSK_{Mn} reflektující industriální znečištění byly na všech vybraných profilech srovnatelné (II. jakostní třída).

Koncentrace amoniakálního dusíku byly v průměrné i charakteristické hodnotě poměrně vysoké ve Valech. Zde se projevuje silný vliv průmyslového znečištění provozů Synthesia Semtín a Paramo Pardubice, které patří k nejvýznamnějším producentům N-NH₄ v povodí Labe (LANGHAMMER 2005). Koncentrace celkového fosforu byly ve všech profilech sledovaného úseku Labe konstantní a poměrně vysoké. Tok je podle tohoto ukazatele zařazen do III. jakostní třídy. To je dáno především komunálními zdroji, jejichž produkce fosforu v dlouhodobém vývoji stagnuje nebo narůstá (LANGHAMMER 2004). Hodnoty koncentrací dusičnanového dusíku, který pochází ve většině z plošných zdrojů znečištění, jsou rovněž vysoké (III. jakostní třída) a konstantní v celém sledovaném úseku.

Zatížení řeky Labe znečišťujícími látkami je přes pozitivní vývoj v minulých 20 letech (LANGHAMMER 2005) stále vysoké. Řeka má kvůli „tvrdým“ regulačním opatřením velmi nízkou samočisticí schopnost.

Tab. 13: Třídy jakosti vody na vybraných profilech řeky Labe a Lužnice podle vybraných parametrů (klasifikace dle ČTN 75 7221)

parametr	vodivost [$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$]			BSK ₅ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]			CHSK _{Mn} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]		
	průměr	C90	třída	průměr	C90	třída	průměr	C90	třída
Valy	44,2	56,7	II.	3,0	3,9	II.	5,1	6,0	II.
Nymburk	47,2	58,9	II.	3,7	4,7	III.	5,9	6,7	II.
Litol	48,7	65,5	II.	3,8	8,2	IV.	5,7	6,8	II.
Nová Ves n. L.	25,2	35,6	I.	2,4	3,9	II.	6,6	8,6	II.
Suchdol n. L.	23,3	31,6	I.	2,2	3,7	II.	6,9	9,8	III.

parametr	N-NH ₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]			N-NO ₃ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]			TP [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]		
	průměr	C90	třída	průměr	C90	třída	průměr	C90	třída
Valy	0,244	0,653	II.	4,9	6,6	III.	0,160	0,188	III.
Nymburk	0,221	0,468	II.	4,6	7,0	III.	0,141	0,205	III.
Litol	0,216	0,590	II.	4,6	6,9	III.	0,156	0,209	III.
Nová Ves n. L.	0,112	0,303	II.	1,9	2,80	I.	0,102	0,148	II.
Suchdol n. L.	0,090	0,220	I.	1,7	2,7	I.	0,093	0,130	II.

Pozn: Průměrná a charakteristická hodnota (C90) byla vypočítána z 24 hodnot z let 2005 a 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)

Řeka Lužnice má podle DRBALA a RAUCHA (1996) díky kyselým, živinami chudým horninám v horní části povodí potenciálně oligotrofní až mezotrofní charakter. Kvůli přísunu živin ze zemědělsky obdělávaných ploch, z komunálních odpadních vod a průmyslu má řeka vlastnosti eutrofních vod (Tab. 13 a 15). Velké zdroje znečištění v povodí horního toku Lužnice představují města České Velenice (3 548 obyvatel, údaje k 31. 12. 2009) a Gmünd (5 500 obyv.). Je zde koncentrována i významná průmyslová výroba. Přestože odpadní vody

jsou čištěny na ČOV, zatížení toku je poměrně vysoké. Úsek mezi Novou Vsí n. L. a Suchdolem n. L. byl v době sledování jezer dále zatěžován odpadními vodami z obce Nová Ves (372 obyv.), která zprovoznila ČOV až v roce 2008. V obci Dvory nad Lužnicí (345 obyv.) je asi 150 obyvatel napojeno na kořenovou ČOV, ostatní mají jímky na vyvážení. V obci Rapšach (562 obyv.) je na ČOV napojeno 456 ekvivalentních obyvatel. Další znečištění přichází z obcí Halámky (161 obyv.) a Hrdlořezy (120 obyv.), které mají jímky na vyvážení. Značné množství organických látek se do Lužnice dostává i z přítoků, jejichž pramenné oblasti jsou zrašeliněné (PŘIBIL a kol. 1988).

Konduktivita toku byla nízká. Ve sledovaném dvouletém období 2005 – 2006 byl zařazen do I. jakostní třídy. Hodnoty BSK₅ řadily úsek toku v tomto období do II. jakostní třídy. Velmi vysoké byly hodnoty CHSK_{Mn}. Na profilu Suchdol n. L. dosahovala řeka v tomto parametru III. třídy. Důvodem jsou zřejmě vody zatížené huminovými látkami, které sem přitékají Gamzou, Černým potokem a Hrdlořežským potokem (PŘIBIL a kol. 1988). Vyšší koncentrace amoniakálního dusíku (II. jakostní třída) měly původ pravděpodobně částečně v průmyslových provozech v Českých Velenicích a Gmündu, částečně v provozech živočišné výroby (výkrmna prasat Halámky). Naopak koncentrace dusičnanového dusíku byly velmi nízké. Oba profily se v tomto parametru nacházely v I. jakostní třídě. Vliv splachů z polí do toku je eliminován vysokým stupněm zatravnění nivy. Koncentrace celkového fosforu byly na obou profilech srovnatelné (II. jakostní třída).

Vyjma CHSK_{Mn} byly u všech vybraných parametrů koncentrace v profilu Suchdol n. L. nižší než v profilu Nová Ves n. L., který se nachází na vstupu řeky do oblasti Horní Lužnice. Důvodem je vysoká samočisticí schopnost neregulovaného toku v tomto území, kde je zajištěno přirozené odbourávání znečišťujících látek (PŘIBIL a kol. 1988).

V řece Svratce je nízká vodivost i alkalita stejně jako v případě Lužnice dána kyselým, živinami chudým podložím (Tab. 16). Hlavním zdrojem alochtonních látek jsou zde odpadní vody z drobných sídel, které většinou nemají ČOV. Největším zdrojem znečištění bylo v době sledování jezer město Svratka s téměř 1500 obyvateli a regionálně významnou průmyslovou činností. Městská ČOV byla uvedena do zkušebního provozu v listopadu roku 2006 a do trvalého provozu v listopadu roku 2007 (ústní sdělení). Dalším znečišťovatelem byla obec Svratouch s téměř 900 obyvateli, jejíž ČOV byla uvedena do trvalého provozu až v prosinci roku 2008. Obec Herálec (1285 obyvatel) má ČOV z roku 1997, kde je nutná intenzifikace procesu čištění vody. Obec Křižánky (385 obyvatel), ležící bezprostředně nad sledovanou oblastí, ČOV nemá. Zemědělské znečištění je do značné míry eliminováno zatravněním velké části pozemků v okolí řeky v celém horním povodí Svratky.

Tab. 14: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Labe

parametr	Semín	Votoka	Valy - Labe	Kluk	Nymburk - Labe	Vrt'	Litol - Labe
vodivost [$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$]	44,8	78,1	44,2	41,9	47,2	45,0	48,7
pH	7,96	7,61	7,36	7,78	7,58	7,92	7,61
KNK _{4,5} [$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$]	2,6	4,1	2,1	2,3	2,3	2,4	2,3
BSK ₅ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	5,8	5,2	3,0	3,6	3,7	4,7	3,8
CHSK _{Mn} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	9,3	8,3	5,1	5,6	5,9	8,2	5,7
N-NO ₃ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,498	2,672	4,860	3,118	4,575	2,583	4,596
N-NH ₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,079	0,074	0,244	0,107	0,221	0,152	0,216
N-NO ₂ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,006	0,113	0,074	0,037	0,060	0,041	0,061
celkový P [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,104	0,085	0,160	0,134	0,141	0,184	0,156
P-PO ₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,003	0,004	0,100	0,010	0,086	0,021	0,088
chloridy [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	21,75	36,98	27,40	18,21	28,85	21,57	30,64
sírany [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	61,64	115,97	65,80	47,43	74,70	56,11	n
vápník [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	43,09	84,59	66,80	42,80	73,93	44,25	73,87

Pozn: V profilech na Labi jsou uvedeny průměrné hodnoty parametrů vypočítané z 24 hodnot z let 2005 a 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ).

Tab. 15: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Lužnice

parametr	Nová Ves n.L.- Lužnice	Dvory n.L.	Halámky	Tušť	Nová Suchdol	Suchdol n.L. - Lužnice
vodivost [$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$]	25,2	18,9	18,6	12,8	16,6	23,3
pH	7,2	6,91	6,95	6,01	6,93	7,1
KNK _{4,5} [$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,76	1,3	1,0	0,5	n	0,67
BSK ₅ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	2,4	5,3	4,9	2,0	n	2,2
CHSK _{Mn} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	6,6	8,7	11,0	5,4	11,5	6,9
N-NO ₃ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	1,905	0,324	0,530	0,223	0,198	1,669
N-NH ₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,112	0,415	0,244	0,055	0,240	0,090
N-NO ₂ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,016	0,004	0,005	0,002	n	0,015
celkový P [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,102	0,225	0,144	0,100	0,229	0,093
P-PO ₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,043	0,079	0,037	0,021	0,138	0,040
chloridy [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	29,6	15,56	13,50	14,88	12,53	24,4
sírany [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	26,4	14,39	16,20	19,42	9,97	26,9
vápník [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	16,1	13,61	11,57	9,23	12,79	14,6

Pozn: V profilech na Lužnici jsou uvedeny průměrné hodnoty parametrů vypočítané z 24 hodnot z let 2005 a 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ). Zkratka „n“ znamená nesledováno.

Tab. 16: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Svratky

parametr	Březiny	Svratka II.	Svratka 153. ř. km
vodivost [$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$]	8,8	10,0	14,2
pH	6,64	6,58	6,71
KNK_{4,5} [$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,6	0,7	0,7
BSK₅ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	8,1	4,4	2,5
CHSK_{Mn} [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	17,5	8,6	6,4
N-NO₃ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,100	0,522	2,036
N-NH₄ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,741	0,062	0,138
N-NO₂ [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,004	0,004	0,026
celkový P [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,140	0,073	0,112

Pozn: U řeky Svratky je průměrná hodnota vypočítána z pěti hodnot získaných vlastními chemickými rozbory.

6.5. SOUHRNNÉ CHEMICKÉ UKAZATELE

Průměrné hodnoty a koncentrace vybraných chemických parametrů vody ve fluviálních jezerech jsou uvedeny v textu. Jednotlivé hodnoty získané devíti odběry vody, jejich průměrná hodnota, maximální a minimální hodnota, směrodatná odchylka a variační koeficient jsou uvedeny v tabulce v Příloze 2.

6.5.1. Vodivost

Vodivost byla měřena jak sondou YSI přímo v terénu (6 měření), tak také při laboratorních analýzách (9 měření). Nejvyšších hodnot dosahovala u jezer v Polabí (Tab. 17). Vysoké byly rovněž v řece Labi (Tab. 14), která unáší množství alochtonních rozpuštěných látek a jezera ovlivňuje buď přímo povrchovým spojením, průsakem nebo při povodních.

Tab. 17: Průměrné hodnoty pH, alkality a vodivosti a koncentrace vybraných iontů ve sledovaných fluviálních jezerech

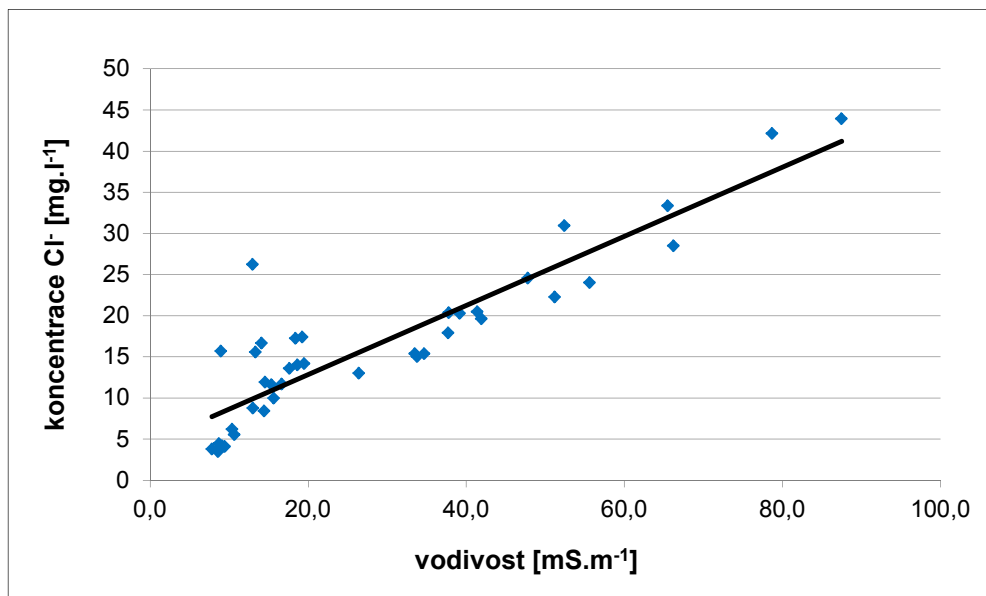
lokality	pH	alkalita [$\mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$]	vodivost [$\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$]	chloridy [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	sírany [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	vápník [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]
Semín	7,96	2602,5	44,8	21,75	61,64	43,09
Votoka	7,61	3803,5	78,1	36,98	115,97	84,59
Kluk	7,78	1927,7	41,9	18,21	47,43	42,80
Vrt'	7,92	2028,9	45,0	21,57	56,11	44,25
Halámky	6,95	619,2	18,6	13,50	16,20	11,57
Dvory n. L.	6,91	886,9	18,9	15,56	14,39	13,61
Tušť	6,01	211,8	12,8	14,88	19,42	9,23
N. Suchdol	6,93	871,5	16,6	12,53	9,97	12,79
Březiny	6,64	324,9	8,8	3,95	10,59	9,39
Svratka II.	6,58	323,2	10,0	5,00	13,55	10,02

Pozn: Průměrné hodnoty pH a konduktivity jsou vypočítány z devíti hodnot, průměrné hodnoty ostatních parametrů jsou vypočítány ze čtyř hodnot získaných v letech 2006 – 2007 (měřeno v laboratoři).

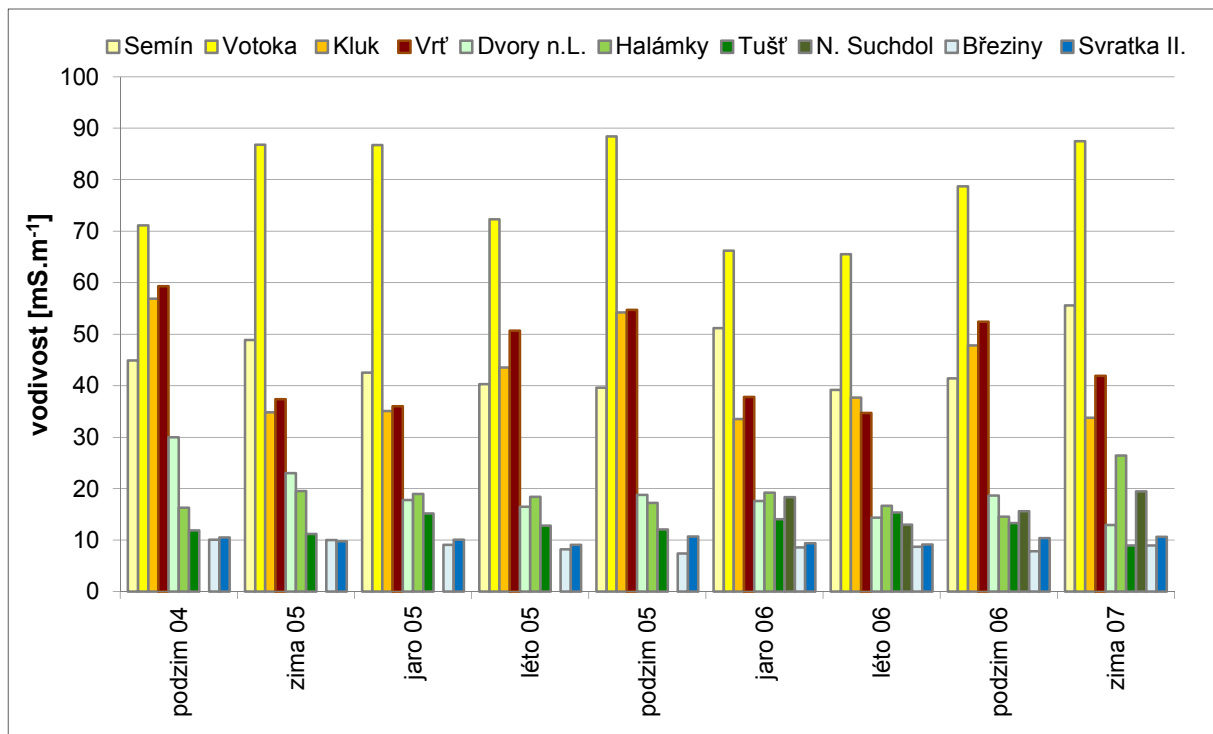
Nejvyšší hodnoty konduktivity byly zaznamenány v jezeru Votoka, a to v každém z devíti odebraných vzorků (Obr. 41). Na jaře roku 2005 byla hodnota konduktivity v jezeru až dvojnásobná oproti ostatním sledovaným lokalitám. Je zde tedy největší množství rozpuštěných disociovaných látek. Při bližším pohledu na iontovou bilanci (Tab. 17) se ukazuje, že důvodem jsou téměř dvojnásobné koncentrace síranů ($100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a dále zvýšené koncentrace chloridů, vápníku a fluoridů, které byly ve vodě zjištěny. Příčinou zvýšeného výskytu těchto iontů je pravděpodobně intenzivní obdělávání zemědělských ploch v nivě, ze kterých voda infiltruje do jezera. Navíc je sem svedena meliorační drenáž z okolních

pozemků. Ostatní vybraná polabská jezera měla konduktivitu vzájemně srovnatelnou a srovnatelnou i s konduktivitou v jakostních profilech na řece Labi (Tab. 14).

Mezi koncentracemi chloridů, jako jednoho z majoritních iontů ovlivňujících vodivost, a vodivostí v odebraných vzorcích ze všech fluviálních jezer byla prokázána těsná závislost (korelační koeficient 0,899) na hladině spolehlivosti 0,05 (Obr. 40).



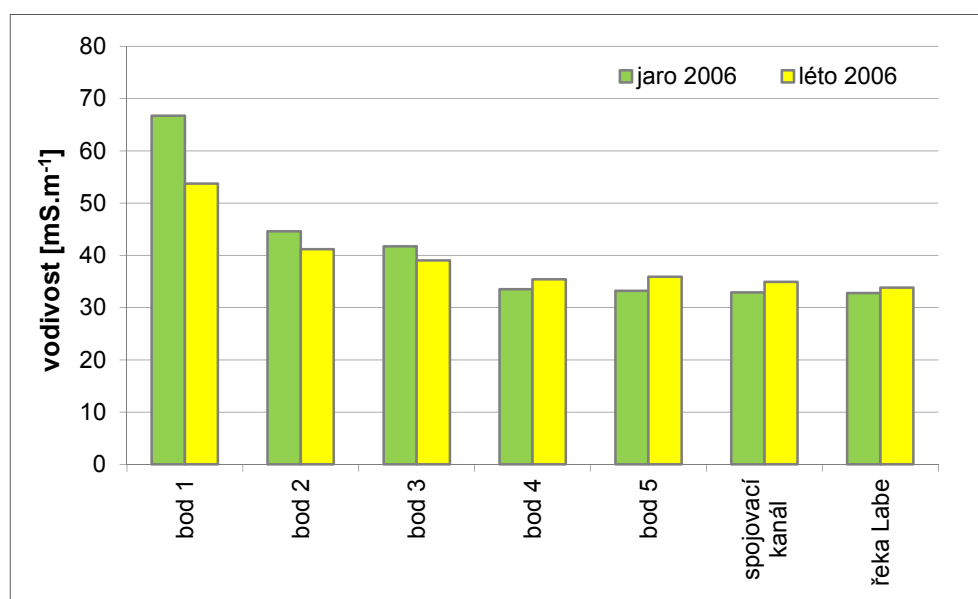
Obr. 40: Závislost vodivosti na koncentraci chloridových iontů



Obr. 41: Vývoj vodivosti ve fluviálních jezerech

Na jezeru Vrt', spojeném s řekou Labe povrchovým kanálem, byla vodivost měřena multiparametrickou sondou v podélném profilu od spojení s řekou směrem k odlehlejšímu konci. Bylo zjištěno, že v místě nejbližším řece dosahovala konduktivita stejné nebo jen nepatrně vyšší hodnoty, než voda v řece (Obr. 42). Směrem k opačnému konci jezera konduktivita postupně narůstala. To je způsobeno častým pohybem vody z jezera a opět do jezera způsobeným kolísáním hladiny vody v řece na přerovském jezu (HAVLÍKOVÁ a JANSKÝ 2007), kdy je jezerní voda vytlačována do slepého ramene a pouze omezeně se míchá s vodou říční. Toto měštnání vody ve slepém konci jezera pozorovali i DAWIDEK a TURCZYŃSKI (2006) v jezeru Orchówek v nivě Bugu.

Ve vertikálním profilu všech polabských jezer konduktivita s hloubkou narůstala (Tab. 11 v kap. 6.3.1.). Největší gradient byl pozorován u všech polabských ramen v zimě 2006, kdy ledová pokrývka přetrvávala na jezerech celou zimu a stratifikace fyzikálně-chemických parametrů nebyla narušována mícháním vodního sloupce.



Obr. 42: Podélný profil vodivosti ve fluviálním jezeru Vrt'

Konduktivita řeky Lužnice v profilu Suchdol nad Lužnicí (průměrně 23,3 mS·m⁻¹) dosahovala méně než polovičních hodnot řeky Labe v profilech Nymburk a Valy, což je dáno nižším zastoupením hlavních iontů, na kterých je vodivost závislá (Tab. 15). Konduktivita ve vybraných jezerech Horní Lužnice byla ve všech případech nižší než v řece. Nejnižší průměrná hodnota byla naměřena v jezeru Tuš' (12,8 mS·m⁻¹). Hodnoty v tomto jezeru byly nejméně rozkolísané. Pohybovaly se v intervalu od 8,9 mS·m⁻¹ do 15,4 mS·m⁻¹. V ostatních

ramenech na Lužnici byly zaznamenány hodnoty v intervalu od $13 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ do $30 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$. V Tušti byla na rozdíl od ostatních ramen ve čtyřech ze šesti případů zaznamenána ve vertikálním profilu vyšší konduktivita u hladiny než u dna.

Ve fluviálních jezerech horní Svatky byly hodnoty vodivosti nejnižší a nejméně rozkolísané. Nacházely se v intervalu od 7,4 do $10,7 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$.

6.5.2. Reakce vody a alkalita

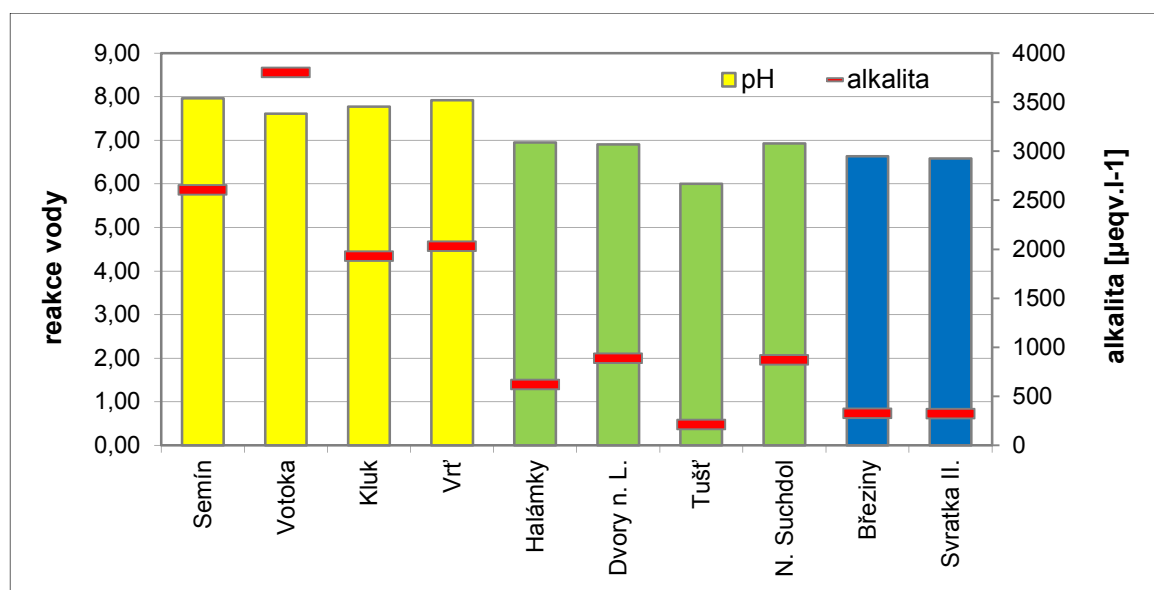
Reakce vody byla podle průměrných hodnot v Polabí vyšší než na Horní Lužnici a Svatce (Obr. 43). Průměrné hodnoty pH vybraných jezer v Polabí se pohybovaly mezi 7,5 až 8 jednotkami, absolutní hodnoty mezi 7 až 8,5, přičemž zaznamenané hodnoty pH nebyly významně rozkolísané. Nejvyšší hodnoty byly v jezerech zjištěny při jarních měřeních v letech 2005 i 2006. To souvisí pravděpodobně s vysokou fotosyntetickou aktivitou řas v jarním období (LELLÁK a KUBÍČEK 1991).

Průměrná hodnota pH na lokalitách Dvory n. L., Halámky a Nová Suchdol byla stejná (6,9). Na lokalitě Tušť byla průměrná hodnota pH 6,0. Nejnižší hodnoty zde byly zaznamenány po celou dobu odběrů.

Na jezerech horní Svatky byly průměrné hodnoty téměř totožné 6,64 a 6,58. Nejnižší hodnoty u obou jezer byly zaznamenány v zimě roku 2007. Nejvyšší hodnoty na podzim v letech 2005 i 2006. Vyšší rozdíl mezi hodnotami jezer Březiny a Svatka II. v rámci jedné odběrové kampaně byl zjištěn pouze na jaře 2005. Důvodem nižší hodnoty pH v jezeru Svatka II. by mohla být jarní voda s nižším pH, která do jezera při vyšších vodních stavech proudí povrchovým spojením z řeky.

V hloubkovém profilu byl ve všech sledovaných jezerech zaznamenán pokles pH s hloubkou (Tab. 11). Důvodem je jednak vyšší fotosyntetická aktivita autotrofních organismů u hladiny, při které dochází k odčerpávání volného CO_2 (LELLÁK a KUBÍČEK 1991), jednak rozklad organických látek u dna, při kterém dochází k uvolňování CO_2 .

Jezera Vrt', Kluk a Semín v Polabí měla velmi podobné hodnoty alkality (Tab. 17, Obr. 43), které byly srovnatelné s hodnotami vody v řece Labi (alkalita průměr $2100 \mu\text{eq}\cdot\text{l}^{-1}$). Jezero Votoka mělo hodnoty alkality stejně jako vodivosti téměř dvojnásobné. U řeky Lužnice a Svatky byly hodnoty alkality rovněž srovnatelné s vybranými fluviálními jezery. Výjimku tvořila lokalita Tušť, kde byla alkalita až čtyřikrát nižší.



Obr. 43: Průměrné hodnoty pH a alkality fluviálních jezer.

6.6. ORGANICKÉ LÁTKY

Množství organických látek bylo sledováno nepřímo pomocí metod CHSK_{Mn} a BSK_5 , v druhé odběrové kampani byl doplněn ještě rozpuštěný organický uhlík (DOC).

Ve vybraných labských jezerech se hodnoty CHSK_{Mn} pohybovaly od 4,0 do 18,4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, hodnoty BSK_5 od 2,3 do 12,7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a hodnoty DOC od 4,1 do 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší průměrné hodnoty CHSK_{Mn} a BSK_5 byly zaznamenány v jezeru Semín, nejnižší v jezeru Kluk (Tab. 18, Obr. 44). Celkově vyšší podíl organických látek a vyšší rozkolísanost jejich koncentrací byly zjištěny v jezerech Votoka a Semín, které nejsou povrchově spojeny s tokem a mají povrchový přítok (Semín) a podpovrchový přítok (Votoka). Důvodem jsou jednak zdroje v povodí, jednak absence proplachování, která vede ke kumulaci organických látek v jezerní pánvi. Přítok do jezera Semín protéká částí obce Semín, do kterého byla v době sledování fluviálních jezer zřejmě svedena část splaškových vod. V jezerech Vrt' a Kluk, ve kterých dochází k neustálé výměně vody mezi jezerem a řekou z důvodu manipulace s výškou vodní hladiny na jezích, byly hodnoty sledovaných ukazatelů organických látek celkově nižší a vyrovnanější (Obr. 45). Kumulace organických látek a větší oživení jezerní vody planktonem jsou důvodem zvýšeného obsahu organických látek v jezerech oproti řece Labi (Tab. 14).

Ve vybraných jezerech Horní Lužnice byly průměrné hodnoty CHSK_{Mn} a DOC vyšší než v Polabí (Tab. 18). Nejnižší hodnoty chemicky i biologicky odbouratelných organických látek byly zaznamenány v jezeru Tuš' (CHSK_{Mn} 5,4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, BSK_5 2,0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a DOC

4,6 mg l⁻¹). Hodnoty zde byly nejméně rozkolísané (Tab. v Příloze 2). Množství listového opadu v jezeru Tušť, které je zřejmě největším zdrojem organických látek, je srovnatelné se zbývajícími jezery Lužnice. Byla zde však významně nižší biomasa fytoplanktonu (podle koncentrace chlorofylu *a*, srovnej s Obr. 50) i zooplanktonu. Planktontí po odumření bývají rovněž značným zdrojem organických látek. Nejrozkolísanější hodnoty CHSK_{Mn} a BSK₅ byly zaznamenány v jezeru Halámky (Tab. v Příloze 2). Zvláště vysoké hodnoty CHSK_{Mn} i BSK₅ byly zjištěny při odběrech 11. 1. 2005, 31. 10. 2005 a 28. 1. 2007. Tyto hodnoty by mohly být způsobeny úniky odpadních vod či přímo kejdy z velkochovu prasat, který se nachází ve vzdálenosti asi 300 m vzdušnou čarou od jezera na říční terase. Hodnoty všech ukazatelů organických látek byly v jezerech na Horní Lužnici vyšší než v přilehlé řece.

Ve fluviálních jezerech horní Svratky byly hodnoty koncentrací CHSK_{Mn}, BSK₅ i DOC velmi vysoké, v jezeru Březiny dvojnásobně vyšší než v jezeru Svratka II. a trojnásobně vyšší než v řece Svratce. Průměrná hodnota CHSK_{Mn} činila na Březinách 18,4 mg·l⁻¹, BSK₅ 8,1 mg·l⁻¹ a DOC 14,2 mg·l⁻¹. Byly to hodnoty nejvyšší ze všech sledovaných jezer.

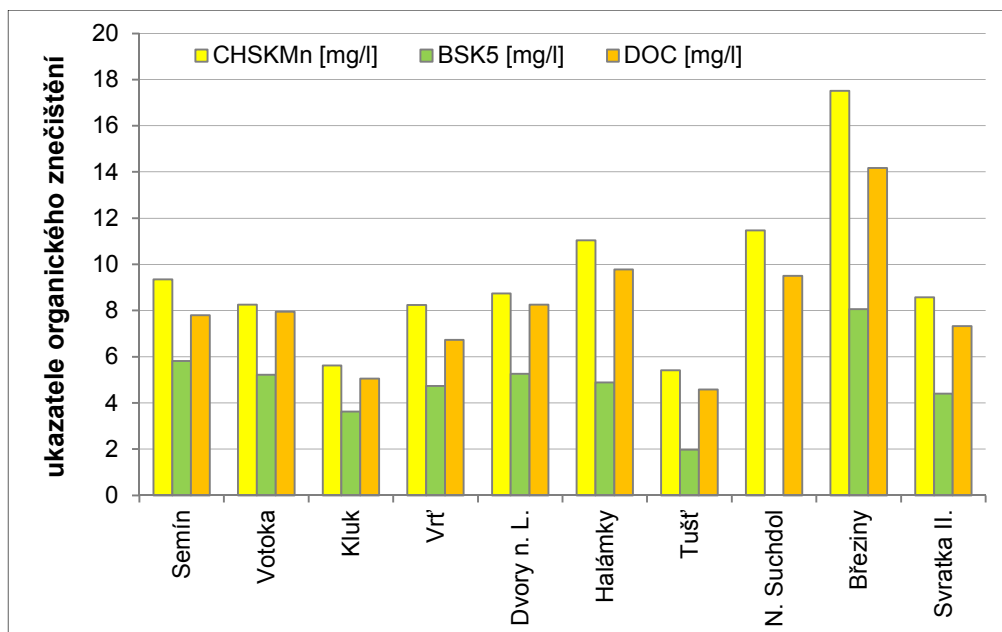
Vysoké koncentrace organických látek mohou mít původ v organických sedimentech, které se zde usazují za vysokých vodních stavů. Část může pocházet z odumírající biomasy silně rozvinutého porostu makrofyt. Organické látky nejsou z jezera odplavovány při povodních, protože jezero leží v oblasti, kde voda při povodni neproudí. V jezeru Svratka II. nacházejícím se v místě silného povodňového proudu byla průměrná hodnota DOC v důsledku častého proplachování o polovinu nižší.

Tab. 18: Průměrné hodnoty CHSK_{Mn}, BSK₅ a DOC vybraných fluviálních jezer

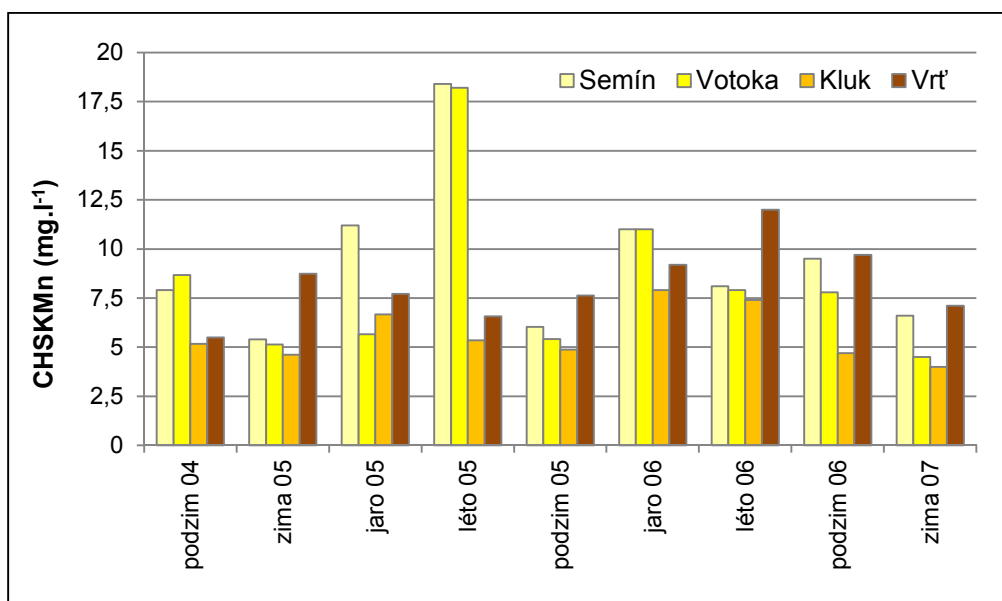
lokality	CHSK _{Mn} ⁽⁹⁾ [mg.l ⁻¹]	BSK ₅ ⁽⁵⁾ [mg.l ⁻¹]	DOC ⁽⁴⁾ [mg.l ⁻¹]
Semín	9,3	5,8	7,8
Votoka	8,3	5,2	8,0
Kluk	5,6	3,6	5,1
Vrt'	8,2	4,7	6,7
Halámky	11,0	4,9	9,8
Dvory n. L.	8,7	5,3	8,3
Tušť	5,4	2,0	4,6
N. Suchdol	11,5	n	9,5
Březiny	17,5	8,1	14,2
Svratka II.	8,6	4,4	7,3

Pozn: ⁽⁹⁾, ⁽⁵⁾, ⁽⁴⁾ – průměrná hodnota vypočtena z 9, 5, 4 hodnot, n

– nesledováno



Obr. 44: Ukazatele organického znečištění (průměrné hodnoty)



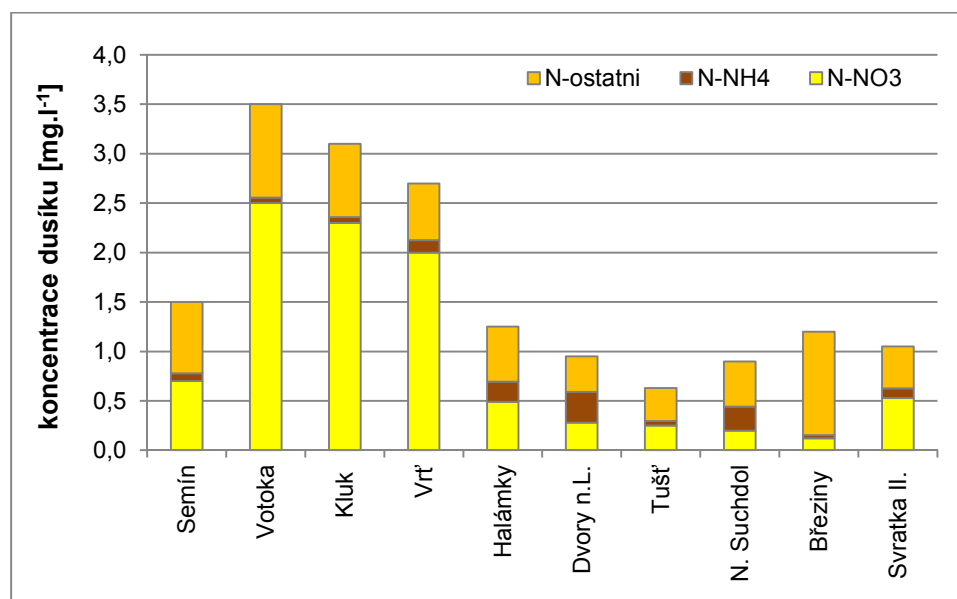
Obr. 45: Vývoj chemické spotřeby kyslíku ve fluviálních jezerech Polabí

6.7. ŽIVINY

6.7.1. Dusík

Celkový dusík (TN) je součtem všech anorganických a organických forem dusíku ve vodě. Anorganické formy představuje dusičnanový, dusitanový a amoniakální dusík (PITTER 1999).

V odstavených ramenech v Polabí vyjma lokality Semín byly v období jaro 2006 až zima 2007 koncentrace TN vyšší než ve sledovaných ramenech Horní Lužnice a horní Svratky (Obr. 46). V jezerech Vrt', Kluk a Votoka byly dvojnásobně až trojnásobně vyšší než na ostatních lokalitách. Důvodem jsou vysoké koncentrace N-NO₃, které tvořily více než 75 % celkového dusíku. U jezer Horní Lužnice a Svratky u Milov tvořily dusičnany necelou polovinu celkového dusíku. Nejmenší podíl dusičnanů na celkovém dusíku byl zaznamenán u jezera Březiny – necelých 20 %. Zde připadl největší podíl na organicky vázaný dusík, který pochází z rozkladu značné biomasy vodních makrofyt a organického detritu.



Obr. 46: Průměrné koncentrace celkového dusíku (TN), N-NO₃ a N-NH₄ vybraných jezer (vypočtené ze 4 hodnot z odběrů J06, L06, P06 a Z07). Koncentrace TN je vyjádřena jako výška celého sloupce. Barevně jsou vyznačeny podíly dusičnanového, amoniakálního a ostatního dusíku na celkovém dusíku. Ostatní dusík je tvořen dusitanovým dusíkem, který se v jezerech vyskytuje v minimálních koncentracích, a organickým dusíkem.

Tab. 19: Průměrné koncentrace vybraných parametrů dusíku a fosforu

parametr /lokality	TN [mg.l ⁻¹]	N-NO ₃ [mg.l ⁻¹]	N-NH ₄ [mg.l ⁻¹]	N-NO ₂ [mg.l ⁻¹]	TP [mg.l ⁻¹]	P-PO ₄ [mg.l ⁻¹]
Semín	1,450	0,498	0,079	0,006	0,104	0,003
Votoka	3,475	2,672	0,074	0,113	0,085	0,004
Kluk	3,100	3,118	0,107	0,037	0,134	0,010
Vrt'	2,725	2,583	0,152	0,041	0,184	0,021
Halámky	1,250	0,530	0,244	0,005	0,144	0,037
Dvory n. L.	0,950	0,324	0,415	0,004	0,225	0,079
Tušť	0,667	0,223	0,055	0,002	0,100	0,021
N. Suchdol	0,900	0,198	0,240	n	0,229	0,138
Březiny	1,200	0,100	0,741	0,004	0,140	0,036
Svratka II.	1,050	0,522	0,062	0,004	0,073	0,007

Pozn: Průměrné hodnoty N-NO₃, N-NH₄ a TP byly vypočítány z devíti hodnot, průměrné hodnoty ostatních parametrů ze čtyř hodnot. Hodnoty koncentrací N-NO₃ a N-NH₄ uvedené v tabulce se neshodují s hodnotami v grafu na Obr. 46, které byly vypočítány ze čtyř hodnot.

Koncentrace dusičnanového dusíku byly po celé sledované období od podzimu 2004 do zimy 2007 nejvyšší ve fluviálních jezerech Vrt', Kluk a Votoka. V jezerech Vrt' a Kluk povrchově spojených s Labem je pravděpodobně největším zdrojem N-NO₃ voda z řeky Labe, která do jezer proudí v závislosti na výšce říční hladiny. Na silný vliv říční vody ukazuje i stejný sezónní vývoj koncentrací v obou jezerech. Na lokalitě Votoka pocházely dusičnany především z okolních polí, odkud jsou do jezera svedeny meliorované vody. To potvrdily vysoké koncentrace dusičnanů v jarním období (na jaře roku 2005 až 10,5 mg·l⁻¹), kdy jsou pole bez vegetačního krytu a voda z tajícího sněhu dusičnany z půdy vymývá (SCHEFFER a SCHACHTSCHABEL 2002). Jezero Votoka mělo koncentrace nejvíce rozkolísané. Hodnota směrodatné odchylky byla trojnásobná oproti ostatním labským lokalitám (Tab. v Příloze 2).

Z vybraných lokalit Horní Lužnice byly nejvyšší hodnoty koncentrací dusičnanů zjištěny v mrtvém rameni Halámky (Tab. 19). Byly značně rozkolísané. Velké množství dusičnanového dusíku na jaře 2005 a v létě 2006 mohlo být do jezera přineseno povodní, která se v obou případech před odběry vyskytla. Jiným důvodem by mohla být částečná dotace vodou z terasy, která obsahuje vysoké hodnoty dusičnanů (RAUCH a kol. 1996). Nejnižší hodnoty koncentrací N-NO₃ byly zaznamenány na lokalitě Nová Suchdol, kde ale výsledek může být zatížen krátkou dobou sledování (pouze 4 odběry).

Na horní Svratce se vyšší koncentrace dusičnanového dusíku nacházely v jezeru Svratka II. Průměrná hodnota zde dosahovala 0,522 mg·l⁻¹, na Březinách 0,100 mg·l⁻¹. Důvodem je

přímé spojení jezera Svratka II. s řekou. Dalším důvodem by mohlo být i nižší odčerpávání dostupného dusíku nízkou biomasou fytoplanktonu.

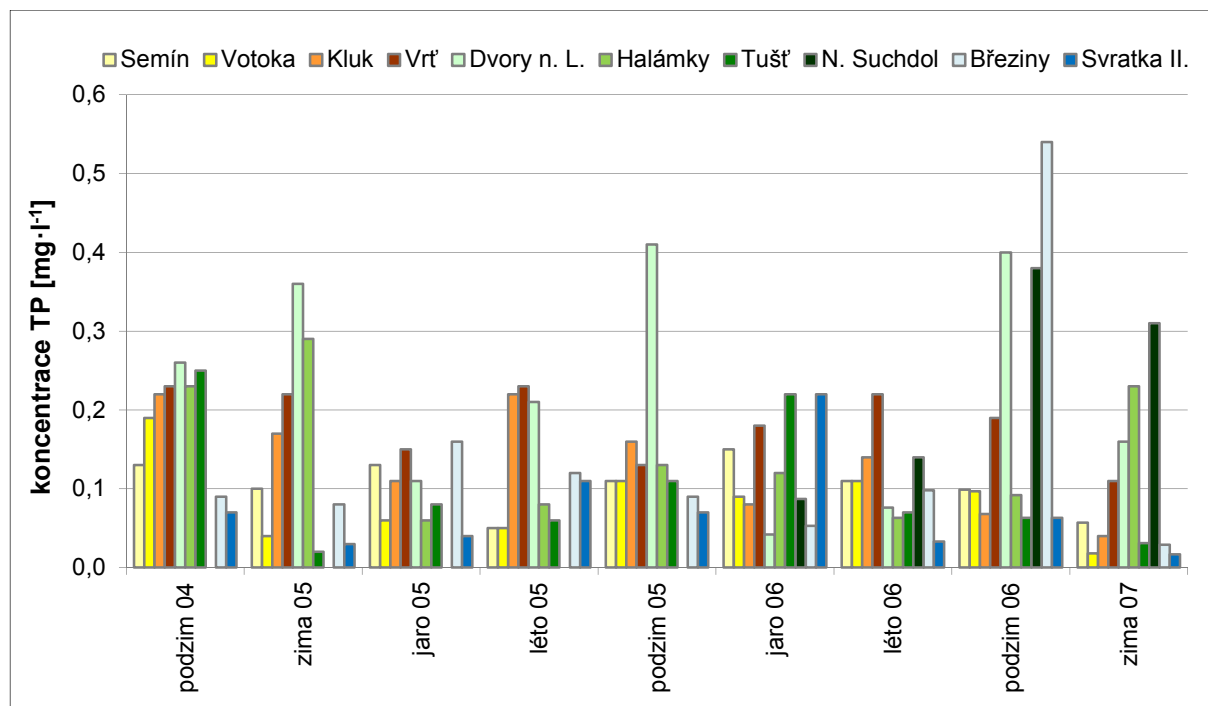
Koncentrace amoniakálního dusíku byly na lokalitách v Polabí poměrně nízké a vyrovnané. Amoniakální dusík je z vody odčerpán velkou biomasou sinic a řas (WETZEL 2001). Na Horní Lužnici byly vyjma jezera Tuš' koncentrace vyšší a rozkolísanější než v Polabí. Na těchto lokalitách není nižší biomasa fytoplanktonu schopná dostupné množství amoniakálního dusíku využít. V jezerech Dvory i Halámky byly dvakrát dosaženy extrémní koncentrace. V obou případech se jednalo o léto 2005 a zimu 2007. Vzhledem k tomu, že se koncentrace vyskytují ve stejných odběrech, mohly by mít původ v řece. Stejně tak však mohla území zasáhnout srážka, která způsobila kontaminaci jezera Dvory z přilehlé pastviny a jezera Halámky z louky, která je v Registru půdních bloků vedena jako nehnojená, ale podle charakteru porostu je pravděpodobně dotovaná živinami. Na horní Svratce byla u jezera Březiny zásluhou dvou extrémních koncentrací (na jaře a na podzim roku 2005) vyšší průměrná hodnota koncentrace amoniakálního dusíku než na Svratce II.

Koncentrace dusitanového dusíku byly v jezerech zanedbatelné. Vyšší byly zaznamenány pouze ve fluviálním jezeru Votoka v Polabí.

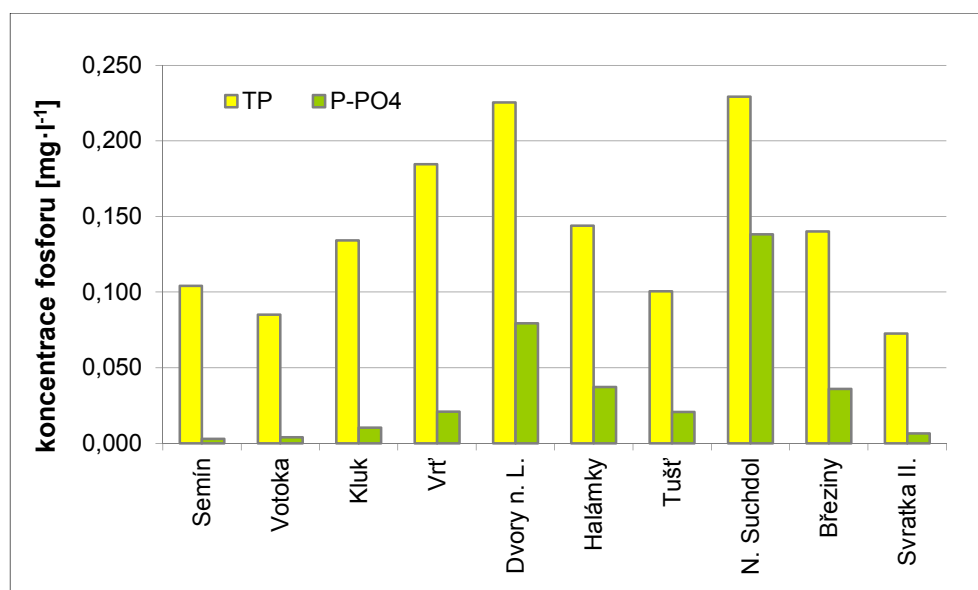
6.7.2. Fosfor

Ve středním Polabí byly průměrné koncentrace celkového fosforu nejnižší v odstaveném rameni Votoka ($0,085 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), nejvyšší v odstaveném rameni Vrt' ($0,184 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) (Obr. 48). Hodnoty byly méně rozkolísané než na lokalitách na Lužnici a Svratce. U jezer Vrt' a Kluk povrchově spojených s řekou bylo možné vysledovat podobný sezónní vývoj (Obr. 47). Důvodem je stejně jako v případě dusičnanů dominantní vliv řeky, kde průměrná koncentrace celkového fosforu činí $0,160 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace fosforečnanového fosforu, který se stanovuje ve filtrovaném vzorku, zde byla velmi nízká (Obr. 48). Využitelný fosfor je díky velké biomase fytoplanktonu vyčerpán.

Jezera Horní Lužnice měla vyšší koncentrace celkového i fosforečnanového fosforu než jezera v Polabí. Nejnižší průměrné koncentrace obou sledovaných parametrů fosforu se nacházely v Tušti (TP = $0,100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-PO₄ = $0,021 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), nejvyšší na jezeru Nová Suchdol (TP = $0,229 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, P-PO₄ = $0,138 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Důvodem vysokých koncentrací by mohly být povodně, které jsou v nivě Lužnice pravidelným jevem a které do nivy přináší značné množství živin. Ty se ukládají jak ve vodních tělesech, tak v terestrické části nivy, odkud mohou být do vodního prostředí vyplavovány. V průběhu sledování byla niva Lužnice zalita povodní desetkrát.



Obr. 47: Koncentrace celkového fosforu ve vybraných fluviálních jezerech



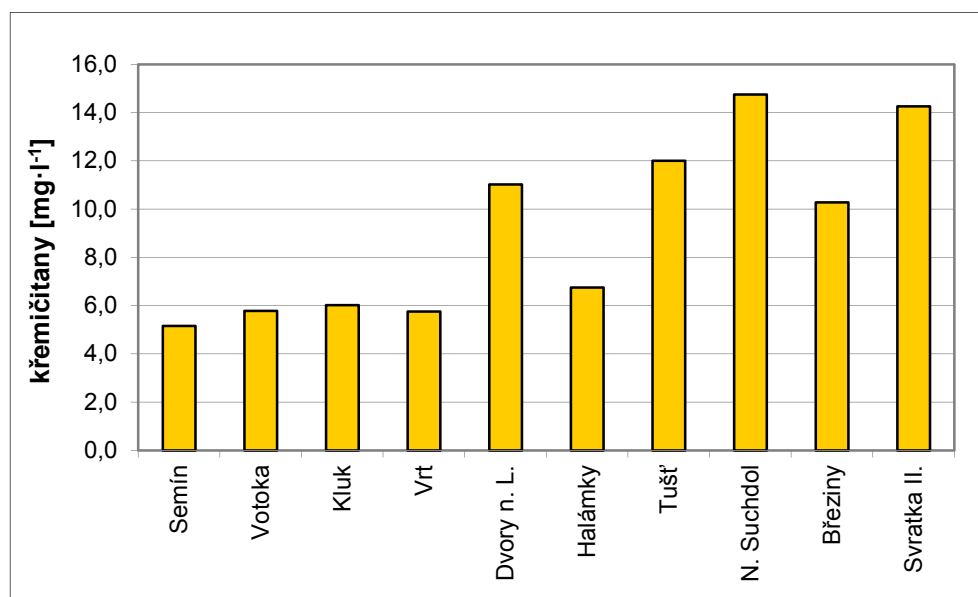
Obr. 48: Průměrné koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu ve fluviálních jezerech

Extrémních hodnot celkového fosforu bylo na několika lokalitách (Dvory n. L., N. Suchdol, Březiny) dosaženo v podzimním období roku 2006. Pravděpodobně souvisí se záklesem vodní hladiny v ramenech, protože v tomto období v době odběru protékalo v Lužnici na Pilaři ($0,85 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) i ve Svratce v Borovnici ($0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) velmi malé množství vody.

Na horní Svatce byly průměrné koncentrace celkového i fosforečnanového fosforu na Březinách dvojnásobné oproti jezeru Svatka II. Značná část fosforu se pravděpodobně uvolňuje rozkladem odumřelých částí rostlin, které nejsou z jezera vyplachovány. Velmi malá hloubka jezera Březiny způsobuje intenzivnější ovlivňování vodního sloupce sedimentem, než u jezera Svatka II. (PITHART 1999).

6.7.3. Křemičitany

V odstavených meandrech ve středním Polabí byly průměrné hodnoty křemičitanů nejnižší ze sledovaných jezer (Obr. 49). Pohybovaly se okolo hodnoty $5,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ na lokalitě Semín a $6,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ na lokalitě Kluk. V jarním období byly zaznamenány hodnoty pod mezi detekce metody. Křemičitany jsou v tomto období značně eliminovány nebo téměř vyčerpány fytoplanktonem v souvislosti s rozvojem drobných centrických později větších rozsivek (SOMMER a kol. 1996).



Obr. 49: Průměrné hodnoty křemičitanů ve fluviálních jezerech

Ve sledovaných fluviálních jezerech Horní Lužnice byly nejnižší průměrné hodnoty zaznamenány na Halámkách ($6,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) a nejvyšší v rameni Nová Suchdol ($14,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). V Halámkách je nízká průměrná koncentrace dána velice nízkou podzimní koncentrací, která byla neměřitelná. Může se jednat o chybu stanovení. Nelze však vyloučit, že při odběru byla zachycena fáze podzimního rozvoje rozsivek, kdy došlo opět k intenzivnímu zabudování křemičitanů do schránek rozsivek. Na horní Svatce byly průměrné hodnoty křemičitanů vyšší

ve Svatce II., kde je kvůli zastínění a častému intenzivnímu proplachování celkově nižší biomasa fytoplanktonu.

Tam, kde dochází ke značnému rozvoji fytoplanktonu (jezera v Polabí, Halámky, Dvory n. L.), byly hodnoty koncentrací křemičitanů rozkolísanější a pravděpodobně korespondovaly s vývojem rozsivek ve společenstvu fytoplanktonu. Zde se křemík může stát faktorem limitujícím primární produkci (LELLÁK a KUBÍČEK 1991). Tam, kde byla biomasa fytoplanktonu celkově nízká, byly hodnoty stabilnější.

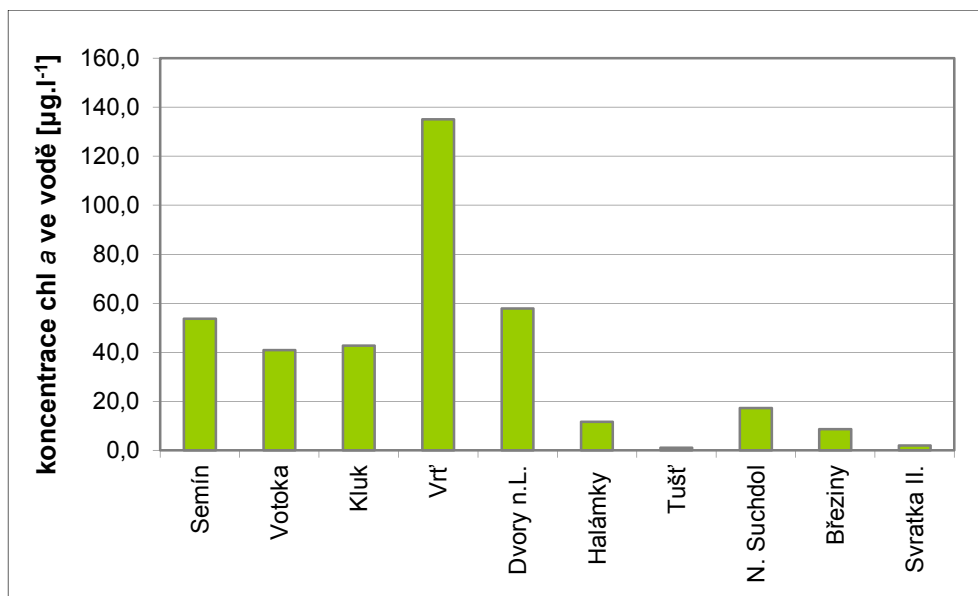
6.8. CHLOROFYL *a* – MNOŽSTVÍ BIOMASY FYTOPLANKTONU

V jezerech v Polabí byly koncentrace chlorofylu *a* a tím i biomasa fytoplanktonu celkově vyšší (Obr. 50). Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány ve fluviálním jezeru Vrt', kde dosahovaly průměrně $135 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. V jezeru Semín byly o polovinu nižší ($54 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Fluviální jezera Votoka a Kluk měla průměrnou biomasu fytoplanktonu srovnatelnou.

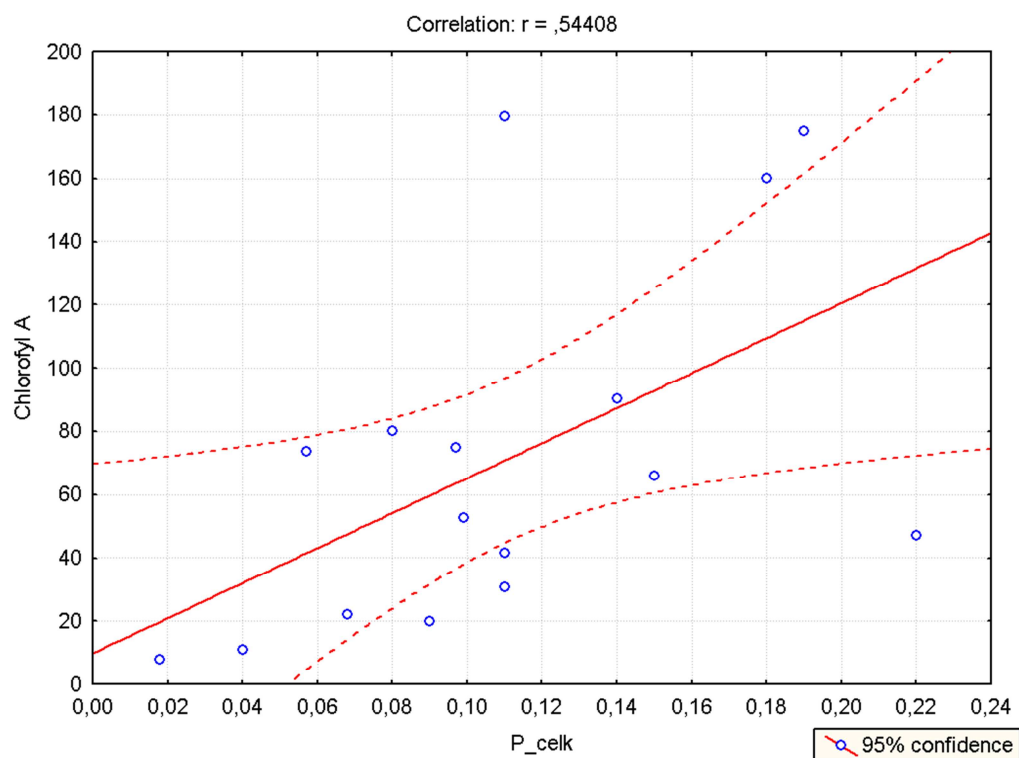
Koncentrace chlorofylu *a* v jezerech v Polabí korelovaly s koncentracemi celkového fosforu (Obr. 51). Mezi proměnnými byl prokázán těsný vztah ($r = 0,544$ na hladině pravděpodobnosti 0,05).

Z jezer Horní Lužnice mělo největší průměrnou koncentraci chlorofylu *a* jezero Dvory n. L. ($57,84 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). To může být způsobeno větším osluněním jezera, které dává větší předpoklad pro rozvoj fytoplanktonu. Zároveň díky tomu, že je jezero propojeno s řekou Lužnicí, je zde rybí obsádka, která redukuje velké zooplanktonní filtrátory. Jezero Nová Suchdol je rovněž spojeno s řekou Lužnicí. Nižší koncentrace chlorofylu *a* tudíž nižší biomasa fytoplanktonu je v tomto případě způsobena velkým zastíněním jezera. V jezeru Tuš' velké perloočky fytoplankton efektivně filtrují a koncentrace chlorofylu byla proto velmi nízká ($1,02 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Zároveň zde byla nízká koncentrace živin. Závislost mezi koncentracemi celkového fosforu a chlorofylu *a* kvůli výše uvedeným faktorům prokázána nebyla.

U jezer horní Svatky byla koncentrace chlorofylu *a* průměrně nejnižší. V jezeru Březiny dosahovala čtyřnásobných hodnot, než v jezeru Svatka II ($1,92 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). To souvisí s vyšším osluněním jezera a s vyšším obsahem živin dostupných pro fytoplankton. Jezero Svatka II. je často proplachováno, jeho živinová bilance je nižší a oproti jezeru Březiny je značně zastíněno. V několika vzorcích zde byli nalezeni velcí filtrátoři. To vše způsobuje celkově nízkou biomasu fytoplanktonu. Vyšších hodnot bylo u obou jezer dosaženo na jaře roku 2006, což souvisí s jarním rozvojem fytoplanktonu a v zimě 2007.



Obr. 50: Průměrná hodnota koncentrace chlorofylu *a* ve fluviálních jezerech



Obr. 51: Korelace celkového fosforu a chlorofylu *a* fluviálních jezer v Polabí

6.9. STUPEŇ TROFIE JEZER

Podle koncentrací celkového fosforu, celkového dusíku, chlorofylu *a* a poměru celkového dusíku k celkovému fosforu lze jezera zařadit do jednotlivých kategorií trofie. Mezní hodnoty ve vztahu k trofii v letních měsících (Tab. 20) uvádí KALFF (2002).

Tab. 20: Hranice letních průměrných koncentrací živin (u hladiny) ve vztahu k trofii nádrže (upraveno podle KALFFA 2002)

stupeň trofie	TN [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	TP [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	Chla [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	TN:TP
oligotrofie (O)	< 350	< 10	<3,5	~ 35
mezotrofie (M)	350 až 650	10 až 30	3,5 až 9	~ 25
eutrofie (E)	650 až 1200	30 až 100	9 až 25	~ 14
hypertrofie (H)	> 1200	> 100	> 25	~ 12

Pro porovnání trofie jezer byly vybrány letní hodnoty sledovaných ukazatelů, které byly zařazeny podle mezních hodnot do stupňů trofie. Letní hodnoty koncentrací nijak nevybočovaly z hodnot průměrných, proto dávají poměrně dobrou představu o trofickém stupni jezer. Z klasifikace byl vyloučen ukazatel anorganický dusík, protože nebyly sledovány všechny jeho složky.

Z Tab. 21 vyplývá, že jezera v Polabí měla v letním období hypertrofní charakter, u jezera Vrt' odpovídaly hypertrofii všechny parametry. Ve fluviálních jezerech Semín a Votoka byly zaznamenány nižší koncentrace celkového dusíku, proto byly zařazeny podle tohoto parametru do stupně eutrofie. Jezero Kluk se odlišovalo v parametru TN:TP. Vysoký poměr způsobený velkým rozdílem mezi koncentracemi celkového dusíku a fosforu jej řadil až mezi jezera mezotrofní a fosfor by zde mohl být faktorem limitujícím rozvoj fytoplanktonu.

Fluviální jezera Horní Lužnice byla podle letních koncentrací živinami zatížena méně. Na pomezí hypertrofie a eutrofie se nacházelo jezero Nová Suchdol kvůli vysokým koncentracím celkového fosforu a kvůli tomu nízkému poměru TN:TP. Jezero Halámky mělo v letním období 2006 velmi vysokou koncentraci celkového dusíku, proto bylo zařazeno do stupně hypertrofie. Průměrná koncentrace TN byla rovněž vysoká a jezero tedy nejvyššímu stupni trofie v tomto parametru odpovídá. Nižší koncentrace chlorofylu *a* v letním odběru v roce 2006 na všech lokalitách z Horní Lužnice byly způsobeny odplavením fytoplanktonu při povodni, která postihla nivu asi 10 dní před měřením. Jezero Tuš', kde byly velmi nízké hodnoty chlorofylu *a*, se podle zařídění nacházelo na hranici eutrofie a mezotrofie.

Jezerá horní Svatky měla podle letních koncentrací parametrů eutrofní až mezotrofní charakter. V ukazateli celkový dusík náleželo fluviální jezero Březiny do kategorie hypertrofie. To bylo způsobeno především vysokou koncentrací organického dusíku. V ukazateli chlorofyl *a* vykazovalo jezero Březiny mezotrofní, jezero Svatka II. dokonce oligotrofní charakter. Důvodem je opět přítomnost velkých zooplanktonních filtrátorů, kteří filtrací rozvoj fytoplanktonu omezují. U fluviálního jezera Svatka II. jsou dalším důvodem zhoršené světelné podmínky ve slepém ramenu způsobené zastíněním stromy.

Tab. 21: Zařazení vybraných jezer do stupňů trofie

lokality	TN	TP	Chla	TN:TP	celkem
Semín	E	H	H	H	H
Votoka	E	H	H	H	H
Kluk	H	H	H	M	H/E
Vrť	H	H	H	H	H
Halámky	H	E	M	M	E
Dvory n.L.	E	E	E	E	E
Tušť	E	E	O	E	E/M
N. Suchdol	E	H	E	H	H/E
Březiny	H	E	M	E	E
Svatka II.	E	E	O	M	M

Pozn: H – hypertrofie, E – eutrofie, M – mezotrofie, O – oligotrofie

6.10. ZOOPLANKTON

Biomasa zooplanktonu byla sledována jako výška sloupce sedimentovaného fixovaného zooplanktonu odfiltrovaného ze stejného objemu vody ve 100 ml lahvičce. U vzorků z lokalit v Polabí se výška sloupce sedimentovaného zooplanktonu pohybovala od 0,5 do 1 cm. U vzorků z lokalit na Horní Lužnici a Svatce u Milov dosahovala maximálně 0,3 cm u vzorků s největší biomasou.

Ve sledovaných jezerech bylo nalezeno celkem 103 druhů nebo rodů (kde nebylo možné určit organismus do druhu) zooplanktonu, z toho 45 druhů vířníků, 40 druhů perlooček a 18 druhů klanonožců.

Tab. 22: Počet druhů zooplanktonu nalezených ve sledovaných jezerech

lokality	Rotatoria	Copepoda	Cladocera	ostatní	celkem
Semín	20	6	14	3	43
Votoka	17	5	16	1	39
Kluk	24	6	19	1	50
Vrť	24	7	18	2	51
Halámky	19	11	16	1	47
Dvory n. L.	20	5	7	1	33
Tušť	18	6	9	1	34
N. Suchdol	15	0	5	0	20
Březiny	12	9	13	0	34
Svatka II.	16	5	14	1	36

Druhově početnější byly vzorky z polabských ramen. Nejvíce druhů bylo nalezeno ve vzorcích zooplanktonu z ramene Vrť (51) a Kluk (50). Druhové složení vířníků polabských jezer bylo podobné. Ve všech vzorcích byly hojně zastoupeny drobné druhy rodů *Keratella*, *Polyarthra*, *Synchaeta* a *Asplanchna*, méně pak rodu *Brachionus*. Větší druhy vířníků (*Brachionus calyciflorus*, *Synchaeta pectinata*) byly zastoupeny ve fluviálním jezeru Vrť.

Druhové složení klanonožců (Copepoda) bylo poměrně chudé. Nejčastěji se vyskytovaly druhy *Cyclops vicinus* a *C. strenuus*. V jezeru Votoka byly ve vyšších počtech nalezeny drobné druhy *Thermocyclops crassus* a *T. oithonoides*, v jezeru Vrť druhy *Acanthocyclops trajani* a *A. vernalis*. Významnější podíl ve vzorcích z lokality Kluk tvořila vznášivka *Eudiaptomus gracilis*.

Perloočky byly ve vzorcích zastoupeny celkem 19 druhy, ve většině vzorků však tvořily početně velmi malé podíly. Nejčastější a nejhojnější byl druh *Bosmina longirostris*. Dále se zde vyskytovaly drobné druhy *Daphnia cucullata* a pro ČR nepůvodní druhy *D. ambigua* a *D. parvula*. V letních vzorcích z roku 2006 z jezer Vrť a Kluk byl v hojném počtu nalezen druh

Moina micrura (6,92 % ze spočítaných jedinců). Tento druh byl hojně zastoupen i ve vzorcích zooplanktonu z řeky Labe, odkud se zřejmě do obou jezer dostává.

V letních a podzimních vzorcích z jezera Kluk byl určen druh *Bosmina coregoni*, který je typickým druhem velkých vodních nádrží. V letním vzorku 2005 z téže lokality byly hojněji zastoupeny méně běžné perloočky druhů *Pleuroxus denticulatus* a *P. uncinatus*, žijící nejčastěji mezi rostlinami. V jezeru Vrt' byly ze vzácných druhů nalezeny perloočky *Anchistropus emarginatus* a *Pseudochydorus globosus*.

V zooplanktonu mrtvých a slepých ramen řeky Lužnice byly perloočky ve srovnání s lokalitami v Polabí méně druhově zastoupeny. V mnohem menších počtech než v Polabí byl nalézán druh *Bosmina longirostris*. Rod *Daphnia* byl zastoupen druhy *D. ambigua*, *D. cucullata*, *D. longispina* a *D. pulex*, která v mrtvém rameni Tuš' dominovala v několika vzorcích celému společenstvu. Hojněji než v Polabí se v tůních vyskytovaly druhy *Eurycerus lamellatus* a *Simocephalus vetulus*. Skupina Copepoda, nejhojněji druhově zastoupená v mrtvém ramenu Halámky, čítala druhy *Acanthocyclops einslei*, *Cyclops insignis*, *C. strenuus*, *C. vicinus*, *Eucyclops serrulatus*, *E. macrurus*, *Macrocyclus fuscus*, *Megacyclus viridis*, *Mesocyclops leuckarti* a *Thermocyclops crassus*. Druh *Cyclops insignis* byl nalezen pouze na lokalitách Horní Lužnice. Skupina Rotatoria byla zastoupena běžnými rody *Synchaeta*, *Polyarthra* a *Keratella*. Na rozdíl od polabských fluviálních jezer zde byly v hojnějších počtech nalézány druhy *Anuraeopsis fissa* a *Keratella testudo*.

Vzorky z fluviálních jezer na horní Svatce byly charakteristické velmi malým počtem vířníků. V planktonu byl mimo jiné nalezen druh *Keratella serrulata*, který je typický pro kyselé vody. Skupina Copepoda byla mimo jiné zastoupena druhy *Macrocyclus albidus* a *Megacyclus gigas*, které v ostatních lokalitách nalezeny nebyly. Stejně jako na Lužnici se zde vyskytoval druh *Acanthocyclops einslei*, který v Polabí nalezen nebyl.

Perloočky byly nejhojněji zastoupeny druhy *Alonella nana*, *Pleuroxus truncatus* a většími druhy *Simocephalus vetulus*, *Daphnia pulex* a *D. longispina*.

Tab. 23: Druhy (rody) zastoupené v zooplanktonu sledovaných jezer

seznam druhů (rodů)/lokality	Semin	Votoka	Kluk	Vrť	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol	Březiny	Svratka II.
Rotatoria										
<i>Anuraeopsis fissa</i> Gosse, 1851	1	.	.	1	1	1	1	1	.	1
<i>Asplanchna brightwelli</i> Gosse, 1850	.	.	1	1
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	1	1	1	1	.	.	1	1	.	1
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	1	1	1	1	1	1	.	1	.	1
<i>Brachionus budapestinensis</i> Daday, 1885	.	.	.	1
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	1	1	1	1	1	1	.	.	.	1
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	1	.	1	.	1	.	1	.	1	1
<i>Brachionus leydigi</i> Cohn, 1862	1	.	1
<i>Brachionus patulus</i> (O. F. Müller, 1786)	1	.	.	1	1
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	1	1	1	1	.	1
<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838	1	.	.	.
<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773	.	.	1	1	.	1	1	1	.	.
<i>Colurella uncinata</i> Müller, 1773	.	.	1
<i>Conochiloides natans</i> (Seligo, 1900)	1	.	1
<i>Dicranophorus</i> sp.	.	.	1
<i>Euchlanis lyra</i> Hudson, 1886	1	1
<i>Euchlanis</i> sp.	.	.	.	1	1	1
<i>Epiphanes senta</i> (Müller, 1773)	.	.	1
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	.	1	1	1	.	1	1	.	.	.
<i>Gastropus</i> sp.	.	.	1	1
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Keratella hiemalis</i> Carlin 1943	.	1	1
<i>Keratella irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	.	.	.	1
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Keratella testudo</i> (Ehrenberg, 1832)	1	1	1	1	.	1
<i>Keratella serrulata</i> (Ehrenberg, 1838)	1	.
<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	.	.	1	.	1	.	.	1	.	.
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	1	.	.	.	1	1
<i>Lepadella</i> sp.	1	1	1	.	1	1
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	1	.	.	1
<i>Notholca squamula</i> (Müller, 1786)	.	.	.	1
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	1
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.
<i>Polyarthra euryptera</i> Wierzejski, 1891	1
<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	1	1	1	.	1	1	1	.	.	.
<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i>	1	1	.	1	.	1	1	1	.	.
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	1	1	1	1	1	1	.	1	.	.
<i>Polyarthra remata</i> (Skorikov, 1896)	1	1	.	1	1	1
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	1	1	.	.	1
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	1	1	1	.	.	.	1	.	.	.
<i>Synchaeta</i> sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Testudinella patina</i> (Herrmann, 1783)	.	.	.	1
<i>Testudinella</i> sp.	.	.	.	1	1	1	1	.	.	.
<i>Trichocerca</i> sp.	.	1	.	1	.	1	1	1	1	1

Tab. 23 – pokračování

seznam druhů (rodů)/lokality	Semin	Votoka	Kluk	Vrt'	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol	Březiny	Svratka II.
Cladocera										
<i>Acantholeberis</i> sp.	.	1	1
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)	.	1	.	.	.	1	.	.	1	1
<i>Alona costata</i> Sars, 1862	1	1
<i>Alona rectangularis</i> Sars, 1861	.	1	1	1	1
<i>Anchistropus emarginatus</i> Sars, 1862	.	.	.	1
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)	1	1
<i>Bosmina coregoni</i> (Baird, 1857)	.	.	1
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1
<i>Camptocercus</i> sp.	1	.
<i>Ceriodaphnia megops</i> Sars, 1861	1	.	1	.	1	.	.	.	1	1
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	1	1	1	1	1
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	1	1	1	1	1	.	1	1	.	1
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	1	.	1	1	1	.	.	1	1	.
<i>Daphnia cucullata x galeata</i>	1	1
<i>Daphnia curvirostris</i> Eylmann, 1887	1	.	1	.	.	.
<i>Daphnia galeata</i> (Sars, 1863)	1	.	1
<i>Daphnia longispina</i> (O. F. Müller, 1785)	1	1
<i>Daphnia magna</i> Straus, 1820	1
<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901	1	.	.	1
<i>Daphnia pulex</i> Leydig, 1860	1	.	1	1	1	1
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	1	1	1	1
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)	.	.	1
<i>Euryercus lamellatus</i> (O. F. Müller, 1776)	1	1	.	1	1
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1848)	1	1	.	1	1	1	.	.	1	1
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1785)	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1
<i>Ilyocryptus</i> sp.	.	.	.	1
<i>Latona setifera</i> (O. F. Müller, 1776)	.	1
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	1
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	1	.	1	1
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	.	1	.	1
<i>Pleuroxus denticulatus</i> Birge, 1879	.	.	1
<i>Pleuroxus laevis</i> Sars, 1862	.	.	.	1
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O. F. Müller, 1785)	.	1	1	1	1	.	.	.	1	1
<i>Pleuroxus uncinatus</i> Baird, 1850	.	1	1
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1761)	.	1	1
<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird, 1843)	.	.	.	1
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1776)	1	1	1	1	.	1	1	.	.	.
<i>Sida crystallina</i> (O. F. Müller, 1776)	.	.	1	1	1	.	1	.	.	.
<i>Simocephalus expinosus</i> (Koch, 1841)	1
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	.	1	1	.	1	1	1	1	1	1

Pozn: 1 – přítomen, . – nepřítomen

Tab. 23 – pokračování

seznam druhů (rodů)/lokalita	Semin	Votoka	Kluk	Vrt'	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol	Březiny	Svratka II.
Copepoda										
<i>Acanthocyclops einsiiei</i> Mirabdullayev & Defaye, 2004	1	1	1	.	1	1
<i>Acanthocyclops trajani</i> Mirabdullayev & Defaye, 2004	1	.	1	1
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer, 1853)	1	.	.	1
<i>Cyclops insignis</i> Claus, 1857	1	.	1	.	.	.
<i>Cyclops vicinus</i> Ulyanin, 1875	1	1	1	.	1
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	1	1	1	1	1	.	1	.	1	1
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars, 1863)	1	1	.	.	1	.
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	.	.	.	1	1	1	1	.	1	1
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1862)	1	1	1
<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine, 1820)	1	.
<i>Macrocyclus fuscus</i> (Jurine, 1820)	1	.	.	.	1	.
<i>Megacyclus gigas</i> (Claus, 1857)	1	.
<i>Megacyclus viridis</i> (Jurine, 1820)	1	.	1	.	1	1
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	.	.	.	1	1
<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)	1	1	.	1	1	.	.	.	1	.
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars, 1863)	.	1	1	.	.	1
řád Harpacticoida	.	.	1	1	.	1	1	.	.	1
<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jurine, 1820)	1
Ostatní skupiny										
Ostracoda	1	1	1	.	.	1
Ciliata - <i>Codonella cratera</i> (Leidy, 1877)	1	1	1	1
Amoebozoa - <i>Diffflugia corona</i> Wallich, 1864	1	.	.	1
Amoebozoa - <i>Diffflugia limnetica</i> Lavender, 1900	1

Pozn: 1 – přítomen, . – nepřítomen

Pro zjištění stálosti druhového složení společenstva zooplanktonu v čase byl pro nejhojněji se vyskytující druhy vypočítán index konstance (Tab. 24). Nejvyšší stálost v čase vykazovaly druhy *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* a *Bosmina longirostris*. Jejich konstance se však významně lišila mezi všemi třemi sledovanými regiony. V Polabí se téměř ve všech případech jednalo o druhy téměř vždy přítomné (s výskytem v 80 až 100 % vzorků) nebo převážně se vyskytující (60 – 80 %). Na Lužnici a Svratce byly tyto druhy spíše často se vyskytující (40 – 60 %), řidče se vyskytující (20 – 40 %) nebo vzácné (0 – 20 %). I ostatní druhy mají na lokalitách v Polabí konstanci vyšší než na ostatních lokalitách.

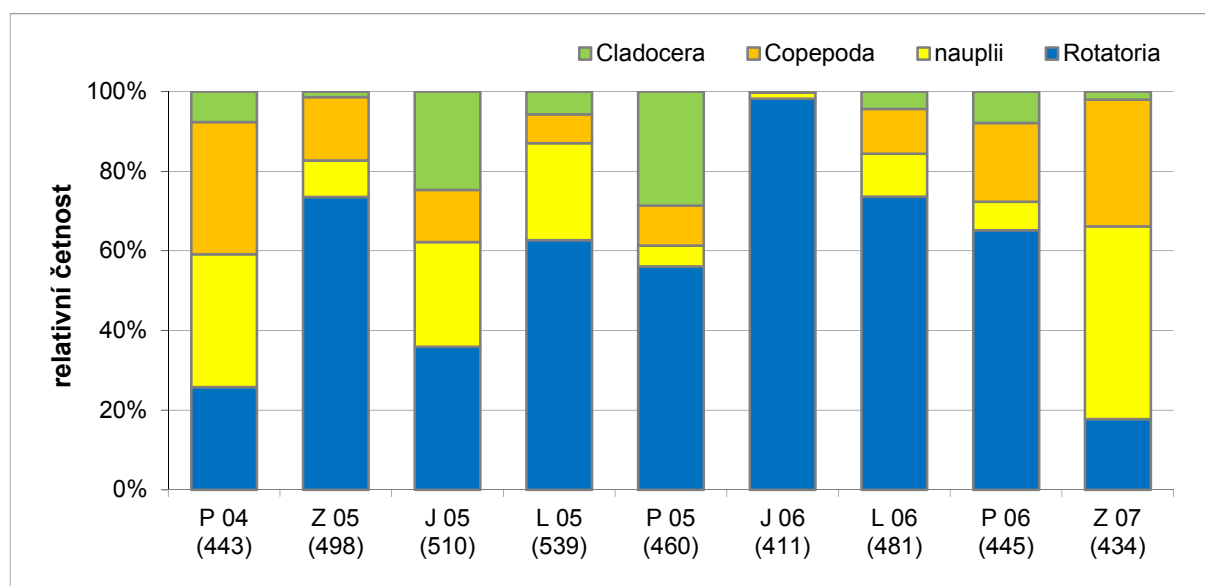
Tab. 24: Index konstance vybraných druhů zooplanktonu

druh /lokalita	Semín	Votoka	Kluk	Vrt	Halámky	Dvory n. L.	Tušť	N. Suchdol	Březiny	Svratka II.
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	100	88	77	88	0	0	11	22	0	11
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	66	88	55	55	33	22	0	25	0	11
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766	66	66	11	88	0	11	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	11	75	33	11	44	33	25	30	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	100	100	77	100	88	66	50	100	33	33
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	100	77	100	88	77	44	75	25	44	44
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)	33	44	33	44	33	0	25	25	11	0
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	100	100	100	66	44	22	11	0	22	22
<i>Daphnia pulex</i> Leydig, 1860	0	0	0	0	0	0	50	75	44	55
<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	55	33	44	77	11	0	100	50	55	33
<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	0	0	11	0	11	11	50	25	44	33
<i>Cyclops vicinus</i> Ulyanine, 1875	44	22	77	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	11	11	11	11	22	0	50	25	77	22
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	44	55	66	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars, 1863)	0	25	77	0	11	0	0	0	0	0

6.10.1. Zooplankton vybraných jezer Polabí

U fluviálního jezera **Semín** byl podíl skupiny Rotatoria na zooplanktonu ve dvou třetinách vzorků větší než 50 % (Obr. 52). Podíl drobných planktonů (vířníků a naupliových stádií buchaneč a vznášivek) byl ve všech vzorcích větší než 60 %. V podzimním vzoru z roku 2004 jednoznačně dominovala naupliová a kopepoditová stádia buchaneč. V zimě 2005 byl v nádrži plně rozvinutý zimní plankton. Převažoval v něm druh *Polyarthra dolichoptera*. Vířníci celkem tvořili 70 % jedinců ve vzorku. V jarním období roku 2005 opět převažovala naupliová stádia buchaneč, pravděpodobně druhu *Cyclops vicinus*. Ve vzorku bylo přítomno nezvyklé množství (více než 10 %) perlooček *Chydorus sphaericus*. V letním vzorku 2005 byl nejvíce zastoupen vířník *Keratella cochlearis*, který tvořil 40 % jedinců celého vzorku. 24 % jedinců ve vzorku tvořila naupliová stádia klanonožců. Skupina Cladocera byla ve vzorku zastoupena necelými 6 %, v ní dominoval druh *Bosmina longirostris*. Z fytoplanktonu se ve vzorku vyskytovaly vláknité řasy a sinice, mezi nimi rod *Planktothrix* a další síťový fytoplankton (frakce fytoplanktonu, která se zachytí na síti o velikosti ok 40 µm). Podzimní vzorek z roku 2005 byl výjimečný velkým podílem skupiny Cladocera. Druh *Bosmina longirostris* tvořil 26 % jedinců a byl tak nejzastoupenějším druhem ve vzorku. Vířníci tvořili 56 % vzorku a převažovali mezi nimi jedinci rodu *Asplanchna* s 22% podílem na celkovém vzorku a druhu *Keratella cochlearis*.

Z fytoplanktonu se do planktonní sítě zachytily pouze vláknité řasy a sinice, a to ne kvantitativně. V jarním vzorku z roku 2006 absolutně převažovala skupina Rotatoria. Tvořila 98 % vzorku. Nejhojněji byli zastoupeni vířníci *Polyarthra* sp. (50 % všech jedinců), dále *Keratella cochlearis* a *Filinia longiseta*. Plankton se obnovoval po povodni, která původní planktonní společenstvo vypláchla. V letním vzorku tvořil podíl vířníků 74 %. Největší podíl připadl na druh *Keratella cochlearis*, menší, přesto však významný podíl, tvořili vířníci *Synchaeta* sp. a *Polyarthra major*. Skupina Copepoda představovala 22 % vzorku. Polovinu tvořila naupliová stádia, druhou polovinu kopepoditová stádia klanonožců. Ve vzorku bylo nalezeno několik dospělých jedinců buchanek *Acanthocyclops* sp. a *Thermocyclops crassus*. Skupina Cladocera byla zastoupena druhy *Bosmina longirostris* a *Daphnia cucullata*. Ve fytoplanktonu byly pozorovány druhy *Pediastrum simplex*, *P. boryanum* a sinice rodů *Plankthotrix*, *Aulacoseira* a *Synedra*. V podzimním vzorku z roku 2006 poklesl podíl vířníků na 64 %. Polovinu z nich tvořil vířník *Asplanchna* sp., hojně byl zastoupen i druh *Keratella cochlearis*. Kopepoditová stádia klanonožců tvořila 19 % celého vzorku. Z perlooček opět převažoval druh *Bosmina longirostris*. Jeho podíl na celkovém vzorku byl však pouhých 6 %. V zimě 2007 ve vzorku zooplanktonu převažovala nad vířníky skupina Copepoda. Naupliová stádia tvořila 50 % všech jedinců, kopepoditová stádia 30 %. Vířníci tvořili 18 % celého vzorku. Mezi nimi byl nejvíce zastoupen druh *Keratella quadrata*. Skupina Cladocera tvořila ve vzorku mizivý podíl. Zastoupeny byly pouze perloočky *Bosmina longirostris* a *Daphnia* sp. Z fytoplanktonu byly pozorovány vláknité řasy a rody *Asterionella* a *Scenedesmus*.

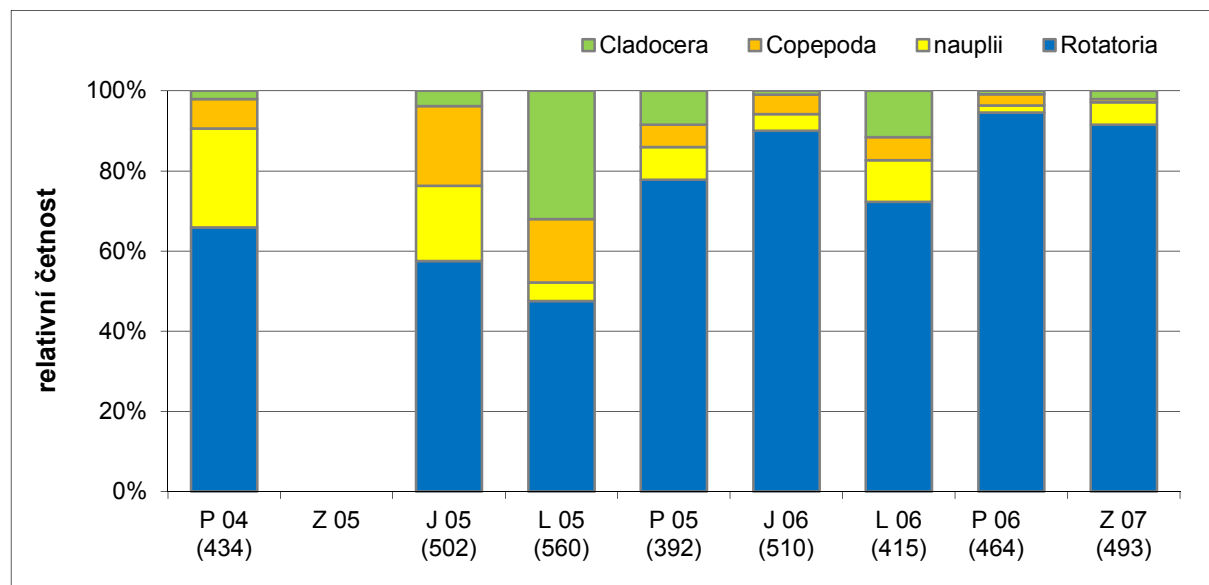


Obr. 52: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Semín. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

Z ordinačního diagramu PCA analýzy (Obr. 63) je patrné, že druhovým složením jsou si nejpodobnější odběry v termínech léto 2005 (L05), podzim 2005 (P05), léto 2006 (L06) a podzim 2006 (P06), přestože odběry L05 a P05 byly od odběrů L06 a P06 odděleny velkou povodní, při které byl plankton z jezera vypláchnut. Odběr P04 se naopak od zbylých podzimních odběrů odlišuje, přestože zde žádný disturbanční zásah nenastal.

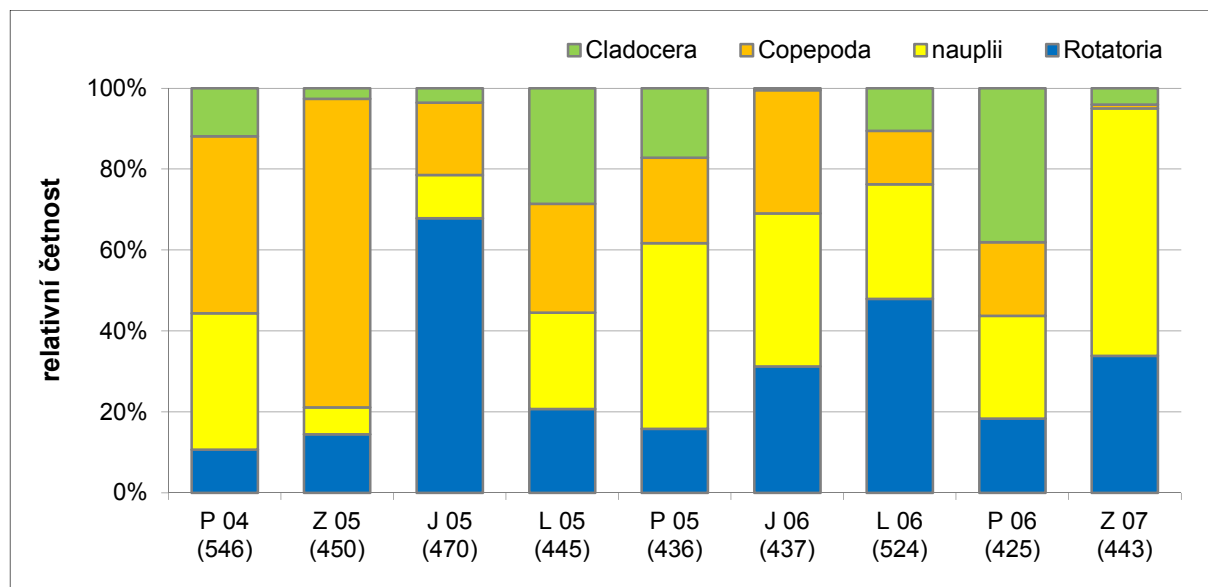
Ve fluviálním jezeru **Votoka** tvořila skupina Rotatoria nejvýznamnější podíl ve všech vzorcích (Obr. 53). Ve třech případech tvořili vířníci více než 90 % jedinců. Na podzim roku 2004 v planktonu jezera převládal druh *Keratella cochlearis* (53 % všech jedinců). Čtvrtinový podíl připadl naupliovým stádiím. Zimní vzorek nebylo možné kvůli slabému ledu odebrat. V jarním vzorku 2005 bylo nejvíce vířníků druhů *Brachionus angularis* a *Keratella quadrata*. Naupliová a kopepoditová stádia patřila pravděpodobně druhům *Cyclops vicinus* a *Thermocyclops oithonoides*, jejichž dospělci byli ve vzorku zastoupeni několika jedinci. V létě 2005 byl podíl skupiny Rotatoria ze všech vzorků nejnižší – 47 % ze spočtených jedinců. Dominoval zde druh *Keratella cochlearis*, který byl zároveň nejčetnějším druhem celého vzorku (43 %). Skupina Copepoda tvořila pouze 20 % spočtených jedinců. Mezi nimi převládali dospělci druhu *Thermocyclops crassus*. Tvořili celých 10 % vzorku. Ze skupiny Cladocera masivně převažoval druh *Bosmina longirostris*, tvořil 27 % jedinců vzorku. V podzimním vzorku se zvýšil podíl vířníků na 77 %. Nejhojnějším druhem byl *Polyarthra vulgaris*. Jeho podíl na celkovém vzorku činil 43 %. Z vířníků byly významněji zastoupeny ještě druhy *Asplanchna* sp. a *Keratella cochlearis*. 13 % vzorku tvořila skupina Copepoda – naupliová a kopepoditová stádia. Perloočky byly zastoupeny 8 %, nejvíce druhem *Bosmina longirostris*. Ve vzorku byly přítomné anorganické partikule a bentické rozsivky rodů *Synedra* a *Pinularia*. Dnový materiál se do pelagiálu dostal mícháním vody v důsledku silného větru. V jarním období roku 2006 po povodni byl při odběru vzorků objem jezera téměř dvojnásobný. Podíl vířníků se oproti podzimu zvýšil na 94 % z celkového počtu jedinců. 22 % tvořili vířníci *Filinia longiseta* a 21 % *Polyarthra* sp. Skupina Cladocera byla zastoupena mizivě a ve skupině Copepoda převládala naupliová a kopepoditová stádia, která však tvořila pouze 5 % vzorku. V létě 2006 podíl vířníků opět poklesl na 72 %, dominoval druh *Keratella cochlearis*. Ze skupiny Copepoda byl vedle naupliových a kopepoditových stádií přítomen druh *Thermocyclops oithonoides*. Největší podíl perlooček tvořila *Bosmina longirostris*. Ve vzorku se nacházelo velké množství prvoků rodu *Codonella*. Byl zde pozorován velmi dobře rozvinutý síťový plankton, např. rody *Pediastrum* a *Eudorina*. V podzimním vzorku byla skupina Rotatoria opět v absolutní převaze. Více než 60 % jedinců

tvořila *Keratella cochlearis*. Ve skupině Copepoda byla stejným dílem zastoupena naupliová a kopepoditová stádia a dospělci *Eudiaptomus gracilis*. V zimním období 2007 opět převládali vířníci. Téměř 60 % vzorku tvořili zástupci rodu *Synchaeta*. Významněji se na četnosti podílely ještě druhy *Keratella cochlearis*, *K. quadrata* a *Polyarthra* sp.



Obr. 53: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Votoka. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

Jezero Kluk se od ostatních vybraných jezer v nivě Labe liší tím, že ve většině odebraných vzorků nepřevažovala skupina Rotatoria (Obr. 54). Významněji oproti ostatním jezerům byla zastoupena skupina Cladocera. Zooplankton jezera byl na podzim 2004 tvořen především naupliovými a kopepoditovými stádii. Ta tvořila společně 66 % odebraného vzorku. V zimě se podíl klanonožců ještě zvýšil, tvořil 62 % vzorku. Jednalo se zřejmě o nedospělá stádia druhu *Cyclops vicinus*. Jarní vzorek 2005 byl jediný s převahou vířníků. Největší podíl (36 %) představoval druh *Keratella quadrata*. V létě 2005 v jezeru dominovala skupina Copepoda, tvořila 51 % všech jedinců. Z nich nejpočetnější byla naupliová stádia, která tvořila 24 % všech jedinců a tím dominovala celému vzorku. Nezanedbatelný podíl tvořili dospělci druhu *Cyclops vicinus* a vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. Z perlooček převažoval druh *Daphnia cucullata* (15 % z celkového počtu jedinců). Hojněji byl zastoupen ještě rod *Diaphanosoma* sp. V podzimním vzorku z roku 2005 byla nejčetněji zastoupena opět skupina Copepoda. Naupliová stádia tvořila 46 % celého vzorku. Hojněji byla zastoupena vznášivka *Eudiaptomus gracilis*. Mezi perloočkami dominoval druh *Bosmina coregoni*, jehož podíl v podzimním vzorku činil 11 %.

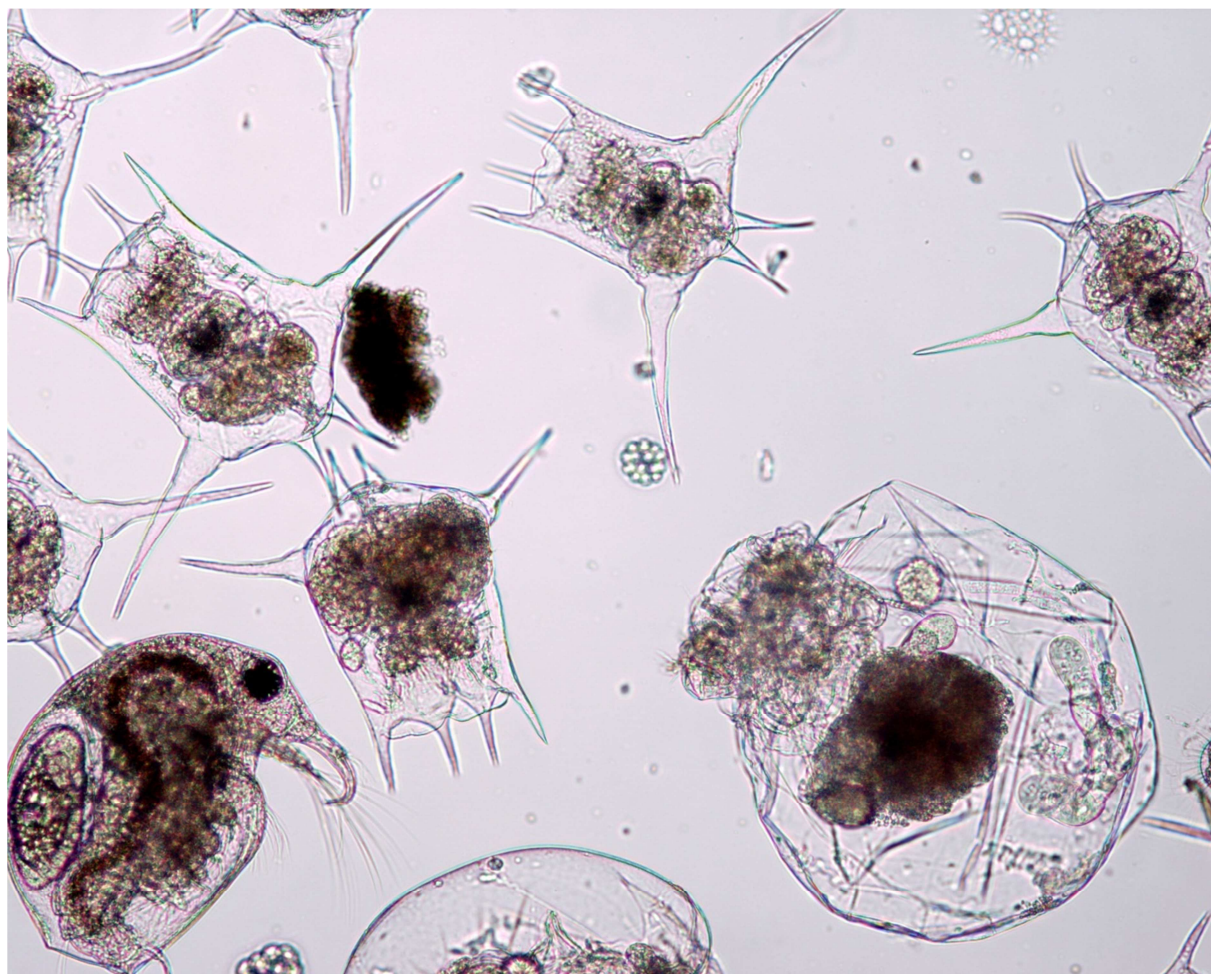


Obr. 54: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Kluk. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

Jarní vzorek 2006 byl téměř bez perlooček. Z vířníků dominoval druh *Brachionus calyciflorus* (15 %), hojněji byli zastoupeni ještě vířníci *Keratella quadrata* a *Asplanchna* sp. Rod *Asplanchna* je predátorem druhu *Brachionus calyciflorus*. Ten se predaci brání enormním zvětšením postranních ostnů krunýře (WETZEL 2001). Ve vzorku bylo nalezeno mnoho jedinců se zvětšenými postranními ostny (Obr. 55). Skupina Copepoda tvořila 69 % všech jedinců. Převládala naupliová a kopepoditová stádia druhů *Cyclops vicinus* a *Thermocyclops oithonoides*. Vzorek byl bohatý na anorganické partikule. V letním vzorku 2006 tvořili vířníci 49 % všech jedinců, což je největší podíl vířníků ze všech vzorků odebraných v odstaveném rameni Kluk. Společenstvu dominoval druh *Keratella cochlearis*, hojně byl zastoupen i rod *Synchaeta*. Z klanonožců převažovala naupliová stádia. Byli zde nalezeni stejní dospělci klanonožců jako v jarním vzorku. Mezi perloočkami převážil druh *Moina micrura*, který byl hojně zastoupen i v řece Labi, se kterou je jezero spojeno trubním propustkem. Asi 14 dnů po odběru došlo na Labi k letní povodni. Z jezera byl fytoplankton pravděpodobně zčásti odplaven. V podzimním odběru však byl již znovu plně rozvinut. Oproti létu významně posílila skupina Cladocera. Zde početně převažoval druh *Bosmina longirostris*. Největší podíl skupiny Copepoda tvořila opět naupliová stádia (25 % všech spočítaných jedinců). Vířníci tvořili ve vzorku nejmenší podíl, převládal druh *Synchaeta* sp. V zimě 2007 převážila naupliová stádia, která tvořila více než 60 % jedinců vzorku. Z vířníků stejně jako na podzim dominoval druh *Synchaeta* sp. Fytoplankton byl podle jedinců, kteří uvízli v planktonní síti, tvořen především chlorokokálními řasami a sinicí rodu *Planktothrix*.

Téměř ve všech vzorcích, kromě těch ze zimního období, bylo nalézáno velké množství prvoků rodu *Codonella*.

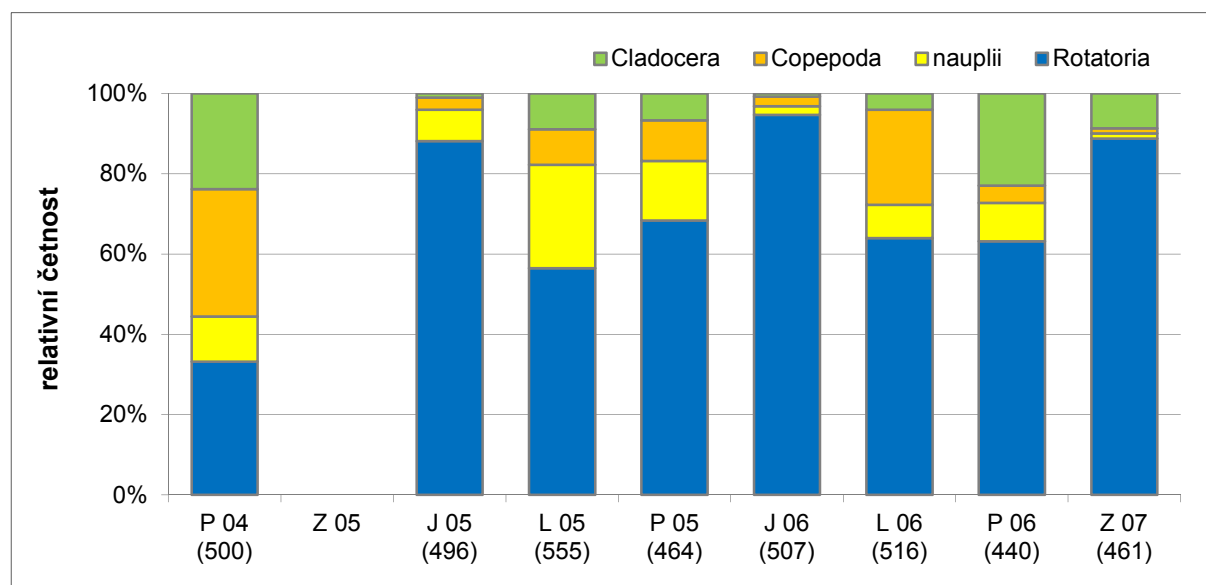
Z ordinačního diagramu PCA analýzy (Obr. 63) vyplývá, že druhově nejpodobnější nebo prakticky totožné jsou vzorky z podzimu 2005 a jara 2006. Pozice jednotlivých vzorků v diagramu je na pomezí mezi vzorky s typicky pelagiálními druhy a vzorky s vyšším podílem litorálních druhů.



Obr. 55: Druh *Brachionus calyciflorus* s extrémně vyvinutými postranními ostny. Tento druh tvoří postranní ostny v reakci na přítomnost predátora, kterým jsou jedinci rodu *Asplanchna* – jedná se o příklad cyklomorfózy. Foto: J. Fott

Téměř ve všech odebraných vzorcích z fluviálního jezera **Vrt'** převažovala skupina Rotatoria (Obr. 56). Menší podíl, byť ve většině dominantní, představovali vířníci v letních a podzimních vzorcích. Podzimní vzorek 2004 byl jediný, ve kterém početnost vířníků nedosáhla 50 %. Nejhojněji byl zastoupen druh *Asplanchna priodonta* s 25% podílem. Významnější podíl připadal na skupinu Cladocera. Druh *Bosmina longirostris* tvořil 13 %

vzorku. Zimní vzorek 2005 obsahoval velmi málo jedinců. V převaze byl druh *Brachionus quadridentatus* a naupliová stádia. Na jaře 2005 byli v jezeru nejhojněji zastoupeni vířníci. Druh *Brachionus calyciflorus* tvořil 57 % vzorku, *Synchaeta pectinata* dalších 25 %. V letním vzorku 2005 převažoval druh *Keratella cochlearis*, tvořil 31 % všech sečtených jedinců. Z vířníků byl hojněji zastoupen ještě druh *Brachionus angularis*. Ze skupiny Copepoda převažovala naupliová stádia. Tvořila 25 % z celého vzorku. Patřila pravděpodobně druhům *Thermocyclops crassus*, *Acanthocyclops trajani* a *Cyclops sp.*, které byly ve vzorku nalezeny v několika kusech. Ze skupiny Cladocera se ve vzorku vyskytoval hojněji jenom druh *Bosmina longirostris*, který tvořil 7 % vzorku. Ve vzorku bylo nalezeno velké množství síťového planktonu, např. rody *Asterionella*, *Scenedesmus*, *Ceracium*, *Planktothrix* a *Pediastrum*.



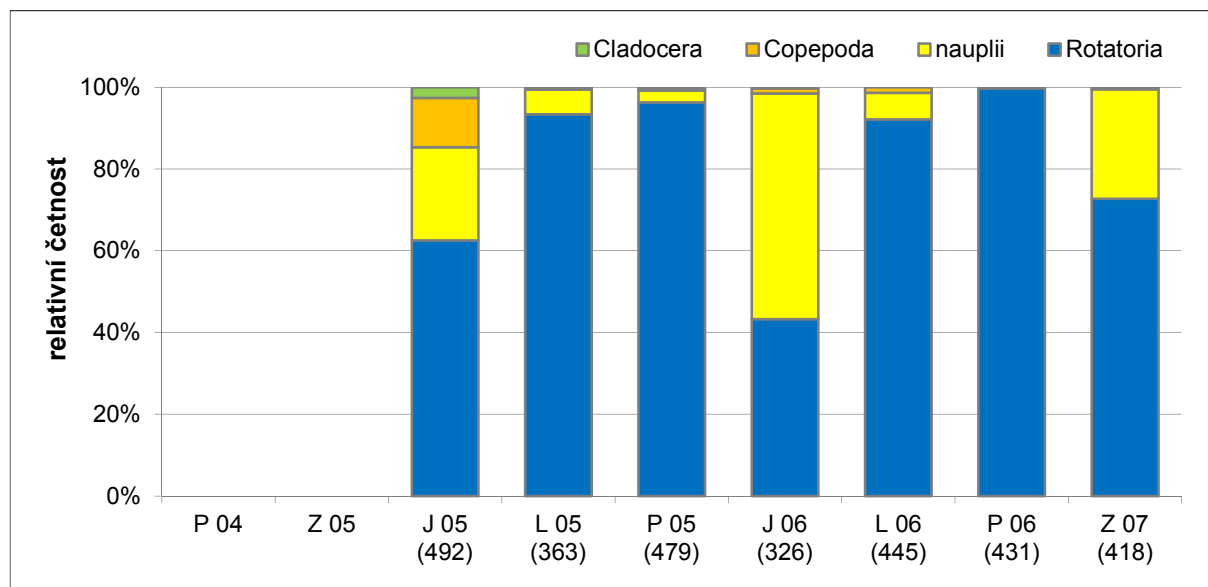
Obr. 56: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Vrt'. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

Ve vzorku z podzimu 2005 dominoval druh *Asplanchna priodonta*, tvořil téměř 60 % sečtených jedinců. Ze skupiny Copepoda převažovala naupliová stádia. Ze skupiny Cladocera byl nejhojněji zastoupen druh *Bosmina longirostris*. V jarním vzorku z roku 2006 tvořili vířníci 95 % všech jedinců. Početní převahu v celém vzorku měl druh *Brachionus calyciflorus*, hojně se vyskytoval též druh *Synchaeta sp.* Vzorek byl velmi čistý, bez anorganického materiálu. Z fytoplanktonu byla pozorovatelná řasa rodu *Pediastrum*. V letním vzorku z roku 2006 vířníci tvořili 70 % všech jedinců. Stejně jako v létě 2005 dominoval druh *Keratella cochlearis* (27 %), hojně byl zastoupen i druh *Synchaeta sp.* Vzorek obsahoval

málo jedinců druhu *Asplanchna*, kteří byli zřejmě vyžráni copepoditovými stadii buchanek. Skupina Copepoda tvořila 32 % spočtených jedinců, což je hodnota srovnatelná s létem 2005, avšak oproti létu 2005 dominovala kopepoditová stádia. V malém počtu zde byli zastoupeni jedinci druhu *Acanthocyclops vernalis*. Ze skupiny Cladocera převažoval druh *Bosmina longirostris*. V síťovém fytoplanktonu byly zastoupeny rody *Scenedesmus* a *Pediastrum*. Na podzim roku 2006 byla biomasa síťového fytoplanktonu ještě vyšší. Převládaly v něm druh *Aulacoseira granulata* a sinice *Planktothrix*. Byly zde i velké bentické rozsivky rodu *Surirella* a mnoho anorganických partikulí. Sediment v nádrži byl zviřený větrem. Do planktonu se dostala i bentická perloočka rodu *Ilyocryptus*. Podíl vířníků i dominance druhů v zooplanktonu byly stejné jako v letním odběru. Skupina Cladocera převážila nad skupinou Copepoda díky hojnému výskytu druhu *Bosmina longirostris*. Ten tvořil 20 % všech jedinců ve vzorku. V zimním období absolutně převážili vířníci a z nich druhy *Brachionus calyciflorus* (36 %) a *Keratella cochlearis*. Podíl druhu *Bosmina longirostris* oproti podzimu poklesl na 7 %.

6.10.2. Zooplankton vybraných jezer Horní Lužnice

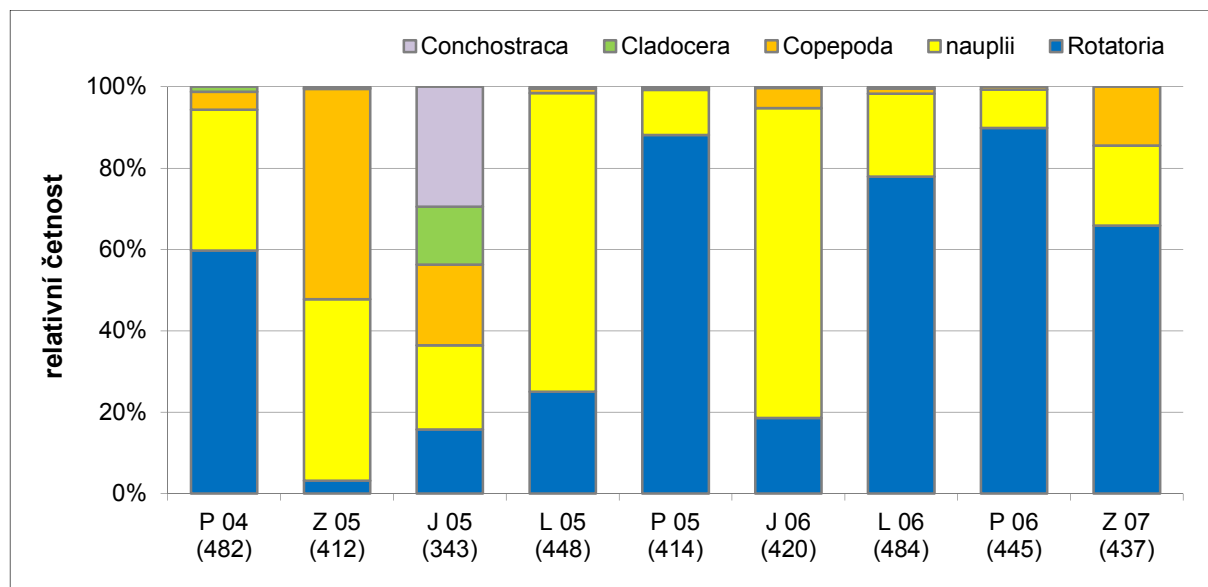
V tůni **Dvory n. L.** prakticky chyběla skupina Cladocera. Až na jeden vzorek mezi jedinci převažovala skupina Rotatoria (Obr. 57). Vzorek z podzimu 2004 byl chybně fixován. Vzorek ze zimy 2005 nebylo možné odebrat kvůli slabému ledu. V jarním planktonu v roce 2005 převážili vířníci. Zástupci rodu *Synchaeta* tvořili 48% podíl v odebraném vzorku. Podíl 30 % tvořila naupliová a kopepoditová stádia buchanek a vznášivek.



Obr. 57: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Dvory nad Lužnicí. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

V letním vzorku z roku 2005 tvořili vířníci 93 % všech propočítaných jedinců. Byly zde nalezeny 3 druhy rodu *Keratella*. Největší podíl tvořili vířníci *Polyarthra* sp. (33 %) a *Synchaeta* sp. (31 %). Naupliová stádia byla jedinými zástupci buchaneč (6 %). Na podzim 2005 se podíl vířníků ještě zvýšil na 96 %. Nejhojnější mezi nimi byli zástupci druhu *Anuraeopsis fissa* (37 %) a *Polyarthra* sp. (32 %). Jarní vzorek 2006, který byl odebrán cca 1 měsíc po jarní povodni, se vyznačoval nízkou biomasou zooplanktonu a značným nárůstem počtu zástupců skupiny Copepoda na úkor skupiny Rotatoria. Kopepoditová stádia pravděpodobně vyplavala ze dna, kde trávila zimu v diapauze. Skupina Copepoda tvořila více než 56 % všech jedinců propočítaného vzorku, absolutně mezi nimi převažovala naupliová stádia. Skupina Rotatoria byla zastoupena 8 rody. Jejich zastoupení bylo poměrně vyrovnané. Největší podíl tvořili jedinci druhu *Keratella cochlearis* a rodu *Synchaeta*. Letní vzorek z roku 2006 byl oproti jarnímu velmi druhově chudý. Více než 90 % tvořili vířníci, mezi kterými dominoval druh *Polyarthra vulgaris* s 54% podílem na celkovém vzorku následovaný druhem *Anuraeopsis fissa* s 27% podílem na celkovém vzorku. Naupliová a kopepoditová stádia tvořila pouze necelých 8 % vzorku. V podzimním vzorku 2006 vířníci naprosto převládli. Největší podíl tvořili zástupci druhů *Keratella testudo* (32 %) a *Anuraeopsis fissa* (30 %). Ve vzorku bylo nalezeno značné množství malých kolonií rodu *Syncrypta*. V zimním vzorku 2007 poklesl podíl vířníků na 72 %. Nejčtenější byl druh *Polyarthra vulgaris x dolichoptera* (41 % všech jedinců) a rod *Synchaeta* sp. Téměř 30 % podíl vzorku tvořila naupliová stádia skupiny Copepoda. V tůni, pokud vyloučíme vyplachování, musí být ryby, které eliminují velké buchanky. V ordinačním diagramu PCA (Obr. 63) jsou si druhovým složením a zastoupením podobné zimní a jarní vzorky a také podzimní a letní vzorky.

Vzorky z lokality **Halámky** se druhovým složením i relativním zastoupením druhů značně lišily (Obr. 63, Obr. 58). Až na jeden vzorek zde téměř chyběla skupina Cladocera. V zooplanktonu v podzimním období roku 2004 byli nejhojnější vířníci (Obr. 57). Druh *Polyarthra dolichoptera* tvořil 38 % jedinců ve vzorku, zástupci rodu *Synchaeta* 17 %. Zimní vzorek 2005 se vyznačoval absolutní převahou naupliových a kopepoditových stádií buchaneč. Zajímavý byl 18% podíl dospělců druhu *Cyclops insignis*, jehož výskyt je pro zimní období charakteristický. Na jaře roku 2005 se v planktonu jezera objevily lasturnatky. Tvořily až 30 % vzorku. Významnější podíl (8 %) v tomto vzorku připadl na perloočku *Simocephalus vetulus*. V letním vzorku 2005 jednoznačně převládla naupliová stádia buchaneč. Tvořila téměř $\frac{3}{4}$ všech jedinců ve vzorku. Na vířníky připadla zbylá část. Mezi nimi byl nejvíce zastoupen druh *Keratella cochlearis* s 12 % výskytu.

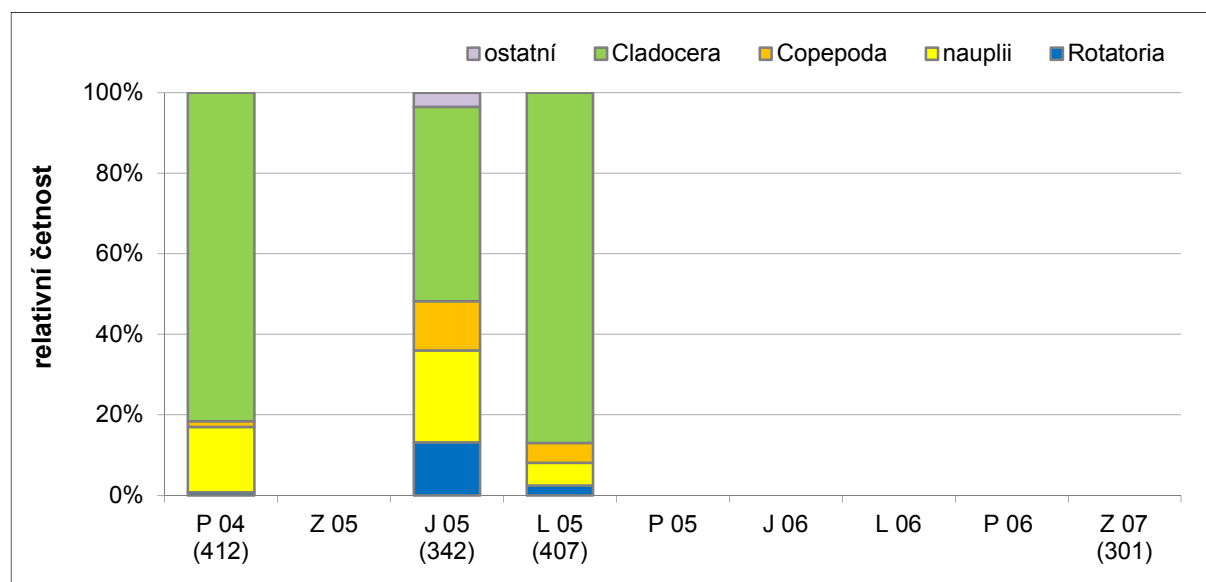


Obr. 58: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Halámky. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

V podzimním vzorku z roku 2005 již převážila skupina Rotatoria, jejich podíl činil 88 %. Více než polovinu všech jedinců ve vzorku tvořil druh *Keratella cochlearis*, hojněji se vyskytoval ještě druh *Polyarthra* sp. Ve skupině Copepoda masivně převažovala naupliová stádia (11 % všech jedinců). Na jaře 2006, asi 1 měsíc po povodni, v zooplanktonu masivně převážila skupina Copepoda. Celkově tvořila 81 % vzorku, z toho 76 % byla naupliová stádia, 4 % kopepoditová stádia a necelé 1 % dospělci rodu *Acanthocyclops*. V jezeru byl rozvinut síťový fytoplankton. Z hlediska biomasy převládla skupina Chrysophyceae konkrétně koloniální rod *Syncrypta*. V letním odběru 2006 v zooplanktonu opět převládli vířníci (78 % z celkového počtu). Nejvíce byl zastoupen rod *Polyarthra* s 55% podílem. Větší podíl měl ještě rod *Synchaeta* (16 %). Ze skupiny Copepoda opět naprosto převážila naupliová stádia. Perloočky byly zastoupeny pouze několika jedinci druhu *Bosmina longirostris* a rodu *Ceriodaphnia*. Ve vzorku bylo nalezeno množství železitých bakterií. V podzimním vzorku z roku 2006 podíl skupiny Rotatoria vzrostl na 90 %. Nejvíce zde bylo jedinců druhu *Polyarthra dolichoptera* (35 %), hojněji zde byly zastoupeny ještě druhy *Keratella cochlearis* a *Synchaeta* sp. Skupina Copepoda, podílející se na vzorku 10 %, byla zastoupena opět téměř výhradně naupliovými stadii. Ve vzorku bylo přítomno velké množství řas rodů *Syncrypta* a *Dinobryon*. V zimním období roku 2007 byl rozvinut velmi bohatý plankton. Podíl vířníků opět poklesl na 65 %. Dominanci si uchoval druh *Polyarthra* skupiny *vulgaris* x *dolichoptera* (41 % vzorku). 10 % tvořil druh *Keratella cochlearis*. Ve skupině Copepoda v tomto vzorku zaujímala významnější podíl i kopepoditová stádia druhu *Cyclops strenuus*, který byl ve

vzorku nalezen pouze v několika jedincích. Tvořila celkem 14 % vzorku. Jednalo se o velké kopepodity, kteří vyplavávali po zimě z bahna z diapauzy.

Ve fluviálním jezeru **Tušť** nebylo v šesti z devíti vzorků nalezeno dostatečné množství zooplanktonu, proto v nich nebylo možné vypočítat a zhodnotit relativní zastoupení jednotlivých druhů zooplanktonu. V podzimním vzorku byla nejvíce zastoupena skupina Cladocera (Obr. 59). Perloočka *Daphnia pulex* tvořila 80 % jedinců ve vzorku. Zimní vzorek 2005 nebyl reprezentativní. Početně zde převažoval druh *Polyarthra dolichoptera*. Bylo zde nalezeno větší množství dospělců druhů *Cyclops insignis* (10 %) a *C. strenuus* (5 %). Jarní vzorek z roku 2005 byl počtetně z jedné poloviny tvořen skupinou Cladocera. Druh *Daphnia pulex* tvořil 28 %, *Daphnia ambigua* 11 %. V letním vzorku 2005 se podíl druhu *Daphnia pulex* ve vzorku zvýšil na 87 %. Zbývajících 10 % připadlo na naupliová a kopepoditová stádia, která byla zastoupena přibližně stejným podílem, a 3 % na vířníky. V podzimním vzorku z roku 2005 bylo nalezeno pouze několik jedinců pěti rodů vířníků, nauplia a několik jedinců rodu *Daphnia*. Po jarní povodni v roce 2006 v tůni až na několik jedinců ze skupiny Rotatoria nebyl nalezen žádný plankton. V letním vzorku z roku 2006 byla situace podobná. Nejvíce bylo nalezeno naupliových a kopepoditových stadií a zástupců rodu *Daphnia*. Důvodem byly povodně, po kterých se do doby odběrů zooplankton nestihl v tůni rozmnožit.

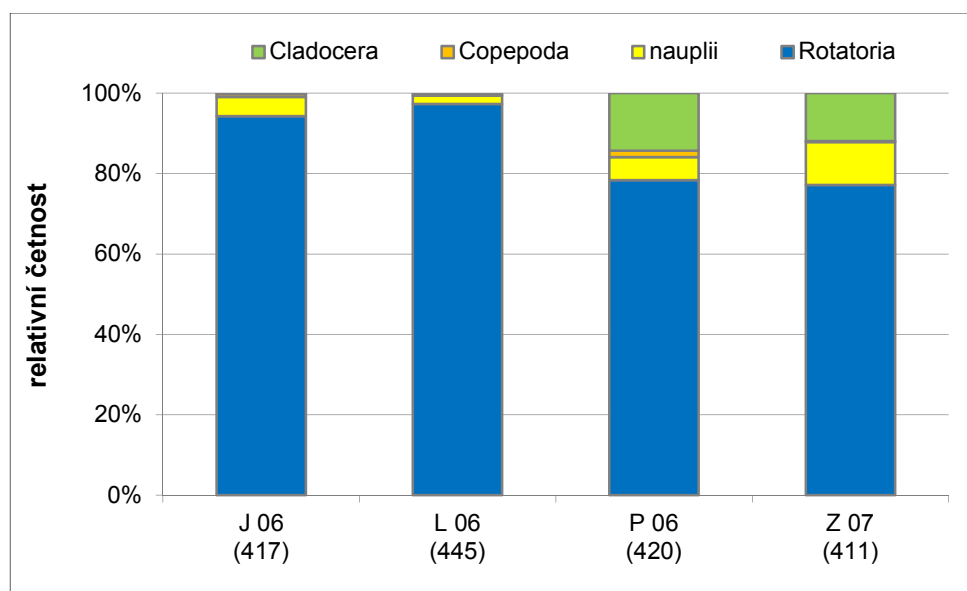


Obr. 59: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Tušť. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

V podzimním vzorku z roku 2006 mezi nalezenými jedinci jednoznačně dominoval druh *Daphnia pulex*. Ve vzorku ze zimy bylo nalezeno pouze několik jedinců druhu *Cyclops insignis*, jehož výskyt je typický v tůních bez ryb s velmi nízkým obsahem kyslíku.

Druhovému složení v mrtvém rameni Tušů bylo od ostatních lokalit značně odlišné. To ukazuje i pozice skóru odběrů v ordinačním diagramu PCA (Obr. 63).

Jezero **Nová Suchdol** bylo sledováno až od jara roku 2006. Byly v něm tedy hodnoceny pouze 4 vzorky. Ve všech hodnocených vzorcích převažovala skupina Rotatoria (Obr. 60). V jarním vzorku dominovali vířníci, tvořili 94 % celého vzorku. Byli zde zastoupeni 7 rody. Mezi nimi převažovaly rody *Polyarthra* (35 %), *Synchaeta* (25 %) a druh *Anuraeopsis fissa* (17 %). 5 % vzorku tvořila naupliová stádia skupiny Copepoda. V letním vzorku naprosto převládla skupina Rotatoria. Více než 56 % všech jedinců z propočítaného vzorku tvořil druh *Anuraeopsis fissa*, 40 % připadlo na rod *Polyarthra*. V podzimním a zimním vzorku se výrazněji uplatnil podíl skupiny Cladocera. V podzimním vzorku převládl druh *Anuraeopsis fissa* s podílem 69 % na celkovém počtu jedinců. Skupina Cladocera se podílela na celkovém počtu jedinců 14 %. Mezi nimi převládaly druhy *Daphnia pulex*, *Daphnia ambigua* a *Simocephalus vetulus*.



Obr. 60: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Nová Suchdol. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

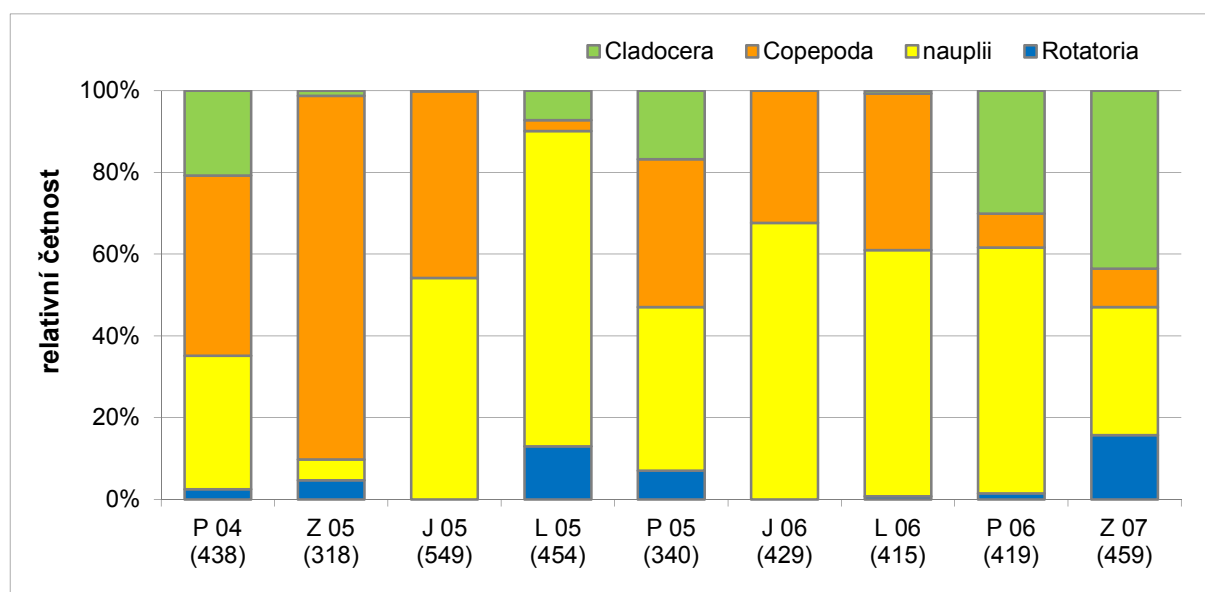
V zimním vzorku tvořila opět největší podíl skupina Rotatoria (77 %). Z nich převládla *Keratella testudo*, která tvořila zároveň dominantní druh vzorku. Z vířníků se významněji podílel ještě druh *Polyarthra* sp. Skupina Copepoda byla zastoupena naupliovými stadii (11 %). Ve skupině Cladocera masivně převládl druh *Daphnia pulex* (11 % vzorku). Výrazné zvýšení podílu velkého druhu *Daphnia pulex* by mohlo být způsobeno úhynem rybí obsádky z důvodu anoxického prostředí, které bylo ve vodním sloupci zaznamenáno při podzimním a zimním měření.

6.10.3. Zooplankton vybraných jezer Horní Svatky

Vzorky z jezer horní Svatky se oproti vzorkům odebraným z vybraných jezer Polabí a Horní Lužnice liší tím, že je v nich velmi malý podíl skupiny Rotatoria. V jezeru Březiny podzimním vzorku 2004 převažovala naupliová (33 %) a kopepoditová (43 %) stádia buchaneč (Obr. 61). Významnější byl podíl skupiny Cladocera. Druh *Alonella nana* tvořil 7 % a *Ceriodaphnia megops* rovněž 7 % jedinců ve vzorku. V zimě 2005 v zooplanktonu jezera masivně převážila kopepoditová stádia, pravděpodobně druhů *Cyclops strenuus* a *Macrocyclus fuscus*. Dospělců *C. strenuus* zde bylo nalezeno 10 %. Jarní vzorek 2005 byl tvořen výhradně naupliovými a kopepoditovými stadii buchaneč. V letním vzorku z roku 2005 převažuje skupina Copepoda (Obr. 61). Naupliová stádia tvoří 77 % všech jedinců ve vzorku. Vířníci jsou zastoupeni 13 %. Většina jedinců patří rodu *Polyarthra*. Skupina Cladocera tvoří 7 % vzorku. Při počítání bylo nalezeno 5 druhů, z nichž nejčastější byly perloočky *Chydorus sphaericus*, *Alonella nana* a *Simocephalus vetulus*. V podzimním vzorku z roku 2005 se zvýšil podíl skupiny Cladocera na 17 %. Hojněji byly zastoupeny druhy *Simocephalus vetulus*, *Alonella nana* a *Pleuroxus truncatus*. Skupina Cladocera byla nejvíce zastoupena druhově, početně zde však dominovala skupina Copepoda, tvořila 76 % jedinců celého vzorku. Asi polovinu z nich tvořila naupliová stádia, druhou polovinu kopepoditová stádia. Jarní vzorek z roku 2006 byl tvořen pouze skupinou Copepoda – 68 % tvořila naupliová stádia, 31 % kopepoditová stádia. Bylo zde nalezeno několik jedinců druhu *Cyclops strenuus*. Letní vzorek byl odebrán 14 dní po náhlé letní povodni, která zalila celou nivu. Jezero však leží v části nivy, kde se nesoustředí silný proud, proto zde zooplankton nebyl zcela odplaven. V jezeru opět dominovala skupina Rotatoria. 60 % z celého vzorku tvořila naupliová a 27 % kopepoditová stádia. Bylo zde nalezeno 7 % dospělých jedinců druhu *Thermocyclops crassus* a 3 % jedinců druhu *Cyclops strenuus*. V podzimním vzorku z roku 2006 tvořila významný podíl skupina Cladocera (30 %). Z nich převažovaly druhy *Daphnia pulex* (17 % celého vzorku) a *Alonella nana*, které tvořily 10 % vzorku. V zimním vzorku se

podíl skupiny Cladocera ještě zvýšil na 43 %. Nejhojněji z této skupiny byla zastoupena *Alonella nana*. Tvořila 34 % celého vzorku. 8 % vzorku tvořili jedinci druhu *Chydorus sphaericus*. Podíl skupiny Copepoda činil 40 %. Z nich převládala opět naupliová stádia. Bylo zde nalezeno několik dospělců druhu *Cyclops strenuus* a *Acanthocyclops* sp. Mezi vířníky, kteří tvořili 16 % jedinců, převládal druh *Synchaeta* sp.

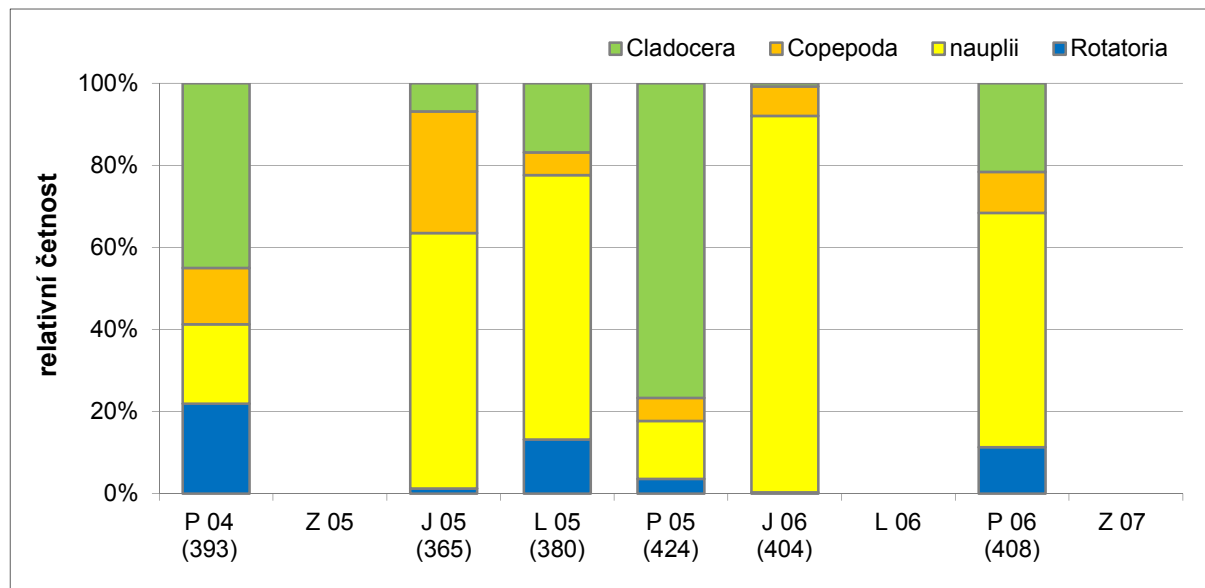
Podle ordinačního diagramu (Obr. 63) se ve fluviálním jezeru Březiny relativní druhové složení příliš nemění, skóry vzorků jsou velmi blízko u sebe. Odlišují se pouze zimní vzorky.



Obr. 61: Relativní četnost zooplanktonu v jezeru Březiny. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

V jezeru **Svratka II.** nebylo ve třech případech nalezeno dostatečné množství jedinců pro relativní zhodnocení zooplanktonu (Obr. 62). Podzimní vzorek 2004 se vyznačoval převahou perlooček *Daphnia ambigua* (19 %) a *D. longispina* (13 %). Bylo zde nalezeno větší množství jedinců druhu *Eurycercus lamellatus*. Naupliová a kopepoditová stádia tvořila 34 % vzorku. Z vířníků byl nejhojněji zastoupen rod *Synchaeta* (18 %). Zimní vzorek z roku 2005 byl téměř bez planktonu. Důvodem mohly být anoxické podmínky pod ledem. Vyloučit nelze špatnou fixaci vzorku. V jarním vzorku byla nejhojněji zastoupena naupliová (65 %) a kopepoditová stádia buchaneček a vznášivek. Větší podíl tvořily rovněž dospělé buchanky druhu *Megacyclops viridis* a *Cyclops strenuus*. V letním vzorku z roku 2005 převažovala skupina Copepoda se 70 % celkového počtu jedinců, 64 % jedinců ve vzorku tvořila nauplia. Podíl skupiny Cladocera byl 17 %. Nejhojněji byly zastoupeny druhy *Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus* a *Alonella nana*. Podíl skupiny Rotatoria činil 13 %. Rovnoměrně byly

zastoupeny rody *Keratella*, *Platylas*, *Synchaeta* a *Polyarthra*. V podzimním vzorku z roku 2005 převážila skupina Cladocera s podílem 77 % na celkovém vzorku. V celém vzorku dominoval druh *Daphnia pulex* (76 %). Naupliová a kopepoditová stádia tvořila 20 % vzorku. Podíl vířníků byl zanedbatelný. V jarním vzorku z roku 2006 zcela převládla skupina Copepoda. Naupliová stádia tvořila 91 % vzorku. Bylo zde nalezeno několik dospělců druhu *Megacyclops viridis*. Jedinci byli staří obrostlí řasami a epizoi. Přetrvávali ze zimní generace. Letní vzorek byl odebrán cca 14 dnů po povodni. V tomto případě na rozdíl od jezera Březiny se při povodni v místě jezera Svratka II. tvoří silný proud, v jehož důsledku byl zooplankton z jezera vypláchnut. Ve vzorku bylo nalezeno pouze několik nauplií, kopepoditů a dospělců rodu *Cyclops*. Ve vzorku z podzimu 2006 opět převládla skupina Copepoda. Nejvíce byla zastoupena naupliová stádia (57 %). Bylo zde nalezeno několik jedinců druhu *Cyclops strenuus*. Podíl 22 % připadl na skupinu Cladocera, kde jednoznačně převažoval druh *Daphnia pulex*. Z vířníků, jejichž podíl činil 11 %, byly nejvíce zastoupeny rody *Synchaeta* a *Polyarthra*. Zimní vzorek byl opět chudý na plankton. Ve velmi malém počtu byli nalezeni zástupci skupin Cladocera, Copepoda i Rotatoria. Podle ordinačního diagramu PCA (Obr. 63) se vzorky na rozdíl od slepého ramene Březiny zastoupením druhů vzájemně liší.



Obr. 62: Relativní četnost zooplanktonu v jezeru Svratka II. Hodnota uvedená v závorce pod kódem ročního období na ose X znamená absolutní počet propočítaných jedinců.

6.10.4. Dělení tůní podle charakteru zooplanktonu

Podle relativního zastoupení jednotlivých skupin planktonu (Rotatoria, Copepoda, Cladocera) můžeme tedy jezera rozdělit do dvou skupin:

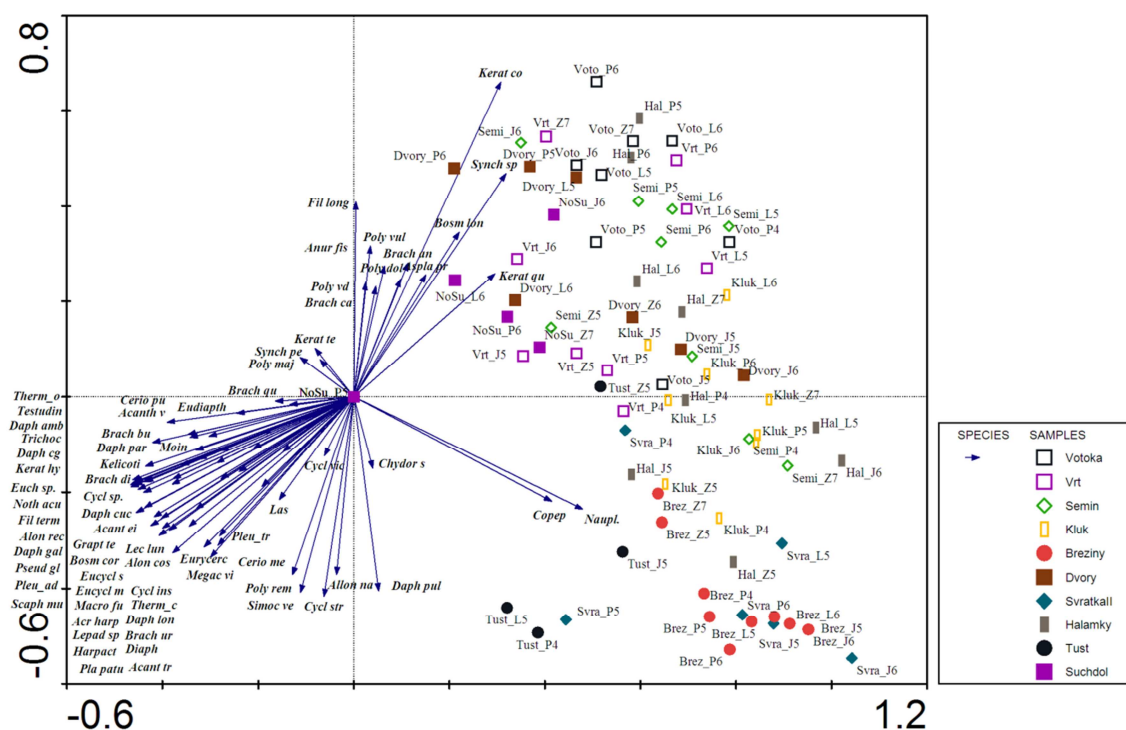
- 1) Jezera s převahou vířníků v zooplanktonu, s vysokými koncentracemi chlorofylu *a*, která mají trvalou rybí obsádku. Jedná se o jezera Vrt', Votoka a Semín v Polabí a o jezera Dvory nad Lužnicí a Nová Suchdol. Až na jezero Semín jsou všechna tato jezera spojena s řekou, ze které může být rybí obsádka obnovována.
- 2) Jezera s převahou velkých druhů zooplanktonu, která jsou po určitou dobu nebo trvale bez ryb, případně je v nich působení planktonožravých ryb výrazně eliminováno. Příkladem jezera bez rybí obsádky je jezero Tuš' na Horní Lužnici, kde se z důvodu trvalého nízkého obsahu rozpuštěného kyslíku rybí obsádka neudrží. Dalším příkladem jsou jezera na horní Svratce, která v důsledku anoxie převážně v zimním období rybí obsádku také nemají, nebo jenom v některých letech. Zvláštním případem je jezero Kluk, kde rybí obsádka vytváří na zooplankton silný predanční tlak, ale v zooplanktonním společenstvu převažují klanonožci.

6.10.5. Hodnocení dat o druhovém složení zooplanktonu a chemismu jezer pomocí metod mnohorozměrné analýzy

6.10.5.1. Hodnocení dat o druhovém složení zooplanktonu

Ordinační diagram analýzy hlavních komponent (Obr. 63) ukazuje druhovou variabilitu vzorků zooplanktonu. Podle pozic vzorků v diagramu lze usuzovat na podobnost druhového složení jednotlivých vzorků. Z ordinačního diagramu je patrné, že podle první ordinační osy, která popisuje nejdůležitější směr druhové variability, se vzorky rozdělily na ty, které obsahují naupliová a kopepoditová stádia vznášivek a buchanek, a na vzorky, které je neobsahují. Tento gradient byl velmi silný, vysvětlil 42,9 % variability ve vzorcích. Je to tím, že ve velkém množství vzorků jsou naupliová a kopepoditová stádia co do relativního počtu dominantní. Podle druhé ordinační osy se vzorky rozdělily na ty, kde převažují druhy preferující prostředí volné vody (např. *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Synchaeta* sp., *Bosmina longirostris*), a na ty, kde převažují druhy litorální (např. *Simocephalus vetulus*, *Alonella nana*, *Graptoleberis testudinaria*, *Chydorus sphaericus* aj.) Druhá ordinační osa vysvětlila 11,5 % variability druhových dat. Tento gradient je opět poměrně silný. Souvisí pravděpodobně s velikostí a hloubkou vodní plochy. Čím menší a mělčí je vodní těleso, tím pravděpodobnější je výskyt litorálních druhů ve volném vodním sloupci.

Podle pozic jednotlivých odběrů v ordinačním diagramu lze říci, že druhové složení všech lokalit je podobné. Vyhraněnější je na lokalitách Březiny a Svratka II., kde byl více zastoupeny litorální druhy, a Tušů, kde byl ve všech reprezentativních vzorcích dominantně zastoupen druh *Daphnia pulex*, který se v ostatních vzorcích z lokalit v nivě Horní Lužnice (vyjma dvou vzorků z jezera Nová Suchdol) nevyskytoval. Nejmenší rozdíly v druhovém složení a relativním zastoupení druhů během sledovaného období byly zaznamenány v jezeru Březiny. Pouze zimní vzorky se od ostatních lišily významněji. Podobné druhovým složením a relativním zastoupením druhů si byly i vzorky z jezera Svratka II. Největší změny druhového složení v čase byly zaznamenány na jezeru Halámky.



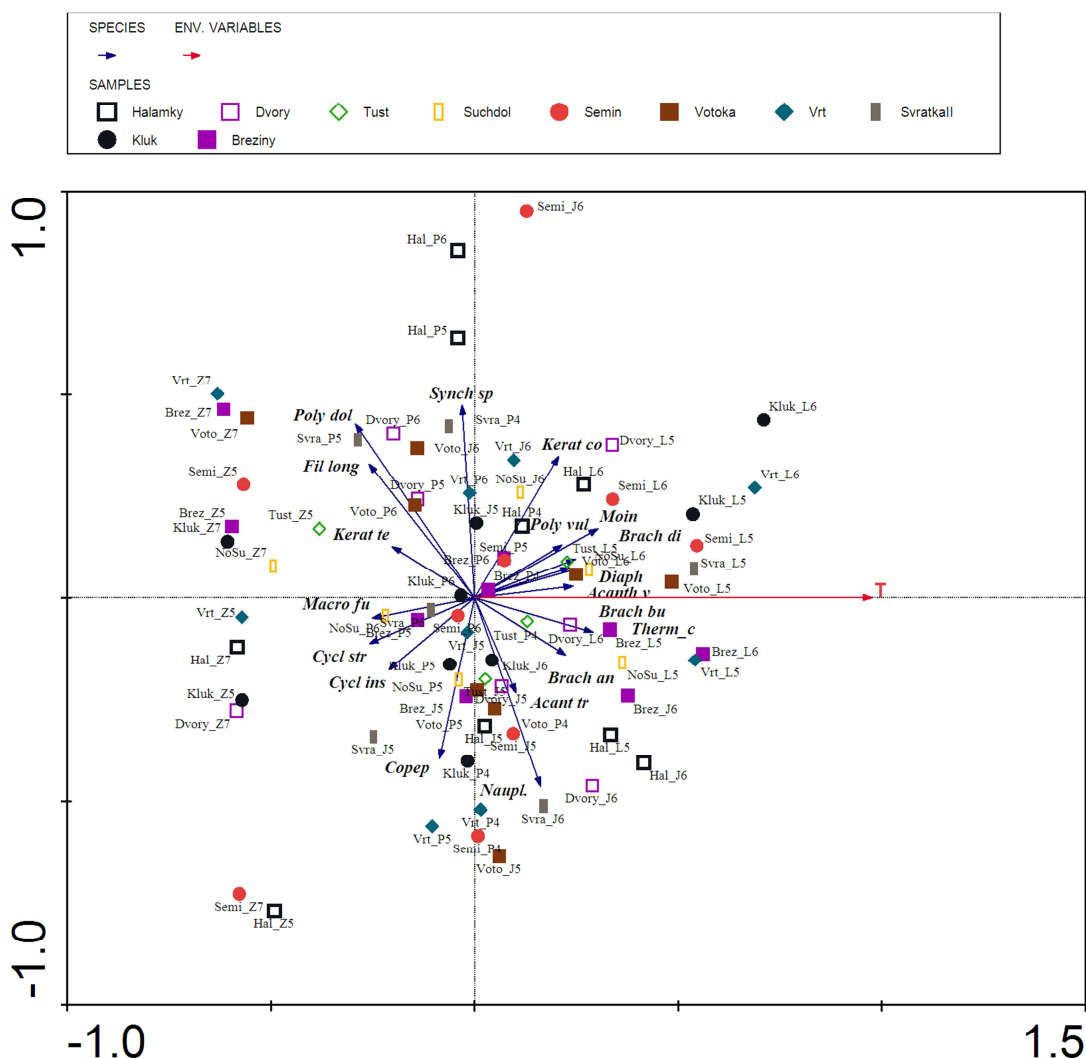
Obr. 63: PCA ordinační diagram dat druhového složení se zaměřením na podobnost tůní. Zkratky jsou vysvětleny v Příloze 3.

Výsledky RDA analýzy zjišťující závislost druhového složení na gradientu vybraných chemických parametrů v jednotlivých sezónách a letech jsou shrnuty v Tab. 25. Parametry, jejichž vliv na druhové složení a relativní zastoupení druhů byl statisticky průkazný, vysvětlily vysoké procento variability. To je dáno pravděpodobně silnou korelací mezi velikostí tůní a jejich chemickými parametry. Zooplanktonní druhy volné vody se vyskytují ve velkých jezerech, kde je zároveň vyšší pH, konduktivita, vyšší množství chloridů a nižší množství křemičitanů.

Tab. 25: Závislé proměnné se statisticky průkazným vlivem na druhové složení zooplanktonu ve vybraných fluviálních jezerech

sezóna, rok	závislá proměnná s průkazným vlivem na složení zooplanktonu	% vysvětlené variability	F-statistika	P-hodnota
podzim 2004	pH	33,0	2,959	0,002
zima 2005	n	n	n	n
jaro 2005	pH	27,6	2,675	0,012
léto 2005	konduktivita	23,8	2,493	0,010
podzim 2005	teplota	22,3	2,014	0,008
jaro 2006	chloridy	42,9	5,266	0,004
léto 2006	křemík	26,5	2,166	0,034
podzim 2006	teplota, pH	29,7	2,792	0,012
zima 2007	n	n	n	n

Pozn: n- žádná proměnná nemá na složení zooplanktonu statisticky průkazný vliv



Obr. 64: RDA ordinační diagram zobrazující závislost druhového složení jezer na teplotě. Zkratky jsou vysvětleny v Příloze 3.

RDA analýzou bylo dále zjišťováno, zda druhové složení vzorků závisí na teplotě vody. Vliv teploty na druhové složení se ukázal jako statisticky průkazný ($F=2,551$, $P=0,002$). Variabilita datového souboru vysvětleného teplotou byla však poměrně nízká (2,4 %). Důvodem je pravděpodobně vliv sezónnosti, kdy na jaře a na podzim byla v jezerech podobná teplota, ale druhové složení jarních a podzimních vzorků bylo odlišné. Pozitivní korelaci s teplotou vykazovaly druhy *Brachionus budapestinensis*, *Thermocyclops crassus*, *Acanthocyclops vernalis* a *Moina micrura* nebo *Polyarthra vulgaris*, negativní korelaci pak druhy *Macrocyclus fuscus*, *Cyclops strenuus*, *C. insignis*, *Keratella testudo* a *Polyarthra dolichoptera* (Obr. 64). Jedná se o druhy, které preferují chladnější vody a jejich výskyt je typický pro zimní období (např. *C. insignis*, *P. dolichoptera*). Kopepoditová a naupliová stádia buchanek a perloočky měla k teplotě neutrální vztah.

6.10.5.2. Hodnocení dat o chemismu vody

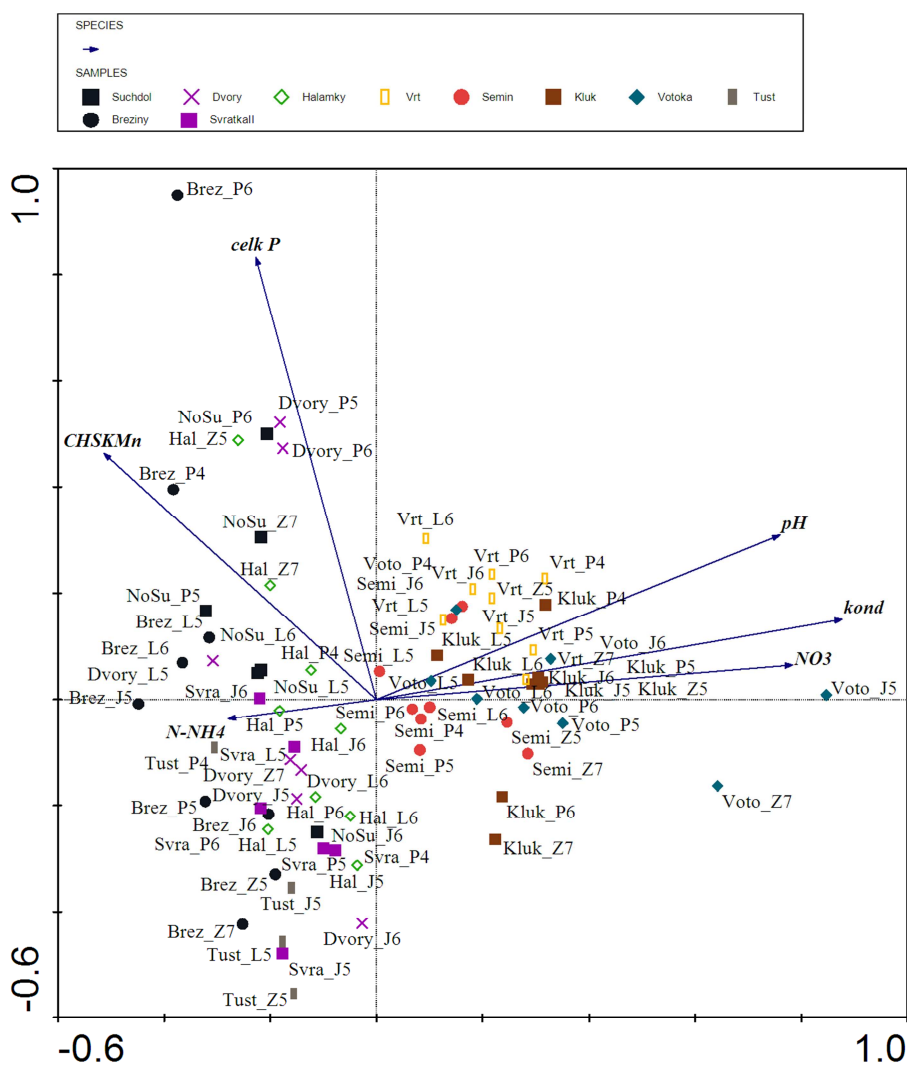
Ordinační diagram analýzy hlavních komponent (Obr. 65) ukazuje variabilitu vzorků danou vybranými chemickými parametry. První ordinační osa vysvětlila 39,2 % variability datového souboru, druhá ordinační osa 17,2 %. S první ordinační osou pozitivně korelují parametry konduktivita, pH a N-NO₃ a negativně korelují koncentrace amoniakálního dusíku. Vzorky se podle ukazatelů základního chemismu (pH, konduktivita) a koncentrací N-NO₃ rozdělily na polabské lokality a lokality ostatní. Parametry CHSK_{Mn} a celkový fosfor korelují s druhou ordinační osou.

RDA analýzou byla zjišťována závislost koncentrace vybraných chemických parametrů vody ve fluviálních jezerech na zastoupení tříd krajinného pokryvu, velikosti jezer a spojení s mateřským tokem. Nejprve byla provedena analýza hlavních komponent (PCA) vysvětlujících proměnných (Obr. 66). Z ordinačního diagramu vyplývá, že silně pozitivně korelují rozloha jezer, kategorie pokryvu sady a zahrady a kategorie pokryvu ostatní plochy a také orná půda a křoviny. S těmito parametry negativně koreluje kategorie louky a pastviny. Napojenost na tok není s těmito parametry v žádném vztahu, protože lokality byly záměrně vybírány tak, aby se v napojení na tok lišily.

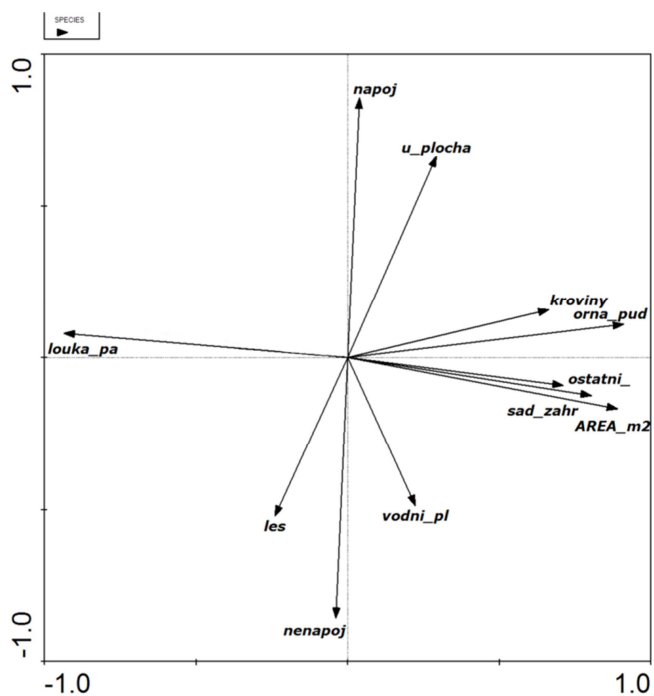
Při analýze závislosti chemického složení vody ve fluviálních jezerech v jednotlivých sezónách na rozloze tůň, propojenosti s vodním tokem a krajinném pokryvu v okolí tůní byla při postupné selekci vysvětlujících proměnných vybrána rozloha. Vysvětlila vysoké procento variability (38 – 40 %). To samo o sobě ukazuje pouze na fakt, že lokality se mezi sebou liší. Po odfiltrování efektu rozdílnosti lokalit daného rozlohou byly vyhodnoceny v případě podzimu 2004 jako průkazné nezávislé proměnné kategorie pokryvu křoviny a napojenost na

tok ($F=3,393$, $P=0,004$). S napojeností na tok v tomto případě pozitivně koreluje koncentrace dusičnanového dusíku a amoniakálního dusíku. Naopak množství organických látek vyjádřené jako CHSKMn a množství celkového fosforu bylo v tomto případě na napojenosti na tok nezávislé.

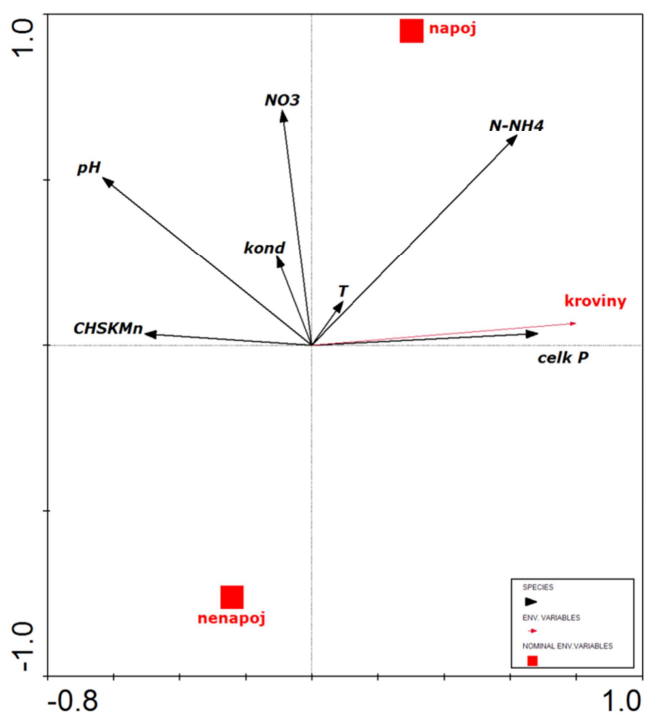
Vliv kategorií krajinného pokryvu nebyl kromě podzimu 2004 v žádném z případů statisticky průkazný.



Obr. 65: PCA ordinační diagram dat chemického složení vody. Zkratky jsou vysvětleny v Příloze 3.



Obr. 66: PCA ordinační diagram sledovaných charakteristik prostředí. Zkratky jsou vysvětleny v Příloze 3.



Obr. 67: RDA ordinační diagram závislosti vybraných chemických parametrů vody na sledovaných proměnných prostředí v podzimním období roku 2004. Zkratky jsou vysvětleny v Příloze 3.

7. DISKUSE

7.1. STRUKTURA PRÁCE A POUŽITÉ METODY

Cílem disertační práce bylo porovnat vybraná fluviální jezera na základě jejich morfometrických parametrů, hydrologického režimu, fyzikálních a chemických vlastností vody a druhového složení zooplanktonu. První část práce byla zaměřena na literární rešerši shrnující poznatky o ramenech a tůních, tedy o mělkých vodách vzniklých činností řek v nivách. Literární rešerše (3. kapitola) se opírá především o publikace českých autorů, které poměrně celistvě pokrývají celou problematiku. Ve čtvrté kapitole byly stručně popsány metody použité v práci s odkazy na příslušnou literaturu. V páté kapitole je podána fyzicko-geografická charakteristika vybraných fluviálních jezer a jejich okolí. Podrobná charakteristika samotných lokalit je primárně zaměřena na ty faktory prostředí, které mohou mít vliv na fyzikální a chemické parametry vody a složení zooplanktonu. Kapitola je doplněna rovněž o informace o využití území v okolí jezer a přibližný odhad stáří jezer. Šestá kapitola představuje výsledky. Její největší část je věnována vyhodnocení dat o chemismu vody a složení zooplanktonu, která byla získána analýzou devíti vzorků vody a zooplanktonu na každé lokalitě. Tato data jsou doplněna o morfometrické charakteristiky jezer a charakteristiky hydrologického režimu. V závěru kapitoly jsou data statisticky zhodnocena. Kvůli srozumitelnosti a přehlednosti textu jsem se v této kapitole záměrně nevyhýbala diskusi dílčích poznatků. Kapitola sedmá – Diskuse – má pak za cíl vyhodnotit především rozdíly v jednotlivých sledovaných parametrech mezi fluviálními jezery třech odlišných oblastí (niv). V závěrečné osmé kapitole jsou shrnuty společné a rozdílné charakteristiky sledovaných fluviálních jezer. Následuje devátá kapitola obsahující seznam nastudované literatury a zdroje dat poskytnutých pro potřeby disertační práce a desátá kapitola se seznamem grafických prvků a příloh.

Při zpracování zadaného tématu byly využity standardní metody používané v limnologické a geografické praxi.

Odběry vzorků vody a zooplanktonu byly prováděny ve čtvrtletních intervalech od podzimu 2004 do zimy 2007. V zimě roku 2006 byla jezera pokryta tak silnou vrstvou ledu, že nebylo reálné odebrat vzorky, proto byly odběry prodlouženy až do zimního období roku 2007. Výsledkem jsou tedy 3 podzimní, 2 zimní, 2 jarní a 2 letní vzorky z každé lokality. Toto množství vzorků již dává poměrně dobrou představu především o druhovém složení

zooplanktonu jezer. V několika případech byly vzorky zooplanktonu i vody odebírány v krátkém časovém horizontu po povodni (10 dnů, 30 dnů). Při každém tomto odběru však byly lokality již separované. Vyhnout se povodním je v případě Lužnice a Svratky prakticky nemožné. Jsou však přirozenou součástí ekosystému, proto i taková data mají svou hodnotu.

Morfometrické parametry jezer byly stanoveny podle metodiky (ČESÁK a ŠOBR 2005) užívané na Katedře fyzické geografie a geoekologie PřF UK. Kolísání hladiny vody ve fluviálních jezerech bylo během jednoho hydrologického roku (2005/2006) sledováno na vodočetných latích. U jezer v Polabí a na horní Svratce je řada pozorování kompletní. Na lokalitách v nivě Lužnice v jednom případě odečítatel odevzdal smyšlenou řadu pozorování, v druhém případě řadu neúplnou. Pro určení dominantního zdroje vody není toto sledování dostačující. Je na něj usuzováno pouze nepřímo podle fyzikálně chemických vlastností vody.

Odběr vzorků pro chemické analýzy byl prováděn standardně 10 cm pod hladinou z nejhlubšího místa fluviálního jezera z lodi. Na stejném místě byly rovněž měřeny fyzikálně chemické parametry vody a byly odebírány vzorky zooplanktonu.

Zooplankton byl odebírán pouze z pelagiálu planktonní sítě v několika vertikálních tazích. Použití planktonní sítě při odběrech je pro účely semikvantitativního hodnocení vzorků zooplanktonu dostačující. Planktonní síť s velikostí ok 40 μm umožňuje zachytit i drobné vířníky, počty velkých druhů zooplanktonu s významnějším aktivním pohybem jsou však mírně podhodnoceny.

Biomasa zooplanktonu nebyla měřena sofistikovanými metodami. Sledování mělo sloužit pouze pro vzájemné srovnání lokalit v předkládané práci. V Polabí není dost dobře možné při měření výšky sloupce sedimentovaného planktonu odlišit biomasu zooplanktonu od biomasy velkých druhů fytoplanktonu rovněž zachycených v planktonní síti, proto jsou hodnoty biomasy zooplanktonu mírně nadhodnocené.

Statistické zpracování dat metodami mnohorozměrné analýzy naráží na problém malého množství lokalit a malého množství opakování, proto nelze vzhledem k sezónní variabilitě sledovaných parametrů testovat vlivy na úrovni jednotlivých lokalit. Kvůli malému množství lokalit se zde projevuje efekt vzájemné korelace mezi skupinami nezávislých proměnných. Mnohorozměrné statistické metody jsou však velmi vhodné pro zjištění podobnosti lokalit, co se druhového složení zooplanktonu i chemismu vody týká, proto byly v práci využity.

7.2. CHARAKTER SLEDOVANÝCH NIV

Základním předpokladem práce bylo, že se nivy všech tří regionů vzájemně liší. V případě středního Polabí se jedná o nivu středního toku řeky, která by v ideálních podmínkách významně meandrovala a tvořila soustavu mrtvých ramen a tůní. Niva je však přeměněna na intenzivně využívanou zemědělskou krajinu, kde zůstala zachována pouze malá část vodních ploch. Orná půda v území vymezeném okolo jezer podle metodiky (kap. 4. 6.) v Polabí zaujímá velké procento rozlohy (u jezera Votoka až 76 %). Niva ztratila kontakt s řekou jednak tvrdou regulací koryta toku, jednak minimalizací záplav. Tyto faktory způsobily ztrátu provázanosti ekosystémů jak v horizontálním (podélný a příčný transekt nivou) a vertikálním směru (interakce podzemní voda a voda povrchová), tak v časové dimenzi (AMOROS a kol. 1987). Niva tak ztratila značnou část původní heterogenity, diverzity a dynamické stability (BEDNÁŘ 2003). Trpí značnou eutrofizací, eutrofní až hypertrofní je i tok řeky a doprovodné vodní plochy. Důsledkem jsou vysoké hodnoty vodivosti, organických látek, dusičnanového dusíku, celkového fosforu a dalších parametrů v řece Labi (Tab. 14). Rovněž sledovaná fluviální jezera v Polabí vykazují podle letních koncentrací vybraných parametrů (KALFF 2002) hypertrofní charakter (Tab. 21).

Nivy řeky Lužnice a Svatky jsou příkladem přírodních niv, které nebyly člověkem tak intenzivně ovlivněny. Přímým vlivem bylo odlesnění niv a jejich přeměna na louky a pastviny. Nepřímý vliv se projevuje především vyšším vnosem živin z okolních obdělávaných ploch, znečištěním toku a ovlivněním hydrologického režimu nevhodnými zásahy v povodí toků (zrychlení odtoku apod.). Přirozený režim záplav zajišťuje velkou biotopovou i druhovou diverzitu a prostorovou heterogenitu obou niv. Niva Horní Lužnice se nachází na středním toku řeky. Je buď pasena, kosena nebo ponechána ladem. Okolní terasy jsou intenzivně zemědělsky obhospodařované. Vliv obhospodařování na trofii tůní a ramen je však podle BÜRGEROVÉ a kol. (1990) nepodstatný nebo je eliminován přírodními procesy. Nižší vliv zemědělství v nivě Lužnice než v nivě Labe se odráží i v poměrně nízké koncentraci dusičnanového dusíku v řece Lužnici (I. jakostní třída podle ČTN 75 7221, srovnej s Tab. 13). Vybraná jezera mají podle letních hodnot vybraných parametrů eutrofní charakter (Tab. 21).

Niva řeky Svatky je ze všech tří sledovaných nejméně ovlivněná člověkem. Většina ploch v nivě leží v současné době ladem a spontánně zarůstá tužebníkovými lady. Pozemky v okolí nivy jsou obhospodařovány převážně jako extenzivní louky nebo pastviny. Orná půda zabírá v území vymezeném okolo jezer pouze 2 % rozlohy (Tab. 6). Fluviální jezera mají

stejně jako vybraná jezera Lužnice eutrofní charakter, který je však dán především přirozenou eutrofizací – listovým opadem a makrofyty. Nivy se tedy významně liší především způsobem obhospodařování, které je spojeno s různou mírou produkce znečištění.

7.3. MORFOMETRICKÉ PARAMETRY LOKALIT A HYDROLOGICKÝ REŽIM

Velikost fluviálních jezer odpovídá erozní a akumulární schopnosti toku, jehož činností vznikla. Odstavená labská ramena sice vznikla přispěním člověka, ale morfologie jejich jezerní pánve byla modelována tokem.

Hloubka fluviálních jezer je relativně malá vůči hlubokým jezerům, ale relativně velká k ploše fluviálních jezer. Jedná se o parametr, který se významně mění v závislosti na výšce vodního stavu v řece (PECHAR a kol. 1996). Vybraná fluviální jezera na Labi měla malou relativní hloubku (0,64 až 1,52 %). Byla srovnatelná s relativními hloubkami odstavených ramen Obříství (ŠNAJDR 2002), Labiště pod Opočinkem (KLOUČEK 2002), Doleháj (CHALUPOVÁ 2003) a Libišská tůň (TUREK 2004). Byla však významně nižší, než relativní hloubka polabských tůní zkoumaných HRBÁČKEM a jeho spolupracovníky, která činila u devíti tůní od 3,5 do 16 % (vypočítáno podle údajů uvedených v práci HRBÁČKA (1966)). Rozdíl je dán tím, že Hrbáček si ke sledování vybíral tůně v pravém slova smyslu (oválné nebo kruhové vodní plochy), kdežto v této disertační práci byla prioritně vybrána mrtvá, slepá a odstavená ramena, která jsou v nivách častější (pro nivu Lužnice toto tvrzení uvádí ČERNÝ (1994)). Ta mohou být také značně hluboká. Např. CHALUPOVÁ (2007) uvádí maximální hloubku odstaveného ramene Lžovice 7,7 m, i zde ale relativní hloubka dosahuje pouze 3 %. Na vybraných mrtvých a slepých ramenech řeky Lužnice byla relativní hloubka vyšší, pohybovala se v intervalu od 2,16 do 5,66 %. Podle PITHARTA a kol. (2000) byla průměrná relativní hloubka 48 vybraných tůní Lužnice 5,2 %, přičemž více než 50 % tůní mělo relativní hloubku větší než 5 %. Relativní hloubka u fluviálního jezera Svratka II. ve srovnání s předešlými dosahovala 7,5 %. Jednoznačný vliv v tomto parametru hraje rozloha tůní. Nicméně i fakt, že na Lužnici a na Svatce pravidelné povodně neustále udržují či částečně prohlubují některé tůně, zatímco na Labi dochází k trvalému zanášení a tím ke snižování maximální hloubky tůní i ramen, může hrát svoji roli.

S klesající velikostí tůní vzrůstá poměr mezi plochou a objemem jezer, což umožňuje intenzivnější kontakt vodního sloupce se sedimentem a s terestrickou vegetací (VAN DEN BRINK a kol. 1993, PITHART a kol. 2007) a tím zásadně ovlivňuje především koncentrace organických látek a živin ve vodě.

Kolísání výšky vodní hladiny jezer podle toho, jak bylo monitorováno, korespondovalo s kolísáním výšky hladiny v řece. Výjimku tvoří jezera Votoka a Semín, která kvůli hloubkové erozi kontakt s řekou ztratila. I zde bylo možné vysledovat podobnost s kolísáním vodního stavu v řece, která však byla dána spíše srážkami spadlými v širším území. Jezero Tušť je pravděpodobně dotované z větší části podzemní vodou a jeho výška hladiny se od té v řece začala odlišovat při nízkých vodních stavech.

K diskuzi je vliv povodní. V Polabí, kde je rozliv vody omezen protipovodňovými opatřeními, došlo k přeplavení všech lokalit za sledované téměř tříleté období pouze při jarní povodni v roce 2006, která dosahovala v profilech Přelouč i Nymburk úrovně 10 – 20 leté vody (MKOL 2007). Jezero Kluk bylo přeplaveno ještě jednou v jarním období roku 2005. Při dalších periodách zvýšených průtoků voda do jezer Kluk a Vrt' sice nastoupila, ale opět pomalu opadala, takže nedošlo k razantnímu propláchnutí a tím odplavení celého společenstva fytoplanktonu a zooplanktonu. Niva Lužnice byla ve stejném období zaplavena desetkrát a niva Svatky šestkrát. Při většině těchto záplav bylo odplaveno celé planktonní společenstvo a jeho vývoj tak byl několikrát restartován. To je pravděpodobně jedním z důvodů, proč byly ve fluviálních jezerech Horní Lužnice a Svatky opakovaně zaznamenávány nižší biomasy fytoplanktonu i zooplanktonu než v Polabí. Rovněž byl v závislosti na povodňových proudech odplaven z jezer organický materiál a na některá místa byl naopak naplaven, což může být příčinou značného kolísání množství organických látek na těchto lokalitách. Příkladem je např. jezero Březiny na Svatce.

7.4. FYZIKÁLNÍ A CHEMICKÉ PARAMETRY VODY FLUVIÁLNÍCH JEZER MĚŘENÉ *IN SITU*

Fluviální jezera mají kvůli malé hloubce velmi rozkolísaný teplotní režim. Nejnižší rozkolísanost teplot byla zaznamenána na lokalitě Tušť na Lužnici. Důvodem je pravděpodobně sycení nebo dosycování podzemní vodou, která má vyšší teplotu (PECHAR a kol. 1996). Výsledkem byla vyšší teplota vody v zimním období (okolo 4 °C), malá tloušťka ledu a další odlišnosti ve sledovaných parametrech, které budou zmíněny později.

Rozkolísaný teplotní režim souvisí i s mírou stability teplotní stratifikace. Malá tepelná kapacita vodního sloupce způsobuje rychlou změnu teploty v celém vertikálním profilu jezera v závislosti na změnách teploty vzduchu. Vodní sloupec je tak ovlivněn i diurnálním kolísáním teploty vzduchu. Teplotní změny vyvolávají míchání vody konvekčním prouděním (ŠOBR 2007). K takzvanému „overturnu“ tj. zamíchání vlivem poklesu teploty dochází

nejčastěji v noci nebo nad ránem (HRBÁČEK 1962). Vodní sloupec při tom nemusí, ale může být promícháván až ke dnu, protože zde neexistuje metalimnion, který v hlubších jezerech míchání ke dnu blokuje. Častým mícháním se mohou do vodního sloupce dostávat např. fosforečnany nebo amoniakální dusík, které se v bezkyslíkových podmínkách uvolňují ze sedimentů (WETZEL 2001).

K porušení stratifikace u větších vodních ploch může docházet působením větru (LELLÁK a KUBÍČEK 1991). To je pravděpodobně nejčastější příčinou porušení stratifikace a míchání vodního sloupce v labských odstavených ramenech. Kromě případů, kdy jsou jezera pokryta ledem, může docházet v závislosti na teplotě k míchání po celý rok.

Na jezerech Horní Lužnice i horní Svratky nebývá zřejmě vliv větru dominantní. Důvodem je malá rozloha jezer, jejich vysoké břehy a ochrana vegetací (PITHART a kol. 1997). U jezer Horní Lužnice je teplotní stratifikace často narušována povodněmi (PITHART a PECHAR 1995). Nová stratifikace se potom ustavuje v závislosti na hloubce jezera, zastínění, exponovanosti vůči větru aj. Stejná situace bude platit i pro Svratku.

Lokality v Polabí se od lokalit na Horní Lužnici a Svratce lišily v koncentracích rozpuštěného kyslíku. Rozdíl v obsahu kyslíku je způsoben především rozdílným množstvím fytoplanktonu, tedy fotosynteticky aktivních organismů, které produkují kyslík.

Vysoké koncentrace kyslíku v Polabí odpovídaly vysokým koncentracím chlorofylu *a* (Obr. 50), který je mírou biomasy fytoplanktonu. Dostatek fytoplanktonu v zimním období a relativně malý vliv listového opadu (vzhledem k velké ploše polabských jezer) způsobují, že kyslík neklesá k nulovým hodnotám a nenastupují anoxické poměry ani v zimním období. Ani KLOUČEK (2002), ŠNAJDR (2002), CHALUPOVÁ (2003) a TUREK (2004) ve sledovaných labských odstavených ramenech anoxické podmínky nepotvrdili.

Dalším faktorem je vliv zastínění. Polabská ramena jsou díky větší rozloze ve srovnání s rameny v nivě Lužnice zastíněna méně, přestože jsou většinou obklopena srovnatelnou linií vzrostlých stromů. Jezera Kluk v Polabí a Nová Suchdol na Lužnici jsou obklopena lužním lesem. Vyšší zastínění se zde projevilo v nižším obsahu kyslíku ve srovnání s lokalitami ze stejné nivy. Na lokalitě Tušř je nižší koncentrace pravděpodobně způsobena i přísunem podzemní vody s nízkým obsahem rozpuštěného kyslíku.

Na lokalitách na Svratce, které se zastíněním značně liší, jsou podobné koncentrace rozpuštěného kyslíku zřejmě kombinací vlivu zastínění a množství fytoplanktonu a makrofyty ve vodním prostředí. Ve všech vybraných lokalitách Horní Lužnice i Svratky byly alespoň při jednom měření zaznamenány anoxické poměry, nejčastěji při zimních odběrech.

Anoxické podmínky způsobují uvolňování vybraných prvků např. fosforu, amoniakálního dusíku ze sedimentu a jejich koncentrace ve vodním sloupci mělkých nádrží mohou radikálně narůstat (WETZEL 2001).

Průhlednost rovněž souvisí s biomasou fytoplanktonu, ale platí zde nepřímá úměra. Dalšími faktory ovlivňujícími nízkou průhlednost na labských fluviálních jezerech jsou anorganický zákal způsobený zvířením sedimentu v důsledku častějšího intenzivního míchání vodního sloupce působením větru (TUREK 2004, HAVLÍKOVÁ 2007a) a také rozrýváním dna rybami. Na všech lokalitách je průhlednost významně ovlivněna i kolísáním vodní hladiny. Nejmarkantněji se tento vliv projevoval na jezeru Votoka, kde byl pravděpodobně především v závislosti na kolísání hladiny (tedy významnému zvýšení objemu vody v jezeru, ve kterém byly rozptýleny organické a anorganické částice snižující průhlednost) zaznamenán rozdíl v průhlednosti až 88 cm.

7.5. CHEMISMUS VODY V JEZERECH

Podle vybraných parametrů chemismu vody se vzorky z fluviálních jezer v ordinačním diagramu PCA analýzy (Obr. 65) rozdělily podle první ordinační osy na dvě skupiny. První představovala lokality v Polabí s vysokými hodnotami vodivosti, pH a dusičnanového dusíku, druhá skupina zahrnovala lokality na Horní Lužnici a Svatce u Milov, které mají vybrané ukazatele základního chemismu a koncentrace dusičnanů nízké. Vzorky z Horní Lužnice a Svatky se od sebe výrazněji neoddělily, přesto vzorky z nivy Svatky dosahovaly na první ordinační ose nejnižšího skóre, protože měly nejnižší hodnoty vodivosti.

Vzorky v Polabí vykazovaly podle vybraných chemických parametrů větší míru podobnosti, a to jak mezi lokalitami, tak i v rámci jednotlivých lokalit v čase. Jejich průměty se v ordinačním diagramu PCA analýzy nacházely blíže u sebe.

Chemismus jednotlivých vzorků z fluviálních jezer v nivě Lužnice a Svatky se nezávisle na příslušnosti k nivě lišil především v koncentracích organických látek vyjádřených jako $CHSK_{Mn}$ a hodnotách celkového fosforu. Důvodem je velká rozkolísanost koncentrací těchto látek během sledovaného období.

7.5.1. Vodivost, alkalita a pH vybraných fluviálních jezer

Základní chemismus vody fluviálních jezer je převážně závislý na chemismu vody v mateřské řece, která bývá ve fluviálních jezerech hlavním zdrojem vody (DAWIDEK a TURCZYŃSKI 2006). Chemismus vody v toku je ovlivněn jednak geologickým podložím

širší oblasti, jednak zdroji znečištění v povodí. Vliv řeky na chemismus se nejvíce projevuje při vyšších vodních stavech, kdy se hodnoty chemismu v jezerech přibližují k hodnotám chemismu vody v řece (PITHART a kol. 2003).

V Polabí jsou vysoké hodnoty vodivosti, pH i alkality dány geologickým podložím bohatším na ionty a živiny, na rozdíl od geologického podloží povodí Lužnice i Svratky tvořeného kyselými krystalickými horninami, které jsou na živiny chudé (DRBAL a RAUCH 1996). Dalším důvodem je znečištění pocházející z intenzivní zemědělské výroby a průmyslových a komunálních odpadních vod, které je v Polabí mnohem vyšší než na Horní Lužnici a nesrovnatelně vyšší než v nivě Svratky v Milovské kotlině. Všechny formy znečištění přináší do vodního prostředí velké množství alochtonních látek zvyšujících konduktivitu, alkalitu i obsah živin (PITTER 1999).

Jednotlivá jezera v nivách mohou být ovlivňována přímým znečištěním z jejich mikropovodí nebo kontaminací podzemní vodou. Přímý vliv zemědělského znečištění se nejvíce projevil v jezeru Votoka, kde podíl orné půdy ve vymezeném území v okolí jezera dosahoval 76 %. Při všech odběrech zde byla zjištěna nejvyšší konduktivita i alkalita, chloridové a síranové ionty a vápník. Voda se sem dostává povrchovým ronem, vyústěním melioračního systému i mělkou podzemní vodou. Rovněž kumulace iontů v jezerní pánvi, která nemá stálý povrchový odtok, může hrát ve vysokých hodnotách výše uvedených parametrů svoji roli. Z grafu (Obr. 41) vyplývá, že v období sucha, kdy se značně zmenšuje objem akumulované vody v jezeru, rostla jeho vodivost (např. v období zimním období let 2005 a 2007 a pozimním období let 2005 a 2006).

Nízké hodnoty pH ve fluviálních jezerech horní Svratky korespondují s nižšími hodnotami pH v řece Svratce, která pramení v jehličnatých lesích v horní části povodí a která je pravděpodobně hlavním zdrojem vody v jezerech. Důvodem nižšího pH v jezerech může být i zrašelinění nivy, ke kterému dochází na některých místech (DOLEŽALOVÁ a LYSÁK nepublikovaný rukopis) a kde dochází k vyluhování huminových kyselin.

7.5.2. Organické látky, živiny a trofie vybraných fluviálních jezer

Mezi koncentracemi organických látek a živin v jednotlivých jezerech i v jednotlivých vzorcích z jedné lokality v průběhu času byly zaznamenány velké rozdíly. Jsou způsobeny tím, že koncentrace těchto látek závisí především na procesech a dějích, které probíhají uvnitř jednotlivých jezer. Ty mohou být ovlivněny morfologií jezer, různou mírou kontaktu s terestrickou vegetací, anoxickými podmínkami, povodněmi aj. (PECHAR a kol. 1996, PITHART 1999). Význam autonomních procesů roste v době nízkých vodních stavů

(PECHAR a kol. 1996). Lokality v nivě Labe jsou povodněmi ovlivňovány výjimečně, mají relativně velký objem vody vůči listovému opadu, anoxické podmínky nastávají zřídka, proto v nich byly koncentrace organických látek a živin méně rozkolísané (viz variační koeficienty vybraných parametrů v Příloze 2).

Srovnáváme-li množství organických látek, nebyly mezi jezery třech vybraných oblastí větší rozdíly. Vyšší koncentrace organických látek byly zaznamenány ve fluviálních jezerech Horní Lužnice. To může být způsobeno hlavním zdrojem vody, kterým je vyjma jezera Tušť voda z řeky vykazující vyšší koncentrace organických látek (Tab. 13). Dalším důvodem je pravděpodobně to, že přísun listového opadu a zbytků makrovegetace se v jezerech s malým objemem vody projeví mnohem více než v polabských fluviálních jezerech, kde je akumulovaný objem vody vůči listovému opadu významně vyšší.

Nejvyšší hodnoty organických látek podle všech tří ukazatelů byly nalezeny v jezeru Březiny na Svatce. Zde se k efektu malé plochy a objemu jezera přidává ještě poloha vůči povodňovým proudům. Během povodní leží jezero mimo povodňový proud, tudíž nedochází k jeho proplachování a odnosu nahromaděných organických látek, naopak se zde mohou jemné organické částice usazovat. Odumřelá makrofyta se kvůli nižšímu pH pomaleji rozkládají (LELLÁK a KUBÍČEK 1991).

Sezónní vývoj koncentrací $CHSK_{Mn}$ ani dalších dvou ukazatelů organického znečištění ve fluviálních jezerech nevykazoval mnoho společných rysů. Nižší podíl organických látek byl u většiny jezer v zimě, kdy ve vodním sloupci bývá nižší biomasa fytoplanktonu, zooplanktonu a makrofyt a tudíž i nižší přísun odumřelé organické hmoty. Výjimku tvořilo jezero Halámky, kde byly naopak koncentrace organických látek v obou zaznamenaných zimních obdobích nejvyšší, což ukazuje na možnou kontaminaci fluviálního jezera z jeho mikropovodí.

Celkově nižší hodnoty celkového i fosforečnanového fosforu fluviálních jezer v Polabí ve srovnání s lokalitami na Lužnici by mohly být způsobeny stálými aerobními podmínkami ve vodním sloupci. Na Horní Lužnici, kde často nastupují u dna anoxické podmínky, je fosfor uvolňován ze sedimentu. Toto uvolňování fosforu uloženého v sedimentech bývá označováno jako „internal load“ a významnou měrou přispívá k vysokým koncentracím fosforu v mělkých eutrofních vodách (WETZEL 2001). Intenzivní kontakt se sedimentem uvádí jako důvod vysokých koncentrací fosforu v tůních nivy Lužnice i PITHART a kol. (1999). Větší množství fosforu se do nivních vod Lužnice může rovněž dostávat při povodních. Důvodem vyšších koncentrací reaktivního fosforu by mohla být nižší biomasa fytoplanktonu v jezerech,

kteřá z vodního sloupce odčerpá méně dostupného fosforu než velká biomasa fytoplanktonu v Polabí.

Velká rozkolísanost koncentrací fosforu je dána na jedné straně jeho sedimentárním cyklem, na straně druhé proměnlivou intenzitou jeho využití rostlinami a fytoplanktonem (LELLÁK a KUBÍČEK 1991). U mělkých jezer se k těmto dvěma důvodům může přidat i efekt míchání celého vodního sloupce způsobený větrem nebo změnou teploty, kdy mohou být fosforečnany uvolněné ze dna za anoxických podmínek distribuovány do vodního sloupce.

Hodnoty sledovaných forem dusíku byly rovněž značně variabilní jak mezi lokalitami, tak v rámci jedné lokality. Důvodem je sezónní vývoj množství dusíku vstupujícího do vodního ekosystému (WETZEL 2001), např. jarní hnojení orné půdy, letní přívalové srážky, i sezónní vývoj intenzity využívání různých forem anorganického dusíku fytoplanktonem.

Dominanci dusičnanového dusíku v Polabí lze vysvětlit intenzivním obděláváním okolní půdy (Votoka, Vrt') a sycením říční vodou (Vrt', Kluk), kde byly koncentrace dusičnanů vysoké. Labe bylo na profilech Přelouč, Nymburk a Litol zařazeno do III. jakostní třídy. U ostatních jezer byla koncentrace dusičnanů nižší a přispěla do hodnoty celkového dusíku maximálně 50 %. Na lokalitách Lužnice by podle PITHARTA a kol. (2007) mohla značná část N-NO₃ pocházet z listového opadu. U lokality Halámky nelze vyloučit sycení podzemní vodou z terasy, která má zvýšené koncentrace dusičnanů, chloridů a síranů (RAUCH a kol. 1996). Jezero se nachází v její těsné blízkosti, ale jiné parametry sycení podzemní vodou neodpovídaly. Množství organického dusíku bylo až na jezero Březiny mezi lokalitami srovnatelné. Na lokalitě Březiny jsou vysoké koncentrace organického dusíku způsobeny především rozkladem organických látek z odumřelých makrofyt (WETZEL 2001) a organických látek usazených zde při povodních. Vyšší hodnoty amoniakálního dusíku na Lužnici jsou pravděpodobně dány jednak rozkladem listového opadu a zbytků makrofyt (souvisí s menší rozlohou fluviálních jezer), jednak nižším množstvím fytoplanktonu, který by amoniakální dusík využíval (WETZEL 2001).

Fosfor může být limitujícím prvkem v primární produkci jezer. Nabízí se zde korelace s chlorofylem *a*, který je mírou biomasy fytoplanktonu. V jezerech v Polabí byla závislost koncentrace chlorofylu *a* na množství celkového fosforu prokázána. V jezerech Lužnice a Svratky tato závislost prokázána nebyla. Na Lužnici je hlavním důvodem zřejmě limitace rozvoje fytoplanktonu světlem (PITHART a kol. 2007), na Svratce a lokalitě Tuš' půjde o kombinaci výše uvedeného faktoru s přítomností velkých perlooček, které fytoplankton aktivně filtrují (HRBÁČEK a kol. 1961, HRBÁČEK 1962).

V závislosti na možné limitaci fosforem nebo křemíkem (v Polabí) a teplotě vody dochází k rozvoji fytoplanktonu podle obecného schématu PEG modelu (SOMMER a kol. 1996), který však ve fluviálních jezerech bývá často restartován povodněmi (PITHART 1999). Hodnoty chlorofylu *a* na lokalitách v jednotlivých odběrech značně kolísaly. PECHAR a kol. (1996) připisují kolísání hodnot častým záplavám. Bez bližší znalosti struktury společenstva fytoplanktonu je však problematické vývoj hodnot komentovat.

Srovnáme-li průměrné koncentrace chlorofylu *a*, byly vyšší v Polabí. Letní koncentrace zde odpovídaly hypertrofii (Tab. 21). Vysoké hodnoty chlorofylu *a* jsou zde s největší pravděpodobností způsobeny vysokým predačním tlakem planktonožravých ryb na větší zooplanktonní filtrátory. V jezerech tak převládají drobní filtrátoři, kteří nefiltrují fytoplankton efektivně (HRBÁČEK 1962). Na lokalitách v nivě Horní Lužnice byly vyjma jezera Dvory n. L. průměrné hodnoty chlorofylu *a* nízké. Letní koncentrace odpovídaly eutrofii, mezotrofii i oligotrofii, na lokalitách na Svatce mezotrofii a oligotrofii. Příčinou je pravděpodobně vyšší zastínění lokalit.

Celkový trofický stav fluviálních jezer na Labi podle letních hodnot vybraných parametrů (KALFF 2002) odpovídal hypertrofii. Je jednoznačně dán antropogenním znečištěním. Vybrané lokality na Horní Lužnici byly eutrofní. I PECHAR a kol. (1996) uvádí, že jimi sledované tůň nivy Lužnice měly podle koncentrací dusíku a fosforu eutrofní charakter. Zde je trofie dána kombinací antropogenního znečištění a přirozené eutrofizace. Na Svatce u Milov, kde byly lokality rovněž eutrofní, pravděpodobně dominuje vliv přirozené eutrofizace.

Z výše uvedených výsledků vyplývá, že hypotéza stanovená na počátku práce neplatí. Parametry konduktivita, alkalita a pH se mezi jednotlivými regiony významně odlišují. Jsou nejvyšší v Polabí, nižší na Lužnici a nejnižší na lokalitách Svatky u Milov. Množství organických látek, dusíku (vyjma dusičnanového) a fosforu však na příslušnosti k regionu nezávisí. Řídí se převážně autonomními procesy v jezerech (PECHAR a kol. 1996).

7.5.3. Vliv přímého spojení fluviálního jezera s tokem na vybrané chemické parametry

Jako druhá byla na počátku formulovaná hypotéza, že chemismus fluviálních jezer komunikujících s řekou povrchovým spojením bude řekou zásadně ovlivněn, což se projeví v odlišných hodnotách koncentrací vybraných parametrů ve srovnání s fluviálními jezery bez přímého spojení. Pouze v podzimním období roku 2004 měl kontakt s mateřským tokem na vybrané chemické parametry průkazný vliv (Obr. 67). S napojeností na tok v tomto případě korelovaly koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku.

Tato hypotéza tedy nebyla potvrzena statisticky. Pokud však vezmeme jenom lokality v Polabí, tak zde lze vysledovat poměrně významné rozdíly mezi napojenými a nenapojenými lokalitami v hodnotách vodivosti, alkality, dusičnanového dusíku a celkového fosforu. Vliv řeky je zde umocněn tím, že voda v závislosti na kolísání výšky vodního stavu v řece proudí neustále tam a zpět. U ostatních jezer je vliv mateřského toku na hodnoty vybraných parametrů mnohem méně zřetelný.

7.6. ZOOPLANKTON

Na první pohled se lokality z různých niv lišily biomasou zooplanktonu. Ta nebyla měřena speciálními metodami, ale porovnávána jako výška sloupce sedimentovaného fixovaného zooplanktonu ze stejného objemu vody ve 100 ml lahvičce.

Nižší biomasa zooplanktonu ve fluviálních jezerech v nivě Lužnice a Svatky je pravděpodobně dána periodickým zaplavováním lokalit, kdy dochází k vyplavení většiny zooplanktonu. Podobný závěr uvádí i OŠMERA (1973) na příkladu řeky Dyje. Zooplankton se rychle obnovuje rozmnožováním jedinců přinesených řekou z jiné lokality, líhnutím nových jedinců z trvalých vajíček (vířníci nebo perloočky) nebo probouzením z diapauzy (klanonožci), ale jeho početnost je celkově nižší. Domnívám se, že v případě lokalit z nivy Lužnice a Svatky může stát za nižším množstvím zooplanktonu větší zastínění lokalit, tedy nižší primární produkce řas (méně potravy pro zooplankton).

Počty druhů nalezené ve vzorcích na jednotlivých lokalitách byly nižší ve srovnání s výsledky jiných autorů zabývajících se zooplanktonem ramen a tůní. Důvodem je to, že pelagiál, ze kterého byly vzorky odebírány, je druhově chudší než litorální oblasti (PŘIKRYL nepublikovaný rukopis a, OŠMERA 1973). Litorál je bohatší i co do biomasy organismů vzhledem k tomu, že je zde obvykle více živin pocházejících ze souše i ze dna, dostatek kyslíku a rozmanitější skladba biotopů (PŘIKRYL nepublikovaný rukopis a). Zooplankton pelagiálu však také mohl být podhodnocen, a sice tím, že odběry probíhaly pouze ve dne, kdy se některé druhy volné vody mohou ukrývat právě v litorálu (HRBÁČEK 2000a).

Ve fluviálních jezerech v Polabí většinou dominovali vířníci běžných druhů. Výjimku tvoří odstavené rameno Kluk, kde byla v početní převaze nedospělá stádia klanonožců. Ze skupiny Cladocera byly v polabských lokalitách přítomny drobné druhy jako *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Diaphanosoma brachyurum* a další. Rovněž ze skupiny Copepoda se zde vyskytovaly drobnější formy jako např. *Thermocyclops oithonoides*, *Thermocyclops crassus*, *Cyclops vicinus* a méně *Acanthocyclops* sp. Zjištěné

složení zooplanktonu je srovnatelné s výsledky HRBÁČKA a NOVOTNÉ DVOŘÁKOVÉ (1965) a NOVOTNÉ a KORÍNKÁ (1966) z polabských tůní, kde tito autoři zkoumali vliv rybí obsádky na druhové zastoupení zooplanktonu. Zjistili, že dominance drobných druhů v tůních je dána predací přirozené rybí obsádky. Ve srovnání s JOHANISOVOU a POPEM (1990), kteří sledovali druhové složení perlooček v tůních a mrtvých ramenech v Libickém luhu (Polabí), v mnou vybraných lokalitách chyběly druhy jako *Simocephalus expinosus*, *S. congener*, *Alonella excisa*, *A. exigua*, *Ceriodaphnia megops*, *C. affinis*, *Pleuroxus trigonellus*. Naopak zde byly nalezeny druhy *Moina micrura*, *Pseudochydorus globosus*, *Bosmina coregoni* a *Disparalona rostrata*. Druh *Moina micrura* byl početně hojně zastoupen v letních vzorcích, v ostatních se nevyskytoval. Podobnou zkušenost popisuje i OŠMERA (1973) z tůní u Mušova, kde se tento druh masivně objevil v polovině srpna.

Byly zde nalezeny i nepůvodní druhy perlooček *Daphnia parvula* a *D. ambigua*. PETRUSEK a ČERNÝ (2006) potvrzují výskyt druhu *D. ambigua* v této oblasti např. nálezem v tůních v okolí Císařské kuchyně u Přerova nad Labem v blízkosti jezera Vrt' nebo v rybníčcích v Labětíně v sousedství labského ramene Votoka. Nepůvodní druhy *Daphnia ambigua* a *D. parvula* se v souladu s pozorováním HRBÁČKA (2000b) a ŽOFKOVÉ a kol. (2002) vyskytovaly v letních a podzimních vzorcích.

Zooplankton tůní Lužnice je stejně jako zooplankton polabských tůní poznamenán predací rybí obsádky. Vedle drobných druhů *Daphnia ambigua*, *D. cucullata* zde však byly nalezeny i větší druhy např. *Daphnia pulex* a *D. longispina*. Rybí obsádka je tedy na rozdíl od Labe pravděpodobně složená z druhů, které nevyvíjejí na plankton takový predací tlak, nebo je nižší. Může mít i jiné věkové složení a může v některých obdobích roku chybět. Rozdílnost složení nebo hustoty rybí obsádky lužnických ramen ve srovnání s polabskými rameny potvrzují i Hrbáčkovy nálezy (HRBÁČEK 2000a), kdy ve vzorcích z ramen Lužnice ve většině převažoval druh *Daphnia pulex* a ostatní druhy (*D. cucullata*, *D. galeata* a *D. longispina*) se vyskytovaly jednotlivě. Ve vodním sloupci byly častěji nacházeny litorální perlooček, např. *Graptoleberis testudinaria* a *Simocephalus vetulus*, jehož výskyt je pro jeho velikost ve volné vodě rovněž ovlivňován rybí obsádkou (STRAŠKRABA 1967).

HRBÁČEK (2000b) se zabýval sezónním vývojem klanonožců a perlooček v několika tůních Lužnice. Jarní maximum klanonožců je podle něj na těchto lokalitách tvořeno druhy *Cyclops strenuus* a *C. vicinus*, hibernujícími přes zimu ve dně. Podzimní maximum je tvořeno druhy *Macrocyclus fuscus* a *Megacyclus viridis*.

V našem případě byl např. druh *Cyclops strenuus*, nalezený v lokalitách Halámky a Tuš', přítomen převážně v zimních vzorcích a druh *Macrocyclus fuscus* spíše v zimním

období. To se s Hrbáčkem navrženým vývojem planktonu (HRBÁČEK 2000b) příliš neshoduje.

Odlišnější složení zooplanktonu ve srovnání s ostatními třemi lokalitami mělo fluviální jezero Tušů. V podzimních vzorcích z let 2004 a 2006 a letním vzorku 2005 masivně převažovala perloočka *Daphnia pulex*. V zimních měsících převažovala buchanka *Cyclops insignis*, jejíž přítomnost je v tůních s kyslíkovými deficity a bez ryb charakteristická. Prakticky stejný vývoj zooplanktonu během roku popisují PECHAR a kol. (1988) a HRBÁČEK a kol. (1994) v jiných tůních nivy řeky Lužnice s anoxickými podmínkami v zimě. Perloočky zde nejsou regulovány predčním tlakem ryb, ale mizí s nástupem anoxických poměrů a znovu se objevují, když teplota vody dosáhne 5 °C (HRBÁČEK a kol. 1994).

Vzorky fluviálních jezer Svatky u Milov se od ostatních lišily velmi malým zastoupením skupiny Rotatoria. V tůních se vyskytovala velmi nízká biomasa fytoplanktonu, proto jedním z důvodů může být limitace potravou (MERRIMAN a KIRK 2000). Hlavním důvodem však bude především v jezeru Březiny vysoký podíl kopepoditových stádií a dospělců klanonožců, kteří vyvíjí na vířníky silný predční tlak (BRANDL a PRAŽÁKOVÁ 2002). Ve vzorcích byly hojně zastoupeny velké druhy perlooček, např. *Daphnia pulex* a litorální druhy *Simocephalus vetulus*, *Eurycercus lamellatus*, *Graptoleberis testudinaria*, rody *Alona* a *Alonella*. Rovněž druhy skupiny Copepoda byly spíše litorální. Větší výskyt litorálních druhů je způsoben malou rozlohou a hloubkou jezer. Skladba zooplanktonu plně odpovídá velikosti lokalit, kde je sice pelagiál vytvořen, ale společenstva pelagiálu a litorálu se vzájemně prostupují. Podobný závěr uvádí i FAJTOVÁ (1995) na příkladu řasové složky těchto tůní. Přítomnost velkých druhů zooplanktonu je umožněna i možnou absencí rybí obsádky, která nepřežije často se vyskytující zimní anoxické podmínky.

Sezónní vývoj druhového složení zooplanktonu je v jezerech velmi těžce postižitelný. Jedním z důvodů neúplné informace může být čtvrtletní interval provedených odběrů, při kterém nemuselo být zachyceno maximum rozvoje druhu. Dalším důvodem nepřesné informace o vývoji druhů je nemožnost určovat buchanky a vznášivky podle nedospělých jedinců. U lokalit Lužnice a Svatky a výjimečně i v Polabí mohou být výsledky komplikovány povodněmi, které obecné schéma rozvoje zooplanktonu narušují. Přesto byla nalezena statisticky významná závislost výskytu druhů zooplanktonu na teplotě (Obr. 64). Vysvětlila 2,4 % druhové variability ($F=2,551$, $P=0,002$).

Z pozice jednotlivých vzorků v ordinačním diagramu PCA analýzy druhového složení jezer (Obr. 63) vyplývá, že druhové složení většiny jezer bylo podobné. Vzorky se podle první ordinační osy rozdělily podle presence nebo absence kopepoditových a naupliových stádií. Podle druhé ordinační osy se vzorky rozdělily podle dominance litorálních nebo pelagiálních druhů. Významněji se odlišily právě ty, kde jsou litorální druhy významněji zastoupeny (Březiny, Svratka I. a Tušů). Důvodem je jednoznačně malá rozloha a především hloubka těchto lokalit. Výsledky odpovídají zjištěním RULÍKA a kol. (2000), kteří sledovali zooplankton 44 ramen řeky Moravy a dospěli k závěru, že faunisticky jsou si sledovaná ramena velmi podobná. Hypotéza vytýčená v úvodu této práce, že druhové složení zooplanktonu fluviálních jezer se bude lišit v závislosti na geografické vzdálenosti lokalit, nadmořské výšce a chemismu vody, se tedy nepotvrdila. Zkoumaná závislost druhového složení zooplanktonu na vybraných chemických parametrech vody byla prokázána (Tab. 25). Parametry se statisticky významným vlivem na druhové složení zooplanktonu ovšem vysvětlují velmi vysoké procento variability, což ukazuje na korelaci pravděpodobně s velikostí lokalit.

Index konstance vybraných druhů, který počítá pouze s jeho absencí nebo presencí, ukazuje, že druhové složení na lokalitách v Polabí podle vybraných druhů bylo stálejší v čase. Důvodem je pravděpodobně mnohem menší vliv povodní. Na častěji zaplavovaných lokalitách Horní Lužnice a Svratky u Milov dochází ve vývoji zooplanktonu během roku k několika přerušením, což se projevuje tím, že společenstvo je zde udržováno v raných fázích vývoje a jeho stálá struktura se nestihne vyvinout (VAN DEN BRINK a kol. 1994).

Podle relativního zastoupení jednotlivých skupin zooplanktonu (Rotatoria, Copepoda, Cladocera – Obr. 52 – 62) byla jezera rozdělena do dvou skupin:

- 1) jezera s převahou vířníků v zooplanktonu a s vyšší biomasou řas (Vrť, Votoka, Semín, Dvory nad Lužnicí, Nová Suchdol)
- 2) jezera s převahou velkých druhů zooplanktonu (Tušů, Březiny, Svratka II.)

Důvodem převahy vířníků v zooplanktonu v první skupině jezer je trvalá velmi početná rybí obsádka. Počet ryb se v tůních a ramenech může pohybovat mezi 10 000 až 100 000 ks na 1 hektar vodní plochy (HRBÁČEK 1996). Přirozená rybí obsádka je tak vysoká, že dosazované druhy ryb, především kapři, již vyžírací tlak významně nezvýší. Ryby vyžírají velké perloočky a pravděpodobně i klanonožce, kteří jsou nahrazováni menšími druhy. Z perlooček jsou to druhy *Daphnia galeata*, *D. cucullata*, *D. parvula*, *Diaphanosoma*

brachyurum, *Ceriodaphnia pulchella*, z klanonožců *Thermocyclops crassus* a *T. oithonoides* (HRBÁČEK 1962).

Ve druhé skupině jezer je rybí obsádka pravidelně přirozeně eliminována kyslíkovými deficity. Dochází zde k rozvoji velkých forem perlooček, v tomto případě druhu *Daphnia pulex*, které efektivně filtrují, takže fytoplankton je v jezerech značně potlačen. Ve všech třech případech se jedná o ramena malé rozlohy. Lokalita Tušť a na druhé straně Březiny a Svratka II. se ale liší. Zatímco na Tušti druh *Daphnia pulex* dominoval ve většině vzorků, v lokalitách na horní Svratce tvořil pouze významnou, nikoli však dominantní složku zooplanktonu, až na jeden případ (na podzim roku 2005 na lokalitě Svratka II.). Důvodem bude pravděpodobně množství kyslíku, které je v jezeru Tušť velmi nízké celoročně, kdežto v jezerech Svratky se jedná většinou pouze o zimní deficity. Letní normální koncentrace rozpuštěného kyslíku na Svratce umožňují rozvoj bohatého společenstva.

Zvláštním případem je jezero Kluk. Přestože zastoupení drobných perlooček *Daphnia cucullata* a *Bosmina longirostris* odpovídá silnému predáčnickému tlaku ryb, byla zde dominantně zastoupena kopepoditová stádia a dospělci skupiny Copepoda. Důvodem mohou být lepší únikové reakce před rybami. Otázkou ovšem je, proč se buchanky ve větší míře nevyskytují v ostatních polabských lokalitách. Důsledkem převahy buchank a vznášivek je velmi malý podíl vírníků, které dospělci a starší kopepoditová stádia preferují v potravě (BRANDL 2005).

Stejně dělení tůní vytvořil i OŠMERA (1973), který však odlišné složení zooplanktonu připisuje přítomnosti vegetace. Pro ramena bez vegetace je typická početní převaha vírníků. V zarostlých lokalitách početně převažují Crustacea. Vysvětlení OŠMERY (1973) v našem případě neplatí např. pro jezera Kluk, Vrt' a Semín, kde je srovnatelné zastoupení porostů stulíku žlutého, ale složení zooplanktonu je odlišné. Vegetace může hrát roli přirozených úkrytů, kde se zooplankton zdržuje přes den a odkud v noci vyplouvá do volné vody (TIMMS a MOSS 1984, HRBÁČEK 2000a, WETZEL 2001).

Především v druhovém složení zooplanktonu, ale i u koncentrací živin a organických látek a se projevuje vliv velikosti lokality. Ta determinuje měřítko parametrů, které mají zásadní vliv na vlastnosti celého jezerního (tůňového) ekosystému. U polabských jezer je např. dominantní vliv využití území v širším okolí, na tůních Lužnice se zásadněji začíná projevovat vliv zastínění a morfometrie lokality, na úrovni Svratky je například nejvýznamnějším vlivem pozice vůči povodňovému proudu. Se zmenšující se rozlohou jezer tedy roste význam parametrů mikrotopické úrovně.

7.7. SPECIFIKA JEDNOTLIVÝCH LOKALIT

Fluviální jezera Svratky u Milov

Fluviální jezera v nivě Svratky u Milov jsou ze všech sledovaných jezer plošně nejmenší a mají malou hloubku. Nejvýznamnějším faktorem, který způsobuje rozdíly v živinové bilanci i množství organických látek, je pravděpodobně pozice jezer vůči povodňovým proudům (HAVLÍKOVÁ 2010).

Jezero Svratka II. leží v hlavním povodňovém proudu. Dochází zde k vyplachování organických usazenin, jezero si udržuje svoji hloubku především ve východní části. Jezero Březiny se naopak nachází v tišině. Usazuje se zde materiál unášený řekou, nedochází k vymývání organického detritu a dochází k postupnému zazemnění. Akumulovala se zde mocnější vrstva jemného sedimentu, celou jezerní pánev porůstají vodní makrofyta, která nejsou při povodni odplavována. Vysoké koncentrace organických látek mohou mít původ v organických usazeninách přinesených povodní. Část může pocházet z odumírající biomasy makrofyt, které se kvůli nižšímu pH pomaleji rozkládají (LELLÁK a KUBÍČEK 1991). Při rozkladu organických zbytků se uvolňují živiny. Jsou zde extrémně vysoké koncentrace organického dusíku a vyšší koncentrace celkového fosforu. Vyšší biomasa fytoplanktonu v jezeru Březiny je dána pravděpodobně vyšším množstvím slunečního záření, které na nezastíněné jezero dopadá, a nižší biomasou filtrujícího zooplanktonu.

Jezero Svratka II. je často proplachováno, jeho živinová bilance je nižší a oproti jezeru Březiny je více zastíněno, což rozvoj řas omezuje.

Velmi malá hloubka jezera Březiny způsobuje intenzivnější ovlivňování vodního sloupce sedimentem (VAN DEN BRINK a kol. 1993, PITHART 1999). Vliv sedimentu vzrůstá při záklesu vodní hladiny. Vysoké koncentrace těchto parametrů v jezerech na podzim roku 2006 s velkým záklesem vodní hladiny korespondovaly. Mohou však rovněž souviset s velmi nízkou biomasou fytoplanktonu v tomto období, která fosfor aktivně nepřijímala, tudíž se ve vodním sloupci hromadil.

Vybraná jezera horní Svratky jsou značně vzdálena od terasového stupně, proto zde dominuje vliv poříční vody, což se projevuje i ve výsledcích chemických rozborů. Přímé spojení jezera Svratka II. s řekou má pravděpodobně vliv na koncentrace dusičnanů, které jsou několikanásobně vyšší než v jezeru Březiny.

Převaha velkých druhů zooplanktonu nepřímo ukazuje na to, že jezera jsou buď trvale, nebo po určitou dobu bez rybí obsádky. Vyhynutí rybí obsádky způsobují anoxické podmínky v jezerech v zimních obdobích. Je zde větší výskyt litorálních druhů perlooček i buchanek. To

je způsobeno tím, že jezera jsou velmi malá a mělká, a litorální druhy jsou přítomny i ve volném vodním sloupci.

Fluviální jezero Tušť v nivě řeky Lužnice

Jezero Tušť je vzdálené od říční terasy asi 240 m. Je ze všech lokalit Lužnice nejméně zastíněno. V době nízkých vodních stavů se hladina vody jezera udržovala výše než hladina vody v řece a voda z něj do řeky vytékala. V zimě bylo zamrzlé slabší vrstvou ledu. Byla zde celoročně nízká koncentrace kyslíku. Ve srovnání s ostatními lokalitami z nivy Lužnice zde byly naměřeny nejnižší hodnoty vodivosti, pH (nižší o jednotku) a alkality (trojnásobně nižší). Ve čtyřech ze šesti měření byla u hladiny naměřena vyšší vodivost než u dna. Množství chloridových a dusičnanových iontů bylo průměrné. Celoročně vyšší však byla koncentrace síranů. Nížší byl podíl organických látek, amoniakálního dusíku a celkového i fosforečnanového fosforu. Ze všech uvedených výsledků vyplývá, že jezero je pravděpodobně střídavě napájeno vodou říční a podzemní vodou vyvěrající z plochy nivy, která má nižší koncentrace kyslíku, ale má stálejší teplotu. Důsledkem nižších koncentrací kyslíku a anoxických stavů v zimě je absence rybí obsádky. Anoxie dává v zimě přežít pouze specifickému společenstvu zooplanktonu (*Cyclops insignis*). Absence ryb umožňuje rozvoj velkých filtrátorů (*Daphnia pulex*). Ty jsou společně s nižším obsahem živin příčinou nízké biomasy fytoplanktonu.

Fluviální jezero Dvory nad Lužnicí – srovnání v obdobích 1987 až 1988, 1995 až 1997 a 2004 až 2007

Fluviální jezero Dvory nad Lužnicí je trvale spojeno s řekou Lužnicí mělkým průlehem. Je největší ze sledovaných fluviálních jezer. Sledování chemismu vody a planktonu zde probíhalo již v minulosti. V prvním období v letech 1987 až 1988 byla lokalita sledována PECHAREM a kol. (1988) jako tůň C (Rybářská), v druhém období v letech 1995 až 1997 PITHARTEM a kol. (2007) jako tůň Robinsonka.

Hodnoty pH i alkalita zjištěné ve všech třech sledováních jsou srovnatelné. Ve druhém (PITHART a kol. 2007) a posledním (našem) sledování jsou srovnatelné i hodnoty celkového fosforu a řádově koncentrace anorganických forem dusíku.

Druhové složení zooplanktonu bylo podobné. V PECHAROVĚ (1988) a našem sledování byl nejhojnějším zástupcem klanonožců *Thermocyclops oithonoides*. Druhy *Cyclops vicinus* a *Eudiaptomus gracilis*, které byly nalezeny v letech 1987 až 1988, v letech 2004 až 2007 chyběly. Naopak byly nalezeny druhy *Acanthocyclops einslei*, *Eucyclops*

macrurus a *E. serrulatus*. Společně nalezenými druhy perlooček byly *Bosmina longirostris*, *Scapholeberis mucronata* a *Daphnia cucullata* (v letech 2004 až 2007 byl nalezen komplex druhů *Daphnia cucullata* x *galeata*). V letech 2004 až 2007 byly dále nalezeny druhy *Acroperus harpae*, *Simocephalus vetulus*, *Eurycercus lamellatus* a *Graptoleberis testudinaria*. PECHAR a kol. (1988) uvádí, že nejčastějšími vířníky byly rody *Asplanchna* a *Brachionus*. V naší studii byly nejhojněji zastoupeny drobnější rody *Synchaeta* a *Polyarthra*. Důvod tohoto rozdílu je třeba hledat v metodice odběru, kdy PECHAR a kol. (1988) používali při výzkumu planktonní síť o velikosti ok 110 μm , kterou drobní vířníci prochází. Od vzorků odebraných v prvním období se ty z posledního (našeho) sledování liší přítomností druhů *Anuraeopsis fissa*, *Filinia terminalis*, *Keratella testudo*, *Acroperus harpae* a *Daphnia cucullata* x *galeata*.

Fluviální jezero Nová Suchdol v nivě řeky Lužnice

Fluviální jezero Nová Suchdol je rovněž spojeno s řekou otevřeným kanálem. Je obklopeno lužním lesem, proto je zcela zastíněno. Zastínění je příčinou nižší průměrné teploty jezera i nižších koncentrací rozpuštěného kyslíku. Fotosyntézu může inhibovat i nízká průhlednost způsobovaná anorganickým zákalem. Část rozpuštěného kyslíku vyprodukovaná fytoplanktonem se spotřebovává na rozklad organických látek, jejichž průměrná koncentrace zde byla podle hodnot CHSK_{Mn} vysoká. Velmi vysoké byly koncentrace fosforu, který se sem dostává z řeky nebo s listovým opadem. Vysoké koncentrace reaktivního fosforu jsou pravděpodobně způsobeny nižší biomasou fytoplanktonu, která fosfor nevyužije. Na nízkou biomasu fytoplanktonu ukazují kromě hodnot chlorofylu *a* i vyšší koncentrace křemičitanů. Vysoké koncentrace celkového fosforu a nízký poměr TN/TP v letním období řadily jezero do kategorie hypertrofie. Trvalá rybí obsádka, která může být permanentně obnovována z hlavního toku, umožňuje rozvoj pouze drobným formám perlooček, které se však ve vzorcích vyskytovaly ve velmi malých podílech. Dominantní skupinou zooplanktonu byli vířníci.

Fluviální jezero Halámky v nivě řeky Lužnice

Fluviální jezero Halámky není trvale spojeno s řekou, nachází se na okraji říční terasy, která vybíhá hluboko do nivy. Specifické je tím, že v něm byly zaznamenány nejrozkolísanější hodnoty organických látek a dusičnanového a amoniakálního dusíku. Vzhledem k tomu, že se jedná o poměrně hluboké jezero, není příliš pravděpodobné, že by tyto hodnoty souvisely s procesy probíhajícími na dně jezera. Zvláště vysoké hodnoty

CHSK_{Mn} i BSK₅ v zimním období by mohly mít souvislost s velkochovem prasat a se způsobem likvidace produkovaného odpadu. Stejně by mohly být vysvětleny i vysoké koncentrace amoniakálního dusíku. Mohou však souviset i s procesy rozkladu listového opadu v jezerech. Velké množství dusičnanového dusíku na jaře 2005 a v létě 2006 mohlo být do jezera přineseno povodní, která se v obou případech před odběry vyskytla. Vzhledem k blízkosti terasy se nabízí i vysvětlení, že jezero je alespoň z části roku syceno mělkou podzemní vodou z terasy, na které se však vyskytuje velmi malý podíl orné půdy (6 % – pro srovnání viz Tab. 6).

Fluviální jezera Kluk a Vrt' v nivě řeky Labe

Fluviální jezera Kluk a Vrt' jsou permanentně spojena s Labem a jejich chemismus je tedy řekou velmi ovlivněn. Kromě již zmiňované vodivosti, která směrem k slepému konci jezera narůstala, jsou dále ovlivněny i koncentrace organických látek, dusičnanů a fosforu.

Neustálá výměna vody mezi jezery a řekou z důvodu manipulace s výškou vodní hladiny na jezerech je příčinou podobného sezónního vývoje fosforu a organických látek a jejich nižší rozkolísanosti. Řeka je rovněž největším zdrojem dusičnanového dusíku.

Rozdíl mezi oběma jezery byl v biomase fytoplanktonu a struktuře společenstva zooplanktonu. Biomasa fytoplanktonu vyjádřená koncentrací chlorofylu *a* byla na lokalitě Vrt' o polovinu vyšší než na lokalitě Kluk. Důvodem jsou pravděpodobně jak vyšší koncentrace využitelného fosforu, tak nižší biomasa filtrujících perlooček. Biomasa vířníků je na lokalitě Kluk redukována predačním tlakem relativně hojně zastoupených kopepoditových stádií klanonožců.

Fluviální jezera Semín a Votoka v nivě řeky Labe

Fluviální jezera Semín a Votoka nejsou povrchově spojena s řekou. Měla srovnatelné hodnoty pH, koncentrace organických látek a celkového fosforu, hodnoty chlorofylu *a* i strukturu zooplanktonního společenstva. Rozdíl byl v hodnotách vodivosti, alkality a obsahu dusičnanů. Příčinou dvojnásobně vyšších hodnot vodivosti, vyšší alkality a koncentrací dusičnanů v jezeru Votoka je převažující zdroj sycení mělkou podzemní vodou, která je bohatá na chloridy, sírany a dusičnany, čímž se zvyšuje její konduktivita (RAUCH a kol. 1996, VAN DEN BRINK a kol. 1993, BORNETTE a kol. 1998, PECHAR a kol. 1996).

8. ZÁVĚRY

Z celé práce vyplývá, že fluviální jezera jsou v prostoru i čase mimořádně proměnlivá, co se týče hydrologického režimu i chemismu vod. Stejně variabilní jsou i faktory, které je mohou ovlivňovat. Chemismus fluviálních jezer vybraných niv se podle předpokladu lišil v parametrech vodivosti, alkalita a pH. V obsahu živin a organických látek však mezi regiony nebyly nalezeny větší rozdíly. Hypotéza o rozdílnosti chemismu v závislosti na přímém spojení s řekou nebyla potvrzena statisticky. Hypotéza o rozdílnosti druhového složení zooplanktonu rovněž nebyla potvrzena.

Z provedené srovnávací studie vyplynuly následující závěry:

- Velikost fluviálních jezer odpovídá erozní a akumulární schopnosti toku, jehož činností vznikla.
- Kolísání vodní hladiny jezer je ve většině případů nejvíce ovlivněno řekou, výjimku tvoří jezera, která se v důsledku hloubkové eroze řeky dostala mimo její přímý vliv (některé lokality v nivě Labe) nebo ta, která jsou převládající měrou sycena podzemní vodou.
- Přírozený režim záplav u fluviálních jezer Horní Lužnice a Svatky u Milov ovlivňuje jak chemismus vod, tak složení a biomasu zooplanktonu.
- Základní chemismus fluviálních jezer třech rozdílných regionů se jednoznačně liší. Je závislý na chemickém složení vody v toku, které je ovlivněno jednak geologickým podložím, jednak mírou znečištění, které se do vodního prostředí dostává.
- U živin a organických látek toto neplatí výlučně. Jejich koncentrace jsou závislé na autonomních procesech v jednotlivých jezerech daných různými vlivy.
- Jezera jsou značně zatížena živinami. Jezera v Polabí mají celkově vyšší hodnoty celkového dusíku v důsledku vysokých koncentrací dusičnanů. Jezera Horní Lužnice mají oproti ostatním vysoké koncentrace celkového fosforu a amoniakálního dusíku. Podle letních koncentrací celkového dusíku, celkového fosforu a chlorofylu *a* jsou jezera Polabí hypertrofní a jezera Horní Lužnice a horní Svatky eutrofní.
- Koncentrace vybraných parametrů chemismu vody jsou na lokalitách v Polabí méně rozkolísané než na Horní Lužnici a Svatce u Milov.
- Vliv řeky se odráží v základním chemismu lokalit. U lokalit napojených na tok jsou jím ovlivněny i koncentrace dusičnanového dusíku a fosforu. U labských lokalit je vliv řeky

umocněn tím, že voda v závislosti na kolísání výšky vodní hladiny v řece proudí neustále tam a zpět. Na ostatních lokalitách je vliv mnohem méně zřetelný.

- Vybrané lokality mají podobné druhové složení zooplanktonu. Vyhraněnější druhové složení mají mělká jezera s rozsáhlými litorálními porosty, která v případě této práce představují pouze lokality na Svratce.
- Podle relativního zastoupení jednotlivých skupin zooplanktonu (Rotatoria, Copepoda, Cladocera) lze tůň rozdělit do dvou skupin: 1) jezera s převahou vířníků v zooplanktonu, které mají trvalou rybí obsádku, 2) jezera s velkými druhy zooplanktonu, která jsou po určitou dobu nebo trvale bez ryb.
- Rozhodující vliv na charakter ekosystému fluviálního jezera má jeho velikost.

Z každé nivy byla ke sledování vybrána pouze čtyři jezera, proto je zobecnění závěrů pro velkou prostorovou i časovou (mezisezónní, meziroční) variabilitu fluviálních jezer problematické.

9. SEZNAM LITERATURY A OSTATNÍCH INFORMAČNÍCH ZDROJŮ

- ALBRECHT, J. a kol. (2003): Českobudějovicko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 808 str.
- AMOROS, C. (1984): Crustacés Cladoceres. Extrait du Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon, Association Francaise de Limnologie. 35 str.
- AMOROS, C., ROUX, A. L., REYGROBELLET, J. L., BRAVARD, J. P., PAUTOU, G. (1987): A Method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1: 17-36.
- BALATKA, B., SLÁDEK, J. (1962): Říční terasy v českých zemích, Nakladatelství ČSAV, Praha, 578 str.
- BALATKA, B., KALVODA, J. (2006): Geomorfologické členění reliéfu Čech. Kartografie PRAHA, a.s., Praha, 79 str.
- BÁRTOVÁ, Z. a kol. (1999): Ústecko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek I. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 350 str.
- BARTOŠ, E. (1959): Fauna ČSR. Vířníci – Rotatoria, Sv. 15, Nakl. ČSAV, Praha, 969 str.
- BAUEROVÁ, O. (1977): K poznání zooplanktonu tůní u Brněnských Ivanovic. *Práce z oboru botaniky a zoologie, Klub přírodovědecký v Brně*: 71-83.
- BEDNÁŘ, V. (2003): Přírodní a kulturní říční niva. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): Říční krajina, Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 38-43.
- BORNETTE, G., AMOROS, C., PIEGAY, H., TACHET, J., HEIN, T. (1998): Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological conservation*, 85: 35-45.
- BRANDL, Z. (nepublikovaný rukopis): *Obrazový klíč k určování buchanek (Cyclopidae) povrchových vod území Československa*. Nepublikovaný rukopis.
- BRANDL, Z. (2005): Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. *Hydrobiologia*, 546: 475-489.
- BRANDL, Z. PRAŽÁKOVÁ, M. (2002): Impact of predation by cyclopoid copepods (Copepoda: Cyclopoida) on zooplankton in carp pond in Czech Republic. *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 66: 169-175.
- BRIERLEY, G. J., FRYIRS, K. A. (2005): *Geomorphology and River management: Applications of the River styles Framework*. Blackwell Publishing, Malden, 398 str.
- BRINK VAN DEN, F. W. B., DE LEEUW, J. P. H. M., VELDE VAN DER, G. VERHEGEN, G. M. (1993): Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Biogeochemistry*, 19: 103-128.
- BRINK VAN DEN, F. W. B., KATWIJK VAN, M. M., VELDE VAN DER, G. (1994): Impact of hydrology on phyto- and zooplankton community composition in floodplain lakes along the lower Rhine and Meuse. *Journal of Plankton Research*, 16: 351-373.

- BŘÍZOVÁ, E. (1999): Late Glacial and Holocene Development of the vegetation in the Labe (Elbe) River Floodplain (Central Bohemia, Czech Republic). *Acta Paleobotanica*, Suppl. 2: 549-554.
- BUFKOVÁ, I., RYDLO, J. (2008): Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava). *Silva Gabreta*, 14 (2): 93-134.
- BÜRGEROVÁ, E., KROUPA, M., DRBAL, K., BASTL, J. (1990): Trofie inundačních vod v povodí Horní Lužnice. *Sborník Vysoké školy zemědělské v Praze Agronomické fakulty v Českých Budějovicích, řada fyto technická*, 7 (2): 75-88.
- ČERNÝ, R. (1994): Vegetace makrofyt tůní a slepých ramen nivy řeky Lužnice a její bonifikační význam. Kandidátská disertační práce, Pedagogická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích, Třeboň, 184 str.
- ČERNÝ, R. (2008): Dynamika změn koryta a tůní v nivě řeky Lužnice po povodních v r. 2002 a 2006. In: PITHART, D., BENEDOVÁ, Z., KŘOVÁKOVÁ, K. (eds.): *Ekosystémové služby říční nivy, Ústav systémové biologie a ekologie AVČR, Vodní hospodářství*, Třeboň: 24-29.
- ČESÁK, J., ŠOBR, M. (2005): Metody batymetrického mapování českých jezer. *Geografie, Sborník ČGS*, 110 (3): 141-151.
- ČIŽMÁRIK, M., MÁCOVÁ, I. (1996): Řeka Svratka a Svitava – odstavená ramena – základní charakteristiky, Povodí Moravy, a.s., Brno.
- ČIŽMÁRIK, M., MÁCOVÁ, I. (1997): Řeka Dyje – odstavená ramena – základní charakteristiky, Povodí Moravy, a.s., Brno.
- ČTN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. ČNI. 1998.
- DAWIDEK, J., TURCZYŃSKY, M. (2006): Recharge of lakes with river waters in the Middle Bug valley. *Limnological Review*, 6: 65-72.
- DEMEK, J. (1988): *Obecná geomorfologie*. Academia, Praha, 476 str.
- DEMEK, J. (2003): Typy pleistocenních periglaciálních a současných říčních krajín. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): *Říční krajina, Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc*: 23-29.
- DEMEK, J. (2004): Zvláště chráněná území údolních a poříčních niv v České republice. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): *Říční krajina, Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc*: 22-27.
- DOLEŽALOVÁ, P., LYSÁK, F. (nepublikovaný rukopis): Meandry Svratky u Milov (botanické zastavení), nepublikovaný materiál Správy CHKO Žďárské vrchy.
- DRBAL, K., RAUCH, O. (1996): Water Chemistry. In: PRACH, K., JENÍK, J., LARGE, A. (eds.): *Floodplain Ecology and Management*. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 47-51.
- ERTL, M. (1966): Zooplankton and chemistry of two backwaters of the Danube River. In: LELLÁK, J. (ed.): *Hydrobiological studies 1*. Czechoslovak Academy of Sciences, Prague: 267-295.
- FAJTOVÁ, K. (1995): Mikroflóra řas tůní v inundačním území horní Svratky. *Bakalářská práce, Biologická fakulta Jihočeské Univerzity, České Budějovice*, 25 str.

- FALTYSOVÁ, H., BÁRTA, F. a kol. (2002a): Pardubicko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek IV. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 316 str.
- FALTYSOVÁ, H., MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (2002b): Královéhradecko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek V. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 410 str.
- FOREL, F. A. (1901): Handbuch der Seenkunde. Allgemeine Limnologie. Stuttgart. In: ŠOBR, M. (2007): Jezera České republiky. Fyzicko geografické a fyzikálně-limnologické poměry. Disertační práce, PřF UK Praha. 235 str.
- FRISCH, D., THRELKELD, S. T. (2005): Flood-mediated dispersal versus hatching: early recolonization strategies of copepods in floodplain ponds. *Freshwater biology*, 50: 323-330.
- GABRIEL, P. (2002): Metody splavňování Labe a jejich vliv na řeku a okolní prostředí. In: Geller, W. a kol. (ed.), 10. Magdeburský seminář o ochraně vod. VUV TGM, Povodí Labe s.p.: 243-247.
- HAVLÍKOVÁ, P., JANSKÝ, B. (2007): Contrastive Study of Fluvial Lakes on the Elbe River. *Limnological Review*, 7 (1): 41-46.
- HAVLÍKOVÁ, P. (2007a): Biologické hodnocení jakosti vody – srovnávací studie říčních toků a jezer fluviálního původu. Závěrečná zpráva projektu GAUK GEO321/2004, 73 str. + přílohy
- HAVLÍKOVÁ, P. (2007b): Odstavená ramena v nivě řeky Labe – ohrožený fenomén. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): Říční krajina 5, Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 71-79.
- HAVLÍKOVÁ, P. (2010): Limnologická studie dvou vybraných fluviálních jezer řeky Svatky v Milovské kotlině. *Acta rerum naturalium*, 9: 71-84.
- HAVLÍKOVÁ, P. (nepublikovaný rukopis): Geografické rozšíření/poloha jezer fluviálního původu v České republice. Referát ke zkoušce z Obecné a regionální fyzické geografie, PřF UK, Praha, 26 str.
- HEJZLAR, J., KOPÁČEK, J. (1991): Semimikrostanovení rozpuštěného reaktivního a veškerého fosforu ve vodách. Sborník *Hydrochémia* 91, ČSVTS Bratislava.
- HERBEN, T., MÜNZZBERGOVÁ, Z. (2003): Zpracování geobotanických dat v příkladech, část I. – Data o druhovém složení. PřF UK, Praha, 118 str.
- HOLUB, M., DVOŘÁK, P., HARTVICH, P., MIKA, K. (2004): Změna ichtyofauny přirozených tůní řeky Horní Lužnice před a po povodni v roce 2002. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): Říční krajina. Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 52-61.
- HOLUB, M., DVOŘÁK, P., HARTVICH, P. (2008): Ichtyocenóza v lentických vodách Horní Lužnice. In: PITHART, D., BENEŠOVÁ, Z., KŘOVÁKOVÁ, K. (eds.): Ekosystémové služby říční nivy. Ústav systémové biologie a ekologie AVČR, Vodní hospodářství, Třeboň: 74-84.
- HOLZER, M. (2003): Inventarizační hydrobiologický průzkum jarních periodických tůní v PR Hejtmanka a NPR Vrpač v CHKO Litovelské Pomoraví. Diplomová práce, PF UP, Olomouc.

- HRBÁČEK, J. (1958): Typologie und Produktivität der teichartigen Gewässer. Verh. Internat. Ver. Limnol., 13: 394-399.
- HRBÁČEK, J., DVOŘÁKOVÁ, M., KOŘÍNEK, V., PROCHÁZKOVÁ, L. (1961): Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verh. Internat. Verein. Limnol., 14: 192-195.
- HRBÁČEK, J. (1962): Species Composition and the Amount of Zooplankton in Relation to the Fish Stock, Rozpravy ČSAV, ročník 72, sešit 10, Praha, 75 str.
- HRBÁČEK, J., NOVOTNÁ DVOŘÁKOVÁ, M. (1965): Plankton of Four Backwaters Related to Their Size and Fish Stock. Rozpravy ČSAV ročník 75, sešit 13, 65 str.
- HRBÁČEK, J. (1966): A morphometrical study of some backwaters and fish ponds in relation to the representative plankton samples. In: LELLÁK, J. (ed.): Hydrobiological studies 1. Czechoslovak Academy of Sciences, Prague: 221-265.
- HRBÁČEK, J., DESORTOVÁ, B., POPOVSKÝ, J. (1978): Influence of the fishstock on the phosphorus – chlorophyll ratio. Ver. Internat. Verein. Limnol., 20: 1624-1628.
- HRBÁČEK, J., PECHAR, L., DUFKOVÁ, V. (1994): Anaerobic conditions in winter shape of the seasonal succession of Copepoda and Cladocera in pools in forested inundations. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25: 1335-1336.
- HRBÁČEK, J. (1996): Vztahy v potravní síti. In: EISELTOVÁ, M. (ed.): Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. Wetlands International, publ. č. 32: 44-58.
- HRBÁČEK, J. (2000a): Zooplankton v pelagiálu a zarostlém litorálu tůň s rybím potěrem. In: PITHART, D. (ed.): Ekologie aluviálních tůň a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference. Botanický ústav AVČR. Třeboň: 85-86.
- HRBÁČEK, J. (2000b): Sezónní interakce perlooček a klanonožců v tůňích řeky Lužnice. In: PITHART, D. (ed.): Ekologie aluviálních tůň a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference. Botanický ústav AVČR. Třeboň: 87-88.
- HRDINKA, T., JANSKÝ, B., ŠOBR, M. (2003): Genetická klasifikace jezer České republiky. In: JANSKÝ, B., ŠOBR, M. (eds.): Jezera České republiky, současný stav geografického výzkumu. Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 199 str.
- HUSÁK, Š., KVĚT, J. (2000): Terminologie přirozených a umělých biotopů toků s odhadem počtu stojatých vod v aluviích v ČR. In: PITHART, D. (ed.): Ekologie aluviálních tůň a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference, Botanický ústav AVČR, Třeboň: 16-20.
- HUTCHINSON, E. G. (1957): A Treatise on Limnology. Volume I., Geography, physics and chemistry. John Wiley and sons, inc., New York, 1015 str.
- CHALUPOVÁ, D. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů ve starém labském rameni Doleháj u Kolína. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 102 str.
- CHALUPOVÁ, D. (2007): Kvalita vody a sedimentů ve fluviálních jezerech České republiky. Závěrečná zpráva projektu GAUK 257/2005/B-GEO/PřF, 152 str.
- CHLUPÁČ, I. a kol. (2002): Geologická minulost České republiky. Academia, Praha, 436 str.
- JANSKÝ, B., ŠOBR, M. a kol. (2003): Jezera České republiky. Monografie. PřF UK, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, 216 str.
- JANSKÝ, B. (2005): Historie a současnost geografického výzkumu jezer v Česku. Geografie – Sborník ČGS, 110 (3): 129-140.

- JOHANISOVÁ, N., POP, M. (1990): Perloočky a další korýši v Libickém luhu (Crustacea: Cladocera, Anostraca, Notostraca). Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur., 4: 5-34.
- KALFF, J. (2002): Limnology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 592 str.
- KLETENSKÝ, D., NEČAS, J., SOVÍKOVÁ, L. (2008): Přípravovaný Plán péče CHKO Poodří pro roky 2009 – 2018 – rozborová část. Rukopis. SCHKO Poodří.
- KLOUČEK, O. (2002): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v Labišti pod Opočinkem. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 86 str.
- KNIGHTON, D. (1984): Fluvial Forms and Processes, Edward Arnold, United Kingdom, 218 str.
- KOLEKTIV AUTORŮ (2007): Atlas podnebí Česka. ČHMÚ, Univerzita Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc, 256 str.
- KOPECKÝ, J., KOUDELKOVÁ, B. (1997): Seasonal succession of plankton of two pools in Morava river floodplain. Acta Mus. Moraviae, Sci. nat., 81: 121-145
- KOŘÍNEK, V. (2005): Dichotomický klíč perlooček (Cladocera) České republiky. Nепublikovaný rukopis.
- KREJČÍ, L. (2006): Fluviální tvary v NPR Ramena řeky Moravy, diplomová práce, PřF MU, Brno, 99 str.
- KRÝŽOVÁ, E. (2007): Vztah vegetace a faktorů prostředí vybraných labských tůní. Diplomová práce, ÚŽP, PřF UK, Praha, 100 stran + přílohy.
- KŘÍŽEK, M., HARTVICH, F., CHUMAN, T., ŠEFRNA, L., ŠOBR, M., ZÁDOROVÁ, T. (2006): Floodplain and its delimitation. Geografie – Sborník České geografické společnosti, 111 (3): 260-273.
- KUBLÁKOVÁ, M., VAŘECHA, D. (2001): Zooplankton vybraných tůní CHKO Poodří. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis 200, Biologia – Ekologia, 8: 131-132.
- KYLBERGEROVÁ, M., PITHART, D., RULÍK, M. (2002): Algological survey of small floodplain backwaters. Algological Studies, 104: 169-187.
- LANGHAMMER, J. (2004): Modelling the structural changes of water quality in the Elbe River basin. Ekologia Bratislava, 23, Suppl. 1: 157-169.
- LANGHAMMER, J. (2005): Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 53 (4): 205-218.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991): Hydrobiologie. Karolinum, Praha, 257 str.
- LEMBERK, V. (2005): Inventarizační průzkum PR Meandry Svratky v roce 2005, uloženo na Správě CHKO Žďárské vrchy.
- LEPŠ, J., Šmilauer, P. (2000): Mnohorozměrná analýza ekologických dat. Biologická fakulta JČU, České Budějovice, 102 str.
- LINHARTOVÁ, I., ZBOŘIL, A. (2006): Charakteristiky vodních toků a povodí ČR. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha.
- LOKOST, S., ZNOJEMSKÝ, J., ZÍCOVÁ, Z., KREJZA, M. (1993): Ekologická studie pro ochranu a obnovu relativně přirozených biotopů v ekosystému vodního toku a jeho pořiční zóny Orlice. Kvarta, Povodí Labe Hradec Králové.

- LOSOS, B., HETEŠA, J. (1973): Effect of fertilization and carp fry on plankton. In: Hrbáček, J., Straškraba, M.: Hydrobiological studies 3. Academia, Praha: 173 - 217.
- LOŽEK, V. (1973): Příroda ve čtvrtohorách. Academia, Praha, 372 str.
- LOŽEK, V., KUBÍKOVÁ, J., SPRYŇAR, P. a kol. (2005): Střední Čechy. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek XIII. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 904 str.
- LOŽEK, V. (2007): Zrcadlo minulosti: Česká a slovenská krajina v kvartéru. Dokořán, Praha, 216 str.
- MACKOVČIN, P., JATIOVÁ, M. a kol. (2002a): Zlínsko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek II. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 376 str.
- MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M., KUNCOVÁ, J. (2002b): Liberecko. In: Mackovčín P. a Sedláček M. (eds.). Chráněná území ČR, svazek III. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 331 str.
- MÁČKA, Z. (2001): Geomorfologický posudek na revitalizační opatření na Štěpánovské smuze a smuze Hatné-Plačkov (CHKO Litovelské Pomoraví), In. MÁČKA, Z. (ed.): Studie hodnocení vlivu hospodářských zásahů na změnu biologické diverzity periodicky průtočných ramen řeky Moravy v NPR Ramena řeky Moravy v CHKO Litovelské Pomoraví, AVČR Brno, 32 str.
- MAGURRAN, A. E. (2004): Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, 256 str.
- MARVAN, P. (2003): Hydrobiologie vod v lesích na Břeclavsku. Limni s.r.o., Brno, 37 str.
- McDONALD, J. H. (2009): Handbook of Biological Statistics. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland: 160-164.
- McQUEEN, D. J. POST, J. R., MILLS, E. L. (1986): Trophic Relationships in Freshwater Pelagic Ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43: 1571-1581. In: KALFF, J. (2002): Limnology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 592 str.
- MERRIMAN, J. L., KIRK, K. L. (2000): Temporal patterns of resource limitation in natural populations of rotifers. Ecology, 81 (1): 141-149.
- MĚKOTOVÁ, J., RULÍK, M., RULÍKOVÁ, K. (1996): Program sledování jarních periodických tůní na území CHKO Litovelské Pomoraví. Závěrečná zpráva dílčího úkolu v rámci grantu GA 87/94 MŽP ČR, Olomouc.
- MKOL (2007): Hydrologické vyhodnocení povodně v povodí Labe na jaře 2006. MKOL, Magdeburg.
- MONTAGOVÁ, M., PITHART, D., HARTVICH, P., ČERNÝ, R., PRACH, K. (2004): Přirozené rozlivy v nivě Lužnice – holistický pohled. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): Říční krajina. Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 205-215.
- NĚMEC, J., HLADNÝ, J. a kol. (2006): Voda v České Republice. Consult, Praha, 255 str.
- NOVOTNÁ, M., KOŘÍNEK V. (1966): Effect of the fishstock on the quantity and species composition of the plankton of two backwaters. In: LELLÁK, J. (ed.): Hydrobiological studies 1. Czechoslovak Academy of Sciences, Prague:297-322.
- ODUM, E. P. (1977): Základy ekologie. Academia, Praha, 773 str.

- ONDOK, J. P., PŘIBÁŇ, K. (1986): Impact of vegetation on physical factors in the aquatic and wetland environment. In: HEJNÝ, S., RASPOPOV, I. M., KVĚT, J. (eds.): Studies on shallow lakes and ponds. Academia, Praha: 185-191.
- OŠMERA, S. (1973): Annual cycle of zooplankton in backwaters of the flood area of the Dyje. In: HRBÁČEK, J., STRAŠKRABA, M. (eds.): Hydrobiological Studies 3. Academia, Praha: 219-253.
- PRACH, K., JENÍK, J., LARGE, A. R. G. (1996): Floodplain Ecology and Management: the Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 str.
- PECHAR, L. (1987): Use of the acetone – methanol mixture for extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll *a* in phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Suppl. 78, Algological Studies, 46: 99-117.
- PECHAR, L., HRBÁČEK, J., DUFKOVÁ, V., KOMÁREK, J., KROUPA, M., PAPÁČEK, M. (1988): Hydrobiologická charakteristika tůň v nivě Horní Lužnice. Sborník Vysoké školy zemědělské v Praze Agronomické fakulty v Českých Budějovicích, řada fyto technická, 2: 73-84.
- PECHAR, L., HRBÁČEK, J., DUFKOVÁ, V. (1991): Tůň v inundačním území Horní Lužnice – příklad přirozeně eutrofních stojatých vod. In: Sborník IX. celostátní konference ČSLS, Znojmo: 143-146.
- PECHAR, L., HRBÁČEK, J., PITHART, D., DVOŘÁK, J. (1996): Ecology of pools in the floodplain. In: PRACH, K., JENÍK, J., LARGE, A. R. G. (eds): Floodplain Ecology and Management. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 209-226.
- PETRUSEK, A., ČERNÝ, M. (2006): *Daphnia ambigua* (Scourfield, 1947). In: MILÍKOVSKÝ, J., STÝBLO, P.: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP a MŽP ČR, Praha: 232-233.
- PITHART, D., PECHAR, L. (1995): The stratification of pools in the alluvium of the river Lužnice. Internat. Revue ges. Hydrobiol., 80: 61-75.
- PITHART, D., PECHAR, L., MATTSON, G. (1997): Summer blooms of raphidophyte *Gonyostomum semen* and its diurnal vertical migration in a floodplain pool. Algological Studies, 85: 119-133.
- PITHART, D. (1999): Phytoplankton and water chemistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event – a process of diversification. Algological Studies, 95: 93-113.
- PITHART, D., PECHAR, L., HRBÁČEK, J. (2000): Fenomén tůň, úvod do morfologie, hydrologie a limnologie. In: PITHART, D. (ed.), Ekologie aluviálních tůň a říčních ramen. Botanický ústav AV ČR, Třeboň: 9-12.
- PITHART, D., RULÍK, M., ČERNÝ, R., MARVAN, P., HETEŠA, J., MERTA, L., HARTVICH, P., HRBÁČEK, J., PECHAR, L. (2003): Vodní ekosystém v nivě. In: PRACH, K., PITHART, D., FRANCÍKOVÁ, T. (eds): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR – Úsek ekologie rostlin Třeboň. Třeboň: 37-53.
- PITHART, D., PICHLOVÁ, R., BÍLÝ, M., HRBÁČEK, J., NOVOTNÁ, K., PECHAR, L. (2007): Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. Hydrobiologia, 584 (1): 265-275.
- PITTER, P. (1999): Hydrochemie. VSCHT, Praha, 568 str.

- POKORNÝ, J. ONDOK, J. P. (1986): Budget of oxygen and carbon dioxide in shallow waters dominated by submerged macrophytes. In: HEJNÝ, S., RASPOPOV, I. M., KVĚT, J. (eds.): Studies on shallow lakes and ponds. Academia, Praha: 201-206.
- PROKEŠOVÁ, V. (1959): Hydrobiological research of two naturally polluted pools in the woody inundation area of the Elbe. Věstník československé zoologické společnosti, 13: 34-69.
- PŘIBIL, S., KROUPA, M., BÜRGEROVÁ, E., DUFKOVÁ, V. (1988): Chemismus a trofie vod Horní Lužnice. Sborník Vysoké školy zemědělské v Praze Agronomické fakulty v Českých Budějovicích, řada fyto technická, 2: 37-56.
- PŘIKRYL, I., BLÁHA, M. (2007): Klíče středoevropských Cyclopidae a Diaptomidae. Nепublikovaný rukopis.
- PŘIKRYL, I. (nepublikovaný rukopis a): Louže, tůňe, jezera. Nепublikovaný rukopis.
- PŘIKRYL, I. (nepublikovaný rukopis b): Rámcový klíč planktonních a v planktonu nalézáných fixovaných vířníků pro území ČR. Nепublikovaný rukopis.
- PŘIKRYL, I. (2000): Tůňe u Mušova – komentář po 25 letech. In: PITHART, D. (ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference. Botanický ústav AVČR. Třeboň: 36-40.
- RAUCH, O., LARGE, A., ŠMILAUER, P. (1996): The Floodplain as a buffer zone for water quality. In: PRACH, K., JENÍK, J., LARGE, A. (eds): Floodplain Ecology and Management. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 201-209.
- ROMPORTL, D. (2003): Geomorfologické poměry centrální části CHKO Žďárské vrchy (rukopis). Magisterská práce, Katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK v Praze, 111 str.
- RULÍK, M. a kol. (2000): Hydrobiologický průzkum vybraných odstavených ramen řeky Moravy. In: PITHART, D. (ed.): Ekologie aluviálních tůní a říčních ramen. Sborník příspěvků z konference, Botanický ústav AVČR. Třeboň: 108-112.
- SCHEFFER F., SCHACHTSCHABEL P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 570 str.
- SCHUMM, S. A. (2005): River Variability and Complexity. Cambridge University Press, New York, 220 str.
- SKÁCELOVÁ, O. (2004): Flóra sinic a řas tůní v inundačních pásmech řek. Disertační práce, Biologická fakulta, Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, 266 str.
- SMETANA, M. (2008): Mapování koryto-nivních jednotek řeky Svratky v CHKO Žďárské vrchy. Diplomová práce, PřF MU, Brno, 108 str.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W., DUNCAN, A. (1996): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol., 106 (4): 433-471.
- STRAŠKRABA, M. (1967): Quantitative study on the littoral zooplankton of the Poltruba Backwater with an attempt to disclose the effect on fish. Rozpravy ČSAV ročník 77, sešit 11: 7-34.
- ŠAFÁŘ, J. a kol. (2003): Olomoucko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VI. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 456 str.

- ŠIMEK, M. (2008): Hydrologická funkce fluviálních jezer v nivě Horní Lužnice. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 129 str.
- ŠINDLAR, M. a kol. (1992): Ekologická studie o ochraně a utváření vodních struktur a břehových zón Labe. Povodí Labe Hradec Králové, 50 str.
- ŠMILAUER, P., PRACH, K., RAUCH, O. (1996): Hydrology and water table dynamics. In: PRACH, K., JENÍK, J., LARGE, A. (eds): Floodplain Ecology and Management. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 37-46.
- ŠNAJDR, M. (2002): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v mrtvém labském rameni u Obříství. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 86 str.
- ŠOBR, M. (2007): Jezera České republiky. Fyzicko geografické a fyzikálně-limnologické poměry, Disertační práce, PřF UK Praha, 235 str.
- ŠTĚRBA, O. (1996): Nivní jezera a tůň. In: FOŠUMOVÁ, P., HAKR, P., HUSÁK, Š. (eds): Mokřady České republiky 1971 – 1996. Sborník abstraktů z celostátního semináře k 25. výročí Ramsarské konvence, Třeboň: 28-31.
- ŠTĚRBA, O. (2003): Jak a proč jsme objevili říční krajinu. In: MĚKOTOVÁ, J., ŠTĚRBA, O. (eds.): Říční krajina, Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc: 7-9.
- ŠTĚRBA, O. a kol. (2008): Říční krajina a její ekosystémy. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 391 str.
- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, New York, 352 str.
- TIMMS, R. M., MOSS, B. (1984): Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in shallow wetland ecosystem. *Limnol. Oceanogr.*, 29 (3): 472-486.
- TUREK, M. (2004): Komplexní limnologická studie odstaveného labského ramene Libišská tůň v PR Černínovsko. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 82 str.
- VESELÝ, D., HÁJKOVÁ, N. (1994): Bečva (Spojená) – odstavená ramena – základní charakteristiky významnějších lokalit. Povodí Moravy, a.s., Brno.
- VESELÝ, D., HÁJKOVÁ, N. (1995): Řeka Morava – odstavená ramena, 1.část – závod Střední Morava. Povodí Moravy, a.s., Brno.
- VESELÝ, D., HÁJKOVÁ, N. (1996): Řeka Morava – odstavená ramena, 2.část – závod Horní Morava. Povodí Moravy, a.s., Brno.
- WARD, J. V., TOCKNER, K., SCHIEMER, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regul. Rivers Res. Mgmt.*, 15: 125-139.
- WARD, J. V., TOCKNER, K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46: 807-819.
- WARD, J. V., TOCKNER, K., ARSCOTT, D. B., CLARET, C. (2002): River landscape diversity. *Freshwater biology*, 47: 517-539.
- WEISSMANNOVÁ, H. a kol. (2004): Ostravsko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek X. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 456 str.

WETZEL, R. G. (2001): *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition, Academic Press, Elsevier Science (USA), San Diego, 1006 str.

ZAHRADNICKÝ, J., MACKOVČIN, P. a kol. (2004): Plzeňsko a Karlovarsko. In: MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK M. (eds.): *Chráněná území ČR, svazek XI*. Agentura ochrany přírody a krajiny a EkoCentrum Brno, Praha, 588 str.

Zákon 114/92 Sb. O ochraně přírody a krajiny.

ŽOFKOVÁ, M., KOŘÍNEK, V., ČERNÝ, M. (2002): Two recent immigrants into Czech aquatic habitats: *Daphnia ambigua* and *Daphnia parvula* (Crustacea: Cladocera). *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 66: 221-230.

Mapové podklady:

Barevné ortofoto ČR (1 m) [online]. GEODIS BRNO, s.r.o., 2005, vytvořeno 2003 [cit. 2007-04-12]. Dostupný z WWW: <<http://geoportal.cenia.cz>>.

Vektorová databáze Digitální model území 1:25 000 : DMÚ25 [online]. Ministerstvo obrany ČR, Geografická služba AČR, prosinec 2005, vytvořeno 2005 [cit. 2007-04-19]. Dostupný z WWW: <<http://geoportal.cenia.cz>>.

II. vojenské mapování [online]. Laboratoř geoinformatiky, FŽP UJEP, listopad 2006, vytvořeno listopad 2006 [cit. 2007-04-19]. Dostupný z WWW: <<http://geoportal.cenia.cz>>.

A – základní jevy povrchových a podzemních vod : A02 – vodní tok (jemné úseky) In *DIBAVOD* [online]. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 2006-04-06 [cit. 2007-04-19]. Dostupný z WWW: <<http://www.vuv.cz/oddeleni-gis/>>.

D – záplavová území: D03 – záplavová území stoleté vody. In *DIBAVOD* [online]. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, [cit. 2010-11-19]. Dostupný z WWW: <<http://www.dibavod.cz>>

Mapy pozemkového katastru In: CUZK [online]. Český úřad zeměměřičský a katastrální, [cit. 2010-10-12]. Dostupný z WWW: <<http://www.cuzk.cz/>>.

Zdroje dat:

Základní báze geografických dat – ZABAGED ©, ČÚZK, 2008.

Hydrologická data z měrných profilů Přelouč, Nymburk, Pilař a Borovnice – ČHMÚ

On-line databáze jakosti povrchových vod [online]. ČHMÚ. [cit. 2007-04-20]. Dostupné z WWW: www.chmu.cz

Databáze LUCC ČR: Databáze projektu Grantové agentury České republiky GAČR 205/09/0995, Regionální diferenciacie a potenciální rizika využití ploch jako odraz funkčních změn krajiny Česka 1990 – 2010, PŘF UK Praha, (<http://lucc.ic.cz/>)

Archivní materiály povodí Labe v Hradci Králové

Jiné zdroje – ústní sdělení:

Jednatelé a hospodáři příslušných MO Českého rybářského svazu

Pracovníci MěÚ Žďár nad Sázavou, MěÚ Suchdol nad Lužnicí, OÚ Dvory nad Lužnicí, OÚ
Nová Ves nad Lužnicí,

10. SEZNAM GRAFICKÝCH PRVKŮ A PŘÍLOH

SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Vybrané termíny pro přirozené a umělé vodní objekty v nivách (podle HUSÁKA a KVĚTA 2000, zkráceno)

Tab. 2: Základní morfometrické parametry vybraných jezer v Polabí

Tab. 3: Metody použité při chemických analýzách

Tab. 4: Datace odběrů vody, zooplanktonu a měření fyzikálně-chemických parametrů.

Tab. 5: Spojení s tokem, zastínění, vodní makrofyta

Tab. 6: Procentuální zastoupení kategorií krajinného pokryvu v okolí fluviálních jezer

Tab. 7: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer středního Polabí

Tab. 8: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer Horní Lužnice

Tab. 9: Morfometrické charakteristiky vybraných jezer Svratky u Milov

Tab. 10: Frekvence zaplavování nivy mezi jednotlivými odběry

Tab. 11: Průměrná hladinová teplota vody v jezerech a průměrné hladinové a dnové hodnoty vodivosti, pH a koncentrací rozpuštěného kyslíku

Tab. 12: Průhlednost vybraných jezer měřená Secchiho deskou (hodnota je uvedena v cm)

Tab. 13: Třídy jakosti vody na vybraných profilech řeky Labe a Lužnice podle vybraných parametrů (klasifikace dle ČTN 75 7221)

Tab. 14: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Labe

Tab. 15: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Lužnice

Tab. 16: Srovnání průměrných hodnot vybraných parametrů fluviálních jezer a řeky Svratky

Tab. 17: Průměrné hodnoty pH, alkality a vodivosti a koncentrace vybraných iontů ve sledovaných fluviálních jezerech

Tab. 18: Průměrné hodnoty $CHSK_{Mn}$, BSK_5 a DOC vybraných fluviálních jezer

Tab. 19: Průměrné koncentrace vybraných parametrů dusíku a fosforu

Tab. 20: Hranice letních průměrných koncentrací živin (u hladiny) ve vztahu k trofii nádrže (upraveno podle KALFFA 2002)

Tab. 21: Zařazení vybraných jezer do stupňů trofie

Tab. 22: Počet druhů zooplanktonu nalezených ve sledovaných jezerech

Tab. 23: Druhy (rody) zastoupené v zooplanktonu sledovaných jezer

Tab. 24: Index konstance vybraných druhů zooplanktonu

Tab. 25: Závislé proměnné se statisticky průkazným vlivem na druhové složení zooplanktonu ve vybraných fluviálních jezerech

SEZNAM OBRÁZKŮ

- Obr. 1: Příklad meandrujícího toku Horní Lužnice (upraveno podle ČERNÉHO 1994)
- Obr. 2: Typy oddělování meandrů a zákrutů (upraveno podle BRIERLEY a FRYIRSK 2005)
- Obr. 3: Závislost říčního vzoru na vybraných charakteristikách (upraveno podle KNIGHTON 1984)
- Obr. 4: Příklady vodních objektů v nivách (nakresleno podle HUSÁKA a KVĚTA, 2000)
- Obr. 5: Příklad meandrování toku Labe u Pardubic a jeho zkrácení (upraveno podle NĚMCE a kol. 2006)
- Obr. 6: Vymezení území pro určení kategorií krajinného pokryvu na příkladu jezera Vrt'
- Obr. 7: Mapa lokalizace vybraných fluviálních jezer
- Obr. 8: Fluviální jezero Votoka (Zdroj dat: CENIA © Geodis, MO ČR, vlastní měření)
- Obr. 9: Fluviální jezero Kluk (Zdroj dat: CENIA © Geodis, MO ČR, vlastní měření)
- Obr. 10: Fluviální jezero Halámky (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)
- Obr. 11: Fluviální jezero Dvory nad Lužnicí (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)
- Obr. 12: Fluviální jezero Tuš' (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)
- Obr. 13: Fluviální jezera v nivě horní Svratky (Zdroj dat: CENIA © Geodis, VUV TGM, vlastní měření)
- Obr. 14: Jezero Kluk na mapě II. vojenského mapování (Zdroj dat: CENIA © Geolab, MO ČR, vlastní měření)
- Obr. 15: Jezero Votoka na mapě II. vojenského mapování (Zdroj dat: CENIA © Geolab, MO ČR, vlastní měření)
- Obr. 16: Horní Svratka na mapách II. vojenského mapování (Zdroj dat: CENIA © Geolab, VUV TGM, vlastní měření)
- Obr. 17: Batymetrické křivky fluviálních jezer Kluk, Votoka a Vrt' v Polabí
- Obr. 18: Batymetrické křivky vybraných fluviálních jezer nivy Horní Lužnice
- Obr. 19: Batymetrická křivka jezera Svratka II.
- Obr. 20: Průměrný roční průtok v profilu Nymburk na Labi v letech 1987 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 21: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilech Nymburk a Přelouč na Labi v letech 1987 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 22: Maximální a minimální hodnoty průtoků v profilu Nymburk na Labi dosažené v období let 1996 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 23: Průměrné denní průtoky v profilu Nymburk na Labi v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 24: Průměrné denní průtoky v profilu Nymburk a výšky vodního stavu jezera Vrt' v období 28. 10. 2005 až 4. 10. 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)
- Obr. 25: Průměrné denní průtoky v profilu Přelouč na Labi v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 26: Průměrné denní vodní stavy v profilu Přelouč na řece Labi a okamžité vodní stavy na jezeru Semín a Votoka v období 5. 11. 2005 až 28. 10. 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)

- Obr. 27: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilu Pilař na Lužnici v letech 1930 – 1981 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 28: Průměrné denní průtoky v profilu Pilař na Lužnici v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 29: Průměrné denní průtoky v profilu Pilař na řece Lužnici a okamžité vodní stavy na jezeru Halámky v období od 1. 11. 2005 do 31. 10. 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ, vlastní sledování)
- Obr. 30: Dlouhodobé průměrné měsíční průtoky v profilu Borovnice na Svatce v letech 1987 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 31: Průměrné denní průtoky v profilu Borovnice na Svatce v letech 2004 – 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 32: Průměrné denní vodní stavy v profilu Borovnice na řece Svatce a okamžité vodní stavy na jezeru Svatka II. v období 1. 10. 2005 až 31. 10. 2006 (Zdroj dat: ČHMÚ)
- Obr. 33: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Kluk
- Obr. 34: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Nová Suchdol
- Obr. 35: Teplotní stratifikace fluviálního jezera Dvory n. L.
- Obr. 36: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Semín
- Obr. 37: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Kluk.
- Obr. 38: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Tuš
- Obr. 39: Rozpuštěný O₂ v závislosti na hloubce ve fluviálním jezeru Halámky
- Obr. 40: Závislost vodivosti na koncentraci chloridových iontů
- Obr. 41: Vývoj vodivosti ve fluviálních jezerech
- Obr. 42: Podélný profil vodivosti ve fluviálním jezeru Vrt
- Obr. 43: Průměrné hodnoty pH a alkality fluviálních jezer
- Obr. 44: Ukazatele organického znečištění (průměrné hodnoty)
- Obr. 45: Vývoj chemické spotřeby kyslíku fluviálních jezer Polabí
- Obr. 46: Průměrné koncentrace celkového dusíku (TN), N-NO₃ a N-NH₄ vybraných jezer
- Obr. 47: Koncentrace celkového fosforu ve vybraných fluviálních jezerech
- Obr. 48: Průměrné koncentrace celkového a fosforečnanového fosforu ve fluviálních jezerech
- Obr. 49: Průměrné hodnoty křemičitanů ve fluviálních jezerech
- Obr. 50: Průměrná hodnota koncentrace chlorofylu *a* ve fluviálních jezerech
- Obr. 51: Korelace celkového fosforu a chlorofylu *a* fluviálních jezer v Polabí
- Obr. 52: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Semín
- Obr. 53: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Votoka
- Obr. 54: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Kluk
- Obr. 55: Druh *Brachionus calyciflorus* s extrémně vyvinutými postranními ostny. Foto: J. Fott
- Obr. 56: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Vrt
- Obr. 57: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Dvory nad Lužnicí
- Obr. 58: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Halámky

Obr. 59: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Tuš

Obr. 60: Relativní četnost zooplanktonu ve fluviálním jezeru Nová Suchdol

Obr. 61: Relativní četnost zooplanktonu v jezeru Březiny

Obr. 62: Relativní četnost zooplanktonu v jezeru Svratka II.

Obr. 63: PCA ordinační diagram PCA dat druhového složení se zaměřením na podobnost tůní

Obr. 64: RDA ordinační diagram zobrazující závislost druhového složení jezer na teplotě

Obr. 65: PCA ordinační diagram dat chemického složení vody

Obr. 66: PCA ordinační diagram sledovaných charakteristik prostředí

Obr. 67: RDA ordinační diagram závislosti vybraných chemických parametrů vody na sledovaných proměnných prostředí v podzimním období roku 2004

SEZNAM PŘÍLOH

PŘÍLOHA 1: Batymetrické mapy fluviálních jezer

- Batymetrická mapa fluviálního jezera Semín
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Votoka
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Kluk
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Vrt'
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Halámky
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Dvory n. L.
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Tuš'
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Nová Suchdol
- Batymetrická mapa fluviálního jezera Svratka II.

PŘÍLOHA 2: Hodnoty a koncentrace vybraných chemických parametrů jezerní vody získané

9 odběry v období podzim 2004 až zima 2007

Tabulka hodnot pro lokality Semín a Votoka

Tabulka hodnot pro lokality Kluk a Vrt'

Tabulka hodnot pro lokality Halámky a Dvory n. L.

Tabulka hodnot pro lokality Tuš' a Nová Suchdol

Tabulka hodnot pro lokality Březiny a Svratka II.

PŘÍLOHA 3: Seznam zkratk použitých v ordinačních diagramech

PŘÍLOHA 4: Fotodokumentace vybraných lokalit

Foto 1: Fluviální jezero Semín

Foto 2: Fluviální jezero Votoka

Foto 3: Fluviální jezero Kluk

Foto 4: Fluviální jezero Vrt'

Foto 5: Fluviální jezero Halámky

Foto 6: Fluviální jezero Dvory n. L.

Foto 7: Fluviální jezero Tuš'

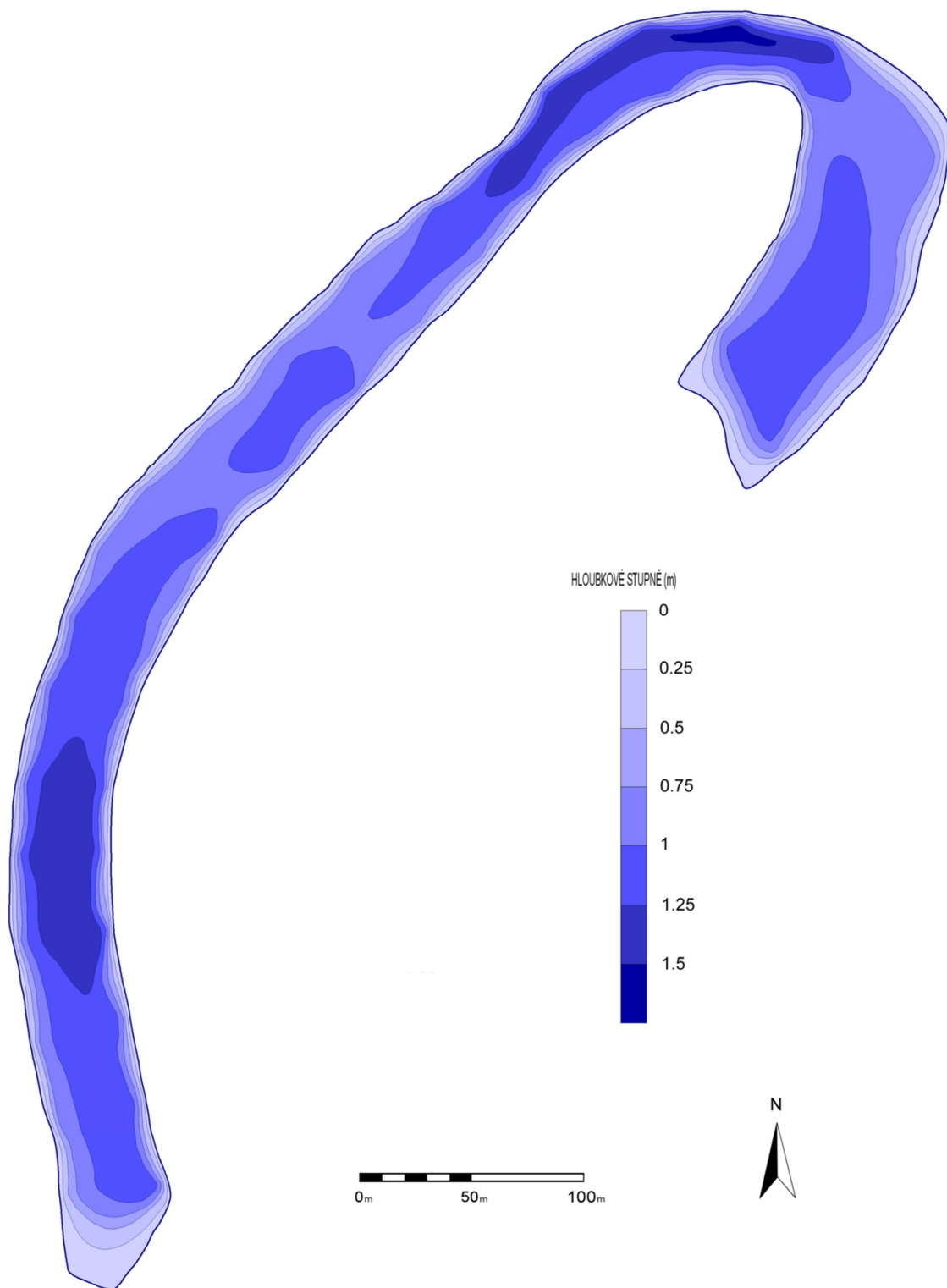
Foto 8: Fluviální jezero Nová Suchdol

Foto 9: Fluviální jezero Březiny

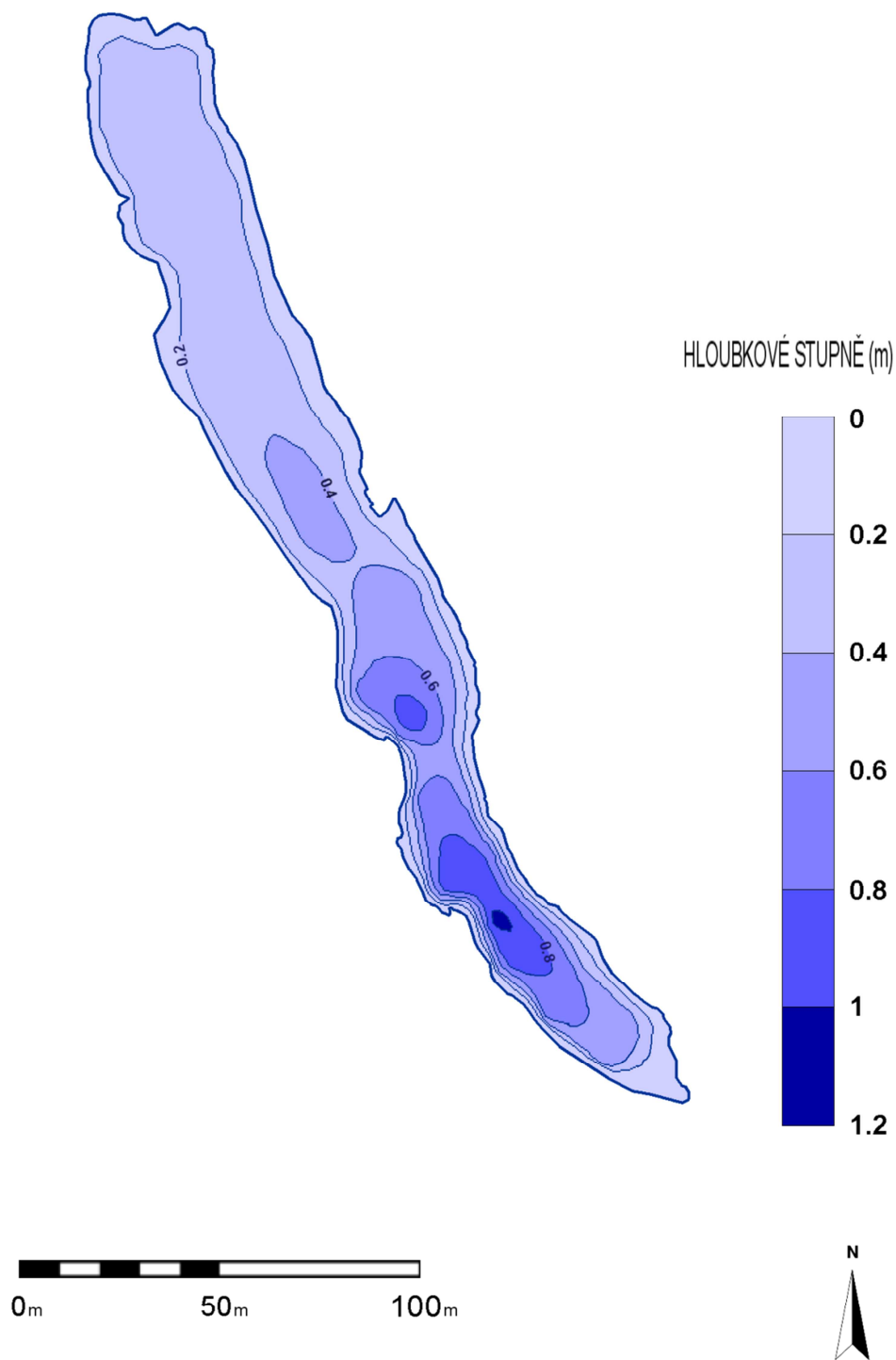
Foto 10: Fluviální jezero Svratka II.

PŘÍLOHA 1

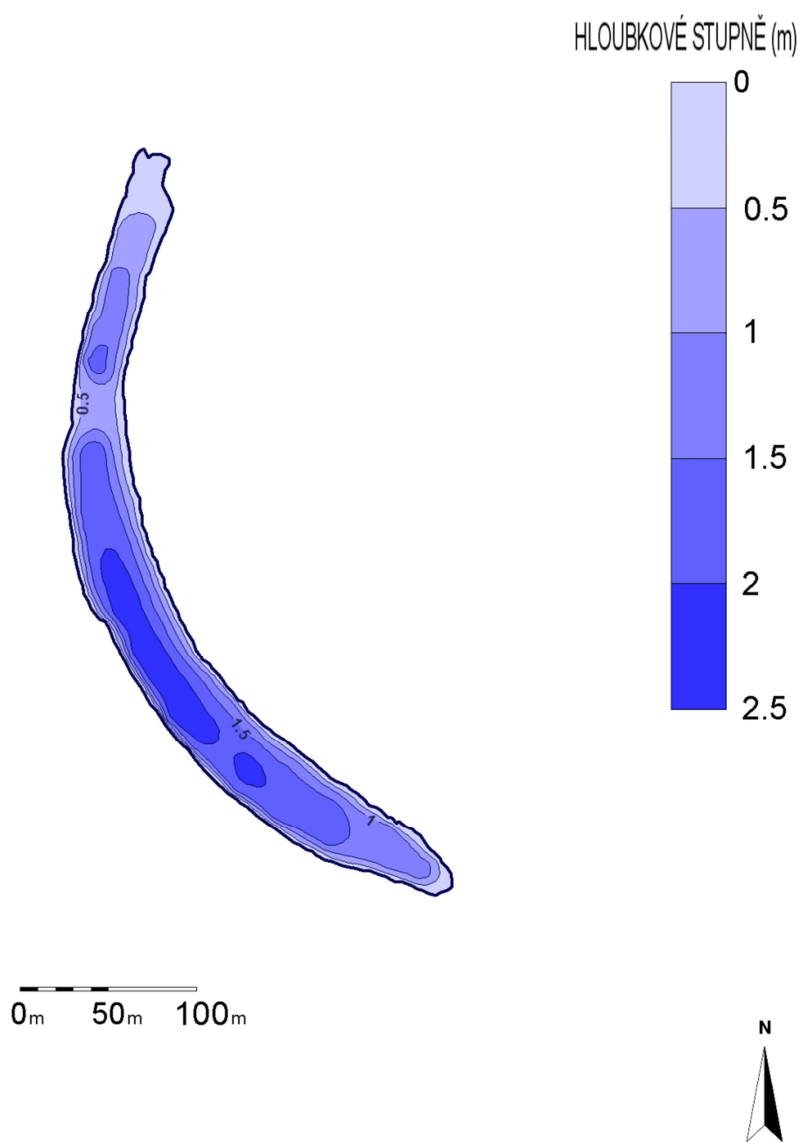
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA SEMÍN



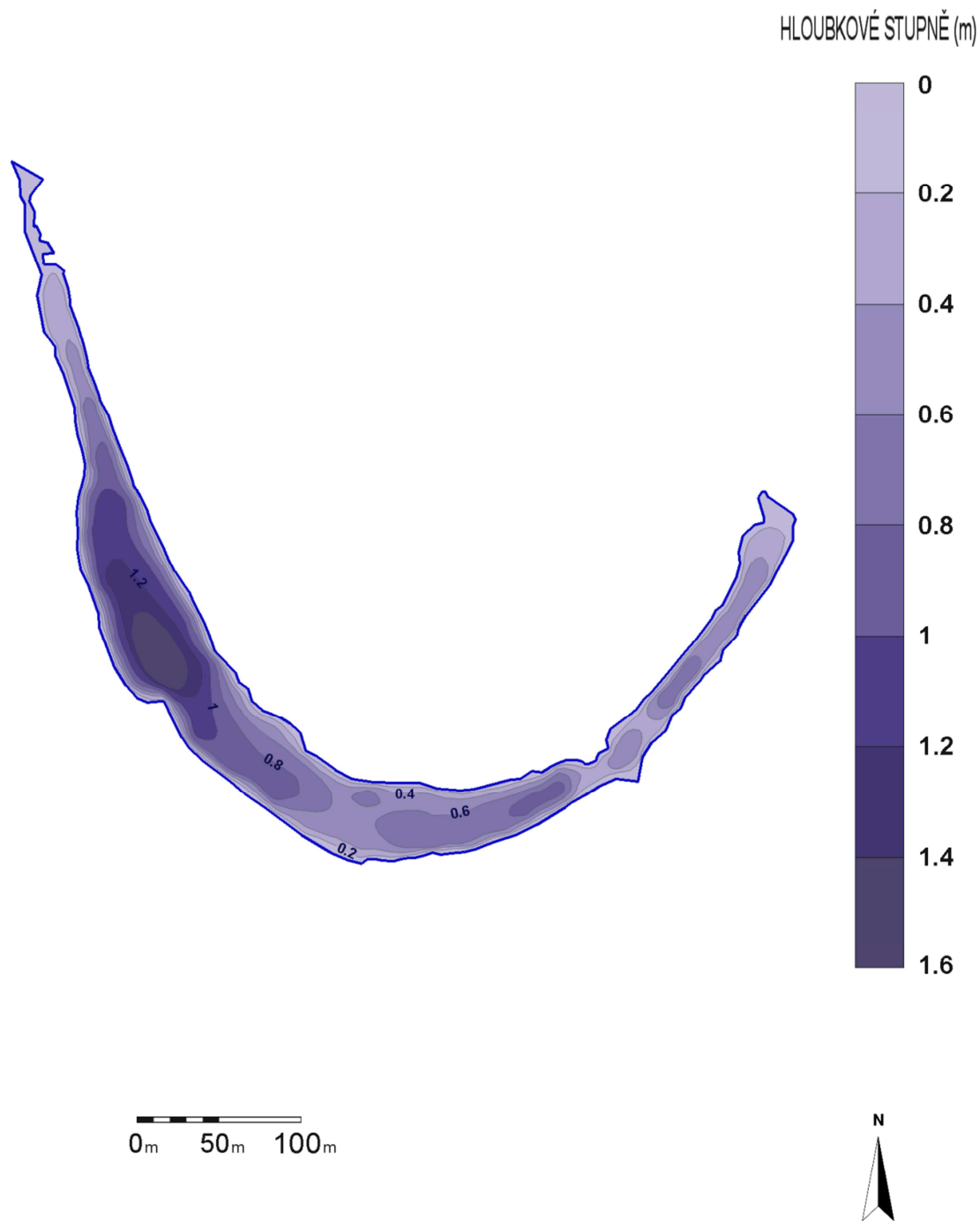
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA VOTOKA



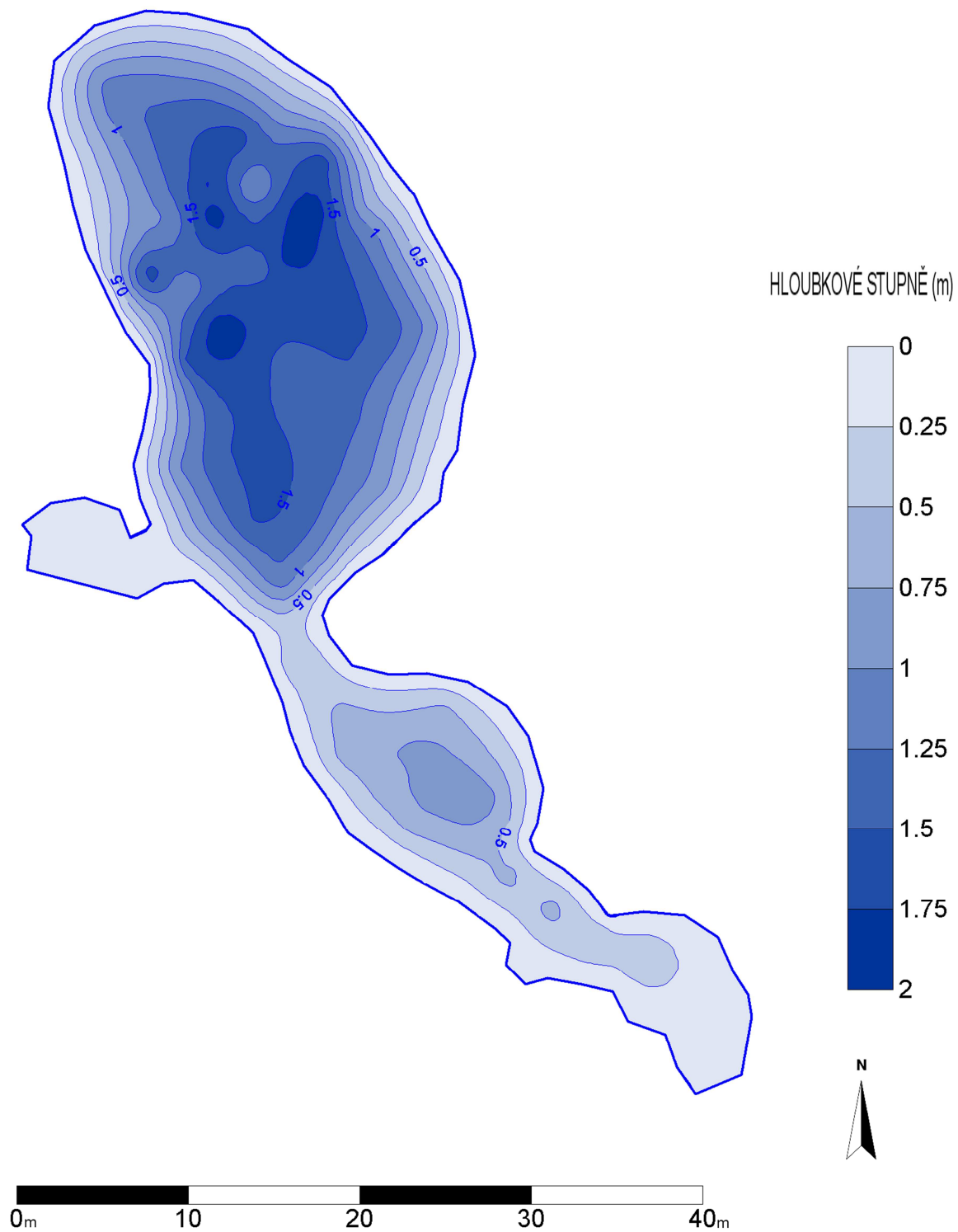
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA KLUK



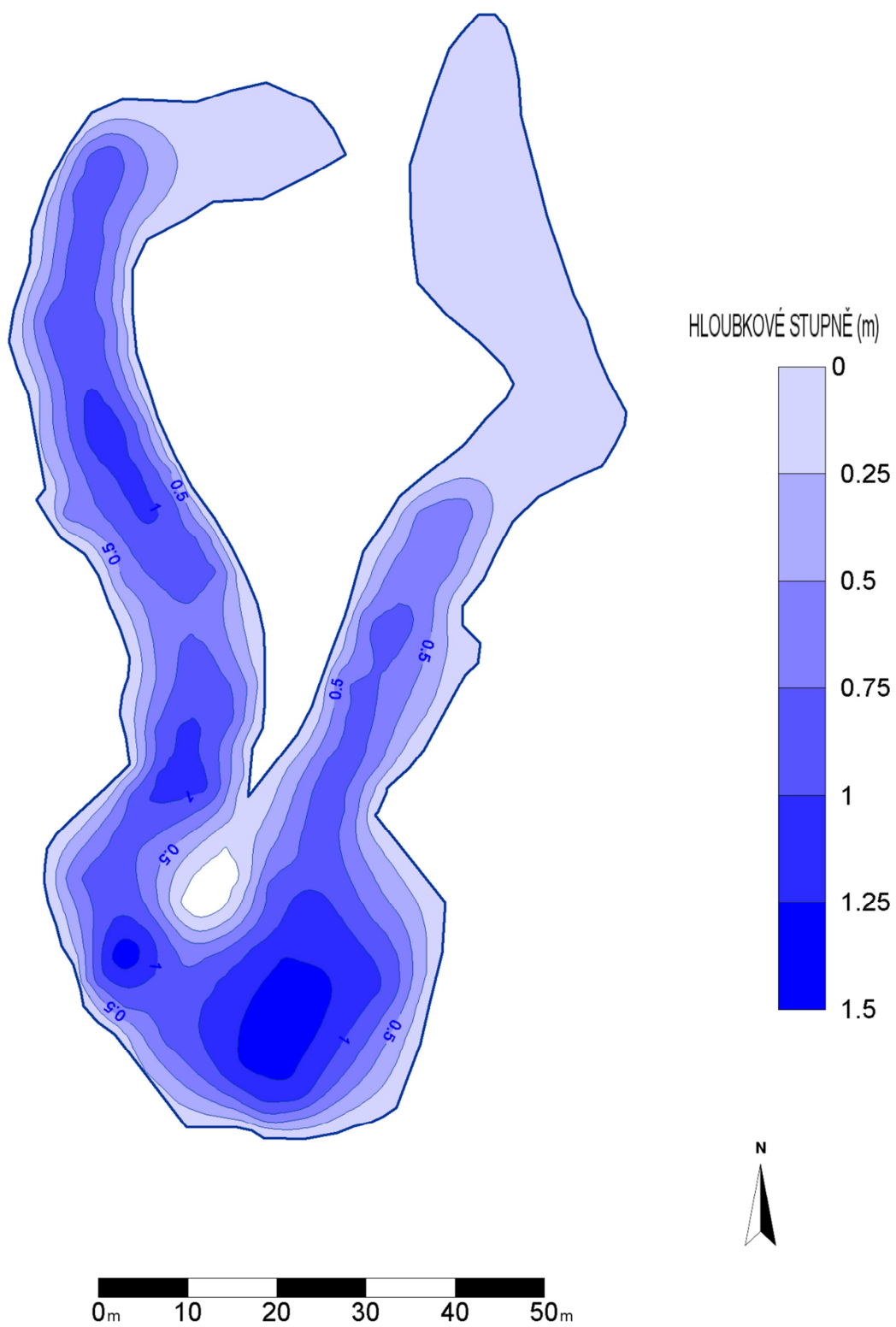
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA VRT



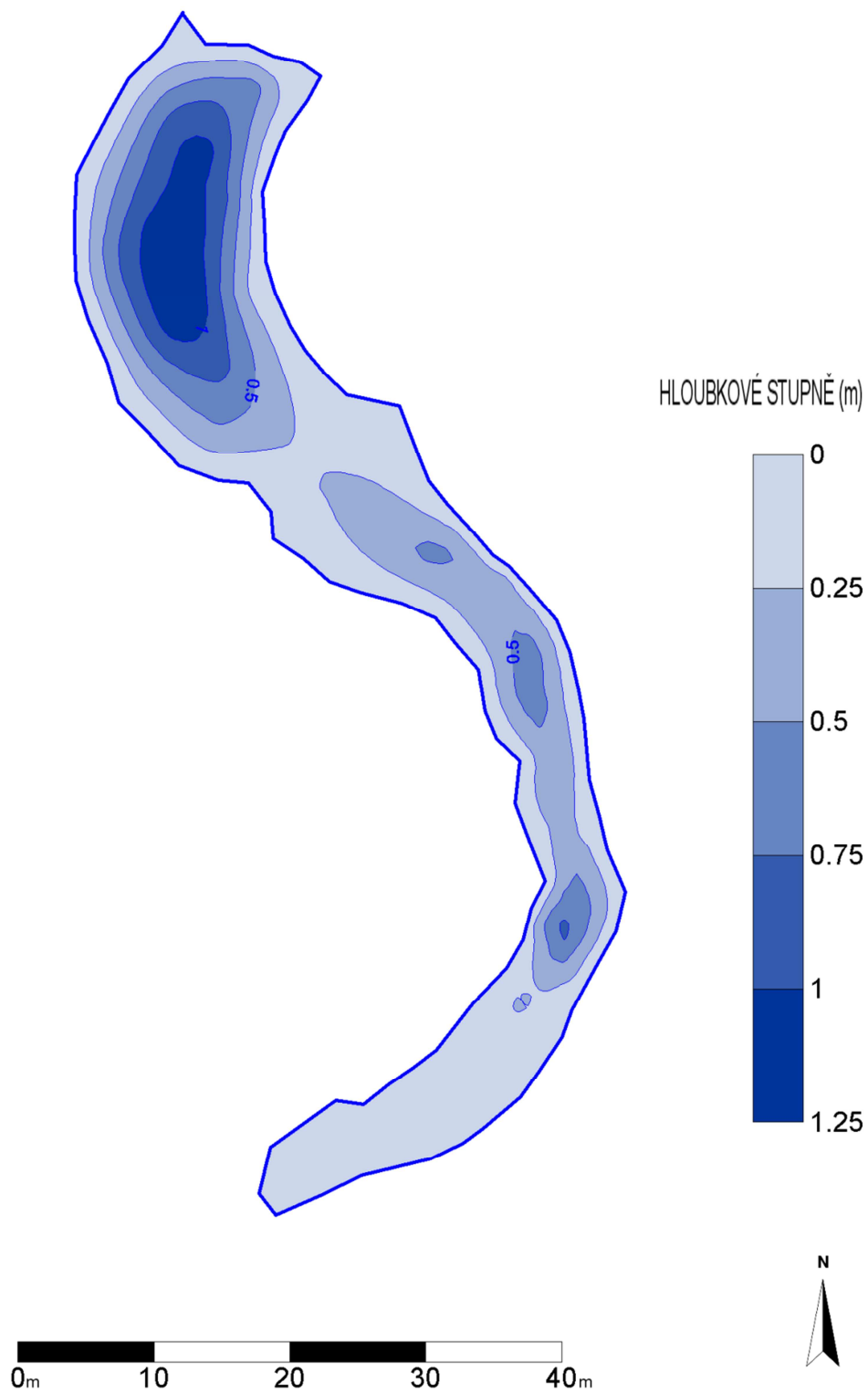
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA HALÁMKY



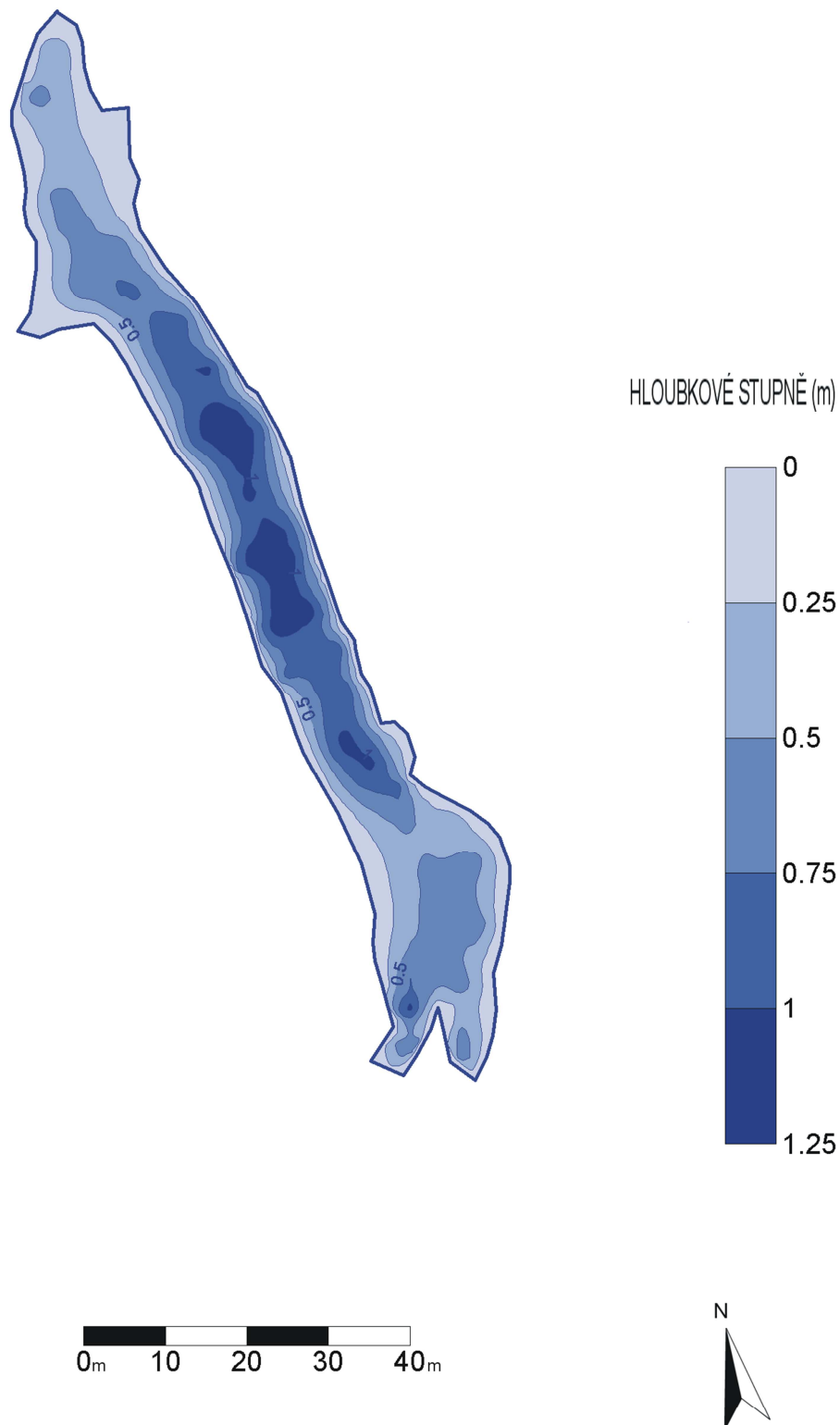
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA DVORY NAD LUŽNICÍ



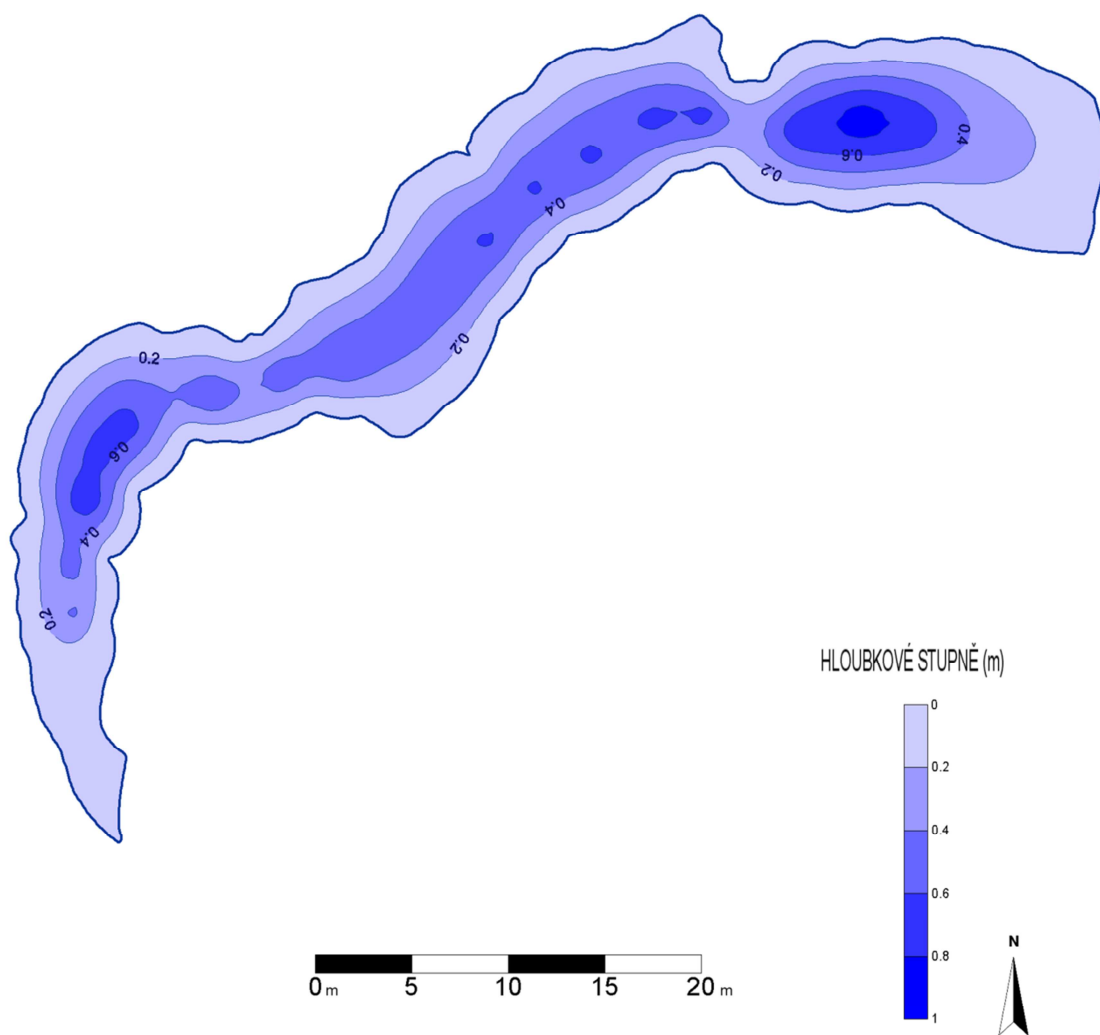
BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA TUŠŤ



BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA NOVÁ SUCHDOL



BATYMETRICKÁ MAPA JEZERA SVRATKA II.



PŘÍLOHA 2

Srovnávací studie fluviálních jezer

lokality Semín	20.9.2004	15.1.2005	18.4.2005	28.7.2005	25.10.2005	10.5.2006	13.8.2006	17.10.2006	4.2.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	44,9	48,9	42,5	40,3	39,6	51,2	39,2	41,4	55,6	44,8	55,6	39,2	5,5	0,122
pH	ch	8,15	8,40	7,78	7,60	8,11	7,95	7,64	8,09	7,96	8,40	7,60	0,26	0,033
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3056,5	2017,4	2207,5	3128,7	2602,5	3128,7	2017,4	495,3	0,190
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	7,9	5,4	11,2	18,4	6,0	11,0	8,1	9,5	6,6	9,3	18,4	5,4	3,8	0,410
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	4,6	3,2	12,7	3,9	4,7	n	n	n	n	5,8	12,7	3,2	3,5	0,598
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	6,7	7,8	10,0	6,7	7,8	10,0	6,7	1,3	0,173
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1,7	0,8	1,2	2,1	1,5	2,1	0,8	0,5	0,340
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,000	1,243	0,140	0,226	0,000	0,815	0,000	0,481	1,575	0,498	1,575	0,000	0,554	1,113
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,020	0,230	0,060	0,070	0,008	ch	0,058	0,013	0,170	0,079	0,230	0,008	0,075	0,952
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,000	0,015	0,000	0,010	0,003	n	n	n	n	0,006	0,015	0,000	0,006	1,063
TP [mg·l ⁻¹]	0,130	0,100	0,130	0,050	0,110	0,150	0,110	0,099	0,057	0,104	0,150	0,050	0,031	0,299
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,000	0,000
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,0	5,0	9,5	6,1	5,2	9,5	0,0	3,4	0,661
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	22,3	20,3	20,5	24,0	21,8	24,0	20,3	1,5	0,069
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	294,0	187,0	247,5	199,5	232,0	294,0	187,0	42,3	0,182
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	65,7	56,1	52,5	72,3	61,6	72,3	52,5	7,8	0,127
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	54,3	36,8	43,2	38,0	43,1	54,3	36,8	6,9	0,161
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	45,305	66,040	30,690	52,555	73,585	53,635	73,585	30,690	15,159	0,283

lokality Votoka	20.9.2004	15.1.2005	18.4.2005	28.7.2005	25.10.2005	10.5.2006	13.8.2006	17.10.2006	4.2.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	71,1	86,8	86,7	72,3	88,4	66,2	65,5	78,7	87,5	78,1	88,4	66,2	9,0	0,115
pH	n	7,31	8,00	7,15	7,30	7,99	7,74	7,59	7,83	7,61	8,00	7,15	0,31	0,040
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3705,0	3303,3	3999,6	4205,9	3803,5	4205,9	3303,3	339,2	0,089
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	8,7	5,1	5,7	18,2	5,4	11,0	7,9	7,8	4,5	8,3	18,2	4,5	4,0	0,487
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	9,2	3,0	5,6	4,5	3,8	n	n	n	n	5,2	9,2	3,0	2,2	0,415
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	9,7	7,4	8,5	6,2	8,0	9,7	6,2	1,3	0,163
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	4,0	0,8	1,4	7,7	3,5	7,7	0,8	2,7	0,783
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,000	0,452	10,500	1,110	1,944	2,955	0,000	0,935	6,154	2,672	10,500	0,000	3,311	1,239
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,140	0,070	0,040	0,160	0,016	ch	0,062	0,011	0,096	0,074	0,160	0,011	0,051	0,687
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,006	0,020	0,050	0,060	0,430	n	n	n	n	0,113	0,430	0,006	0,160	1,410
TP [mg·l ⁻¹]	0,190	0,040	0,060	0,050	0,110	0,090	0,110	0,097	0,018	0,085	0,190	0,018	0,048	0,566
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,004	0,003	0,005	0	0,004	0,005	0	0,001	0,204
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3,1	3,9	9,1	7,0	5,8	9,1	3,1	2,4	0,417
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	28,5	33,4	42,1	43,9	37,0	43,9	28,5	6,3	0,171
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	409,5	451,5	598,5	567,0	506,6	598,5	409,5	78,4	0,155
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	92,9	109,0	129,7	132,3	116,0	132,3	92,9	16,1	0,139
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	77,8	80,6	82,0	98,0	84,6	98,0	77,8	7,9	0,093
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	59,620	20,010	41,595	74,815	7,985	40,850	74,815	7,985	24,580	0,602

Pozn: X - průměrná hodnota, max. - maximální hodnota, min. - minimální hodnota, S - směrodatná odchylka, V - variační koeficient, n - nesledováno, ch - chyba měření

lokality Kluk	20.9.2004	15.1.2005	18.4.2005	28.7.2005	25.10.2005	10.5.2006	13.8.2006	17.10.2006	4.2.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	56,9	34,8	35,1	43,5	54,2	33,5	37,7	47,8	33,8	41,9	56,9	33,5	8,6	0,205
pH	7,55	7,52	8,41	7,00	7,60	8,80	7,83	7,58	7,69	7,78	8,80	7,00	0,50	0,064
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1781,3	1839,3	2396,9	1693,4	1927,7	2396,9	1693,4	275,8	0,143
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	5,2	4,6	6,7	5,3	4,9	7,9	7,4	4,7	4,0	5,6	7,9	4,0	1,3	0,228
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	2,3	3,0	7,6	2,8	2,4	n	n	n	n	3,6	7,6	2,3	2,0	0,554
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	4,1	6,9	4,9	4,3	5,1	6,9	4,1	1,1	0,219
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3,2	2,9	2,7	3,6	3,1	3,6	2,7	0,3	0,109
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	4,317	5,900	2,900	2,400	3,400	2,449	2,056	2,088	2,554	3,118	5,900	2,056	1,191	0,382
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,300	0,310	0,050	0,015	0,008	ch	0,106	0,005	0,063	0,107	0,310	0,005	0,118	1,106
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,055	0,040	0,040	0,020	0,030	n	n	n	n	0,037	0,055	0,020	0,012	0,315
TP [mg·l ⁻¹]	0,220	0,170	0,110	0,220	0,160	0,080	0,140	0,068	0,040	0,134	0,220	0,040	0,061	0,454
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,003	0,022	0,009	0,007	0,010	0,022	0,003	0,007	0,695
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,0	8,4	7,6	8,1	6,0	8,4	0,0	3,5	0,579
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	15,4	17,9	24,5	15,0	18,2	24,5	15,0	3,8	0,210
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	165,0	165,0	247,5	247,5	206,3	247,5	165,0	41,3	0,200
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	41,7	45,9	63,7	38,4	47,4	63,7	38,4	9,7	0,206
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	40,9	41,9	53,4	35,0	42,8	53,4	35,0	6,7	0,156
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	10,125	80,035	90,300	22,080	10,850	42,678	90,300	10,125	35,101	0,822

lokality Vrt'	20.9.2004	15.1.2005	18.4.2005	28.7.2005	25.10.2005	10.5.2006	13.8.2006	17.10.2006	4.2.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	59,3	37,4	36,0	50,7	54,7	37,8	34,7	52,4	41,9	45,0	59,3	34,7	8,8	0,195
pH	7,75	7,23	8,45	7,10	8,20	8,28	7,89	8,01	8,37	7,92	8,45	7,10	0,46	0,058
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1724,6	1794,0	2379,7	2217,2	2028,9	2379,7	1724,6	276,7	0,136
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	5,5	8,7	7,7	6,6	7,6	9,2	12,0	9,7	7,1	8,2	12,0	5,5	1,8	0,221
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	2,5	5,9	6,6	2,9	5,8	n	n	n	n	4,7	6,6	2,5	1,7	0,357
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	6,8	8,1	7,4	4,6	6,7	8,1	4,6	1,3	0,195
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	2,8	2,7	2,0	3,4	2,7	3,4	2,0	0,5	0,182
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	3,600	5,800	1,900	2,010	2,000	1,711	1,926	1,845	2,459	2,583	5,800	1,711	1,259	0,487
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,250	0,500	0,070	0,015	0,008	ch	0,139	0,009	0,227	0,152	0,500	0,008	0,159	1,047
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,060	0,050	0,036	0,030	0,030	n	n	n	n	0,041	0,060	0,030	0,012	0,289
TP [mg·l ⁻¹]	0,230	0,220	0,150	0,230	0,130	0,180	0,220	0,190	0,110	0,184	0,230	0,110	0,043	0,232
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,004	0,055	0,004	0	0,021	0,055	0,000	0,024	1,145
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,0	12,0	3,3	7,7	5,8	12,0	0,0	4,5	0,787
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	20,4	15,4	30,9	19,6	21,6	30,9	15,4	5,7	0,265
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	181,5	0,0	0,0	242,0	105,9	242,0	0,0	108,0	1,020
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	57,6	41,4	77,6	47,8	56,1	77,6	41,4	13,7	0,244
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	44,6	39,5	60,6	32,3	44,2	60,6	32,3	10,4	0,235
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	114,150	160,070	47,175	174,765	179,430	135,118	179,430	47,175	49,662	0,368

Pozn: X - průměrná hodnota, max. - maximální hodnota, min. - minimální hodnota, S - směrodatná odchylka, V - variační koeficient, n - nesledováno, ch - chyba měření

lokality Halámky	28.9.2004	11.1.2005	1.5.2005	24.7.2005	31.10.2005	15.5.2006	20.8.2006	22.10.2006	28.1.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	16,3	19,5	19,0	18,4	17,2	19,2	16,7	14,5	26,4	18,6	26,4	14,5	3,2	0,170
pH	ch	6,96	6,78	6,56	6,90	7,35	7,06	7,02	6,94	6,95	7,35	6,56	0,21	0,031
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	622,1	526,5	566,8	761,5	619,2	761,5	526,5	88,9	0,143
CHSK _m [mg·l ⁻¹]	6,2	20,8	6,5	10,2	13,5	10,0	9,3	8,9	14,0	11,0	20,8	6,2	4,3	0,387
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	3,3	11,6	1,2	3,4	4,9	n	n	n	n	4,9	11,6	1,2	3,6	0,729
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	10,0	7,6	9,5	12,0	9,8	12,0	7,6	1,6	0,160
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1,6	1,7	0,9	0,8	1,3	1,7	0,8	0,4	0,322
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,140	0,430	1,401	0,859	0,000	0,522	1,232	0,185	0,000	0,530	1,401	0,000	0,495	0,934
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,050	0,020	0,020	1,230	0,020	ch	0,037	0,011	0,564	0,244	1,230	0,011	0,412	1,689
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,003	0,000	0,010	0,010	0,000	n	n	n	n	0,005	0,010	0,000	0,005	0,988
TP [mg·l ⁻¹]	0,230	0,290	0,060	0,080	0,130	0,120	0,063	0,092	0,230	0,144	0,290	0,060	0,080	0,555
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,007	0,022	0,055	0,065	0,037	0,065	0,007	0,024	0,634
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	9,8	14,0	0,0	3,2	6,8	14,0	0,0	5,5	0,812
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	17,4	11,7	11,9	13,0	13,5	17,4	11,7	2,3	0,171
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	220,0	192,5	258,5	264,0	233,8	264,0	192,5	29,2	0,125
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	20,7	19,4	14,1	10,6	16,2	20,7	10,6	4,1	0,252
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	12,2	12,7	10,7	10,7	11,6	12,7	10,7	0,9	0,077
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	18,620	128,255	6,605	8,895	184,060	11,568	184,060	6,605	73,203	6,328
lokality Dvory n. L.	28.9.2004	11.1.2005	1.5.2005	24.7.2005	31.10.2005	15.5.2006	20.8.2006	22.10.2006	28.1.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	30,0	23,0	17,8	16,5	18,8	17,6	14,4	18,6	13,0	18,9	30,0	13,0	4,8	0,253
pH	n	6,99	6,51	6,75	7,10	6,98	7,02	6,98	6,95	6,91	7,10	6,51	0,18	0,026
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	790,1	582,5	1058,0	1116,9	886,9	1116,9	582,5	214,6	0,242
CHSK _m [mg·l ⁻¹]	10,4	6,9	9,3	12,0	9,4	2,5	13,0	8,7	6,4	8,7	13,0	2,5	3,0	0,342
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	8,5	3,7	2,9	5,7	5,5	n	n	n	n	5,3	8,5	2,9	1,9	0,368
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	9,1	9,6	7,4	6,9	8,3	9,6	6,9	1,1	0,137
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1,0	1,1	0,7	1,0	1,0	1,1	0,7	0,2	0,158
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,384	0,430	0,746	0,226	0,000	0,000	0,475	0,256	0,395	0,324	0,746	0,000	0,222	0,687
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,390	0,020	0,050	1,910	0,016	ch	0,058	0,012	0,861	0,415	1,910	0,012	0,630	1,519
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,009	0,000	0,010	0,000	0,000	n	n	n	n	0,004	0,010	0,000	0,005	1,228
TP [mg·l ⁻¹]	0,260	0,360	0,110	0,210	0,410	0,042	0,076	0,400	0,160	0,225	0,410	0,042	0,132	0,587
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,019	0,028	0,250	0,020	0,079	0,250	0,019	0,099	1,245
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	7,1	13,0	12,0	12,0	11,0	13,0	7,1	2,3	0,209
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	13,6	8,4	14,0	26,2	15,6	26,2	8,4	6,5	0,420
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	176,0	198,0	231,0	231,0	209,0	231,0	176,0	23,3	0,112
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	16,1	16,5	8,7	16,3	14,4	16,5	8,7	3,3	0,230
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	14,1	12,0	13,4	14,9	13,6	14,9	12,0	1,1	0,079
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	19,445	59,490	9,335	50,650	150,285	57,841	150,285	9,335	49,855	0,862

Pozn: X - průměrná hodnota, max. - maximální hodnota, min. - minimální hodnota, S - směrodatná odchylka, V - variační koeficient, n - nesledováno, ch - chyba měření

lokality Tušť	28.9.2004	11.1.2005	1.5.2005	24.7.2005	31.10.2005	15.5.2006	20.8.2006	22.10.2006	28.1.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	11,9	11,2	15,2	12,8	12,1	14,1	15,4	13,3	8,9	12,8	15,4	8,9	1,9	0,150
pH	n	6,15	6,29	6,21	5,90	5,83	6,56	5,62	5,49	6,01	6,56	5,49	0,34	0,056
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	174,1	484,6	90,8	97,6	211,8	484,6	90,8	160,9	0,760
CHSK _m [mg·l ⁻¹]	4,9	3,5	5,9	3,8	5,8	11,0	8,4	2,4	3,0	5,4	11,0	2,4	2,6	0,485
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	2,6	2,2	1,2	0,8	3,1	n	n	n	n	2,0	3,1	0,8	0,9	0,434
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3,6	6,5	3,7	4,5	4,6	6,5	3,6	1,2	0,255
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,5	1,0	0,5	0,5	0,7	1,0	0,5	0,2	0,354
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,140	0,430	1,401	0,859	0,000	0,522	1,232	0,185	0,000	0,530	1,401	0,000	0,495	0,934
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,150	0,017	0,050	0,060	0,020	ch	0,077	0,049	0,013	0,055	0,150	0,013	0,042	0,766
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,003	0,000	0,006	0,000	0,000	n	n	n	n	0,002	0,006	0,000	0,002	1,333
TP [mg·l ⁻¹]	0,250	0,020	0,080	0,060	0,110	0,220	0,070	0,063	0,031	0,100	0,250	0,020	0,076	0,760
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,028	0,042	0,006	0,007	0,021	0,042	0,006	0,015	0,727
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	10,0	13,0	11,0	14,0	12,0	14,0	10,0	1,6	0,132
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	16,7	11,6	15,6	15,7	14,9	16,7	11,6	1,9	0,131
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,0	192,5	225,5	220,0	159,5	225,5	0,0	92,9	0,583
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	20,0	18,7	20,4	18,6	19,4	20,4	18,6	0,8	0,041
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	6,2	12,0	9,7	9,0	9,2	12,0	6,2	2,1	0,227
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	1,320	1,830	0,810	1,840	0,595	1,015	1,840	0,810	0,511	0,504
lokality N. Suchdol	28.9.2004	11.1.2005	1.5.2005	24.7.2005	31.10.2005	15.5.2006	20.8.2006	22.10.2006	28.1.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	n	n	n	n	n	18,4	13,0	15,6	19,5	16,6	19,5	13,0	2,5	0,152
pH	n	n	n	n	n	6,87	6,95	7,04	6,84	6,93	7,04	6,84	0,07	0,011
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	820,3	550,3	988,4	1126,9	871,5	1126,9	550,3	214,9	0,247
CHSK _m [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	6,9	16,0	12,0	11,0	11,5	16,0	6,9	3,2	0,282
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	8,4	11,0	9,9	8,7	9,5	11,0	8,4	1,0	0,109
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,7	1,1	0,9	0,9	0,9	1,1	0,7	0,1	0,157
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,000	0,293	0,326	0,175	0,198	0,326	0,000	0,127	0,643
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	ch	0,276	0,007	0,438	0,240	0,438	0,007	0,178	0,739
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n	n
TP [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,087	0,140	0,380	0,310	0,229	0,380	0,087	0,120	0,523
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,008	0,075	0,280	0,190	0,138	0,280	0,008	0,105	0,756
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	12,0	15,0	17,0	15,0	14,8	17,0	12,0	1,8	0,121
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	17,2	8,8	10,0	14,2	12,5	17,2	8,8	3,4	0,270
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	181,5	176,0	258,5	264,0	220,0	264,0	176,0	41,3	0,188
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	13,7	12,7	6,1	7,5	10,0	13,7	6,1	3,2	0,326
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	13,2	10,0	15,7	12,3	12,8	15,7	10,0	2,0	0,159
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	24,230	20,400	10,750	13,760	17,285	24,230	10,750	5,317	0,308

Pozn: X - průměrná hodnota, max. - maximální hodnota, min. - minimální hodnota, S - směrodatná odchylka, V - variační koeficient, n - nesledováno, ch - chyba měření

Srovnávací studie fluviálních jezer

lokality Březiny	27.9.2004	13.1.2005	28.4.2005	17.7.2005	30.10.2005	15.5.2006	20.8.2006	17.10.2006	31.1.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	10,1	10,0	9,1	8,2	7,4	8,6	8,7	7,8	8,9	8,8	10,1	7,4	0,9	0,098
pH	6,90	6,40	6,83	6,39	6,90	6,83	6,53	6,84	6,09	6,64	6,90	6,09	0,28	0,041
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	373,2	332,9	364,9	228,7	324,9	373,2	228,7	57,5	0,177
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	36,3	7,0	14,9	22,1	11,9	13,0	24,0	19,0	9,6	17,5	36,3	7,0	8,5	0,485
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	19,7	4,6	4,9	5,3	5,8	n	n	n	n	8,1	19,7	4,6	5,8	0,724
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	15,0	15,0	17,0	9,7	14,2	17,0	9,7	2,7	0,191
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	1,0	1,3	1,7	0,8	1,2	1,7	0,8	0,3	0,283
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,000	0,226	0,000	0,203	0,000	0,000	0,000	0,348	0,124	0,100	0,348	0,000	0,124	1,240
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,040	0,040	3,540	0,010	2,200	ch	0,055	0,000	0,044	0,741	3,540	0,000	1,274	1,719
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,002	0,006	0,002	0,000	0,009	n	n	n	n	0,004	0,009	0,000	0,003	0,855
TP [mg·l ⁻¹]	0,090	0,080	0,160	0,120	0,090	0,053	0,098	0,540	0,029	0,140	0,540	0,029	0,146	1,041
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,018	0,018	0,100	0,008	0,036	0,100	0,008	0,037	1,033
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	7,7	13,0	9,4	11,0	10,3	13,0	7,7	2,0	0,191
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	3,5	4,5	3,8	4,1	4,0	4,5	3,5	0,4	0,094
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	144,8	147,1	151,0	107,4	137,6	151,0	107,4	17,6	0,128
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	10,2	10,8	6,9	14,5	10,6	14,5	6,9	2,7	0,257
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	7,1	17,0	6,2	7,2	9,4	17,0	6,2	4,4	0,468
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	6,885	12,115	4,735	2,345	16,905	8,595	16,905	2,345	5,260	0,612
lokality Svratka II.	20.9.2004	15.1.2005	18.4.2005	28.7.2005	25.10.2005	10.5.2006	13.8.2006	17.10.2006	4.2.2007	X	max.	min.	S	V
konduktivita [ms·m ⁻¹]	10,5	9,8	10,1	9,1	10,7	9,4	9,1	10,4	10,6	10,0	10,7	9,1	0,6	0,060
pH		6,71	6,09	6,95	7,10	6,48	6,58	6,75	6,02	6,58	7,10	6,02	0,36	0,054
alkalita [µeq·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	253,4	261,7	494,5	283,0	323,2	494,5	253,4	99,5	0,308
CHSK _{mn} [mg·l ⁻¹]	6,1	11,2	5,4	11,6	6,4	8,1	12,0	13,0	3,4	8,6	13,0	3,4	3,3	0,380
BSK ₅ [mg·l ⁻¹]	3,8	8,9	1,0	4,3	4,0	n	n	n	n	4,4	8,9	1,0	2,5	0,578
DOC [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	7,8	8,2	9,1	4,2	7,3	9,1	4,2	1,9	0,255
TN [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,9	0,7	0,7	1,9	1,1	1,9	0,7	0,5	0,474
N-NO ₃ [mg·l ⁻¹]	0,500	0,972	0,814	0,316	0,000	0,420	0,108	0,000	1,571	0,522	1,571	0,000	0,490	0,938
N-NH ₄ [mg·l ⁻¹]	0,080	0,030	0,060	0,010	0,030	ch	0,055	0,177	0,057	0,062	0,177	0,010	0,048	0,770
N-NO ₂ [mg·l ⁻¹]	0,009	0,003	0,004	0,000	0,006	n	n	n	n	0,004	0,009	0,000	0,003	0,683
TP [mg·l ⁻¹]	0,070	0,030	0,040	0,110	0,070	0,220	0,033	0,063	0,017	0,073	0,220	0,017	0,058	0,806
P-PO ₄ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	0,006	0,006	0,007	0,007	0,007	0,007	0,006	0,001	0,077
Si [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	11,0	13,0	18,0	15,0	14,3	18,0	11,0	2,6	0,181
Cl [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	4,1	4,2	6,2	5,5	5,0	6,2	4,1	0,9	0,179
F [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	115,4	121,5	220,0	225,5	170,6	225,5	115,4	52,2	0,306
SO ₄ ²⁻ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	16,1	15,4	9,9	12,8	13,5	16,1	9,9	2,5	0,182
Ca ²⁺ [mg·l ⁻¹]	n	n	n	n	n	7,1	8,1	16,4	8,5	10,0	16,4	7,1	3,7	0,372
chlorofyl a [µg·l ⁻¹]	n	n	n	n	1,720	2,995	1,215	ch	1,750	1,920	2,995	1,215	0,656	0,342

Pozn: X - průměrná hodnota, max. - maximální hodnota, min. - minimální hodnota, S - směrodatná odchylka, V - variační koeficient, n - nesledováno, ch - chyba měření

PŘÍLOHA 3

PŘÍLOHA 3: Seznam zkratk využitých v ordinačních diagramech

druhové složení:

Anur fis	<i>Anuraeopsis fissa</i>	Cerio me	<i>Ceriodaphnia megops</i>
Aspla pr	<i>Asplanchna priodonta</i>	Cerio pu	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>
Brach an	<i>Brachionus angularis</i>	Daph amb	<i>Daphnia ambigua</i>
Brach bu	<i>Brachionus budapestinensis</i>	Daph cg	<i>Daphnia cucullatagaleata</i>
Brach ca	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Daph gal	<i>Daphnia galeata</i>
Brach di	<i>Brachionus diversicornis</i>	Daph lon	<i>Daphnia longispina</i>
Brach qu	<i>Brachionus quadridentatus</i>	Daph par	<i>Daphnia parvula</i>
Brach ur	<i>Brachionus urceus</i>	Daph pul	<i>Daphnia pulex</i>
Kerat co	<i>Keratella cochlearis</i>	Daph cuc	<i>Daphnia cucullata</i>
Kerat hi	<i>Keratella hiemalis</i>	Diaph	<i>Diaphanosoma</i> sp.
Kerat qu	<i>Keratella quadrata</i>	Acr harp	<i>Acroperus harpae</i>
Kerat te	<i>Keratella testudo</i>	Eurycerc	<i>Eurycercus lamellatus</i>
Kelicoti	<i>Kellicottia longispina</i>	Eudiapth	<i>Eudiapthomus gracilis</i>
Lec lun	<i>Lecane luna</i>	Grapt te	<i>Graptoleberis testudinaria</i>
Lepad sp	<i>Lepadella</i> sp.	Chydor s	<i>Chydorus sphaericus</i>
Euch sp.	<i>Euchlanis</i> sp.	Moin	<i>Moina micrura</i>
Noth acu	<i>Notholca acuminata</i>	Pseud gl	<i>Pseudochydorus globosus</i>
Poly vul	<i>Polyarthra vulgaris</i> <i>Polyarthra vulgaris-</i>	Pleu_tr	<i>Pleuroxus truncatus</i>
Poly vd	<i>dolichoptera</i>	Pleu_ad	<i>Pleuroxus aduncus</i>
Poly dol	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	Scaph mu	<i>Scapholeberis mucronata</i>
Poly maj	<i>Polyarthra major</i>	Simoc ve	<i>Simocephalus vetulus</i>
Poly rem	<i>Polyarthra remata</i>	Testudin	<i>Testudinella</i>
Fil long	<i>Filinia longiseta</i>	Harpact	<i>Harpacticoidae</i>
Fil term	<i>Filinia terminalis</i>	kódy lokalit:	
Pla patu	<i>Platyas patulus</i>	Voto_L6	Votoka v létě 2006
Trichoc	<i>Trichocerca</i> sp.	Semi_L6	Semín v létě 2006
Synch pe	<i>Synchaeta pectinata</i>	Kluk_L6	Kluk v létě 2006
Synch sp	<i>Synchaeta</i> sp.	Vrt_L6	Vrť v létě 2006
Naupl.	nauplii	Hal_L6	Halámky v létě 2006
Copep	copepodites	NoSu_L6	Nová Suchdol v létě 2006
Acanth v	<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Dvory_L6	Dvory n. L. v létě 2006
Acant tr	<i>Acanthocyclops trajani</i>	Tust_L6	Tušť v létě 2006
Acant ei	<i>Acanthocyclops einsleii</i>	Brez_L6	Březiny v létě 2006
Cycl ins	<i>Cyclops insignis</i>	Svra_L6	Svratka II. v létě 2006
Cycl vic	<i>Cyclops vicinus</i>	environmentální faktory:	
Cycl str	<i>Cyclops strenuus</i>	AREA-m2	rozloha
Cycl sp.	<i>Cyclops</i> sp.	orna_pud	orná půda
Eucycl s	<i>Eucyclops serrulatus</i>	louka_pa	louka, pastvina
Eucycl m	<i>Eucyclops macruroides</i>	vodni_pl	vodní plocha
Therm_c	<i>Thermocyclops crassus</i>	u_plocha	urbánní plocha
Therm_o	<i>Thermocyclops oithonoides</i>	sad_zahr	sady, zahrady
Macro fu	<i>Macrocyclus fuscus</i>	Ostatní_	ostatní plochy
Megac vi	<i>Megacyclus viridis</i>	napoj	napojené (fluviální jezero)
Allon na	<i>Allonella nana</i>	nenapoj	nenapojené
Alon cos	<i>Alona costata</i>	kond	konduktivita
Alon rec	<i>Alona rectangula</i>	celk P	celkový fosfor
Bosm lon	<i>Bosmina longirostris</i>		
Bosm cor	<i>Bosmina coregoni</i>		

PŘÍLOHA 4



Foto 1: Fluviální jezero Semín - pohled do ohybu jezera s porosty stulíku žlutého. (Foto: autorka 2. 6. 2005)



Foto 2: Fluviální jezero Votoka. V okrajích jezera jsou hojně zastoupeny litorálními porosty (Foto: autorka 2. 6. 2005)



Foto 3: Fluviální jezero Kluk. Jezero je zcela obklopené lužním lesem (Foto: autorka 31. 7. 2006)



Foto 4: Fluviální jezero Vrt'. Pohled směrem od řeky Labe do nejširší střední části jezera. (Foto: autorka 31. 7. 2006)



Foto 5: Fluviální jezero Halámky. Jezera Horní Lužnice jsou značně eutrofizována listovým opadem (Foto: autorka 9. 2. 2007)



Foto 6: Fluviální jezero Dvory n. L. Pohled do konce slepého ramene zarůstajícího makrofytní vegetací. (Foto: autorka 15. 6. 2005)



Foto 7: Fluviální jezero Tuš. Pohled do jižní mělké části mrtvého ramene. (Foto: autorka 9. 2. 2007)



Foto 8: Fluviální jezero Nová Suchdol. Pohled na vtokovou část jezera – přímé spojení s řekou Lužnicí je přerušeno při nízkém stavu vody. (Foto: Eva Nováková 3. 12. 2006)



Foto 9: Fluviální jezero Březiny. Pohled na střední část jezera po opadnutí jarní povodně. (Foto: Petra Doležalová 16. 3. 2011)



Foto 10: Fluviální jezero Svratka II. Pohled na jarní povodeň. Jezero se nachází v levé části fotografie mezi stromy. (Foto: autorka 2. 4. 2006)