

ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE
FAKULTA STAVEBNÍ
KATEDRA ZDRAVOTNÍHO A EKOLOGICKÉHO INŽENÝRSTVÍ



**IDENTIFIKACE ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ PODÉL
URBANIZAČNÍHO GRADIENTU DROBNÝCH TOKŮ NA
ZÁKLADĚ ZMĚNY STRUKTURY SPOLEČENSTVA
MAKROZOOBENTOSU**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. BARBORA LÍSKOVCOVÁ

Vedoucí diplomové práce: Doc. Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Gabriela Šťastná, Ph.D.

Duben 2018



ČESKÉ VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V PRAZE

Fakulta stavební

Thákurova 7, 166 29 Praha 6

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

I. OSOBNÍ A STUDIJNÍ ÚDAJE

Příjmení: Lískovcová Jméno: Barbora Osobní číslo: 409769
Zadávající katedra: Katedra zdravotního a ekologického inženýrství
Studijní program: stavební inženýrství
Studijní obor: Vodní hospodářství

II. ÚDAJE K DIPLOMOVÉ PRÁCI

Název diplomové práce: Identifikace zdrojů znečištění podél urbanizačního gradientu drobných toků na základě změny struktury společenstva makrozoobentosu.

Název diplomové práce anglicky: Identification of pollution sources along the urbanization gradient of small urbanized streams based on benthic community structure changes.

Pokyny pro vypracování:

Diplomová práce se zabývá biologickým hodnocením drobných vodních urbanizovaných toků na základě změny struktury společenstva makrozoobentosu. Ze stávající struktury společenstva, morfologického stavu toku, využití ploch v povodí a chemické kvality vody a sedimentu studentka bude identifikovat hlavní zdroj narušení toku (bodový či nebodový).

Práce se bude skládat z kritické rešerše, vlastního odběru a identifikace biologického vzorku a jeho vyhodnocení ve vztahu k podpurným parametrům kvality vody, sedimentu, morfologie. Oblastí zájmu je pražský tok Botič.

Seznam doporučené literatury:

Jméno vedoucího diplomové práce: Mgr. Gabriela Štátná, Ph.D.

Datum zadání diplomové práce: 8. 3. 2017

Termín odevzdání diplomové práce: 8. 1. 2018

Údaj uveďte v souladu s datem v časovém plánu příslušného ak. roku

Podpis vedoucího práce

Podpis vedoucího katedry

III. PŘEVZETÍ ZADÁNÍ

Beru na vědomí, že jsem povinen vypracovat diplomovou práci samostatně, bez cizí pomoci, s výjimkou poskytnutých konzultací. Seznam použité literatury, jiných pramenů a jmen konzultantů je nutné uvést v diplomové práci a při citování postupovat v souladu s metodickou příručkou ČVUT „Jak psát vysokoškolské závěrečné práce“ a metodickým pokynem ČVUT „O dodržování etických principů při přípravě vysokoškolských závěrečných prací“.

Datum převzetí zadání

Podpis studenta(ky)

Prohlašuji, že jsem příloženou práci vypracoval samostatně a že jsem uvedl veškeré použité informační zdroje v souladu s Metodickým pokynem o etické přípravě vysokoškolských závěrečných prací

V Praze dne:

Podpis:

Bc. Barbora Lískovcová

Ráda bych poděkovala všem, kteří přispěli k zdárnému průběhu a dokončení mé diplomové práce. Především bych chtěla poděkovat Mgr. Gabriele Šťastné, Ph.D. a Doc. Mgr. Janě Nábělkové, Ph.D. za rady a vstřícné vedení při zpracování této diplomové práce.

ABSTRAKT

Vodní toky na Zemi jsou negativně ovlivňovány antropogenní činností. Již v minulosti lidé dospěli k názoru, že kvalitu sladkovodních vod je třeba chránit. V současné době je platná řada norem a směrnic na národní i evropské úrovni, které dopomáhají k udržení či zlepšení kvality povrchových vod.

Vodní toky představují ekosystém, do kterého se promítá kvalita protékající vody, využití okolního území a činnost celého povodí. Pokud je vodní tok znečištěný nebo má narušenou morfologii či se změní průtokový režim, projeví se to v zastoupení organismů, které se vyskytují ve vodním ekosystému. Stejně tak, pokud je tok v dobrém stavu, můžeme zde nalézt jiné druhové zastoupení organismů než v toku znečištěném. Vhodným ukazatelem biologické kvality vody je změna struktury společenstva makrozoobentosu. Změna struktury společenstva makrozoobentosu byla v rámci této diplomové práce posuzována na vodním toku Botič.

První část práce se zabývá rešerší problematiky vodních toků, ekosystému vodních toků, biologického hodnocení vody, vysvětlením jednotlivých biologických ukazatelů kvality vody.

Druhá, praktická část se zabývá odběrem vzorků makrozoobentosu, vysvětlením jeho laboratorního zpracování, zařazením makrozoobentosu do co nejnižších taxonů a spočtením zastoupení jedinců. Na základě rozřídění makrozoobentosu proběhlo zařazení do funkčních skupin a byly spočteny biologické indexy, na jejichž základě bylo možné zařadit lokality do tříd kvality a zjistit potenciální zdroje a typy narušení. Hodnocení biologických ukazatelů bylo vztaženo k urbanizačnímu gradientu a jeho změnám podél vodního toku. Dále se práce zabývá porovnáním výsledků biologického odběru s chemickými odběry vody a ekomorfologickým stavem vodního toku. V závěru jsou shrnuty výsledky biologického odběru a jeho vyhodnocení v závislosti na možných zdrojích znečištění, které mohly změny v ekosystému vodního toku vyvolat.

KLÍČOVÁ SLOVA

Drobný vodní tok, ekosystém, znečištění, Botič, populace, kvalita vody, společenstvo, makrozoobentos

ABSTRACT

Water flows on Earth are negatively affected by human activity. Already in the past, people have come to the conclusion that the quality of freshwater needs to be protected. Currently, several standards and guidelines are in place to help maintain or improve the quality of surface water.

Watercourses represent an ecosystem in which water quality is projected. If the watercourse is polluted, it is reflected by organisms that are present in ecosystem. Similarly, if the flow is in good condition, we can find a different species representation of the organisms than in the polluted stream. A suitable indicator of biological quality of water is the change in the structure of the macrozoobentos community. Changing the structure of the macrozoobentos community was, in the framework of this diploma thesis, related to the Botič stream.

The first part of the thesis deals with the research of watercourses, ecosystem of watercourses, biological water assessment, explanation of individual biological indicators of water quality.

The second, practical part deals with sampling of macrozoobentos, explaining its laboratory processing, adding macrozoobentos to the lowest taxa and genes and calculating the representation of individuals. On the basis of the macrozoobentos classification, the functional groups were categorized and the biological indices were calculated, on the basis of which the sites could be classified into quality classes. The assessment of biological indicators was related to the urbanization gradient and its changes along the water flow. Furthermore, the thesis deals with the comparison of biological sampling results with chemical water sampling and ecomorphology. In conclusion, the results of the biological sampling and its evaluation are summarized, depending on the possible sources of pollution, which the changes in the ecosystem of the watercourse could cause.

KEYWORDS

Small urban stream, ecosystem, pollution, Botič, population, water quality, community, macrozoobentos

OBSAH

1	Úvod	9
2	Cíle	10
3	Vodní toky	11
3.1	Legislativa ochrany kvality vody vodních toků.....	11
3.2	Prvky vodních toků	12
3.2.1	Změny charakteru toku v příčném profilu	12
3.2.2	Změny charakteru toku v podélném profilu	14
3.2.3	Změny ekosystému v břehové oblasti	15
3.2.4	Časové změny ekosystému.....	15
3.2.5	Základní ekologické dělení organismů.....	16
3.3	Přírozené příčiny narušení vodních toků	18
3.4	Antropogenní příčiny narušení vodních toků	18
3.4.1	Narušení vodních toků městským odvodněním	20
3.5	Specifika drobných urbanizovaných toků.....	27
3.6	Možnosti obnovy ekosystémů vodních toků	28
3.6.1	Kolonizace a rekolonizace makrozoobentosu driftem.....	29
3.6.2	Kolonizace a rekolonizace makrozoobentosu pomocí vzdušné kolonizace..	32
3.6.3	Kolonizace a rekolonizace makrozoobentosu přesídlením z hyporheických sedimentů.....	33
3.6.4	Kolonizace a rekolonizace makrozoobentosu připlazením a připlaváním mikroorganismů.....	33
3.7	Rychlost obnovy vodních ekosystémů řek	33
3.8	Měření a monitoring kvality vody vodních toků	34
3.8.1	Biomonitoring.....	34
3.8.2	Hydromorfologický monitoring	39
3.8.3	Fyzikálně chemický monitoring	41
3.9	Hodnocení jakosti povrchových vod	42
3.9.1	Směrnice evropského parlamentu a rady 2000/60/es	42
3.9.2	Ekologický stav	43
3.9.3	Chemický stav	45
3.9.4	Biologické charakteristiky	45
4	Praktická část.....	60
4.1	Základní charakteristika povodí botiče.....	60
4.2	Urbanizační gradient vodního toku Botič	64

4.3	Ekomorfológický stav	65
4.4	Kvalita vody.....	65
4.5	Odběrné profily.....	66
4.6	Biologický stav	73
4.6.1	Odběr makrozoobentosu.....	73
4.6.2	Zpracování vzorků.....	73
4.6.3	Hodnocení biologických metrik	74
4.7	Výsledky a porovnání	74
4.7.1	Urbanizační gradient.....	74
4.7.2	Ekomorfológický stav	82
4.7.3	Kvalita vody	83
4.7.4	Biologické charakteristiky.....	91
4.8	Shrnutí hodnocených indexů.....	109
4.9	Hodnocená místa vlivu urbanizačního gradientu.....	111
5	Závěr.....	115
6	Bibliografie.....	118
	Seznam použitých zkratk	126
	Seznam obrázků.....	128
	Seznam tabulek.....	130
	Seznam rovnic	131
	Seznam příloh.....	132
	Seznam fotodokumentace.....	137

1 ÚVOD

Sladká voda je na planetě Zemi zastoupená pouze 2,5 % z celkového objemu vody, přesto představuje zásadní roli pro život organismů na Zemi. Lidé využívají vodu ve vodních tocích jako zdroj pitné vody, zdroj energie, pro říční dopravu, závlahy, rybolov a rekreaci. V současné době jsou vodní toky ovlivňovány především lidskou činností. Lidé přetvářejí ráz okolní krajiny, upravují koryta řek, vypouštějí do vody znečišťující látky z domácností a hnojí pozemky v okolí řek, ze kterých se za deště dostávají chemikálie do vody.

Vodní tok kromě zmíněných funkcí důležitých pro člověka funguje především jako ekosystém. Ekosystém vodního toku zahrnuje biotickou a abiotickou složku, které jsou ovlivňované prouděním vody. Biotická složka ekosystému představuje rostliny a živočichy. Na základě množství, jednotlivých druhů a stavu biotické složky ekosystému lze zhodnotit biologickou kvalitu vody vodních toků. Biologickou kvalitu vody ovlivňuje ekomorfologický, chemický a fyzikálně – chemický stav toku.

Jelikož lidé ovlivňují kvalitu vody ve vodních tocích, a tím i ekosystém vodního toku, je důležité vodní toky chránit, aby nedocházelo ke zhoršování kvality vod. S ochranou kvality povrchových vod souvisí Rámcová směrnice Evropského společenství o vodě 2000/60/ES, která vyzývá členské státy k dosažení dobrého ekologického stavu povrchových vod a požaduje zabránění zhoršování stavu vodních ekosystémů. [1]

Kvalitu vody lze hodnotit z ekomorfologického, biologického nebo chemického a fyzikálně chemického hlediska. Tato práce využívá biologické metody hodnocení kvality vody na vodním toku Botič. Použité biologické metody hodnocení jsou zaměřeny na změny společenstva makrozoobentosu podél podélného profilu vodního toku.

Každý tok je unikátní, má jiné podloží, hloubku, rozlohu, rychlost proudění, množství sedimentů, sklon koryta, množství nádrží na toku či hlavní zdroje vody, to vše ovlivňuje kvalitu vody. Z těchto důvodů je zřejmé, že se v rámci biologického hodnocení musí vzít v potaz i tyto souvislosti. Pro identifikaci hlavního zdroje narušení toku je nezbytné dát biologické ukazatele kvality vodního prostředí do souvislosti s chemickými ukazateli kvality vody a sedimentu, parametry využití ploch v povodí a ekomorfologickým stavem toku.

2 CÍLE

Hlavním cílem diplomové práce je hodnocení změny biologického stavu vodního toku na základě změny struktury společenstva makrozoobentosu – ověření stávajících zdrojů a druhů narušení vodního toku či identifikace nových míst narušení na základě biologického hodnocení. Výsledky biologického stavu hodnoceného na základě společenstva makrozoobentosu budou vztaženy především k růstu urbanizace podél vodního toku.

Hlavního cíle bude dosaženo skrze dílčí cíle, což je rešeršní část diplomové práce a praktická část. Rešeršní část diplomové práce se zabývá vodními toky, ekosystémem vodních toků, biologickým hodnocení vody, vysvětlením jednotlivých biologických ukazatelů kvality vody.

Praktická část práce se skládá z popisu vlastního odběru, identifikace biologického vzorku a jeho vyhodnocení ve vztahu k míře urbanizace, ekomorfologii vodního toku a podpůrným parametrům kvality vody. Míra urbanizace bude hodnocena na základě několika faktorů, jako je počet obyvatel, procento zastavěné plochy podél vodního toku, zemědělsky využívané plochy podél vodního toku, přítomnost čistíren odpadních vod a pomocí dalších ukazatelů. Hodnocení je založeno na stavu struktury společenstva makrozoobentosu na vodním toku Botič provedených 17. 05. 2017 a 21. 08. 2017. V případě zhoršených výsledků bylo snahou odhalit možné zdroje a příčiny znečištění (bodový či nebodový zdroj).

3 VODNÍ TOKY

Vodní toky jsou povrchové vody, které tečou v korytě vlastním spádem trvale nebo převažující část roku, a to včetně vod v nich uměle vzdutých. Vodní toky mají své specifické povodí, hydrologické poměry, geologické a pedologické poměry, kvalitu vody a tím definovanou faunu a floru. Vodní toky kromě své ekologické funkce – podpora a tvorba ekosystémů a zajištění jeho funkcí, plní také mnoho funkcí naplňujících požadavky člověka – využívání vody jako zdroje vody, ochrana před povodněmi, dopravní cesty, zdroje energie, estetické a rekreační. V současné době již lze konstatovat, že na Zemi není tok, který by nebyl zasažen činností člověka související s využíváním vodního toku a okolního území. [2]

3.1 LEGISLATIVA OCHRANY KVALITY VODY VODNÍCH TOKŮ

Hlavním zákonem, který se zabývá vodními toky, je zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů. Na základě tohoto zákona můžeme definovat, co je povrchová voda, co lze určit za vodní tok a co nikoliv. Dále upravuje právní povahu vod a povinnosti nakládání s povrchovými vodami. [2]

Hodnocení ukazatelů kvality vody probíhá na základě nařízení vlády (dále jen NV), které jsou podřízeny směrnice Rady. Během posledních let došlo několikrát ke změně nařízení vlády (NV č. 171/1992 Sb., NV č. 82/1999 Sb., NV č. 61/2003 Sb., NV č. 229/2007 Sb., NV č. 23/2011 Sb. a NV č. 401/2015 Sb.). Poslední novela je v platnosti od ledna 2016 (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech). Zároveň NV č. 401/2015 Sb. definuje průmyslové odpadní vody, splaškové odpadní vody z domácností a dále například dobrý stav povrchových vod. [2; 3]

Směrnice, jenž se nejvíce dotýká ekologického stavu vodních toků, je Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES (2000), která nabízí komplexní pohled, a kromě dobrého chemického stavu vody se zabývá i dobrým ekologickým stavem vody. Po členských státech Evropské unie (dále jen EU) požaduje, aby nejen zabránily zhoršování stavu vodních ekosystémů, ale aby se snažily o jeho zlepšení. Zároveň do roku 2015 směrnice vybízela k dosažení dobrého ekologického stavu útvarů povrchových vod.

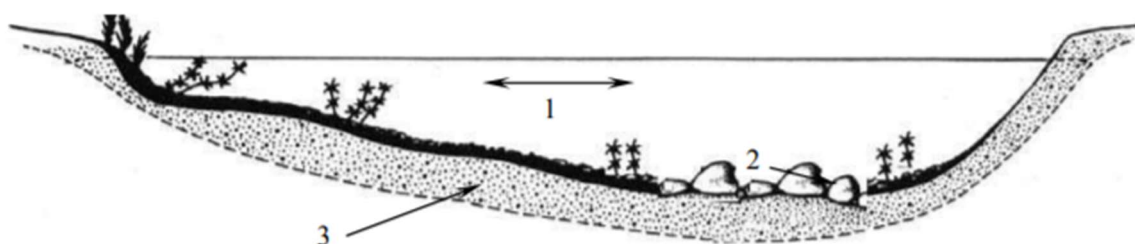
Právě ekologický stav je dán stavem biologické kvality vodního toku, který je podpořen stavem chemickým a morfologickým. V rámci této směrnice můžeme dělit strategii ochrany vodních toků na emisní a imisní. Emisní limity určují maximální koncentraci znečišťujících látek obsažených v bodových zdrojích ústících do vodních toků. Normy environmentální kvality (NEK, V angličtině Enviromental Quality Standartrs – EQS, dříve imisní limity) označují koncentrace látek v recipientu, které by se neměly překročit ani během působení nejnepríznivějších hydrologických poměrů. [1; 4; 5; 6]

3.2 PRVKY VODNÍCH TOKŮ

Vodní ekosystém je ovlivňován pohybem vody, materiálu a organismů. Z čehož vyplývá, že vodní ekosystém je tvořen abiotickými a biotickými prvky. Abiotické prvky představují neživou část ekosystému, jako například typ podkladu či rychlost proudění. Biotické prvky reprezentují živé organismy nejen ve vodním toku samotném, ale také v břehové vegetaci a přírodních překážkách na toku. Abiotické prvky vodního toku ovlivňují biotické prvky. [1]

3.2.1 ZMĚNY CHARAKTERU TOKU V PŘÍČNÉM PROFILU

Příčný profil vodního toku lze rozdělit do tří charakteristických oblastí (viz Obrázek 1): volná hladina neboli reopelagiál, oblast dna neboli bentál a podříční dno neboli hyporeál dále lze dělit i na břehovou zónu a záplavové území.



Obrázek 1 - Schéma příčného profilu toku: 1 - volná hladina (reopelagiál), 2 - bentál, 3 – hyporeál [7]

VOLNÁ HLADINA - REOPELAGIÁL

Z hlediska abiotických faktorů lze volnou hladinu charakterizovat především jako oblast s výskytem vírů, turbulencí a proudů. Turbulentní proudění a víry dopomáhají

k promíchávání masy vody a dochází tak k lepší výměně plynů mezi atmosférou a vodním tokem. Proudění podporuje planktonní organismy ve vlnosku, a naopak nepřízně ovlivňuje přítomnost některých druhů zooplanktonu (drobní korýši). Volná voda slouží jako životní prostor vodním organismům a zároveň představuje médium pro transport živin i odpadních látek. Do vodního proudu vstupují bentické vodní organismy, jež jsou jím unášeny a po určité době se znovu zachytí na dně, proces je označován jako drift. Dále se zde vyskytuje nekton, který je zastoupený rybami, obojživelníky, kraby a raky. [1; 7; 8]

OBLAST DNA - BENTÁL

Rychlost proudění vody se oproti reopelagiálu výrazně snižuje. Významným faktorem této oblasti je světelná intenzita, která se snižuje s narůstající hloubkou. Vrstva světelné intenzity ovlivňuje mnoho chemických procesů probíhajících ve vodním sloupci, jako je například oxidace či disimilace. V oblasti bentálu je důležitý charakter, struktura a složení materiálu dna toku, který určuje skladbu biologického oživení. Materiál dna může být různý od kamenitého štěrkového v rychle tekoucích vodách po písčité až bahnitý v pomalu tekoucích vodách. Organismy, které žijí přisedlým způsobem života, využívají přítomné kameny, které jim díky své stabilitě poskytují vhodné životní prostředí (možnost zachycení, úkrytu, dostupnost potravy). Písčité sedimenty jsou osídleny méně, jelikož stále dochází k unášení částic proudem. Bahnitě usazeniny jsou oživeny ze všech podkladů nejvíce, avšak druhová diverzita zde není tak bohatá jako například na kamenitém podkladu. Společenstvo osidlující dno je označováno za bentos či reobentos. V letních měsících je dno porostlé mikro i makrovegetací, která nabízí nový životní prostor pro některé bentické druhy. Množství jedinců a druhů závisí nejen na typu podkladu, ale také na přítomnosti organické hmoty. [1; 7; 8]

PODŘÍČNÍ DNO – HYPOREÁL

Hyporeál je přechodová zóna mezi povrchovou a podzemní vodou. V této oblasti proudění ovlivňují gravitační i kapilární síly. Stejně tak jako u bentálu i zde určuje oživení charakter a složení dna. Oživení v hyporeálu je dále ovlivněno porozitou, propustností materiálu koryta, objemem částic a prostorem mezi částicemi. Hyporeál není ohrožen extrémními vodními stavy jako ostatní části vertikálního profilu toku, proto hraje významnou roli při znovuosidlování toku po povodních či extrémnímu suchu. Pro udržení rovnováhy energie a živin je důležitá přítomnost mikrobiálního biofilmu. Společenstvo

obývající hyporeál je označováno jako hyporeos. Společenstvo je druhově i početně velmi bohaté (prvoci, koryši, dvoukřídly hmyz, měkkýši). [1; 7; 8]

3.2.2 ZMĚNY CHARAKTERU TOKU V PODÉLNÉM PROFILU

V závislosti na podélném profilu lze vodní tok rozdělit na horní tok, střední tok a dolní tok. Každý z nich má svá specifika, co se týká převládajících prvků vodního toku, biologických procesů, transportu látek, rychlosti proudění, šířky toku, charakterem prostředí a dominantních živočichů a rostlin. [1; 5]

HORNÍ TOK

Rychlost proudění je v této oblasti toku největší. Je zde strmý sklon a údolí má většinou tvar V. Pro horní část toku je typická eroze a následné unášení materiálu. V této části toku se vyskytují přejeje, někdy i vodopády, které zajišťují vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě. Horní tok se většinou nachází v zalesněné oblasti, a proto je tok zastíněný, chladný a převládá zde vysoké propojení s příbřežní vegetací. Organické látky jsou v této části toku velmi rozmanité a vyskytuje se zde nízké množství živin a hrubé pevné organické látky. Převládá zde respirace nad produkcí. Důležité prvky ekosystému jsou: voda, dno, hyporeál a podzemní voda. Největší zastoupení zde mají mikroorganismy, zvláště v podobě biofilmu (společenstvo mikroorganismů přisedlé k určitému povrchu). V zastoupení bezobratlých živočichů převládají kouskovači a sběrači. V minimálním zastoupení se zde vyskytují spásači a dravci. Z vodních rostlin převažují nárosty. [1; 5]

STŘEDNÍ TOK

Rychlost proudění se snižuje. Sklon je mírnější a údolí se rozšiřuje. Střední tok se rozšiřuje, a proto není tok již tolik zastíněný a snižuje se propojení s příbřežní vegetací. Pro střední část toku je stále charakteristická eroze, ale na rozdíl od horní části toku již dochází k sedimentaci. Zvyšuje se koncentrace živin. Ve středním toku je největší teplotní variabilita. Převládá zde produkce nad respirací. Důležité prvky ekosystému jsou: voda, dno, hyporeál. Největší zastoupení zde mají hrubé pevné organické látky a na ně navázané mikroorganismy. Probíhá zde transport jemných pevných organických látek. V zastoupení bezobratlých živočichů převládají spásači a sběrači. Naopak v minimálním množství se zde vyskytují kouskovači a dravci. Z vodních rostlin převažují makrofyta (nárosty a suspendované řasy). [1; 5]

DOLNÍ TOK

Šířka toku se zvyšuje a rychlost proudění je nejnižší. Sklon toku je nejmenší a převládá zde sedimentace a údolí je téměř ploché. Dolní tok je široký a málo zastíněný, voda je teplejší. Tok je závislý na přísunu potravy shora. Vyskytuje se zde vysoká koncentrace živin. Voda je v této části toku kalná a světlo neproniká tak hluboko. V dolním toku převládají jemné pevné organické látky. Přebývá zde respirace nad produkcí. Důležité prvky ekosystému jsou: voda, břeh a záplavová zóna. Největší zastoupení zde má fytoplankton a zooplankton. Díky pomalému proudění a vysokému obsahu jemných organických látek v zastoupení bezobratlých živočichů převládají sběrači a filtrátoři. Naopak v minimálním množství se zde vyskytují dravci. Z vodních mikroorganismů převažují suspendované řasy a bakterie. [1; 5]

3.2.3 ZMĚNY EKOSYSTÉMU V BŘEHOVÉ OBLASTI

Ekosystém toku je ovlivňován značnou mírou i břehovou oblastí, která rozhoduje o tom, jestli je tok zastíněn, zda kořeny stromů zasahují do toku a poskytují tak zpevnění břehů a útočiště různým organismům. Stupeň zastínění do značné míry rozhoduje i o teplotě vody a obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě. Zároveň břehová linie snižuje negativní dopady využívání okolních ploch. Během povodní či sucha lze vidět, že i záplavové území kolem toku ovlivňuje ekosystém vodního toku, jelikož pomáhá snížit extrémní průtoky za povodní nebo funguje jako zásobárna vody za sucha. Mezi organismy vyskytujícími se v oblasti břehu a záplavové zóny můžeme najít i suchozemské organismy či obojživelníky, kteří jsou také ovlivňováni interakcí mezi břehovou linií a vodou ve vodním toku. [1]

3.2.4 ČASOVÉ ZMĚNY EKOSYSTÉMU

Časové změny ekosystému souvisejí s ročním obdobím. Některé z nich se opakují v určitých intervalech, jiné jsou časově náhodné. Opakující se intervaly vyšších průtoků jsou například na jaře při tání sněhu. Organismy jsou schopné se adaptovat na změny průtoku v pravidelně se opakujících intervalech (např. zvýšené průtoky při jarním tání či letních srážkách). Například přizpůsobí své vývojové cykly. Během letních měsíců pravidelně nastávají letní sucha či období dešťů. Za náhodné časové změny lze označit extrémní sucha či povodně. Přesto během povodní dochází k vyplavení a odnesení samotných vodních organismů z jejich úkrytů nebo k erozi břehové linie a dna a s tím spojeným odnosem

životního prostředí a úkrytu organismů. Naopak během sucha trpí organismy nedostatkem rozpuštěného kyslíku ve vodě a nedostatkem životního prostoru. [1]

3.2.5 ZÁKLADNÍ EKOLOGICKÉ DĚLENÍ ORGANISMŮ

Základní ekologické dělení organismů vychází z jejich účasti na koloběhu látek. Organismy se dělí na 3 základní skupiny organismů:

1. Producenti
2. Konzumenti
3. Destruenti

Producenti jsou jediné organismy, které jsou schopny přeměnit anorganické látky na látky organické v procesu fotosyntézy a tvořit kyslík. Do této skupiny lze zařadit řasy, rozsivky, sinice a vodní cévnaté rostliny. [9; 10]

Naopak **konzumenti** přijímají organické látky jako hlavní zdroj potravy. Do této skupiny patří jak živočichové, tak i vyšší rostliny, které neobsahují chlorofyl. Zástupci konzumentů jsou: měkkýši, vodní hmyz, korýši, ryby, kroužkovci a prvoci. [9; 10]

Poslední skupinou jsou **destruenti**, kteří rozkládají zbytky organické hmoty na jednoduché anorganické látky. Destruenti se podílejí na procesu zvaném dekompozice, což je rozklad mrtvé organické hmoty na látky anorganické. Zástupci této skupiny jsou: bakterie, vodní houby, drtiči či nálevníci. [9; 10; 11]

SKUPINY POTRAVNÍHO ŘETĚZCE

Skupiny potravního řetězce rozdělujeme podle způsobu konzumace potravy a velikosti konzumovaných částic. Způsob klasifikace se odráží v hlavních zdrojích potravy ve vodním toku: perifyton, CPOM, FPOM a samotné organismy sloužící jako kořist. Perifyton jsou společenstva drobných živočichů a rostlin, která žijí v nárostech. CPOM (Coarse Particulate Organic Matter) je hrubý organický materiál > 1 mm. FPOM (Fine Particulate Organic Matter) je jemný organický materiál v rozmezí 0,5 – 1 mm. Hlavní skupiny potravního řetězce můžeme rozdělit na: [9; 10; 12]

- 1) Kouskovači
- 2) Škrabači, spásači

- 3) Sběrači
- 4) Predátoři
- 5) Minující druhy
- 6) Xylofágové
- 7) Omnivoři

Kouskovači se živí CPOM, které pocházejí z rostli nebo z odumřelé tkáně rostlin a živočichů. Kouskovači svou potravu kouskují na menší části. Nejběžněji se stravují listy. Do skupiny kouskovačů řadíme například chrostíky, pošvatky, korýši či měkkýši. [13; 14; 12]

Škrabači a spásači konzumují perifyton, který je ve vodním prostředí skoro v celém toku v podobě zelených řas a sinic (v podobě rozsivek či biofilmu). Potravu získávají pomocí oškrabování, napichování, okusování či pilování perifytону. Mezi škrabače a spásače řadíme některé druhy jepic a chrostíků či brouků. [13; 14; 15]

Sběrače lze rozdělit na **smetače** a **filtrátory**. Potrava sběračů je převážně FPOM z různých zdrojů (perifyton, biofilm a výkaly), proto se vyskytují v oblastech s jemným sedimentem. Smetači sbírají či shrnují potravu z povrchů, oproti tomu filtrátoři potravu filtrují z vody pomocí štětiček vějířků či jiných filtračních aparátů. Filtrátory můžeme rozdělit na aktivní a pasivní. Aktivní filtrátoři se aktivně podílí na víření vody a tím i přínosem potravy. Pasivní filtrátoři setrvávají na místě a čekají, jakou potravu přinese proud. Do zástupců sběračů řadíme: chrostíky stavějící sítě, muchničky, pakomáry a některé jepice. [1; 14; 15]

Predátoři se živí živými organismy či CPOM. Predátory můžeme rozdělit na pravé predátory a pasoucí se predátory. Práví predátoři usmrtí oběť hned po napadení a konzumují jí celou nebo jen část (korýši, larvy brouků). Pasoucí se predátoři nemusí způsobovat okamžitou smrt, ale sní více částí kořisti za život. Mohou se živit například oškrabováním nárostů (chrostíci, jepice či pijavice). [9; 14]

Minující druhy se vyznačují vyvrtáváním chodbiček v rostlinných tkáních.

Xylofágové je skupina organismů živící se odumřelým dřevem.

Poslední skupina zvaná **omnivoři** (všežravci), je skupina, u které přiřazení do jmenovaných skupin není zcela jednoznačné. Pokud dochází k hodnocení podle potravních skupin, jsou omnivoři rozděleny pomocí valenčního přístupu (procentuální preference) mezi ostatní skupiny. [1]

3.3 PŘIROZENÉ PŘÍČINY NARUŠENÍ VODNÍCH TOKŮ

Přirozenou příčinou narušení vodního toku jsou extrémní sucha, zvýšené průtoky (povodně) a s tím spojený transport splavenin a sedimentu a eroze. Sucha a povodně budou zmíněny níže viz kapitola Ovlivnění hydraulického režimu a hydrologických poměrů na straně 22.

EROZE

Vlivem eroze dochází k narušení břehové linie toku, transportu a následné depozici uvolněného materiálu, která zapříčiní snížení sklonu, zvýšení drsnosti a tím i snížení transportní kapacity toku. Všechny tyto dopady eroze se projeví na vodním ekosystému. [16]

Narušení břehové linie může zničit životní prostředí pro organismy. Snížením sklonu toku, a tím i rychlosti proudění, dojde k obměně ekosystému v dotčeném území. Naopak zvýšení drsnosti může znamenat nový životní prostor pro organismy žijící přisedlým způsobem života. Eroze může zapříčinit i narušení staveb a do řek se dostanou kusy stavebních materiálů, které mohou působit jako migrační překážka na toku. Vnosem půdy do toku je ovlivněno i chemické složení vody, které se následně projeví na zastoupení organismů ve vodě. Eroze půdy v břehové linii rovněž může způsobit podemletí přibřežní vegetace a její úhyn, což přetváří životní podmínky vodních organismů. [16]

3.4 ANTROPOGENNÍ PŘÍČINY NARUŠENÍ VODNÍCH TOKŮ

Znečištění vodního prostředí člověkem znamená, že člověk přímo nebo nepřímo zavádí látky nebo energii (teplo), které mají za následek škodlivé účinky pro vodní tok. Mohou zahrnovat zhoršování kvality vody, narušení vodních ekosystémů, odumření vodních organismů, naruší rybolov a tím i obživu pro lidi. Jako znečišťující látka může být označována i látka, která se v prostředí vyskytuje, byť jen částečně v důsledku lidské aktivity a má negativní vliv na životní prostředí. Místní kvalita vody zároveň limituje kvalitu vody v tocích, jezerech či mořích, kam následně ústí, a zhoršuje tak podmínky pro život

i daleko za hranicemi státu. Znečištění vody produkované člověkem lze rozdělit do dvou skupin:

- 1) znečištění, které ovlivňuje fyzické prostředí, v němž organismy žijí
- 2) znečištění, které je přímo toxické pro organismy samotné

Některé případy znečištění jsou náhlé a náhodné, jako jsou chemické havárie, a kvalitu vody ovlivní okamžitě. Na druhé straně se vyskytují i formy znečištění, které environmentální změnu způsobují dlouhodobě (eutrofizace, kyselá dešť). [17]

Člověk do ekosystému toku nezasahuje pouze vnosem znečišťujících látek, ale i **narušováním přirozeného charakteru toku**. V průběhu let lidé budovali jezy, přehrady, rybí přechody, plavební komory, kterými měnili charakter toku. Dále docházelo k napřimování koryt vodních toků a jejich úpravám. To vše měnilo rychlost proudění, chod sedimentů, teplotu vody a další ukazatele ovlivňující složení vodního ekosystému. Nicméně i zásahy člověka mimo tok ovlivňují tok samotný. Probíhalo kácení lesů a vznikaly nové zemědělské plochy. Kácením lesů se může měnit zastínění, či v menší míře i teplota vody a kořeny nezpevňují půdu, která je dále více náchylná k erozi.

Z hlediska největších dopadů činnosti člověka na vodní tok v minulých letech hodnotím splach chemických látek ze zemědělsky využívaných pozemků a dešťový splach z nově zastavovaných ploch a dnes již v menší míře, zaústění černých výpustí odpadních vod z domácností.

Z hlediska chemického znečišťování vodních toků člověkem lze narušení rozdělit na bodové a difúzní. [18]

BODOVÉ

U bodového zdroje znečištění jsme většinou schopni identifikovat jeden zdroj, který znečištění způsobuje. Bodové zdroje mohou působit trvale, jako například výtok z čistíren odpadních vod nebo působí občas, jako jsou přepady odlehčovacích komor jednotné kanalizace či výusti dešťové kanalizace. [18]

NEBODOVÉ

U nebodových zdrojů znečištění nelze určit pouze jeden hlavní zdroj, který by znečištění způsoboval. Nebodové zdroje dělíme na plošné (splachy ze zemědělských ploch či znečištěná atmosféra) a difúzní (kombinace více bodových zdrojů znečištění). [18]

3.4.1 NARUŠENÍ VODNÍCH TOKŮ MĚSTSKÝM ODVODNĚNÍM

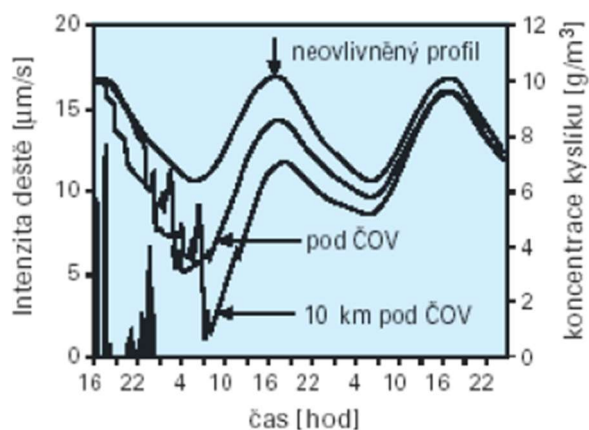
Městské odvodnění narušuje vodní toky několika způsoby:

- 1) Ovlivňuje kvalitu vody
- 2) Ovlivňuje hydraulický režim a hydrologické poměry
- 3) Ovlivňuje morfologický stav vodního toku

OVlivNĚNÍ KVALITY VODY

O míře ovlivnění kvality vody rozhoduje hlavně počasí. Za sucha vodní tok ovlivňuje odtok z čistíren odpadních vod, což může znamenat látkové znečištění, biologické znečištění či změna teploty vody. Během deště tok ovlivňují přepady z odlehčovacích komor jednotné kanalizace, zaústění oddílné dešťové kanalizace, přepady a odtok z čistíren odpadních vod, což také může znamenat látkové znečištění, biologické znečištění či změnu teploty vody.

Látkové znečištění pocházející z odlehčovacích komor (splašková, průmyslová a dešťová voda) zahrnuje tyto látky: **lehce rozložitelné organické látky, dusík, fosfor, nerozpuštěné látky, těžké kovy, syntetické organické látky a pesticidy**. Narušení toku organickými látkami způsobuje deficit kyslíku v toku. Deficit kyslíku může být okamžitý nebo opožděný. Okamžitý deficit kyslíku je způsoben vnosem lehce rozložitelných organických látek do toku, u kterých začne probíhat mikrobiologický rozklad. Opožděný deficit kyslíku je způsoben vnosem pomalu rozložitelných organických látek, u kterých proběhne hydrolýzou přeměna na snadno rozložitelné organické látky a následně mikrobiologický rozklad. Koncentrace kyslíku nutná pro přežití ryb a makrozoobentosu musí být větší než 5 mg/l ([19]). Je zřejmé, že koncentrace kyslíku pod vyústěním odlehčovací komory je ovlivněna koncentrací kyslíku nad ní. Ovlivnění průběhu kyslíkového režimu pod odlehčovací komorou či pod vyústěním odtoku z čistíren odpadních vod lze vidět na Obrázek 2. [19]



Obrázek 2 - průběh kyslíkového režimu [19]

EUTROFIZACE

V posledních letech velmi zmiňovaná eutrofizace způsobená převážně vnosem živin ve formě dusíku a fosforu, ohrožuje spíše nádrže a velmi pomalu tekoucí vody. Eutrofizace závisí na poměru dusíku, fosforu a draslíku. Eutrofizace se projevuje rozvojem sinic a řas. [16]

„Trofie vody je dána množstvím živin (hlavně dusík a fosfor) ve vodě. Základní dělení na základě trofie vody je oligotrofie a eutrofie vody, ale celkem existuje 6 trofických stupňů (ultraoligotrofní, oligotrofní, mezotrofní, eutrofní, polytrofní a hypertrofní). **Oligotrofní** vody se vyznačují menším množstvím organismů (ale druhově jsou velmi bohaté), obsahují málo živin, jsou průzračné s viditelností více než 3 m vodního sloupce, je zde málo organických usazenin na dně a většinou vyšší koncentrace kyslíku u dna (než u hladiny). **Eutrofní** vody jsou velmi bohaté na živiny, probíhá zde silná organická produkce, vyskytuje se velké množství organismů, voda je méně průhledná, cca 1 m, je častý výskyt sinic vodního květu a může docházet k nedostatku rozpuštěného kyslíku. [3]

Přirozená eutrofizace je způsobena odumřelými vodními organismy či složením dnových sedimentů. Umělá eutrofizace je způsobena lidskou činností a umocňuje přirozenou eutrofizaci. Umělá eutrofizace je způsobena splachem ze zemědělsky využívaných ploch (splach dusíku a fosforu), průmyslovými odpadními vodami, zvýšenou produkcí splaškových vod, některými druhy detergentů a odpadními vodami fekálního charakteru. [5]

Hlavními důsledky eutrofizace jsou zákal, snížení biodiverzity, zvýšení biomasy, narušení kyslíkového režimu, znečištění vody organickými látkami, vnos toxických látek vytvářených sinicemi (cyanotoxiny). Cyanotoxiny ohrožují vodní ekosystémy degradací biodiverzity, vymizením makrofyt (vliv na fotosyntézu), změnou druhů a struktury zooplanktonu, omezením reprodukce obojživelníků a ryb a zásahem do potravních řetězců vodních ekosystémů. Eutrofizace působí negativně i na člověka. Během letních měsíců při koupání ve vodách s obsahem cyanotoxinů dochází u lidí k zánětu spojivek či alergickým reakcím. Dále dochází ke zhoršení kvality vody určené pro vodárenské účely a je nutné upravit proces úpravy vody na vodu pitnou. Dochází i k úhynu ryb a zakalená voda pokrytá rostlinami neláká ke koupání. [5]

V posledních letech se lidé snaží zabránit přílišnému vnosu živin do vodního toku a do atmosféry, aby bylo sníženo riziko eutrofizace nádrží. Vytvářejí se nové prací prostředky bez obsahu fosforu. Čistící procesy na čistírnách odpadních vod jsou modernizovány, aby byly schopné zachytit ještě více živin, nebo jsou doplněny o další stupně čištění odstraňující dusík a fosfor. Největším zdrojem dusíku, který se do vody dostane lidskou činností, je dusík z dusíkatých hnojiv využívaných na zemědělských plochách kolem povodí. Pro snižování koncentrace dusičnanového dusíku ve vodních tocích vznikla nitrátová směrnice. Nitrátová směrnice znamená zákaz hnojení přes zimu a omezení hnojení dusíkatými hnojivy. [20]

VNOS NEROZPUŠTĚNÝCH LÁTEK

Hlavními problémy s vnosem nerozpuštěných látek do vodního toku jsou sedimentace nebo kolmatace dna. Kolmatace dna je jeho umělé prohlubování. Na nerozpuštěné látky jsou často navázány obtížně odbouratelné látky, jako jsou těžké kovy či pesticidy, které mohou toxicky působit na vodní organismy. Zároveň způsobují zákal, který zhoršuje orientaci ryb. [19]

VNOS TĚŽKÝCH KOVŮ

Těžké kovy se ve vodním toku mohou vyskytovat v rozpuštěné i v nerozpuštěné formě. Těžké kovy v rozpuštěné formě jsou více toxické pro vodní organismy. V nízkých koncentracích jsou některé těžké kovy nezbytné pro životní pochody organismů, jsou stopovými prvky. Ve vyšších koncentracích však některé mohou být toxické a ovlivňují například propustnost buněčných membrán. Vyskytují se i v různých sloučeninách a mohou

se kumulovat v organismech. Kromě toxických mohou mít i organoleptické, karcinogenní či teratogenní účinky. [19; 21]

SYNTETICKÉ ORGANICKÉ LÁTKY

Syntetické organické látky jsou látky, které nejsou snadno biologicky rozložitelné, a jejich účinek na ekosystém není zatím zcela prozkoumaný (neplatí u všech, některé účinky jsou již známy), nicméně je známo jejich působí na proces látkové výměny a rozmnožovací cyklus organismů. [19]

ZMĚNA TEPLoty VODY ZA DEŠTĚ

Teplota vody během deštivého období je ovlivňována teplotou vody pocházející z nepropustných zpevněných ploch či splaškovou odpadní vodou (odlehčovací komory). Teplota odpadní vody má vyšší teplotu než voda ve vodním toku, ale zřetelné ovlivnění ekosystému by bylo možné pozorovat pouze u menších vodních toků, kde by bylo znatelné malé ředění odpadní vody. Zvýšená teplota vody může vyvolat urychlení mikrobiologických procesů či sníží rozpustnost a tím koncentraci rozpuštěného kyslíku. [19]

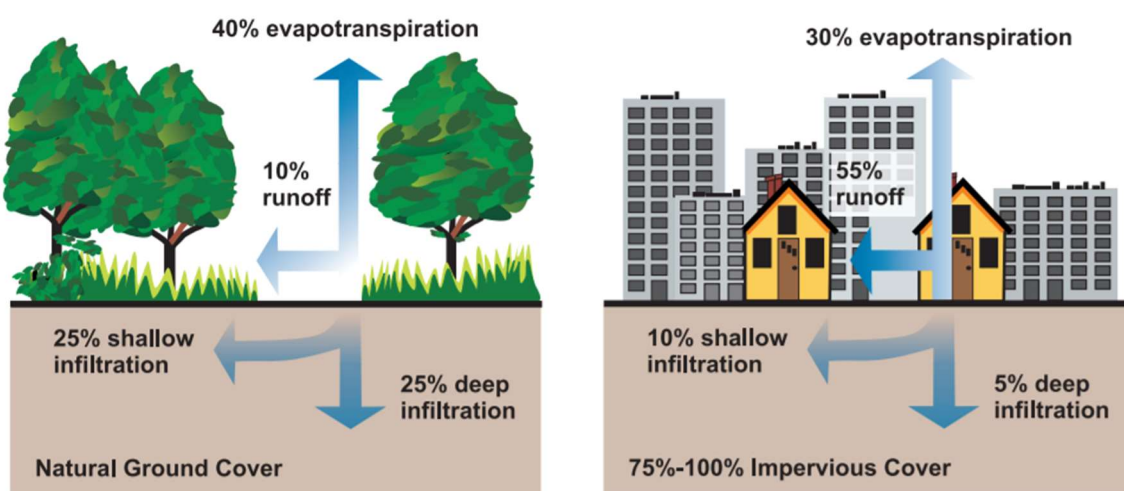
OVLIVNĚNÍ HYDRAULICKÉHO REŽIMU A HYDROLOGICKÝCH POMĚRŮ

Vzniká v důsledku nárůstu zastavěných ploch a také je způsobeno rychlejším odtokem, který vzniká kvůli odkanalizování. V neovlivněných oblastech vodního toku dochází k ovlivnění hydraulického režimu a hydrologických poměrů přirozenou tvorbou povodňové vlny. Naopak v oblastech ovlivněných člověkem jsou projevy mnohem více intenzivní, jelikož již v horních částech povodí jsou odstraněny přirozené meandry a zátopová území, kde docházelo k přirozenému rozlivu povodňové vlny, a tím ke snižování kulminačního průtoku. V dnešní době je část koryt vodních toků napřímená (případně i s opevněným korytem), což způsobuje rychlý nárůst průtoku vody v horních částech povodí, který vykulminuje rozlivem intenzivnější povodňové vlny v příhodné oblasti ve střední nebo dolní části vodního toku.

Jedním z hlavních důsledků těchto změn jsou extrémně vysoké průtoky za deště s chodem splavenin. Kulminační vlna má rychlejší nástup a její maximální průtok a objem je také výrazně větší. Povodně se vyskytují častěji a jsou doprovázené transportem sedimentů a erozí dna a břehů. Velký transport sedimentu narušuje morfologii toku, což narušuje životní prostředí pro vodní organismy. Během povodní dochází

i k hydraulickému stresu neboli dlouhodobému poškození vodního společenstva (odplavení, poškození či úhynu organismů). Následkem vyšších průtoků a povodní ohrožuje tok také eroze břehů, při které dochází k dalšímu transportu sedimentu a vyluhování znečišťujících látek ze sedimentu do vody, takže kvalita vody se může lokálně zhoršit. Při transportu sedimentů dochází k abrazi (obrušování materiálu) dna vodního toku.

Opačný problém nastává během bezdeštného období, kdy dochází k vysychání koryt vodních toků. V bezdeštném období chybí voda, která by se mohla zasakovat, a nemůže infiltrovat do podzemní vody a zároveň odkanalizování odvádí vodu pryč z přirozeného prostředí. Během sucha se organismy musejí přizpůsobit novým podmínkám nebo umírají.



Obrázek 3 - Vliv městského odvodnění na infiltraci a množství podzemní vody [22]

Vodní organismy se koncentrují v tůních, ale v těch bývá vyšší koncentrace látkového znečištění. Ztráta infiltrace ze zastavěných ploch může také způsobit velké změny podzemních vod. Ačkoli urbanizace vede k velkému nárůstu v povodních během deště a po něm, v mnoha případech to vede k nižším průtokům v toku během suchého počasí (viz Obrázek 3). Mnoho ryb a další vodní organismy nemůžou přežít období, kdy převládají tyto podmínky. [22; 19]

K degradaci toku, vyvolané hydraulickým stresem, stačí i zvýšení nepropustných ploch o pouhých 10 %. Z jiných publikací [23] vyplývá, že pokud je množství nepropustných ploch 10 – 15 %, dochází k hydraulickému stresu, ale při dalším zvětšování nepropustných ploch již nedochází k dalším výrazným změnám vodního ekosystému. Se zvýšením

nepropustných ploch se snižuje i index biotické integrity (IBI – Index of Biotic Integrity), ve kterém se odráží kvalita prostředí. [22; 24]

Kromě těchto hlavních faktorů je nutné zahrnout i ovlivnění vodních toků městským odvodněním za deště. Míra ovlivnění se liší v závislosti na velikosti vodního toku, sklonu, a zda dešť ovlivňuje tok krátkodobě (ve formě akutních či opožděných následků) či dlouhodobě. U malých toků s velkým sklonem může dešť vyvolat hydraulický stres a transport podkladu, což je považováno za hydraulické narušení s akutními či dlouhodobými účinky. U malých toků s malým sklonem může naopak dešť vyvolávat látkové narušení v podobě deficitu kyslíku či akutní toxicity. Dále může tato kombinace faktorů způsobit i narušení s dlouhodobým účinkem v podobě morfologického narušení.

Dlouhodobé účinky v podobě látkového narušení mohou být obrazem eutrofizaci či akumulace těžkých kovů. Tato varianta nastává u malých či velkých toků malého sklonu. [19]

OVLIVNĚNÍ MORFOLOGICKÉHO STAVU VODNÍHO TOKU

Změny hydrologického režimu jsou navázány na změny morfologického režimu. S vyššími průtoky souvisí i eroze a transport sedimentu a s tím i změna morfologie toku. V dnešní době nejčastější zásahy do morfologie toku probíhají kvůli protipovodňové ochraně. Dále dochází k budování stavebních objektů na toku, jako jsou jezy, přehrady, skluzy, přehrážky, nádrže či plavební komory, což narušuje kontinuum toku a s tím i životní prostor mikroorganismů. V rámci úprav toků dochází také k napřimování říčních koryt či zpevňování dna a břehů. Úpravy morfologie toku způsobují, že řeky jsou s ohledem na variabilitu šířky a hloubky koryta, a z toho vycházející proměnlivé rychlosti proudění, monotónní. Morfologický stav je důležitý pro rozvoj společenstva, které je přítomné ve vodním toku a pro následné znovuosídlení úseků toku, které byly narušeny za deště. Znovuosídlení probíhá z horních úseků po proudu pomocí driftu. Dalšími způsoby znovuosídlení může být přilétnutí (například na nohou vodního ptactva) nebo se některé organismy schovaly v přilehlém substrátu. [19]

ZPEVNĚNÍ DNA A BŘEHŮ

Zpevnění dna toku přerušuje možnou interakci mezi hyporeálem a podzemní vodou. I částečné zpevnění může vyvolat dílčí problémy, jako je kolmatace dna či zamezení pohybu sedimentů. Částečné zpevnění dna zároveň zhorší možnosti provzdušňování hyporeálu.

U zpevňování břehů stále dochází k limitaci interakcí mezi hyporeálem a podzemní vodou. Velký problém zde vyvstává pro vodní hmyz, který po hladkém povrchu nemůže opustit vodu a dostat se na souš, či pro suchozemské organismy, které chtějí naopak do vody. Velmi důležitý je z toho hlediska zvolený materiál, kterým je břeh zpevňován. Rozhodně se jako lepší varianta jeví opevnění volnými kameny než celoplošným obetonováním.

V minulosti probíhalo opevnění břehů a dna koryt v tak velkém měřítku, že v určitých částech toku naprosto zmizela okolní pobřežní zóna toku. V některých případech padá vina i na odlišné využívání pozemků v okolí toku, a nejen na opevnění břehů. Tato změna je zásadní z hlediska sezónních výkyvů počasí (povodně, sucha), kdy tato zóna pomáhala zmírňovat dopady na vodní tok. Zároveň se chybějící pobřežní zóna kolem toku projevuje nedostatečným zastíněním hladiny, což vyvolalo i změnu teploty vody a změnu životního prostředí pro některé organismy. [19]

PŘEKÁŽKY NA TOKU

Překážky na toku snižují množství ryb, které migrují proti proudu. V posledních letech je již povinnost v rámci budování nových překážek na toku navrhovat i rybí přechody. Bohužel část postavených rybích přechodů není navržena či postavena dobře, protože nefungují a ryby stále nemohou migrovat. [25] Některé rybí přechody využívají vodáci i v případech, kdy by neměli, a ohrožují tak migraci ryb. Rybí přechody také nejsou všemohoucí řešení, i kdyby byly 100 % funkční. Překážky na toku vyvolávají vzdušnou vodu či narušení splaveninového režimu, což má oboje dopad na kvalitu životního prostředí pro vodní organismy. Za překážku na toku považujeme i vodní elektrárny, které mají sice opatřeny nátoky česlemi, ale pro menší vodní organismy znamenají vodní elektrárny stále smrt či poranění v turbíně. Je proto vždy u návrhu překážky na toku nutné přihlídnout k dopadu na životní prostředí a například zvážit, zda místo jezu nepostavit například vodní skluz, který je k přírodě více šetrný. Překážky na toku neovlivňují pouze migraci ryb, ale i bentické organismy, které se již nemohou přesouvat v podobě driftu. [19; 25]

3.5 SPECIFIKA DROBNÝCH URBANIZOVANÝCH TOKŮ

Drobný vodní tok je běžně používaný termín ve vodohospodářské praxi, ač v zákonech dotýkajících se vodohospodářství nenalezneme jeho přesnou definici. Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů člení vodní toky na území České republiky na významné a drobné vodní toky. Významné vodní toky jsou stanovené ve vyhlášce 178/2012 Sb, („kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činností souvisejících se správou vodních toků“). Jelikož vyhláška již neobsahuje seznam drobných vodních toků, lze předpokládat, že drobné vodní toky jsou ty, které nejsou uvedené v seznamu významných vodních toků. Celkovou hydrologickou síť České republiky tvoří 76 000 km vodních toků, z čehož patří 60 000 km pod drobné vodní toky. [26; 27; 2; 28; 29]

Oficiální definice drobného vodního toku neexistuje, ale v několika publikacích se vyskytuje shrnutí, že za drobný vodní tok lze považovat tok, jehož povodí nepřesahuje 150 km², s průtokem Q_{90d} menším než 0,6 m³/s a průtokem Q_{330d} nižším než 0,2 m³/s. [26; 27; 30; 31]

Drobné vodní toky bývají často opomíjené na úkor významných vodních toků, které jsou častěji sledované. Nicméně drobné vodní toky tvoří důležitou složku vodních ekosystémů, kde vytvářejí vhodné životní prostředí (habitaty) pro řadu rostlin i živočichů. V krajině a v urbanizovaných oblastech plní estetickou funkci. Drobné vodní toky jsou více náchylné na změny proudění, či antropologické zásahy než významné vodní toky. [26; 27; 32]

Urbanizované (městské) toky jsou původně přirozené vodní toky, které protékají v hustě osídleném územím. Pro městské toky jsou charakteristické úpravy měnicí či potlačující přirozené meandrující koryta vodních toků. Vzhledem k upřednostňování protipovodňové ochrany urbanizovaných oblastí dochází k napřimování a opevňování koryt (dříve i zatrubnění koryt). Urbanizovaný tok je často významně ovlivňován městským odvodněním, např. zaústěním čištěných vod z čistíren odpadních vod, povrchovým odtokem z urbanizovaných ploch a přepady odlehčovacích komor jednotné kanalizace. [26; 27; 33; 34; 35]

Drobný urbanizovaný tok je velmi citlivý na antropogenní zásahy do vodního toku, mnohem více než významné vodní toky. Na toku jsou znatelné změny toku v důsledku

antropogenních zásahů, které jsou rozsáhlé a mají dlouhodobé následky pro vodní ekosystém. Antropogenní zásahy vedly k úpravám břehů, nárůstu nepropustných ploch, zkapacitnění toku, potlačení rozlivu při povodni, zrychlení odtoku, změně příčného profilu koryta a tím i habitatu pro organismy a dalším změnám. V důsledku změn dochází i ke kolísání vodních stavů a dochází k erozi břehů či dna, k překračování průtoku za deště či k vysychání koryta v období sucha. Během dešťových událostí dochází ke zvýšení průtoku a značnému látkovému zatížení, které představuje pro drobný vodní tok významné narušení po kvalitativní i morfologické stránce. [26; 27]

Látkové zatížení urbanizovaných drobných toků je spojováno především s městským odvodněním. Znečišťující škodliviny vyskytující se v drobných městských tocích bývá ze zdrojů: splaškové vody, splach ze silnic, splach ze zemědělských ploch či škodlivin z průmyslových výroby na trase toku. [32]

U drobných urbanizovaných toků lze vidět změnu kvality vody na těchto chemických parametrech: zvýšená koncentrace organických látek (CHSK_{Cr} , BSK_5 , TOC, DOC), zvýšený podíl sloučenin dusíku a fosforu, zvýšené koncentrace chloridů v zimě (posyp silnic), změna kyslíkových poměrů (při pomalejším proudění), vyšší koncentrace nerozpuštěných látek (během deště, po dešti či při tání sněhu), změnu pH a další. [32]

Vnos znečišťujících látek může způsobit smrt organismů, znehodnocení vodního ekosystému, změnu druhové skladby organismů či příchod nepůvodních druhů. Znehodnocen je i sediment, na který se vážou polutanty, např. těžké kovy, a který se tak stává sekundárním zdrojem znečištění. [26; 27; 35]

3.6 MOŽNOSTI OBNOVY EKOSYSTÉMŮ VODNÍCH TOKŮ

Narušený vodní ekosystém se velmi rychle obnovuje. Je až překvapivé, jak rychle dochází u narušených toků (povodně, sucha, znečištění) k jejich zotavení. Tato rychlost obnovy je způsobena rychlostí kolonizace organismů. Je zřejmé, že záleží na druhu a možnosti kolonizace. Rychlost kolonizace lze uvést na příkladu umělého substrátu, který pokud umístíme do toku, během několika dní bude kolonizován společenstvem organismů, které se velmi podobá společenstvím okolního substrátu. [17]

K možné obnově ekosystému či jeho rozšíření přispívá také revitalizace vodních toků, která se především zaměřuje na obnovu přirozeného charakteru vodních toků. V rámci

revitalizací je snahou zajistit minimální průtoky, snížit rychlosti odtoku, ochrana infiltračních pásů, obnovení vegetace podél toku, opevnění zanechat pouze na nejnужnějších místech, umožnit meandrování toku, vyčlenit záplavové území, zabezpečit heterogenitu říčního koryta a zamezit znečišťujícím přítokům. Veškeré tyto kroky umožňují vznik tůní, mokřadů, obnovu starých říčních ramen, lepší zasakování a s tím spojenou zásobu podzemní vody. Všechny výše zmíněné změny toku spojené s revitalizací se projeví i na změně životního prostředí pro vodní biotu. Vznik nových možných stanovišť pro organismy či zamezení náhlých změn průtoků umožňují zvýšení osídlení vodního toku. [36]

Možnosti kolonizace a rekolonizace vodních ekosystémů můžeme rozdělit do 4 hlavních skupin, které jsou poměrově zastoupeny: [37]

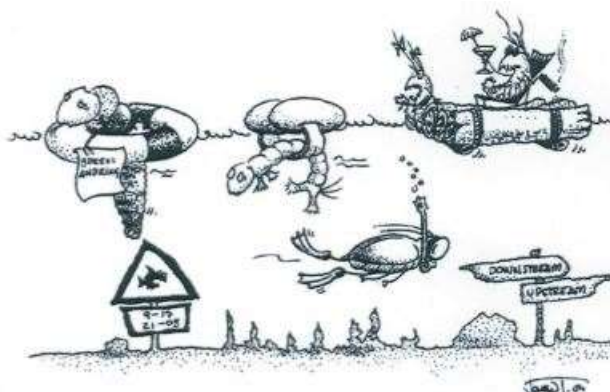
1) Drift	41,4 %
2) Vzdušná kolonizace	28,2 %
3) Přesídlení z hyporheických sedimentů	19,1 %
4) Připlazení a připlavání makrozoobentosu	18,2 %

3.6.1 KOLONIZACE A REKOLONIZACE MAKROZOOBENTOSU DRIFTEM

Driftem můžeme označit přenos organického i anorganického materiálu po proudu toku, který lze nazvat rekolonizační cyklus. V případě makrozoobentosu se jedná o přenos živých organismů do nového prostředí (viz Obrázek 4). Důvodů pro vstup do driftu (unášení proudem) mají organismy hned několik: nedostatek potravy, uprchnutí před predátory či vlivem zvýšeného průtoku nebo mechanickým poškozením koryta atd. Pokud organismy vstupují do driftu nedobrovolně (zvýšený průtok, mechanické poškození koryta, plavení dřeva, výskyt otrav) nazýváme tento přesun pasivním driftem. Naopak dobrovolnou účast v driftu označujeme jako aktivní drift. [7; 38]

Zhruba polovina všech kolonizujících organismů se na své nové stanoviště dostane pomocí driftu, proto je kolonizace driftem považovaná za nejzásadnější druh kolonizace. Zároveň je kolonizace pomocí driftu velmi rychlá. Organismy se v závislosti na okolních podmínkách mohou přemístit na nové stanoviště v průběhu několika hodin. Podmínky ovlivňující rychlost a množství kolonizovaných organismů jsou: proudění vody, střídání

ročních období, střídání dne a noci, míra fotosyntézy, teplota vody, znečištění vody, četnost výskytu velkých vod a sucha či promrzání koryta toku. [38]

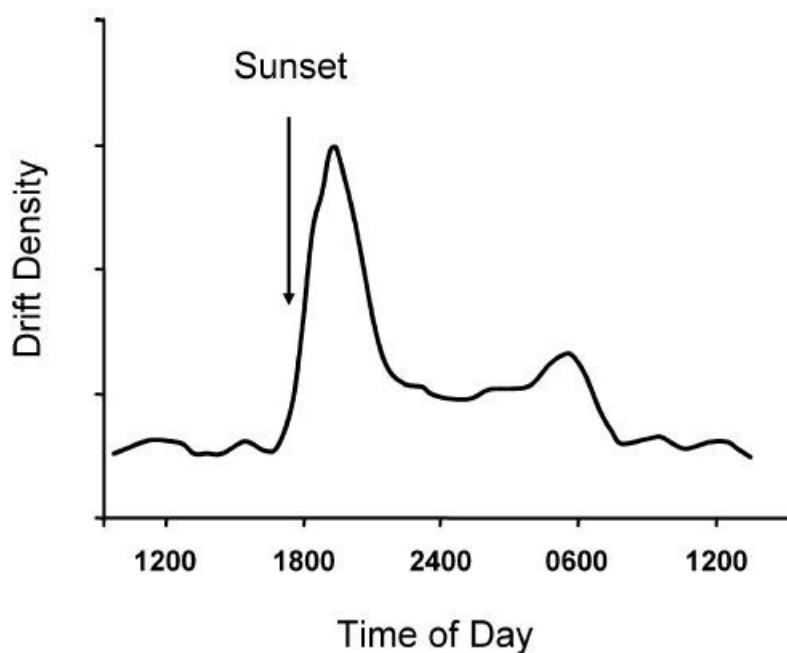


Obrázek 4 – Drift [1]

Růst **rychlosti proudění vody** vede k nárůstu driftu [39]. Maximální drift se vyskytuje až po dosažení maximálního průtoku. Častá kolísání průtoku však mají menší vliv na změnu driftu bezobratlých, než pokud se změna průtoku dostaví po delší době stabilního průtoku. [39]

Dalším významným faktorem ovlivňujícím intenzitu driftu je **vysychání** vodního toku v průběhu roku. Stabilizace celého společenstva trvá různě dlouho, ale nejrychleji se stabilizuje drift. Při snižování průtoku dochází ke zvyšování driftové intenzity. Naopak při opětovném zvýšení průtoku po „období sucha“ se v driftu vyskytovali převážně mrtví jedinci (katastrofický drift). [38]

Periodicita driftu se obvykle řídí každodenním vzorem **intenzity světla** a velká část driftu může být v podstatě zapnuta nebo vypnuta umělým ztmavením nebo osvětlením části přírodního proudu. Drift je natolik ovlivňován intenzitou světla, že například nad polárním kruhem, kde je polární noc, byly pozorovány velmi odlišné hodnoty driftu. Maximální intenzita driftu je zejména při západu slunce (viz Obrázek 5). [39; 40]



Obrázek 5 - Intenzita driftu v závislosti na denní době [46]

Kyslík a **pH** jsou hlavní chemické faktory, které byly zkoumány ve vztahu k driftu. Některé druhy organismů pomocí driftu změnilo polohu kvůli koncentraci kyslíku. V době, kdy je ve vodě nízká koncentrace rozpuštěného kyslíku, se organismy pohybují na povrchu proudu, což je činí náchylnějšími k tomu, že vstoupí do driftu. Při snížení pH na hodnotu 4 se zvýšil počet driftujících organismů tak, že počet a rozmanitost funkčních skupin škrabáků a dravců klesla, čímž se změnila struktura komunity. U druhů, které se pohybují hlavně během dne, bylo zjištěno, že vzrůstající teploty mohou vyústit ve zvýšení driftu. Na druhé straně Reisen [41] pozoroval negativní korelaci mezi vzrůstajícími teplotami a driftem. [40; 42]

Přítomnost **dravců** může také ovlivnit drift. Je zřejmé, že někteří bezobratlí vstupují do driftu, aby unikli dravcům. Nicméně, využití driftu pro uprchnutí organismů od jednoho druhu dravce je může donést k jiným dravcům vyskytujících se na jiném místě. Peckarsky [43] řekla, že využití driftu k útěku před dravci může částečně vysvětlit periodicitu a relativní výskyt bezobratlých v proudovém driftu. [44; 43]

Určité velikosti a **stupně životního cyklu** makrozoobentosu byly zjištěny v driftu ve vyšších počtech, než by se dalo očekávat z jejich numerického přírůstku v rámci vodního ekosystému. Velikostní skupina jedinců v driftu se s největší pravděpodobností liší podle druhu a také podle lokace. U několika druhů se nově vylíhlé larvy pohybují v driftu

ve velkém počtu (distribuční drift), což může být způsobeno jejich vyšší snahou jít za světlem (fototaxe). [39; 45]

Mezi další okolnosti ovlivňující intenzitu driftu řadíme sedimentaci, pohyby ledu, tření ryb, fyzické poruchy substrátu (bagrování) a různé druhy znečištění (například insekticidy). Množství organismů v driftu je různé, avšak stále jde o primární možnost rekolonizace vodního ekosystému. Provedené výzkumy ukazují, že až 82 % rekolonizovaných organismů pochází právě z driftu. Kolonizace je rychlejší v letních měsících než v zimě v mírných oblastech klimatického pásu. [39; 46; 47]

Je stále obtížné posoudit význam driftu. Jeden z důvodů je, že stále chybí informace o některých klíčových otázkách. Otázka, zda jsou organismy v driftu živé, mrtvé nebo ekologicky mrtvé, je zřídka řešena. Ekologicky mrtvými organismy, myslíme organismy, které jsou naživu, ale jsou vyčerpány nemocí nebo konkurencí, nebo jsou v driftu, který je přenáší do oblastí, které nemohou podporovat jejich další existenci. Takové oblasti mohou být již obsazeny jinými jedinci stejných druhů nebo postrádají potřebné požadavky na stanoviště. [39]

3.6.2 KOLONIZACE A REKOLONIZACE MAKROZOOBENTOSU POMOCÍ VZDUŠNÉ KOLONIZACE

Kolonizace vzdušnými zdroji je důležitým mechanismem kolonizace ve všech řekách. Ukládání vajíček dospělými anténami je primárním mechanismem vzdušné kolonizace, i když dochází také ke kolonizaci dospělých brouků a polokřídлых. Velikost a rychlost vzdušné kolonizace na daném místě je výrazně ovlivněna ročním obdobím a vzdáleností od zdrojových oblastí. Vzdušnou kolonizaci mohou využívat pouze organismy, které v určité fázi života dovedou létat, tudíž je tento druh kolonizace pro některé organismy nemožný. Většina jedinců je schopna letu na delší vzdálenosti, které mohou vyústit při pokládání vajec daleko od místa vzniku. Což vedle k usnadnění kolonizace v nových oblastech a stanovištích, tyto lety také ovlivňují genetickou rozmanitost tím, že poskytují tok genů napříč vodními ekosystémy. [46]

3.6.3 KOLONIZACE A REKOLONIZACE MAKROZOOBENTOSU PŘESÍDLENÍM Z HYPORHEICKÝCH SEDIMENTŮ

Hyporheická zóna je oblast pod povrchem říčního dna, která je vyplněná porézními sedimenty. Zároveň je tato zóna saturovaná vodou z koryta i podzemními zdroji. Hypohetická oblast proudů může mít vysokou hustotu širokého spektra druhů bezobratlých. V hyporeálu se v době nepříznivých podmínek ukřívají organismy, které po ukončení nepříznivého stavu znovu osidlují nejbližší okolí. Zároveň některé organismy využívají hyporeál k naklazení vajíček, které po vylíhnutí hyporeál opouštějí. Vajíčka mohou být uložena v podkladu, ale k líhnutí dochází pouze v určité roční době. [1; 48; 46]

3.6.4 KOLONIZACE A REKOLONIZACE MAKROZOOBENTOSU PŘIPLAZENÍM A PŘIPLAVÁNÍM MIKROORGANISMŮ

Tento druh pohybů je typický pro těžší organismy, které se nemohou kvůli hmotnosti podílet na driftu. Zároveň nedochází k překonání tak výrazných vzdáleností, jako je tomu možné u driftu. Většina organismů využívající tento způsob transportu kolonizuje pouze z blízkého okolí. Přestože se pro kolonizační proces plazení se a plavání organismů často považuje za málo významný, může důležitým způsobem ovlivnit taxony vodních bezobratlých organismů. [1; 46]

3.7 RYCHLOST OBNOVY VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ ŘEK

Rychlost obnovy ovlivňuje celá řada faktorů jako je druh podkladu, teplotě vody, rychlosti proudění vody, množství potravních zdrojů, sedimentací, ročním období, aktuální stav nenarušeného toku, příčina kolapsu ekosystému či rozmnožovací cyklus organismů. Ze začátku je rychlost obnovy nejvyšší, jelikož se jedná o zcela nový životní prostor bez predátorů atd. Následně může docházet ke snížení stavů organismů v důsledku úbytku potravy či akumulací bahna a přizpůsobením počtu jedinců prostředí. Před konečným ustálením počtu jedinců ve vodním ekosystému se stav může vyvíjet pozitivně či negativně v závislosti na soutěžení druhů o prostor, potravu a predaci. [1; 43; 49]

Každý druh rekolonizace trvá různě dlouho. Nejrychlejším způsobem rekolonizace vodního ekosystému je drift, který může organismy migrující pomocí driftu přesídlit během řádu několika hodin. Vzdušná kolonizace se odvíjí podle ročního období, které je pro

ni velmi limitujícím faktorem. Nejpomalejším způsobem rekolonizace je přesídlení mikroorganismů z hyporeálu, které může trvat až řadu týdnů až měsíců. Obecně vzato lze uvažovat, že rekolonizace celého vodního ekosystému se pohybuje v rozmezí 25 – 35 dní. [49; 50]

Migrace jednotlivých druhů je spojená i s množstvím potravy na daném místě. Obecně jako první migrují filtrátoři a sběrači. Následně se brzy připojí i pakomáři a muchničkovití. Během obnovy vodního ekosystému dochází i k obnově rostlin a bahna. Vzniklá směs organického materiálu řas a bakterií znamená možnou potravu pro nově přichozí škrabače a sběrače. Jako poslední zástupci do obnovující se ho ekosystému přibudou drtiči a velcí predátoři. [1; 50]

3.8 MĚŘENÍ A MONITORING KVALITY VODY VODNÍCH TOKŮ

Monitoringem je myšlena provázaná soustava dlouhodobých měření včetně následného vyhodnocení. Naopak měření je většinou krátkodobě/jednorázově prováděné bez širšího konceptu. Monitoring a měření kvality vody vodních toků provádíme z několika důvodů: pozorování stavu a vývoje jakosti vod, zjišťování příčin nevyhovujícího stavu vodních toků, hodnocení chemického a ekologického stavu vodních toků, kontrola a bilance látkových vnosů a zdrojů znečištění, kontrola účinnosti provedených opatření, získání podkladů pro stavbu a provoz vodních děl a jejich předpokládaný následný vliv na kvalitu vody, sledování kvality vody po haváriích a pro výzkumné práce a projekty. [5]

Monitoring povrchových vod můžeme rozdělit do 3 skupin:

- 1) Biologický (biomonitoring)
- 2) Hydromorfologický
- 3) Fyzikálně chemický

Vzhledem k tématu DP se nadále budu důkladně zabývat monitoringem biologickým.

3.8.1 BIOMONITORING

Biomonitoring sleduje složení a strukturu různých společenstev organismů ve vodním ekosystému, na kterém se promítá stav dalších souvisejících činitelů, což jsou: jakost vody, ekomorfologie a hydrologie. Ze základních parametrů jakosti vody strukturu společenstva ovlivňují především živiny, pH, teplotu, rozpuštěný kyslík, nerozpuštěné látky

a toxické látky. Z ekomorfologických charakteristik mají na společenstva zásadní vliv typ podloží, dostupnost habitatů a stabilita dna a břehů. Z hydrologických faktorů jsou společenstva determinována hloubkou vody, rychlostí proudění, střídáním průtoků, překážkami na toku či dobou zdržení. Sledovaná společenstva reagují na zmíněné činitele různým způsobem. Ti, kteří na změny reagují citlivě jsou pro účely biomonitoringu vhodnější než ta, která změnám po delší období odolávají. [5; 51]

Biomonitoring má oproti ostatním druhům monitoringu řadu výhod. Vodní organismy jsou také užitečné jako indikátory, protože se vyrovnávají s chemickými, fyzikálními a biologickými vlivy ve svém stanovišti v průběhu celého jejich vodního životního cyklu, což může být v některých případech i několik let. Analýza chemické kvality vody slouží pouze jako snímek stavu ekosystémů, protože koncentrace látek ve vodě mohou být ze dne na den velmi variabilní v závislosti na načasování výpustí, srážkových událostech, apod. Chemická analýza také nehodnotí biologické hrozby pro zdraví ekosystémů, jako je přítomnost invazivních druhů. Biologické komunity zahrnují veškeré environmentální stresy způsobené lidskými a přírodními aktivitami po delší časové období. Výsledkem je, že počet a typy organismů přítomných ve vodním útvaru odrážejí kvalitu jejich okolí. Kontrola složení vodních společenstev a porovnání těchto výsledků s oblastmi bez znečišťujících látek umožňuje určit, zda znečištění způsobuje účinky, jako je například ztráta citlivých skupin organismů. [52]

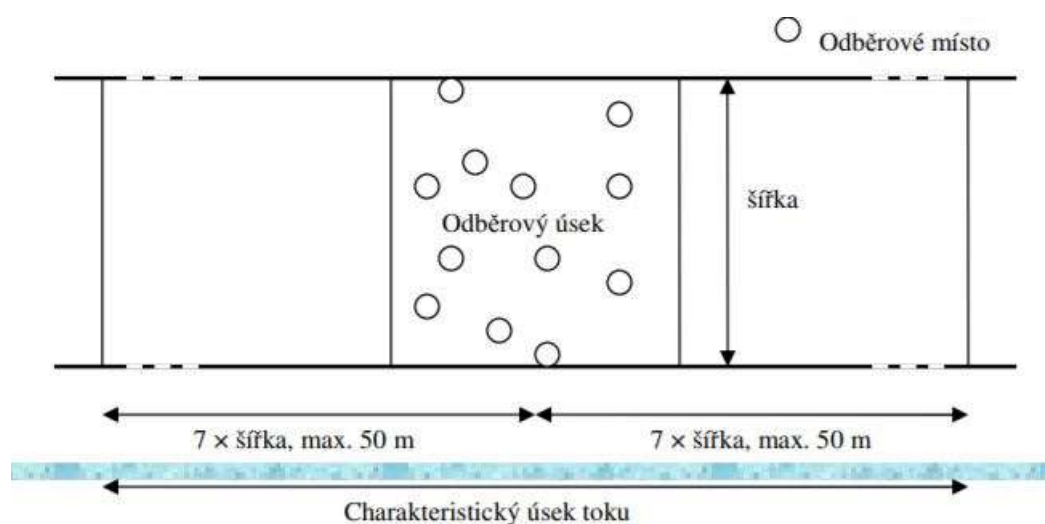
V rámci biomonitoringu můžeme sledovat celou řadu bioindikátorů. Bioindikátory podávají kvalitativní informace o zdraví ekosystému. Bioindikátor kvantifikuje dopad nebo konečný výsledek na organismus nebo ekosystém. Jako bioindikátory sloužící pro biologický monitoring můžeme použít vodní flóru (fytoplankton, makrofyta, krytosemenné rostliny), bentickou bezobratlou faunu (makrozoobentos) či ryby (viz Tabulka 1). Jako klíčové pro hodnocení stavu vody může být přítomnost či nepřítomnost určitých druhů či počet druhů a struktura populace. Hodnocení bioindikátorů musí probíhat na příslušné taxonomické úrovni. [51; 53]

Tabulka 1 – Bioindikátory [5]

Skupina organismů	Časové měřítko	Prostorové měřítko
Fytobentos	dny - týdny	m ²
Makrofyta	roky	několik 100 m ²
Pobřežní vegetace	desetiletí	km ²
Makrozoobentos	měsíce - rok	několik 100 m ²
Ryby	roky	km ² - celé povodí

FYTOBENTOS

Pod fytobentos řadíme řasy, sinice a mechy. Při odběru se seškrabává biofilm z kamenů pomocí ostré plastové misky či kartáčku na zuby a v chladu a temnu se přepraví do laboratoře, kde se do 48 hodin zpracuje. Pro odběr využijeme charakteristický úsek toku, kde došlo k promíchání vody v toku se zdrojem znečištění, kde se střídá zastínění i slunce a vyskytují se zde všechny typy habitatu. Odběr by měl být proveden i z oblasti peřejí a tůní. Odběr neprovádíme v blízkosti brodů, mostů a silnic, pokud nepatří tyto oblasti k typickým úsekům toku. Odběry fytobentosu provádíme v charakteristickém úseku, viz Obrázek 6. Následné zpracování v laboratoři probíhá pomocí mikroskopů. Určují se druhy, množství druhů a stav organismů. Odběr vzorků by se měl probíhat jednou za čtvrt roku, ale fytobentos se neodebírá v průběhu zimy, takže zimní odběr se vynechává. [54]



Obrázek 6 - Odběrové místo pro fytobentos [36]

MAKROFYTA

Makrofyta jsou vyšší rostliny, rostoucí ve vodním prostředí. Ve vodních tocích jsou makrofyta zakořeněná ve dnu. Do makrofyt řadíme rostliny ponořené pod hladinou, plovoucí na hladině i vzplývavé rostliny. Hlavními zástupci jsou vodní mechorošty a kaprad'orošty. Makrofyta se podílejí na fotosyntéze, při které odebírají z vody oxid uhličitý, a tím zvyšují pH vody. Vzhledem k optimálnímu výskytu rostlin se pro odběr vybírá období od června do konce září. Období vhodné pro odběr je období minimálních dešťů, což umožňuje lepší průhlednost vody a lepší identifikaci rostlin. Odběry by měly probíhat na stejném místě během léta několikrát, protože různé druhy rostlin dospívají v různých obdobích. [55; 56; 57]

Odběry se provádí v charakteristickém úseku toku ve vzdálenosti 100 m (menší tok) či 500 m (velký tok). Charakteristický úsek se zanesse do situační mapky a zaměří se souřadnice pomocí GPS. Provede se fotodokumentace proti i po proudu a pohled na celý odběrový úsek. Terénní sledování probíhá proti proudu metodou cik – cak, tam a zpět v desetimetrových úsecích. Pokud je hloubka vody nevhodná k brodění, lze makrofyta pozorovat ze břehu. Při prvním brodění zaznamenáme přítomné druhy makrofyt a při druhém brodění zaznamenáme procentuální pokryv jednotlivých druhů makrofyt. Místo brodění lze využít i malou loďku například v případě větších vodních toků. Identifikaci makrofyt provádí odborník, který je podle příslušných klíčů schopen rozeznat druhy makrofyt na místě. Druhy makrofyt, jež nelze rozeznat na místě, lze odvést do laboratoře ve speciálně savých papírových deskách. Papír určený k uschování makrofyt se vyměňuje, dokud nedojde k úplnému vyschnutí rostliny. [56]

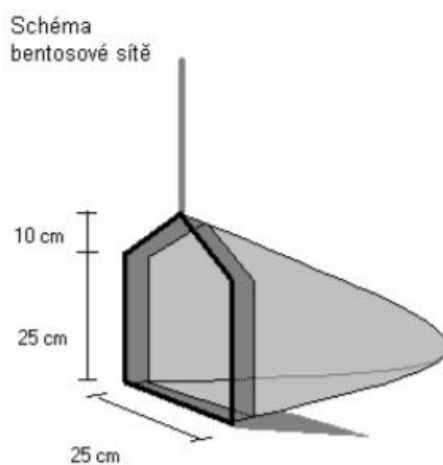
MAKROZOOBENTOS

Makrozoobentos, neboli bentičtí bezobratlí, jsou velmi vhodná skupina pro biologický monitoring, protože jde o skupinu velmi citlivou a druhově rozmanitou. Výhody makrozoobentosu: velká rozmanitost druhů, organismy jsou dobře určitelné, vyskytují se ve všech tekoucích vodách, lze je považovat za stálé obyvatele habitatu, můžou se vyskytovat v různých trofických úrovních, mají relativně dlouhý životní cyklus, je u nich značná reakce na stresy a horší životní podmínky a rychle znovu osidlují tekoucí vody. Makrozoobentos může ve vodním toku obývat různé habitaty, viz Obrázek 7. [58; 59]



Obrázek 7 - Příklady habitatů makrozoobentosu [58]

Odběr makrozoobentosu probíhá ve vodních tocích, které lze brodit. Odběr by měl probíhat v období od jara do podzimu za podnormálního či normálního vodního stavu (Q_{270d}). Metoda používaná v České republice je standardní metoda 3 – minutového semikvantitativního multihabitatového vzorkování s použitím ruční bentosové sítě (viz Obrázek 8). Odběr vzorků je prováděn z odběrového úseku (stejně jako u fyto-bentosu viz Obrázek 6), který odpovídá části charakteristického úseku. Odběrové místa by měla obsahovat všechny typy habitatů a charakteristickou břehovou vegetaci a poměr peřejí a tůní. Stejně jako u fyto-bentosu by se vzorky neměly odebírat v blízkosti silnic a mostů. Pauza mezi jednotlivými odběry by měla být minimálně měsíc. Detailněji je odběr popsán v praktické části diplomové práce. [60]



Obrázek 8 - Bentosová síť [60]

RYBY

Rybí společenstvo je výhodné pro biomonitoring, jelikož ryby jsou snadno ulovitelné a snadno se určují. V toku stojí na vrcholu potravního řetězce a zahrnují několik trofických úrovní. Vzhledem k delšímu životu se na nich projevují dlouhodobější změny kvality vody v toku. Navzdory mnohým výhodám ryb jakožto indikátoru kvality vody, jsou zde i jasné nevýhody použití ryb: unikají před znečištěním, pro některé druhy je typická sezónní migrace za účelem rozmnožování, výskyt ryb je ovlivňovaný činností člověka (umělým vysazováním či lovem). [58]

Pro odběr ryb v tekoucích vodách je vhodné využívat rybího plůdku, jenž umožňuje zkoumat informace o současném stavu rybího společenstva v dané lokalitě. Odlov rybího plůdku lze provádět pomocí záťahové sítě či elektrického agregátu. Záťahovou síť lze využít pouze v místech toku s minimální rychlostí proudu a bez překážek na dně toku. Naopak elektrický agregát lze využívat i v místech s výskytem překážek. Elektrický agregát nelze použít u hloubek vyšších než 1,5 m nebo v příliš malých hloubkách. Odběry je možné provádět od konce července do konce října. Ideální je však měsíc srpen, kdy je většina ryb v juvenilním stádiu a druhy lze snadno určit. [61]

Narozdíl od ostatních hodnotících skupin je u ryb odběrový úsek dlouhý desítky metrů dlouhý. Zároveň by stále měl odběrový úsek zasahovat všechny typy břehových linií, hloubku a různým charakterem dnového substrátu. Odlov ryb může probíhat kontinuálně či jako bodové vzorkování. Prioritně dochází k určování plůdku na břehu a následně proběhne jejich vypouštění do vody. V nezbytných případech plůdek zakonzervujeme k pozdějšímu určení plůdku v laboratoři. Vzorek se usmrtí pomocí předávkováním anestetik. Vzorek v platových vzorkovnicích dolijeme formaldehydem a v laboratoři proběhne následná determinace rybího plůdku. [61]

3.8.2 HYDROMORFOLOGICKÝ MONITORING

V České republice je k hodnocení hydromorfologického monitoringu určena Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků (HEM 2014), která je schválena Ministerstvem životního prostředí. Tato metodika je v souladu s Rámcovou směrnicí ES o vodní politice 2000/60/ES, Evropskou i českou normou EN (ČSN) 14614 (Jakost vod: Návod pro hodnocení hydromorfologických

charakteristik řek) a Evropskou i českou normou EN (ČSN) 15843 (Jakost vod: Návod pro určení stupně modifikace hydromorfologie řek). [53; 62; 63; 64]

Monitoring hydromorfologického stavu vodního toků podle metodiky HEM probíhá formou terénního mapování vybraných hydromorfologických charakteristik toků a údolní nivy. Mapování probíhá po úsecích. Vybrané hodnocené hydromorfologické parametry vodního toku se zaznamenají do mapovacího formuláře a do mapy se zanesou hranice mapovaného úseku. V rámci monitoringu se sledují zóny toku: koryto, břehy/příbřežní zóna a inundační území (viz Tabulka 2). Vhodné období na monitoring je jaro a podzim a interval sledování by neměl být delší než 6 let. [62]

Metodika HEM rozřazuje jednotlivé parametry hydromorfologických složek kvality podle: hydrologického režimu, kontinuity toku a morfologických podmínek (viz Tabulka 3). Jednotlivé parametry metodiky HEM jsou patrné v Tabulce 2 a v Tabulce 3. [62]

Hodnocení hydromorfologického monitoringu probíhá následovně: Bodování kvality v rámci úseku, spočítá se dílčí skóre jednotlivých zón, vypočte se výsledné skóre kvality úseku, proběhne klasifikace hydromorfologického stavu úseku. [65]

Tabulka 2 - - parametry metodiky HEM rozdělené podle dle zkoumaného území [62]

	Název sledovanho parametru	Zkratka	
Koryto	Upravenost trasy toku	TRA	
	Variabilita šířky koryta	VSK	
	Variabilita zahloubení v podélném profilu	VHL	
	Variabilita hloubek v příčném profilu	VHP	
	Dnový substrát	DNS	
	Upravenost dna	UDN	
	Mrtvé dřevo v korytě	MDK	
	Struktury dna	STD	
	Charakter proudění	PRO	
	Ovlivnění hydrologického režimu	OHR	
	Podélná průchodnost koryta	PPK	
	Říční břehy/příbřežní zóna	Upravenost břehu	UBR
		Břehová vegetace	BVG
Využití příbřežní zóny		VPZ	
Inundační území	Využití údolní nivy	VNI	
	Průchodnost inundačního území	PIN	
	Stabilita břehu a boční migrace koryta	BMK	

Tabulka 3 - parametry metodiky HEM rozdělené podle hydromorfologických složek [62]

	Název sledovanho parametru	Zkratka
Hydrologický režim	Charakter proudění	PRO
	Ovlivnění hydrologického režimu	OHR
Kontinuita toku	Podélná průchodnost koryta	PPK
	Průchodnost inundačního území	PIN
Morfologické podmínky	Upravenost trasy toku	TRA
	Variabilita šířky koryta	VSK
	Variabilita zahloubení v podélném profilu	VHL
	Variabilita hloubek v příčném profilu	VHP
	Dnový substrát	DNS
	Upravenost dna	UDN
	Mrtvé dřevo v korytě	MDK
	Struktury dna	STD
	Charakter proudění	PRO
	Ovlivnění hydrologického režimu	OHR
	Podélná průchodnost koryta	PPK
	Upravenost břehu	UBR
	Břehová vegetace	BVG
	Využití příbřežní zóny	VPZ
	Využití údolní nivy	VNI
	Stabilita břehu a boční migrace koryta	BMK

3.8.3 FYZIKÁLNĚ CHEMICKÝ MONITORING

Fyzikálně chemický monitoring hodnotí pH, konduktivitu, rozpuštěný kyslík, teplotu vody, živiny (dusičnany, amonné ionty, dusitany a fosforečnany), chloridy, CHSK, BSK₅, KNK a dále popřípadě tvrdost či specifické ukazatele, jako jsou těžké kovy. Monitorování lze provádět kontinuálně nebo přerušovaně. Kontinuální měření lze provádět i při významném kolísání průtoků a koncentrace. Diskontuální měření lze provádět ze smíšeného či prostého vzorku. Kolísání průtoků a koncentrace nesmí být u diskontuálního měření skoro žádné či velmi malé. Monitoring může probíhat v laboratoři nebo na místě (In situ). Zpracování v laboratoři předchází ruční odběr a transport vzorku do laboratoře (off - line). Na místě může probíhat měření on - line či in - line. V metodě on-line je mezi odběrovým místem a měřicím přístrojem automatická úprava vzorku. Při in-line metodě po odběru jde vzorek rovnou do měřicího přístroje. [5; 66]

Pro off-line měření můžeme využívat ruční odběr či pomocí automatizovaných odběráků nebo vzorkovačů. Vzorek se obvykle musí před převozem do laboratoře upravit (např. scedit přes síto a zakonzervovat pomocí chlazení, přidáním chemikálií či jemným filtrováním). Klady tohoto měření jsou: jednoduchost, flexibilita a lze provádět i složité analýzy. Naopak mezi zápory patří: velká časová prodleva, malé časové rozlišení, nutnost úpravy a konzervace vzorků a možné zkreslení vzorků. [5]

On-line měření je vhodné využívat pro řídicí systémy a má menší časovou prodlevu a velké časové rozlišení. Vyskytuje se zde i řada nevýhod jako drahá pořizovací cena a náročná údržba strojů a možné odcizení přístroje, pokud ho zanecháme na místě. On-line stanice mohou měřit hodnotu pH, koncentraci kyslíku, konduktivitu, oxidačně-redukční potenciál, celkovou koncentraci organických látek, zákal a teplotu vody. [5]

In-line měření je vyvíjeno k dosahování možnosti hodnotit více chemických ukazatelů, než je tomu nyní. V současné době je pomocí in-line měření možno hodnotit pouze pH, teplotu a rozpuštěný kyslík a oxidačně redukční potenciál. In-line měření má sice spoustu výhod (nulovou prodlevu měření, velké časové rozlišení, malé nároky na údržbu, je vhodné pro řídicí systémy), ale sledované parametry jsou omezené a přístroje jsou velmi drahé. [5]

Zmíněné metody (off-line, on-line, in-line) využívají různé principy měřících metod: titrace, fotometrie, kolorimetrie, spektrometrie, iontově selektivní elektrody, plynové elektrody, měření kyslíku a iontovou chromatografií, atd. [5]

3.9 HODNOCENÍ JAKOSTI POVRCHOVÝCH VOD

Pro hodnocení jakosti povrchových vod je mnoho způsobů a hledisek. Důležité pro klasifikaci kvality vody je vycházet ze směrnic a nařízení, jenž se kvality vody týkají. Nejdůležitější směrnicí o kvalitě vody je směrnice 2000/60/ES a Nařízení vlády č. 401/2015, Sb. [4; 67]

3.9.1 SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2000/60/ES

Tato směrnice hodnotí stav jakosti povrchové vody podle ekologického stavu a chemického stavu vodního toku. Ekologický stav vodních toků můžeme rozdělit do 3 hlavních složek, a to: biologické složky, hydromorfologické složky a chemické a fyzikálně chemické složky. [4]

3.9.2 EKOLOGICKÝ STAV

Výsledný ekologický stav je rozdělen do 5 skupin, přičemž každá z nich má svoji typickou barvu:

Velmi dobrý stav (High status)

Dobrý stav (Good status)

Střední stav (Moderate status)

Poškozený stav (Poor status)

Zničený stav (Bad status)

Pro přiřazení lokality do jednotlivých skupin ekologického stavu přihlížíme k morfologickým změnám, hodnotám biologické kvality a fyzikálně – chemickým parametrům. Aby bylo možné srovnávat výsledky klasifikace ekologického stavu vody, jsou jednotlivé ekologické stavy vyjádřeny pomocí ekologických kvalitativních poměrů – EQR (Ecological quality ratios). Ekologické stavy s hodnotami EQR lze vidět viz Tabulka 4. Kvalitativní poměry jsou vyjádřeny pomocí hodnot biologických ukazatelů pozorovaných v dané lokalitě a biologickými ukazateli vztaženými k referenčním podmínkám. Získaný výsledný poměr bude číselně vyjádřen v hodnotách od nuly do jedné. Velmi dobrému ekologickému stavu bude náležet hodnota 1 a zničenému stavu 0. [4]

Tabulka 4 - rozdělení ekologických stavů na základě EQR [5]

Ekologický stav	Hodnota EQR
Velmi dobrý	> 0,8
Dobrý	0,6 - 0,8
Střední	0,4 - 0,6
Poškozený	0,2 - 0,4
Zničený	≤ 0,2

VELMI DOBRÝ STAV

Stav bez účinků rozsáhlé industrializace, urbanizace a zintenzivnění zemědělství a pouze s velmi malou změnou fyzikálně – chemických ukazatelů, hydromorfologie a biologie. [68]

„Nevyskytují se žádné nebo jen velmi malé antropogenní změny hodnot fyzikálně chemických a hydromorfologických kvalitativních složek daného typu útvaru povrchové vody v porovnání s hodnotami spojenými s tímto typem v nenarušených podmínkách. Hodnoty biologických kvalitativních složek daného útvaru povrchové vody odpovídají těm, které se obvykle vyskytují u tohoto typu v nenarušených podmínkách a nevykazují žádné nebo jen malé známky narušení. Jde o typově specifické podmínky a společenstva.“ [4]

Ve střední Evropě se v současné době žádný nenarušený přirozený tok nevyskytuje. Kvalitu vody porovnáváme s referenčním stavem, který je blízký přirozenému stavu, ale není s ním totožný.

DOBRÝ STAV

Hodnoty prvků biologické kvality vykazují mírné odchylky od referenčních hodnot (nízké úrovně zkraslení mohou vyplývat z lidské činnosti). Koncentrace specifických syntetických a nesyntetických znečišťujících látek nepřekračují normy kvality životního prostředí. [68]

„Hodnoty biologických kvalitativních složek daného typu útvaru povrchové vody vykazují mírnou úroveň narušení vzniklého lidskou činností, avšak odlišují se pouze málo od těch, které se obvykle vyskytují u tohoto typu vodního útvaru v nenarušených podmínkách.“ [4]

STŘEDNÍ STAV

„Hodnoty biologických kvalitativních složek daného typu útvaru povrchové vody se středně odlišují od těch, které se obvykle vyskytují u tohoto typu útvaru povrchové vody v nenarušených podmínkách. Hodnoty vykazují střední známky narušení vyvolaného lidskou činností a jsou významně více ovlivněny než u dobrého stavu. Vody dosahující nižší, než střední stav budou klasifikovány jako poškozené nebo zničené.“ [4]

POŠKOZENÝ STAV

„Vody, jež vykazují známky velkých změn hodnot složek biologické kvality pro daný typ útvaru povrchové vody a ve kterých se odpovídající biologická společenstva podstatně liší od společenstev vyskytujících se v tomto typu útvaru povrchové vody za nenarušených podmínek, budou klasifikovány jako poškozené.“ [4]

ZNIČENÝ STAV

„Vody, jež vykazují známky těžkých změn hodnot složek biologické kvality pro daný typ útvaru povrchové vody a ve kterých se nevyskytuje velká část odpovídajících biologických společenstev obvykle žijících v tomto typu útvaru povrchové vody za nenarušených podmínek, budou klasifikovány jako zničené.“ [4]

3.9.3 CHEMICKÝ STAV

Součástí hodnocení jakosti vody je i hodnocení chemického stavu vody (viz Tabulka 5). Na rozdíl od ekologického stavu vody není rozdělen do 5 kategorií, ale pouze do dvou, z nichž jedna kategorie je vyhovující a druhá již nikoliv. Při určení dobrého chemického stavu musí být koncentrace zjišťované látky nižší než daná hodnota environmentální kvality (NEK, EQS). [4]

Tabulka 5 - Kategorie chemického stavu povrchových vod [4]

Klasifikace chemického stavu	Barevné označení
Dobry	modrá
Nedosažení dobrého stavu	červená

Jako dobrý stav povrchové vody můžeme hodnotit povrchové vody pouze v případě, že ekologický i chemický stav vody vyjde dobrý. [4]

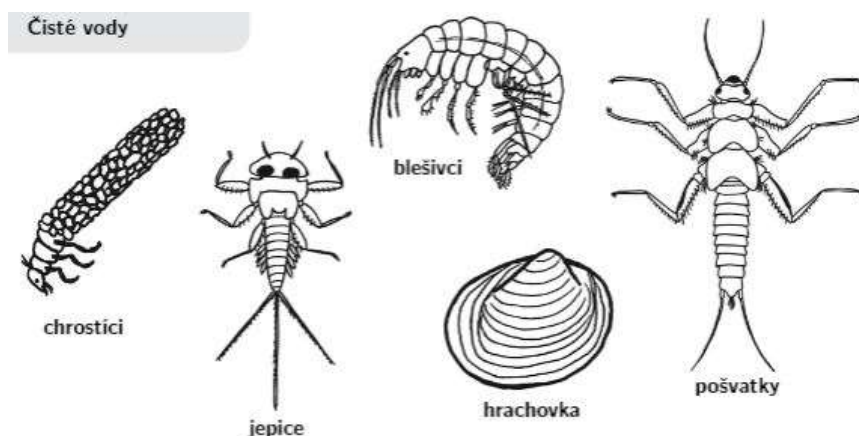
3.9.4 BIOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY

Do biologických metrik řadíme taxonomické složení společenstva, index diverzity, metriky založené na citlivosti vybraných druhů, metriky odvozené z ekologických charakteristik druhů, funkční složení podle vlastností, biologické indexy nebo nástroj: predikční systém Perla. Hodnocení biologických charakteristik sleduje Metodiku hodnocení

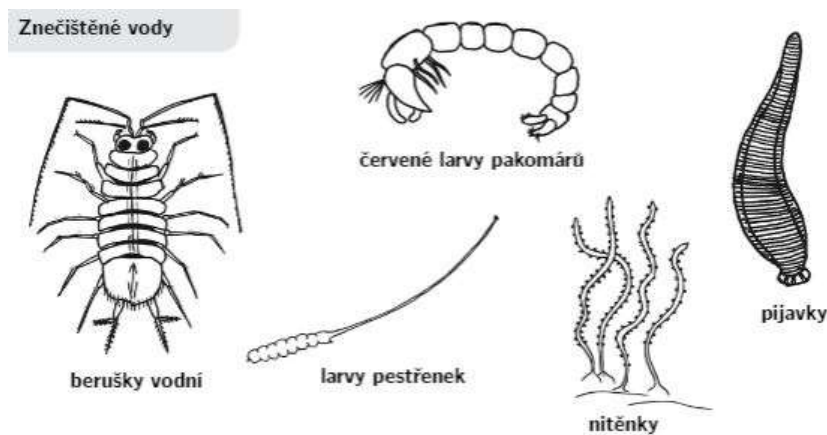
ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos. [69; 58]

KVANTITATIVNÍ ZASTOUPENÍ TAXONŮ

Taxon je systematická jednotka používaná pro popis skupiny jedinců určitých znaků, která se liší od ostatních skupin, taxonů. Nejnižší taxonomickou jednotkou je druh, po ní následuje rod, čeleď, řád, třída, kmen a říše (rostlinná a živočišná). Množstevní zastoupení různých druhů (taxonů) je důležitý a výchozí podklad pro veškeré další způsoby hodnocení společenstev. Zároveň už samotné zastoupení jednotlivých taxonů může predikovat kvalitu vody. V rámci klasifikace řádů makrozoobentosu existují druhy náchylnější na kvalitu vody a ty můžeme najít spíše v čisté vodě než ve vodě znečištěné, viz Obrázek 7 a Obrázek 8. Počet jedinců nám poskytne informaci o převládajících druzích. [70; 71]



Obrázek 7 - Taxony žijící v čisté vodě [70]



Obrázek 8 - Taxony žijící ve znečištěné vodě [70]

Počet jedinců a taxonů výrazně závisí na provedení odběru, jelikož některé taxony mají specifické habitaty, proto je důležité při odběru postihnout všechny vyskytující se habitaty. Metoda soustředící se na kvantitativní zastoupení taxonů se zaměřuje na využití především taxonů jepic, pošvatek a chrostíků (Jep Abu, Pos Abu, EPT Abu). Cílí se na tyto tři druhy makrozoobentosu, jelikož se na nich významně projeví ztráta habitů nebo vliv jiných stresových faktorů (znečištění vody, trofie, změna substrátu). [72]

Nejčastěji využívaná metoda založená na zastoupení náchylných taxonů na čistotu vody je metoda EPT Abu, která zkoumá procentuální zastoupení jepic, pošvatek a chrostíků k celkovému výskytu ostatním taxonům makrozoobentosu. [72]

DIVERZITA

Indexy diverzity jsou založeny na tom, že společenstvo ve zdravých podmínkách by mělo obsahovat jeden či menší skupinu dominantních druhů, několik středně početných druhů a více druhů, které lze označit za vzácné. Z tohoto předpokladu vychází všechny metriky počítající s diverzitou. Nenarušená vodní společenstva by měla mít diverzitu vyšší než společenstva, která jsou narušená. Nenarušená vodní společenstva by v ideálním případě měla obsahovat stejný poměr jedinců mezi jednotlivými taxonomickými skupinami a počet jedinců by měl být střední až vyšší. Pokud je tok narušen organickým znečištěním diverzita se sníží, jelikož vymizí citlivé druhy a tolerantní druhy zvýší svoji početnost. Může ovšem nastat i takové narušení (například toxické působení či kyselá dešť), při kterém se sníží jak diverzita, tak počet jedinců zbývajících taxonů. Indexy diverzity lze hodnotit i jen pro jednu lokalitu. [73; 74; 58]

Do metrik diverzity řadíme **Cel** (počet čeledí), EPT Tax, DivMarg (diversita Margalef) a Pak Tax (počet taxonů pakomárovitých). Cel a EPT tax popisují celkovou rozmanitost společenstva. Cel udává celkový počet čeledí, které se nacházejí v odebraném vzorku. EPT tax indikuje počet jedinců skupiny organismů citlivých na kvalitu vody (jepice, pošvatky, chrostíci). [72]

DivMarg (diversita Margalef) neboli Margalefův index diverzity udává závislost mezi počtem taxonů a celkovým počtem jedinců ve vzorku (viz Rovnice 1). Margalefův index diverzity zohledňuje tyto vlastnosti společenstva: počet jedinců, druhovou pestrost

a vyrovnanost. Pokud výsledný index klesá, je to zapříčiněno negativní změnou ve vodním ekosystému (zvýšení trofie, degradace kvality vody atd). [72]

Rovnice 1 - Margalefův index diverzity [69]

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Kde

S je počet taxonů ve vzorku

N je celkový počet jedinců všech taxonů ve vzorku

METRIKY ZALOŽENÉ NA CITLIVOSTI VYBRANÝCH DRUHŮ

Metody založené na citlivosti vybraných druhů využívají ty druhy, u kterých je známa sensitivita či tolerance na daný stresor nebo na jeho aspekty. Metriky využívají informaci, zda je konkrétní taxon přítomen či nikoliv nebo o jeho abundanci. V této skupině nalezneme pouze jeden index, a to je index saprobní (Si -SapInd). [72]

SapInd (saprobní index či český saprobní index) je zaměřen pouze na organické znečištění. Vychází z předpokladu, že v různě organicky znečištěných vodách žijí různé skupiny makrozoobentosu, které se podílejí na rozkladných procesech (mineralizace). Organické znečištění je v současné době stále nejrozšířenější typ znečištění, pochází například z komunální splaškové vody, zemědělství, potravinářského průmyslu, papírenského a textilního průmyslu. Pro výpočet saprobního indexu potřebujeme tzv. individuální saprobní indexy jednotlivých druhů a jejich váhy stanovené odborným úsudkem pro vybrané taxony. Metoda saprobního indexu koreluje s intenzitou eutrofizace a zemědělským využitím ploch kolem vodního toku. U saprobního indexu nelze určit, zda jde o přirozený druh znečištění či antropogenní znečištění. Vzorec pro výpočet saprobního indexu můžeme vidět na Obrázek 9.

$$S_i = \frac{\sum_{i=1}^S s_i \cdot h_i \cdot i_i}{\sum_{i=1}^S h_i \cdot i_i} \quad (\text{Marvan et al., 1975})$$

Obrázek 9 - Vzorec pro výpočet saprobního indexu [69]

Kde

S_i je výsledný saprobní index

s_i = individuální saprobní index i -tého druhu

h_i = početnost i -tého druhu

i_i = individuální indikační váha i -tého druhu

S = počet druhů (ve vzorku)

Organické znečištění vodního toku se většinou projeví nárůstem počtu jedinců, snížením diverzity a zvýšením hodnot saprobního indexu. Mezi nevýhody organického znečištění patří nedostatek kyslíku v důsledku rozkladných procesů. Naopak výhodou v rámci společenstva je zvýšený přísun potravy a s tím snížení kompetice a predace. [75]

Saprobity má základních 5 stupňů (tříd):

- 1) Xenosaprobity – nejčistší voda
- 2) Oligosaprobity – velmi mírně znečištěná voda
- 3) Beta-mesosaprobity – mírně znečištěná voda
- 4) Alfa-mesosaprobity – silně znečištěná voda
- 5) Polysaprobity – mimořádně silně znečištěná voda [76]

Polysaprobity se vyznačuje převažujícími redukčními a rozkladnými hnilobnými procesy. Typická je vysoká spotřeba kyslíku. V toku mohou nastat až anaerobní podmínky. Většinou je prostředí nasyceno na 10 – 20 % kyslíku. Koncentrace kyslíku se odvíjí i od jiných faktorů, jako jsou peřeje, které mohou zvyšovat koncentraci kyslíku i u silně

znečištěné vody. Nastává masivní rozvoj bakterií. Diverzita organismů v toku je malá, ale vyskytující se populace jsou velmi početné. Takto znečištěná voda je bez rybí populace, a i bez většiny dalších organismů. Proces samočištění je zprostředkován pouze nárostovými bakteriemi, řasami, nitěnkami a pakomáry. [5; 7; 72; 77]

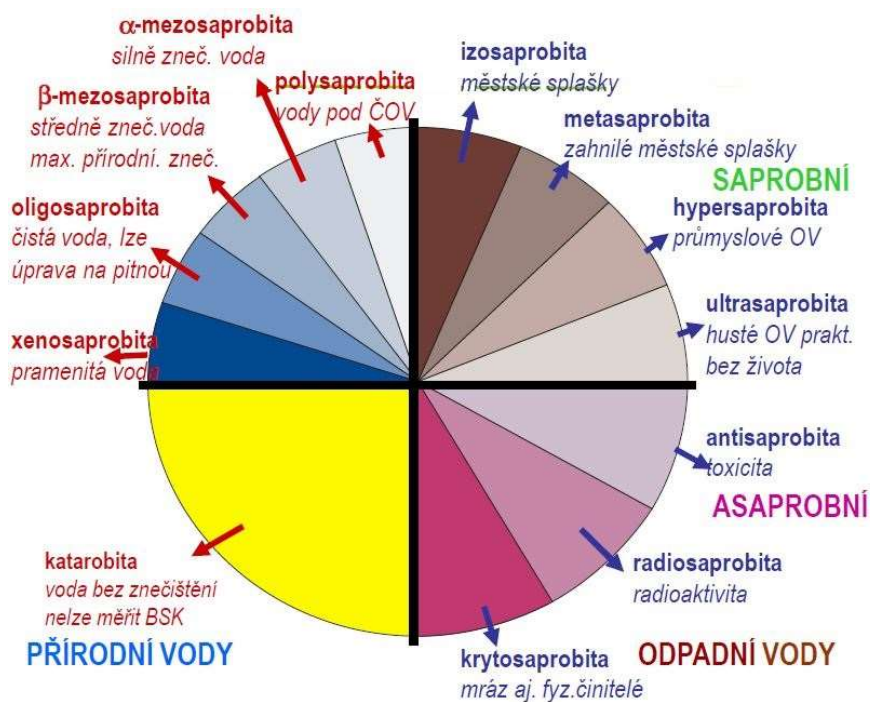
Alfa-mezosaprobity se vyznačují začínajícími oxidačními procesy ve vodě i v kalu. Zvýšený obsah znečišťujících látek napomáhá k rozvoji aerobních organotrofních bakterií, které spotřebovávají množství kyslíku. Aerobní a anaerobní procesy ve vodním toku jsou v rovnováze. Ve vodě se vyskytuje velký počet bakterií, ale i rostliny a živočichové. Vody Alfa – mezasaprobity řadíme k cejnovému pásmu s výskytem kaprovitých ryb. Diverzita organismů se snižuje, vytváří se silně početně zastoupené populace. Jako zástupce makrozoobentosu najdeme v tomto stupni například pijavice. [5; 7; 72; 77]

Beta – mezasaprobiny se vyznačují pokračující oxidací a mineralizací organických látek. Postupně se snižuje spotřeba kyslíku a klesá počet bakterií. Zastoupení flóry a fauny je různorodější a vyskytují se zde i organismy citlivé na znečištění. Vody beta – mezasaprobinyho pásma nacházíme v oblasti parmového a cejnového pásma. Ve vodě se vyskytují organické látky ve formě minerálních živin vzniklých rozkladem. V tomto pásmu se vyskytují larvy jepic a vážek. Kvalita vody dosahuje takového stupně, jakého lze dosáhnout po biologickém čištění nebo přirozeném samočištění odpadních vod. Kvalita vody je vhodná víc pro rekreaci než vodárenské využití. [5; 7; 72; 77]

Oligosaprobity se vyznačují končící oxidací organických látek ve vodě a kalu na dně. Ve vodě se vyskytuje vysoká koncentrace kyslíku. Dochází k prudkému poklesu počtu bakterií a mikroorganismů. Čistota vody nabízí optimální podmínky pro navyšování množství hmyzu či cenných ryb (pstruh, lipan, hlavatka a vranka) a organismů citlivých na znečištění (larvy jepic, pošvatek a chrostíků). Využití vody je vhodné pro vodárenské a rekreační účely. [5; 7; 72]

Xenosaprobity je velmi vhodné pro vodárenství. Kvalita vody odpovídá pstruhovému pásmu (siven, pstruh). Mezi vyskytujícími se organismy nalezneme filtrátory, ploštěnky, měkkýše, larvy jepic a pošvatek. Voda je takřka bez organických látek, takže neprobíhají rozkladné procesy. Druhá diverzita není vysoká. [75; 76]

Kromě těchto 5 základních stupňů saprobity existuje i rozšíření o další stupně podle Sládečka (viz Obrázek 10). Uspořádání dalších stupňů saprobity proběhlo podle stupňů znečištění, charakteru vod a charakteru znečištění. [5]



Obrázek 10 - Stupně saprobity podle Sládečka [5]

Hodnoty saprobního indexu a hodnoty BSK₅ odpovídající jednotlivým saprobním stupňům lze vidět viz Tabulka 6.

Tabulka 6 - Charakteristické hodnoty saprobního indexu [5; 76]

Saprobní stupeň	Název	Zkratka	Rozmezí saprobního indexu	Průměr	BSK ₅ (mg/l)
0.	katarobita	k	(-1,5) - (-0,5)	-1,0	0
1.	xenosaprobita	x	(-0,51) - 0,5	0,0	1
2.	oligosaprobita	o	0,51 - 1,5	1,0	2,5
3.	beta - mesosaprobita	β (b)	1,51 - 2,5	2,0	5
4.	alfa - mesosaprobita	α (a)	2,51 - 3,5	3,0	10
5.	polysaprobita	p	3,51 - 4,5	4,0	50
6.	isosaprobita	i	4,51 - 5,5	5,0	400
7.	metasaprobita	m	5,51 - 6,5	6,0	700
8.	hypersaprobita	h	6,51 - 7,5	7,0	2 000
9.	ultrasaprobita	u	7,51 - 8,5	8,0	120 000

METRIKY ODVOZENÉ Z EKOLOGICKÝCH CHARAKTERISTIK DRUHŮ

Ekologické charakteristiky jednotlivých taxonů mohou být: potravní preference, habitatové a proudové preference, zónační preference nebo vlastnosti životního cyklu. Metriky mohou popisovat podíly potravních strategií ve společenstvu (RETI – podíl škrabačů, xylofágů a kouskovačů v rámci společenstva). [72; 78]

Ekologická charakteristika jednotlivých taxonů v závislosti na habitatové a proudové preference popisuje i procentuální zastoupení jedinců taxonů, jenž upřednostňují substrát určité velikosti (pelál, argilál, psamál, akál, litál, fytál, POM a jiné habitaty) nebo určité zóny toku (epiritrál, metaritrál či hyporitrál). [72]

Dělení metrik podle preferovaného habitatu:

Pelál je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují bahnité sedimenty se zrnitostí menší 0,063 mm.

Argilál je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují jíl, hlínu o velikosti zrn menší než 0,063 mm.

Psamál je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují písek o velikosti zrn mezi 0,063 – 2 mm.

Akál je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují jemně až středně zrnitý štěrk se zrnitostí mezi 2 – 20 mm.

HLital (litál) je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují štěrkovitý a kamenitý substrát větší než 2 cm.

Fytál je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují řasy, mechy a makrofyta včetně suchozemských rostlin zasahujících do vodního toku.

POM popřípadě **FPOM** je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují hrubou nebo jemnou organickou hmotu (hrubá – CPOM, jemná – FPOM). [34]

Dělení metrik podle preferovaného pásma toku:

ZERhit (epiritrál) je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují toky s velkým spádem, převažujícím turbulentním prouděním a velmi hrubým substrátem dna

ZMRhit (metaritrál) je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují mělké toky (hloubka v proudnici menší než 1 m), převažujícím turbulentním prouděním

ZHRhit (hyporitrál) je metrika zohledňující procentuální zastoupení jedinců druhů, jenž upřednostňují hluboké podhorské toky [72]

Pro přirozené toky daného typu a velikosti dosahují zmíněné metriky vysokých hodnot. Nízké hodnoty těchto indexů v lokalitách, kde očekáváme vyšší index může být způsobeno například i potamalizací vodního toku (změna životních podmínek pro vodní organismy nad jezovým tělesem). [72]

Hodnocení ekologických charakteristik probíhá následovně: ke každému taxonu je přiřazeno 10 bodů podle skutečných či odhadnutých preferencí taxonů pro jednotlivé ekologické vlastnosti. Přiřazení 10 bodů znamená, že vlastnost je pro daný taxon zcela typická. Naopak 0 znamená, že daná vlastnost se taxonu nevyskytuje. U každého taxonu pro každou ekologickou charakteristiku je součet bodů roven deseti. Výsledná metrika je průměr bodů jednotlivých taxonů v dané kategorii ekologické charakteristiky (viz Rovnice 2). [72]

Rovnice 2 - Výpočet metrik založených na ekologických charakteristikách druhů [69]

$$Metrika = \frac{\sum(n_i body_i)}{10\sum n_i}$$

Kde

n_i je přirozených logaritmus počtu jedinců druhu i

$body_i$ je počet bodů, jenž má druh i pro danou ekologickou charakteristiku

Taxony preferují různé typy proudění, které se v toku střídají v podélném i příčném profilu. Dělení metrik podle preferovaného typu proudění [1]:

Limnobiontní (BL) jsou organismy, které preferují stojaté vody.

Limnophilní (LP) jsou organismy preferující stojaté vody, málokdy se vyskytují v pomalu tekoucích vodách.

Limnophilní až rheophilní (LR) jsou organismy, které upřednostňují stojaté vody nebo v pomalu tekoucí vody.

Rheophilní až limnophilní (RL) jsou organismy preferující pomalu proudící vody, ale mohou se vyskytnout i ve vodách stojatých.

Rheophilní (RP) jsou organismy, které upřednostňují střední až vysoké rychlosti proudění.

Rheobiontní (RB) jsou organismy preferující oblasti s vysokými rychlostmi.

Indiferentní (IN) jsou organismy, které nemají žádnou preferenci proudění. [1]

Metriky popisující podíly potravních strategií ve společenstvu mohou být RETI index nebo cVSpas index. Na základě potravních skupin na dané lokalitě lze odvodit částečně proudné a habitatové podmínky dané lokality. [72]

RETI index (Rhithron Feeding Type Index) vyjadřuje podíl škrabačů, xylofágů a kouskovačů v rámci společnosti makrozoobentosu (viz Rovnice 3). RETI index ukazuje i na zvýšené organické zatížení. [72; 34]

Rovnice 3 - Výpočet RETI indexu [69]

$$RETI = \frac{\sum n_{gs} + \sum n_{xy} + \sum n_{sh}}{\sum n_{gs} + \sum n_{xy} + \sum n_{sh} + \sum n_{mi} + \sum n_{gc} + \sum n_{af} + \sum n_{pf} + \sum n_{ot}}$$

Kde

n je počet jedinců potravních skupin

a jednotlivé indexy v rovnici jsou popsány viz Tabulka 7.

Tabulka 7 - Značení indexů pro výpočet RETI indexu (Rovnice 3 - Výpočet RETI indexu [69])

Popis ve vzorci	Značení	Název skupiny
gs	fgs	spásací, seškrabávači
mi	fmi	druhy minující
xy	fx y	druhy živící se dřevem
sh	fsh	drtiči, kouskovači
gc	fgc	sběrači
af	faf	aktivní filtrátoři
pf	fpf	pasivní filtrátoři
ot	fot	druhy živící se jiným způsobem

PREDIKČNÍ SYSTÉM PERLA

Predikční systém PERLA je systém k hodnocení ekologického stavu toků pomocí makrozoobentosu na konkrétních lokalitách na základě proměnných prostředí a následném srovnání se společenstvem zjištěným na hodnocené lokalitě v České republice. Predikční systém Perla je v souladu s požadavky EU a je založen na hodnotícím programu HOBENT. Pro aplikaci tohoto systému je nezbytné mít srovnávací soubor dat z referenčních lokalit dané geografické oblasti. Podkladová databáze srovnávacího souboru obsahuje přes 160 referenčních lokalit, které jsou rozděleny podle nadmořské výšky, zeměpisné šířky a délky, spádu toku, plochy povodí, vzdálenosti od pramene a řádu toku. [34; 79]

Výstupem predikčního systému Perla je B index (viz Rovnice 4). Index B vystihuje shodu mezi konkrétním hodnoceným společenstvem a společenstvem očekávaným. Z indexu B nelze vyvodit informaci o příčině odlišnosti od vzorku referenčního. B index může nabít hodnot 0 - 1 (0 znamená žádnou shodu a 1 úplnou shodu). Souvislost mezi biologickým stavem a hodnotou B indexu lze vidět viz Tabulka 8. [34]

Rovnice 4 - Výpočet B indexu [69]

$$B_L = \frac{Z}{O}$$

Kde

B je B index, který vyjadřuje shodu druhového složení hodnoceného vzorku se standardem

Z je zjištěný počet taxonů ve vzorku

O je očekávaný počet taxonů ve vzorku

L je zvolený limit očekávaného výskytu taxonů ve vzorku [72; 34]

Tabulka 8 - Závislost B indexu a biologického stavu [32]

B index	Biologický stav	Hodnocení
≤ 0,20	Zničený	Společenstvo makrozoobentosu je poškozeno. Většina taxonů referenčního společenstva chybí.
0,21 - 0,40	Poškozený	Společenstvo makrozoobentosu se velmi liší od referenčního stavu. Mnoho taxonů referenčního společenstva chybí.
0,41 - 0,60	Průměrný	Společenstvo makrozoobentosu stále vykazuje změny oproti referenčnímu stavu. Některé významné taxony stále chybí.
0,61 - 0,80	Dobrý	Společenstvo makrozoobentosu vykazuje mírné změny oproti referenčnímu stavu.
≥ 0,81	Výborný	Společenstvo makrozoobentosu nevykazuje žádné změny oproti referenčnímu stavu.

U výpočtu B indexu nejsou u referenčních společenstev makrozoobentosu zahrnuty všechny taxony, ale pouze ty, u kterých očekáváme výskyt na dané lokalitě. [72]

VÝPOČET MULTIMETRICKÉHO INDEXU

Aby bylo možné porovnat všechny metriky v rámci jiných zemí než jen České republiky (vyplývající požadavek z Rámcové směrnice 2000 ES), převádíme výsledky metrik na standartní bezrozměrné skóre EQR (ecological quality ratio). EQR udává poměr hodnot biologických parametrů pozorovaných pro daný vodní útvar povrchových vod ku hodnotám, které by tyto parametry nabývaly za referenčních podmínek vztažených k danému vodnímu útvaru (viz Rovnice 5 a Rovnice 6). Výsledné EQR nabývá hodnot 0 - 1. Špatný ekologický stav je, pokud EQR nabývá hodnot blízkých 0. Naopak Velmi dobrý ekologický stav přisuzujeme hodnotám EQR blízkých 1. Pokud vyjde výsledná hodnota EQR větší než 1, zaokrouhluje na hodnotu 1. Podrobné rozmezí jednotlivých ekologických stavů v rámci EQR lze vidět na Tabulka 4. [72]

Rovnice 5 - Výpočet EQR indexu pro metriky, které klesají s rostoucím zatížením [5; 69]

$$EQR = \frac{\text{Výsledek metriky} - \text{dolní mez}}{\text{Horní mez} - \text{dolní mez}}$$

Rovnice 6 - Výpočet EQR indexu pro metriky, které se zvyšují s rostoucím zatížením (Si) [5; 69]

$$EQR = 1 - \frac{\text{Výsledek metriky} - \text{dolní mez}}{\text{Horní mez} - \text{dolní mez}}$$

Horní mez odpovídá maximální limitní hodnotě metriky v souladu s referenčními podmínkami (kromě saprobního indexu).

Dolní mez je hodnota metriky v nejhorsím možném stavu (kromě saprobního indexu, kde je to obráceně). [72]

Podle hodnot EQR lze zařadit jednotlivé metriky zařadit do příslušného ekologického stavu. Dělení je dále závislé na ročním období (jaro, podzim) a jednotlivých řádech toku dle Strahlera (Botič je řazen do toku 4. řádu). Závislost ekologického stavu na EQR pro jarní odběry vodních toků 4. řádu lze vidět viz Tabulka 9. Závislost ekologického stavu na EQR pro podzimní odběry vodních toků 4. řádu lze vidět viz Tabulka 9. [72]

Tabulka 9 - Závislost ekologického stavu na biologických indexech pro jarní odběry vodních toků 4. řádu [69]

(Podzimní odběry) Index	Řád toku	Horní mez	Velmi dobrý stav/ dobrý stav	Dobrý stav/ střední stav	Střední stav/ poškozený stav	Poškozený stav/ zničený stav	Dolní mez
Saprobní index	4	3,6	1,6	2,1	2,6	3,1	1,1
EPT tax	4 - 6	29	23	18	12	6	0
Pos Abu	4	18	14	11	7	4	0
Spásací	4	47	38	28	19	9	0
Metaritrál	4 - 6	40	32	24	16	8	0
Litál	4	55	44	33	22	11	-
B index	4-6	1	0,8	0,6	0,4	0,2	0

Tabulka 10 - Závislost ekologického stavu na biologických indexech pro podzimní odběry vodních toků 4. řádu [59]

(Jarní odběry) Index	Řád toku	Horní mez	Velmi dobrý stav/ dobrý stav	Dobrý stav/ střední stav	Střední stav/ poškozený stav	Poškozený stav/ zničený stav	Dolní mez
Saprobní index	4	3,2	1,2	1,7	2,2	2,7	0,75
Litál	4 - 6	57	46	34	23	11	0
RETI	4	0,85	0,69	0,52	0,36	0,2	0,03
EPT Abu	4	75	60	45	30	15	0
Diversita Margalef	4 - 6	8,9	7,2	5,5	3,8	2,1	0,4
Metaritrál	4	45	36	27	18	9	0
B index	4-6	1	0,8	0,6	0,4	0,2	0

Pro finální biologické hodnocení ekologického stavu se využívá hodnocení multimetrického indexu (MMI). **Multimetrický index** je složen z jednotlivých metrik, jež jsou závislé na jednotlivých rádech toku, nadmořské výšce, na sezóně, pro kterou je prováděno hodnocení (podzim, jaro). Multimetrický index vyjadřuje celkový vztah mezi kombinovanou hodnotou biologických metrik zjištěných pro dané místo a předpokládanou hodnotou v referenčních podmínkách. Multimetrický index získáme z hodnot jednotlivých EQR, které jsou přenásobeny váhovými koeficienty, následně sečteny a vyděleny součtem váhových koeficientů. Váhové koeficienty jsou závislé na ročním období (jaro, viz Tabulka 11 a podzim, viz Tabulka 12). MMI nabývá hodnot 0 – 1, přičemž rozmezí hodnot je přiřazeno k jednotlivým třídám ekologického stavu viz Tabulka 13. [72; 34]

Tabulka 11 - Koeficienty pro přepočítání EQR na multimetrický index pro jarní odběr [72]

toky 200-500 m n.m. 4.-6. řádu	Koeficient pro podzimní odběr
Saprobní index	1
EPT tax	1
Pos Abu	0,8
Spásači	0,8
Metaritrál	1
Litál	0,7
B index	1,3

Tabulka 12 - Koeficienty pro přepočítání EQR na multimetrický index pro podzimní odběr [72]

toky 200-500 m n.m. 4.-6. řádu	Koeficient pro jarní odběr
Saprobní index	0,9
Diversita Margalef	0,5
EPT Abu	0,9
RETI	0,9
Litál	0,8
Metaritrál	1
B index	1,2

Tabulka 13 - Klasifikace ekologického stavu na základě MMI [69]

Třída ekologického stavu	Klasifikace ekologického stavu	Hodnota MMI
1	Velmi dobrý	$\geq 0,81$
2	Dobrý	0,61 - 0,80
3	Střední	0,41 - 0,60
4	Poškozený	0,21 - 0,40
5	Zničený	$\leq 0,20$

4 PRAKTICKÁ ČÁST

Praktická část diplomové práce se zabývá hodnocením změny struktury společenstva makrozoobentosu podél vodního toku Botič. Hodnocení je vztaženo k urbanizačnímu gradientu podél toku (antropogenní činnost). Urbanizační gradient vodního toku zahrnuje zemědělství, městské odvodnění, opevnění koryta vodního toku a řadu dalších ukazatelů. Biologické hodnocení proběhlo ve 12 odběrných profilech rozmístěných po celé délce vodního toku Botič. Odběrné profily byly voleny tak, aby postihovaly předpokládaná místa narušení, jako je například zdroj znečištění či hydraulický stres. Posouzení změny biologického stavu proběhlo na základě vybraných metrik z kapitoly 3.9.2 Biologické charakteristiky na straně 45.

4.1 ZÁKLADNÍ CHARAKTERISTIKA POVODÍ BOTIČE

Vodní tok Botič je dlouhý 34,5 km a jedná se o druhý nejdelší vodní tok v Praze (Rokytká 36 km). Jedná se o pravostranný přítok Vltavy. Plocha povodí Botiče je 134,85 km². O správu vodního toku se dělí Lesy hlavního města Prahy (0 - 17,447 km) a Povodí Vltavy s.p. (17,447 - 34,5 km). Pramen Botiče se nachází v Ovčárském rybníčku nedaleko obce Křížkový Újezdec. Kolem Ovčárského rybníku se nachází oblast zvýšené hladiny podzemní vody, která do rybníku proniká průsakem. Pramen Botiče se nachází v nadmořské výšce 478 m n. m. [80; 81; 82]

Vodní tok Botič má několik přítoků, viz Tabulka 14. Na toku leží několik vodních nádrží (viz Tabulka 15), z nichž je nejznámější Hostivařská přehrada, která je určena převážně k rekreačním účelům. Vodní tok, hranici jeho povodí a nádrže ležící na toku můžeme vidět na Obrázek 11. Vodní nádrž Hostivař je největší vodní plochou v Praze a dosahuje objemu 1 845 000 m³. Vodní tok Botič protéká zprvu méně zastavěnou oblastí lemovanou zemědělsky využívanou krajinou a vesnicemi, následně protéká více zastavěným územím. Botič se vlévá do Vltavy u železničního mostu na Výtoni. Horní část koryta Botiče je v přírodním stavu, pouze některých opevněných částí v oblastech obcí na toku. Střední část toku nacházející se pod Hostivařskou nádrží má řadu tůní a přirozeně meandrující koryto. Střední část toku je vyhlášena za přírodní památku Meandry Botiče, jelikož se zde nachází některé ohrožené a chráněné druhy ptactva (konipas bílý, strakapoud velký, rákosník

obecný atd.) a vodních živočichů (ropucha zelená či obecná). Dolní část toku se nachází v silně zastavěném území a koryto toku je zde souvisle opevněno a upraveno. [80; 83]

Vodní nádrž Hostivař je největší nádrží na Botiči. Nachází se na 13,3 km vodního toku. Jedná se o průtočnou nádrž, která je kromě rekreačního účelu využívána i jako ochranný, krajinnotvorný a ekologický prvek. Přehrada zároveň slouží k výrobě elektrické energie. V roce 2010 došlo poprvé od napuštění k úplnému vypuštění a výlovu ryb, kvůli následnému odbahnění nádrže. Výška sedimentu v nádrži již dosahovala 0,5 – 1 m, což způsobovalo rychlejší prohřívání vody a následně i větší výskyt sinic. Povodí Botiče i okolí samotné přehrady je bohaté na živiny, takže se zde v letních měsících může objevovat problém eutrofizace spojený s výskytem sinic. [84; 85]

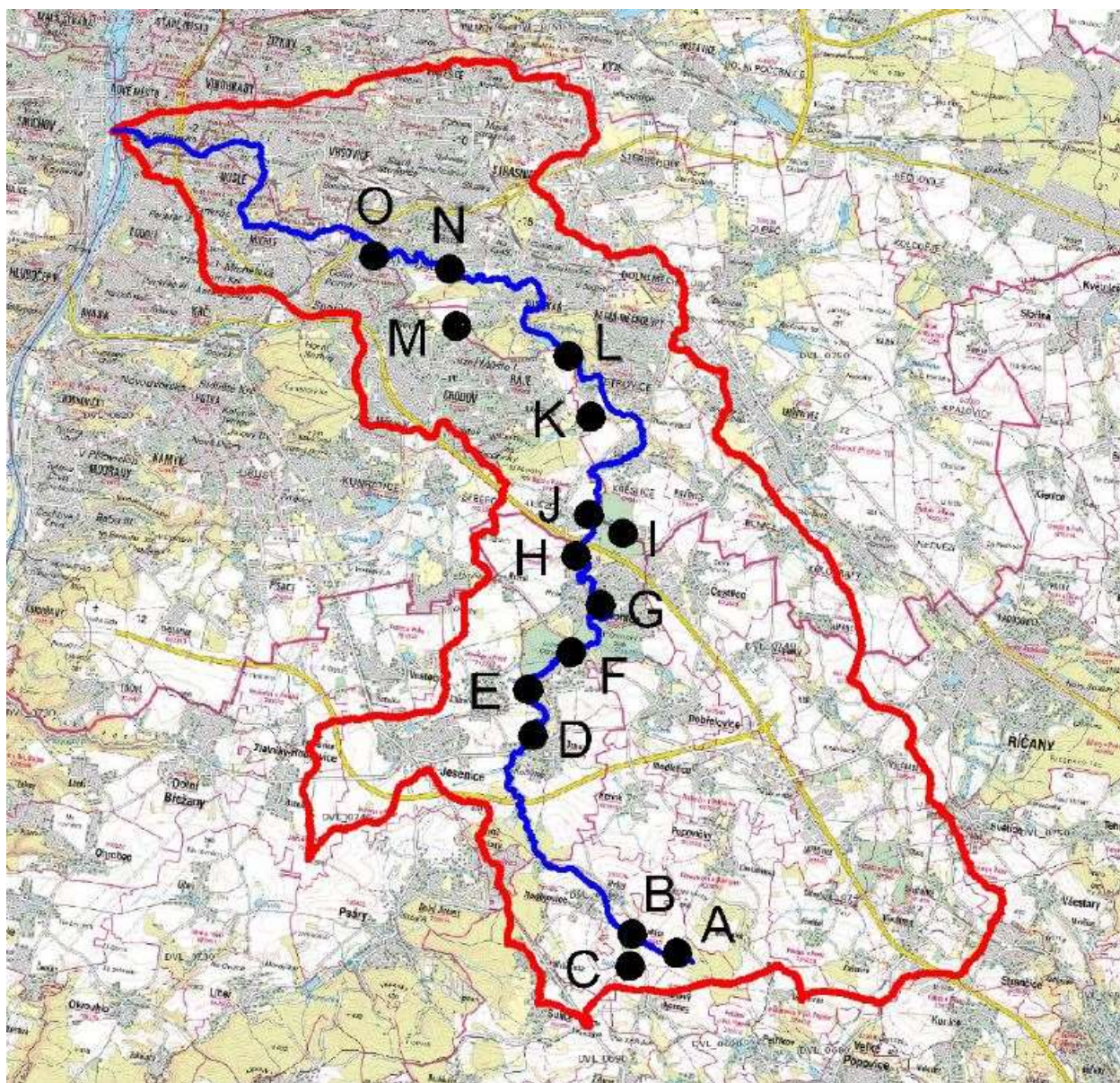
Botič protéká Benešovskou pahorkatinou a Pražskou plošinou. Z pedologického hlediska můžeme podél toku nalézt kambizem, hnědozem, luvizem a antropozem. Horninové podloží v okolí Botiče je zastoupeno celou řadou půd, ale převládají břidlice, pískovce a prachovce. V povodí vodního toku se nachází 7 limnigrafických stanic, které pomáhají sledovat a vyhodnocovat vodní stavy a průtoky v horní části Botiče a napomáhají předpovědět možný vývoj průtoků v dolní části Botiče. Typický průtok za bezdeštného počasí v uzavěrovém profilu toku je 0,110 m³/s. [81; 86; 87; 88]

Tabulka 14 - Významné přítoky Botiče [1; 81]

Název přítoku	Levostranný/pravostranný	Zaústění do Botiče
Slatinský potok	P	6,6
Chodovecký potok	L	8,4
Měcholupský potok	P	11,0
Košíkovský potok	P	13,0
Dobrá Voda	P	17,0
Pitkovický potok	P	17,4
Dobřejovický potok	P	23,5
Jesenický potok	L	24,5

Tabulka 15 - Vodní nádrže na Botiči [1; 83]

Název nádrže	Plocha nádrže (m ²)	Značení v mapě
Ovčárský rybník	7 270	A
Náveský rybník	1 120	B
Samkův rybník	8 650	C
Osnice	28 900	D
Bořín	46 400	E
Labeška	26 700	F
Podkarasák	4 200	G
Komárov	4 000	H
Černý rybník	27 900	I
Mlýnský rybník	1 800	J
Šáteček	27 229	K
Hostivař	349 000	L
Košíkovské nádrže	22 796	M
Práčský rybník	1 475	N
Hamerský rybník	38 000	O



Obrázek 11 - Hranice povodí (červeně) Botiče (modře) a vodní nádrže (viz Tabulka 15) [86]

Hydrologický režim je ovlivňován přítoky a nádržemi na toku. Jak již bylo zmíněno typický průtok za bezdeštného počasí v uzávěrovém profilu toku je $0,110 \text{ m}^3/\text{s}$. Na základě N – letých průtoků přítoků do Botiče lze usoudit, že toky, které mohou více ovlivňovat kvalitu vody a průtok Botiče, jsou: Košíkovský potok, Dobrá voda, Hájecký potok a Milíčovský potok. Nádrže, které ovlivňují kvalitu vody toku, jsou: Ovčárský rybník na prameni Botiče, Ovčáry, Osnice, Bořín a vodní nádrž Hostivař. Na přiložených tabulkách od ČHMU můžeme vidět M – denní průtoky (viz Příloha 1) a N – leté průtoky (viz Příloha 2) na vodním toku Botič. [80; 87; 84]

Průměrný roční srážkový úhrn na území Prahy je 500 – 600 mm. Průměrná roční teplota je 8 – 9 °C. Botič protéká Průhonickým parkem mezi 26. a 30. km vodního toku, kde je průměrná teplota o stupeň nižší a srážky o něco vyšší. [86]

Povodeň v roce 2002 přinesla pětatřicetiletou vodu a nebyla až natolik zásadní i když došlo k vylití vody z koryta a zatopení zahrádek a sklepů. Při povodni v roce 2013 dosahoval průtok pod Hostivařskou nádrží stočtyřicetileté vody (74 m³/s). Průtokové schéma Botiče, náležícího pod správu Lesů hlavního města Prahy a N – leté hodnoty jeho hlavních přítoků můžeme vidět na Příloze 3 (zdroj – Lesy hlavního města Prahy). [89]

4.2 URBANIZAČNÍ GRADIENT VODNÍHO TOKU BOTIČ

Urbanizační gradient podél vodního toku byl zohledňován na základě dílčích ploch povodí, které ústí do jednotlivých odběrných profilů. Rozdělení celé plochy povodí na dílčí celky (26) bylo provedeno pomocí programu ArcMap a náležitých podkladových map, map povodí a dělení jednotlivých povodí vycházelo z vrstevnic kolem odběrných profilů. V dílčích povodí bylo pomocí dalších zdrojů (viz Tabulka 16) možno zohlednit následující faktory urbanizačního gradientu:

- Plochy povodí
- Počet obyvatel
- Procentuální zastoupení zpevněných ploch
- Procentuální zastoupení zemědělsky využívané půdy a lesů
- Přítomnost čistíren odpadních vod (dále jen ČOV)
- Způsob odvodnění (jednotná x oddílná kanalizace) a prvky na kanalizační síti
- Prvky zmírňující efekt městského odvodnění (dešťové nádrže dále jen DN)

Tabulka 16 - Použitá data pro zohlednění urbanizačního gradientu [90; 91; 92; 93; 94]

ArcMap	Práce se všemi následujícími daty	
DIBAVOD	vodohospodářské mapy (hydrologické členění – povodí IV.řádu, A01 - vodní tok (tokový model))	http://www.dibavod.cz
Geoportál ČÚZK	podkladové mapy (ZABAGED, Katastrální mapy, Ortofoto CIR)	http://geoportal.cuzk.cz
Různé internetové zdroje, převážně regionální informační servis, český statistický úřad a webové stránky obcí.	Počet obyvatel	https://www.czso.cz/ http://www.risy.cz/
Osobní návštěva Povodí Vltavy, s.p.	interní materiály	Informace o vodním toku, lokace dešťové nádrže, ČOV, sedimentačních nádrží, odlehčovacích komorách
Osobní návštěva Lesů hl. m. Prahy	interní materiály	
ČVUT katedra 144	interní materiály	
ČHMÚ HPPS	hodnoty průtoků	http://hydro.chmi.cz/hpps/

4.3 EKOMORFOLOGICKÝ STAV

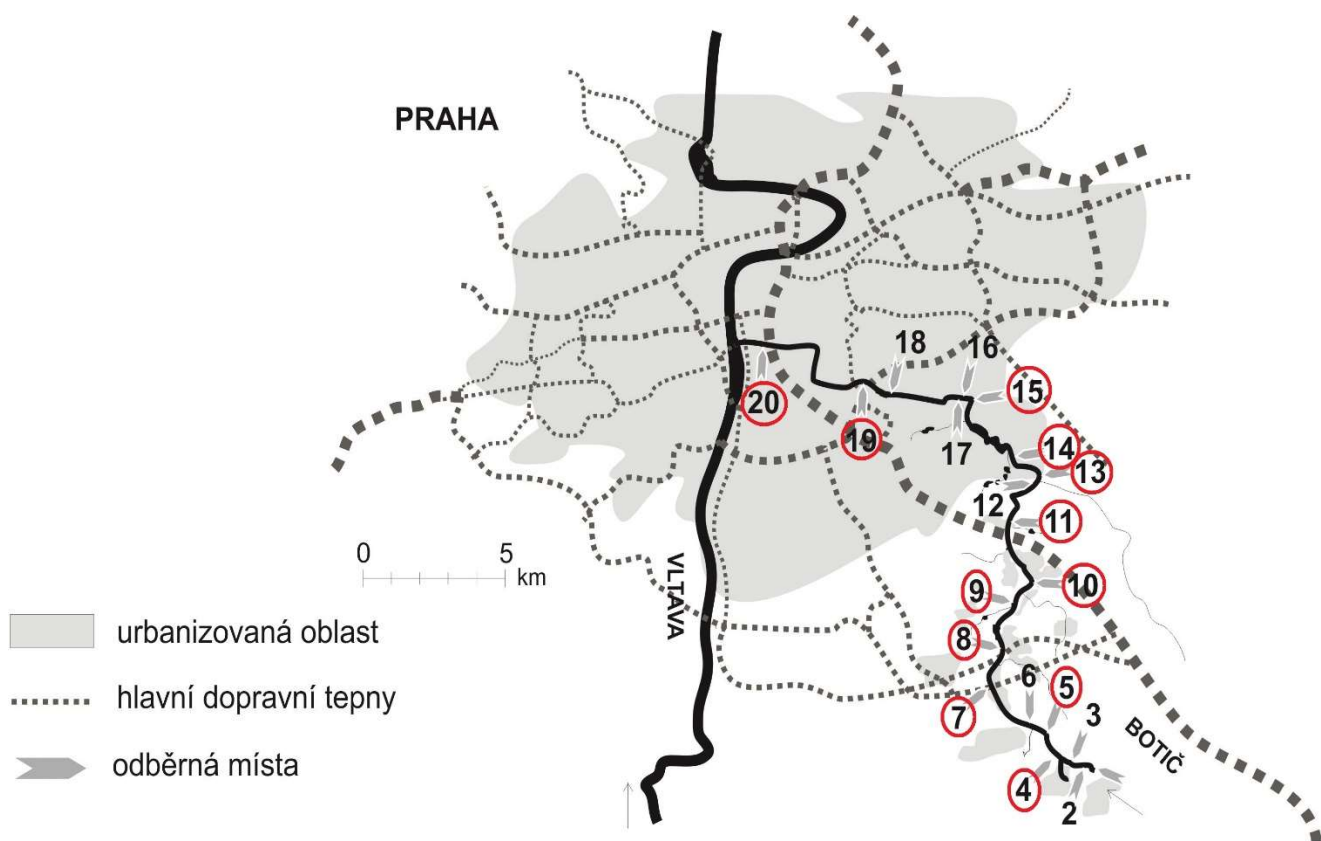
Ekomorfológický stav vodního toku Botič byl zpracováván v roce 2014 metodikou HEM (Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků) jako diplomová práce „Hydroekologický monitoring Botiče“ Ing. Tomášem Kratinou. Jeho výsledky a rozdělení částí vodního toku do tříd hydromorfologického stavu budou využity, jako podpurná data pro hodnocení biologického stavu vodního toku.

4.4 KVALITA VODY

Chemický stav a s ním spojená kvalita vody je na vodním toku Botič sledována Lesy hlavního města Prahy, Povodím Vltavy, s.p. i katedrou 144 ČVUT. Lesy hlavního města Prahy vydávají veřejně přístupné hodnocení jakosti vody, ale se zpožděním a nejaktuálnější je online k dispozici z roku 2011. Po osobní návštěvě jsem obdržela i aktuální data pro kvalitu vody Botiče, nicméně pro účely této práce jsou tato data brána pouze jako podpurná. Základní chemické hodnocení je bráno na základě dat měřených katedrou 144, která byla měřena na stejných profilech vodního toku, které byly využity pro odběr makrozoobentosu. Lokaci odběrných míst kvality vody a jejich překrytí s profily, kde byl odebírán makrozoobentos lze vidět viz Obrázek 12.

4.5 ODBĚRNÉ PROFILY

Na vodním toku Botič je dlouhodobě monitorovaná kvalita vody. Poslední roky chemický rozbor zaměřen na výzkum toxických kovů ve vodě a v sedimentu Botiče. Odběry markozobentosu probíhaly současně s chemickými odběry vody. Odběry probíhaly na vytipovaných místech, kde probíhá v posledních letech pravidelně i hodnocení kvality vody. Odběrná místa byla určena na vhodných místech, kde by mohla být kvalita vody i vodních společenstev ovlivňovaná urbanizačním gradientem (odvodněním, zemědělstvím a dalšími faktory). Odběry pro chemické rozborů jsou označeny černě a odběrné profily, kde probíhal odběr makrozoobentosu, jsou označeny červeně viz Obrázek 12 (mapa využita z interních ČVUT materiálů).

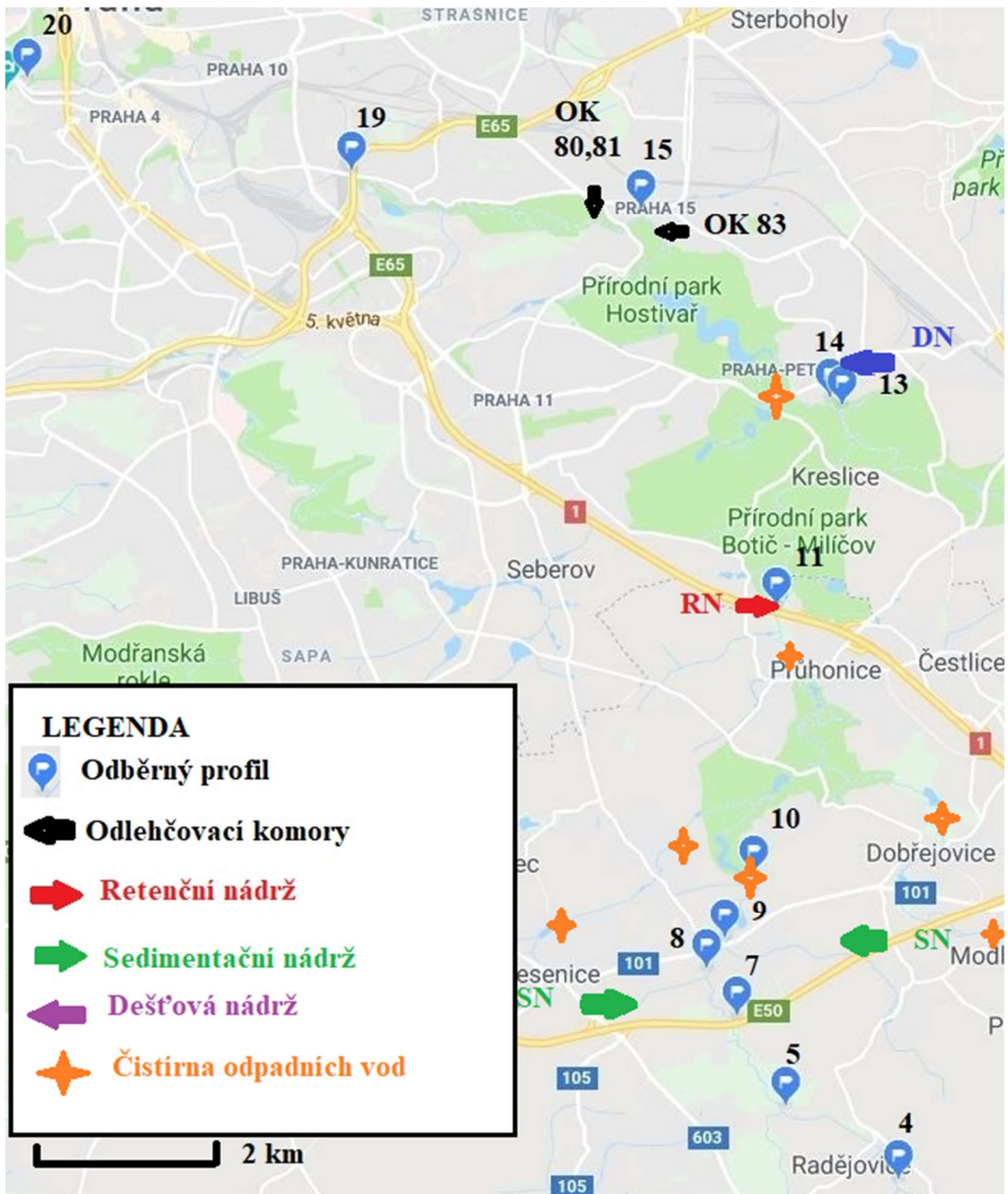


Obrázek 12 - Odběrné profily kvality vody i makrozoobentosu

Pro přehlednou práci s profily a orientaci podél toku byly vytvořeny orientační mapy na podkladu google map (www.google.cz/maps). Mapy odběrných profilů se znázorněním možných urbanizačních zdrojů narušení. První mapa je pro lepší orientaci na podkladu polohopisné mapy (viz Obrázek 13). Druhá mapa je na podkladu ortofoto mapy (viz Obrázek 14).

Pro detailnější práci během zpracování odběrných lokalit byl využit program ArcMap a detailní podkladové mapy zmíněné v Tabulka 16. Detailnější mapa odběrných profilů na zeměpisném podkladu lze vidět viz příloha 4. Mapa na ortofoto podkladu je součástí práce viz příloha 5.

Byla vytvořena tabulka odběrných profilů, která upřesňuje důvody volby jednotlivých odběrných stanovišť, jejich popis a umístění na vodním toku (viz Tabulka 17). Umístění jednotlivých profilů je určeno pomocí říční kilometráže a přibližné nejbližší adresy. Pro vytvoření tabulky bylo využito interních materiálů ČVUT, průzkumu na místě, detailnějších map v programu ArcMap a fotografií pořízených při odběrech.



Obrázek 13 - Polohopisná mapa odběrných profilů a možných zdrojů narušení



Obrázek 14 - Ortofoto mapa odběrných profilů a možných zdrojů narušení

Tabulka 17 - Detailní popis odběrných profilů část 1

Číslo profilu	Lokalita	Popis profilu	Říční kilometráž profilů (km)	Důvod volby
4	U pramene (Čeněnice 23)	Vodní tok protéká přírozenou krajinou, je lemován stromy a vytváří zde pouze stružku. V letních měsících strouha vysychá, což se stalo i v období druhého odběru.	32,50	Tento profil je nejbližší k prameni a je nejméně ovlivněn urbanizačním gradientem. Profil je za obcí Čeněnice a za přítokem z malé nádrže.
5	Zemědělství (Olešky 731, Radějovice)	Vodní tok protéká rekreační chatovou osadou a v okolí toku se nachází větší počet zemědělsky využívaných ploch. Vodní tok je zde cca 1 m široký a zastíněn stromy.	30,80	Profil se nachází před přítokem bezejmeného drobného vodního toku. Vodní tok je ovlivňován zemědělstvím a chatovou osadou Kršovice.
7	Zemědělství, Pražský okruh (Do potočin 137, Jesenice)	Koryto vodního toku výrazně meandruje a protéká chatovou osadou Jesenice a značně zalesněným územím.	29,35	Profil je ovlivňován chatovou oblastí u Jesenice a blízkostí Pražského okruhu. Stále je zde vliv zemědělství, ale nižší než u profilu 5.
8	Přítok, zemědělství, sedimentační nádrž (K cihelně 91, Jesenice)	Koryto vodního toku je v místě odběru opevněno z pravé strany pomocí svíslé betonové stěny. Vodní tok výrazně meandruje a ústí do něj levostřaný přítok bezejmeného drobného vodního toku, který vede od sedimentační/retenční nádrže vybudované v okolí Pražského okruhu. Vodní tok je zastíněn stromy a v jeho okolí jsou zemědělsky využívané plochy.	28,55	Profil je ovlivňován přítokem vodního toku, sedimentační nádrží a zemědělstvím.
9	Přítok, sedimentační nádrž (Botičská 407, Jesenice)	Koryto vodního toku mírně meandruje a ústí do něj pravostraný přítok Osmický potok, který vede od sedimentační/retenční nádrže vybudované v okolí Pražského okruhu. Vodní tok protéká obcí Kocanda. V dílčím povodí se stále vyskytuje znatelnější zastoupení zemědělsky využívaných ploch.	28,10	Profil je ovlivňován Osmickým potokem, sedimentační nádrží a obcí Kocanda.

Tabulka 18 - Detailní popis odběrných profilů část 2

Číslo profilu	Lokalita	Popis profilu	Řeční kilometráž profilů (km)	Důvod volby
10	Nad Průhonickým parkem (K Oboře 248, Jesenice)	Koryto vodního toku je přirozené a měanruje, protéká zalesněným územím obklopeným zemědělskými plochami. Ve vodním toku jsou proudné úseky i tůňe, ve kterých jsou nánosy tlejícího listí a sedimentů.	27,10	Profil je zvolen, kvůli možnosti sledovat změny na toku v důsledku vlivu Průhonického parku.
11	Pod Průhonickým parkem (U motelu 414, Průhonice)	Koryto vodního toku je přirozené a silně meanruje, protéká zalesněným územím. Vodní tok je obklopen o několik přítoků, které do něj v Průhonicím parku přitékají. Nejvýznamnější přítoky jsou Jesenický potok (LP) a Dobřešovický potok (PP). Ze všech profilů nejvíce je zde znatelné střídání proudných úseků se šerkovým/kamenitým dnem a lokalit s nižšími přítoky s bahňitým charakterem dna. Vliv na tok má i blízká retenční nádrž a dálnice D1.	20,70	Profil je ovlivňován dálnicí D1, vlivem retenční nádrže (dále jen RN), přítoky a Průhonickým parkem.
13	U brodu před Petrovicemi Nad dešťovou nádrží (Na dobré vodě 39, Praha)	Koryto vodního toku již jíž tolik nemeandruje a je zpevněno pouze kořeny stromů a příbřežní vegetace. Ve vodním toku se v malé míře vyskytují větší kameny, voda zde proudí relativně rychleji. Dno tvoří šterk a šírka toku je cca 3 m. V blízkosti odběrného profilu je brod před obcí Petrovice. Vodní tok protéká obcí Kreslice a je značně obklopen příbřežní vegetací. V okolí vodního toku se vyskytují zemědělsky využívané plochy. Nedaleko před profilem do Bojiče ústí pravostranný přítok: Pitkovický potok.	17,00	Profil je ovlivňován přítokem Pitkovického potoka, brodem, obcí Kreslice, zemědělstvím a byl zvolen, i pro posouzení vlivu dešťové nádrže nacházející v blízkosti.
14	Pod dešťovou nádrží (Na dobré vodě 39, Praha)	Koryto vodního toku je přirozené, břehy nejsou zpevněné, voda zde proudí relativně rychleji a hloubka toku není výrazná. Na břehu toku byly výrazné známky silné eroze, vyvolané většími průtoky při dešťových událostech v důsledku výusti dešťové nádrže. Ve vodním toku se vyskytuje znatelné množství kořenových systémů příbřežní vegetace, které poskytují habitat vodním organismům. V okolí vodního toku se vyskytují zemědělsky využívané plochy.	16,80	Profil je ovlivňován dešťovou nádrží u Petrovic a zemědělstvím.

Tabulka 19 - Detailní popis odběrných profilů část 3

Číslo profilu	Lokalita	Popis profilu	Říční kilometráž profilů (km)	Důvod volby
15	Pod odlehčovací komorou 83 "Průmyslová" (U potoka 245/1, Praha)	Koryto vodního toku není nijak opevněno a vtéká do přírodní památky "Meandry Botiče". Vodní tok má přirozený charakter a vyskytuje se zde eroze břehů. Vodní tok je cca 4 m široký a hloubka je zde nižší. Vodní tok je ovlivňován odlehčovací komorou a částečně vodní nádrží Hostivař, která je už relativně vzdálená (2 km). Vodní tok protéká vodní nádrží Hostivař, která je obklopená lesem a z části i oblastí Praha - Hostivař.	11,30	Profil je ovlivňován odlehčovací komorou 83 "Průmyslová" a vodní nádrží Hostivař.
19	Pod Jižní spojkou, za Hamerským rybníkem (ul. Na Botiči)	Koryto vodního toku má lichoběžníkový tvar a je celé betonové, není zde žádný přirozený charakter vodního toku. Koryto je zcela napřímené, nevyskytují se zde žádné meandry. Tok protéká značně urbanizovaným územím. Nevyskytuje se zde žádný sediment, pouze řasy. Vodní tok je odvlivněn přítomností Jižní spojky a Hamerským rybníkem. Nedaleko za profilem do Botiče přítéká Slatinský potok.	6,50	Profil je ovlivňován vybetonovaným korytem, jižní spojkou, hustým osídlením a Hamerským rybníkem.
20	Před zatrubněním (Ostrčilovo náměstí)	Koryto vodního toku má obdélníkový tvar je celé vyzděné upraveným lomovým kamenem, není zde žádný přirozený charakter vodního toku. Koryto je zcela napřímené, nevyskytují se zde žádné meandry. Tok protéká značně urbanizovaným územím. Vyskytuje se zde pouze velmi malé množství sedimentu. Vodní tok následně pokračuje jako zatrubněný vodní tok a následně se vlévá do Vltavy.	0,30	Profil je ovlivňován opevněným korytem, hustým osídlením a následně je zatrubněn.

4.6 BIOLOGICKÝ STAV

Hodnocení biologického stavu bylo zaměřeno na složku makrozoobentos. Před samotným hodnocením biologického stavu je třeba odebrat vzorky makrozoobentosu, zpracovat je v laboratoři a následně vyhodnotit vybrané metriky.

4.6.1 ODBĚR MAKROZOOBENTOSU

Odběr probíhal proti proudu po dobu 3 minut, kdy docházelo k rozrušování dna nohou těsně před sítíkou. Sítíku jsme sunuli při odběru těsně nade dnem vodního toku a tokem křížovali tak, abychom postihli všechny habitaty v toku. Makrozoobentos se při narušení dna nohou uvolní a proud je zanesl do sítíky. Makrozoobentos vyhledává různé útočiště, proto jsme během odběru střídali místa s různým typem substrátu a rostlin, popřípadě kořenů pobřežní vegetace (viz Obrázek 7). Spolu se zachycenými organismy se do bentické sítíky dostali i kamínky, větve, bahno a další věci z vodního toku. V úsecích, kde bylo dno bahnité jsme nenabírali do sítíky celý obsah bahna, ale spíše vodu s vyplavenými organismy nad bahnitou částí na dně. [60]

Po uplynutí 3 minut se obsah sítíky kvantitativně přesunul do plastového vědra tak, aby na vnitřní straně bentosové odběrové sítíky nezůstaly přichycené organismy. Obsah vědra jsme přefiltrovali pomocí mikrosíta a zbavili jsme vzorek organického materiálu. Vše, co zbylo na sítu, jsme přesunuli do plastové vzorkovnice a následně jsme přilili čtyř procentní roztok formaldehydu. Na vzorkovnici jsme napsali lihovým fixem datum odběru a číslo odebíraného profilu toku. Stejný postup byl zopakován na všech odběrových profilech toku. Odebrané vzorkovnice byly převezeny do laboratoře k dalšímu zpracování.

4.6.2 ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ

V laboratoři byl obsah vzorku přesunut na síto a propláchnut vodou. Ze síta byl vybrán reprezentativní vzorek (vždy alespoň $\frac{1}{4}$ celého vzorku). Reprezentativní vzorek by měl obsahovat zástupce všech organismů z celého vzorku. Vzorek byl přesunut do skleněné kádinky a zbytek vzorku byl vrácen do plastové vzorkovnice. Na plastovou vzorkovnici bylo připsáno množství odebrané části pomocí lihového fixu.

Reprezentativní vzorek bylo nutné roztřídit pomocí mikroskopu. Část vzorku bylo přesunuto pomocí lžíce na petriho misku. Postupně byly vybírány jednotlivé organismy a pomocí určovacích klíčů byly determinovány do co nejnižších taxonů. Takto bylo třeba

roztřídit celý reprezentativní vzorek. K urychlení počítání jednotlivých taxonů bylo využito jednoduchého počítadla. Po roztřídění celého reprezentativního vzorku byl do tabulky zaznamenán počet jedinců příslušející každému taxonu. Probrání vzorků a determinace jednotlivých organismů bylo velmi časově náročné. U každého odběru trvalo zpracování v laboratoři 14 dní.

4.6.3 HODNOCENÍ BIOLOGICKÝCH METRIK

Biologický stav byl hodnocen pomocí následujících metrik:

- 1) počet jedinců a druhů, index diverzity, zastoupení EPT taxonů
- 2) potravní skupiny a skupiny preferující různé režimy proudění či habitaty
- 3) biologické indexy: SI (saprobní), RETI index

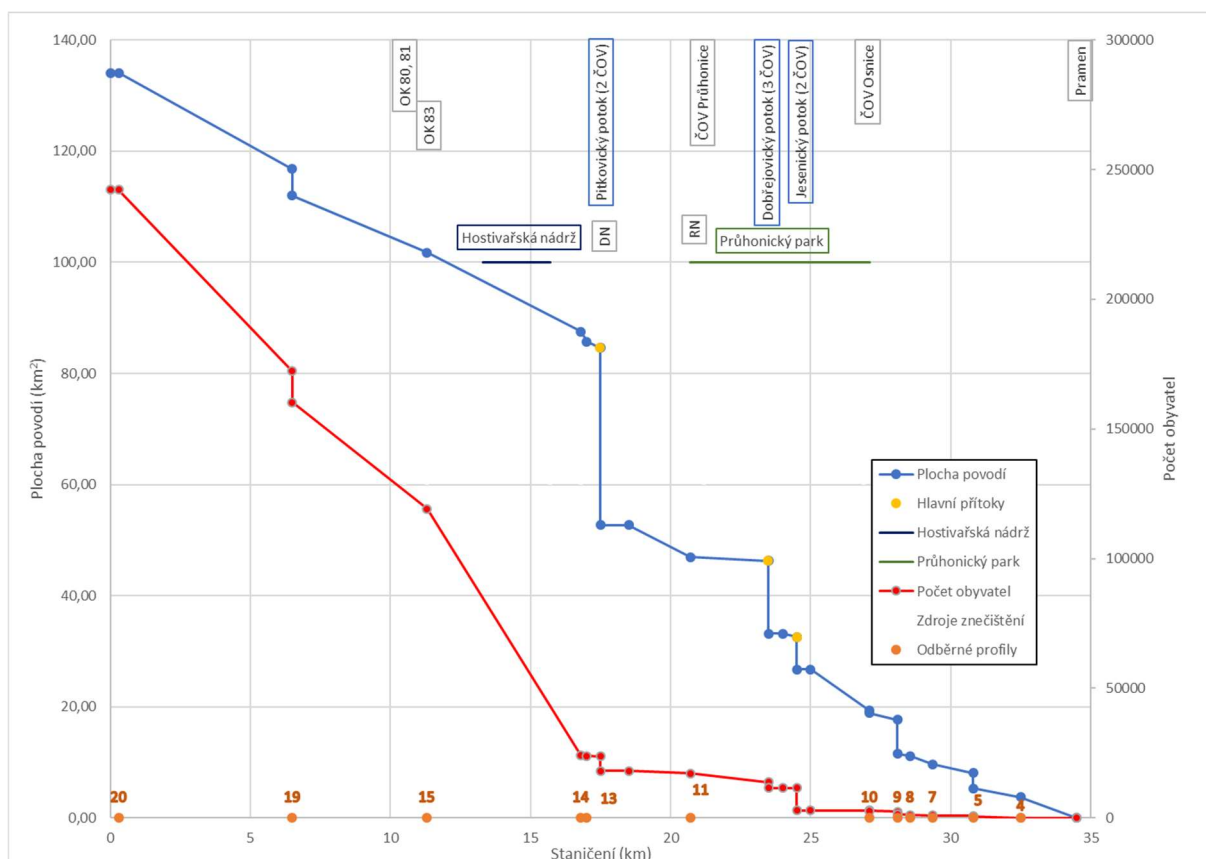
Některé metriky jako je počet jedinců a druhů byl spočítán přímo na základě výsledků z laboratorního zpracování a následné determinace. K dalším výpočtům byl využit program AQEM (program pro hodnocení ekologické kvality vodních toků v Evropě pomocí bentických bezobratlých). Detailnější popis a vybraných metrik je v kapitole 3.9.2 Biologické charakteristiky na straně 45.

4.7 VÝSLEDKY A POROVNÁNÍ

4.7.1 URBANIZAČNÍ GRADIENT

Urbanizační gradient vyjádřen pomocí vzrůstající plochy povodí a počtu obyvatel je zachycen v grafu viz Obrázek 15. Pokud sledujeme Botič od pramene až po soutok s Vltavou, plocha povodí i počet obyvatel roste. Na ploše povodí se výrazně (skoky) projevuje zaústění hlavních přítoků Botiče (Jesenický, Dobřejovický a Pitkovický potok). U počtu obyvatel lze sledovat, že k růstu dochází, ale nejprve pomaleji a ke konci toku markantně. Růst v první části toku je pouze pozvolný, jelikož Botič zde protéká vesnicemi a málo zastavěnými oblastmi. Výraznější posuny počtu obyvatel jsou zřetelné v oblastech hlavních přítoků, ale stále nejde o výrazné změny, přestože plocha povodí se značně zvyšuje, tok stále protéká málo osídleným územím. Významné je zaústění Pitkovického potoka (17,5 km), kde plocha povodí vzroste nejvýrazněji v celém profilu vodního toku, ale nárůst obyvatel je výrazně nižší. Nejvýraznější změna v počtu obyvatel nastává na území Prahy a jeho nejbližšího okolí (kolem nádrže Hostivař – mezi odběrnými profily 14 a 15). Sídlení

celky Prahy a nejbližšího okolí (Petrovice, Horní Měcholupy, Háje, Chodov, Dolní Měcholupy, Hostivař, Záběhllice, Skalka, Strašnice, Vršovice, Michle, Nusle a Malešice) vyskytující se za profilem 14 zvyšují počet obyvatel více než desetinásobně. S nárůstem počtu obyvatel je spojen i nárůst zpevněných ploch podél vodního toku.

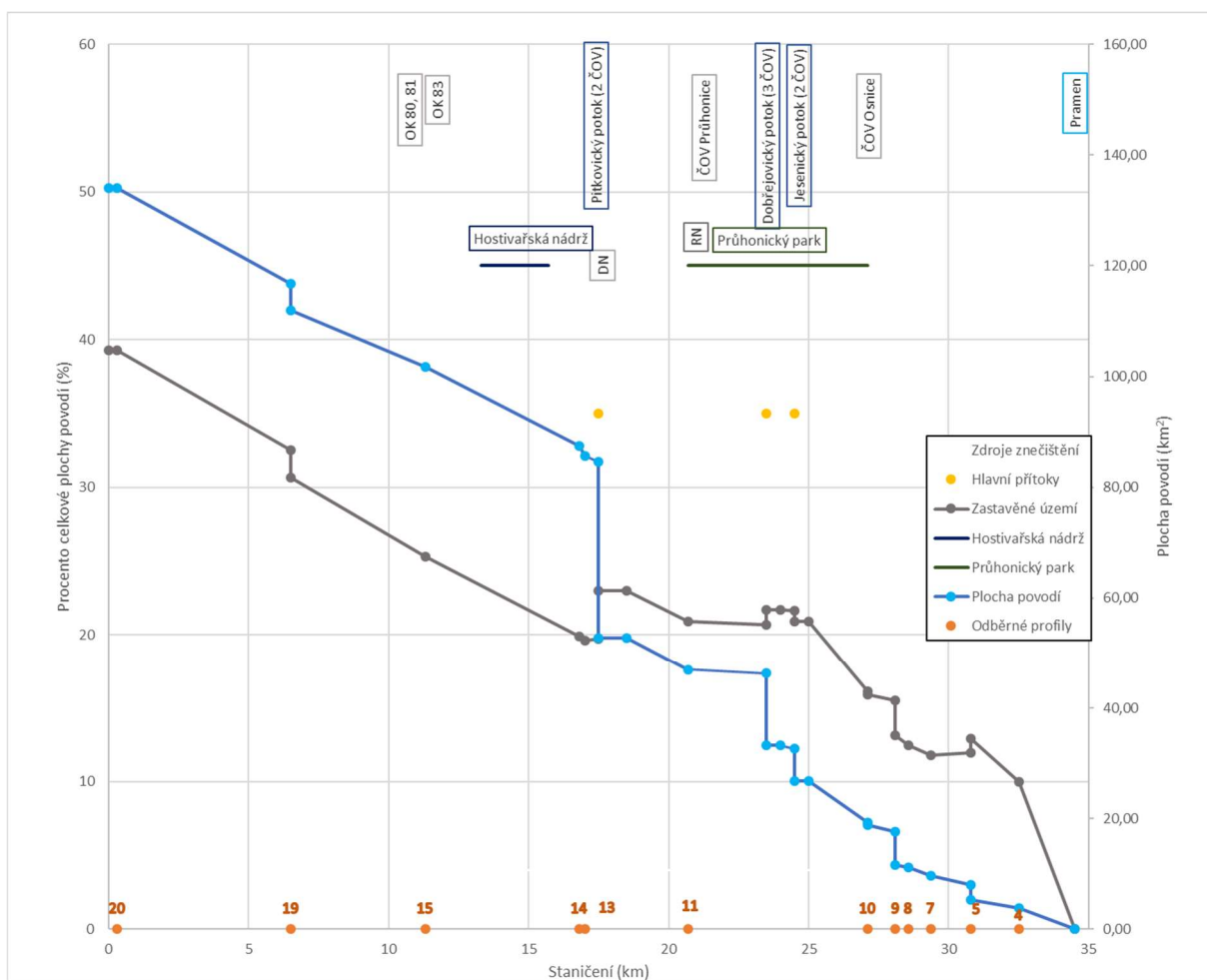


Obrázek 15 - Změna plochy povodí a počtu obyvatel v podélném profilu Botiče

Na následujícím obrázku (Obrázek 16) lze pozorovat % zastavěné plochy v rámci plochy celého povodí. Plocha povodí od pramene toku roste, ale u zastavěné plochy můžeme pozorovat i poklesy. Tyto poklesy jsou způsobené přítoky Botiče (u profilu 5 jde o bezejmenný přítok, následně Dobřejevický a Pitkovický potok), které v dílčích povodích přítoků obsahují velmi malé procento zastavěných ploch, jelikož protékají méně obydlenou oblastí. Znatelná změna nárůstu procent zpevněných ploch je patrná od Pitkovického potoka až k soutoku s Vltavou. Procenta zastavěných dílčích ploch v oblasti Prahy (profil 19, 20) dosahovala 70 – 80 %, což navýšilo procento celkové zastavěné plochy.

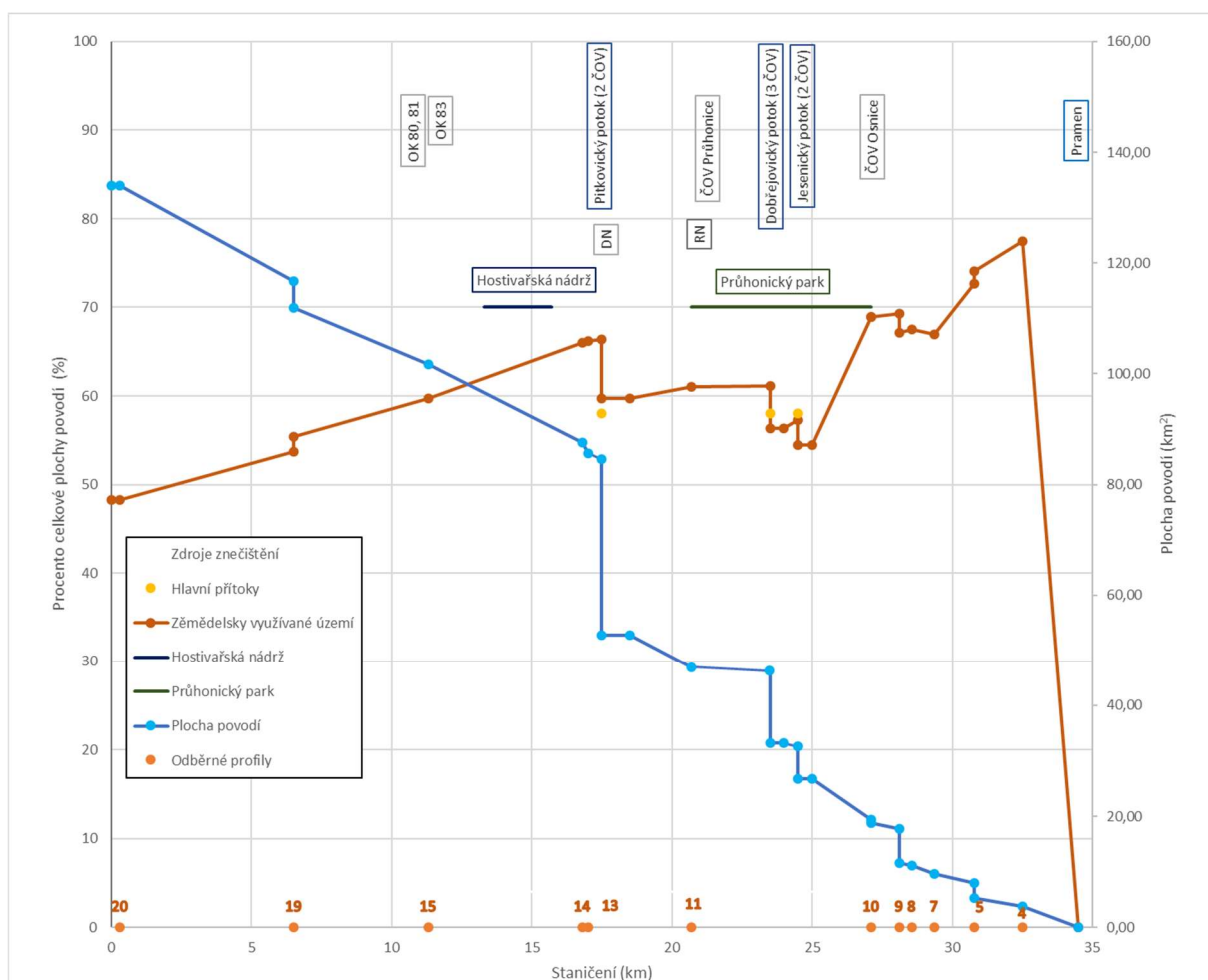
Jak bylo zmíněno na straně 24, pokud je procento zastavěné plochy povodí vyšší než 10 – 15 % je značná pravděpodobnost, že dojde ke zhoršení biologického stavu (snížení biologické diverzity). Bereme-li v úvahu horní hranici, dochází k jejímu překročení

za profilem 10 tedy cca na 23 km. Od profilu 14 je již znatelné překroční 15 % a procento zastavěného území se pohybuje nad 20 %. Na zvyšování procent zastavěného území se značně podílí sídliště a zástavba v okolí profilů 15 (Petrovice, Horní Měcholupy, Háje, Chodov), 19 (Dolní Měcholupy, Hostivař, Záběhllice, Skalka, Strašnice) a 20 (zbylá část Strašnic, Vršovice, Michle, Nusle, Malešice). V oblasti Prahy se vyskytuje jednotná kanalizace, v oblasti Hostivařské nádrže je z části jednotná a z části oddílná kanalizace a na území od pramene Botiče po Hostivařskou přehradu uvažujeme oddílnou nebo žádnou kanalizaci. V místě zaústění Botiče do Vltavy představuje zastavěné území cca 40 % celkové plochy povodí (39,26 %).



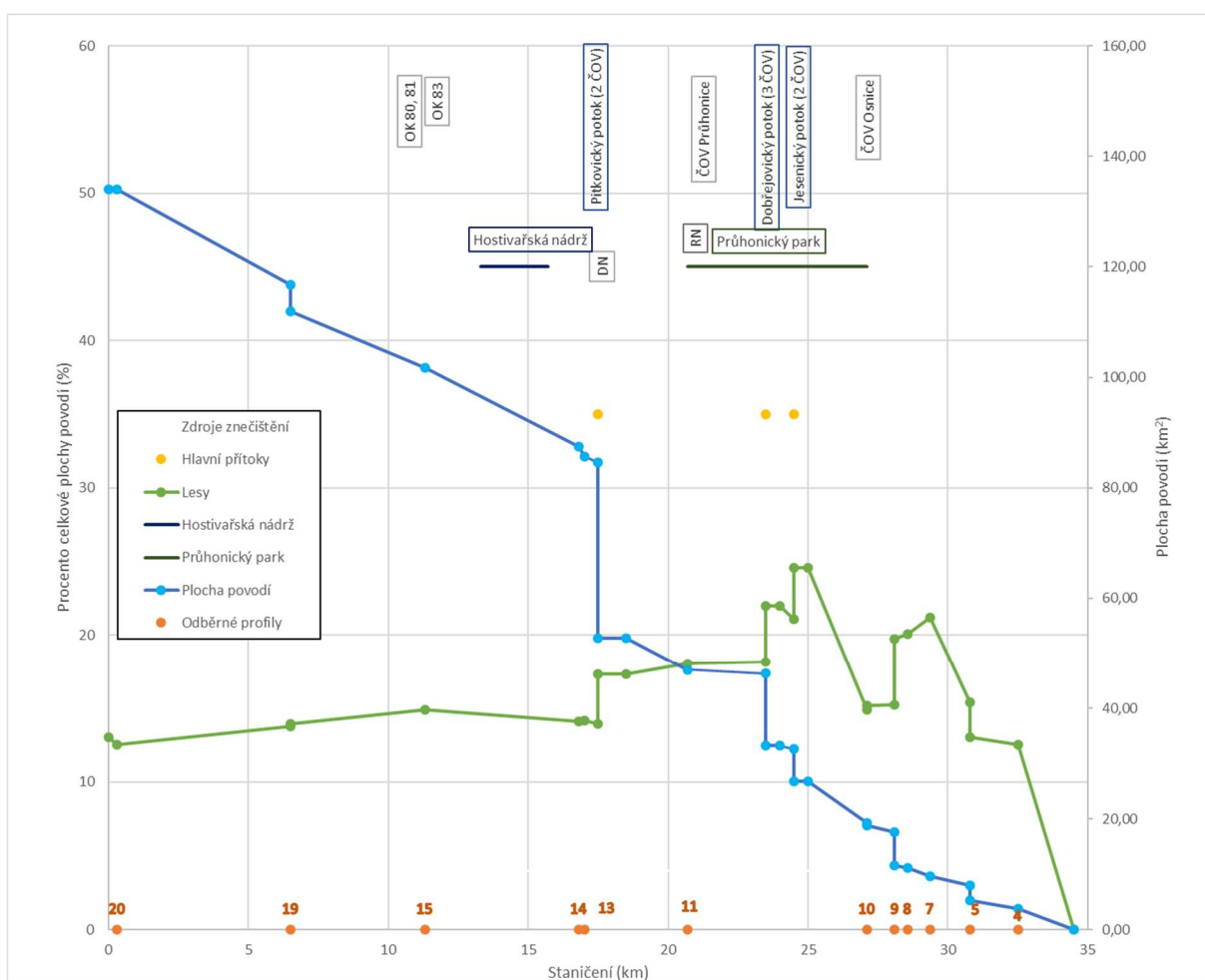
Obrázek 16 - % Zastavěného území v kontextu plochy povodí

Na dalším grafu (viz Obrázek 17) je možné vidět procento zemědělsky využívané plochy (orné půdy) v rámci celého povodí vodního toku. Znatelný skok vzhůru v zastoupení zemědělských ploch za pramenem toku je dán sice menšími dílčími povodí toku, ale velmi značně zemědělsky využívanými. Zemědělská plocha od pramene k soutoku klesá, kromě 3 skoků vzhůru v podobě zaústění Jesenického, Dobřešovického a Pitkovického potoka. Logicky vyplývá, že zastoupení zemědělsky využívané plochy dílčích povodí se v okolí Prahy výrazněji snižuje, jelikož značná část ploch je silně urbanizovaná a zastavěná. Splachy ze zemědělských ploch mohou negativně ovlivnit kvalitu vody, a tím i vodní ekosystém. Značné zastoupení zemědělsky využívaných ploch (dále jen ZVP) se vyskytuje na dílčích povodích u profilů 4 – 10 a v okolí profilu 13 – 15, kdy se procento ZVP pohybuje nad 60 %. V místě zaústění Botiče do Vltavy je hodnota ZVP cca 49 % (48,24 %).



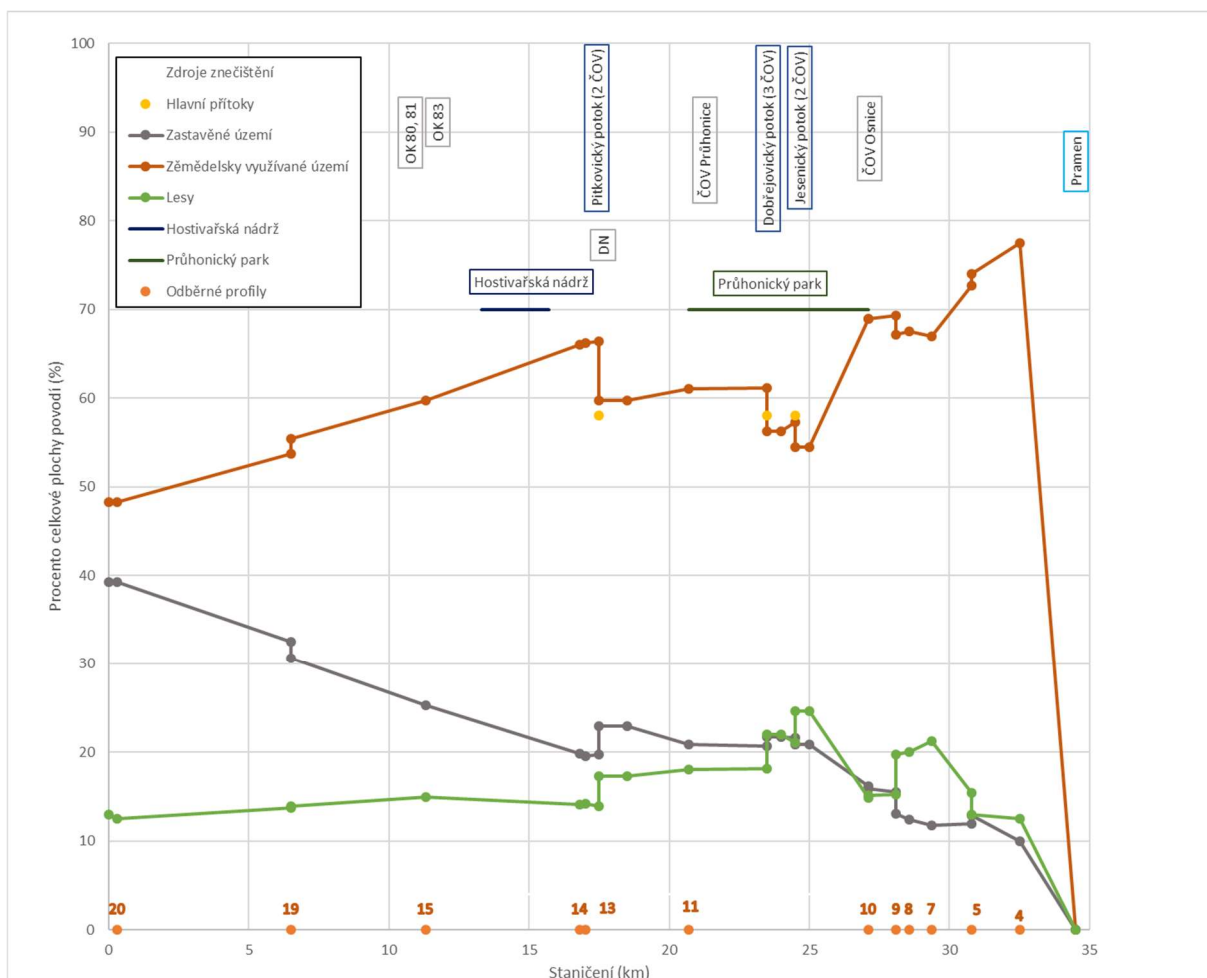
Obrázek 17 - % Zemědělsky využívané plochy v kontextu plochy povodí

Procentuální zastoupení ploch lesů dokumentuje graf (viz Obrázek 18) v rámci celého povodí vodního toku. Do této kategorie byly zařazeny i plochy typu parky či botanická zahrada. Zalesnění kolem profilu vodního toku nemá zcela lineární klesání či stoupání po proudu toku. Umístění lesů v okolí toku je spíše náhodného charakteru. Od pramene do profilu 7 procento lesní půdy roste, u profilu 8 je pokles vyvolaný přítokem Osnického potoka, kde výrazně převažují ZVP. Od profilu 10 po zaústění Jesenického potoka procentuální zastoupení lesní půdy roste nad 20 % a následně klesá až po zaústění Botiče do Vltavy, kde je hodnota lesní půdy na 13 % (13,01 %). Navýšení zastoupení lesní plochy v dílčím povodí je znatelné u oblasti Průhonického parku (15 %) a Hostivařské nádrže (18 %) a Milíčovského parku (okolí profilu 13).



Obrázek 18 - % Lesní půdy v kontextu plochy povodí

Na posledním grafu (viz Obrázek 19) lze pro porovnání vidět zastoupení zastavěné plochy, ZVP a lesní plochy. Celkově lze vidět, že největší zastoupení podél toku má ZVP, dále zastavěné území a nejméně plochy zabírají lesní porosty. Převaha ZVP je patrná převážně mezi profily 4 – 10 a v okolí profilu 14. Relativně lineární nárůst je zřejmý pouze u zastavěných ploch.

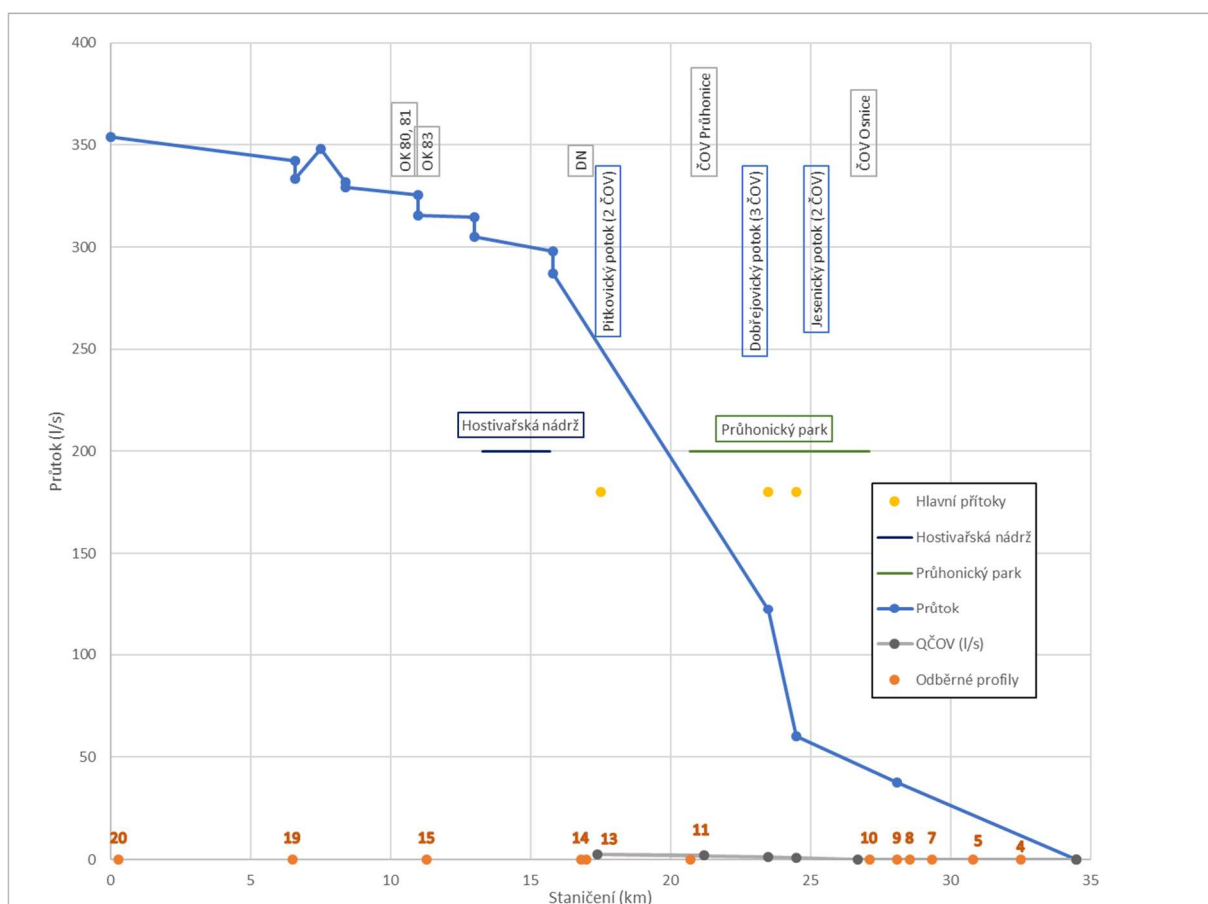


Obrázek 19 - % Zastoupení jednotlivých druhů ploch povodí

Z hlediska urbanizačního gradientu působí na vodní tok řada bodových a nebodových zdrojů znečištění. Mezi nebodové patří zejména splachy ze zemědělsky využívaných ploch, takže jejich výskyt lze očekávat zvláště v lokalitách se zvýšeným zastoupením orné půdy viz Obrázek 17. Do difúzních zdrojů lze zařadit například i zasakování splaškových vod do půdy (nelegální – avšak v chatářských oblastech stále prováděné). Mezi bodové zdroje můžeme zařadit černé výusti splaškových vod, vypouštěné vody z čistíren odpadních vod (ČOV), dešťové nádrže, odlehčovací komory či sedimentační nádrže. Seznam a upřesnění některých specifik bodových zdrojů znečištění můžeme vidět

v tabulce viz Obrázek 21. Upřesňující hodnoty u ČOV byly získány z publikace Ministerstva životního prostředí a HEIS (Hydroekologický informační systém VÚV TGM). V tabulce se vyskytuje pojem EO (neboli ekvivalentní obyvatel), který je daný normou a představuje produkci odpadní vody 150 l/den a vyprodukované znečištění 60 g BKS₅/d (biologická spotřeba kyslíku). V tabulce je také velmi zřetelný rozdíl mezi projektovanou kapacitou ČOV a skutečným vypouštěním (získané z dat HEIS z loňského roku).

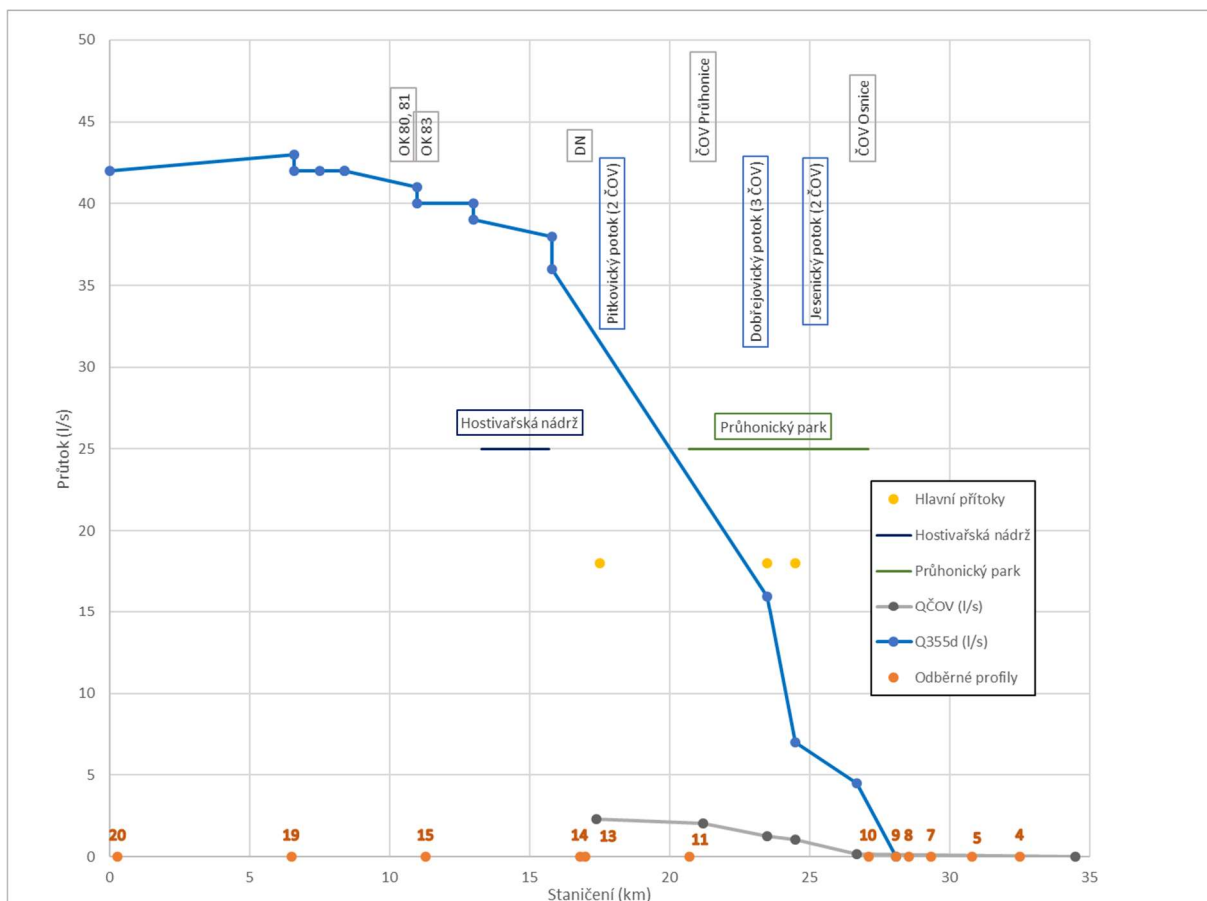
V následujícím grafu (viz Obrázek 20) je vidět průměrný roční průtok (l/s) na Botiči a průměrné denní vypouštění z ČOV. V tomto případě je poměr vody v toku a vypouštěné vody z ČOV nepatrný. Ovšem je logické, že průtok v jednotlivých dnech během roku dosahuje velkých výkyvů. Pokud budeme brát pro lepší porovnání hodnoty Q_{355d} průtoku na Botiči a vypouštěné vody z ČOV (viz Obrázek 22) procentuální zastoupení vypouštěné vody z ČOV se sice zvýší, ale vždy je nižší než 10 % průtoku Q_{355d} na daném místě. Největší podíl vypouštěné vody je z ČOV Průhonice, která reálně čistí odpadní vodu po více než 5500 EO.



Obrázek 20 - Průměrný denní průtok na Botiči

Obrázek 21 - Seznam možných bodových zdrojů znečištění na Botiči [95; 96; 97]

	Nejbližší profil po toku	Počet osob připojených na ČOV	Počet EO připojených na ČOV	Projektovaná kapacita EO	Projektovaná kapacita Qd (m ³ /d)	Projektovaná kapacita Qd (tis.m ³ /rok)	Skutečné vypouštění (tis.m ³ /rok)	Průměrné denní množství vypouštěných vod (m ³ /den)	Průměrné denní množství vypouštěných vod (l/s)
Bodové zdroje znečištění									
Sedimentační nádrž (SN1)	8	-	-	-	-	-	-	-	-
Sedimentační nádrž (SN2)	9	-	-	-	-	-	-	-	-
ČOV Osnice	10	1839	1113	1500,00	210,00	76,65	74,81	18,66	0,22
ČOV Jesenice (Jesenický potok)	11	2965	5780	7500,00	1351,00	493,12	432,83	103,29	1,20
ČOV Zdiměřice (Jesenický potok)	11	1176	1399	3100,00	434,00	158,41	99,87	27,81	0,32
ČOV Doubravice (Dobřevojevícký potok)	11	-	-	775,00	60,48	-	30,68	6,11	0,07
ČOV Modletice (Dobřevojevícký potok)	11	581	798	2000,00	286,30	104,50	41,46	9,62	0,11
ČOV Dobřevojevice (Dobřevojevícký potok)	11	717	951	1750,00	437,70	159,76	63,45	15,56	0,18
ČOV Průhonice	11	3557	5857	7000,00	2218,00	809,57	514,81	119,46	1,38
Retenční nádrž (RN)	11	-	-	-	-	-	-	-	-
ČOV Jazlovice (Pitkovický potok)	13	60	1065	1000,00	200,00	73,00	59,48	13,91	0,16
ČOV Nupaky (Pitkovický potok)	13	944	1879	1740,00	300,00	109,50	108,15	24,14	0,28
Dešťová nádrž (DN)	14	-	-	-	-	-	-	-	-
Odlučovací komora 83 (OK 83, Průmyslová)	15	-	-	-	-	-	-	-	-
Odlučovací komora 80, 81 (OK 80, OK 81)	19	-	-	-	-	-	-	-	-

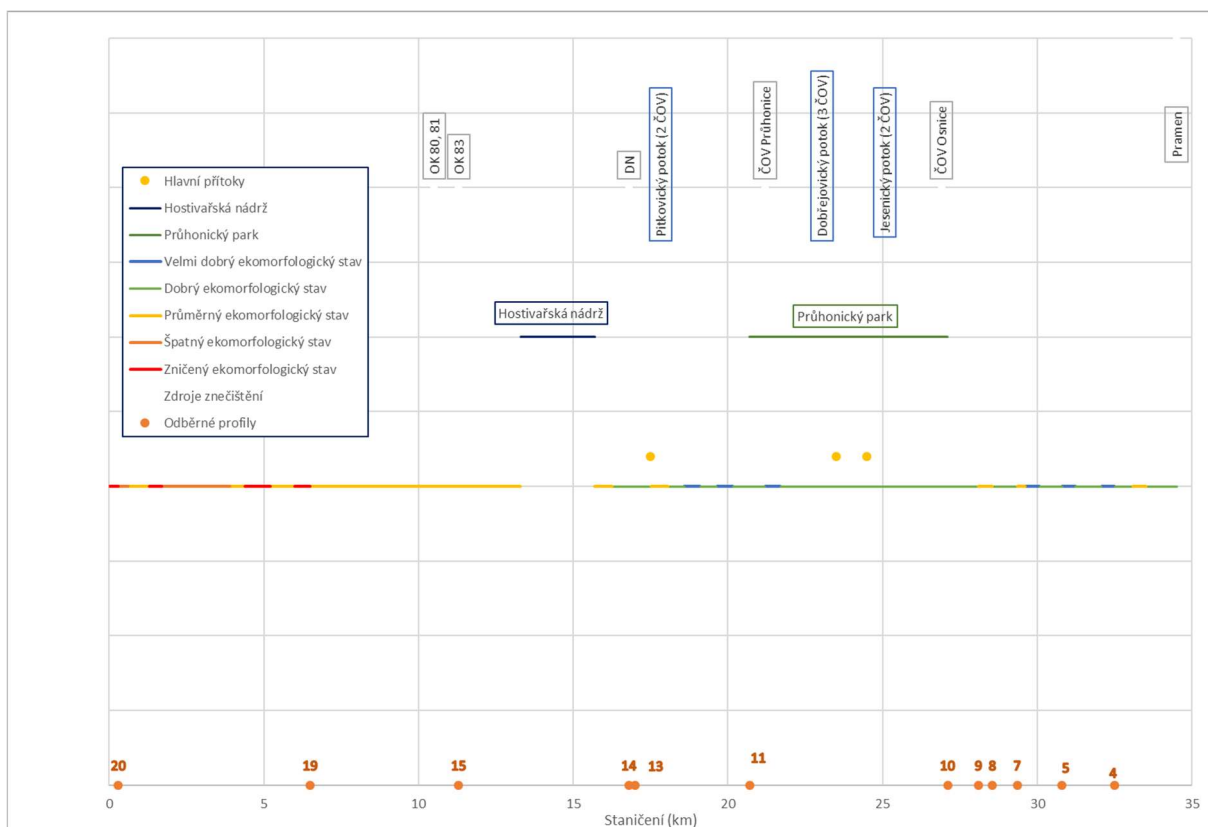


Obrázek 22 - Q_{355a} na Botiči v kontextu vypouštěné vody z ČOV

4.7.2 EKOMORFOLOGICKÝ STAV

Vzhledem k rozsahu celé diplomové práce na toto téma pouze aplikuji zjištěné hodnoty ekomorfologického stavu jednotlivých úseků (Ing. Tomášem Kratinou) do grafu s vyznačením profilů a prvků urbanizačního gradientu (viz Obrázek 23). Pro přehlednost byla přejatá data ekomorfologického stavu aplikována i do polohopisné mapy s vyznačením profilů a prvků urbanizačního gradientu, která je součástí diplomové práce jako příloha 6. V grafu je prázdné místo značící Hostivařskou nádrž, která se nehodnotí.

Z grafu je patrné že ekomorfologický stav od pramene až po profil 14 dosahuje velmi dobrého či dobrého stavu (s pár výjimečnými úseky průměrného stavu). Za nádrží Hostivař až po profil 19 vykazuje vodní tok známky průměrného ekomorfologického stavu. Od profilu 19 do posledního profilu 20 převažuje špatný a zničený ekomorfologický stav. K hodnocení zničeného stavu bylo přistoupeno v úsecích toku, které jsou zatrubněné. Na toku se nevyskytuje žádný otevřený úsek toku, který by byl hodnocen jako zničený.

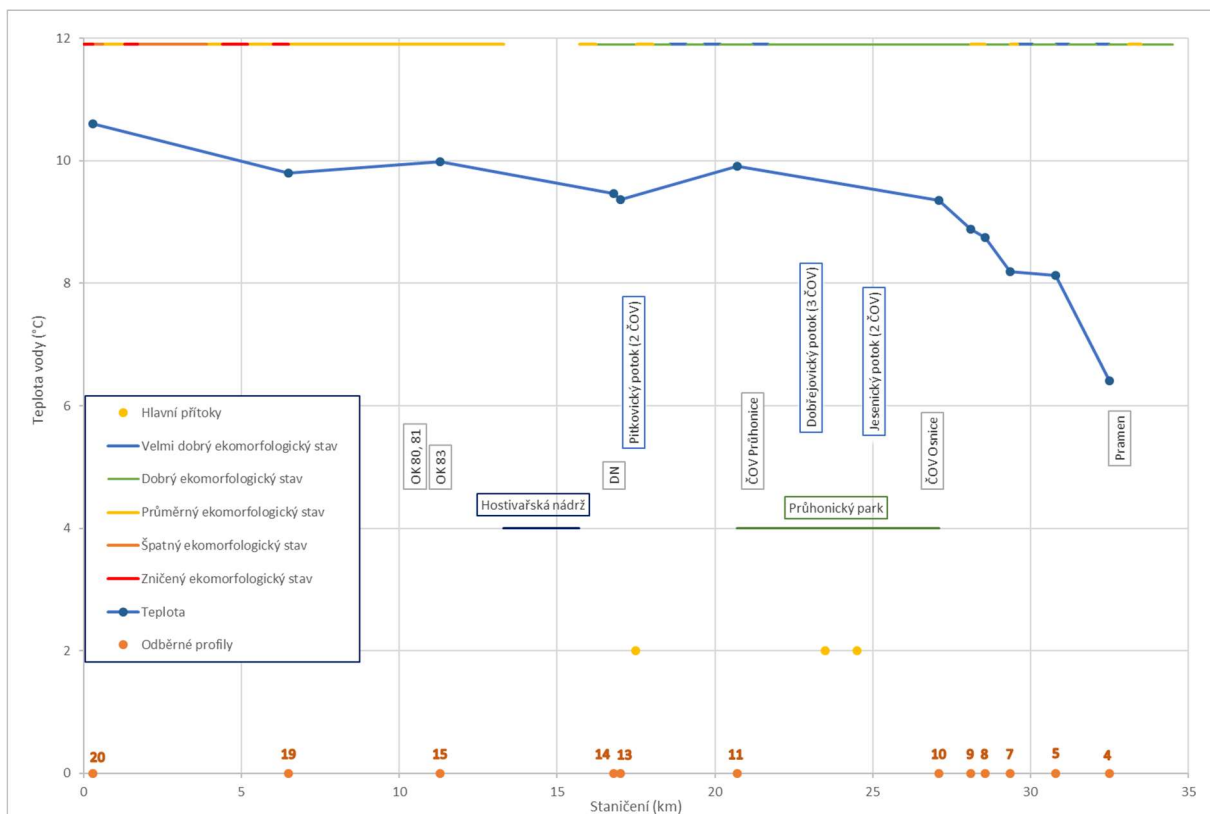


Obrázek 23 - Ekomorfologický stav s prvky urbanizačního gradientu na vodním toku Botič

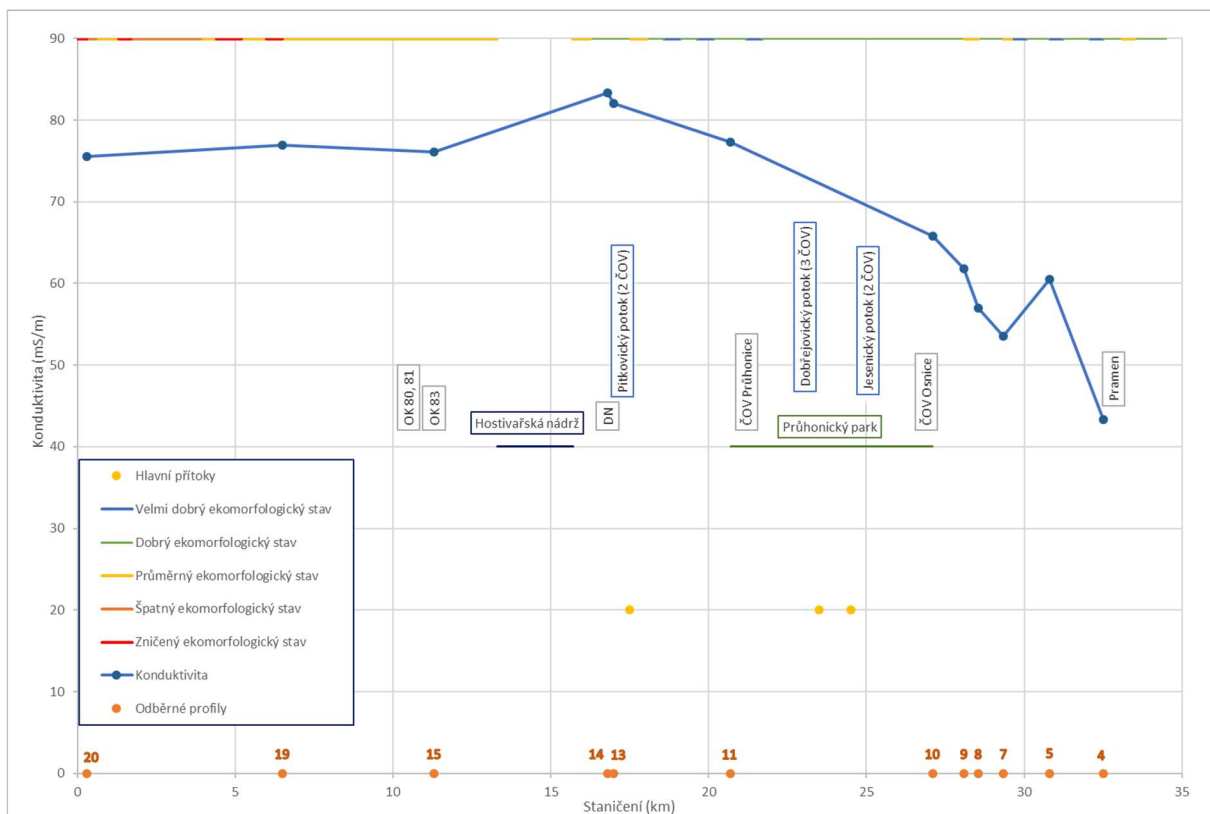
4.7.3 KVALITA VODY

Kvalitou vody a těžkých kovů v sedimentu se dlouhodobě zabývá katedra 144 na ČVUT v Praze, která vydala řadu publikací zaměřenou na toto téma. Chemické parametry kvality vody katedrou 144 byly měřeny pouze při druhém odběru makrozoobentosu a to 21. 08. 2017, proto jsem se rozhodla využít průměrné hodnoty ze všech předchozích sledování těchto profilů. Hodnoty poskytnuté Lesy hlavního města Prahy není adekvátní zohledňovat, jelikož se odběrné profily neshodují s profily určenými pro odběr maktozoobentosu.

Rozdíl teploty vody (viz Obrázek 24) má relativně stoupající tendenci od pramene až po poslední profil. Znatelný teplotní skok nastává v místě zaústění Pitkovického potoka. Poslední skok směrem k nižší teplotě vody je v místě profilu 19, který je nejspíš daný postupným vyrovnáváním ohřátější vody vytékající z Hostivařské nádrže. Z Grafu je patrné, že rozdíl teploty vody u pramene a u zatrubnění potoka, je již relativně značný a to 5 °C.

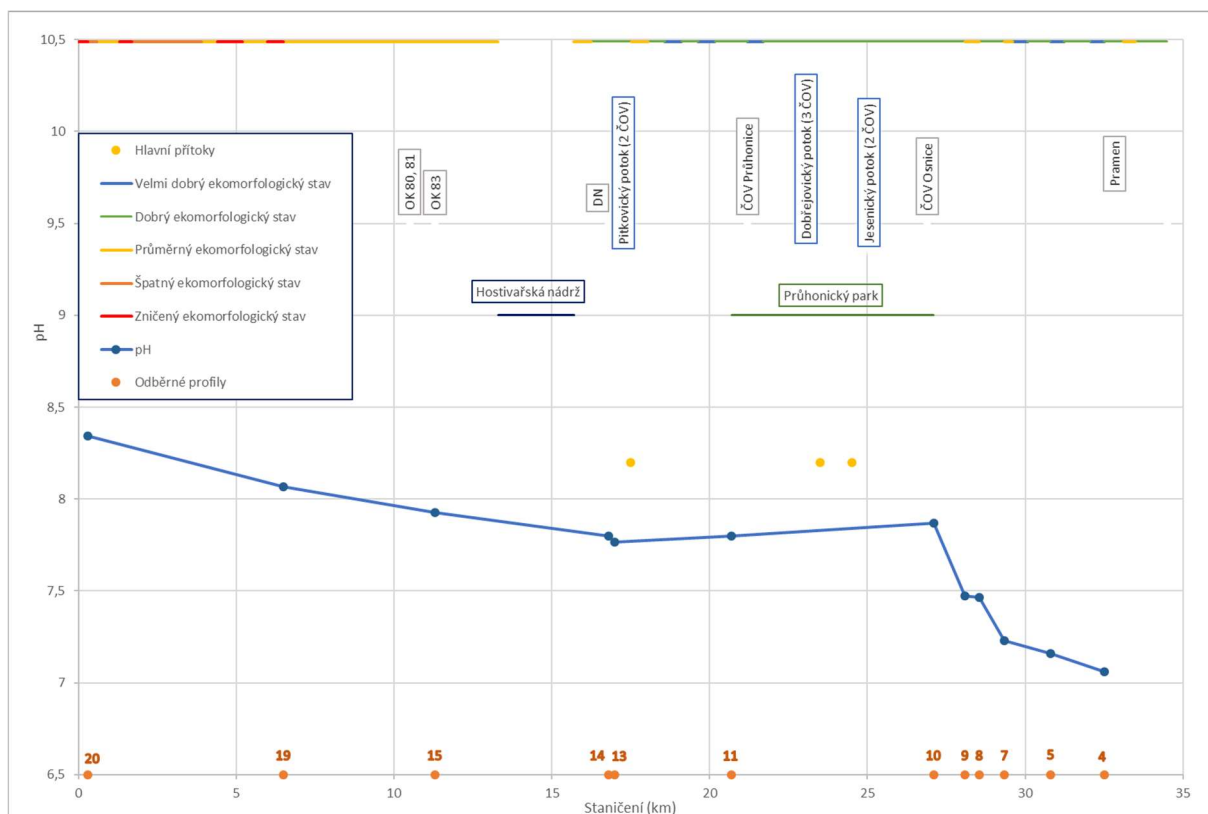


Obrázek 24 - Teplota vody Botiče



Obrázek 25 - Konduktivita vody Botiče

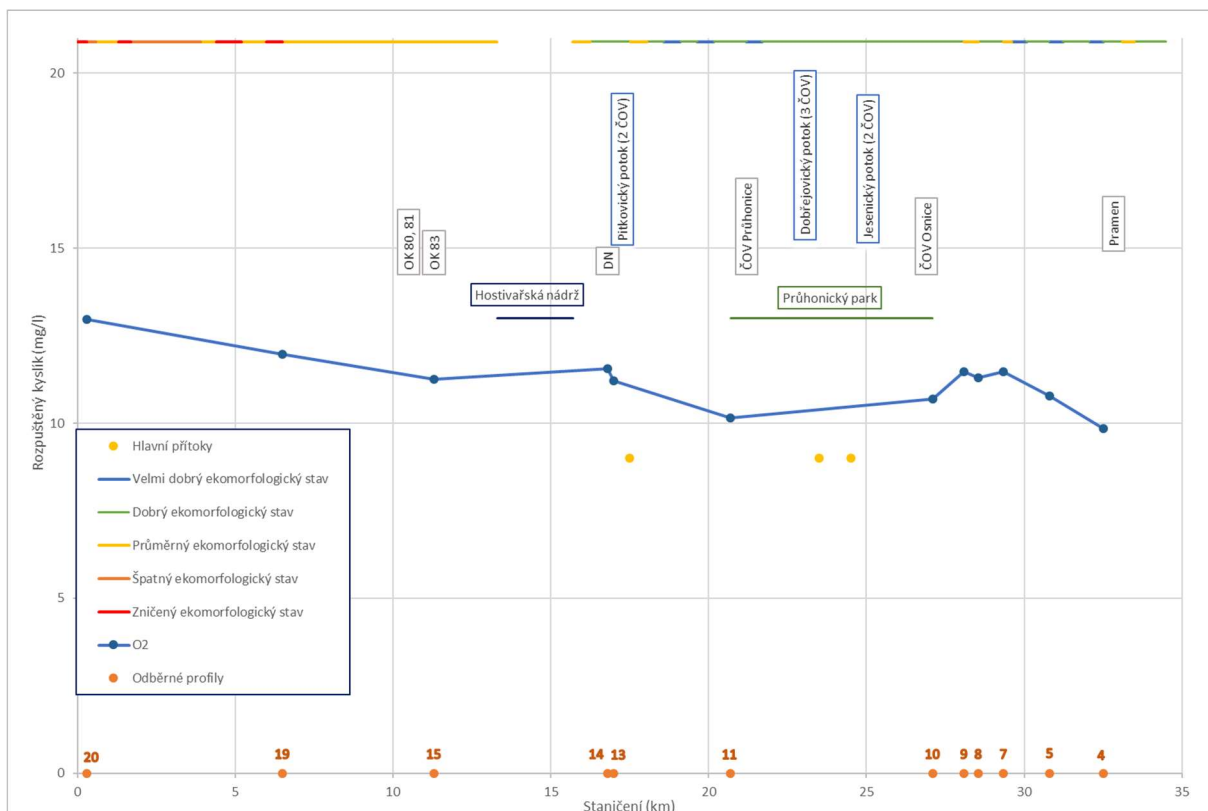
Konduktivita (viz Obrázek 25) podél profilu vodního toku dosahuje rozdílu až 35 mS/m, vyšší hodnoty (stále pod hranicí NEK – 110 mS/m) byly zjištěny pouze u profilů 13, 14. Z hlediska dosahovaných hodnot konduktivity se tok pohybuje v II. nebo III. třídě kvality vody (mírně znečištěná voda - 40 - 70 mS/m a znečištěná voda – 70 – 110 mS/m).



Obrázek 26 - pH Botiče

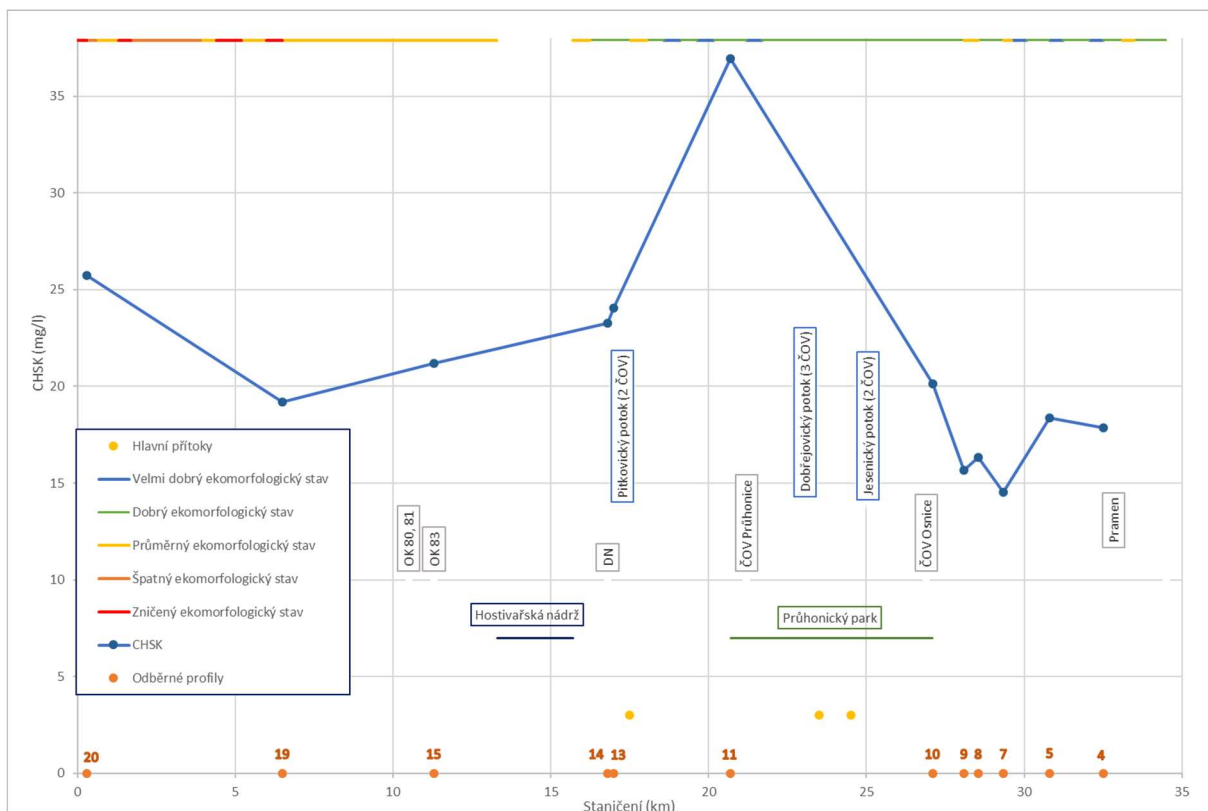
Hodnoty pH (viz Obrázek 26) v celém profilu vodního toku vycházejí příznivě a splňují limit NEK, který je 6 – 9. Nárůst pH je patrný v první části toku, kde je výrazný nárůst způsoben zemědělskou činností v této oblasti.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku (viz Obrázek 27) vychází ve velmi příznivých hodnotách nad 10 mg/l, což odpovídá kategorii neznečištěná voda. Vysoká koncentrace kyslíku znamená, že nedochází k výrazným rozkladným procesům ve vodním toku. V grafu můžeme vidět pokles koncentrace kyslíku u profilů 10 i 11, který je zřejmě způsoben vyústěním vody z ČOV Osnice a Průhonice a vlivem dálnice D1. Drobný pokles je znatelný i v případě profilu 15, který bude způsoben vlivem vodní nádrže Hostivař.



Obrázek 27 - Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě na Botiči

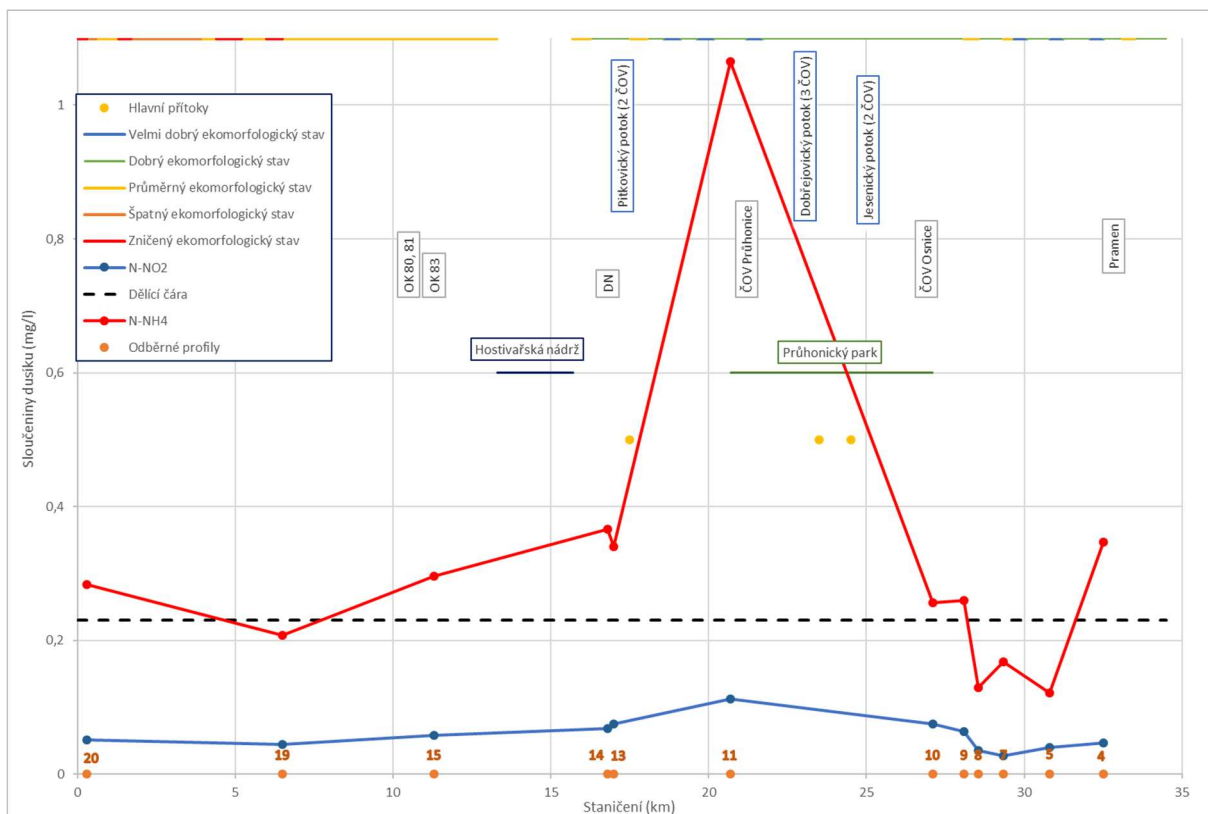
Následující graf zachycuje CHSK (viz Obrázek 28), které udává chemickou spotřebu kyslíku potřebnou pro oxidaci všech (organických i anorganických) látek ve vodě. Mezi zdroje antropogenních organických látek můžeme uvažovat: splaškové či průmyslové vody, zemědělství či skládky. Hodnota CHSK 36,94 mg/l vyskytující se u profilu 11 překračuje NEK (26 mg/l) a zřejmě bude mít i vliv na hodnotu saprobního indexu na daném místě. Jediné další místo překračující limit je profil 20, který je silně ovlivněn velmi vysokou urbanizací a umělým korytem. [32]



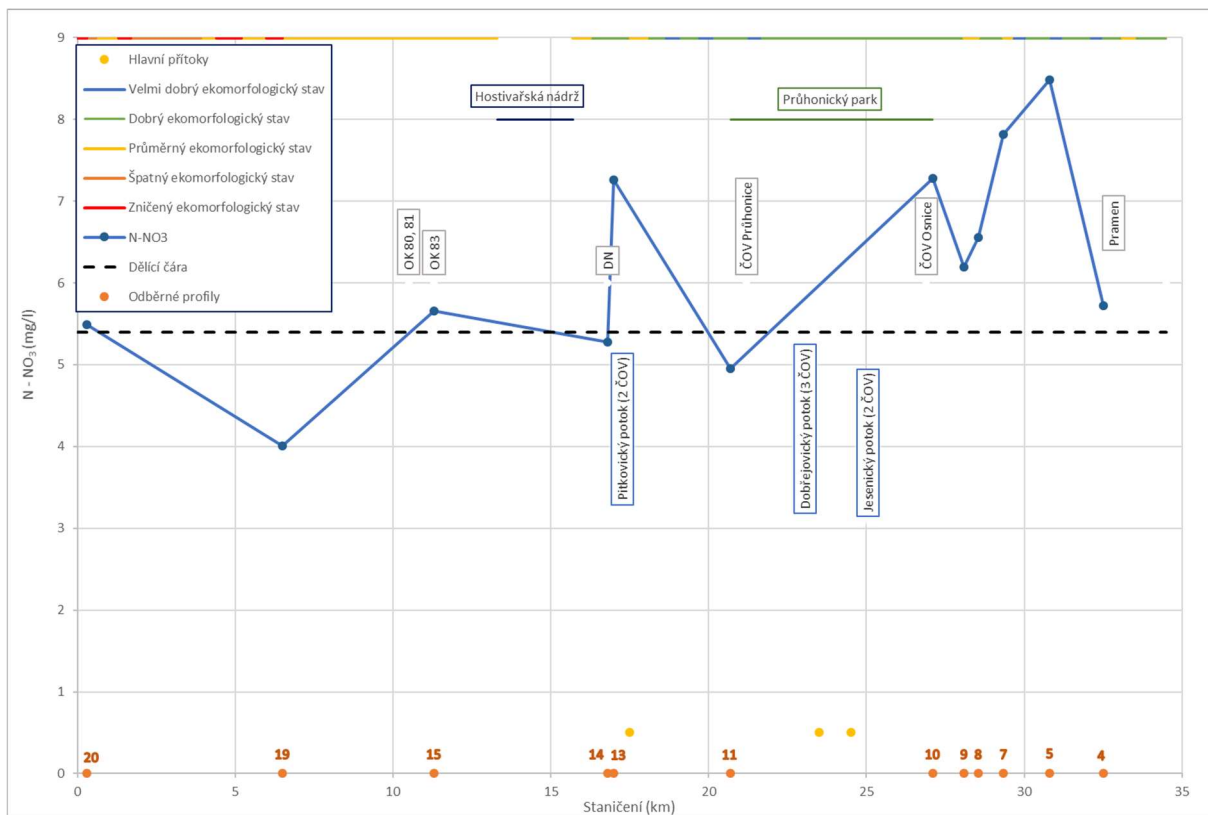
Obrázek 28 - CHSK na Botiči

Na dalším obrázku (viz Obrázek 29) lze vidět průběh amoniakálního dusíku ($N - NH_4$) a dusitanového dusíku podél vodního toku ($N - NO_2$). Amonikální dusík je indikátorem odpadních vod, a především fekálního znečištění. Čárkovaná čára v grafu značí hranici NEK (0,23 mg/l), která je překročena cca u poloviny profilů a k jejímu nejznatelnějšímu překročení dochází v profilu 11, kde se nachází ČOV Průhonice. Amonné ionty jsou rovněž spojovány s automobilovou dopravou o čemž rovněž svědčí profil 11, kde působí i retenční nádrž z dálnice D1.

Dusičnanový dusík ($N - NO_3$) s limitní hodnotou NEK (5,4 mg/l) je zachycen na následujícím grafu (viz Obrázek 30). Dusičnanový dusík zvýšený především na začátku vodního toku, což je dáno značným využíváním zemědělských ploch v této oblasti. Nad hodnotu NEK (5,4 mg/l) výrazněji přesahuje ještě profil 13, kde je zaústěn Pitkovický potok, který rovněž prochází povodím s vyšším využitím okolních zemědělských ploch.

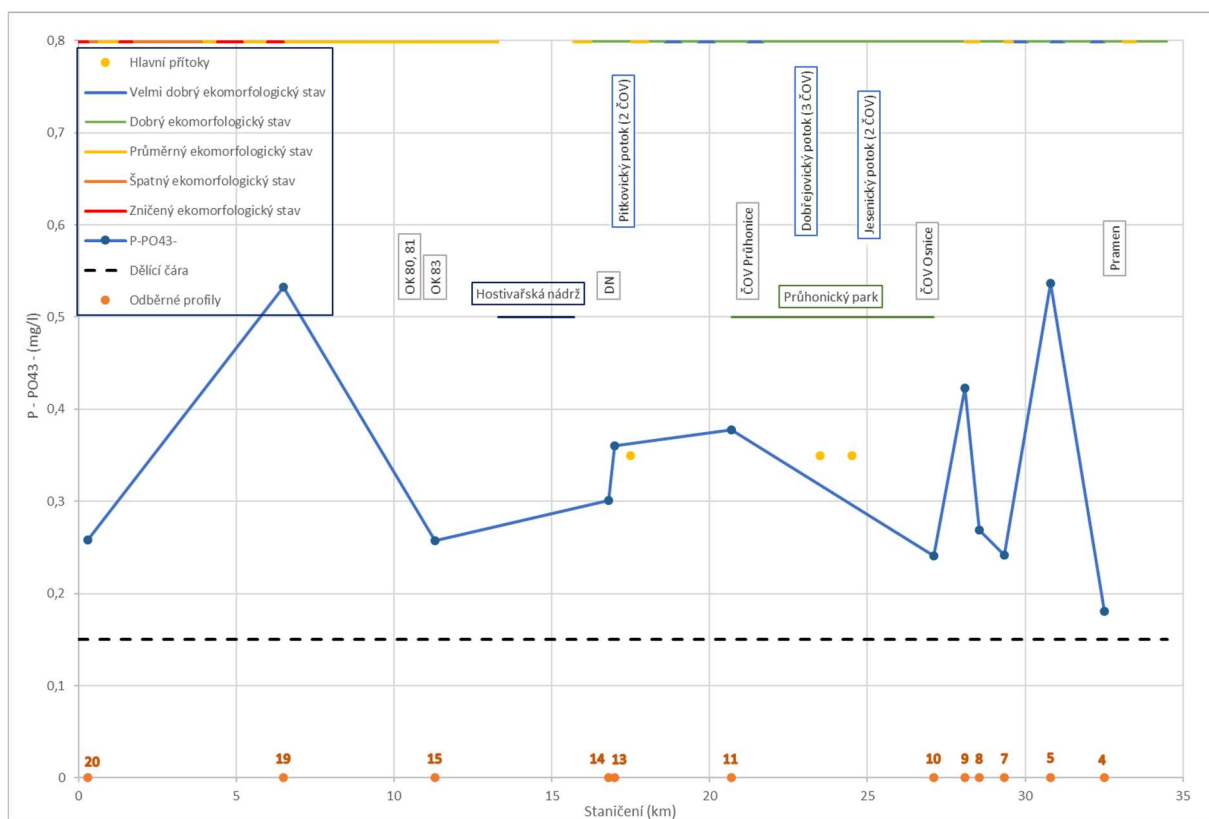


Obrázek 29 – N – NO₂, N – NH₄ na Botiči



Obrázek 30 – N – NO₃ na Botiči

Na dalším grafu (viz Obrázek 31) lze vidět průběh fosforu, který lze také považovat za indikátor použití hnojiv na zemědělsky využívaných plochách, proto je vyšších hodnot dosaženo především v horní části vodního toku. Limit NEK (0,15 mg/l) je překročen v celém sledovaném úseku.



Obrázek 31 - P - PO₄₃ -

Všechny měřené chemické a fyzikální parametry vody, lze vidět v tabulce (viz Tabulka 20). Červeně podbarvené jsou hodnoty, které přesahují stanovené normy environmentální kvality.

Tabulka 20 - Fyzikální a chemické parametry měření na Botiči

Profil	VODA									
	Fyzikální parametry				Chemické parametry					
	pH	cond	O ₂	t	Cl mg/l	N-NH ₄	COD	N-NO ₃	N-NO ₂	P-PO ₄₃₋
20	8,342	75,570	12,973	10,610	109,450	0,284	25,760	5,490	0,051	0,258
19	8,065	76,970	11,972	9,795	113,190	0,208	19,180	4,009	0,044	0,532
15	7,927	76,110	11,252	9,980	107,877	0,296	21,200	5,657	0,058	0,257
14	7,800	83,320	11,563	9,460	111,120	0,366	23,263	5,282	0,068	0,301
13	7,766	82,010	11,215	9,370	135,430	0,340	24,040	7,260	0,076	0,360
11	7,799	77,340	10,162	9,910	117,040	1,065	36,940	4,950	0,113	0,378
10	7,868	65,770	10,687	9,350	77,180	0,256	20,145	7,283	0,075	0,241
9	7,471	61,840	11,474	8,890	70,360	0,260	15,686	6,199	0,063	0,423
8	7,464	57,010	11,304	8,750	64,570	0,129	16,344	6,558	0,035	0,269
7	7,230	53,550	11,475	8,190	71,650	0,168	14,524	7,813	0,028	0,242
5	7,158	60,510	10,782	8,130	66,880	0,122	18,358	8,488	0,040	0,536
4	7,060	43,375	9,846	6,413	45,533	0,347	17,863	5,723	0,046	0,181

Na Botiči jsou dlouhodobě sledovány i těžké kovy ve vodě (viz Tabulka 21) a v sedimentu (viz Tabulka 22). U těžkých kovů sledovaných ve vodě je patrný problém u rtuti, kde jsou hodnoty NEK překročeny ve všech profilech (česká legislativa stanovila přísnější limity, než jsou například v jiných evropských zemích). K překročení limitů dochází i o olova, ale pouze ve dvou profilech. Pro hodnocení těžkých kovů v sedimentu byly využity limity US EPA a překročení těchto limitů bylo patrné u mědi, olova, rtuti a zinku.

Tabulka 21 - Těžké kovy ve vodě sledované na Botiči

Profil	VODA						
	Těžké kovy						
	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	Zn
20	0,027	5,763	5,852	1,573	0,131	7,033	29,864
19	0,010	5,846	4,453	6,078	0,098	4,868	17,063
15	0,031	5,248	4,808	5,120	0,107	3,919	11,339
14	0,014	3,412	4,256	1,660	0,118	14,094	17,355
13	0,012	4,398	6,159	3,061	0,171	3,677	13,877
11	0,040	8,864	11,050	7,885	0,221	4,640	11,493
10	0,020	3,629	4,613	1,490	0,254	4,750	7,229
9	0,024	9,339	6,902	3,793	0,180	6,575	15,752
8	0,014	6,914	6,084	5,936	0,592	13,781	20,103
7	0,039	3,621	3,221	2,676	0,289	12,623	7,744
5	0,048	5,506	4,662	2,208	0,272	4,340	8,583
4	0,128	4,404	4,701	10,348	0,263	3,494	10,546

Tabulka 22 - Těžké kovy a organická hmota v sedimentu sledované na Botiči

Profil	SEDIMENT							
	Těžké kovy							Organická hmota
	Cd	Cu	Ni	Pb	Hg	Cr	Zn	OM
20	0,154	47,089	11,530	60,784	0,358	17,687	161,660	7,126
19	0,076	220,683	15,299	64,768	0,101	31,702	179,932	5,716
15	0,044	15,016	5,799	72,222	0,067	7,748	34,570	1,939
14	0,041	12,047	9,866	8,211	0,068	12,852	45,204	4,958
13	0,046	9,135	7,825	5,937	0,057	10,783	39,567	3,912
11	0,092	25,344	12,826	12,913	0,081	18,538	92,358	9,811
10	0,053	10,157	11,154	8,103	0,029	13,115	32,149	3,160
9	0,075	17,566	12,577	11,805	0,051	15,265	82,491	4,259
8	0,144	19,646	15,915	16,555	0,047	20,955	136,567	8,706
7	0,091	17,424	15,870	11,568	0,032	21,452	51,921	5,612
5	0,160	19,578	17,357	20,497	0,043	26,739	63,011	6,655
4	0,170	19,050	20,022	16,239	0,047	35,701	62,927	7,264

Pro zajímavost přikládám seznam a druh havárií, které proběhly v roce 2017 na vodním toku Botič (viz Tabulka 23). Nicméně žádná z těchto havárií neproběhla v období odběru vzorků a neměla by mít akutní vliv na kvalitu vody v době odběrů. Havárie obecně mohou mít i zpožděný vliv, kde se toxické látky usadí do sedimentu, ze kterého se za vhodných podmínek následně uvolní a následně může mít vliv na organismy i s odstupem času. Materiály získané od Lesů hlavního města Prahy.

Tabulka 23 - Seznam havárií na Botiči

Datum	Místo	Druh znečištění
12.4.	dešťová výpusť v Petrovicích-Edisonova ul.	nafta
21.7.	ulice Na folimance	úhyn ryb
1.8.	Areál Práče	mléčná kalná voda
3.8.	Ulice Na Folimance	úhyn ryb
8.11.	Dolní tok (BO 3,5)	zpěněná voda

4.7.4 BIOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY

Během prvního odběru (17. 05. 2017) byl odběr a následné vyhodnocení provedeno ve všech zmíněných profilech viz Tabulka 17. V rámci druhého odběru (21. 08. 2017) byl profil 4 vyschlý, a tedy vzorky nebylo možné odebrat. V grafech jsou z toho důvodu u druhých odběrů v profilu 4 všechno hodnoty nulové.

Zároveň byly biologické indexy druhého odběru (21. 08. 2017) z pohledu stavu vodního toku posuzované podle kritérií podzimních odběrů (viz Tabulka 10), i když kalendářně nebyly odebrané na podzim, ale spíše na konci léta, proto je možné, že vznikly

drobné odchylky při hodnocení (nicméně pro postižení činnosti OK je nezbytné zajistit období jejich činnosti, což je na konci léta a podzimní hodnocení je nejbližší možné dostupné).

Některé indexy mají jiné limitní hodnoty rozdělující výsledný stav vodního toku pro jarní a podzimní odběr, a proto bylo nutné, takovéto indexy rozdělit do dvou grafů (Si či procentuální zastoupení habitatu litál). Některé biologické charakteristiky bylo třeba kvůli přehlednostem grafu rozdělit na graf pro jarní odběr a podzimní odběr (potravní, habitatové a proudové preference).

KVANTITATIVNÍ ZASTOUPENÍ TAXONŮ

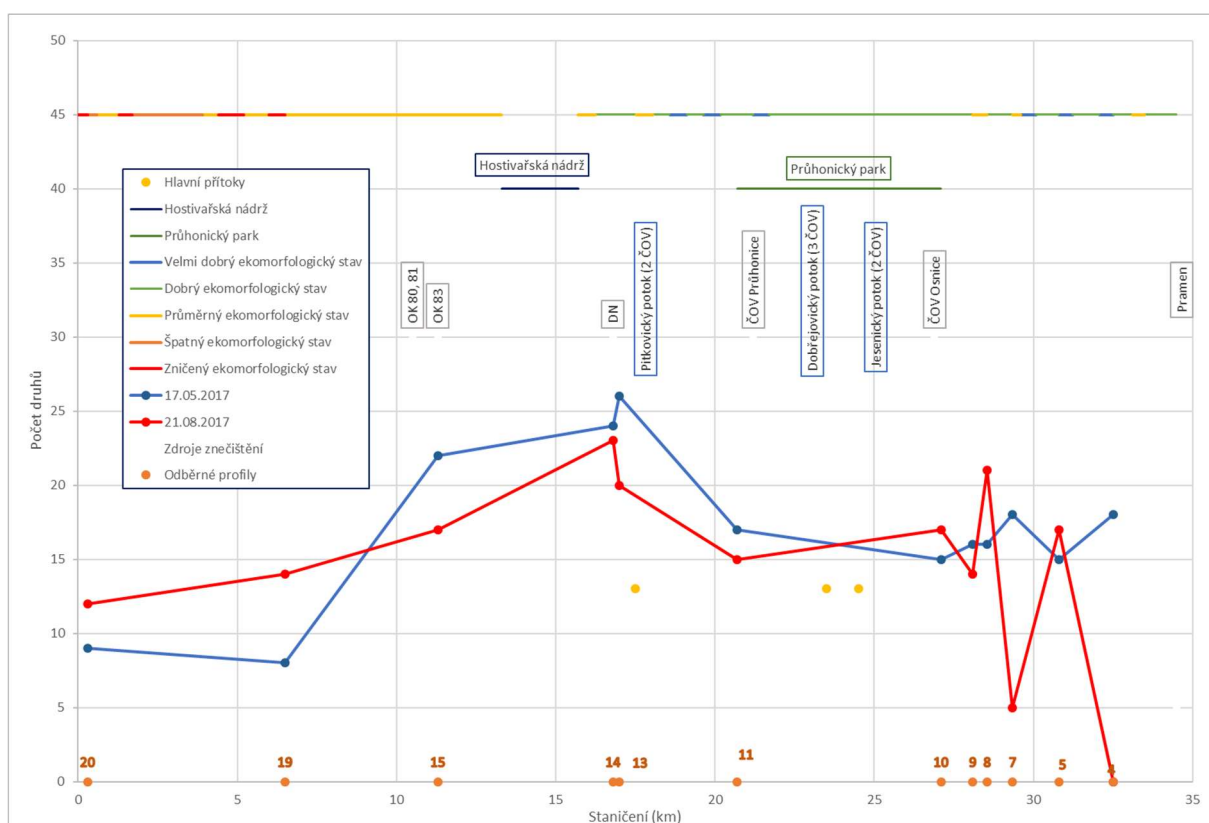
Počet zastoupených druhů bentických bezobratlých ve vzorku (Obrázek 32) se při prvním a druhém odběru výrazně nelišil. Podél celého toku byl počet nalezených druhů ve středních až nižších (poškozených) hodnotách. Dobrého stavu bylo dosaženo pouze u prvního odběru na třináctém profilu. Počet nalezených druhů byl nižší především v první třetině a poslední třetině vodního toku. Střední část vodního toku dosahovala z hlediska počtu druhů značně lepších výsledků.

Od pramene až po profil 10 dosahoval počet druhů poměrně podobných hodnot (15 – 20) indikujících střední stav. Profil 4 během druhého odběru úplně vyschl a profil 5 měl zřetelně méně vody než při prvním odběru. Jen profil 7 při druhém odběru vybočoval snížením hodnot na pouze 5 druhů, značících špatný stav, k čemuž mohlo dojít v důsledku víkendové bouřky, která mohla do vodního toku přinést znečištění z blízkého Pražského okruhu. Tato část vodního toku prochází zemědělsky využívanou oblastí a méně zalidněným územím. Následně vodní tok prochází Průhonickým parkem téměř beze změny počtu druhů, nejspíše díky přerušení podélné kontinuity toku vlivem rybníků vyskytujících se v Průhonickém parku.

Ve střední části vodního toku (od profilu 11 do profilu 14) docházelo ke zvýšení počtu druhů bentických bezobratlých (objevily se druhy jako například *Ancylus fluviatilis*, *Caenis pseudorivulorum*, *Elmis sp. Lv*, *Gammarus fossarum* či *Hydroptila sp. juv.*). Chemická kvalita vody se v tomto profilu sice zhoršila, ale ekomorfologie se zlepšila, což mělo pozitivní vliv na bentické bezobratlé. V této části vodního toku se vyskytuje střídání rychlejších úseků se šterkovým dnem a pomalých bahnitých úseků, což vytváří nové mikrohabitaty pro další druhy organismů. Koryto vodního toku je v této části zpevněno

kořeny a příbřežní vegetací, které také nabízí nové habitaty pro různé druhy organismů. Možným vysvětlením nárůstu byl i přísun nových druhů organismů vlivem driftu z Pitkovického potoka.

U profilu 15 docházelo k poklesu počtu druhů, který je způsoben průchodem Hostivařskou nádrží a v případě dešťových událostí zřejmě i odlehčovacemi komorami v blízkosti profilu. Od profilu 15 až po profil 20 docházelo k dalšímu poklesu počtu druhů, který byl u profilů 19 a 20 způsoben převážně uměle upraveným korytem, kde je vodní tok tvořen uniformním zpevněným korytem, které znemožňuje propojení vodního toku se dnem či břehovou zónou. Zároveň tok v této části protéká značně osídleným územím Prahy, kde ekomorfologický stav vodního toku dosahuje špatného až zničeného stavu a procento zastavěného území dosahuje na sledovaném toku svého maxima.

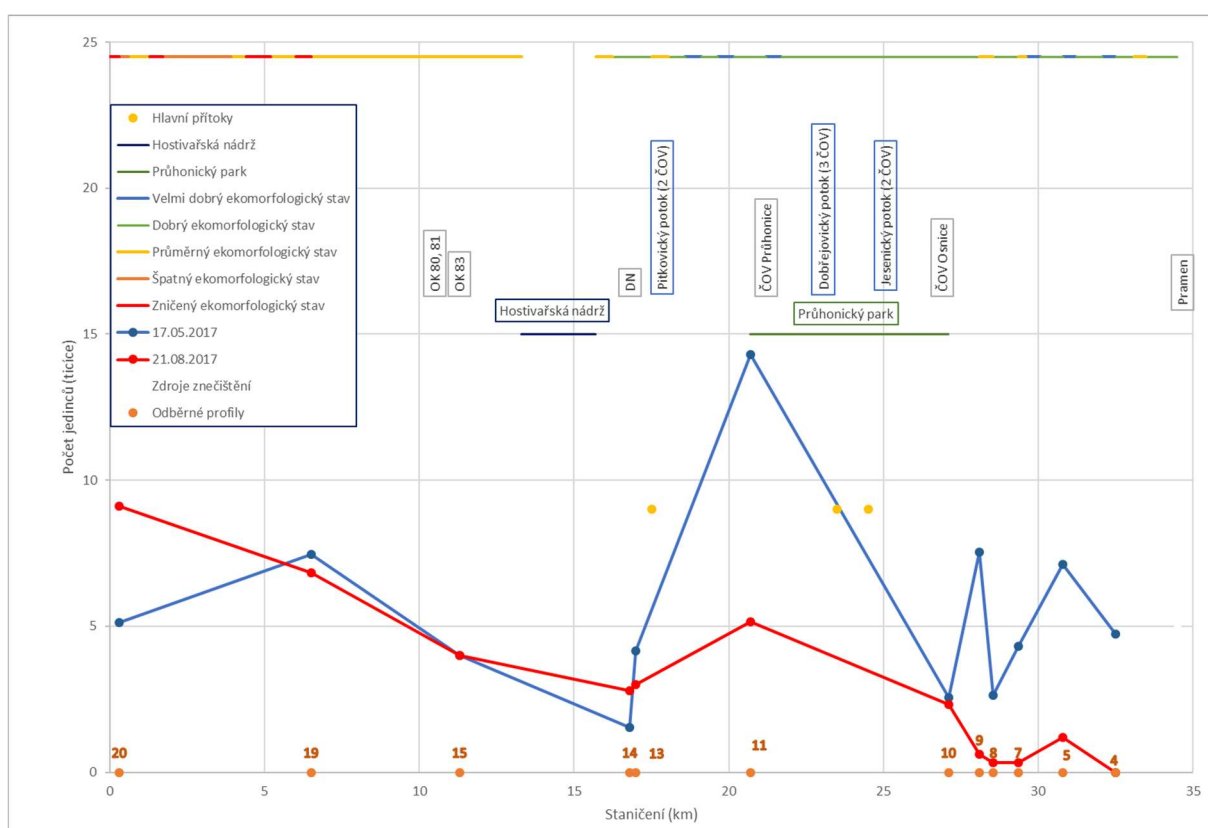


Obrázek 32 - Počet druhů bentických bezobratlých

DIVERZITA

Pro určení indexu diverzity je třeba znát počet jedinců v jednotlivých profilech (viz Obrázek 33).

Jako konkrétní případ se můžeme zaměřit na profil 11 v průběhu prvních odběrů, který měl výrazně nejvyšší počet jedinců 14 294, z čehož 13 741 tvořily druhy pakomárovitých a červů. Oba tyto druhy nacházíme hojně zastoupené ve znečištěných vodách. I když by se v tomto případě jako možné vysvětlení jevílo zaústění ČOV Průhonice či umístění profilu za Průhonickým parkem, odhaduji za příčinu spíše bahnitější prostředí v místě odběru, které tyto druhy preferují.

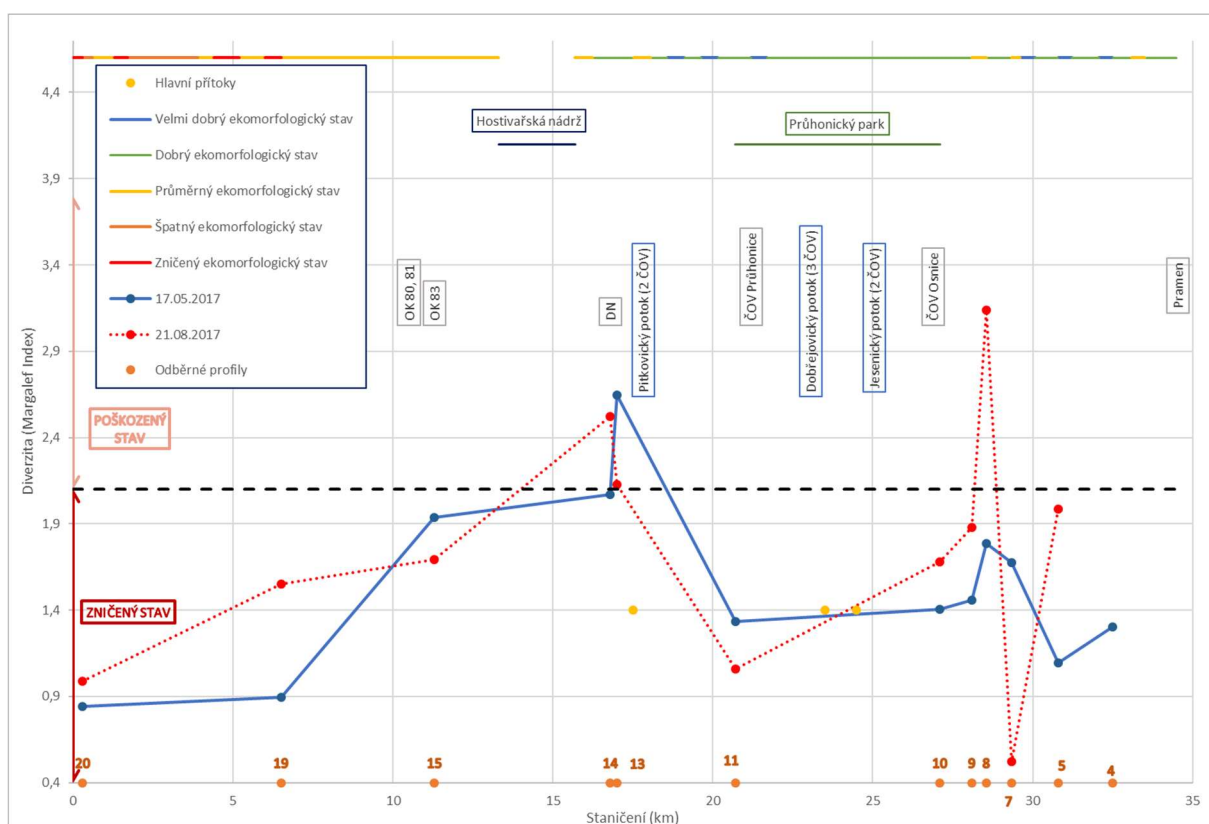


Obrázek 33 - Počet jedinců bentických bezobratlých ve vzorku

Diverzita byla určena pomocí diverzity Margalef (viz Obrázek 34). Z grafu jasně vyplývá, že diverzita byla podél celého toku velmi malá a lze tak vodní tok podle diverzity zařadit do zničeného nebo poškozeného stavu. Diverzita Margalef byla využívána jako hodnoticí index pouze pro jarní odběry.

Průběh podél vodního toku měl až na některé výjimky podobný průběh a odůvodnění, jako měl počet druhů. Nicméně na grafu lze vidět zřetelný skok u profilu 8, který byl zřejmě způsoben zaústěním bezjmenného přítoku, jenž přinesl proudem vody nové druhy bentických bezobratlých a skutečností, že na jedné straně vodního toku bylo velké množství kořenových systémů vytvářejících vhodné mikrohabitaty pro další druhy bentických bezobratlých.

Nejhoršími lokalitami z hlediska diverzity byly oblasti: Průhonického parku a dvou posledních profilů v Praze (19, 20) ze stejných důvodů jako tomu bylo u počtu druhů bentických bezobratlých.



Obrázek 34 - Diverzita (Margalef index)

EPT ABU

EPT Abu je index vycházející z počtu druhů a procentuálním zastoupením jepic, pošvatek a chrostíků (viz Obrázek 35). Tento index lze využít pouze na zhodnocení jarních odběrů, podzimní výsledky nechávám pouze orientačně. Podzimní odběry se hodnotí obdobným indexem EPT Tax (viz níže).

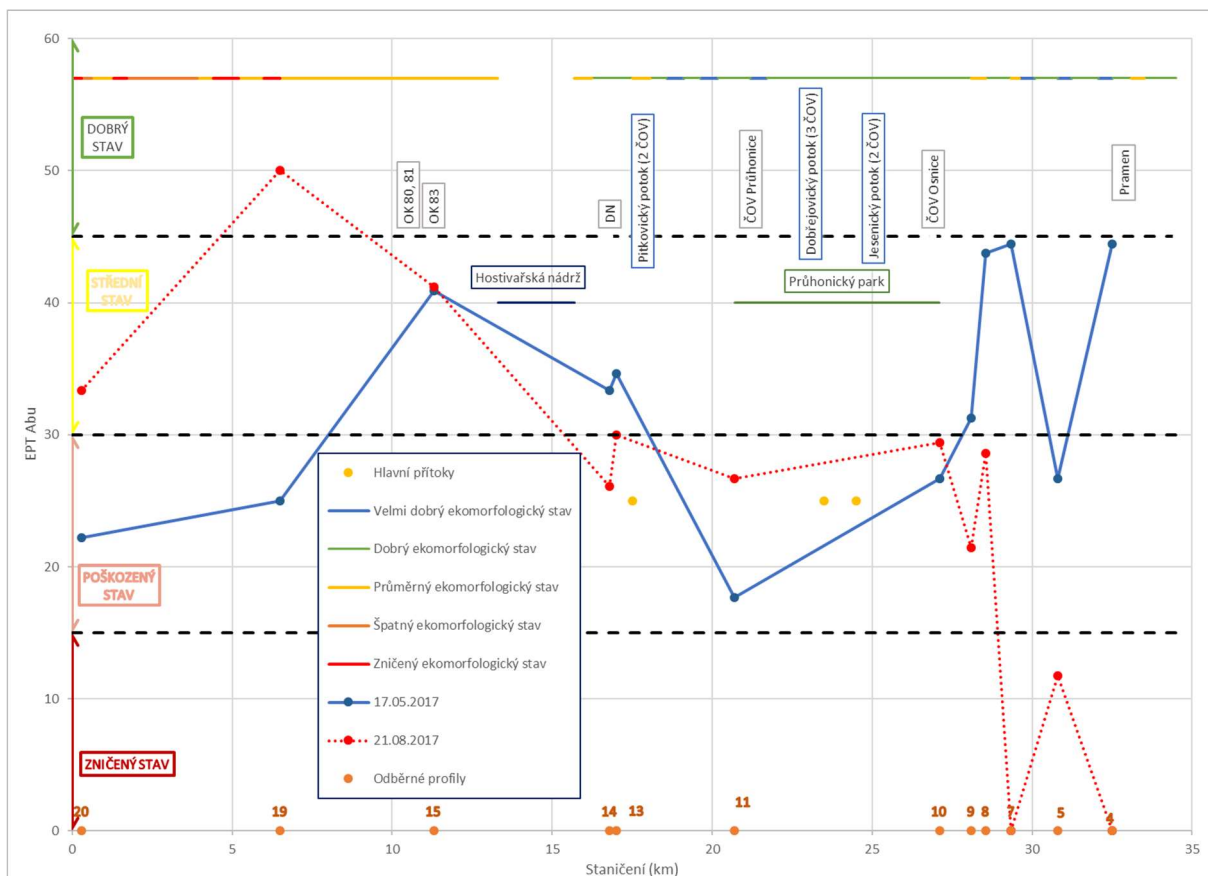
Na první pohled je patrné, že při hodnocení indexem EPT Abu dosahoval tok lepších výsledků stavu vodního toku. Stále se nejednalo o příznivý stav, jelikož se všechny hodnocené profily nacházely ve středním či poškozeném stavu.

Na průběhu zastoupení EPT Abu lze vidět, že od pramene až k profilu 9 se hodnota indexu pohybovala ve středním stavu (nejlepším zjištěným stavem), výjimkou byl pouze profil 5, u kterého byl pokles i u diverzity. Pokles u profilu mohl být způsoben hnojením přilehlých zemědělsky využívaných ploch či vlivem chatové osady Kršovice.

Následně lze vidět, že v oblasti Průhonického parku, kde se vykytují přítoky Jesenického a Dobřejovického potoka a vyústění ČOV Osnice i Petrovice docházelo k poklesu citlivých druhů a hodnocení stavu na základě EPT Abu bylo hodnoceno jako poškozený.

Lokalita profilů 13 – 15 vykazovala zlepšení, především kvůli různorodým habitatům a zaústěním Pitkovického potoku, jehož kvalita vody byla velmi příznivá. I když odlehčovací komory mohou způsobit hydraulický stres (k přepadům již nedochází tak často), v lokalitách pod nimi vznikaly díky erozi břehů nové habitaty v kořenových systémech příbřežní vegetace, kterou využívají např. chrostíci. Zároveň nad tímto profilem voda protéká přírodním úsekem s dobrou morfologií, takže i tam (pokud nepůsobí žádné další negativní vlivy) může dojít ke zlepšení biologických parametrů, zvláště když původní stav byl špatný.

V profilech 19 a 20 byla opět zjištěna velmi nízká hodnota tohoto indexu, ze stejných důvodů, jako bylo uvedeno výše.

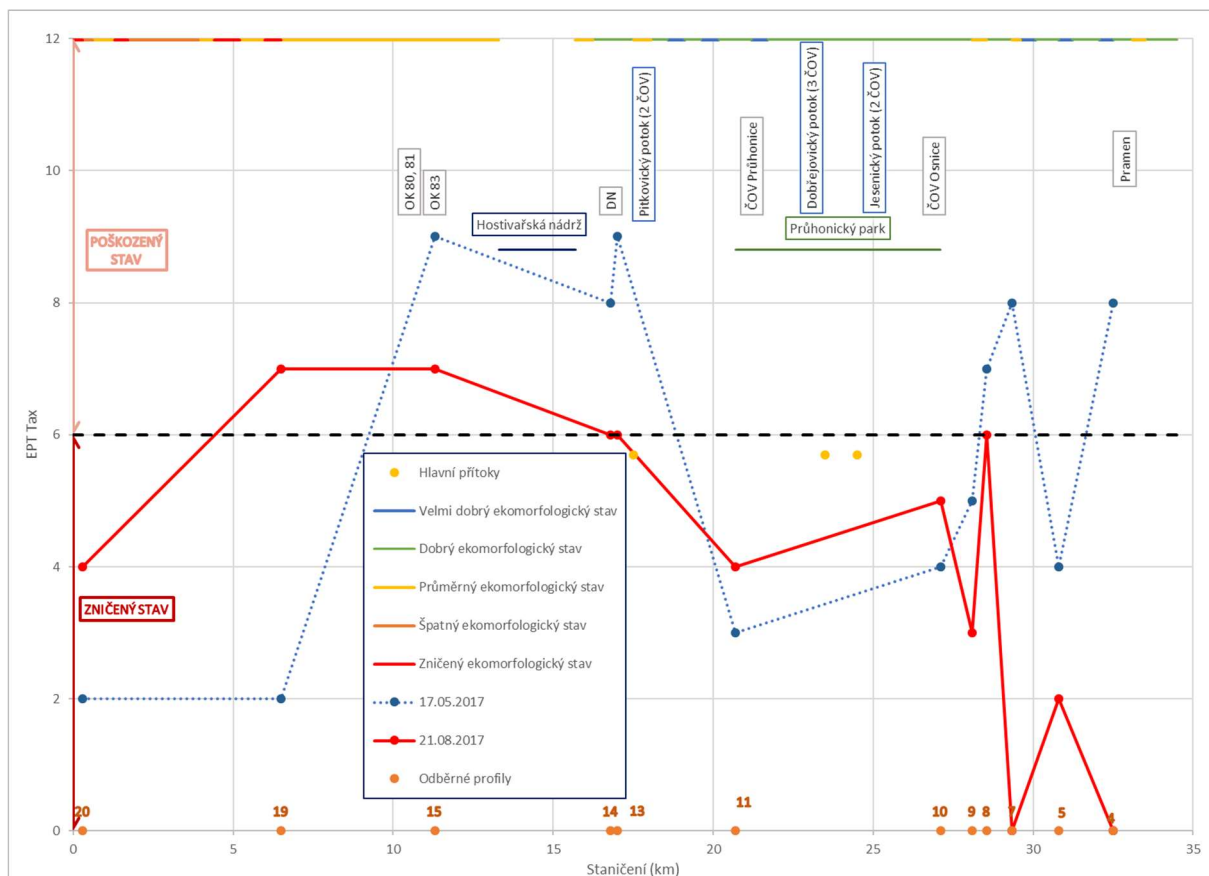


Obrázek 35 - EPT Abu

EPT TAX

EPT Tax je index využitelný pouze pro podzimní odběr, je obdobný indexu EPT Abu. Zastoupení indexu EPT Tax lze vidět (viz Obrázek 36).

Na indexu EPT tax byl zřetelně viditelný převážně zničený stav či poškozený stav odebraných vzorků během druhého odběru, nicméně průběh byl relativně obdobný a ze stejných důvodů jako u hodnocení indexu EPT Abu. Značný nárůst hodnot lze vidět u profilu 19, který normálně dosahoval špatných hodnot, ale v tomto případě přibylo 5 druhů chrostíků a jepic, z nichž ani jeden nepatřil do příliš citlivé skupiny (*Rhyacophila sp*, *Hydropsyche sp*, *Hydroptila*, a *Caenis sp.*).



Obrázek 36 - EPT Tax

POS ABU

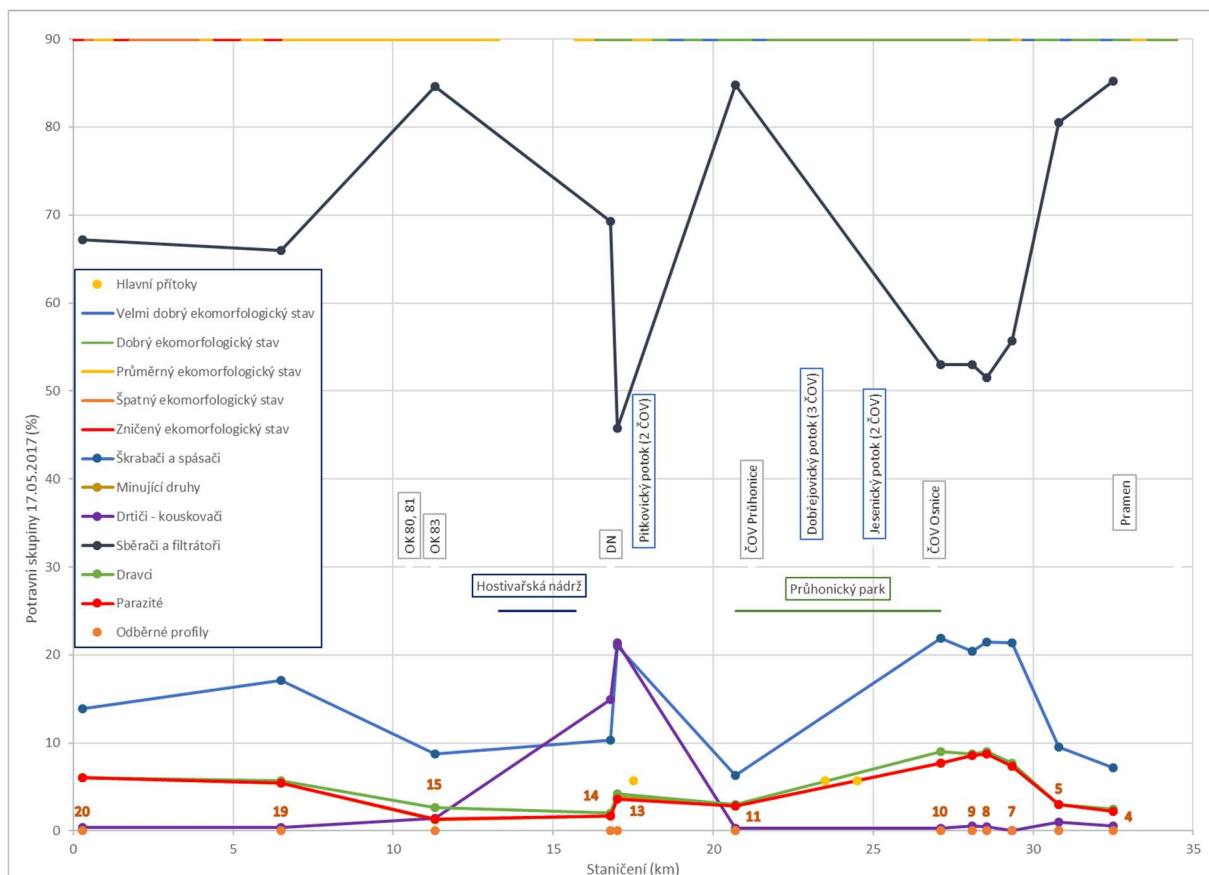
Obdobným indexem jako je EPT Abu a EPT tax je Pos Abu, který vystihuje zastoupení procento pošvatek ve vzorku. Tento hodnotící index se používá pouze pro podzimní odběry. V průběhu podzimních odběrů nebyla v žádném vzorku nalezena žádná pošvatka, proto všechny hodnocené profily byly zařazeny do zničeného stavu.

POTRAVNÍ PREFERENCE

Výsledky zastoupení potravních preferencí během prvního odběru můžeme vidět viz Obrázek 37 a zastoupení potravních preferencí během druhého odběru můžeme vidět viz Obrázek 38. Uvedené rozdělení stavu vodního toku v grafu s podzimními odběry se vztahuje pouze k indexu spásači, který je jedním z kritérií hodnocení stavu vodního toku u podzimních odběrů.

Na obou grafech byla znatelná převaha potravní skupiny sběrači a filtrátoři, která dominovala ve všech profilech. Z této potravní skupiny byli vždy z nadpoloviční většiny (někdy i 80 %) zastoupeni sběrači a zbylá procenta byla tvořena jak filtrátory aktivními, tak

pasivními. V případě obou odběrů byl znatelný pokles u profilu 8, 13, 14 a profilu 19, který byl způsoben menším podílem sedimentu, nebo rychleji tekoucí vodou.

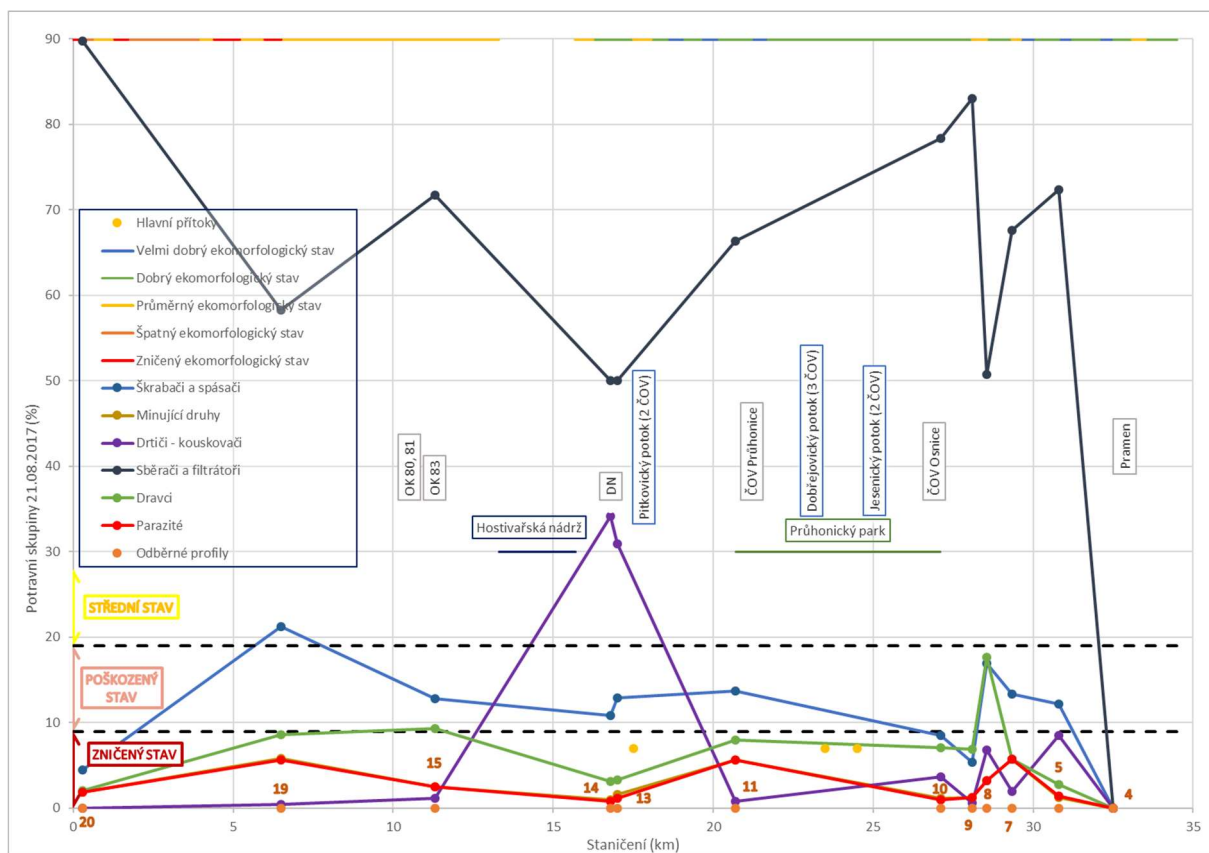


Obrázek 37 - Potravní preference v odběru z 17.05.2017

V případě profilů 13 a 14 byl úbytek sběračů a filtrátorů spojen s nárůstem potravní skupiny drtičů a kouskovačů, kteří se živí hrubou organickou hmotou, která byla v toku přítomná díky značné okolní vegetaci. Zastoupení drtičů a kouskovačů od profilu 15 pouze klesalo, jelikož se zde již téměř nenacházela hrubá organická hmota, kterou by mohli drtit.

Ostatní potravní skupiny měly velmi podobný průběh při jarních i podzimních odběrech. O něco výrazněji byli ze zbylých skupin zastoupeni sběrači a spásači. Ke snížení zástupců skupiny škrabačů a spásačů (též skupiny drtiči a kouskovači) docházelo při jarních odběrech například v lokalitě pod Hostivařskou nádrží, kde byl jemný organický materiál odnesen vlivem rychlejšího proudění. Rychlejší proudění s odnosem jemného organického materiálu spolu se zastíněním vodního toku v těchto místech nevytvářelo vhodné podmínky pro skupinu škrabačů a spásačů.

Na základě zastoupení spásáčů vodní tok kromě profilu 19 vykazoval hodnoty zničeného či poškozeného stavu. Profil 19 vykazoval zlepšení, jelikož zde byl dostatek slunečního svitu a větší kameny na kterých mohou růst nárosty, kterými se spásáči živí.



Obrázek 38 - Potravní preference v odběru z 21.08.2017

HABITATOVÉ PREFERENCE

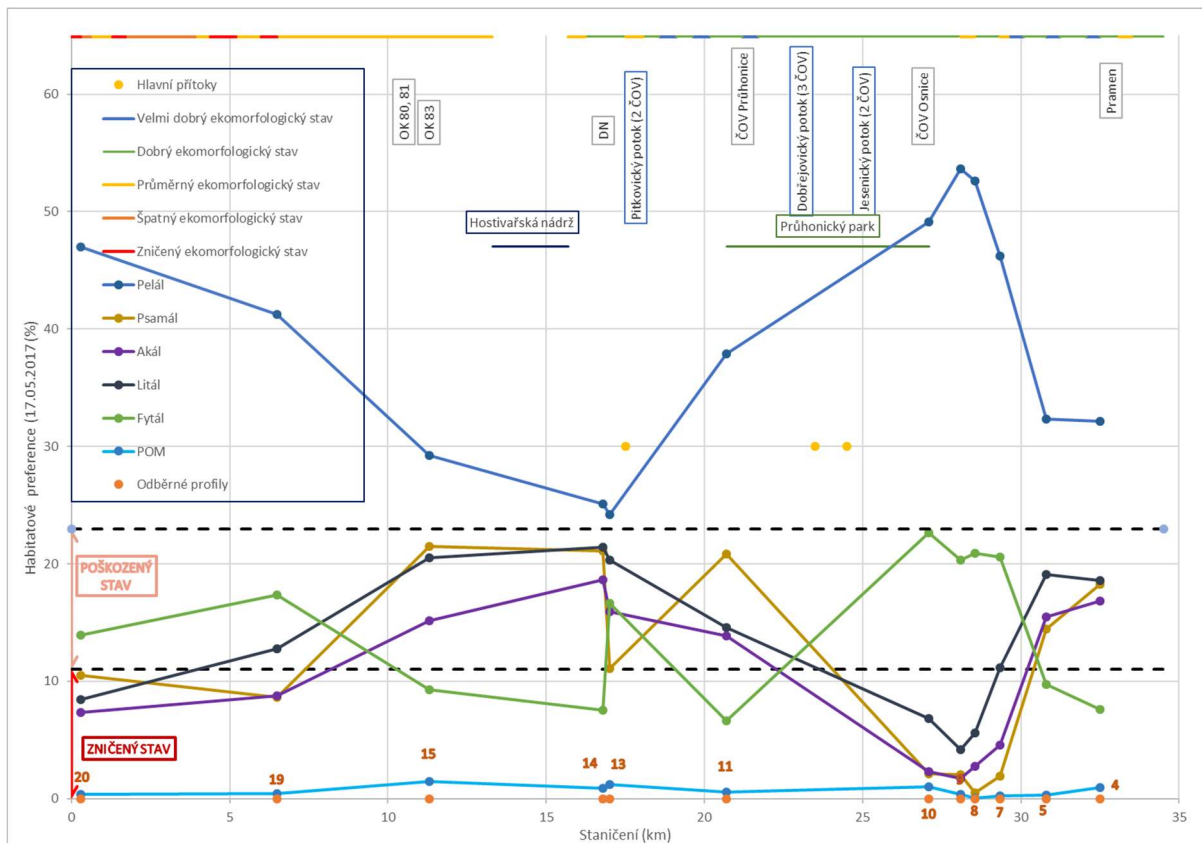
Habitatové preference souvisí s potravní preferencí. Výsledky zastoupení habitatových preferencí během prvního (jarního) odběru můžeme vidět viz Obrázek 39 a zastoupení potravních preferencí během druhého (podzimního) odběru můžeme vidět viz Obrázek 40.

Nejzastoupenější habitatovou skupinou byl u obou odběrů pelál (bahnité sedimenty se zrnitostí menší 0,063 mm [34]), což korelovalo s potravní preferencí, kde byla nejzastoupenější skupina sběrači a filtrátoři. Z ostatních zastoupených skupin habitatů byl vidět skok mezi profily 13 a 14, který by mohl být spojován s vlivem dešťové nádrže. Podíváme – li se na toto místo detailněji, lze vidět, že habitat fytál (řasy, mechy) zde klesal, jelikož zde nebyly dostatečně velké kameny a dostatek světla pro růst měchů a řas. Psamál

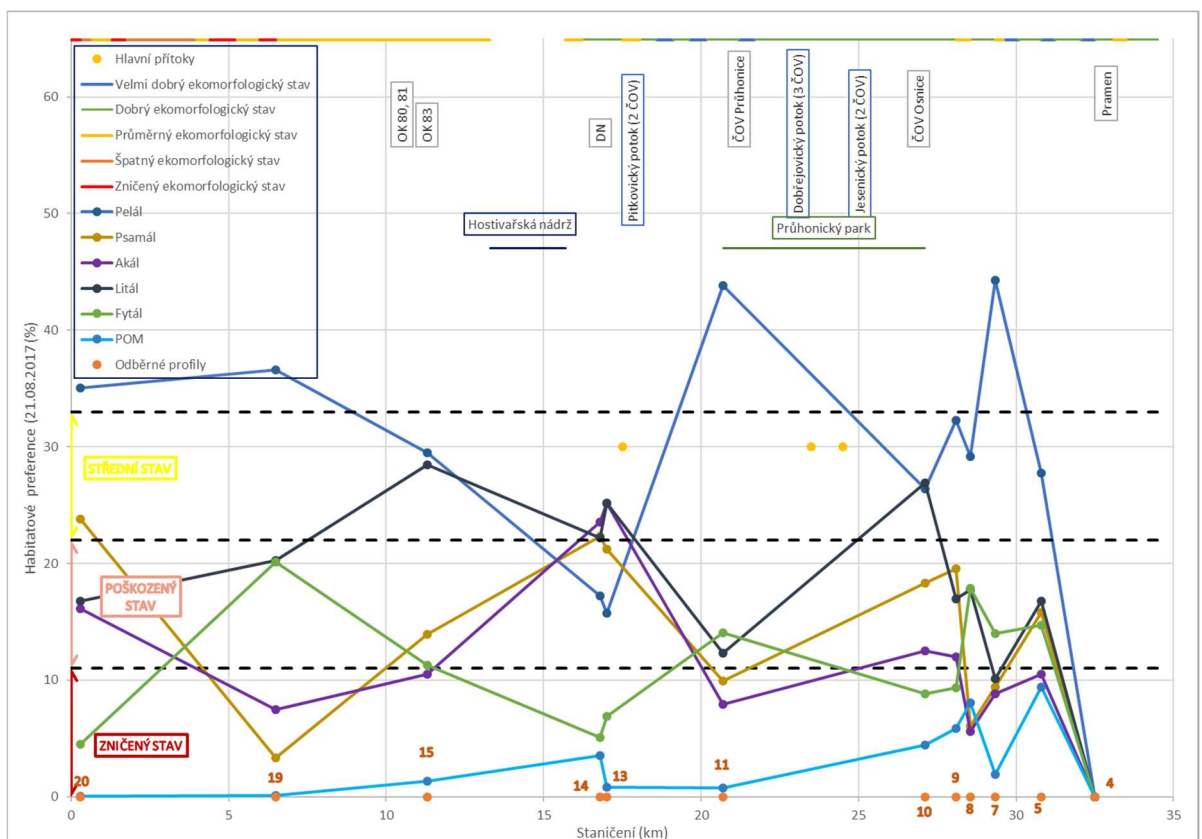
indikující přítomnost jemnozrnného písku se v tomto místě zvyšoval, což odporovalo teorii o nepříznivém vlivu dešťové nádrže, jelikož jemný písčité materiál by byl vlivem hydraulického stresu odplaven. A poklesy fytálu byly způsobné zřejmě pouze rychleji proudící vodou v tomto profilu.

Při srovnání jarního a podzimního vzorku lze vidět rozdíl v horní části vodního toku (profily 4 – 10), kde v průběhu jara převažoval (kromě nejvíce zastoupeného pelálu) habitat fytál, který je spojen s růstem řas, mechů a rostlin. Tato skutečnost byla nejspíše vyvolaná hnojením okolních zemědělských ploch (viz Obrázek 17) na jaře, kdy se v důsledku dešťů hnojiva v podobě dusíku a fosforu dostávají do vodního toku, kde spolu s vyšším slunečním svitem podporují rozvoj řas a sinic.

Hodnoceným habitatem pro určení biologické kvality vody byl litál, který vyhledávají organismy preferující štěrkovitý a kamenitý substrát větší než 2 cm. Při jarním odběru se vodní tok pohyboval pouze ve zničeném či poškozeném stavu. Mírné zlepšení nastalo při podzimních odběrech, kdy se 4 hodnocené profily dostaly do středního stavu. Průběh změn preference litálu byl při jarních i podzimních odběrech velmi podobný, v horní části toku je horší (což je přirozené, jelikož akál a litál se u nížinných toků v oblastech kolem pramene nevyskytují) následně pozvolna narůstal a v oblasti umělých koryt v profilech 19, 20 opět klesl. Mírná změna nastala u podzimního odběru, kdy se projevil pokles u profilu 11, který by mohl být způsoben vlivem okolního druhu podloží, kde se vyskytovaly, jak rychlejší úseky se štěrkovým podložím, tak bahnitě hlubší úseky nevhodné pro organismy preferující litál.



Obrázek 39 - Habitatové preference z 17.05.2017



Obrázek 40 - Habitatové preference z 21.08.2017

PROUDOVÉ PREFERENCE

Proudění vody při odběrech vody nebylo totožné, v průběhu jarních odběrů bylo více vody v prvních profilech toku a profil 4 nebyl vyschnutý. Výsledky zastoupení preferencí proudění během prvního odběru můžeme vidět viz Obrázek 41 a zastoupení preferencí proudění během druhého odběru můžeme vidět viz Obrázek 42. Rozdělení grafu pomocí černých čárkovaných čar na příslušné stavy je využíváno pouze pro habitat litál, který byl využívaným indexem pro přiřazení biologické kvality vody.

V případě obou odběrů výrazně převažovalo zastoupení reophilních organismů, kteří preferují střední až vysokou rychlost proudění. Rheophilní organismy byly nejvíce přítomné v profilech 13 a 14, kde je výskyt rychlejších úseků. V případě podzimního odběru lze vidět, že došlo ke zvýšení rheophilních organismů mezi samotnými profily 13 a 14, což je indikace vlivu dešťové nádrže, jenž působí hydraulický stres.

Druhou nejvíce zastoupenou skupinou byly druhy rheophilní až limnophilní, upřednostňující pomalu proudící vody. Tato skutečnost je dobře viditelná u obou odběrů, kde v profilu za Hostivařskou nádrží (15) docházelo ke snížení počtu druhů preferujících rychlé a střední proudění a narůstalo zastoupení druhů preferujících pomalu tekoucí vody, což nebylo způsobeno jen Hostivařskou nádrží, ale hlavně skutečností, že koryto vodního toku je široké s malým sklonem a pomalým prouděním.

Nejméně zastoupeny byly organismy vyhledávající rheobiontní (vysoké rychlosti) či limniphilní (stojaté vody) oblasti proudění.

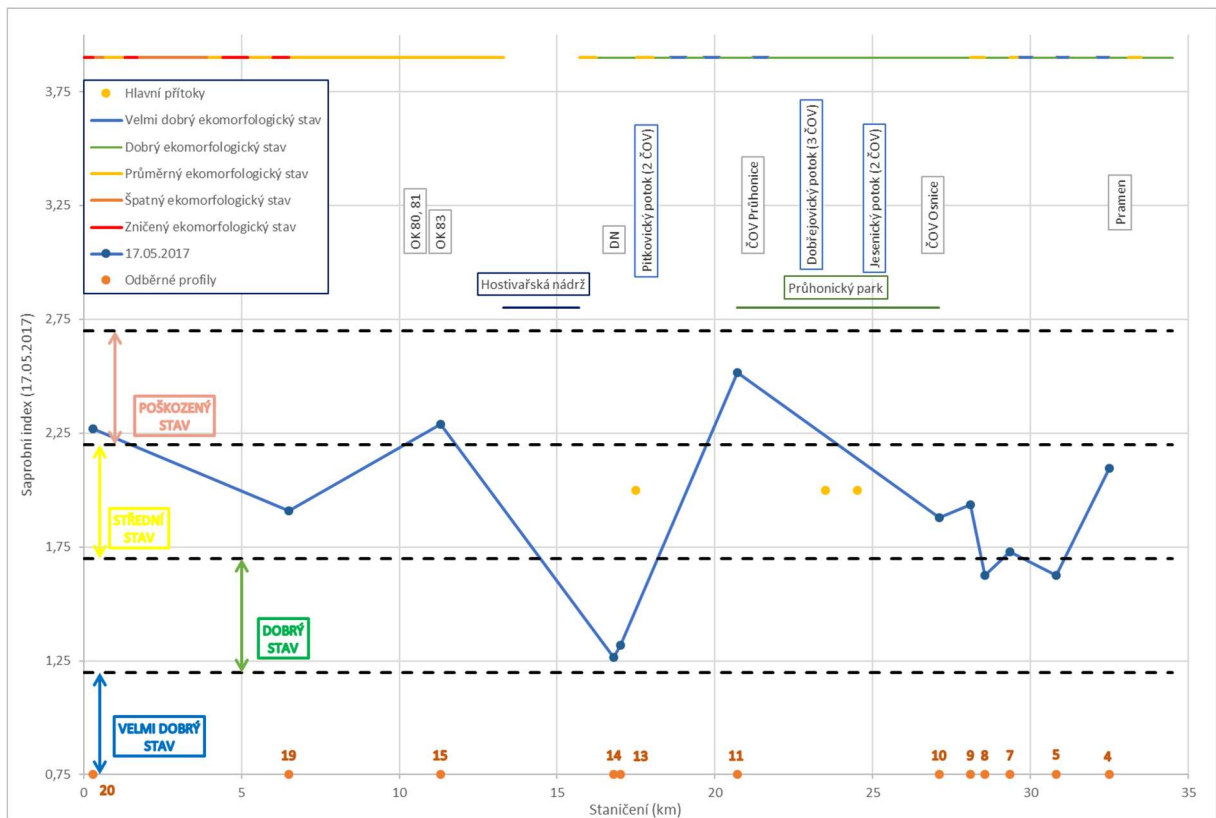
SAPROBNÍ INDEX (SI)

Průběh saprobního indexu lze vidět na grafu pro jarní (viz Obrázek 43) a podzimní odběry (viz Obrázek 44). Podzimní odběr dosahoval lepších hodnot saprobního indexu než odběr jarní. Průběh obou křivek byl relativně obdobný, až na drobnější nárůst v podzimním odběru u profilu 7, který by mohl být způsoben splachem z přilehlého pražského okruhu.

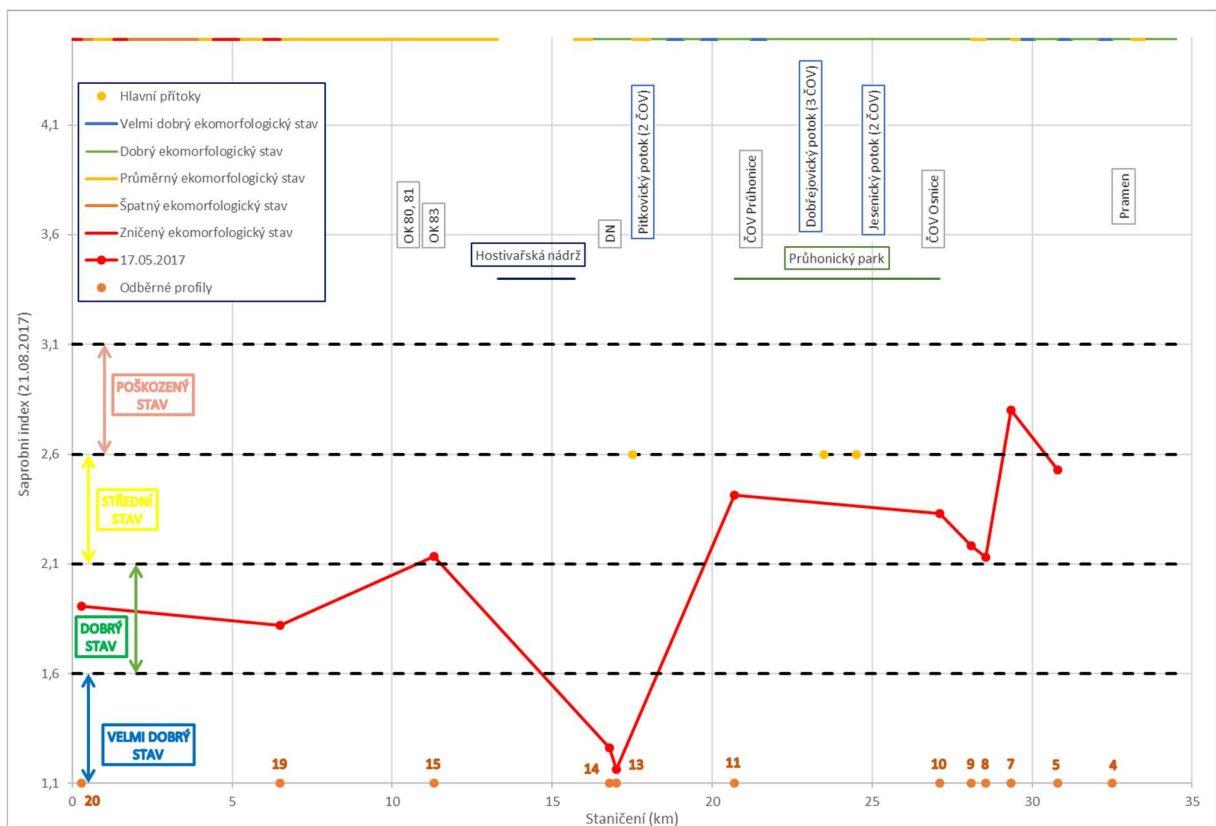
Při jarních odběrech dosahoval Si převážně středního stavu, dobrého stavu bylo dosaženo pouze v profilech 13 a 14, naopak poškozený stav byl detekován v profilech 11, 15 a 20. Střední stav horního úseku toku byl vyvolán splachem ze zemědělských ploch. Jelikož je Si spojován převážně s organickým znečištěním, zhoršení u profilu 11 zřejmě souvisí se zaústěním ČOV Průhonice a vlivem dálnice D1 (zvýšení CHSK viz Obrázek 28), u profilu 15 s vlivem vody z Hostivařské nádrže a u profilu 20 s vysokou urbanizací a zničeným ekomorfologickým stavem. Nádrž Hostivař je často zasažena eutrofizací, která souvisí s množstvím organické hmoty a zároveň s úbytkem kyslíku.

Výrazné zlepšení biologického stavu u profilu 13 a 14 bylo způsobeno zaústěním Pitkovického potoka, který výrazně nařadil předchozí kvalitu vody a provzdušnil vodu (více kyslíku – méně organických látek viz Obrázek 27 a Obrázek 28).

Podzimní odběry měly obdobný průběh, pouze překvapivě u profilů koncových došlo ke zlepšení stavu až na dobrý stav, což je vzhledem k ekomorfologickému stavu a míře urbanizace podivné. Zřejmě díky napřímenému korytu dochází k vyšším rychlostem, provzdušnění a k odnosu organických látek.



Obrázek 43 - Saprobni index z 17.05.2017



Obrázek 44 - Saprobni index z 21.08.2017

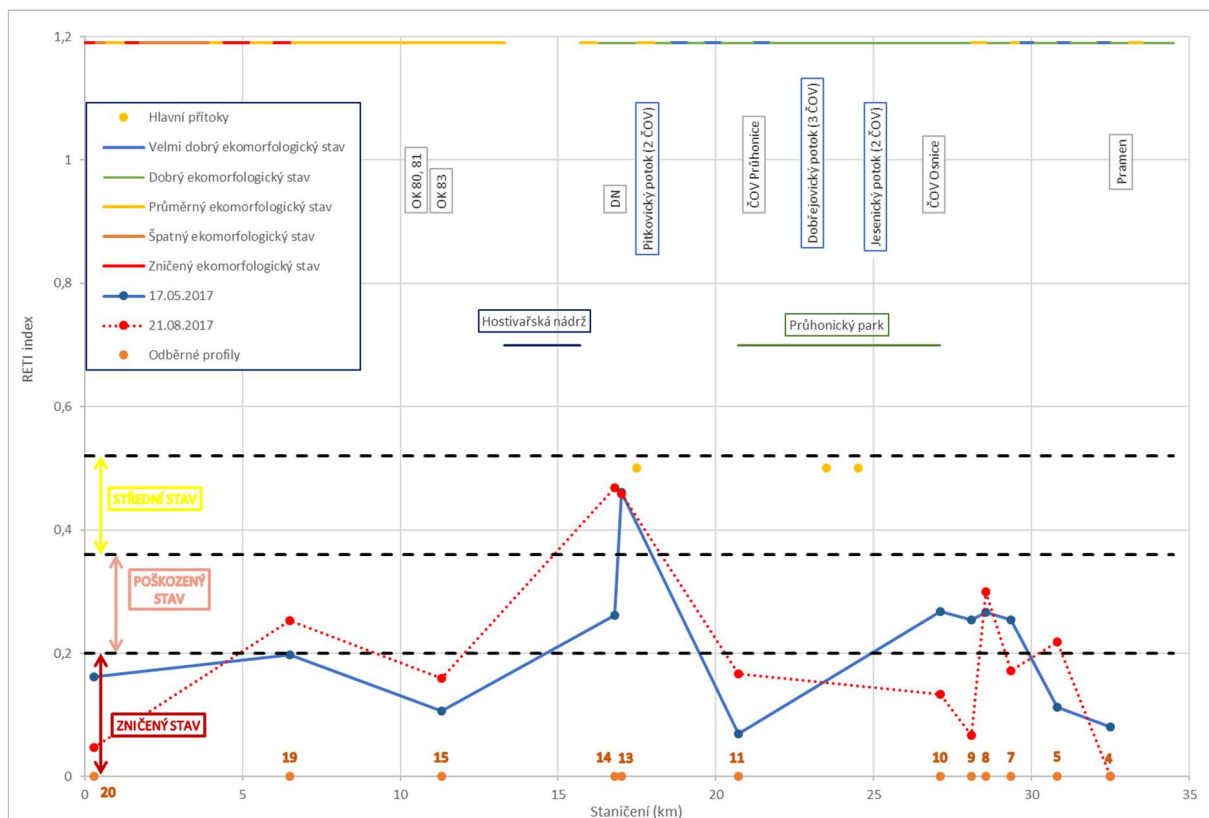
RETI INDEX

RETI index je index využívaný pouze pro hodnocení jarního odběru. Vývoj RETI indexu podél vodního toku lze vidět viz Obrázek 45. RETI index vyjadřuje zastoupení škrabačů, xylofágů a kouskovačů ve vzorku.

Vývoj RETI indexu podél vodního toku nebyl příznivý a kromě profilu 13 byly všechny profily zařazeny do zničeného či poškozeného stavu. Vývoj křivky RETI indexu podél toku značně koreloval s křivkou zastoupení škrabačů a spásačů při jarním odběru (viz Obrázek 37).

V horní části vodního toku RETI index nepatrně narůstal vlivem vnosu listů z okolní příbřežní vegetace, který zvyšoval podíl potravy těmto organismům. Dále po proudu docházelo ke zvyšování RETI indexu, jelikož tok protékal více zalesněným územím (napadané listy – zdroj potravy). Teno trend v oblasti profilu 13 a 14 značně koreloval s křivkou Drtiči – kouskovači při jarních odběrech (viz Obrázek 37).

Následně se již všechny hodnocené profily nacházely ve zničeném stavu. V oblasti profilu za Hostivařskou nádrží a výusti odlehčovacích komor (15) docházelo ke snížení RETI indexu vlivem narušení toku Hostivařskou nádrží a vlivem rychlejšího proudění, kdy se organická hmota neudržela.



Obrázek 45 - RETI index

B INDEX

B index je důležitým indexem pro hodnocení biologického stavu a pro určení tříd ekologického stavu vodního toku (Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos). Bohužel tento index lze spočítat jen pomocí programu, který nebyl z jeho finanční náročnosti proveden. Proto není ani možné vyjádřit náležité třídy ekologického stavu pomocí MMI hodnoty. Nicméně diplomová práce se nezabývá hodnocením ekologického stavu, ale hodnocením biologického stavu vodního toku a vlivu jednotlivých zdrojů zatížení.

4.8 SHRUTÍ HODNOCENÝCH INDEXŮ

V grafech byly využity skutečné počty či procenta biologických indexů, jenž byly ohraničeny čárkovanými čarami vyznačujícími jednotlivé hodnocené stavy. Tyto mezní hodnoty označující předěly mezi jednotlivými stavy byly určeny na základě tabulek (viz Tabulka 9 a Tabulka 10). Na základě těchto limitních hodnot byly změřené profily zařazeny do příslušných stavů vodního toku (viz Tabulka 24), kde je profil 4 při podzimních odběrech značen růžově (pouze pro přehlednost), jelikož zde nebylo možné odebrat vzorek.

Výsledná klasifikace změn tříd kvality ekologického stavu při odběrech v jednotlivých profilech byla provedena přepočtem na hodnoty EQR. Jak již bylo zmíněno celkovou třídu ekologického stavu nebylo možné určit z důvodu chybějícího B indexu, proto se jedná pouze o hodnoty a zařazení indexů do stavů kvality v souvislosti s ekologickým stavem.

Tabulka 24 zobrazuje jarní i podzimní odběry, mezi kterými můžeme vidět u stejných hodnocených indexů (Si či litál) relativní podobnost. V případě podzimních odběrů došlo k mírnému zlepšení saprobního indexu i ke zlepšení procentuálního zastoupení habitatové preference litál, což indikuje zlepšení biologického stavu ve vodním toku.

Jarní odběry dosahovaly o něco horších výsledků než odběry podzimní a velmi dobrý stav nebyl dosažen u žádného profilu v žádném indexu. Většina vodního toku náležela poškozenému či zničenému stavu. Důvodem takového hodnocení byl především index diverzity, který charakterizuje celkovou kvalitu prostředí, tedy jak kvalitu vody, tak dostupnost vhodných habitatů pro druhově pestré společenstvo organismů. Oproti tomu na celém sledovaném toku nebylo na základě biologického hodnocení prokázáno organické znečištění, neboť hodnoty saprobního indexu všude odpovídaly velmi dobrému stavu.

V průběhu podzimních odběrů vodní tok dosahoval všech hodnot stavu toku. I když velmi dobrého a dobrého stavu bylo dosaženo pouze při zohledňování saprobního indexu. Všechny ostatní biologické indexy vykazovaly střední, poškozený či zničený stav. Index Pos Abu vycházel celý profil vodního toku ve zničeném stavu.

Saprobní index nejlépe postihuje organické zatížení a jeho křivka zřetelně na tyto změny reagovala, kdy například stoupal v lokalitě u ČOV Petrovice (kromě vlivu ČOV i vliv dálnice D1) či klesal v profilech 13 a 14 byly dosaženy nejlepší výsledky při obou odběrech vlivem zaústění Pitkovického potoka (naředění vody).

Tabulka 24 - Hodnoty biologických indexů v souvislosti s ekologickým stavem

Jarní odběr 17.05.2017						
Profil	Saprobní index	Litál	RETI index	EPT Abu	Diverzita Margalef	Metaritrál
20	2,27	8,43	0,16	22,22	0,84	6,74
19	1,91	12,77	0,20	25,00	0,90	8,02
15	2,29	20,52	0,11	40,91	1,94	4,17
14	1,27	21,41	0,26	33,33	2,07	8,39
13	1,32	20,29	0,46	34,62	2,65	14,35
11	2,52	14,55	0,07	17,65	1,33	3,16
10	1,88	6,85	0,27	26,67	1,41	10,82
9	1,94	4,17	0,25	31,25	1,46	10,18
8	1,63	5,59	0,27	43,75	1,79	10,59
7	1,73	11,13	0,25	44,44	1,68	11,14
5	1,63	19,10	0,11	26,67	1,09	3,83
4	2,10	18,60	0,08	44,44	1,30	3,04

Podzimní odběr 21.08.2017						
Profil	Saprobní index	Litál	Pos Abu	EPT Tax	Spásači	Metaritrál
20	1,91	16,78	0,00	4,00	4,49	2,19
19	1,82	20,28	0,00	7,00	21,27	9,93
15	2,13	28,49	0,00	7,00	12,82	5,36
14	1,26	22,17	0,00	6,00	10,84	12,77
13	1,16	25,14	0,00	6,00	12,89	12,73
11	2,42	12,33	0,00	4,00	13,72	6,71
10	2,33	26,91	0,00	5,00	8,55	3,27
9	2,18	16,97	0,00	3,00	5,40	3,18
8	2,13	17,74	0,00	6,00	16,90	9,10
7	2,80	10,13	0,00	0,00	13,33	6,35
5	2,53	16,77	0,00	2,00	12,19	4,24
4	-	-	-	-	-	-

Ekologický stav	
Velmi dobrý stav	
Dobrý stav	
Střední stav	
Poškozený stav	
Zničený stav	

4.9 HODNOCENÁ MÍSTA VLIVU URBANIZAČNÍHO GRADIENTU

ZEMĚDĚLSKY VYUŽÍVANÁ OBLAST

Zemědělsky využívaná oblast vodního toku (profily 4 – 10) vykazovala nižší počty druhů bentických bezobratlých, počet jedinců (především v průběhu podzimních odběrů), nízkou diverzitu druhů. Zastoupení EPT Abu nabývalo hodnot středního stavu. Index Pos Abu a EPT tax na tom byl o poznání hůře (zničený stav). Zastoupení všech potravních skupin bylo sice v těchto místech relativně vyvážené (až na převažující sběračů a filtrátorů), ale indexem spásači byl tok řazen ke špatnému stavu. Na průběhu habitatových preferencí bylo možné pozorovat zvýšení podílu fytálu, typického pro organismy vyhledávající mechy a rostliny.

Proudové preference organismů se v průběhu jarního a podzimního odběru lišily vzhledem k rozdílným vodním stavům ve vodním toku. Saprobni index byl horší v průběhu podzimního odběru, jelikož byla teplejší voda, nižší koncentrace kyslíku a byl zde vnos organické hmoty ve formě spadaného listí. Samočistící procesy pobíhaly v teplejší vodě pomaleji, což ovlivnilo hodnoty saprobního indexu. RETI index indikoval hodnoty zničeného až poškozeného stavu.

OBLAST PRŮHONICKÉHO PARKU (+ ZAÚSTĚNÍ ČOV PRŮHONICE)

Oblast Průhonického parku náleží rozmezí umístění profilů 10 – 11. Počet druhů bentických bezobratlých před a po průchodu Průhonickým parkem zůstává téměř beze změn. Naopak počet jedinců v tomto úseku prudce stoupá, ale diverzita jeví mírný pokles (stále zničený stav), jelikož některé druhy se stávají početně dominantní, což narušuje druhovou vyrovnanost a s tím i diverzitu (vliv ČOV Průhonice, dálnice D1 a jemného sedimentu z nádrží v Průhonickém parku).

Zastoupení citlivých taxonů vyjádřené pomocí EPT Abu a EPT Tax se v těchto místech snižovalo a indikovalo poškozený stav. Naopak u potravních preferencí při jarních odběrech došlo k prudkému nárůstu zastoupení skupiny sběrači a filtrátoři a došlo k poklesu zastoupení všech ostatních skupin. Zastoupení habitatové preference litál při podzimních odběrech také zaznamenalo pokles, vyvolaný podmínkami typů substrátu na daném místě. Změna substrátu byla vyvolána přísunem bahna o čemž svědčí zvýšený pelál, nárůst počtu

filtrátorů a sběračů. Bahno nejspíše pocházelo z menších nádrží v Průhonickém parku či z ČOV Průhonice.

Saprobní index dosahoval poškozeného stavu v průběhu jarních odběrů (vnos jemného sedimentu a zhoršené kyslíkové poměry) a následně středního stavu při odběrech podzimních. Zhoršený saprobní index, a tím i organické znečištění, jarního odběru byl se zaústěním ČOV Petrovice a působením dálnice D1. RETI index při obou odběrech dosahoval zničeného stavu vodního toku.

LOKALITA OD PRŮHONICKÉHO PARKU PO ZAČÁTEK NÁDRŽE HOSTIVAŘ

Tato lokalita zahrnovala zaústění Pitkovického potoka a oblast zaústění dešťové nádrže. Zmíněný úsek se vyznačoval velmi příznivými podmínkami pro bentické bezobratlé (žádné opevnění koryta vodního toku, střídání přejetných a hlubších úseků s pomalu tekoucí vodou a dostatek okolní přibřežní vegetace). Vzhledem ke zmíněným podmínkám a naředění vodou z Pitkovického potoka vycházely tyto dva profily v nejlepších možných dosažitelných hodnotách hodnocených indexů (počet jedinců, diverzita Margalef, zastoupení škrabačů a spásačů i drtičů, zastoupení rheophilních organismů, organismy preferující saprobní index i RETI index) v rámci sledovaných odběrných profilů vodního toku. I ostatní hodnocené indexy vycházely v rámci vodního toku spíše nadprůměrně.

Vlivu dešťové nádrže byl hodnocen na základě změny hodnot výsledných indexů mezi profily 13 a 14. Změna u žádného hodnoceného indexu nebyla vyloženě markantní. Diverzita Margalef poklesla. Pokles hodnot byl zaznamenán také u indexu EPT Tax a zastoupení potravních skupin drtiči a škrabači a spásači (jarní odběry).

Při jarních odběrech byl zaznamenán i pokles zastoupení habitatové preference litál a zastoupení preference RETI indexu (ze středního na poškozený stav).

Naopak při podzimních odběrech byl zaznamenán nárůst reophilních organismů a současně i zhoršení saprobního indexu, což by svědčilo o hydraulickém stresu i organickém zatížení. Nicméně změny hodnot nebyly vyloženě výrazné, přesto je u řady hodnocených indexů vidět změna mezi těmito profily, proto je evidentní, že odlehčovací komora má efekt na biologické indexy a s tím spojený stav vodního toku.

OBLAST NÁDRŽE HOSTIVAŘ A ODLEHČOVACÍ KOMORY 83

Tato oblast nacházející se mezi profily 14 a 15 se hodnotila o něco hůře, jelikož odběrový profil 15 je vzdálenější od nádrže Hostivař, než by bylo pro takovéto hodnocení vhodné, jelikož organismy měly více času na obnovu, nicméně změny v biologických indexech jsou zde stále patrné.

Nádrž Hostivař je největší vodní dílo na vodním toku Botič, které významně narušuje kontinuitu vodního toku. Nádrž vytváří samostatný ekosystém, ve kterém jsou jiné habitaty, teplota vody, chemické parametry (např. množství rozpuštěného kyslíku či organické zatížení). Ve vodní nádrži v letních měsících pravidelně dochází k výskytu zvýšené eutrofizace spojené s výskytem bakterií a sinic a úbytku rozpuštěného kyslíku ve vodě.

Zastoupení EPT Tax i Abu v těchto místech vzrostlo. Znatelné snížení nastalo u zastoupení reophilních organismů při jarních i podzimních odběrech. Docházelo zde k nárůstu organismů preferujících substrát pelál a fytál, z potravních skupin vzrostlo zastoupení skupiny sběračů a značně pokleslo zastoupení kouskovačů. Tyto změny indikují nárůst jemného sedimentu, který jednak v toku narůstal již pod Hostivařskou nádrží a tento trend pokračoval i na lokalitě pod OK83. Nárůst jemného sedimentu mohl být způsoben OK 83 nebo z menší rybářské nádrže, která se nachází nad odlehčovací komorou.

Zde na profilu pod OK bylo také velké zvýšení Si, což také nasvědčuje vnosu jemného sedimentu s obsahem organického materiálu (jehož rozkladem se snižovala i koncentrace rozpuštěného kyslíku) nejspíše z rybářské nádrže.

Také u RETI indexu došlo ke zhoršení středního stavu na poškozený stav, což může být vyvoláno jak odlehčovací komorou, tak rybářskou nádrží. Nádrž má sezónní cyklus, který se odráží i na biologických indexech.

Vodní nádrž Hostivař měla prokazatelný vliv na biologickou kvalitu vodního toku, ale je třeba zohlednit i další faktory v této oblasti, jako je zhoršující se ekomorfologie vodního toku a blízkost odlehčovací komory 83 a rybářské nádrže (vliv samotné komory je obtížné hodnotit, jelikož chybí profil těsně nad OK se kterým bychom mohli porovnat změny).

LOKALITA ZNAČNĚ URBANIZOVANÉ OBLASTI ZA PROFILEM 15

Tento úsek toku je zdatelně ovlivněn velmi špatnou ekomorfologií vodního toku, silnou urbanizací v oblasti Prahy a s tím spojeným vysokým procentem zastavěné plochy. Hodnocené profily v této oblasti jsou tvořeny umělým, napřímeným korytem, které neumožňuje žádnou kominukaci vodního toku s příbřežními oblastmi či oblasti hyporeálu. Profil 19 neobsahoval žádný sediment a na dně byly přítomné pouze řasy. U profilu 20 byly nepatrné nánosy štěrku a sedimentu.

Diverzita se zde pohybovala v nejnižších hodnotách z celého vodního toku a dosahovala zničeného stavu. Index EPT Abu byl také velmi snížen a hodnoty spadaly do poškozeného stavu. Zastoupení potravní skupiny drtiči bylo na minimu, jelikož zde pro ně nebyla žádná vhodná potrava.

Saprobní index byl zhoršen (střední a poškozený stav) pouze v průběhu jarního odběru. RETI index v průběhu jarních odběrů dosahoval zničeného stavu. V průběhu podzimních odběrů došlo ke zlepšení saprobního indexu na dobrý stav, jelikož zde byl nedostatek jemného sedimentu a dostatek řas, které svou fotosyntézou poskytly větší množství kyslíku druhům, které je vyžadují.

5 ZÁVĚR

Vodní tok Botič je narušen v celém svém podélném profilu již od horní/pramenné oblasti. Biologické indexy nedosahují dobrých hodnot a ekologický stav (na základě EQR) vodního toku je převážně střední až zničený. Značný vliv na biologické indexy má ekomorfologický stav vodního toku, který je v některých místech fatálně narušen. Biologický stav toku odráží tyto deficity ekomorfologického stavu toku, stejně jako jakost vody, jež však nebyla vyložena v nepříznivých hodnotách. V podélném profilu se projevují vlivy změn urbanizačního gradientu.

Botič je velmi ovlivněn urbanizací (% zastavěných ploch, % zemědělsky využívaných ploch, zaústění ČOV, přepadů z odlehčovacích komor či uměle vytvořeným korytem vodního toku), která se odrážela na výsledném špatném hodnocení biologické kvality vodního toku. V podélném profilu vodního toku se vyskytují místa přerušující kontinuitu vodního toku (Průhonický park a nádrž Hostivař) a změny toku vlivem zaústění hlavních přítoků: Jesenického, Dobřejovického a Pitkovického potoka. V některých místech působí na stav vodního společenstva více faktorů najednou, které bylo těžké oddělit. Neméně důležitým faktorem pro hodnocení biologického stavu a změny ekologického stavu podél vodního toku jsou jakost vody a ekomorfologie vodního toku. Obnova společenstva bentických bezobratlých a potenciál obnovy není příliš vysoký, jelikož drift je závislý na zdrojové oblasti, která byla také ve špatném stavu.

Značně se projevilo výrazné využívání zemědělských ploch v horním úseku vodního toku. Vliv městského odvodnění byl zaznamenán například prostřednictvím ČOV Průhonice nebo dešťovou nádrží mezi profily 13 a 14. Nejvíce zřetelný antropogenní zásah byl v poslední části vodního toku, kde bylo zbudováno umělé, napřímené koryto znemožňující komunikaci vodního toku s hyporeálem a příbřežní oblastí.

Horní část vodního toku je ovlivněna především zvýšeným zastoupením zemědělsky využívaných ploch, které ovlivňují jakost vody zvýšením dusičnanů a fosforu a tím i biologické indexy. Ekomorfologický stav byl hodnocen na pomezí velmi dobrého až průměrného stavu. Hlavní příčinou zhoršeného stavu hodnocených biologických indexů v tomto místě bylo tedy intenzivní využití zemědělských ploch. Vliv zemědělsky využívaných ploch je značný, jelikož jsou obdělávány až na hranici vodního toku (zcela bez břehové zóny nebo s velmi nedostatečnou břehovou zónou), která neumožňuje zachycení

látek a živin z polí. V těchto místech byla detekována slabá diverzita druhů (zničený stav), zastoupení indexu EPT tax bylo také velmi nízké (zničený stav). Saprobni index byl zhoršen v období podzimních odběrů, kdy dosahoval středního či poškozeného stavu. RETI dosahoval poškozeného či zničeného ekologického stavu.

Následující část vodního toku prochází Průhonickým parkem, kde bylo dosaženo po celou dobu dobrého ekomorfologického stavu, do vodního toku jsou zaústěny přítoky: Jesenický a Dobřejovický potok a na konci Průhonického parku je do Botiče zaústěna ČOV Průhonice. U diverzity došlo k dalšímu mírnému poklesu, zastoupení indexů vystihujících zastoupení citlivých taxonů se snížilo a indikovalo poškozený stav. Zhoršený saprobni index (poškozený stav - jaro, střední stav – podzim) indikuje zvýšené organické znečištění způsobené zaústěním ČOV Průhonice, které se projevuje i zvýšenou úrovní CHSK. V oblasti Průhonického parku je důvodem zhoršení diverzity a dalších parametrů způsobeno přerušenu kontinuitou toku díky několika vodním nádržím v parku, které vnášejí do toku jemný sediment, organickou hmotu, dochází ke snížení rozpuštěného kyslíku ve vodě a představují zcela jiný typ ekosystému s jiným složením společenstva.

Následující úsek po začátek Hostivařské nádrže vykazoval nejlepší hodnoty ekomorfologického stavu (velmi dobrý a dobrý), který vytváří velmi vhodné habitaty pro bentické bezobratlé. V této lokalitě se také snižuje organické zatížení vodního toku a s tím chemická spotřeba kyslíku, což se odráží na výsledném saprobním indexu, který zde dosahuje nejlepších hodnot z celého toku (dobrý stav - jaro, velmi dobrý stav – podzim). Kvalitu vody zlepšuje i zaústění Pitkovického potoka, které nařadí vodu z ČOV Průhonice. Z celého vodního toku dosahovala tato oblast nejlepších možných výsledů (počet jedinců, diverzita Margalef, zastoupení: reophilní organismů, škrabačů, spásačů a drtičů, saprobni a RETI index). V této oblasti je zaústění dešťových nádrží, které způsobují zhoršení stavu, a to jak hydraulickým stresem, tak vnosem organických látek (pokles diverzity, EPT tax či RETI indexu). Během podzimních odběrů zde byly nalezeny známky převážně hydraulického stresu (zvýšení zastoupení reophilních organismů) i organického zatížení (zhoršení Si).

Lokalita vodní nádrže Hostivař představuje pro vodní ekosystém a s tím spojené biologické indexy velkou změnu, vytváří se zde zcela nový ekosystém s odlišnou jakostí vody (např. teplota či rozpuštěný kyslík) a hydraulickými podmínkami, které umožňují vznik společenstva zcela odlišného struktury společenstva tekoucích vod. V této oblasti již

docházelo ke zhoršování ekomorfologického stavu vodního toku a nachází se zde zaústění z odlehčovací komory 83 (které je patrné břehovou i dnovou erozí). U hodnoceného profilu došlo ke zhoršení diverzity, saprboního i RETI indexu, což potvrzuje vliv odlehčovací komory 83 a malé rybářské nádrže.

Poslední hodnocenou částí vodního toku je značně urbanizovaná oblast Prahy s velkým procentuálním zastoupením zastavěných ploch, uměle vytvořeným, napřímeným korytem a špatným či zničeným ekomorfologickým stavem. Jakost vody nebyla v těchto místech vyloženě narušena, ale například rtuť v sedimentu zde dosahuje zvýšených hodnot (profil 20). Diverzita zde dosahovala nejnižších hodnot (poškozený stav). RETI index dosahoval zničeného stavu.

6 BIBLIOGRAFIE

- [1] ŠŤASTNÁ, Gabriela. *Změny struktury společenstva makrozoobentosu podél urbanizačního gradientu*. Praha, 2005. Disertační práce. ČVUT v Praze. Vedoucí práce Dr. Ing. Ivana Kabelková.
- [2] *Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů*. In: . 2001.
- [3] LÍSKOVCOVÁ, Barbora. *Porovnání vývoje kvality vody v zatopených Severočeských lomech*. Praha, 2016. Bakalářská práce. ČVUT v Praze.
- [4] *Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES: stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky*. In: . 2000, číslo 2000.
- [5] KABELKOVÁ, Ivana. *Čistota vody*. Praha, 2017.
- [6] POLLERT, Jaroslav. *Čistírny odpadních vod: Vypouštění odpadních vod*. 2012.
- [7] AMBROŽOVÁ, Jana. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Praha: VŠCHT v Praze, 2003. ISBN 80-7080-521-8.
- [8] ALLAN, J. *Stream ecology: structure and function of running waters*. 1st ed. New York: Chapman & Hall, 1995. ISBN 0412355302.
- [9] ŠŤASTNÁ, Gabriela. *Hydrobiologie: Úvodní přednáška*. b.r.
- [10] *Přirozená potrava a akvatické biocenózy. Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství: Oddělení rybářství a hydrobiologie* [online]. b.r. [cit. 2018-02-25]. Dostupné z: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/ekologie/organismy.pdf>
- [11] MACHETANZ, Zbyněk. *Producers, consumers, decomposers: energy flow and nutrients in nature – working list*. b.r.
- [12] *Analysis of macroinvertebrate functional groups. The Monterey Peninsula Water Management District* [online]. Carmel River Watershed Assessment, b.r. [cit. 2018-02-25]. Dostupné z: http://www.mpwmd.net/programs/river/watershed_assessment/5_7/5_7_2a/5_7_2_a_text.pdf
- [13] KOUPALOVÁ, Vendula. *Distribuce makrozoobentosu a stanovištní preference na pěnovcových prameništích*. 2006. Bakalářská práce. Masarykova univerzita v Brně. Vedoucí práce RNDr. Michal Horsák, Ph.D.
- [14] KUČEROVÁ, Michaela. *Analýza vazby makrozoobentosu na charakter říčních koridorů*. 2014. Diplomová práce. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Mgr. Karel Brabec, Ph.D.

- [15] CUMMINS, Kenneth, Robert PETERSEN, Frederick HOWARD, John WUYCHECK a Virginia HOLT. The Utilization of Leaf Litter by Stream Detritivores. *Ecology* [online]. 1973, **54**(2), 336-345 [cit. 2018-02-25]. DOI: 10.2307/1934341. ISSN 00129658. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.2307/1934341>
- [16] DOSTÁL, Tomáš. *Ochrana a organizace povodí: Vodní eroze*. b.r.
- [17] GILLER, Paul a Björn MALMQVIST. *The biology of streams and rivers*. New York: Oxford University Press, 1998. Biology of habitats. ISBN 0-19-854978-4.
- [18] KREJČÍ, Vladimír. *Odvodnění urbanizovaných území - koncepční přístup*. 1. vyd. Brno: Noel 2000, 2003. ISBN 80-860-2039-8.
- [19] STRÁNSKÝ, David. *Odvodnění urbanizovaných povodí: Vodní toky v urbanizovaných povodích*. b.r.
- [20] *Uplatnění nitrátové směrnice v podmínkách ČR: Ochrana vody před znečištěním dusičnany ze zemědělství* [online]. 2013 [cit. 2016-04-18]. Dostupné z: <http://www.nitrat.cz>
- [21] NÁBĚLKOVÁ, Jana. *Hydrochemie: Anorganické látky ve vodách*. b.r.
- [22] *Protecting Water Quality from urban runoff* [online]. In: . Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2003 [cit. 2018-01-18].
- [23] GAMMETER, Sonja. *Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten-Zönose kleiner Fliessgewässer*. 1996.
- [24] Economics, Ecology, and Environmental Quality. *Ecological Applications: Ecological society of America*. 1996, **6**(1), 31-32. DOI: 10.2307/2269549. ISSN 10510761. Dostupné také z: <http://doi.wiley.com/10.2307/2269549>
- [25] JUST, Tomáš. Migrační prostupnost vodních toků. In: *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky* [online]. b.r. [cit. 2018-01-18].
- [26] NÁBĚLKOVÁ, Jana. *Těžké kovy v sedimentech drobných městských toků*. Praha, 2011. Habilitační práce. České vysoké učení technické v Praze.
- [27] SOUKUPOVÁ, Kristýna. *Bodové a nebodové zdroje znečištění vod*. Praha, 2016. Odborná studie. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí práce Doc. Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.
- [28] *Vyhláška č. 178/2012 Sb.: Vyhláška, kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činností souvisejících se správou vodních toků*. 2012.
- [29] *Informační systém Voda České republiky: průvodce aplikacemi v gesci Ministerstva zemědělství* [online]. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2008 [cit. 2018-03-16]. ISBN

978-80-7084-667-4.

Dostupné

z:

<http://voda.gov.cz/portal/cz/InformacniPortalVODA.pdf>

- [30] KOVÁŘ, Pavel a František KŘOVÁK. *Hrazení bystřin: učební text pro předmět*. Vyd. 1. Praha: Česká zemědělská univerzita, 2002. ISBN 80-213-0888-5.
- [31] GORDON, Nancy. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. 2nd ed. Hoboken, N.J.: Wiley, 2004. ISBN 978-0-470-84358-1.
- [32] NÁBĚLKOVÁ, Jana. *Mobilita těžkých kovů v prostředí drobných toků urbanizované oblasti*. Praha, 2005. Disertační práce. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí práce Dr. Ing. Ivana Kabelková.
- [33] WALSH, Christopher, Allison ROY, Jack FEMINELLA, Peter COTTINGHAM, Peter GROFFMAN a Raymond MORGAN. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* [online]. 2005, **24**(3), 706-723 [cit. 2018-03-16]. DOI: 10.1899/04-028.1. ISSN 0887-3593. Dostupné z: <http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1899/04-028.1>
- [34] VÍZNEROVÁ, Monika. *Biologicko ekologické posouzení vlivu zaústění jednotné kanalizace na vodní toky Botič a Rokytka*. Praha, 2013. Diplomová práce. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí práce Mgr. Gabriela Šťastná, Ph.D.
- [35] KRCHŇAVÝ, Ludvík. *Hydromorfologická kvalita malých vodních toků na území Brna*. 2012. Bakalářská práce. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Mgr. Zdeněk Máčka, Ph.D.
- [36] MAREŠ, J. a J. HETEŠA. *Revitalizace vodních toků*. VŠZ Brno, 1991.
- [37] WILLIAMS, D. a H. HYNES. The Recolonization Mechanisms of Stream Benthos. *Oikos* [online]. 1976, **27**(2), 265- [cit. 2018-02-12]. DOI: 10.2307/3543905. ISSN 00301299. Dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/3543905?origin=crossref>
- [38] KRAJČOVÁ, Jitka. *Driftová aktivita makrozoobentosu intermitentního toku*. 2007. Bakalářská. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Doc. RNDr. Jan Helešic, Ph.D.
- [39] BRITAIN, John a Tor EIKELAND. Invertebrate drift ? A review. *Hydrobiologia*. 1988, **166**(1), 77-93. DOI: 10.1007/BF00017485. ISSN 0018-8158. Dostupné také z: <http://link.springer.com/10.1007/BF00017485>
- [40] SHEARER, Karen, John HAYES a John STARK. Temporal and spatial quantification of aquatic invertebrate drift in the Maruia River, South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* [online]. 2002, **36**(3), 529-536 [cit. 2018-02-03]. DOI: 10.1080/00288330.2002.9517108. ISSN 0028-8330. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2002.9517108>

- [41] REISEN, . *Oservations on the mating behavior and survivorship of Culex tritaeniorhynchus Giles during late autumn*. 1977.
- [42] HALL, Roland, J, PRATT a Gene LIKENS. Effects of experimental acidification on macroinvertebrate drift diversity in a mountain stream. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1981, (18), 273–287.
- [43] PECKARSKY, Barbara a Stanley DODSON. *Do Stonefly Predators Influence Benthic Distributions in Streams?*. b.r. DOI: 10.2307/1939034. Dostupné také z: <http://doi.wiley.com/10.2307/1939034>
- [44] DANÍČKOVÁ, Lucie. *Rychlost kolonizace nově vzniklých biotopů se zaměřením na makrozoobentos* [online]. Brno, 2013 [cit. 2018-02-03]. Dostupné z: <file:///C:/Users/bibi/Downloads/errata.pdf>. Bakalářská práce. Mendelova univerzita v Brně. Vedoucí práce Mgr. Pavla Řezníčková, Ph. D.
- [45] CIBOROWSKI, Jan. The effects of extended photoperiods on the drift of the mayfly ephemera subvaria McDunnough: (Ephemeroptera : Ephemerellidae). *Hydrobiologia*. 1978, (62), 209–214.
- [46] HAUER, Richard, ed. a Gary LAMBERTI, ed. *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996. ISBN 0-12-332906-X.
- [47] ALLAN, J. a B. FEIFAREK. Distances Travelled by Drifting Mayfly Nymphs: Factors Influencing Return to the Substrate. *Journal of the North American Benthological Society* [online]. 1989, 8(4), 322-330 [cit. 2018-02-06]. DOI: 10.2307/1467495. ISSN 0887-3593. Dostupné z: <http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.2307/1467495>
- [48] BURIÁNKOVÁ, Iva. *Detekce a Identifikace metanogenních archea v hyporheickém sedimentu pomocí vybraných molekulárních metod*. Olomouc, 2013. Disertační práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci. Vedoucí práce Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.
- [49] LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK. *Hydrobiologie*. 1.vyd. Praha: Karolinum, 1991. ISBN 80-706-6530-0.
- [50] GORE, James. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia* [online]. 1982, 94(2), 183-193 [cit. 2018-02-12]. DOI: 10.1007/BF00010899. ISSN 0018-8158. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1007/BF00010899>
- [51] *Biomonitoring* [online]. b.r. [cit. 2018-02-12]. Dostupné z: http://www.apis.ac.uk/overview/issues/overview_biomonitoring.htm
- [52] Why Biological Monitoring?: The advantages of biological monitoring. *Maine department of enviromental protection* [online]. b.r. [cit. 2018-02-12]. Dostupné z: <http://www.maine.gov/dep/water/monitoring/biomonitoring/why.htm>

- [53] *Rámcová směrnice o vodní politice Společná implementační strategie Pracovní skupina 2.7 Monitorování: Pokyny pro monitorování podle Rámcové směrnice o vodní politice.* In: . 2003. Dostupné také z: <http://eagri.cz/public/web/file/37582/monitoring.pdf>
- [54] MARVAN, P. a J. HETEŠA. *Metodika odběru a zpracování vzorků fyto-bentosu tekoucích vod.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006.
- [55] TRNKOVÁ, Kateřina. *Makrofyta jako indikátory kvality tekoucí vody.* Brno, 2008. Bakalářská práce. Masarykova univerzita v Brně přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Doc. RNDr Vít Grulich, CSc.
- [56] GRULICH, V. a A. VYDROVÁ. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt stojatých vod.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006.
- [57] GRULICH, V. a A. VYDROVÁ. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrofyt tekoucích vod.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006.
- [58] KOKEŠ, Jiří a Denisa VOJTÍŠKOVÁ. *Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod.* Vyd. 1. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 1999. Výzkum pro praxi. ISBN 80-85900-29-7.
- [59] Samočisticí schopnost toků: odpadní vody a jejich vliv na fyzikálně chemické vlastnosti vody a na organismy, biologická diverzita znečištěných toků, biotické indexy. *Hornicko-geologická fakulta: Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava* [online]. b.r. [cit. 2018-02-14]. Dostupné z: http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/loticky_system/4_samocistici/cistici.htm
- [60] KOKEŠ, J. a D. NĚMEJCOVÁ. *Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou perla.* Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006.
- [61] JURAJDA, P., O. SLAVÍK a Z. ADÁMEK. *Metodika odlovu a zpracování vzorku plůdkových společenstev ryb tekoucích vod.* 2006.
- [62] LANGHAMMER, Jakub. *HEM 2014 Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků.* Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Praha, 2014.
- [63] *ČSN EN 14614 (757723): Jakost vod - Návod pro hodnocení hydromorfologických charakteristik řek.* Český normalizační institut, 2005.
- [64] *ČSN EN 15843 (75 7725): Jakost vod – Návod pro určení stupně modifikace hydromorfologie řek.* 2010.
- [65] ŠŤASTNÁ, Gabriela. *Ekologický monitoring.* Praha. b.r.

- [66] NÁBĚLKOVÁ, Jana. *Hydrochemie: Obecné vlastnosti vod*. b.r.
- [67] *Nařízení č. 401/2015 Sb.: Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech*. In: . Praha: Tiskárna Ministerstva vnitra, p. o, 2015, ročník 2015.
- [68] *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems*. European Communities, 2003.
- [69] ZAHŘÁDKOVÁ, Světlana. *Monitoring dlouhodobých změn biologické diverzity tekoucích vod v období klimatické změny: návrh, realizace a implementace do veřejného informačního systému ARROW: Makrozoobentos* [online]. 2017 [cit. 2018-03-01]. Dostupné z: http://www.riverchange.cz/pdf/Prezentace_ZS_06_makrozoobentos_Zahradkova.pdf
- [70] DOLEŽAL, František"et. *Deník badatele: Jak se žije v tůních*. Žďár nad Sázavou: Sdružení Krajina, 2015.
- [71] HOŘICKÁ, Zuzana. *Ekologie tekoucích vod, 2010: Hodnocení společenstev a vodních ekosystémů*. Ústav pro životní prostředí PřF UK, 2010.
- [72] OPATŘILOVÁ, Libuše. *Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos*. 1. Praha, 2011.
- [73] METCALFE-SMITH, J. *Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities*. CALOW, Peter, ed. a Geoffrey E. PETTS, ed., Peter CALOW, Geoffrey PETTS. *The Rivers Handbook* [online]. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, 1994, s. 144-170 [cit. 2018-03-01]. DOI: 10.1002/9781444313871.ch8. ISBN 9781444313871. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781444313871.ch8>
- [74] SVAČINA, Petr. *Složení přirozené potravy ryb v přítocích VN Lipno I* [online]. České Budějovice, 2011 [cit. 2018-03-01]. Dostupné z: https://theses.cz/id/nqfxlb/bakalarska_prace.pdf. Bakalářská práce. Jihočeská universita v Českých Budějovicích. Vedoucí práce Ing. Petr Dvořák, Ph.D.
- [75] RÖDLOVÁ, Sylva. *Kvalita povrchových vod: Biologické ukazatele znečištění*. 2012.
- [76] SKLENÁŘ, Petr. *Vodní toky: Úvod* [online]. Praha, b.r. [cit. 2018-01-15]. Dostupné z: http://hydraulika.fsv.cvut.cz/Toky/Predmety/VTO/ke_stazeni/prednasky/1/1_1.pdf
- [77] PETRTÝL, Miloslav. *Klasifikace a čištění odpadních vod*. České, b.r.

- [78] *Biodiagnostika* [online]. b.r. [cit. 2018-03-02]. Dostupné z: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/ekologie/EVP%20bioindikace.pdf>
- [79] Predikční systém PERLA. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. b.r. [cit. 2018-03-07]. Dostupné z: <https://www.mzp.cz/ris/ais-ris-info-copy.nsf/4d735ff9c7e64b58c12569e7001a2d9c/3565f242e120f9efc1256c370072cb-c8?OpenDocument>
- [80] Botič. *Pražská příroda* [online]. b.r. [cit. 2018-02-20]. Dostupné z: <http://www.praha-priroda.cz/vodni-plochy-a-potoky/vodni-toky/botic/>
- [81] Pramen Botiče. *Mapy cz* [online]. b.r. [cit. 2018-02-20]. Dostupné z: <https://mapy.cz/zakladni?x=14.5965000&y=49.9390248&z=17&source=base&id=1699063>
- [82] Pramen Botiče. *Národním registr pramenů a studánek* [online]. b.r. [cit. 2018-02-20]. Dostupné z: <http://www.estudanky.eu/2110-pramen-botice>
- [83] Botič. *Lesy hlavního města Prahy: Rosteme s vámi* [online]. b.r. [cit. 2018-02-20]. Dostupné z: <http://lhmp.cz/vt/prazske-potoky-2/botic/>
- [84] ŠEINEROVÁ, Alena. *Hodnocení kvality vody nádrží v povodí Botiče*. Praha, 2016. Diplomová práce. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí práce Doc. Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.
- [85] KARNECKI, Jiří a Jana KARNECKÁ. *Obnova a revitalizace Pražských nádrží: Nádrž Hostivař*. Praha: Hlavní město Praha - Odbor rozvoje veřejného prostoru MHMP, 2012.
- [86] KRATINA, Tomáš. *Hydroekologický monitoring Botiče*. Praha, 2014. Diplomová práce. České vysoké učení technické v Praze. Vedoucí práce Doc. Mgr. Jana Nábělková, Ph.D.
- [87] KABELKOVÁ, Ivana, MALEC, David STRÁNSKÝ a Gabriela ŠŤASTNÁ. *Ekologický stav Botiče: podélný profil a sezónní změna*. 2005, , 8.
- [88] Seznam stanic v povodí Botiče. *Pražská příroda* [online]. b.r. [cit. 2018-02-21]. Dostupné z: <http://www.praha-priroda.cz/odborna-verejnost/monitoring-vodnich-stavu-a-prutoku/seznam-stanic-v-povodi-botice/>
- [89] *Zpráva o povodni 1. 6. – 2. 6. 2013 na vodním toku Botič*. Praha: Magistrát hl. m. Prahy, 2013.
- [90] Hlásná a předpovědní služba. *Český hydrometeorologický úřad* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: <http://hydro.chmi.cz/hpps/>

- [91] *Oddělení geografických informačních systémů a kartografie: Digitální Báze Vodohospodářských Dat (DIBAVOD)* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: <http://www.dibavod.cz/>
- [92] *Geoportál ČÚZK: Geoportál ČÚZK (Geoportál) je komplexní internetové rozhraní pro přístup k prostorovým datům pořizovaným a aktualizovaným v resortu Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK).* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: <http://geoportal.cuzk.cz/>
- [93] *Český statistický úřad* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: <https://www.czso.cz>
- [94] *Regionální informační servis* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: <http://www.risy.cz/cs/vyhledavace/obce>
- [95] BERAN, Pavel. *Logistické středisko SPEKTRUM CZ, Modletice: Oznámení dle přílohy č. 3 k zákonu č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů.* 2003.
- [96] *Seznam Čistíren odpadních vod. Ministerstvo zemědělství* [online]. b.r. [cit. 2018-04-08]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/338880/VUME___cistirny_odpadnich_vod.pdf
- [97] *Webová mapa vypouštění odpadních vod. Hydroekologický informační systém VÚV TGM* [online]. b.r. [cit. 2018-04-09]. Dostupné z: https://heis.vuv.cz/data/webmap/isapi.dll?map=mp_heis_voda&TMPL=AJAX_MAIN&IFRAME=1&LEGEND_HIDE=0&QUERY_SELECTION=1&FULLTEXT_CHECKED=1#

SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku

CPOM – Coarse Particulate Organic Matter, je hrubý organický materiál > 1 mm

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav

ČOV – čistírna odpadních vod

ČVUT – České vysoké učení technické v Praze

DN – dešťová nádrž

DOC – rozpuštěný organický uhlík

EO – ekvivalentní obyvatel

EPT – zastoupení jepic, pošvatek a chrostíků

EQR – Ecological quality ratios

EU – Evropská unie

FPOM – Fine Particulate Organic Matter, jemný organický materiál v rozmezí 0,5 – 1 mm

HEIS – hydroekologický informační systém

HEM – Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků

HOBENT – hodnotícím program, používaný jako podklad pro nástroj PERLA

CHSK – chemická spotřeba kyslíku

IBI – index of biotic integrity

NEK – normy environmentální kvality

NV – nařízení vlády

OK – odlehčovací komora

PERLA – systém pro hodnocení ekologického stavu vodních toků

RN – retenční nádrž

Sb. – sbírka

Si – saprobní index

SN – sedimentační nádrž

TOC – celkový organický uhlík

VN – vodní nádrž

VÚV TGM – Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka

ZVP – zemědělsky využívané plochy

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 - Schéma příčného profilu toku: 1 - volná hladina (reopelagiál), 2 - bentál, 3 – hyporeál [7].....	12
Obrázek 2 - průběh kyslíkového režimu [19].....	21
Obrázek 3 - Vliv městského odvodnění na infiltraci a množství podzemní vody [22].....	24
Obrázek 4 – Drift [1]	30
Obrázek 5 - Intenzita driftu v závislosti na denní době [46]	31
Obrázek 6 - Odběrové místo pro fyto-bentos [36].....	36
Obrázek 7 - Taxony žijící v čisté vodě [70]	46
Obrázek 8 - Taxony žijící ve znečištěné vodě [70]	46
Obrázek 9 - Vzorec pro výpočet saprobního indexu [69]	49
Obrázek 10 - Stupně saprobity podle Sládečka [5]	51
Obrázek 11 - Hranice povodí (červeně) Botiče (modře) a vodní nádrže (viz Tabulka 15) [86]	63
Obrázek 12 - Odběrné profily kvality vody i makrozoobentosu	66
Obrázek 13 - Polohopisná mapa odběrných profilů a možných zdrojů narušení.....	68
Obrázek 14 - Ortofoto mapa odběrných profilů a možných zdrojů narušení.....	69
Obrázek 15 - Změna plochy povodí a počtu obyvatel v podélném profilu Botiče.....	75
Obrázek 16 - % Zastavěného území v kontextu plochy povodí.....	76
Obrázek 17 - % Zemědělsky využívané plochy v kontextu plochy povodí.....	77
Obrázek 18 - % Lesní půdy v kontextu plochy povodí.....	78
Obrázek 19 - % Zastoupení jednotlivých druhů ploch povodí.....	79
Obrázek 20 - Průměrný denní průtok na Botiči.....	80
Obrázek 21 - Seznam možných bodových zdrojů znečištění na Botiči [95; 96; 97].....	81
Obrázek 22 - Q _{355d} na Botiči v kontextu vypouštěné vody z ČOV	82
Obrázek 23 - Ekomorfologický stav s prvky urbanizačního gradientu na vodním toku Botič	83
Obrázek 24 - Teplota vody Botiče.....	84
Obrázek 25 - Konduktivita vody Botiče.....	84
Obrázek 26 - pH Botiče	85
Obrázek 27 - Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě na Botiči.....	86
Obrázek 28 - CHSK na Botiči	87
Obrázek 29 – N – NO ₂ , N – NH ₄ na Botiči	88
Obrázek 30 – N – NO ₃ na Botiči	88
Obrázek 31 - P - PO ₄₃ -.....	89
Obrázek 32 - Počet druhů bentických bezobratlých.....	93
Obrázek 33 - Počet jedinců bentických bezobratlých ve vzorku.....	94
Obrázek 34 - Diverzita (Margalef index)	95
Obrázek 35 - EPT Abu	97
Obrázek 36 - EPT Tax	98
Obrázek 37 - Potravní preference v odběru z 17.05.2017	99
Obrázek 38 - Potravní preference v odběru z 21.08.2017	100
Obrázek 39 - Habitatové preference z 17.05.2017	102

Obrázek 40 - Habitatové preference z 21.08.2017	102
Obrázek 41 - Proudové preference z 17.05.2017	104
Obrázek 42 - Proudové preference z 21.08.2017	104
Obrázek 44 - Saprobni index z 17.05.2017	106
Obrázek 45 - Saprobni index z 21.08.2017	106
Obrázek 46 - RETI index.....	108

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 – Bioindikátory [5]	36
Tabulka 2 - - parametry metodiky HEM rozdělené podle dle zkoumaného území [62]	40
Tabulka 3 - parametry metodiky HEM rozdělené podle hydromorfologických složek [62]	41
Tabulka 4 - rozdělení ekologických stavů na základě EQR [5]	43
Tabulka 5 - Kategorie chemického stavu povrchových vod [4].....	45
Tabulka 6 - Charakteristické hodnoty saprobního indexu [5; 76].....	51
Tabulka 7 - Značení indexů pro výpočet RETI indexu (Rovnice 3 - Výpočet RETI indexu [69])	55
Tabulka 8 - Závislost B indexu a biologického stavu [32].....	56
Tabulka 9 - Závislost ekologického stavu na biologických indexech pro jarní odběry vodních toků 4. řádu [69]	57
Tabulka 10 - Závislost ekologického stavu na biologických indexech pro podzimní odběry vodních toků 4. řádu [59]	57
Tabulka 11 - Koeficienty pro přepočtení EQR na multimetrický index pro jarní odběr [72]	58
Tabulka 12 - Koeficienty pro přepočtení EQR na multimetrický index pro podzimní odběr [72]	58
Tabulka 13 - Klasifikace ekologického stavu na základě MMI [69]	59
Tabulka 14 - Významné přítoky Botiče [1; 81].....	61
Tabulka 15 - Vodní nádrže na Botiči [1; 83].....	62
Tabulka 16 - Použitá data pro zohlednění urbanizačního gradientu [90; 91; 92; 93; 94] ...	65
Tabulka 17 - Detailní popis odběrných profilů část 1	70
Tabulka 17 - Detailní popis odběrných profilů část 2	71
Tabulka 17 - Detailní popis odběrných profilů část 3	72
Tabulka 20 - Fyzikální a chemické parametry měření na Botiči.....	90
Tabulka 21 - Těžké kovy ve vodě sledované na Botiči.....	90
Tabulka 22 - Těžké kovy a organická hmota v sedimentu sledované na Botiči	91
Tabulka 23 - Seznam havárií na Botiči	91
Tabulka 24 - Hodnoty biologických indexů v souvislosti s ekologickým stavem	110

SEZNAM ROVNIC

Rovnice 1 - Margalefův index diverzity [69]	48
Rovnice 2 - Výpočet metrik založených na ekologických charakteristikách druhů [69]...	53
Rovnice 3 - Výpočet RETI indexu [69].....	54
Rovnice 5 - Výpočet B indexu [69].....	55
Rovnice 6 - Výpočet EQR indexu pro metriky, které klesají s rostoucím zatížením [5; 69]	56
Rovnice 7 - Výpočet EQR indexu pro metriky, které se zvyšují s rostoucím zatížením (Si) [5; 69]	56

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 – M – denní průtoky Botiče

Příloha 2 – N – leté průtoky Botiče

Příloha 3 (Volná příloha) - Průtokové schéma Botiče, pod správou Lesů hlavního města Prahy a N – leté hodnoty jeho hlavních přítoků

Příloha 4 (Volná příloha) – Odběrné profily ZM (zeměpisná mapa)

Příloha 5 (Volná příloha) – Odběrné profily – ortofoto mapa

Příloha 6 (Volná příloha) – Ekomorfologie toku

Příloha 7 – Tabulka zastoupení jednotlivých taxonů pro jarní odběr

Příloha 8 - Tabulka zastoupení jednotlivých taxonů pro podzimní odběr

Název profilu	M-denní průtoky (l/s)												
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	355	364
Botič k ústí do Vltavy	960	657	520	425	361	310	269	233	200	163	120	77	42
Botič před zaústěním do Vltavy	982	704	556	457	382	322	272	227	187	147	106	62	28
Botič za zaústěním Slatinského potoka	928	637	502	411	350	300	260	224	192	158	118	73	43
Botič před zaústěním Slatinského potoka	904	620	489	401	341	292	254	218	187	154	115	72	42
Botič v profilu jezu v Práči	946	647	512	410	356	305	265	230	197	160	118	76	42
Botič za zaústěním Chodoveckého potoka	900	617	487	399	339	290	252	217	186	153	115	71	42
Botič před zaústěním Chodoveckého potoka	893	613	483	396	337	288	251	215	184	152	114	71	42
Botič za zaústěním Měcholupského potoka	882	605	477	391	333	285	247	213	182	150	112	70	41
Botič před zaústěním Měcholupského potoka	856	587	463	379	323	276	240	206	177	145	109	68	40
Botič za zaústěním Košíkovského potoka	854	585	462	378	322	275	239	206	176	145	109	68	40
Botič před zaústěním Košíkovského potoka	827	567	447	367	312	267	232	199	171	141	105	65	39
Botič za zaústěním Milíčovského potoka	807	554	437	358	305	261	226	195	167	137	103	64	38
Botič před zaústěním Milíčovského potoka	779	534	421	345	294	251	218	188	161	132	99	62	36
Botič pod ústím Dobřejovického potoka	332	228	180	147	125	107	93	80	69	56	42	26	16
Botič nad ústím Jesenického potoka	163	112	88	72	61	53	46	39	33	27	21	13	7
Botič nad ústím Osnického potoka	102	70	55	45	38	33	29	25	21	17	13	8,1	4,5

Příloha 1 - M - denní průtoky Botiče [80]

Název profilu	N-leté průtoky (m ³ /s)						
	1	2	5	10	20	50	100
Botič k ústí do Vltavy	5	9	16	26	39	58	73
Botič před zaústěním do Vltavy	5,2	9,4	17,8	26,5	37,5	55,8	73,1
Botič za zaústěním Slatinského potoka	4,5	8,1	14,1	23,4	35,1	52,2	65,7
Botič před zaústěním Slatinského potoka	4,4	7,9	14,1	22,9	34,3	51	64,2
Botič v profilu jezu v Práči	4,5	7,9	14,3	22,7	34,2	52	65
Botič za zaústěním Chodoveckého potoka	4,4	7,9	14	22,8	34,1	50,8	63,9
Botič před zaústěním Chodoveckého potoka	4,3	7,8	13,9	22,6	33,9	50,4	63,4
Botič za zaústěním Měcholupského potoka	4,3	7,7	13,7	22,3	33,4	49,7	62,5
Botič před zaústěním Měcholupského potoka	4,2	7,5	13,4	21,7	32,6	48,5	61
Botič za zaústěním Košíkovského potoka	4,2	7,5	13,3	21,6	32,4	48,1	60,6
Botič před zaústěním Košíkovského potoka	4	7,3	12,9	21	31,5	46,9	59
Botič - hráz Hostivařské nádrže	4	7,3	12,9	21	31,5	46,9	59
Botič profil 1 km nad mostem v Petrovicích	4	7,1	12,7	20,6	30,8	45,9	57,7
Botič za zaústěním Milíčovského potoka	4	7,1	12,6	20,6	30,8	45,8	57,7
Botič před zaústěním Milíčovského potoka	3,8	6,9	12,3	20	30	44,7	56,2
Botič pod ústím Pitkovického potoka	3,8	6,8	12	19,6	29,3	43,6	54,9
Botič nad ústím Pitkovického potoka	2,8	5,1	9,1	14,8	22,1	32,9	41,4
Botič pod ústím Dobřejovického potoka	2,4	4,3	7,6	12,3	18,4	27,4	34,5
Botič pod ústím Jesenického potoka	1,8	3,3	5,8	9,4	14,1	21	26,5
Botič nad ústím Jesenického potoka	1,6	2,8	5	8,2	12,2	18,2	22,9
Botič nad ústím Osnického potoka	1,1	2	3,5	5,7	8,8	12,7	16
Botič - Olešky silniční most	0,6	1,1	2	3,2	4,8	7,2	9

Príloha 2 - N - leté průtoky Botiče [80]

Taxony	Profily											
	4	5	7	8	9	10	11	13	14	15	19	20
<i>Chironimidae g sp.</i>	1036	2100	3140	2208	6400	1924	3976	1472	254	464	4032	3100
<i>Amphinemura sp. Juv</i>	48	186	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	24	0	4	0	0	12	1	0	0	0
<i>Anisus vortex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asellus aquaticus</i>	48	54	8	0	56	24	140	60	14	176	96	60
<i>Athripsodes albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	48	0	168	32	180	48	56	44	32	116	36	15
<i>Baetis sp. juv.</i>	88	0	200	116	164	240	49	624	59	244	852	115
<i>Baetis vernus</i>	0	9	92	12	60	12	0	12	9	8	0	0
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	68	41	0	0	0
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicranota sp.</i>	0	0	0	0	0	28	0	8	0	8	12	0
<i>Elmis sp. Ad</i>	0	0	4	8	0	0	0	4	0	0	0	5
<i>Elmis sp. Lv</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	20	0	0	0
<i>Elmis aenea Lv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
<i>Elodes sp Lv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemera danica</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	0	0	0	21	4	0	24	12	0
<i>Gammarus fossarum</i>	0	21	0	16	28	0	0	1220	311	4	0	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	4	0	4	4	7	0	1	0	0	0
<i>Habrophlebia lauta</i>	0	159	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia sp</i>	72	471	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
<i>Haliplus fluviatilis Ad.</i>	8	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemerodromia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	1	0	0	0
<i>Hydrachnidia Gen. sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	16	0	0
<i>Hydraena sp. Ad.</i>	0	12	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0	0	0	8	0	0	7	0	3	16	0	0
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche sp. juv.</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Hydroptila sp. juv.</i>	4	0	0	0	0	0	0	24	1	4	0	0
<i>Limnephilidae g sp. juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	4	0	0	0
<i>Limnius perrisi Ad</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius perrisi Lv.</i>	0	0	0	4	0	0	0	12	0	0	0	0
<i>Limnius volckmari Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
<i>Oligochaeta g sp.</i>	2664	3360	244	16	420	140	9765	232	739	2776	2148	1785
<i>Philopotamus ludificatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Platambus maculatusLv</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychodidae g sp.</i>	0	0	0	0	0	8	7	0	0	0	0	20
<i>Rhyacophila sensu stricto</i>	0	0	0	0	0	0	0	8	2	8	0	0
<i>Sericostoma sp. Juv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serratella ignita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sialis lutaria</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium sp. juv.</i>	456	666	216	88	28	8	21	108	1	16	276	10
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	0	56	4	0	0	0	0
<i>Stenophylax viber</i>	0	0	20	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Pisidium sp.</i>	136	15	32	0	64	36	91	64	0	8	0	0
<i>Physella acuta</i>	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>ploštěnka</i>	0	0	0	0	0	0	7	0	2	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	4	3	0	0	0	4	21	12	4	20	0	0
<i>Ceratopogonidae g sp.</i>	88	51	32	120	44	36	49	32	8	56	0	10
<i>Heteroptera</i>	0	0	0	0	52	0	14	16	0	0	0	0
<i>Tipula sp.</i>	4	6	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus coenosus</i>	12	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus decipiens</i>	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	16	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	20	0	0	10	8	0	0
<i>Ceraclea albimacula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Ceraclea annulicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
<i>Odonata sp. Juv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caspiobdella fadejewi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Príloha 7 - Tabuľka zastoupení jednotlivých taxonů pro jarní odběr

Taxony	Profily											
	4	5	7	8	9	10	11	13	14	15	19	20
<i>Chironimidae g sp.</i>	0	148	178	100	75	224	2802	352	232	992	3804	1696
<i>Amphinemura sp. Juv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	0
<i>Anisus vortex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asellus aquaticus</i>	0	264	20	36	12	268	126	40	4	148	12	4
<i>Athripsodes albifrons</i>	0	0	0	12	0	0	0	16	0	4	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	0	0	0	2	6	0	36	60	24	64	384	20
<i>Baetis sp. juv.</i>	0	28	0	16	21	0	78	100	48	132	720	108
<i>Baetis vernus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Calopteryx virgo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Dicranota sp.</i>	0	4	0	0	0	16	0	8	12	0	0	0
<i>Elmis sp. Ad</i>	0	0	0	0	0	0	6	0	8	0	0	0
<i>Elmis sp. Lv</i>	0	0	0	2	0	0	0	40	100	0	0	0
<i>Elmis aenea Lv</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elodes sp Lv</i>	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephmera danica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	8	0	0	18	24	81	40	12	72	0	8
<i>Gammarus fossarum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1284	1352	0	36	0
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia lauta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia sp</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halipplus fluviatilis Ad.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	4
<i>Hemerodromia sp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrachnidia Gen. sp.</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0
<i>Hydraena sp. Ad.</i>	0	12	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	0	0	0	0	0	48	24	0	12	88	84	0
<i>Hydropsyche instabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche saxonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsyche sp. juv.</i>	0	0	0	0	0	260	102	0	52	528	468	12
<i>Hydroptila sp. juv.</i>	0	0	0	0	0	12	0	28	8	0	36	0
<i>Limnephilidae g sp. juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnius perrisi Ad</i>	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Limnius perrisi Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	52	4	0	0	0
<i>Limnius volckmari Lv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligochaeta g sp.</i>	0	532	98	32	291	1348	1635	816	496	1764	660	7240
<i>Philopotamus ludificatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platambus maculatusLv</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0	0	0	38	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychodidae g sp.</i>	0	16	0	0	9	4	0	4	0	0	0	0
<i>Rhyacophila sensu stricto</i>	0	0	0	2	0	0	0	8	16	0	24	0
<i>Sericostoma sp. Juv</i>	0	16	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Serratella ignita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Sialis lutaria</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simulium sp. juv.</i>	0	12	16	2	18	8	114	112	8	60	540	16
<i>Sphaerium corneum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
<i>Stenophylax viber</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium sp.</i>	0	60	0	26	96	12	0	0	200	0	0	0
<i>Physella acuta</i>	0	8	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i>	0	28	0	6	30	40	0	0	168	24	0	0
<i>ploštěnka</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithymia tentaculata</i>	0	20	0	14	0	8	6	24	28	48	0	0
<i>Ceratopogonidae g sp.</i>	0	16	18	12	14	12	15	8	4	12	36	8
<i>Heteroptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tipula sp.</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus coenosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnephilus decipiens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	0	0	0	24	24	0	0	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i>	0	0	0	0	0	0	114	0	0	0	0	0
<i>Ceraclea albimacula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceraclea annulicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odonata sp. Juv</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Caspiobdella fadejewi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4

Příloha 8 - Tabulka zastoupení jednotlivých taxonů pro podzimní odběr

SEZNAM FOTODOKUMENTACE

Fotografie 1 – Profil 4 U pramene, jarní odběr	138
Fotografie 2 - Profil 4 U pramene, podzimní odběr	138
Fotografie 3 - Profil 5, jarní odběr.....	139
Fotografie 4 - Profil 5, podzimní odběr.....	139
Fotografie 5 - Profil 7, jarní odběr.....	140
Fotografie 6 - Profil 7, podzimní odběr.....	140
Fotografie 7 – Profil 8, jarní odběr.....	141
Fotografie 8 - Profil 8, podzimní odběr.....	141
Fotografie 9 - Profil 9, podzimní odběr.....	142
Fotografie 10 - Profil 10, jarní odběr.....	143
Fotografie 11 - Profil 10, podzimní odběr.....	143
Fotografie 12 - Profil 11, jarní odběr.....	144
Fotografie 13 - Profil 11, podzimní odběr.....	144
Fotografie 14 - Profil 13, jarní odběr.....	145
Fotografie 15 - Profil 13, podzimní odběr.....	145
Fotografie 16 - Profil 14, podzimní odběr.....	146
Fotografie 17 - Profil 15, jarní odběr.....	147
Fotografie 18 - Profil 15, podzimní odběr.....	147
Fotografie 19 - Profil 19, jarní odběr.....	148
Fotografie 20 - Profil 19, podzimní odběr.....	148
Fotografie 21 - Profil 20, jarní odběr.....	149
Fotografie 22 - Profil 20, podzimní odběr.....	149
Fotografie 23 - Laboratorní zpracování vzorků.....	150
Fotografie 24 - Pohled do mikroskopu.....	150
Fotografie 25 - Příklad separovaného taxonu pakomáři.....	151
Fotografie 26 - Příklad nalezených chrostíků.....	151



Fotografie 1 – Profil 4 U pramene, jarní odběr



Fotografie 2 - Profil 4 U pramene, podzimní odběr



Fotografie 3 - Profil 5, jarní odběr



Fotografie 4 - Profil 5, podzimní odběr



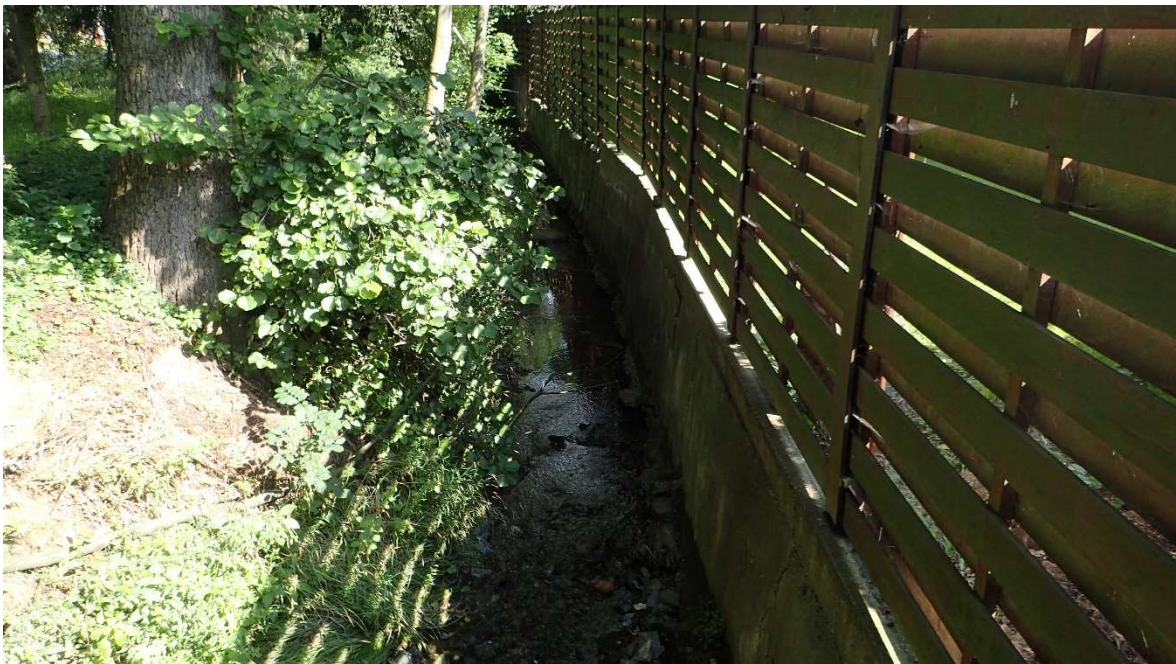
Fotografie 5 - Profil 7, jarní odběr



Fotografie 6 - Profil 7, podzimní odběr



Fotografie 7 – Profil 8, jarní odběr



Fotografie 8 - Profil 8, podzimní odběr



Fotografie 9 - Profil 9, podzimní odběr



Fotografie 10 - Profil 10, jarní odběr



Fotografie 11 - Profil 10, podzimní odběr



Fotografie 12 - Profil 11, jarní odběr



Fotografie 13 - Profil 11, podzimní odběr



Fotografie 14 - Profil 13, jarní odběr



Fotografie 15 - Profil 13, podzimní odběr



Fotografie 16 - Profil 14, podzimní odběr



Fotografie 17 - Profil 15, jarní odběr



Fotografie 18 - Profil 15, podzimní odběr



Fotografie 19 - Profil 19, jarní odběr



Fotografie 20 - Profil 19, podzimní odběr



Fotografie 21 - Profil 20, jarní odběr



Fotografie 22 - Profil 20, podzimní odběr



Fotografie 23 - Laboratorní zpracování vzorků



Fotografie 24 - Pohled do mikroskopu



Fotografie 25 - Příklad separovaného taxonu pakomáři



Fotografie 26 - Příklad nalezených chrostiků