

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Hydrobiologický průzkum makrozoobentosu na lokalitě
Oleška**

Bakalářská práce

Autor práce: David Kocour

Vedoucí práce: Ing. Miloslav Petrtýl Ph.D.

© 2014 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Hydrobiologický průzkum makrozoobentosu na lokalitě Oleška" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne _____

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval vedoucímu své bakalářské práce, Ing. Miloslavu Petrtýlovi Ph.D., za cenné rady, odborné vedení a připomínky, které mi poskytl v průběhu její tvorby. Dále bych rád poděkoval Milanu Stránskému, hospodáři ČRS MO Košťálov, za zapůjčení terénního vybavení.

Hydrobiologický průzkum makrozoobentosu na lokalitě Oleška

Souhrn

Cílem bakalářské práce na téma Hydrobiologický průzkum makrozoobentosu na lokalitě Oleška je, v literární rešerši, popis problematiky využívání vodních bentických organismů jako biologického indikátoru, který determinuje kvalitu vody.

Bakalářská práce je rozdělena na dvě části. První část je věnována pojmům eutrofizace, antropogenní vlivy na kvalitu vod, saprobní systém a samočisticí mechanismy ve vodě. Dále je zde osvětlena problematika biomonitoringu ve vodních biotopech a především specifikace pojmu makrozoobentos. Literární rešerše je uzavřena podrobným popisem biologie indikovaných rodů, určení jejich hlavních poznávacích znaků, stanovišť, četnosti výskytu a potravy.

Druhá část se zabývá charakteristikou zkoumané lokality, hydrologickým náležitostem, zhodnocení klimatické a meteorologické situace stanoviště. Dále je zde nastín geologického a geografického stavu místa. Hlavní náplní druhé části je teoretické představení metodiky vzorkování bentických organismů. Výčet potřebného vybavení ke vzorkování, zpracování činnosti fixace vzorků a především seznámení se s náležitostmi výběru reprezentativních odběrových míst s následným popisem. Teoretická část je doplněna vlastní prací v terénu, která pokračuje zpracováním vzorků a tvorbou biotického indexu. Formulace závěru představuje konečný výstup druhé části bakalářské práce.

Klíčová slova: hydrobiologie, biotický index, zoobentos, kvalita vody, biomonitoring

Hydrobiological study of makrozoobentos in Oleška River

Summary

The aim of bachelor thesis on Hydrobiological study of macrozoobenthos in Oleška River is, through a bibliographic search, description and using freshwater benthic invertebrates like a biological indicator, who assesses water quality.

The bachelor thesis is divided into two parts. The first part presents the terms like eutrophication, water quality affected by anthropogenic activities, saprobic system and the self cleaning mechanisms in water. Then is described the question of biomonitoring in fresh water biotops and particularly specify the term of makrozoobenthos. The literature search culminating in a detailed description of biology the organisms identified, assess their specific character, biotops, occurrence and feed.

The second part is devoted to the description lokality with regard to hydrological essentials and climatic and hydrological conditions this place. There is also an outline of the geological and geographical characteristics of the site. The primary concern of the second part is theoretical presentation of sampling methodology for benthic invertebrates animals. A list of equipped for sampling, describes the activities of fixation the organic material and chiefly the determining and description of representative sampling sites. The theoretical part is complemented by fieldwork. Which is followed processing of samples and creating an index of biotic. Formulation of conclusions constitutes the ultimate output of the second part of the thesis.

.
. .
. .
. .
. .

Keywords: Hydrobiology, biotic index, zoobenthos, water quality, biomonitoring

Obsah

1 Úvod	1
2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Antropogenní vliv na kvalitu povrchových vod	3
3.2 Eutrofizace	4
3.3 Samočistící procesy ve vodě a saprobní systémy	5
3.4 Biomonitoring	7
3.5 Makrozoobentos	8
3.5.1 Řád: různonožci (Amphipoda)	9
3.5.2 Řád: jepice (Ephemeroptera)	10
3.5.3 Řád: vážky (Odonata).....	11
3.5.4 Řád: chrostíci (Trichoptera)	12
3.5.5 Řád: polokřídlí (Hemiptera)	13
3.5.6 Řád: brouci (Coleoptera)	14
3.5.7 Řád: dvoukřídlí (Diptera)	16
3.5.8 Třída: plži (Gastropoda)	17
3.5.9 Třída: mlži (Bivalvia).....	18
4 Materiál a metodika	20
4.1 Popis lokality	20
4.1.1 Hydrologická a geografická charakteristika.....	20
4.1.2 Klimatické podmínky	21
4.2 Popis metodiky	22
4.2.1 Volba a specifikace odběrových míst	22
4.2.1 Výčet terénního a laboratorního vybavení.....	27
4.2.2 Vlastní metodika sběru.....	28
5 Výsledky	30
5.1 Stanovení biotického indexu	30
5.1.1 ASPT index pro odběrové místo č. 1.....	32
5.1.2 ASPT index pro odběrové místo č. 2.....	33
5.1.3 ASPT index pro odběrové místo č. 3.....	34
5.1.4 Porovnání ASPT indexu u OM1, OM2 a OM3	34
6 Diskuze	35
7 Závěr	36
8 Citovaná literatura	37

1 Úvod

Povrchové tekoucí vody České republiky se v poslední době těší velkému zájmu. Tento zájem je spojen s kvalitou vody potažmo s ekologickým stavem vodních biotopů. V kontextu s nastíněnými skutečnostmi je zde jasně doložitelný trend nárůstu počtu čistíren odpadních vod (ČOV) a budování nových kanalizačních sítí. Zmíněnou problematiku ovlivnilo především *Narřízení vlády č. 61 z roku 2003 o přípustném znečištění povrchových a odpadních vod*. Trend nárůstu ČOV dobře ilustrují čísla. V roce 2003 bylo na území ČR celkem 1410 čistíren, zatímco v roce 2012 je evidováno již 2318 staveb.

Napomáhat těmto snahám mají podpůrné programy, které vznikají pod hlavičkou MŽP a jejich zadavatelem jsou krajské a obecní samosprávy. Hlavní iniciativa pramení z *Rámcové směrnice EU pro vodní politiku v České republice*. V této směrnici se Česká republika zavazuje implementovat opatření, které mají vést k zachování udržitelného, vyrovnaného a spravedlivého využívání vod, ke snížení znečištění povrchových a podzemních vod a ke splnění mezinárodních závazků týkajících se toxických látek. Účinnost implementovaných opatření, tedy dosažení požadované kvality vody, je stanovena na rok 2015. Rok 2027 je nejzazší termín pro definitivní dosažení cílů *Rámcové směrnice* (Chave, 2001).

Konkrétní program, který byl realizován ve vybraných městech Libereckého kraje má označení: - projekt Čistá Jizera. Tento projekt měl za cíl odkanalizování a čištění odpadních vod v souladu se směrnicemi Evropské unie a jeho zadavatelem byl Liberecký kraj. Finální podobou projektu Čistá Jizera je především vytvoření nové kanalizační sítě, následně tvorba 290 nových kanalizačních přípojek a rekonstrukce nevyhovujících ČOV. Oblastí zájmu projektu byla města Semily, Jilemnice, Rokytnice nad Jizerou a Turnov. Projekt byl dokončen 13. 9. 2011. Projekt Čistá Jizera nebude poslední svého druhu, nastolený trend je dobře identifikovatelný. V rámci této vlny se každá obec, v horizontu několika let, bude snažit vybudovat nebo zmodernizovat kanalizační řady a následně instalovat čistírny odpadních vod, aby pozitivně ovlivnily kvalitu vody v recipientech. Výběr zájmové lokality byl ovlivněn především z hlediska vodohospodářské důležitosti Olešky, která je významným levým přítokem řeky Jizery. Dále, dle vzorkování bentických organismů, které zabezpečuje Povodí Labe, se jedná o lokalitu s podprůměrnou kvalitou vody. Zásadní aspekt, který ovlivnil výběr lokality je absence ČOV a také obecní kanalizace, která by mohla pozitivně změnit kvalitu vody.

Posuzování stavu kvality vody a celkového stavu řeky z hlediska hydrobiologie předchází podrobné seznámení s pojmem makrozoobentos a důkladná charakteristika bentických organismů. Využití přirozených bentických bioindikátorů jsem zvolil z několika důvodů. Hlavní přínos v tomto postupu vidím v plastičnosti, se kterou můžeme data, získaná při vzorkování, použít. Skrze vodní bezobratlé lze hodnotit velké množství hydrobiologických a hydrologických jevů. Díky makrozoobentosu lze určit index diverzity, prostřednictvím biotických indexů určit ekologický stav řeky a hlavně posoudit organické a anorganické znečištění vody, saprobní index, ASPT index (index, který vznikne dělením celkové zjištěné toleranční hodnoty, k organickému znečištění, počtem determinovaných taxonů), index podobnosti, určení druhové abundance.

Kvalitu vody potažmo biotopu budu posuzovat na základě vzorkování ze tří cíleně vybraných a pro daný úsek řeky reprezentativních stanovišť.

2 Cíl práce

Cílem práce je popsat možnosti využití makrozoobentosu v biomonitoringu a hodnocení kvality vody a v praktické části tyto metody demonstrovat na příkladové lokalitě, řece Olešce ve třech určených místech odběru (OM1 – k.ú. Levínská Olešnice, OM2 – k.ú. Libštát, OM3 – k.ú. Košťálov). Součástí práce je praktická identifikace a determinace nalovených bentických organismů a vypracování biotického indexu.

3 Literární rešerše

3.1 Antropogenní vliv na kvalitu povrchových vod

Dle struktury a využívání krajiny v povodí tvoří dominantní zdroje znečištění buď bodové zdroje, nebo difúzní zdroje, přičemž nelze obecně tvrdit, že například v rámci EU jsou jednoznačně dominantní bodové zdroje. Převažující názor říká, že bodové zdroje znečištění jsou lépe říditelné, existují dostupné sanační technologie a jsou finančně hodnotitelné. Naopak difúzní zdroje jsou rozptýleny na velké ploše v malých koncentracích, jsou technologicky náročnější a jejich efekty a výsledky pozměňuje více parametrů, které se hůře ovlivňují, než v případě bodového zdroje (Maršálek, 2009).

Antropogenním zdrojem znečištění fosforečnany jsou odpadní vody z prádel a textilního průmyslu, komunální odpadní vody a především aplikace fosforečných hnojiv v zemědělství. Ve splaškových vodách vlivem celkového složení a přítomnosti mikroorganismů dochází k rychlé hydrolyze polyfosforečnanů na orthofosforečnany (Kočí et al. 2000).

Řeka Oleška se nachází v podkrkonošské pahorkatině, je proto vystavena srovnatelné koncentraci výskytu kyselé atmosférické depozice jako inkriminované oblasti Krkonoš a Jizerských hor. Tyto horské oblasti jsou spíše méně, na rozdíl od ostatního území ČR, ovlivněny komunálním a industriálním znečištěním. Menší význam má v těchto polohách také zemědělská kontaminace vod. Proto je antropogenní acidifikace povrchových vod velkým problémem podobně jako v silně postižených Orlických horách (Hruška et al. 2006).

Dle Hláskové (2010), se v říčních sedimentech, které obsahují v ojedinělých případech až 70% antropogenní složky je zdrojem tohoto znečištění především splach posypu z komunikací (např. vápencová drť ze vzorku sedimentu z Divoké Šárky), ze stavebních úprav silnic v blízkém okolí vodních toků (Únětický potok) či z lokálních stavebních úprav. Antropogenním zásahem můžeme také nazvat zvýšený přínos hrubozrnné frakce z břidlic, prachovců či buližníků. Tyto výskyty jsou patrné v blízkosti starých lomů a dále v místech manipulace se zmíněným materiálem. V k. ú. Košťálov, kde leží Oleška, se nachází čedičový lom a v rámci toho objektu zde fungují i některá překladiště. Lze zde tedy najít určitou spojitost se studií Hláskové (2010) a zároveň tedy predikovat možné antropogenní vlivy na studovaný recipient.

Zvýšené koncentrace stopových kovových prvků (Al, As, Be, Cd, Cu, Pb, Zn) v povrchových vodách mohou pocházet jednak z přírodních zdrojů, jednak z antropogenní kontaminace. Přírodním zdrojem jsou horniny a především pak v nich obsažené sulfidické

minerály. Hlavní antropogenní zdroje znečištění těžkými kovy jsou tepelné elektrárny (spalování fosilních paliv), těžba a zpracování rud, průmyslová výroba (především cementárny, sklárny), automobilová doprava a v neposlední řadě také zemědělství (pesticidy a hnojiva). Těžké kovy jsou uvolňovány procesem vyluhování při zvětrávání, který je ovlivňován zejména acidobazickou reakcí vody a jejím oxidačně-redukčním potenciálem (Hruška et al. 2006).

Kvality povrchových vod se hodnotí pomocí ukazatelů a to hodnotami přípustného znečištění povrchových vod (imisní standardy – tedy koncentrace – pro 124 ukazatelů jakosti vody). Ukazatelé jakosti vody jsou rozděleny do sedmi skupin: kyslíkový režim, živiny, základní chemické složení, doplňkové složení, radioaktivita, bakteriální znečištění a nebezpečné a zvláště nebezpečné látky. Řídí se nařízením vlády č. 61/2003 Sb. O ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech (Blažek, 2006). Chemické přístupy k jakosti vody v tocích vedl k třídám jakosti vody podle úrovně koncentrací (stanovovaným nař. Podle ČSN 75 7221), přístup biologů vedl k saprobním a trofickým stupňům. První systém zatřídování vod do saprobních stupňů vypracovali Kolkwitz a Marsson. Ten byl během let upravován a zdokonalován po stránce věcné i formální (Blažek, 2006).

3.2 Eutrofizace

Obsah živin v tocích je ovlivňován řadou přirozených procesů i činností člověka, jejichž důsledkem je eutrofizace vod. Je to přirozené i umělé obohacování vod živinami, které způsobují pronikavé změny chemicko – fyzikálních vlastností vody i biologického režimu vodních ekosystémů (Lellák & Kubíček, 1991).

Dle Kočího (2000) je eutrofizace soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů vedoucích ke zvyšování obsahu anorganických živin stojatých a tekoucích vod. Eutrofizace je přírodní děj, jenž v důsledku lidské činnosti přesáhl ekologicky přirozené meze. Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu, případně silikátů, z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů (Kočí 2000). Umělá eutrofizace je způsobena především intenzivní zemědělskou výrobou, některými druhy průmyslových a splaškových odpadních vod, používáním polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru (Maršálek, 2009). Celosvětově byla v limnologii přijata typizace vod podle jejich úživnosti (trofie), tj. obsahu chemických látek a charakteru jejich fyzikálně chemických parametrů. Původně byly zohledňovány jak

makro, tak mikronutrienty, ale postupně se terminologie ustálila na popisu jevů, souvisejících s koncentrací a biodostupností forem dusíku a především fosforu (Maršálek, 2009). Podle Klasifikace vod dle úživnosti OECD (1992), rozlišujeme čtyři stupně úživnosti podle obsahu fosforu, jmenovitě: Oligotrofie ($<0,010 \text{ mg. l}^{-1}$), Mezotrofie ($0,010 - 0,035 \text{ mg. l}^{-1}$), Eutrofie ($0,035 - 0,100 \text{ mg. l}^{-1}$) a Hypertrofie ($>0,100 \text{ mg. l}^{-1}$).

3.3 Samočistíci procesy ve vodě a saprobní systémy

Saprobologie, tj. nauka o životě v hnílobných vodách. Za zakladatele je považována dvojice německých autorů Kolkwitz a Marsson, kteří podle změn struktury společenstva v průběhu samočištění splaškových vod rozlišili tři základní fáze a paralelně tři stupně čistoty vody (saprobity) (Lellák & Kubíček, 1991). Samočistící proces prochází v průběhu zatížení lehce rozložitelnými organickými látkami nejdříve polysaprobní fází, kdy převládají redukční procesy a intenzivní bakteriální činnost. Na tuto fázi navazuje středně rozkladná fáze alfa-mezosaprobní, v níž jsou redukční a oxidační pochody v rovnováze a beta-mezosaprobní fáze, kdy začínají oxidační procesy převažovat. Samočistící proces se dokončuje v oligosaprobní fázi. Trvale zde převládají oxidační pochody, protože spotřeba kyslíku na rozložení zbytku nečistot je nepatrná. Jednotlivým fázím odpovídají stejné stupně čistoty vody: polysaprobity, mezosaprobity a oligosaprobity. Oligosaprobity a mezosaprobity je přírodním ekosystémům vlastní, polysaprobity se v přírodě vyskytuje jen zřídka nebo přechodně. Polysaprobity je převážně výsledkem sekundárního látkového zatížení, které je způsobeno lidskou činností (Lellák & Kubíček, 1991). V případě, že dojde k razantnímu úbytku rozpuštěného kyslíku v recipientu, tak na tento pochod přímo reagují zástupci makrozoobentosu, kteří vyžadují naopak vysoké koncentrace kyslíku. Reakcí se rozumí obměna, tedy nahrazení na kyslík náročných organismů za druhy vůči tomuto znečištění více tolerantní. Odezva organismů na znečišťující látky se liší především s ohledem na typ polutantů. Na úrovni druhových společenstev v určitém vodním toku lze sledovat změny v abundanci a zejména v druhové diverzitě (Melčáková & Kupka, 2010).

Je všeobecně přijímáno, že ve znečištěném recipientu lze obvykle nalézt hojný počet jedinců několika málo druhů, kteří jsou k danému typu znečištění imunní. V kontrastu s tímto stavem je situace v čistém toku kde se nacházejí menší počty jedinců, ale z mnoha druhů. Tuto skutečnost lze velmi snadno demonstrovat na mnoha larvách jepic, pošvatek a chrostíků, kteří dýchají za pomoci žaberních lupínek a z toho důvodu mohou úspěšně vegetovat pouze za přítomnosti vysokého obsahu kyslíku ve vodě.

Morfologicky odlišné druhy mohou tolerovat nízký obsah kyslíku ve vodě v důsledku toho, že jsou uzpůsobeni k účinnému dýchání atmosférického kyslíku pomocí trubicovitého sifonu (larvy pestřenek). Existují zde i odlišné adaptace, například přítomnost barviv, které umožňují efektivnější zásobování tkání kyslíkem. Mezi organismy, které úspěšně využívají tuto adaptaci jsou nítěnky, dále například pakomáři (Melčáková & Kupka, 2010).

V České republice převládá pojetí založené na paralelismu v saprobní a trofické klasifikaci povrchových vod. Tento pohled velmi věrně koresponduje se situacemi, kdy organické znečištění odpadními vodami bylo současně i hlavním zdrojem obohacování vod živinami. Na základě indikátorových druhů se stanovuje saprobní index (Marvan et al. 2011). Na rozdíl od Německa a Rakouska má Česká republika zavedený jediný systém indikátorů s připojenými charakteristikami ekologických nároků (preferencí) vůči saprobitě chápané v širokém smyslu. Český saprobní index je brán jako ukazatel nejen intenzity rozkladných procesů, ale i produkčních pochodů ve vodě, a tedy trofického aspektu ekologického stavu vody. Postupný růst nabídky živin od oligotrofních k eutrofním až k polytrofním situacím je s určitostí v přírodních podmínkách velmi úzce korelováno se vzrůstem koncentrace minerálních látek základního chemického složení vody. Je tedy ovlivněna kalibrace dle kritérií fází dekompozičních procesů (hledisko saprobity), tak zejména přímá kalibrace makrofyt na trofii, která souvisí s nabídkou fosforu (Marvan et al. 2011).

Němejcová (2011) uvádí, že získané vzorky dle metodiky německého saprobního systému, které mají velmi nízký počet jedinců měly obvykle vysokou hodnotu disperze saprobního indexu (vyšší než 0,2), a proto byla považována, v těchto případech, hodnota českého saprobního indexu za nespolehlivou. Vzorky makrozoobentosu byly zatříděny do 1. až 3. třídy jakosti podle ČSN 757220 na základě hodnoty českého saprobního indexu. Následně je doporučeno využití programu PTI pro sestavení vlastního saprobního indexu.

Dle nastíněné problematiky tak ritrální (horní) úseky toku poškozené sekundární potamalizací (druhotné zavzduť daného toku) tak někdy paradoxně mohou být vyhodnoceny jako kvalitativně lepší než ve skutečnosti jsou. V některých případech, kdy byla ve vzorku téměř polovina jedinců ritrálních taxonů a kdy jen o něco málo vyšší množství jedinců taxonů vykazovalo slabou vazbu na potamální část toku, byl pro změnu profil vyhodnocen jako horší, než byl expertní odhad. Výše uvedené tak potvrzuje fakt, že vzorky z ritrálních úseků hodnotit tímto postupem nelze.

3.4 Biomonitoring

Moderní historie biomonitoringu začíná v Evropě na začátku dvacátého století. Vzniku pomohl velký zájem vědců o tuto problematiku. Hned na počátku se pojem biomonitoring dělí na dva proudy. Prvním je „Klasifikace druhových společenstev z hlediska antropogenní zátěže jezer a potoků“ a druhým proudem „Biologická klasifikace jezer“ (Cairns & Pratt, 1993). Biomonitoring ani v polovině dvacátého století nezaznamenává stejný stupeň vývoje jako klasická limnologie a říční ekologie. Již v této ranné fázi biomonitoringu se určilo, že nejvhodnějším bioindikátorem budou zástupci vodních bezobratlých, přesněji makrozoobentos. K obhajobě této volby je uváděno několik pragmatických důvodů. Především zástupce těchto organismů lze velmi snadno shromažďovat a identifikovat, představují primární potravu pro rybovitě obratlovce a také velmi dobře odrážejí aktuální ekologickou kvalitu stanoviště s ohledem na omezené migrační schopnosti (Cairns & Pratt, 1993).

Princip biologické indikace vychází z ekologické valence organismů, tedy z rozpětí (šíře) faktorů prostředí (ohraničení min. a max., např. teplota, pH.), ve kterých se organismus vyskytuje. Jako bioindikátor označujeme organismus, komplex druhů nebo společenstvo, jehož životní funkce jsou korelovány s faktory prostředí tak těsně, že mohou sloužit jako jejich ukazatele. Organismy s úzkou ekologickou valencí (stenovalentí), resp. druhy se specifickými požadavky na prostředí jsou lepšími indikátory než druhy se širokou valencí (euryvalentí), resp. organismy vyskytující se v širokém rozpětí faktorů prostředí. Druhy stenovalentí tak mají vyšší indikační hodnotu (Storch & Mihulka, 2000).

Vlastnosti ideálního bioindikátoru jsou taxonomická spolehlivost a snadná determinace, nejlépe kosmopolitní rozšíření, vysoká početnost, nízká genetická a ekologická variabilita a velmi důležitá je také vhodnost pro laboratorní studie. Bioindikátorů se běžně využívá pro potřeby monitoringu kvality vodního prostředí (Storch & Mihulka, 2000).

Bioindikátor lze definovat jako druh nebo společenstvo, které charakteristicky odráží biotické, nebo abiotické skutečnosti z daného prostředí. Věrně odráží změny ve stanovišti, komunitě nebo v daném ekosystému. S přesností lze určit, že různé rody bezobratlých tolerují organické znečištění v malé nebo naopak velmi vysoké míře. Dle určené tolerance specifického společenstva lze bezpečně určit kvalitu vody. Například bylo prokázáno, že larvy z řádů Plecoptera a Ephemeroptera jsou k organickému znečištění velmi citlivé, tedy netolerantní, zatímco rod *Tubifex* (Oligochaeta) a rod *Chironomus* (Diptera) přežijí i ve vodě s malou koncentrací kyslíku, téměř v anoxickém prostředí (Hodkinson & Jackson 2005).

Dle Adámka (2010) jsou bentičtí bezobratlí v řekách považováni za jeden z nejlepších ukazatelů kvality biotopu, konvenčně jsou označovány jako „zdraví řeky“. Jsou velmi často používány pro stanovení kvality vody.

3.5 Makrozoobentos

Jedná se o označení pro organismy, kteří jsou buď celým svým vývojovým cyklem (fauna permanentní), nebo svými nedospělými vývojovými stádii vázány na dno nebo na pevné předměty na dně, včetně makrovegetace (Lellák & Kubíček, 1991).

Evropská limnologická škola rozděluje bentické živočichy říčního ekosystému podle převládajícího charakteru dna na zoocenózy kamenitých (litofilní), vegetačních (fytofilní), pískových (psamnofilní), bahnitých nebo hlinitých břehů a náplavů. Dle členění do základních potravních skupin se bentické organismy rozdělují na drtiče (shredders), sběrače (collectors), škrabače (scrapers) a spásače (grazers) (Lellák & Kubíček, 1991).

Územní výskyt zástupců makrozoobentosu je určen nejen specifickými podmínkami prostředí, ale do značné míry také pasivním a aktivním pohybem, tzv. driftem. Driftová aktivita je organismy aplikována především ve spojitosti s potřebou potravy a páření. Veškeré pohybové aktivity bezobratlých, které jsou vztaženy ke specifickému území, vytvoří propojené ekologické procesy (Malmqvist, 2002).

Protiproudová migrace po povrchu dna je často pokládána za bezvýznamnou protiváhu migrace poproudové. Výzkumy ovšem potvrdily, že i když v určitých případech může být touto cestou nahrazován drift pouze ze dvou procent, v jiných situacích může protiproudový pohyb tvořit až 39 % protiváhy driftu (Soderstrom, 1987).

Hlavní faktor, který ovlivňuje protiproudovou migraci je druhová skladba a abundance bentosu. V nezanedbatelné míře je pohyb proti proudu ovlivněn vývojovým stadiem migrujícího jedince. Rozsáhlá migrace je v tomto případě pozorována u rodů *Baetis* (Ephemeroptera) a *Potamophylax* (Trichoptera) v době krátce před emergencí a před kuklením. Velmi vysoké hodnoty byly pro rod *Gammarus* zaznamenány v době, kdy jedinci pohlavně dospívají a protiproudovou migrací si vyhledávají vhodného partnera. Naopak, chrostíci čeledi Hydroptilidae a jepice čeledi Baetidae vykazují zvýšenou protiproudovou migrační aktivitu u raných stádií, zpravidla krátce po vylíhnutí (Soderstrom, 1987).

V následujících podkapitolách dojde k detailnímu biologickému popisu, trvalých nebo dočasných, bentických organismů. Jedná se o skupiny živočichů, které jsou svými schopnostmi bioindikace na základě specifických potřeb chemického a fyzikálního stavu biotopu nejvýznamnější.

3.5.1 Řád: různonožci (Amphipoda)

Většina druhů z řádu Amphipoda obývá širokou škálu sladkovodních stanovišť, které jsou v úzké souvislosti se specifickými podmínkami prostředí. Druhová rozmanitost je vyšší v tekoucích vodách (Parvulescu, 2009). Tělo většiny druhů je laterálně (z boku) zploštělé. Hřbetní štítky hrudních článků jsou na bocích prodlouženy v kyčlích. První dva páry hrudních končetin hrabou a uchvacují kořist, dalších pět párů jsou nohy kráčivé. První tři páry nohou na zadečku slouží k plavání a přihánějí vodu k žábrám, další tři páry slouží ke skákání. Vajíčka nosí samice na břišní straně hrudi (Hartman et al. 2005).

Jeden z nevýznamnějších zástupců řádu Amphipoda je rod *Gammarus*, následující popis bude vztažen pouze k tomuto rodu (Obr. 2).



Obr. 1: blešivec potoční (*Gammarus fossarum*). (Foto: David Kocour)

Korýši rodu *Gammarus* jsou charakteristickými zástupci povrchových vod Evropy, Asie i Ameriky. Ve sladkovodních vodách, především v těch tekoucích, mají ústřední postavení v potravním řetězci. Mají také důležitou úlohu v drcení a rozmělnování organických zbytků v recipientech, tedy zpracovávání detritu (Sutcliffe, 2010). V rámci potravního řetězce je rod *Gammarus* také úspěšným lovcem, kořistí jsou zejména zástupci čeledi Isopoda, např. rod *Asellus*. Další oblastí potravního zájmu jsou řády Cladocera a vybraná larvální stadia Diptera. Velmi časté jsou také kanibalistické sklony. Výše popsané skutečnosti ukazují, že rod *Gammarus* není pouze archetypálně drtič, ale že využívá mnohem širší potravinový rozsah zdrojů, než pouze alochtonní organické zbytky (MacNeil et al. 1997). Indikovaný blešivec potoční (*Gammarus fossarum*) žije zpravidla ve sladkovodních říčkách, řekách i potocích.

Nejhojnější je v místech, kde dochází k sedimentaci rostlinných zbytků, pod kameny, v porostech mechů a jätrovek a v houštinách rozrazilu potočního (*Veronica beccabunga*). Je náročný na obsah kyslíku ve vodě (Hartman et al. 2005).

3.5.2 Řád: jepice (Ephemeroptera)

Nymfální forma skupiny Ephemeroptera žije ve vodním prostředí (řeky, rybníky, jezera). Lze je úspěšně indikovat především pod kameny, přichycené na vegetaci nebo na povrchu ponořených klád, případně usazené v bahnitých sedimentech. Jepice lze snadno odlišit od všech ostatních zástupců vodního hmyzu (Burks, 1975). Nymfální stádium má typickou hlavu, hruď i zadeček. Jsou zde přítomny tři páry dobře vyvinutých končetin. Na zadečku se nachází, z každé jeho strany, žábry. Hlavní poznávací znak jsou tři štěty (kaudální vlákna) umístěné na zadečku.



Obr. 2: a) jepice (*Baetis sp.*), b) jepice sírožlutá (*Ephemera sulphurea*). (Foto: David Kocour)

Na rozdíl od většiny vodních bezobratlých mají jepice dvě okřídlené formy vývoje, které následují po larválním stádiu. První okřídlená forma se nazývá subimago. Subimago tvoří většina druhů zahrnutých do řádu Ephemeroptera. Druhá okřídlená forma se nazývá imago, na rozdíl od subimaga se tato forma již může rozmnožovat. Některé druhy jepic jsou velmi přizpůsobivé a mohou se rozvinout za různých situací, většina druhů je ale omezena na určitý druh vodního ekosystému (Burks, 1975).

Typický zástupce jepic, v našich vodách, je jepice sírožlutá (*Heptagenia sulphurea*), (Obr. 1, b). Výskyt u tohoto rodu je zpravidla hojný. Nymfy žijí v proudících vodách, a to jak v podhorských říčkách, tak ve větších tocích nížin. Jepice sírožlutá je optimální indikátor pro

posouzení kvality vody v daném recipientu. V biotopech, které nejsou znečištěny antropogenní činností dosahuje tento druh velmi vysokých stavů. Naopak stanoviště ovlivněné lidskou činností stavy účinně potlačuje. Nymfy se živý veškerými dosažitelnými částicemi rostlinných a živočišných těl, které voda přináší. Požírání také živé řasy (Reichholf-Riehmová, 1997).

Imaga se rojí od května do srpna a jejich život je jen velmi krátký. Často trvá jen několik hodin. Nepřijímají žádnou potravu, zajišťují pouze rozmnožování. Samička po kopulaci klade vajíčka na vodní hladinu (Reichholf-Riehmová, 1997).

3.5.3 Řád: vážky (Odonata)

Dospělé vážky jsou štíhlé, 2 až 13 cm dlouhé. Mají pohyblivou hlavu s velkýma složenými očima a třemi jednoduchými očky – ocellami. Nohy vážek nejsou schopny chůze, ale pouze zachycení. Mají větší počet larválních stádií. Larvy jsou vesměs vodní, dravé a podobné dospělým. Na hrudi mají tři páry kráčivých nohou a dva páry křídelných pochev. Podřády Coleoptera a Zygoptera mají na zadečku tři dlouhé, úzké, nejčastěji lupínkovité ploutvičky. Dýchají pomocí rektálních tracheálních žaber, které jsou vychlípeny ze stěn konečníku. Živí se nejrůznějšími vodními živočichy, které dokáží ulovit. Statné druhy loví i pulce žab a rybí plůdek (Hartman et al. 2005).

Mnoho druhů z řádu Odonata má malý rozsah působnosti, můžeme je označit jako tzv. stanovištní specialisty. A díky těmto vlastnostem jsou velmi často a úspěšně použity jako bioindikátor kvality životního prostředí. Vážky patří mezi nejstarší okřídlený hmyz, jehož historie sahá až do permu. Mezi hlavní rozpoznávací znaky patří dlouhé protáhlé tělo, velké kulovité oči, které pokrývají většinu hlavy, krátká tykadla a dva páry dlouhých křídel (Kalkman et al. 2008). Unikátní u čeledi Odonata je kopulační proces. Sameček produkuje spermie ve varlatech, které jsou umístěné na devátém článku zadečku (primární pohlavní orgán) a samičí pohlavní orgány jsou umístěné na 8 a 9 článku. Spermie musí sameček, v rámci kopulačního procesu, převést z primárního pohlavního orgánu na sekundární, který se nachází na 2 a 3 článku zadečku, následně samička stočením svého zadečku, který přiloží k sekundárnímu pohlavnímu orgánu samečka dovrší kopulační proces. Další unikum u čeledi Odonata jsou dravé larvy, tyto nymfy mají schopnost vymršťovat svojí masku s kusadly po kořisti.

Řád Odonata se dělí na několik podřádů, ze kterých je nejdůležitější podřád Zygoptera a Anisoptera (Kalkman et al. 2008).

Významnou skupinou, která je zahrnuta v řádu vážky (Odonata) je podřád motýlice (Zygoptera), následný popis bude tedy vztažen pouze k zástupcům této skupiny.

Jedinci podřádu Zygoptera dosahují délky 4,5 – 5 cm s rozpětím křídel 6 – 7 cm, výrazným znakem, který je odlišuje od podřádu Anisoptera je styl letu, který není tak prudký a připomíná spíše poletování motýlů. Dále délka předních a zadních křídel je u podřádů Zygoptera a Anisoptera odlišná. Stanovištěm jsou potoky a říčky s čistou vodou, dávají přednost biotopům hojně porostlých makrovegetací. Rozšíření je po celé Evropě, Asii a severní Africe. Výskyt v ČR je hojný. Imaga se objevují již koncem dubna a setkat se nimi můžeme ještě na konci září, samotný jedinec ovšem nežije déle než 2 měsíce (Reichholf-Riehmová, 1997).

3.5.4 Řád: chrostíci (Trichoptera)

Larvální stádium (Obr. 3) se často nachází v anoxických sedimentech, které obsahují bohatou složku organického detritu. Řád Trichoptera svojí přítomností deklaruje neocenitelné informace o stavu životního prostředí, protože mnoho zástupců tohoto řádu má specifické požadavky na teplotu, pH a na obsah živin ve vodě. Většina rodů je omezena pouze na tekoucí vody (Luoto, 2009).



Obr. 3, a, b: Rod: chrostík (*Trichoptera sp.*). (Foto: David Kocour)

De Moor (2008) uvádí, že zástupci řádu Trichoptera jsou hojní ve všech typech přírodních vodních ekosystémů. Jako živočichové s apneustickým dýcháním jsou odkázáni na množství kyslíku rozpuštěného ve vodním prostředí. Díky velké druhové rozmanitosti jsou, především v larválním stádiu, využíváni jako výborný ukazatel organického znečištění. Chrostíci jsou dále ve spojení s jinými druhy vodních bezobratlých používáni pro posouzení

vodní biologické diverzity, především diverzity „EPT“ (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) případně „ETS“ (Ephemeroptera, Trichoptera, Simuliidae: Diptera). Posuzujeme také stanovištní rozmanitost.

Dospělci mají štíhlé, tmavě zbarvené tělo se dvěma páry jemně ochlupených křídel, které jsou složeny střechovitě nad zadečkem. Tykadla má imago stejně dlouhá nebo i několikrát delší než křídla (De Moor, 2008). Proměna je u řádu Trichoptera dokonalá. Mají pět až sedm larválních instarů a kuklu. Larvy jsou zpravidla vodní. Mají válcovitě protáhlé tělo s kráčivými nebo plovacími nohama, na posledním zadečkovém článku mají panožky (Hartman et al. 2005). Žijí buď volně, nebo v přenosných pouzdrech, případně si stavějí ze sekretu slinných žláz jemné sítě. Různé druhy jsou rostlinožravé, detritožravé, dravé i všežravé. Jsou charakterističtí vysokými nároky na obsah kyslíku ve vodě. Dýchají celým povrchem těla nebo i tracheálními žábry.

Výstavba schránky u larev je ovlivněna jejím stylem života a ve velké míře také okolím. Nezanedbatelnou úlohu při výsledné podobě schránky má i specifický styl jednotlivých rodů (Obr. 3,b). Tedy za běžné situace je skladba materiálu a tvar schránky pro každý jednotlivý druh charakteristický (Hartman et al. 2005). Chrostíci jsou důležitou složkou potravy ryb. Mají specifickou potravní biologii. Významně se podílejí na destrukci organické hmoty. Svým výskytem indikují stupeň čistoty vody. Vyskytují se ve všech typech tekoucích i stojatých vod; nežijí pouze ve vodách silně znečištěných (Hartman et al. 2005).

3.5.5 Řád: polokřídli (Hemiptera)

Na lokalitě Oleška byl indikován pouze podřád Heteroptera, následující biologický popis bude vztažen pouze k této skupině.

Ploštice mají ústní ústrojí bodavě savé. Přední pár křídel je změněn na polokrovky, charakteristický znak celého řádu. Jejich bazální část je téměř kožovitá a poměrně silně sklerotizovaná (obdobná situace je u brouků), zbylá třetina je blanitá, stejnou strukturu má i druhý pár. Nohy jsou původně kráčivé. Zadní pár nohou je u některých druhů veslovitý a slouží k plavání. Přední pár nohou je u dravých druhů zpravidla změněn na uchvacovací mechanismus sloužící k získávání kořisti. Až na výjimky mají otevřený tracheální systém a dýchají vzdušný kyslík. Vývoj probíhá nedokonalou proměnou s pěti instary (Hartman et al. 2005).

Rod znakoplavka (*Notonecta*, *sp*) je charakteristický člunkovitým tvarem těla (Obr. 4: c), dalším typickým znakem je pohyb na znak. Díky svému zbarvení je tento druh, pro své přirozené predátory, velmi těžko rozpoznatelný. Znakoplavky dýchají vzdušný kyslík, proto

se nejčastěji zdržují u hladiny. Dospělci se páří na jaře. Samičky posléze umístí oplozená vajíčka vpichem do lodyh vodní vegetace. Imaga dospívají po pěti cyklech svlékání. Znakoplavka je typický dravec (Reichholf-Riehmová, 1997).



Obr. 4: a) splešťule blátivá (*Nepacineria*), b) klešťanka velká (*Corixa punctata*), c) znakoplavka obecná (*Notonecta glauca*). (Foto: David Kocour)

Klešťanky (*Corixa*, *sp*) jsou vzhledově podobné znakoplavkám (*Notonecta*, *sp*), plavou ovšem v normální poloze (Obr. 4: b). Pohyb hřbetem vzhůru je hlavní rozlišovací znak těchto dvou rodů. Stejně jako znakoplavky mají i klešťanky nesmáčivá křídla a jsou tedy schopny letu. Rozmnožování obdobné jako u rodu *Notonecta*. Klešťanka je fytofágní druh.

Splešťule blátivá (*Nepa cinerea*) má specifické morfologické znaky (Obr. 4: a). Především se jedná o mohutný uchvacovací orgán, který se přeměnil z prvního páru nohou. Dalším charakteristickým znakem je dýchací trubička, kterou je zakončen zadeček, nazývá se sifon. Rozmnožování probíhá na jaře, kdy samičky kladou oplodněná vajíčka do listů vodních rostlin. Vajíčka mají vzduchový obal, jde o důležité opatření pro přívod kyslíku. Splešťule je typickým predátorem, který si troufne i na drobné rybky (Reichholf-Riehmová, 1997).

3.5.6 Řád: brouci (Coleoptera)

Řád brouci (Coleoptera), přesněji čeleď potápníkovití (Dytiscidae) mají vždy, v evropských zemích, celkem tři larvální stádia, která se shodně vyvíjejí ve vodním prostředí. Poslední třetí vývojové stadium opouští, v určitý čas, vodní biotop a na souši vyhledává

vhodné místo pro vytvoření kukly. Zpravidla se larva přemění v kuklu a mělce se zavrtá v půdě. Jsou evidovány případy, kdy larva využila pro zakuklení i okolní suchozemskou vegetaci, např. porosty mechu (Nilsson & Holmen, 1995).

Dospělec je typicky vodní živočich, který je pro život pod vodou skvěle vybaven. Imaga jsou ovšem také schopna, v rámci migrace nebo nejčastěji přezimování, opustit vodní stanoviště a využít pevninu. Pokud má stanoviště dočasný charakter a dojde k jeho vyschnutí jsou zástupci čeledi Dytiscidae schopni vegetovat na dně koryta ukryti v sedimentech a vegetaci. Imaga mají zpravidla potomstvo v horizontu jednoho roku, ale tato doba může být také delší než jeden rok (Nilsson & Holmen, 1995).

Hartman (2005) uvádí, že popisovaná skupina je velmi dobře adaptovaná pro život ve vodě, respektive brouci čeledi Dytiscidae jsou vodnímu životu přizpůsobeny nejlépe. Jejich typickým zástupcem je potápník vroubený (*Dytiscus marginalis*). Dospělci mají spíše hladké a výrazně zploštělé tělo. Charakteristickým znakem je, že celý habitus potápníka je nesmáčivý, protože je kryto tenkým filmem oleje. Vzdušní kyslík uchovávají pod krovkami. Pohyb obstarává třetí pár veslovitých nohou. K uchvácení kořisti se využívají první dva páry nohou. Dospělci stejně jako larvální stadia mají silná kusadla a jako kořist jim slouží vodní hmyz, larvy obojživelníků a drobné rybky. Dospělci žijí dva roky.



Obr.5: potápníček bahenní (*Hydroporus palustris*). (Foto: David Kocour)

Další významný zástupce čeledi potápníkovití (Dytiscidae) je potápníček bahenní (*Hydroporus palustris*). Jedná se drobného cca 0,5 cm velkého vodního brouka (Obr. 7), který je dobře determinovatelný podle typické žluté kresby na krovkách.

Stanovištěm jsou malé i rozlehlé vodní nádrže, tůňe a také pomalu tekoucí toky, kde žije zpravidla v klidných ramenech (Reichholf-Riehmová, 1997). Významný je tento druh pro svojí hojnost v kontextu skupiny Dytiscidae. Jedná se o evropský druh.

Páření probíhá vždy ve vodě, samička se samečkem jsou přichyceni přísavkami na předních nohách a několik minut krouží na hladině. Samička následně klade vajíčka do stonků vodních rostlin. Larvy se líhnou ve velmi krátkém časovém intervalu po zaklazení a jsou dravé. Plně dorůstá po 5 až 6 týdnech, kdy opouští vodní prostředí a na souši se pod povrchem půdy zakulí. Po dvou týdnech se rodí imaga, která obvykle přezimují. Dospělci i larvy loví vodní hmyz a jiné drobné živočichy (Reichholf-Riehmová, 1997).

3.5.7 Řád: dvoukřídlí (Diptera)

Na zkoumané lokalitě Oleška byla determinována pouze čeleď pakomárovití (Chironomidae). Následující biologický popis bude vztažen pouze k této skupině bezobratlých organismů.

Dle Hartmana (2005) jsou pakomárovití jednou z nejbohatších čeledí vodních bezobratlých. V našich vodách je detekováno přes tisíc druhů.

Čeleď pakomárovití (Chironomidae) tvoří hlavní jádro makrozoobentosu drtivě většiny našich vod. Larvální stádium čeledi pakomárovití (Chironomidae), které bylo fyzicky detekováno, má morfologické znaky zcela typické pro podřád dlouhoroží (Nematocera). Podlouhlé, válcové tělo je dobře vyvinuté, velmi úzké a segmentované. Končetiny nejsou spojené s hrudí, ale nacházejí se těsně pod hlavou nad prvním hrudním článkem. Hlava čeledi pakomárovití směřuje dopředu v ose těla přičemž ústní ústrojí s tímto uspořádáním koresponduje a směřuje také dopředu.

Larvy popisované čeledi Chironomidae nemají, na rozdíl od většiny ostatních zástupců skupiny Diptera, dostatečně sklerotizovaný a vyvinutý hltan (Armitage et al. 1995). Larvy dýchají celým povrchem těla a jejich hlavní potravou je rostlinný detrit a především uhynulí zástupci planktonu, kteří padají z vodního sloupce na dno. Larvy jsou jednou z nejdůležitějších potravních složek ryb a významnou měrou se podílejí na samočisticích procesech ve vodním prostředí.

Imaga mají zakrnělé ústní ústrojí, nejsou tedy schopna přijímat potravu a přežívají pouze v horizontu několika dnů. Vzhledem k absenci ústního ústrojí nejsou schopna ani bodat.

Při přistání na podklad mají tělo umístěné na druhém a třetím páru nohou, první pár je pro tuto čeleď charakteristicky zdvižen. Samičí tykadla jsou velmi hustě zpeřená, jedná se o

další typický morfologický znak. Zástupci čeledi pakomárovití vytvářejí nápadné roje (Hartman et al. 2005).



Obr. 6: pakomár kouřový (*Chironomus plumosus*). (Foto: David Kocour)

3.5.8 Třída: plži (Gastropoda)

Rozšíření sladkovodních plžů se týká všech kontinentů kromě Antarktidy. Plži dále obývají různá stanoviště. Jedná se o obligátní stanoviště, jako jsou řeky, jezera, potoky a močály. Stejně tak je lze nalézt ve specifických biotopech např. podzemní kolektory, dočasné vodní plochy, odvodňovací příkopy a další efemérní a sezónní vody (Strong et al. 2008).

Většina zástupců Gastropoda má konkrétní nároky na charakter a strukturu povrchu, kterým podmiňují svoji přítomnost. Konkrétně se nejčastěji jedná o vodní vegetaci, kameny, skály, spadané kusy dřeva a jiné pevné povrchy. Některé druhy se specializují naopak na měkké povrchy jako jsou písčité a hlinité sedimenty dna.



Obr. 7: kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*). (Foto: David Kocour)

Majoritní skupina sladkovodních plžů je označována jako býložravý spásači, řádově menší skupina jsou všežravci a několik málo zástupců je označováno jako dravci (Strong et al. 2008).

Rozmnožování u třídy Gastropoda může probíhat jak pohlavně tak nepohlavně. U nepohlavního rozmnožování je výlučně využívána partenogeneze, tedy vývin nového jedince ze samčího vajíčka, které není oplozené samčí pohlavní buňkou. Asexuální rozmnožování je např. u čeledí Hydrobiidae, Viviparidae a Malaniidae. Ale v drtivé většině převládá pohlavní rozmnožování, přičemž lze do této sekce zařadit plže, kteří jsou jak hermafrodité tak gonochoristé. Typický zástupce plžů hermafroditů je rod *Calyptraea sp.* (Bermon, 2012). Významný sladkovodní druh, který si vyskytuje v rychle proudících řekách, je kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*). Následující popis bude vztažen k tomuto druhu (Obr. 5).

Kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*) je plž typický pro bystře tekoucí a na kyslík bohaté vodní toky, naopak v místech pomalého průtoku řeky s převládajícím bahnitým sedimentem dna s absencí velkých kamenů je jeho výskyt poměrně vzácný (Beran, 2007). Charakteristickým znakem pro kamomila je tvar jeho schránky, která představuje frygickou čapku. Přírozeným stanovištěm jsou svrchní strany kamenů v rychle proudících řekách (Mandák & Polášek, 2006).

3.5.9 Třída: mlži (Bivalvia)

Zástupci třídy Bivalvia mají shodně ovlivněné pohlavní dospívání typem biotopu. Stanoviště, které lze označit jako mezotrofní, pohlavní zralost urychluje. Oligotrofní prostředí naopak dosažení pohlavní dospělosti zpomaluje. V našich podmínkách se tato doba pohybuje v rozmezí mezi 15. až 20. rokem života (Absolón 1999). Ve skupinách, které jsou početně výraznější převládá oddělené pohlaví, tedy samec a samice se v rámci kolonie vyskytují zvlášť. U jedinců, kteří jsou roztroušeni v malých skupinkách nebo samostatně převládá hermafroditismus (Absolón 1999). Samotné oplodnění probíhá nasátím samčích spermií, které jsou vypouštěny volně do vody samičkou. V samičím těle následně dochází k oplodnění vajíček. V horizontu 4 až 6 týdnů se oplodněná vajíčka přeměňují na invazní larvy, které se nazývají glochidie. Vývoj larválního stádia mlžů probíhá na hostitelských rybách po dobu 3 až 12 měsíců. Zástupci třídy Bivalvia jsou dlouhověcí, vybrané druhy se mohou dožít až 150 let (Absolón 1999).

Specifickou vlastností skupiny Bivalvia je schopnost filtrace vody. Díky této skutečnosti jsou mlži schopni z vodního sloupce odstraňovat fytoplankton a ze dna detrit s výsledným efektem zlepšení jakosti vody. Hlavní přínos v tomto postupu je ovšem snížení

množství biomasy ve vodě, která svou přítomností snižuje množství rozpuštěného kyslíku. Mlži tak díky svému přirozenému stylu získávání potravy druhotně snižují trofii vod a zlepšují tak její kvalitu (Vaughn & Hakenkamp 2001). Nastíněnou schopnost ovšem ovlivňuje mnoho proměnných. Jedná se především o teplotu vody, velikost částic fytoplanktonu, aktuální koncentrace fytoplanktonu, velikost filtrátora a také jeho morfologie. Bylo zjištěno, že filtrační schopnost např. škeble se zvýší pokud dojde k adekvátnímu nárůstu teploty vody a naopak. Velikost a struktura fytoplanktonních částic ovlivňuje schopnost filtrace z hlediska její celkové rychlosti. Tedy vlivem různorodé struktury jsou zástupci třídy Bivalvia potravně více selektivní a rychlost filtrace následně klesá (Vaughn & Hakenkamp 2001).

Významným zástupce třídy mlži (Bivalvia) je škeble říční (*Anodonta anatina*), následující stručný popis bude směřován k tomuto rodu (Obr. 6).



Obr. 8: škeble říční (*Anodonta anatina*). (Foto: David Kocour)

Škeble říční je z hlediska výskytu typický eurosibiřský druh. V rámci České republiky se jedná o nejběžnějšího a zároveň také nejhojnějšího velkého mlže (Beran, 2011). Z hlediska morfologie je maximální délka lastury udávána v rozmezí 120 až 130 mm. V porovnání s morfologicky velmi podobnou škeblí rybníčnou (*Anodonta cygnea*) se jedná o znatelně menší rozměry. Délka lastury je proto u dospělých jedinců spolehlivý rozlišovací znak mezi oběma druhy (Kolouch, 2003).

4 Materiál a metodika

4.1 Popis lokality

4.1.1 Hydrologická a geografická charakteristika

Povodí Labe, státní podnik má sídlo v Hradci Králové. Spravuje významné vodní toky a provozuje důležitá vodní díla na území hydrologicky tvořeném povodím řeky Labe od pramene po soutok s Vltavou v Mělníku, včetně jeho páteřních přítoků. Dále vykonává správu vlastního toku Labe od soutoku s Vltavou po státní hranici se SRN (bez přítoků) a také Lužické Nisy, Smědé a Sténavý v celé délce na území ČR, včetně jejich větších přítoků. Tato územní působnost zaujímá plochu 14 976,1 km², což představuje zhruba 19 % rozlohy celé České Republiky. Většinu vody z této spravované oblasti (asi 94 %) odvádí řeka Labe do Severního moře (Blažek, 2006).

Oleška je řeka východních Čech, pramení u Rovnáčova v nadmořské výšce 541 m. Ústí zleva do Jizery v Semilech v nadmořské výšce 315 m. Plocha povodí činí 171,1 km², délka toku je 34,2 km, průměrný průtok u ústí je 1,74 m³ · s⁻¹. Vodohospodářsky se jedná o významný tok (Štefáček, 2008). Mezi její levostranné přítoky patří Rokyta, Popelka, Želešský potok, Stružinecký potok a Hořenský potok. Pravostrannými přítoky jsou Tampelačka a Kundratický potok (Švorc & Švorcová, 2006).

Oleška protéká krajinou Krkonošského podhůří. Nejprve teče k jihu a následně se u Levínské Olešnice stáčí k západu. Od Staré Paky se delším obloukem uhýbá na severozápad a tímto směrem pokračuje až k ústí. Střední a dolní část toku se nachází jihovýchodně od Semily (Štefáček, 2008). Okolní krajina je protkána malými lesíky a místním ozeleněním. Téměř celý tok Olešky je sledován silnicí i železnicí. Údolí Olešky je lučnaté, spíše ploché, s četnými zákruty. V řečišti bývají často naplaveniny i padlé stromy. Na dolním toku u Libštátu se údolím prohlubuje. V řece, která zde má šířku 3-7 m, jsou drobné peřeje (Štefáček, 2008).

Dle geomorfologické charakteristiky je Podkrkonošská pahorkatina typická přítomností kerné vrstvy, místy až vrchoviny v rozsáhlé podhorské sníženině. Tvořena je vrásově a tektonicky porušenými psamitickými a psefitickými horninami a vulkanity podkrkonošské permokarbonské pánve. Charakteristický je silně destruovaný a denudační (postupně klesající) reliéf plošin se sníženými zarovnanými povrchy. Význačnými kótami na území kraje jsou Kumburk (642 m), Stráž u Studence (630 m), Strážník (610 m), Čistecská hůra (587 m), Vrchy (583 m) a Jíva (568 m) (Hromek, 2004).

Zkoumaná oblast spadá pod správu Povodí Labe s.p. V rámci povodí Labe se na území Libereckého kraje představují především, povodí (1-05-01) Jizera pod Kamenicí, (1-05-02) Jizera od Kamenice po Klenici a (1-14-03) Ploučnice. Okrajové zastoupení mají zcela na východě povodí (1-01-01) Labe po Úpu, zcela na západě pak (1-14-05) Kamenice a Labe pod Kamenicí. Řeka Oleška v tomto členění spadá pod povodí (1-05-01) Jizera pod Kamenicí, přesné označení mnou sledovaného toku v rámci systému Povodí Labe s.p. je (1-05-01-035) Oleška (Hromek, 2004).

4.1.2 Klimatické podmínky

Obecně lze klima kraje označit jako mírné, suboceánicky laděné, což odpovídá poloze na okraji řetězce pohraničních hornatin a vrchovin, otevřených do rovinnějšího terénu Lužice, popř. Slezska. Tato základní charakteristika je ale modifikována a značně ovlivněna anorganickými soustavami, které vytvářejí návětrné či naopak závětrné polohy a tím se účastní zejména na distribuci srážek (Hromek, 2004).

Liberecký kraj leží zcela mimo teplou oblast, která se k němu přibližuje od Mladé Boleslavi. Chladnou oblast zahrnují masivy Jizerských hor a Krkonoš, jakož i vyšší partie Ještědského hřbetu. Pouze v subalpínských polohách Krkonoš je vyznačen chladný, horský okrsek, zatímco celé Jizerské hory jsou zahrnuty pod okrsek mírně chladný. Je tomu tak proto, že tyto okrsky jsou diferencovány pouze teplotami, nikoliv srážkami, které jsou v Jizerských horách relativně (vzhledem k nadmořské výšce) a do jisté míry i absolutně vyšší než v Krkonoších (Konček, 1958). V rámci mírně teplé oblasti je v území rozlišeno 6 okrsků. V tomto smyslu je Liberecký kraj rozdělen na dvě dále strukturované části. V jižní až jihozápadní části se rozkládají mírně vlhké okrsky pahorkatin a vrchovin, severně až severovýchodně od nich pak vlhké okrsky a v linii Šluknovský výběžek, Ještědský hřbet, severní Podkrkonoší jsou okrsky velmi vlhké (Konček, 1958).

Celkově je území kraje srážkově zvýhodněno oproti celostátnímu průměru, což souvisí s relativní návětrnou polohou vůči oceánskému proudění. Ve sledovaném období let 1901-1950 jsou zjištěné hodnoty pro padesátiletý roční průměr srážek v Podkrkonoší mezi 750 a 850 mm, s mírným gradientem v ose jih-sever (Čistá 732 mm, Benešov u Semil 760 mm, Bozkov 823 mm, Roprachtice 861 mm, Jilemnice 862 mm, Železný Brod 883 mm, Vysoké n. Jizerou 1020 mm), relativně nízký srážkový úhrn v Libštátě (716 mm) ukazuje na lokální závětrnou polohu (Hromek, 2004).

Zmíněné srážkové zvýhodnění se přímo promítá do stavu vodnatosti sledovaného recipientu, srážkově nadprůměrná situace silně ovlivňuje celou oblast povodí řeky Olešky, především její levostranné a pravostranné přítoky (Hromek, 2004).

4.2 Popis metodiky

Pro účely vzorkování a následného zpracování organického materiálu jsem zvolil metodu PERLA. Volba byla ovlivněna hydrologickým stavem toku a především charakterem vzorkovacího materiálu, který představoval makrozoobentos.

System PERLA byl vytvořen pro hodnocení ekologického stavu toků a je v souladu s požadavky Rámcové Směrnice (WFD) (2000). Metoda je vytvořena pro odběr vzorků makrozoobentosu z broditelných tekoucích vod. Vzorkování je proto možné aplikovat pouze na těch tocích, které může hydrobiolog ve vysokých holínkách nebo brodicích kalhotách přejít napříč za normálního vodního stavu, tzn. do 1 m hloubky.

Odběr se doporučuje uskutečnit za normálního nebo podnormálního vodního stavu Q270d a nižší (pozn. označení Q x d pro vodní stav toku označuje specifický denní průtok, tedy označení Q30d představuje 3,36 m³/S, Q90d 1,66 m³/S, Q180d 0,861 m³/S a Q270d má denní průtok na hranici 0,455 m³/S) (ČSN 757703).

Metoda PERLA je založena na multihabitatovém odběru (ČSN 757703), při kterém jsou habitaty v toku vzorkovány proporcionálně podle jejich výskytu v odběrovém úseku toku. Pro odběr se používá standardní metoda 3 – minutového semikvantitativního multihabitatového vzorkování s použitím ruční bentosové sítě. U vzorku je nutné dosáhnout alespoň závazné determinační úrovně (Kokeš & Němejcová, 2006).

4.2.1 Volba a specifikace odběrových míst

Hlavním cílem monitorovacího programu není posoudit lokální stav toku, ale vystihnout ekologický stav delšího úseku řeky. Z toho důvodu musí vybraná odběrová lokalita a současně i odebraný vzorek věrně reflektovat stav úseku toku, který je hodnocen. Odběr vzorků pro biologické analýzy nemusí být proveden na lokalitách sloužících pro odběr vzorků pro chemické analýzy. Např. místa v těsné blízkosti mostů, kde bývá vzorkována voda, nejsou vhodná pro odběr makrozoobentosu. Odběrová lokalita na které je vzorkována některá z biologických složek, by měla reflektovat fyzikální a ekologické charakteristiky úseku toku (Kokeš & Němejcová, 2006).

V souladu se zmíněnou metodikou jsem zvolil tři odběrová místa (Obr. 9) v označení OM1, OM2 a OM3. Snažil jsem se o reprezentativní volby, které jsou charakteristické pro daný úsek toku řeky Olešky. Dbal jsem na to aby vybraný úsek řeky měl v délce, která se přibližně rovná 7 – násobku šířky po proudu a 7 – násobku šířky proti proudu, maximálně však 100 m, podobné geomorfologické, hydrologické a dendrologické znaky.

Rozestupy v odběrových místech byly voleny v poměrovém rozdělení toku na stejně dlouhé celky, bylo tedy dodrženo třetinové rozdělení. Stanoviště odběrového místa (OM) jsem umístil vždy na začátek vyměřené třetiny toku.



Obr. 9: Mapa lokality Oleška s vyznačenými místy pro činnost vzorkování, měřítko 1:190 000, (zdroj: www.mapy.cz)

Dle pokynů metodiky jsem v místech odběrů pořídil vždy dvě fotografie. První snímek zaznamenává pohled po proudu a druhý proti proudu. V případě OM1 jsem zvolil vytvoření tří snímků, které zachycují jak poproudový a protiproudový pohled, tak i celkový pohled na zvolené reprezentativní stanoviště. Nyní následuje stručná specifikace všech tří odběrových míst (Obr. 10, 11, 12).

OM1 jsem umístil do těsné blízkosti pramene řeky. Reprezentativní místo mělo společné znaky z výše popsaných aspektů. Vzorkování probíhalo v úseku dlouhém cca 30 m. Pozice OM1 GPS: 50°32'9.349"N, 15°32'59.448"E.

Celkový stav a podoba sledovaného úseku, který byl pojmenován jako OM1, lze označit hydrobiologickým termínem hypokrenon. Úsek je charakteristický malou vodnatostí (Obr. 10). Část úseku, cca 1/3 byla velmi silně zastíněna okolní vegetací, zbylé 2/3 byly vystaveny plnému slunci. Složení dna bylo značně homogenní, typické pro hypokrenon, převládaly pískové a bahnité sedimenty doplněné o napadané části okolních makrofyt. Teplota vody byla vzhledem k malému průtoku pocitově silně nadprůměrná. Hloubka byla v 60 m sledovaném úseku průměrně cca 40 cm.

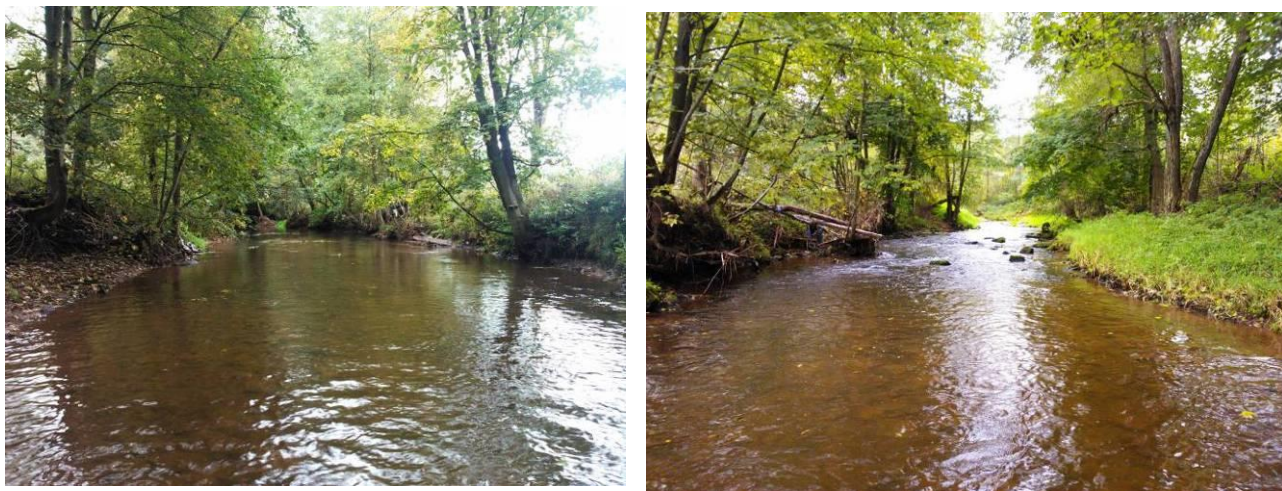
Spád vody byl mírný až nepatrný.



Obr. 10: a, b, c – Odběrové místo č.1 (OM1). (Foto: David Kocour)

OM2 bylo umístěno na začátku 2/3 toku. Jedná se o úsek, který leží za první silně zastavěnou aglomerací (vesnice Levínská Olešnice, Roškopov, Ústí a Bělá), jedná se o aglomeraci s přibližnou sumou obyvatelstva na hranici 1100. Pozice OM2 GPS: 50°32'36.104"N, 15°25'40.833"E.

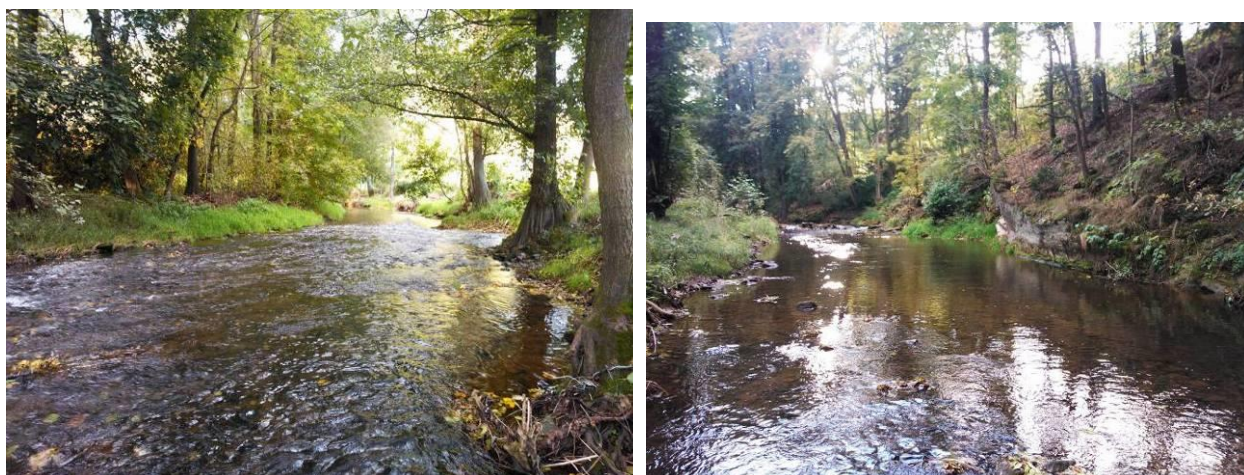
Stav a podobu vybraného úseku recipientu, označeného jako OM2, lze nazvat hyporitronem. Vzorkování probíhalo na úseku dlouhém cca 90 m, enormní délka pro vzorkovací území byla způsobena závaznou metodikou pro určení odběrových míst. Metodika vychází z šířky koryta řeky, které bylo v případě OM2 7m. OM2 je specifické malým spádem. Místa kde se vytvářely přejeje můžeme označit za velmi lokální. Průměrná hloubka měla hodnotu cca 70 cm, její určení ovlivnil výskyt tůňek a tišin, který nebyl zanedbatelný. Charakter dna tvořily převážně menší kameny, které doplňovala šterko-písčité až bahnitá místa. Z rybářského hlediska lze zkoumanou část pojmenovat lipanovým pásmem. Sledovaný úsek byl silně zastíněn okolními makrofyty, která způsobovala časté vniknutí jejich oddělených částí do koryta. Z nastíněných skutečností lze již dopředu, pro OM2, predikovat větší obsah organických látek.



Obr. 11: a, b – Odběrové místo č.2 (OM2). (Foto: David Kocour)

OM3 leží na začátku 3/3 toku. Antropogenní vliv na kvalitu vody se dá předpokládat ve velké míře. Suma obyvatelstva všech vesnic (Levínská Olešnice, Rožkopov, Ústí, Bělá, Libštát a Košťálov), které jsou přítomny v rámci sledovaných celků povodí Olešky představuje hodnotu 3300. Pozice OM3 GPS: 50°34'34.372"N, 15°22'50.729"E.

Stav a podobu vybraného úseku řeky lze nazvat, stejně jako OM2, hyporitronem. Šířka toku je na hranici 5 m, délka reprezentativního vzorkovacího území byla proto stanovena na 70 m. OM3 se vyznačovalo středně mírným spádem s vyskytujícími se peřejemi, které svou rozlohou, ve vyznačeném úseku, zabíraly významnou část. Průměrná hloubka byla stanovena na 40 cm, výslednou hodnotu ovlivnila přítomnost jedné tůně. Z rybářského hlediska se jedná o lipanové pásmo, stejně jako OM2. Charakter dna tvořily ze 2/3 menší kameny, zbylý povrch dotvářelo písčité podloží. Koryto říčního úseku lemovala, převážně na skalnaté straně, makrovegetace.



Obr. 12: a, b – Odběrové místo č.3 (OM3). (Foto: David Kocour)

4.2.1 Výčet terénního a laboratorního vybavení

Při práci v terénu a při následném zpracování a přesné determinaci vzorků v předem určených a ohraničených odběrových místech bylo použito následující terénní a laboratorní vybavení.

Terénní vybavení

- brodicí kalhoty značky Dunlop
- bentosová síť o velikosti ok 1 mm s odnímatelnou rukojetí
- plastové vědro pro dekantaci
- digitální fotoaparát Panasonic Lumix-DMC
- veterinární gumové rukavice
- plastová mísa pro ulehčení sběru biologických vzorků
- entomologická pinzeta
- 3 plastové vzorkovnice pro uchování a transport získaných vzorků
- formaldehyd (40%) určený k fixaci bentických organismů
- ethanol (80%) k fixaci vzorků s vápenatými schránkami
- gumičky pro utěsnění transportních nádob
- sada nesmyvatelných fixů pro popsání přepravných nádob
- zařízení s GPS modulem pro přesné zaměření polohy
- bentické příruční sítko

Laboratorní vybavení

- sada entomologických pinzet
- zvětšovací lupa pro detailní determinaci
- preparační jehly
- Petriho misky pro oddělenou manipulaci s organismy
- fotoaparát s makro objektivem
- determinační klíč pro přesné určení nalovených druhů

4.2.2 Vlastní metodika sběru

Dle KOKEŠE (2006) podstupuje většina zástupců společenstev makrozoobentosu, během roku, rozdílné vývojové cykly. Hodnocení ekologického stavu je přímo odvislé od taxonomického složení, druhové abundance a diverzity. Na základě těchto popsaných proměnných je proto nutné vzorkovací období a všechny odběrové skutečnosti jasně definovat.

Odběry jsou prováděny ve dvou termínech :

- v jarním (březen – polovina května)
- v podzimním (konec září – polovina listopadu)

Pro vzorkování na stanovištích OM1, OM2 a OM3 jsem zvolil podzimní období, tedy časový úsek od konce září do první poloviny listopadu. Lov cílových zástupců makrozoobentosu probíhal směrem proti proudu toku. Důvod tohoto postupu je zabránění rozrušování dna v ještě neprozkoumané oblasti. K samotnému odlovu byla použita bentická síť, tzv. bentoska. Velikost ok byla zvolena na úrovni 1 mm. Hodnota 1 mm byla použita z důvodu odlišení a přímého odseparování zástupců makrozoobentosu od organismů označovaných jako mikrobentos a mesobentos. Mikrobentos a mesobentos mají v obou případech délku těla menší než 1 mm.

Ruční bentická síť byla, při vzorkování, postavena spodní rovnou hranou rámu na dno a substrát, který představovaly kameny, spadlé části makrovegetace a písčité a bahnitě sedimenty, byl rozrušován metodou tzv. kick sampling. K rozrušování byly použity dolní končetiny. Dno řeky bylo, v určených a ohraničených odběrových místech, rozrušováno po dobu nepřesahující 3 minuty. Hloubka do které se rozrušování substrátu a nahromaděných sedimentů provádělo byla přibližně 5 cm.

Při vzorkování zvoleným postupem, bylo do sítě splavováno spolu se zástupci bentického hmyzu i množství písku a napadané vegetace. Obsah sítě byl po několika rozrušovacích cyklech umístěn do PVC misky kontrastní barvy (Obr. 13) a entomologickou pinzetou byly vybrány všechny detekovatelné druhy bentického hmyzu. Zvláštní pozornost byla věnována splaveným listům a drobným kamenům k dodatečnému dohledání zejména přisedlých druhů.

Po kompletaci materiálu získaného prvním vzorkováním přichází na řadu fixace, kterou podrobně rozeberu v následující části.



Obr. 13: PVC miska kontrastní barvy s entomologickou pinzetou a naloveným materiálem. (Foto: David Kocour)

KOKEŠ (2006) doporučuje fixovat naložené organismy přidáním 40 % roztoku formaldehydu do zkumavky za vzniku výsledné 4 % koncentrace.

Formaldehyd, jako biologické činidlo, byl objeven v roce 1859 Butlerem, ale používat se začal až o 30 let později. Kdy roku 1889 začala jeho průmyslová výroba. S možností použití formaldehydu jako antiseptika se přišlo až na přelomu 19. a 20 století ve Francii. Zde byl vynalezen vodný roztok této látky, který působil jako dezinfekce. Dokázal fixovat bakterie, jejichž kolonie se tak v ráně nemohly rozmnožit (FOX et al. 1985). Formaldehyd, nebo také methanal vzniká oxidací methanolu, optimální použití tohoto plynu je rozpuštění ve vodě, tedy vznik vodného roztoku jak již bylo předestřeno. Formaldehyd produkuje, ve zředěné i v nezředěné formě za přístupu kyslíku, velké množství kyseliny mravenčí. Tento oxidační pochod má za následek rozleptání schránek různých vodních plžů a jiných zástupců organismů, kteří na sobě mají vápenaté prvky. Pro tyto organismy se doporučuje použití spíše ethanolu jako fixačního roztoku. Další nevýhoda použití formaldehydu jako fixačního roztoku je jeho schopnost smršťovat tkáň fixovaných živočichů. Následná determinace takto smrštěných živočichů může být velmi složitá (FOX et al. 1985).

Pro vybrané bentické organismy doporučuje KOKEŠ (2006) použití pro fixaci ethanolu. Konečným zpracování vzorků se rozumí jeho vytřídění po kterém následuje vlastní

determinace. V případě vzorkování v reprezentativních místech OM1, OM2, OM3 došlo k rozřídění nalovených organismů již v terénu. V laboratorních podmínkách následně proběhlo kompletní rozřídění všech živočichů do taxonů na úrovni čeledí. Po dokončení jsem všechny zástupce vybrané čeledi podrobil determinaci na konečnou úroveň rodu.

K samotnému úkonu determinace byla použita základní mikroskopická technika a pomocné determinační klíče (Birmingham et al. 2005, Maleninský, 1996, Ježek & Rozkošný, 1980), které na základě morfologických znaků dovedou v několika krocích řešitele k přesnému určení rodu.

5 Výsledky

5.1 Stanovení biotického indexu

Pro každé odběrové místo (OM1, OM2, OM3) byla vytvořena podrobná tabulka s nalovenými zástupci bentického hmyzu, které jsem determinoval na nejnižší možnou taxonomickou úroveň.

Následně byl vypracován biotický index. Rozdělení těchto indexů je na 1) průměrové, mezi které patří saprobní index a BMWP (Biological Monitoring Working Party Score) score, respektive ASPT index a za 2) moderní přístupy, sem náleží především predikční systémy (Durance & Ormerod 2009).

V této práci aplikuji BMWP score, které následně zkombinuji s ASPT indexem. BMWP score je jednoduchý a zároveň účinný systém pro stanovení kvality vody na základě indikovaných druhů bezobratlého hmyzu. Tento systém přiřazuje ke každému druhu, potažmo čeledi, určitou bodovou hodnotu, která koresponduje se specifickými nároky dané skupiny živočichů na kvalitu vody. Hodnoty jsou v rozmezí 1 – 10. Hodnota 10 představuje na kvalitu vody nejnáročnější zástupce, tedy stanoviště ve kterém žijí lze označit za oligosaprobní. Naopak hodnota 1 koresponduje s nízkou kvalitou vody a jedná se tedy o organismy, kteří vydrží enormně nízké hodnoty rozpuštěného kyslíku, v rámci stupnice saprobií se jedná o polysaprobní vody (Zamora-Muñoz et al. 1995).

Ve snaze o reprezentativnost mé práce zkombinuji BMWP score a ASPT index. Vzájemná interakce těchto dvou ukazatelů je nutná z důvodu absence horního limitu u BMWP score. V konečném důsledku pak není tento ukazatel (BMWP score) závislý na množství (počtu) odloveného materiálu a ve srovnání např. s jinou studií ztrácí průkaznost. Není ošetřen a direktivně stanoven počet bentických organismů, kteří do srovnání vstupují. Implementaci ASPT indexu dojde k ovlivnění předešlého výsledků počtem determinovaných

čeledí, které se stanou jeho podílem. Výsledek se tak stává více průkazným se schopností srovnání (Mandaville 2002).

Záměrem této operace je také optimalizovat konečný výsledek v kontextu všech tří odběrových míst (OM1, OM2 a OM3) a zajistit elementární porovnání na úrovni celé lokality Oleška. Důležitost základního porovnání v rámci řečiště Oleška tkví především v předpokládaném antropogenním vlivu v hustě zastavěných místech sledovaného území.

Pro stanovení ASPT indexu není počet jedinců vyžadován. Vzhledem k možnosti interpretace mých výsledků i skrze jiné biotické indexy, kde je naopak celková početnost jednotlivých taxonů nutností (např. při stanovení saprobního indexu). Umístím do tabulek, pro jednotlivá odběrová místa, přesnou hodnotu abundance naloveného materiálu. V kontextu s dodržением závazných postupů při vzorkování metodou PERLA, lze výsledky měření dále použít.

třída čistoty	BMWP score	ASPT index	kvalita vody
1	> 150	> 7,0	výborná
2	100 – 150	5,5 – 7,0	dobrá
3	50 – 100	4,0 – 5,5	průměrná
4	25 – 50	2,5 – 4,0	nízká
5	0 – 25	1,0 – 2,5	velmi nízká

Tab. 1: Zhodnocení kvality vody na základě výsledných hodnot. Dle systému běžně využívaného ve Velké Británii, popisuje Woodiwiss (1964)

5.1.1 ASPT index pro odběrové místo č. 1

Výsledná hodnota, stanovená na základně odlovených bentických organismů, je 5,3. Dle ASPT stupnice se jedná o vodu průměrné kvality.

Taxon (abundance)	Systematická jednotka SU	Score
<i>Nepa cinera</i> (2)	Nepidae	5
<i>Haemopis sanguisuga</i> (3)	Hirudidae	3
<i>Sigara falleni</i> (9)	Corixidae	5
<i>Hydropsyche</i> sp. (22)	Hydropsychidae	5
<i>Sericostoma</i> sp. (2)	Sericostomatidae	10
<i>Ilybius fuliginosus</i> (4)	Dytiscidae	5
<i>Galba</i> sp. (3)	Lymnaeidae	3
<i>Gyraulus</i> sp. (3)	Planorbidae	3
<i>Planorbis</i> sp. (1)	Planorbidae	3
<i>Anisus</i> sp. (1)	Planorbidae	3
<i>Anodonta anatina</i> (2)	Unionidae	6
<i>Ephemera vulgata</i> (4)	Ephemeridae	10
<i>Calopteryx</i> sp. (2)	Agriidae	8
<i>Notonecta glauca</i> (2)	Notonectidae	5
BMWP score		74
počet skórujících SU		14
ASPT index = BMWP/ S SU		5,3

Tab. 2: Data získaná ze vzorkování na odběrovém místě č.1 (OM1)

5.1.2 ASPT index pro odběrové místo č. 2

Výsledná hodnota, stanovená na základně odlovených bentických organismů, je 5,9. Dle ASPT stupnice se jedná o vodu dobré kvality.

Taxon (abundance)	Systematická jednotka SU	Score
<i>Chironomus plumosus</i> (4)	Chironomidae	2
<i>Hydropsyche</i> sp. (27)	Hydropsychidae	5
<i>Gammarus fosarum</i> (38)	Gammaridae	6
<i>Ancylus fluviatilis</i> (5)	Ancylidae	6
<i>Calopteryx</i> sp. (3)	Agriidae	8
<i>Ilybius fuliginosus</i> (1)	Dytiscidae	5
<i>Hydroporus palustris</i> (10)	Dytiscidae	5
<i>Planorbis</i> sp. (3)	Planorbidae	3
<i>Ephemera vulgata</i> (2)	Ephemeridae	10
<i>Heptagenia sulphurea</i> (13)	Heptageniidae	10
<i>Baetis</i> sp. (85)	Baetidae	4
<i>Galba</i> sp. (2)	Lymnaeidae	3
<i>Sericostoma</i> sp. (8)	Sericostomatidae	10
BMWP score		77
počet skórujících SU		13
ASPT index = BMWP/ S SU		5,9

Tab. 3: Data získaná ze vzorkování na odběrovém místě č.2 (OM2)

5.1.3 ASPT index pro odběrové místo č. 3

Výsledná hodnota, stanovená na základně odlovených bentických organismů, je 5,5. Dle ASPT stupnice se jedná o vodu na rozhraní průměrné a dobré kvality. V tomto případě bude kvalita vody označena jako průměrná.

Taxon (abundance)	Systematická jednotka SU	Score
<i>Baetis sp.</i> (90)	Baetidae	4
<i>Haemopis sanguisuga</i> (3)	Hirudidae	3
<i>Ephemera vulgata</i> (5)	Ephemeridae	10
<i>Heptagenia sulphurea</i> (23)	Heptageniidae	10
<i>Ilybius fuliginosus</i> (6)	Dytiscidae	5
<i>Gammarus fosalum</i> (4)	Gammaridae	6
<i>Ancylus fluviatilis</i> (4)	Ancylidae	6
<i>Chironomus plumosus</i> (2)	Chironomidae	2
<i>Baetis sp.</i> (94)	Baetidae	4
<i>Hydropsyche sp.</i> (28)	Hydropsychidae	5
BMWP score		55
počet skórujících SU		10
ASPT index = BMWP/ S SU		5,5

Tab. 4: Data získaná ze vzorkování na odběrovém místě č.3 (OM3)

5.1.4 Porovnání ASPT indexu u OM1, OM2 a OM3

stanoviště	ASPT index	kvalita vody
OM1	5,3	průměrná
OM2	5,9	dobrá
OM3	5,5	průměrná

Tab. 5: Celkové srovnání indexu v rámci všech tří odběrových míst.

6 Diskuze

Vzorkování na lokalitě Oleška bylo provedeno v podzimním termínu, který takto definuje Kokeš (2006). Probíhalo v horizontu dvou měsíců, tedy v září a říjnu 2013.

Výsledné hodnoty ASPT indexů jsou na úrovni průměrné až dobré kvality vody. Přesněji pro odběrové místo č.1 (Tab.2) byla kvalita vody stanovena jako průměrná. Odběrové místo č.2 (Tab.3) má kvalitu vody, zjištěnou na základě mého vzorkování, dobrou. Kvalita vody pro odběrové místo č.3 (Tab. 4) je průměrná.

Při srovnání s výsledky Baudišové (2010), která zkoumala mikrobiální znečištění vody jak v lokalitě Oleška, tak i v jejich hlavních přítocích, vykazují má měření mnoho shodných hodnot. Baudišová (2010) označila jako hlavního původce znečištění Olešky splaškovou vodu, konkrétně zmiňuje odtoky z ČOV, odkanalizované obce a především množství neodkanalizovaných obcí, jejichž míra na znečištění je enormní. Na druhé straně kvalitu vody žádný jiný faktor, kromě zmíněného komunálního znečištění, neovlivňuje. Nevyskytuje se zde průmyslové znečištění, i když potenciální původci se dají dobře identifikovat. Eutrofizace vod, jejímž původcem je především zemědělství, by mohla být také potenciální hrozba pro měřený recipient. Zdejší svažitost polí a intenzivní výroba by tomu napovídaly. Baudišová (2010) se ovšem ani o tomto směru nezmiňuje.

Z hlediska povodí Baudišová (2010) označuje některé přítoky za velmi postižené fekálním znečištěním. Jedná se především o přítok Rokytka, který přímo protéká Novou Pakou, dále přítok Popelka, který protéká Lomnicí nad Popelkou. Oba případy jsou důkazem extrémního znečištění toku, který se nachází v hustě zastavěné aglomeraci (v porovnání s okolní krajinou). Nezanedbatelný vliv na popisovaný stav má samozřejmě také aktuální situace vodní hladiny, zda jde o abnormální nebo podnormální situaci.

Zcela naopak si v tomto srovnání stojí přítoky Tampelačka, Kundratický potok, Želešský potok a Stružinecký potok. Všechny zmíněné recipienty lze označit za relativně čisté, tedy fekálním znečištěním jen velmi málo dotčené. Vliv na tento stav má opět charakter území, kterým protékají. V těchto zmíněných případech se vždy jedná o vesnice s malou sumou obyvatelstva.

V porovnání s mými odběry, kde jsem stanovil kvalitu vody v Olešce ve dvou případech jako průměrnou a v jednom jako dobrou. Tedy v bodovém hodnocení, kde 1,0 – 2,5 značí kvalitu vody jako velmi nízkou až k hodnotě >7, kde jde o vodu vynikající, jsou moje výsledné hodnoty pro OM1 5,3, OM2 5,9 a OM3 5,5 tedy na úrovni průměrné až dobré. Baudišová (2010) se v konečném hodnocení interpretačně velmi přibližuje, kdy označuje cca

polovinu přítoků za kvalitativně podprůměrné a polovinu zbylých přítoků naopak za kvalitativně nadprůměrné.

V samotném toku Olešce označuje pasáže s dobrou kvalitou vody i s kvalitou podprůměrnou. Jmenovitě za čistý profil považuje místo nad ČOV Nová Paka, profil Studenec a také profil Bořkov. Naopak za místa postižená fekálním znečištěním považuje vesnice Libštát a Košťálov. Z celkové dotace odběrů se jak u přítoků tak u samotné Olešky dodržuje poměr u znečištěný/neznečištěný cca 50%/50 %. V konečné konfrontaci výsledků mých tak i Baudišové (2010) lze označit shodně kvalitu vody na lokalitě Oleška za průměrnou.

Existují zde i odchylky. V mém měření se profil u Studence vyznačuje hodnotou 5,3, tedy kvalitativně nejhorší ze stanovených a porovnávaných odběrových míst. Baudišová (2010) v tomto případě uvádí kvalitu vody jako výbornou.

7 Závěr

Ve své bakalářské práci jsem hodnotil kvalitu vody na lokalitě Oleška. Toto hodnocení proběhlo pomocí biomonitoringu makrozoobentosu, na základě odběrů ze tří reprezentativně vybraných profilů řeky. Vzorkování probíhalo v souladu s metodou PERLA. K sestavení výsledku jsem použil ASPT index, který přiřazuje určitou bodovou dotaci jednotlivým indikovaným druhům. Výslednou kvalitu vody na monitorovaných lokalitách jsem stanovil jako průměrnou.

8 Citovaná literatura

Absolon, R. K. (1999). Perlorodka říční. AOPK ČR Praha.

Adámek, Z., Orendt, C., Wolfram, G., & SYCHRA, J. (2010). Macrozoobenthos response to environmental degradation in a heavily modified stream: Case study the Upper Elbe River, Czech Republic. *Biologia*, 65(3), 527-536.

Armitage, P. D., Cranston, P., & Pinder, L. C. (Eds.). (1995). *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Springer.

Baudišová Dana. (2010). Mikrobiální znečištění toků v povodí Olešky a vývoj v souvislosti se změnami průtoků. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 52 (6)., 9-11.

Beemon, R. D. (2012). *Gastropoda: Opisthobranchia. Reproduction of Marine Invertebrates V4: Molluscs: Gastropods and Cephalopods*, 4, 115.

Beran, L. (2007). Vodní měkkýši Malé Bečvy (Česká republika). *Malacologica Bohemoslovaca*, 6, 29-34.

Beran, L. (2011). Příspěvek k poznání vodních měkkýšů evropsky významné lokality Bystřice se zaměřením na populaci velevruba tupého (*Unio crassus*) A contribution to the knowledge of aquatic molluscs of the Bystřice SCI focused on the population of *Unio crassus*.

Birmingham, M., Heimdal, D., Hubbard, T., Krier, K., Leopold, R., Luzier, J., ... & Wilton, T. (2005). *Benthic Macroinvertebrate Key. Lowarter (Volunteer water quality monitoring)*.

Blažek, V. (2006). *Voda v České republice*. J. Němec, & J. Hladný (Eds.). Pro Ministerstvo zemědělství vydal Consult.

Burks, B. D. (1975). *The mayflies, or Ephemeroptera, of Illinois (Vol. 26)*. Entomological Reprint Specialists.

Cairns Jr, J., & Pratt, J. R. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, 10, 27.

Chave, P. (2001). *Rámcová směrnice vodní politiky*. Ministerstvo zemědělství ČR a IWA Publishing.

ČSN EN 27828 (757703). (1995). *Jakost vod. Metody odběrů biologických vzorků. Pokyny pro odběr vzorků makrozoobentosu ruční sítíkou*.

De Moor, F. C., & Ivanov, V. D. (2008). Global diversity of caddisflies (Trichoptera: Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 393-407.

Durance, I., & Ormerod, S. J. (2009). Trends in water quality and discharge confound long - term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54(2), 388-40

Fox, C. H., Johnson, F. B., Whiting, J. O. H. N., & Roller, P. P. (1985). Formaldehyde fixation. *J Histochem Cytochem*, 33(8), 845-853.

Hartman, P., Příkryl, I., & Štědranský, E. (2005). *Hydrobiologie*. 3. vyd. Praha: Informatorium. p. 364. ISBN: 80-7333-046-6

Hlásková, T., & Lisá, L. (2005). *Příklad sedimentace v malých antropogenně ovlivněných tocích: petrografie a mineralogie jemnozrnných fluviálních sedimentů v prostoru Libeň – Klecany*.

Hodkinson, I. D., & Jackson, J. K. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5), 649-666.

Hromek, J. (2004). *Koncepce ochrany přírody Libereckého kraje. Část A*. Liberec: Jan Hromek–Lesprojekt, lesnické a parkové úpravy, Liberecký kraj. p. 68.

Hruška, J., Majer, V., & Fottová, D. (2006). Vliv kyselá depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 43, 95-110.

- Ježek, J. a Rozkošný, R. (1980). Klíč vodních larev hmyzu. Vyd. 1. Praha: Academia.
- Kalkman, V. J., Clausnitzer, V., Dijkstra, K. D. B., Orr, A. G., Paulson, D. R., & Van Tol, J. (2008). Global diversity of dragonflies (Odonata) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 351-363.
- Kočí, V., Burkhard, J., & Maršálek, B. (2000). Eutrofizace na přelomu tisíciletí. *Eutrofizace*, 10, 3-8.
- Kokeš, J., & Němejcová, D. (2006). Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA.
- Kolouch, L. R. (2003). Anodonta (Anodonta) anatina (Mollusca: Bivalvia) z Pardubicka s netradičně velkými rozměry. *Malacologica Bohemoslovaca (Československá slimač)*, 2, 37-38.
- Konček, M. (1958). Atlas podnebí Československé republiky.
- Lellák, J., & Kubiček, F. (1991). *Hydrobiologie*. Univ. Karlova, Praha. p. 256. ISBN: 978-80-7066-530-5
- Luoto, T. P. (2009, August). An assessment of lentic ceratopogonids, ephemeropterans, trichopterans and oribatid mites as indicators of past environmental change in Finland. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 46, No. 4, pp. 259-270). Finnish Zoological and Botanical Publishing.
- MacNeil, C., Dick, J. T., & Elwood, R. W. (1997). The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews*, 72(3), 349-364.
- Maleninský, M. (1996). Klíč k určování vodních breberek, Praha, Centrum pro děti a mládež ČSOP.

Malmqvist, B. (2002). Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47(4), 679-694.

Mandák M., Polášek Z. (2006). Meandry Odry, P. H. Vodní měkkýši (Mollusca)–nenápadní bezobratlí. *POODŘÍ–časopis obyvatel horní Odry*, 58.

Mandaville, S. M. (2002). Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols (Vol. 128, p. 315). Halifax, Canada: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.

Maršálek, B., & Müller, B. (2009). Znečištění povrchových vod živinami: Příčiny, důsledky a možnosti řešení (eu) trofizace. In *Sborník konference Praha (Vol. 11)*.

Marvan, P., Opatřilová, L., & Fránková, (2011). Metody hodnocení fytozobentosu pro stanovení ekologického stavu řek u nás a v sousedních zemích, *VTF*, I/2011, 1-3.

Melčáková, I., & Kupka, J. (2010). Metody studia ekosystému – studium vodních ekosystémů. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Hornicko – geologická fakulta. Institut environmentálního inženýrství.

Němejcová, N., Opařilová, L., Kokeš, J., & Řezníčková, P., (2011). Hodnocení ekologického stavu nebroditelných toků podle makrozoobentosu: testování německého systému, *VTF*, I/2011, 10 – 12.

Nilsson, A. N., & Holmen, M. (1995). The Aquatic Adepaga (Coleoptera) of the Fennoscandia and Denmark. Ii. Dytiscidae: II-Dytiscidea. Brill.

Parvulescu, L. (2009). The epigean freshwater malacostracans (Crustacea: Malacostraca) of the rivers in the Anina Mountains (SW Romania). *Studia Universitatis Babe^o-Bolyai, seria Biologia*, 54(2), 3-17.

Reichholf-Riehmová, H. (1997). Hmyz a pavoukovci. Knižní klub, Praha. p. 287. ISBN: 80-7202-196-6

- Soderstrom, O. (1987). Upstream movements of invertebrates in running waters: a review. *Archiv für Hydrobiologie*, 111(2), 197-208.
- Strong, E. E., Gargominy, O., Ponder, W. F., & Bouchet, P. (2008). Global diversity of gastropods (Gastropoda; Mollusca) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment* (pp. 149-166). Springer Netherlands.
- Sutcliffe, D. W. (2010, May). Reproduction in *Gammarus* (Crustacea, Amphipoda): basic processes. In *Freshwater Forum* (Vol. 2, No. 2).
- Štefáček, S. (2008). Encyklopedie vodních toků Čech, Moravy a Slezska. Baset. p. 744. ISBN: 978-80-7340-105-4
- Švorc, L a Švorocvá, V. (2006) České řeky a říčky, Knihovna Jana Drdy, 1. vydání. P. 268. ISBN: 80-86937-11-9
- Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431-1446.
- Woodiwiss, F. S. (1964). The Biological System of Stream Classification Used By the Trent-river-board. *Chemistry & Industry*, (11), 443-447.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C. E., Sánchez-Ortega, A., & Alba-Tercedor, J. (1995). Are biological indices BMPW'and ASPT'and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*, 29(1), 285-290.