

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Vliv urbanizace na ekologický stav Zátíšského potoka

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Autor práce: Martin Pála

Vedoucí práce: prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

© 2015

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra aplikované ekologie

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Pála Martin

Regionální environmentální správa

Název práce

Vliv urbanizace na ekologický stav Zátišského potoka

Anglický název

Impact of urbanization on ecological status of the Zátišský creek

Cíle práce

Cílem práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv urbanizace na ekologický stav drobného vodního toku v Praze (Zátišský potok).

Metodika

- Rešerše problematiky vlivu urbanizace na vodní toky
- Terénní monitoring
 - o Ekomorfologický monitoring
 - o Pravidelný odběr vzorků vody v měsíčních intervalech
 - o Odběr makrozoobentosu metodou kick-sampling
- Laboratorní zpracování
 - o Analýza vzorků vody – základní ukazatele kvality
 - o Identifikace makrozoobentosu
- Vyhodnocení získaných výsledků, stanovení ekologického stavu vodního toku a identifikace hlavních problémů vedoucích ke zhoršení ekologického stavu toku
- Rámcový návrh opatření vedoucích ke zlepšení ekologického stavu zájmového toku

Harmonogram zpracování

Březen – duben 2014 – literární rešerše, příprava metodiky

Duben – listopad 2014 – terénní monitoring a laboratorní zpracování vzorků

Říjen – prosinec 2014 – vyhodnocení výsledků práce

Prosinec 2014 – návrh opatření vedoucích k omezení negativního vlivu urbanizace na sledovaný tok

Do 15. ledna 2015 – odevzdání 1. Verze DP

Únor 2015 – zapracování připomínek školitelky

Březen 2015 – odevzdání DP

Rozsah textové části

70 stran

Klíčová slova

Urbanizace, vodní tok, městské odvodnění, ekologický stav, chemický stav

Doporučené zdroje informací

Krejčí a kol. (2002): Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup, NOEL 2000, Brno.

Walsh, CH., J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431, 107-114.

Walsh, Ch., J., Allison, H.R., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M, Morgan II, R.P., (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3),706-723.

Walsh, Ch.J., a Breen, P.F. (1999). Urban stream rehabilitation through a decision-making framework to identify degrading processes and prioritize management action. *2nd Australian Stream Management Conference Proceedings*. 673-678

Meyer, J.L., Paul, M.J., a Taulbee, W.K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscape. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 602-612

Vedoucí práce

Komínková Dana, prof. RNDr., Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 18.3.2014

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 19.3.2014

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Vliv urbanizace na ekologický stav Zátíšského potoka“ vypracoval samostatně a použil pramenů řádně citovaných a uvedených v příložené bibliografii.

V Praze dne 20. 4. 2015

.....
Martin Pála

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za trpělivost, odborné vedení a za cenné rady a připomínky při vypracovávání této diplomové práce. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Tereze Březinové Ph.D. za vedení laboratorních prací.

Abstrakt

Předkládaná diplomová práce se zabývá hodnocením ekologického stavu Zátišského potoka v Praze. Hlavním cílem této diplomové práce bylo identifikovat faktory, které ovlivňují ekologický stav Zátišského potoka a na jejich základě provést jeho zhodnocení. Ke zjištění míry znečištění Zátišského potoka bylo využito ukazatelů znečištění vod (především celkový fosfor, amoniakální dusík, dusitanový dusík a dusičnanový dusík), které byly stanoveny běžně používanými postupy a spektrofotometrickými metodami. Dále bylo provedeno zhodnocení biologického stavu Zátišského potoka prostřednictvím čtyř biotických indexů (BMWP skóre, ASPT, BBI a IBGN). Na závěr byl na základě terénního průzkumu vyhodnocen hydromorfologický stav s využitím metodiky HEM pro hydroekologický monitoring. Ve výsledném hodnocení kvalita vody nespĺňuje požadavky norem environmentální kvality (především rozpuštěný kyslík, dusičnanový dusík a celkový fosfor) a ČSN 75 7221 (především dusičnanový dusík a celkový fosfor). Zátišský potok dosahuje 3. třídy hydromorfologického stavu (průměrný stav). Kvalita vody Zátišského potoka, hodnocená dle biotických indexů, se v jednotlivých úsecích pohybuje od silně znečištěné po mírně znečištěnou. Na základě Rámcové směrnice o vodách Zátišský potok nedosahuje dobrého ekologického, ani chemického stavu. Na základě zjištěných výsledků byly navrženy kroky vedoucí k obnově a zlepšení ekologického stavu Zátišského potoka.

Klíčová slova

Zátišský potok, urbanizace, vodní tok, městské odvodnění, ekologický stav, chemický stav, hydromorfologie

Abstract

The presented thesis deals with the ecological status assessment of Zátíšský creek in Prague. The main task of this thesis was to identify the factors which affect the ecological status of Zátíšský creek. For the purpose of chemical status assessment of Zátíšský creek there were used physicochemical indicators of water pollution (especially total phosphorus, ammonia, nitrites and nitrates). Determination of these parameters was performed by commonly used procedures and spectrophotometric methods. In the next part of this thesis evaluation of the biological status of Zátíšský creek by biotic indices (BMWP score, ASPT, BBI and IBGN) was done. In the final part of this thesis there was evaluated hydromorphological status of Zátíšský creek with the use of hydroecological methodology. Water according to the final assessment does not meet environmental quality standards (especially dissolved oxygen, nitrates and total phosphorus) and the Czech State Standard 75 7221 (especially total phosphorus and nitrates). Zátíšský creek has reached the 3rd Class of hydromorphological status (average status). According to the results of biotic indices the water quality is evaluated in particular sections between heavily polluted to slightly polluted. According to the Water Framework Directive, Zátíšský creek fail to achieve good ecological status or good chemical status. Using the results found in this thesis there were proposed steps to restore and improve the ecological status of Zátíšský creek.

Keywords

Zátíšský creek, urbanization, stream, urban drainage, ecological status, chemical status, hydromorphology

Obsah

1	ÚVOD	11
2	CÍLE PRÁCE	12
3	LITERÁRNÍ REŠERŠE	13
3.1	Urbanizace a voda v krajině	13
3.1.1	Funkce a význam vodních toků v krajině	13
3.1.2	Úpravy vodních toků	14
3.2	Fyzikální účinky urbanizace na stav vodních toků	16
3.2.1	Hydrologie urbanizovaných toků.....	17
3.2.2	Morfologie vodních toků.....	21
3.2.3	Teplota vodních toků.....	27
3.3	Chemické účinky urbanizace na stav vodních toků.....	28
3.3.1	Živiny a ostatní ionty	30
3.3.2	Kovy	32
3.3.3	Pesticidy	33
3.3.4	Ostatní organické polutanty.....	34
3.4	Biologická složka vodních toků a účinky urbanizace.....	35
3.4.1	Mikroorganismy	36
3.4.2	Řasy	37
3.4.3	Makrofyta	38
3.4.4	Bezobratlí	38
3.4.5	Ryby.....	44
3.4.6	Ekosystémové procesy	45
3.5	Revitalizace vodních toků	47
3.5.1	Obecné vymezení revitalizací vodního prostředí	49
3.5.2	Přístupy k revitalizacím a jejich hlavní cíle	50
3.6	Rámcová směrnice vodní politiky 2000/60/ES	53
3.6.1	Hlavní cíle rámcové směrnice.....	54
3.6.2	Hodnocení stavu vodních toků dle rámcové směrnice	55
4	CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	57
4.1	Popis povodí Zátíšského potoka.....	57
4.1.1	Vodní nádrže na Zátíšském potoce	59
4.2	Přírodní poměry.....	63
4.2.1	Biogeografické a fyto geografické členění.....	63
4.2.2	Geomorfologická, geologická a pedologická charakteristika	63
4.2.3	Klimatická charakteristika	64

4.3	Současný stav zájmového toku	65
4.3.1	Přehled zaústění dešťové kanalizace.....	65
4.3.2	Revitalizace Zátíšského potoka	66
5	MATERIÁL A METODY	67
5.1	Chemické analýzy.....	67
5.1.1	Stanovení odběrných lokalit.....	67
5.1.2	Výběr ukazatelů znečištění	68
5.1.3	Způsob odběru vzorků.....	70
5.1.4	Postupy laboratorních stanovení vybraných ukazatelů znečištění	71
5.2	Odběry, zpracování a analýzy vzorků makrozoobentosu.....	82
5.2.1	Výběr odběrových profilů.....	82
5.2.2	Odběry makrozoobentosu.....	83
5.2.3	Zpracování vzorků v laboratoři.....	85
5.2.4	Hodnocení kvality vody biotickými indexy	88
5.3	Hydromorfologický monitoring	95
5.3.1	Terénní mapování	95
5.3.2	Postup hodnocení hydromorfologie	98
5.3.3	Skórování základních ukazatelů	99
5.3.4	Výpočet a klasifikace hydromorfologického stavu jednotlivých úseků	99
6	VÝSLEDKY.....	101
6.1	Výsledky chemických analýz	101
6.1.1	Výsledky dle jednotlivých chemických a fyzikálních ukazatelů jakosti	101
6.1.2	Vyhodnocení výsledků monitoringu základních fyzikálně chemických ukazatelů na Zátíšském potoce 112	
6.2	Vyhodnocení kvality vody prostřednictvím makrozoobentosu	115
6.2.1	Přehled jedinců makrozoobentosu nalezených v Zátíšském potoce.....	115
6.2.2	Vyhodnocení dle BMWP skóre	117
6.2.3	Vyhodnocení dle indexu ASPT	119
6.2.4	Vyhodnocení dle indexu BBI.....	124
6.2.5	Vyhodnocení dle indexu IBGN.....	126
6.2.6	Korelační závislost mezi použitými biotickými indexy.....	128
6.3	Výsledky hydromorfologického monitoringu	129
6.3.1	Koryto a trasa	129
6.3.2	Dno	131
6.3.3	Břeh a inundační území	133
6.3.4	Proudění a hydrologický režim	135
6.3.5	Výsledný hydromorfologický stav Zátíšského potoka	137
7	SHRHNUTÍ VÝSLEDKŮ A DISKUSE	140
7.1	Chemický stav	140

7.1.1	Shrnutí výsledků fyzikálně-chemických parametrů.....	140
7.1.2	Nejproblémovější ukazatele znečištění.....	142
7.1.3	Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů.....	143
7.2	Biologický stav	144
7.2.1	Vztahy mezi jednotlivými biotickými indexy	144
7.2.2	Shrnutí výsledků biotických indexů	146
7.2.3	Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů.....	147
7.3	Morfologický stav	148
7.3.1	Shrnutí výsledků morfologické kvality.....	149
7.3.2	Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů.....	150
8	ZÁVĚR.....	151
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	154
	SEZNAM TABULEK, OBRÁZKŮ, FOTOGRAFIÍ A PŘÍLOH.....	168
	PŘÍLOHY.....	172

1 Úvod

Tím jak lidská populace v 21. století roste, nastávají nevyhnutelné změny v krajině a jejím využití. Minulé století bylo charakteristické rozšiřováním měst, které mělo za následek neúprosnou suburbanizaci krajiny. Šíření městského osídlení je často spojováno s dramatickým růstem komunikačního potenciálu podporovaného rozvojem informačních technologií. Bez ohledu na příčiny však v následujícím století uvidíme planetu Zemi antropogenizovanou více než kdykoliv předtím (Walsh 2000). Přítomnost, či blízkost vodního prvku měla v historii zcela zásadní vliv na vznik sídel. Okolí vodních prvků naplňovalo představu lidí o výhodné urbánní pozici, přičemž výrazným předělem spojeným s rozvojem říční nivy v českých městech bylo období průmyslové revoluce v 19. století. V tomto období se podél vodních toků kromě obytné zástavby stavěly průmyslové podniky, které využívaly jejich blízkosti jako zdroje vody. Bohatě meandrující tok byl později převeden do regulovaného napřímeného koryta, aby bylo možno co nejekonomičtěji využít městské plochy (Wittmann 2010). Charakteristickými faktory urbanizované půdy jsou nepropustnost povrchů a tím zvýšený povrchový odtok během dešťových srážek. Odtok dešťové vody je však regulovatelný jen obtížně a v kombinaci se systémem městského odvodnění představuje pro daný recipient nadměrnou zátěž. Z tohoto důvodu je nutný zvláštní výzkum na toto téma. Obecně platí, že zvyšující se počet zastavěných ploch má za následek vyšší znečištění vodních toků, přičemž bylo prokázáno, že systém městského odvodnění má významný vliv na chemii, ekologii a hydrologii toku. Souhrn těchto faktorů se hromadně nazývá "Urban Stream Syndrome" (syndrom městských toků) (Walsh 2000).

V literární rešerši jsou popsány fyzikální, chemické a biologické účinky urbanizace na vodní toky, přičemž v jejím závěru je stručně popsáno jak postupovat v případě revitalizací ovlivněných vodních toků. V experimentální části se tato diplomová práce zabývá problematikou urbanizace Zátíšského potoka spadajícího do katastrálního území Praha 4 – Hodkovičky. Zkoumanými oblastmi jsou morfologie toku, chemický stav vody a biologický stav toku, který byl hodnocen na základě bentických bezobratlých živočichů.

2 Cíle práce

Cílem této diplomové práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv urbanizace na ekologický stav Zátišského potoka v Praze.

Díličními cíly jsou:

- a) shrnutí problematiky vlivu urbanizace na vodní toky,
- b) vyhodnocení získaných výsledků, stanovení ekologického stavu vodního toku a identifikace hlavních problémů vedoucích ke zhoršení ekologického stavu toku:
 - zhodnocení chemického stavu Zátišského potoka (pravidelný odběr vzorků vody v měsíčních intervalech),
 - zhodnocení biologického stavu Zátišského potoka na základě makrozoobentosu (jarní a podzimní odběr),
 - zhodnocení morfologického stavu Zátišského potoka (terénní monitoring v jarním období),
- c) rámcový návrh opatření vedoucích ke zlepšení stavu zájmového vodního toku.

Pro řešení práce byly stanoveny tyto **hypotézy**:

- a) Souvisí biologický stav toku s chemickým stavem vody?
 - H0: Biologický stav Zátišského potoka není závislý na chemickém stavu vody.
 - H1: Biologický stav Zátišského potoka je závislý na chemickém stavu vody.
 - H2: Není možné prokázat závislost.
- b) Je biologický stav Zátišského potoka závislý na morfologickém stavu?
 - H0: Biologický stav Zátišského potoka není závislý na morfologickém stavu toku.
 - H1: Biologický stav Zátišského potoka je do určité míry závislý na morfologickém stavu toku.
 - H2: Není možné prokázat závislost.
- c) Souvisí chemický stav toku se zaústěními dešťové kanalizace?
 - H0: Chemický stav Zátišského potoka není ovlivňován zaústěním dešťové kanalizace.
 - H1: Chemický stav Zátišského potoka je ovlivňován zaústěním dešťové kanalizace
 - H2: Není možné prokázat závislost.

3 Literární rešerše

3.1 Urbanizace a voda v krajině

3.1.1 Funkce a význam vodních toků v krajině

Přírodní prvky, mezi které voda patří, v obecně platné rovině uspokojují řadu potřeb společnosti. Hrají jednu z klíčových rolí v prostředí člověka – tedy v urbanizovaném území. Naplňování požadavků na kvantitu přírodních složek v osídleném území se proto v rámci tohoto procesu oprávněně opírá o přesné údaje. Hlavní důvod je dostatečný přísun vody a dalších přírodních produktů k lidem. Pokud jsou naplněny elementární životní potřeby člověka, pak se cítí příjemně a v bezpečí. Každý z nás, vědomě či podvědomě, vyhledává blízkost přírody a vody, a nejen proto, že konkrétně vodu potřebuje k životu. Ze všech zmiňovaných důvodů lze vyvodit, že vodní prvky jsou nedílnou součástí urbanistické kompozice města, kterou lze definovat jako vyjádření potřeb města historicky nedílně spojeného s vodními prvky (Wittmann 2010).

Malé potoky i velké toky vykonávají v krajině specifické funkce, které ale obvykle nejsou v souladu se sociálními požadavky, které jim byly uloženy. Mezi tyto sociální požadavky lze zařadit zajištění ochrany povrchové a podzemní pitné vody, protipovodňová a protierozní ochrana, či snížení znečišťování a ochrana volně žijících živočichů. Velké řeky hrají zřejmou ekonomickou roli, nicméně malé toky jsou také velmi cenné vzhledem k jejich hydrologickému, krajinnému a přírodnímu významu. Dokonce i malé vodní toky jsou obklopeny krajinnými segmenty (ekotony), mající řadu důležitých funkcí, které mohou být popisovány jako součást říční krajiny. Redukce povodňových rizik a regulace podzemních vod jsou však klíčovými požadavky pro udržení moderní společnosti (NRC 2004).

Vodní toky a k nim přilehlé ekosystémy představují páteř povodí, která významně ovlivňuje prostorovou strukturu současné krajiny. Z ekologického hlediska zajišťuje dynamicky se rozvíjející síť ekosystémů dopravu materiálů, živin a energie mezi krajinnými jednotkami, které jsou dány polohou hranic povodí. Vzhledem k tomu, že vodní toky působí jako příjemci všech látek cirkulujících v ekosystému, tak lze podmínky prostředí každého dílčího povodí snadno sledovat pomocí vhodně vybraných parametrů. Tyto látky jsou dopravovány vodními toky na různé vzdálenosti v závislosti na jejich vlastnostech, průtokové dynamice a parametrech koryta (Jakubínský 2014).

3.1.2 Úpravy vodních toků

Vznikem nových městských oblastí a tím nutností rekonstrukce starých odvodňovacích infrastruktur, stále častěji nastává situace, kdy správci těchto infrastruktur volají po diskusi s hydrobiologi. Přitom teprve do nedávna relativně málo limnologů přikládalo vlivu účinků urbanizace důležitost (Walsh 2000). Allan et Flecker (1993) identifikovali šest hlavních příčin ztráty druhové diverzity v tekoucích vodách. Jmenujme například příčiny, které jsou spojeny s urbanizací, jako je ztráta přirozeného prostředí a jeho degradace, invazní druhy, chemické a organické znečištění. Současný trend urbanizace představuje hrozbu pro vodní ekosystémy po celém světě. Více než 130 000 km potoků a řek je ve Spojených státech narušeno urbanizací a podobně devastující účinky má urbanizace i v Evropě (Paul et Meyer 2001). Vzhledem k náročnosti obnovy toku, zájmům zúčastněných stran a pravděpodobnému nedostatku finančních prostředků, je však velmi obtížné navrhnout projekt revitalizace tak, aby řešil současně hydrologické, biologické a chemické aspekty toku. Některé studie navíc ukazují, že úpravou jedné složky nemusí být vždy dosaženo zlepšení celkového zdraví toku, a to přesto, že je tato změna na první pohled značným krokem k návratu do přirozeného stavu (Murdock et al. 2004).

3.1.2.1 Negativa technických vodohospodářských úprav

Negativní vodohospodářské úpravy lze obecně vymezit jako snižování členitosti a stability vodního a zvodnělého prostředí. Hlavními aspekty prostorové redukce vodní složky prostředí jsou:

- a) zúžení břehových pásem toků,
- b) prostorová redukce koryt a tůní,
- c) omezení zásob mělké podzemní vody.

Ztráta členitosti poškodila jak biodiverzitu, tak vodohospodářské funkce. Narušení členitosti koryt vodních toků kanály neproměnného průřezu s hladkým opevněním způsobuje narušení samočisticích procesů vody a snižuje příznivý lidský estetický vjem. Podmínky pro existenci některých společenstev jsou mnohdy natolik specifické, že se část z nich objevila na pokraji vyhynutí. Narušení distribuce (zasakování, výpar, povrhový odtok) srážkových vod vede k rozkolísanosti režimu povrchového i podzemního odtoku. S tím souvisí destabilizace prostředí, v nichž se odtok uskutečňuje (eroze, odnos sedimentu, zanášení koryta). Úpravami toků bylo sledováno především zvýšení průtočné kapacity, které umožnily vyústění systémů

plošného odvodnění. Tyto úpravy zahrnovaly narovnání, prohlubování a napřimování koryt a podporu hydraulické hladkosti. V takto modifikovaných korytech voda obecně proudí rychleji, a proto bylo třeba takovéto toky uměle opevnit. Úpravy koryt a niv přinesly řadu problémů:

- nepříznivé změny v průtokovém a splaveninovém režimu, následkem zvýšení podélného sklonu,
- zrychlení odtoku a vyšší povodňové škody v níže položených oblastech,
- snížení zásob podzemní vody následkem plošného odvodnění,
- znemožnění migrace vodních živočichů, prostřednictvím výstavby příčných staveb,
- omezení příležitostí k trvalému výskytu původních organismů,
- zhoršení přirozených samočisticích podmínek (ztráta podélné a příčné členitosti koryta),
- snížení biodiverzity na přilehlých odvodněných pozemcích,
- zhoršení vzhledu koryta a tím narušení krajinného rázu.

Posledním důsledkem nevhodných úprav vodních toků může být také degradace malého koloběhu vody. Jedná se o cyklus srážky – odtok – výpar, který probíhá nad pevninou, přičemž součástí tohoto oběhu jsou zásoby vody v krajině. Ochuzení malého koloběhu vody se může projevit vyšší rozkolísaností srážkových poměrů a vysušováním klimatu (Just et al 2003).

3.1.2.2 Úpravy a regulace toků v ČR

Současná vysoká míra úprav velkých i drobných toků v České republice je výsledkem modifikací, probíhajících v posledních staletích. Přestože s regulací toků je nejčastěji spojováno období kolektivizace, tak rozsáhlé a mnohdy necitlivé zásahy do vodních toků vznikaly i mnohem dříve. Regulace nejdříve zasáhly vodní toky v nížinných oblastech s vysokou koncentrací obyvatelstva. Modifikace v tomto období zasáhly i drobné toky v pramenných oblastech. Klíčovým obdobím je 19. století, kdy se z důvodu povodní budují protipovodňová opatření a dochází k prvním melioracím drobných vodních toků. Úpravy vedly ke zkapacitnění koryt toků, které umožnilo rychlé odvedení vody zastavěným územím (Langhammer 2007).

Pro regulaci drobných toků položil základ tzv. meliorační zákon z roku 1884. Rozsáhlé úpravy však byly prováděny až s pozemkovou reformou z let 1919 – 1935. V období první

republiky se často jednalo o napřimování drobných toků za účelem odvodnění zemědělských ploch a o výstavbu protipovodňových hrází v údolní nivě. Dalším mezníkem byla postupná intenzifikace zemědělství v období kolektivizace, která vedla k masivním úpravám drobných vodních toků (velkoplošné odvodňování a meliorace zemědělských ploch). Jako příklad může posloužit povodí Bíliny, kde z důvodu těžby hnědého uhlí došlo k zásahům do říční sítě (zatrubnění toku a úpravy geometrie a struktury říční sítě). Upravenost vodních toků se v jednotlivých povodích významně liší, přičemž se v konečném důsledku promítá do širšího ovlivnění odtokového procesu a retenčních schopností krajiny (Langhammer 2007).

3.2 Fyzikální účinky urbanizace na stav vodních toků

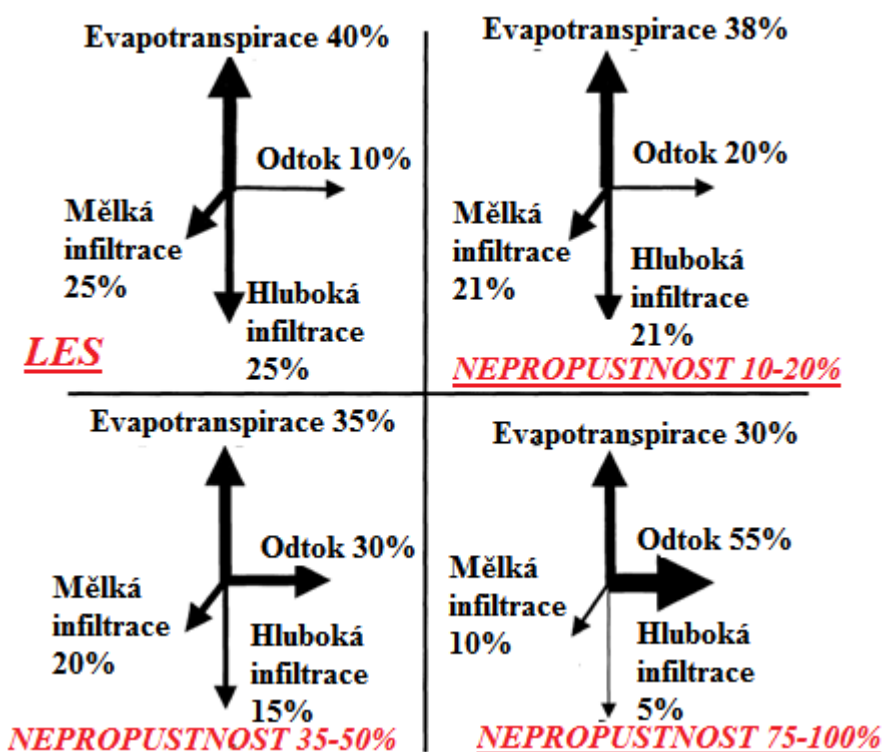
Krajina zahrnuje jak samotné vodní toky, tak sousedící suchozemské ekosystémy, které jsou na blízkosti vody závislé. Ve druhé polovině 20. století, nebyl management krajiny v České republice navržen tak, aby byla zajištěna ochrana hodnot v oblasti životního prostředí a fungování vodních ekosystémů (Vannote et al. 1980). To mělo za následek dopad ve formě narušení přírodních hodnot v oblasti životního prostředí (např. vymizení mokřadních společenstev, nebo významný pokles množství vhodných habitatů). Rozsah těchto rizik je velmi variabilní a je závislý na mnoha faktorech, týkajících se charakteru, velikosti a délce trvání kauzálního efektu (efekt, který způsobuje změnu přirozených procesů v krajině). Směrnice o vodách (2000/60/ES) zdůrazňuje, že je třeba použít hydromorfologického posouzení k tomu, aby bylo možné porozumět vazbám mezi určitými parametry toku a stávající vnitrostátní metodikou (např. geometrické vlastnosti koryta, jeho morfolologická struktura a charakter hydrologického režimu). Tyto parametry jsou obvykle používány pro hydromorfologické hodnocení vodních toků, který je vyžadován právními předpisy EU k určení celkového ekologického stavu říční sítě. Ve spojení s údaji o povaze využití půdy, ekologické stability a druhové rozmanitosti v příbřežní zóně mohou tyto údaje představovat cenný zdroj informací o zdraví životního prostředí.

Kvalita vody v městských povodích je obvykle špatná z důvodu eutrofizace, vyšší teploty vody a znečištění životního prostředí z různých zdrojů. Kvalita habitatu v urbanizovaných povodích je obvykle nedostačující v důsledku stavby vodních děl, mostů a kanalizací, eroze a ztráty lužních stanovišť (Waters 1995). Hydrologie městských toků se vyznačuje nízkým vyrovnávacím potenciálem v důsledku odběrů podzemních vod a vysokým povrchovým odtokem v důsledku ztráty mokřadních stanovišť, fungujících jako přirozené retenční nádrže. Všechny tyto faktory mají negativní vliv na vodní společenstva a je velmi obtížné přesně

vyhodnotit účinek jednoho konkrétního faktoru na vodní tok. Kromě toho, mnoho z těchto faktorů ovlivňujících městské toky, má počátek v lidských sídlech, což nabízí závěr, že stav současných vodních ekosystémů může být odrazem staletí znečišťování a degradace způsobené lidskou populací (Neddeau et al. 2003).

3.2.1 Hydrologie urbanizovaných toků

Ve 20. století bylo vynaloženo hodně úsilí na výstavbu hydraulicky efektivního odvodnění (Walsh 2000). Z důvodu zvýšeného povodňového rizika, je tak mnoho městských toků upraveno tak, aby byla maximalizována hydraulická účinnost (narovnání koryta, výstavba hrází). Proto, jsou městské drobné vodní toky často transformovány do podoby a funkce blízké kanalizaci. S tímto bývá spojeno odstranění břehových porostů, které probíhá jak během stavebních prací, tak později samovolně z důvodu narušení hydrologie a kvality vody (Riley et Banks 1996).

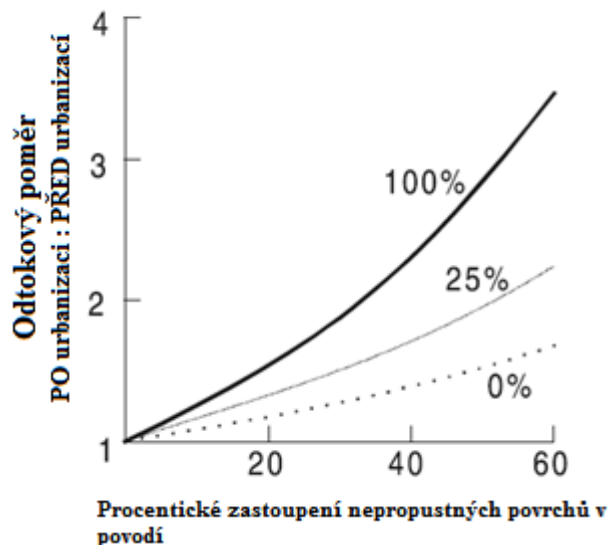


Obr. č. 1: Změny v hydrologických tocích s rostoucím zastoupením nepropustných povrchů v urbanizovaných povodích (zdroj: upraveno dle Arnold et Gibbons 1996).

Typickým znakem urbanizace je růst množství nepropustných povrchů, které při srážkách vedou ke zvýšenému povrchovému odtoku z povodí a tím je snížena přirozená půdní infiltrace vody (Paul et Meyer, 2001). Pokud se množství nepropustných povrchů pohybuje v rozmezí 10 – 20 %, povrchový odtok je během silných srážek zdvojnásoben. Při množství

nepropustných povrchů 35 – 50 % je odtok ztrojnásoben a při množství nepropustných povrchů 75 – 100 % je povrchový odtok zvýšen více než pětikrát, než v přirozených podmínkách lesních povodí (viz obrázek č. 1) (Arnold et Gibbons 1996). Nepropustnost povrchů se tedy stala typickým znakem urbanizace a dalších dopadů města na vodní toky (hydrologických, morfologických a biologických). Je však důležité zdůraznit, že vhodné projektování ve městském prostředí může množství nepropustných povrchů redukovat až o 50 % (Paul et Meyer 2001).

Dle Wallace et al. (2013) není celková suma nepropustných ploch tak přesným indikátorem jako tzv. suma efektivních nepropustných ploch. Do celkové sumy nepropustných povrchů lze zařadit střechy, silnice, parkoviště a další plochy, přičemž mezi efektivní nepropustné plochy zařazujeme pouze takové povrchy, které mají přímé hydraulické napojení na daný vodní tok (např. dešťová kanalizace). Walsh (2004) označil dešťovou kanalizaci jako pravděpodobný kauzální faktor, kterým lze vysvětlit ztrátu taxonů ve vodních tocích městského prostředí. To znamená, že konektivita nepropustných ploch na vodní toky je pravděpodobně důležitějším determinanem ztráty taxonů, než nepropustné povrchy samotné.



Obr. č. 2: Vztah nepropustných povrchů k průměrnému rozsahu povrchového odtoku během roku (velikost povodí 2,6 km²) (zdroj: upraveno dle Walsh 2000).

Stav odvodňovací infrastruktury je jednou z hlavních determinant množství a kvality odtoku dešťových srážek. Čím větší je rozloha nepropustných ploch v povodí, tím vyšší je objem odtoku. Tyto účinky se pak dále zvyšují v závislosti na rozsahu dešťové kanalizační sítě (Leopold 1968). Různé hydrografické charakteristiky toku jsou tedy ovlivňovány především změnami zastoupení nepropustných povrchů. Časové prodlení odtoku srážek je v městském prostředí výrazně zkráceno. To má za následek rychlejší nástup povodňových stavů (Hirsch et al. 1990). Ve městských povodích však zároveň probíhá pokles povodňové vlny o 28 – 38 % rychleji než v povodích lesních, což znamená, že povodně zde trvají kratší dobu (Seaburn 1969). Nicméně kulminační průtoky ve městských povodích jsou znatelně vyšší (Leopold 1968). V těchto pozorování však byly zjištěny určité výjimky a to především v závislosti na umístění urbanizovaného prostoru v povodí. V případě, že se urbanizovaný prostor vyskytuje níže v povodí, tak voda z této části bude odtékat rychleji než v zalesněných oblastech výše v povodí. To sice vede ke snížení celkových kulminačních průtoků, ale zároveň k prodloužení doby trvání povodní (Hirsch et al. 1990).

Dalším dopadem zvýšeného odtoku je redukce infiltrace vody půdou, což znamená vyšší podíl srážek odtékajících z urbanizovaných povodí jako povrchový odtok. To má za následek redukcí základního odtoku (složka celkového odtoku tvořená výtokem podzemních vod do sítě vodních toků) (Barringer et al. 1994). Základní odtok však může být rozšířen například odtokem z čistíren odpadních vod (ČOV). ČOV Acheres, která slouží více než 8 milionům lidí má vypust 75 km západně od Paříže a vypouští zhruba 25 000 vody za sekundu během období nízkého průtoku. Tím dochází k navýšení základního odtoku Seiny v období nízkého průtoku až o 40 % (Horowitz et al. 1999).

Tradiční postupy managementu povrchového odtoku si kladou za cíl redukcí rizika povodní a maximalizaci odvodu dešťových srážek do recipientu. Oproti tomu, téměř všechny moderní postupy mají za cíl odtok do recipientu minimalizovat a srážky zadržet nebo infiltrovat. Metod, které byly navrženy pro zlepšení kvality vodních toků v městském prostředí, je popsáno mnoho. Použité metody by přitom měly odpovídat měřítku degradace, ve kterém se tok nachází. Jako vhodné se jeví využití umělých rybníků a mokřadů, které naleznou uplatnění v retenci vysokého množství srážkových vod (Paul et Meyer 2001).

3.2.1.1 Městské odvodnění

Interakce lidské společnosti s oběhem vody v přírodě je ve vyspělých zemích velmi úzce spjata se vznikem a rozvojem systémů městského odvodnění. Tato interakce se projevuje zejména v souvislosti s odběrem vody z přírodního oběhu, jejím využíváním pro potřeby lidské společnosti a dále tvorbou nepropustných ploch odkloňujících povrchový odtok mimo lokální přírodní odvodňovací systém. Tyto typy interakce vedou ke vzniku dvou typů vod vyžadujících odvedení. Tyto vody můžeme rozdělit na odpadní vody, vzniklé z vod odňatých z přírodního cyklu a na vody dešťové, spadlé na urbanizované území a vytvářející povrchový odtok. Systémy městského odvodnění jsou určeny k odvádění obou typů těchto vod a působí jako spojovací článek mezi lidskou společností a přírodním prostředím. Jejich primárním účelem je minimalizace možných škod způsobených odváděním výše uvedených vod ať už se jedná o vypouštění nadměrného znečištění do recipientů, nebo vznik povodňových stavů a následné škody na majetku či životech (Prax 2009).

Zaústění městského odvodnění přivádí do vodního toku při přívalových srážkách, či dlouhotrvajících deštích nárazové extrémní průtoky, které vodní tok negativně ovlivňují. Dochází nejen k odplavení vodních organismů vlivem vysokých průtoků, ale i ke změnám v morfologii koryta (např. podemílání břehů vlivem eroze, či odnos dnového sedimentu). Mění se druhová pestrost, tzv. diverzita toku nahrazením citlivých druhů druhy tolerantními. Celkově dochází ke zhoršení ekologického stavu toku. V průběhu posledního století se zvyšovala koncentrace obyvatelstva měst především v důsledku racionalizace zemědělské výroby a větší nabídky pracovních míst. Poslední desetiletí ukazují změnu v tomto trendu, kterou je přesun obyvatelstva do okrajových částí měst v důsledku zvyšování ceny pozemků, úbytku bytů a zvyšujícími se nároky obyvatelstva na kvalitu bydlení. To vede k nárůstu rozlohy urbanizovaných území a potřebné infrastruktury. Nakládání s vodami (dešťovými, splaškovými a průmyslovými) je důležitým procesem k zachování hygienické kvality sídleních aglomerací, nicméně musí se provádět s ohledem na kvalitu vod, kapacitu kanalizací, a také s ohledem na vodní tok, který často bývá cílem odváděných vod (Klímová 2013).

3.2.1.2 Ekologické průtoky a jejich význam

V posledních letech se pozornost vědecké komunity stále více zaměřuje na stav vodních toků, vodních ekosystémů a jejich interakci s okolním prostředím. Vědecký výzkum na toto téma se datuje již do druhé poloviny minulého století, kdy byly vyvinuty metody hodnocení požadavků vodních toků a jejich minimálních průtoků pro zajištění ochrany vodního prostředí. Minimální průtoky byly určovány pro vodní toky ovlivněné antropogenní činností (např. toky

využívané pro vodní elektrárny či toky s přehradami) tak, aby byla zajištěna ochrana vodního prostředí. V urbanizovaných oblastech toky byly a jsou vystavovány nejen minimálním, ale i maximálním extrémům průtoků, které měly za následek snižování biodiverzity vodních toků (Klímová 2013).

Dle Olsen et al. (2013) lze ekologický průtok definovat jako charakteristický vodní režim toku, který vede k udržitelnému, zdravému ekosystému. Různé vodní organismy mají různé požadavky na hydrologický režim, přičemž pro účel hodnocení ekologických průtoků je často využívána přítomnost určitých druhů ryb. Dle Klímové (2013) lze ekologický průtok popsat jako ekologicky vhodné rozmezí průtoků, které umožní organismům, nebo jejich jednotlivým životním stádiím vázaným na vodu, dobré životní podmínky. Stanovení ekologických průtoků obvykle vychází z požadavků na dodržení určité kvality vody a je podmíněno chemickými ukazateli. Minimální průtok bývá většinou určován jako jediná hodnota. Tato hodnota je však často nedostačující a vede k dalším výzkumům v oblasti vlivu antropogenní činnosti na vodní toky. V tocích ovlivněných městským odvodněním dochází k extrémním jevům, kdy jsou suchá období vlivem zaústění dešťové kanalizace střídána vysokými průtoky. Tyto výkyvy mají za následek snižování biodiverzity toku a pestré společenství vodních organismů je nahrazeno odolnými druhy vodních bezobratlých. Zaústění dešťové kanalizace také způsobuje změny v chemismu vodního toku a v kvalitě vody jako takové. Z toho důvodu je nezbytné stanovit rozmezí vhodných průtoků, které budou podporovat biodiverzitu toku a určit opatření pro snížení negativního vlivu zaústění dešťové kanalizace do urbanizovaných toků (Klímová 2013).

3.2.2 Morfologie vodních toků

Změny v morfologických podmínkách vodních toků nastávají tehdy, pokud je narušena rovnováha mezi hnacími silami toku a jejich odporem. Tím je způsoben posun v chování hydrologického režimu toku, což má za následek odlišné uskupení geomorfologických jednotek a souvisejících dynamických interakcí. Častým důsledkem těchto změn jsou změny hydraulické únosnosti, jejímž důsledkem je hromadění velkého množství unášeného materiálu, nebo zvýšení povrchového odtoku. Vzhledem k neustále se vyvíjející krajině jsou vodní toky často vnímány jako nežádoucí prvky, které se lidé snaží přeměnit ve snadno obhospodařovatelné pruhy pozemků. V důsledku toho jsou malé vodní toky vyloučeny z krajiny, přičemž ty větší z nich jsou především v městských oblastech zatrubněny a postrádají tak přirozená záplavová území. Nejvíce patrnou změnou říční morfologie je degradace přirozeného říčního kontinua v podélném profilu a ztráta kontaktu mezi podzemními vodami a vodními toky (Jakubínský 2014).

Prvotní zásahy do morfologie vodních toků jsou datovány do období před pěti tisíci lety. Intenzita hydrotechnických úprav dosáhla maxima ve 20. století. Jejich následkem je narušení ekologické rovnováhy vodních ekosystémů. Člověk provedl změny hydrologických a strukturních podmínek koryta a tím je způsobeno, že většina toků je migračně neprostupných v důsledku vybudování jezů a hrází. To dospělo až k podstatnému snížení kvality vody a biodiverzity. Zároveň však došlo k nárůstu množství tolerantních druhů a v neposlední řadě byly prohloubeny projevy hydrologických extrémů. Současným cílem, na kterém je založena Rámcová směrnice o vodě EU, je prosadit takovou integrovanou politiku v oblasti vodního hospodářství, která přinese rovnost mezi potřebami lidské civilizace a vodními ekosystémy (Lelut et Matoušková 2008).

Po desetiletí byly drobné vodní toky zanedbávanou částí krajiny přesto, že obvykle představují největší část z celkové délky hydrografické sítě. V současné době probíhá nárůst zájmu o studium procesů podílejících se na morfologickém a ekologickém stavu drobných toků. Jedním z hlavních důvodů, které vedou společnost k tomuto trendu, je míra rizika spojená s extrémními hydrologickými událostmi a jejich následnými dopady, na které je společnost v záplavových oblastech drobných vodních toků nedostatečně připravena. Drobné toky mohou být také užitečné při studiu přírodních procesů, které fungují podobně jako velké řeky jen v mnohem menším měřítku (Jakubínský 2014).

3.2.2.1 Geomorfologické charakteristiky urbanizovaných vodních toků

Hlavním vlivem urbanizace na morfometrii povodí je ovlivnění hustoty odvodňovací sítě, která se udává délkou toků na plochu povodí (km / km^2). Hustota přirozených toků se v urbanizovaném prostoru dramaticky snižuje. Dochází k vybetonování koryta, či zatrubnění toku (Hirsch et al. 1990). V některých případech však mohou uměle vytvořené kanály (včetně silničních propustků) celkovou hustotu odvodňovací sítě navýšit, což může vést až ke zvýšení rizika povodní (Meyer et Wallace 2001).

Dominantní názor ve fluvialní geomorfologii předpokládá, že rozměry koryta vodního toku (šířka a hloubka) reagují na dlouhodobé změny v množství ukládaných sedimentů a kapacitním průtokem (Q_{bf} - bankfull discharge) (Roberts 1989). Kapacitní průtok zahrnuje maximální možný průtok v korytě, aniž by došlo k rozlivu vody v nivě. Kapacitu koryta lze definovat pomocí poměru šířky a hloubky se současnou identifikací diskontinuity ve hranicích koryta, jako jsou například změny v jeho sedimentárních a vegetačních charakteristikách (Copeland et al. 2001). Ve fluvialní geomorfologii se lze také setkat s pojmem efektivní průtok (Q_{eff} - effective

discharge). Efektivní průtok vyjadřuje maximální množství unášených splavenin v období několika let. Využití efektivního průtoku spočívá v porovnání vlivu různých geometrií koryta na transport splavenin. V korytech, která jsou stabilní je často hodnota Q_{bf} i Q_{eff} stejná. V nestabilním korytě s modifikovanou morfologií se však hodnoty Q_{bf} mohou výrazně lišit od hodnot Q_{eff} . Z tohoto důvodu by se výraz kapacitní průtok nikdy neměl zaměňovat za průtok efektivní. Obecně platí, že kapacitní průtok stabilních vodních toků odpovídá intervalu opakování povodní cca 1 – 2,5 roku (Shields et al. 2003).

Eroze zvyšuje množství hromaděných sedimentů v množství o 10^2 - 10^4 více než v přirozených lesních povodích, přičemž ve svažitéch povodích dochází k dalšímu nárůstu eroze (Fusillo et al. 1977). K nejvyššímu odnosu sedimentu dochází během velkých periodických povodní. Tento zvýšený odnos sedimentu vede k agradační fázi, během které se sediment hromadí na dně toku (viz obrázek č. 3). Během této fáze dochází ke snížení hloubky toku, jelikož sedimenty hromadící se na dně zaplňují koryto a tím dochází ke snížení průtočné kapacity toku. Z tohoto důvodu může docházet k častějším povodním a následnému odnosu sedimentu mimo koryto (overbank deposition) (Wolman 1967).



Obr. č. 3: Změny v korytě spojené s urbanizací (zdroj: upraveno dle Paul et Meyer 2001).

Po proběhnutí agradační fáze se množství usazovaného sedimentu snižuje a nastává fáze eroze (viz obrázek č. 3), během které dochází k prohlubování a rozšiřování koryta. Z důvodu zvýšeného průtoku dochází k překročení minimální odnosové rychlosti nahromaděného sedimentu, který je z koryta odplavován. Poté dochází k prohlubování koryta. V závěru dochází k vymílání koryta směrem ke břehu, což vede k rozšiřování vodního toku. V městských povodích většina unášeného sedimentu pochází z eroze koryta. Eroze probíhající mimo koryto toku (povodně) tak zahrnuje jen nepatrnou část z celkového množství unášeného sedimentu. Rozsah této zobecněné geomorfologické reakce se však bude lišit, jak v podélném směru toku, tak i podle doby trvání erozní fáze, svažitosti povodí, geologie a historie využití krajiny (Paul et Meyer 2001).

Pohyb sedimentu v napřímených tocích s opevněnými svahy je rychlejší než samotné vstupy sedimentu. Pokud je však opevnění odstraněno, vstup sedimentů již není omezen. Kapacita přepravovaného sedimentu vyjadřuje celkový objem splavenin unášených proudem, který je nejvíce závislý na velikosti průtoku. Dlouhodobá eroze a depozice sedimentu v korytě je v přímém vztahu k dodávkám sedimentu v toku. Nárůst rychlosti proudění je přitom nejdůležitějším faktorem, který přispívá k degradaci koryta. To dokazuje vztah mezi hydraulickou geometrií a degradací koryta. Bylo zjištěno, že vzhledem k velikosti průtoku vody, sklonu koryta a velikosti částic existuje optimální šířka, kterou je maximalizována dopravní kapacita splavenin. V přímých úsecích toku šířka často souvisí s intenzitou eroze břehů a velikostí ztrát na sedimentu. Vstupy sedimentů do městských toků jsou zvýšené z důvodu odstranění břehových porostů a také z důvodu povrchového odtoku způsobeného množstvím nepropustných povrchů (Niezgoda et Johnson 2005). Pizzuto et al. (2000) zjistil, že složení splavenin městských i přírodních toků jsou velmi podobné. Urbanizované toky však vykazují minimální podíl frakce 2 – 64 mm. Výrazný nárůst v množství splavenin může vést k potížím jako je snížení účinnosti protipovodňových opatření, silničních propustků a mostů (Niezgoda et Johnson 2005).

Městské toky se od lesních povodí liší i v dalších geomorfologických charakteristikách. Vzdálenost mezi peřejnatými úseky je v lesních povodích konstantní v sedminásobku šířky koryta. V městských tocích obecně platí, že tento poměr zůstává konstantní v závislosti na tom, jak se koryto rozšiřuje. To znamená, že absolutní vzdálenost mezi peřejnatými úseky se v městském prostředí převážně zvyšuje. Přesto však již bylo několikrát prokázáno snížení této vzdálenosti na pětinašobek šířky koryta (Gregory et al. 1994). Studie provedená Nedeau et al. (2003) na potoce Portage ukazuje, že z důvodu navýšení množství peřejnatých úseků mohou

mít odpadní vody na organismy pozitivní vliv. Zvýšení množství peřejnatých úseků prostředí má jednak pozitivní vliv na odolná společenstva, ale na straně druhé zároveň negativní vliv na další citlivější společenstva. V takové situaci čelí správce vodních toků otázce, zda je výhodnější mít dobrou kvalitu vody na úkor kvality stanoviště, nebo dobrou kvalitu stanoviště na úkor kvality vody. Zamezením vtoku odpadních vod by pravděpodobně došlo k rychlé sedimentaci a nižší produktivitě a různorodosti vodních společenstev (Nedeau et al. 2003).

Změny v transportu sedimentu mohou též ovlivnit trasování toku. Zvýšené množství sedimentu v některých případech změnilo původně silně meandrující toky ve více narovnané (Paul et Meyer 2001). Urbanizované toky jsou též charakteristické zvýšeným sklonem a tedy i vyšší rychlostí proudu a to zejména tam, kde se sklonu využívá pro zvýšení účinnosti odvodu povrchového odtoku (Pizzuto et al. 2000).

Urbanizací může být také ovlivněna textura sedimentů. V městských tocích bývá pozorováno menší množství jemného sedimentu, přičemž dochází k navýšení množství písčité frakce a snížení množství frakce štěrkovité. To se děje v důsledku změn v rychlosti proudu, která má vliv na transport sedimentu. Kromě změn v sedimentu dochází též ke změnám v přítomnosti mrtvého dřeva v toku, jež je ve městském prostředí značně omezeno. Povodí s množstvím nepropustných povrchů vyšším než 20% zahrnují obecně velmi malé množství mrtvého dřeva, které je důležitým prvkem jak v geomorfologii, tak v ekologii vodních ekosystémů (Finkenbine et al. 2000).

Ostatní geomorfologické změny se často nacházejí v okolí mostních konstrukcí a silničních propustků, které jsou v důsledku zvýšené hustoty silniční sítě v urbanizované krajině obecně hojnější. Tyto morfologické změny zahrnují několik důležitých faktorů jako je vznik tůní pod silničními propustky, nebo výrazné změny ve sklonu koryta (tzv. knickpoints), které jsou dalším výrazným rysem urbanizovaných toků. Tato snadno erodovatelná místa jsou vytvářena například skrze vybagrování koryta, či stavbu mostních konstrukcí a bývají rozloženy v celém urbanizovaném povodí, což způsobuje destabilizaci koryta daného toku (Paul et Meyer 2001).

Úpravy geometrických změn trasy toků bývají předmětem hodnocení, založených na historických mapových podkladech. Pro vyhodnocení vlivů antropogenních zásahů na prostředí vodního toku je však třeba širší spektrum parametrů, než pouhé změny půdorysu toku. S rozvojem poznání významu morfologie toku pro ekosystémy vznikla v minulých letech řada metodik, umožňujících hodnocení morfologie toků. Rámcová směrnice o vodní politice

2000/60/ES vyžaduje hodnocení hydromorfologické složky toku pro stanovení ekologického stavu. S touto normou je kompatibilní metodika HEM (Langhammer 2013), která je pro účely této směrnice zavedena v ČR (Langhammer 2007).

Změny v hydrologii a geomorfologii toků mají obecně vliv na hydraulické prostředí toků. Takovéto změny mají vliv na mnoho ekologických procesů (např. filtrační organismy a cykly zpracování uhlíku a koloběhu živin) (Jones et Mulholland 2000).

3.2.2.2 Vliv morfologie toku na složení vodních společenstev

V ekologii vodních toků se již dříve prokázalo, že druhová pestrost a hojnost vodních společenstev je ovlivňována heterogenitou fyzikálního, abiotického prostředí (Hynes 1970). V některých pracích je pozornost věnována změnám složení společenstev v závislosti na podloží toku. Názor, že struktura a charakter prostředí je klíčovým determinantem složení vodních společenstev, se stal součástí několika rozvíjejících se směrů vodní ekologie (Vannote et al. 1980).

Koryto vodního toku zosobňuje vazbu mezi fluviálně-morfologickými, hydrologicko-hydraulickými a sedimentačními procesy v trojrozměrném prostoru a čase. Jejich výsledkem je velmi dynamická struktura morfologických forem vytvářející bázi ekotopů, jako životního prostoru vodních společenstev (Maddock 1999). Fyzickým habitatem koryta vodního toku chápeme prostředí, ve kterém přežívají, rozmnožují a skrývají predátoři, společenstva ryb a makrozoobentosu. Prostorová struktura jak morfologických, tak morfohydraulických jednotek na dně koryta vytváří mozaiku určitých typů dna rozložených v toku, která do značné míry determinuje biodiverzitu vodního prostředí. V širším slova smyslu je stav vodního prostředí závislý na celkovém stavu povodí. Tyto aspekty jsou zvláště důležité v současnosti, kdy se antropogenní změny v kvalitě, režimu a struktuře vodních toků odrážejí na stavu vodních společenstev a ve fungování vodních ekosystémů (Thomson et al. 2001). S ohledem na tuto skutečnost a její negativní následky, které se projevují jak v živé, tak neživé sféře, jsou současnou společností iniciovány aktivity zaměřené na ekologicky udržitelný management vodních ekosystémů. Základem takovýchto snažení je vyvinout metody pro poznání a hodnocení ekologického stavu toků, které jsou ovlivňovány mnohými vzájemně propojenými faktory, přičemž mezi nejdůležitější se řadí abiotické fyzikální struktury a udržitelný rozvoj korytových systémů. Poznání fyzické struktury a ekologické dynamiky na různém stupni antropogenního narušení může poskytnout geografický rámec revitalizace říčních systémů,

stejně jako jejich budoucí struktura v kontextu předvídaných klimatických změn (Grešková et al. 2007).

3.2.3 Teplota vodních toků

Teplota vodního toku je důležitou proměnnou, která má vliv na mnoho důležitých procesů (například depozice organického materiálu a ekologie bezobratlých). Odstraněním břehových porostů často dochází k redukci doplňování zásob podzemních vod, která v součinnosti s efektem městského tepelného ostrova ovlivňuje teplotu toku. Ve studii na Long Islandu dle Pluhowskiho (1970) byly teploty městských toků v letním období průměrně o 5 – 8 °C vyšší a v zimním období o 1,5 – 3 °C nižší, než teploty vodních toků ve venkovských oblastech. Sezónní výkyvy denních teplot byly v městských tocích též vyšší během letních bouří, při kterých byly zjištěny teploty povrchového odtoku o 10 – 15 °C vyšší než v přirozených podmínkách. To je způsobeno především nepropustnými povrchy vysoké hustoty, které absorbují vysoké množství krátkovlnného záření, které je později vyzařováno ve formě dlouhovlnné radiace (Pluhowski, 1970). Podobné výkyvy byly zjištěny v mnoha dalších studiích prováděných ve městském prostředí (Paul et Meyer 2001).

3.2.3.1 Vliv efektu městského tepelného ostrova na vodní toky

Města tvořící městské tepelné ostrovy jsou charakteristické teplotami až o 10 °C vyššími než v okolních oblastech (Pickett et al. 2001). Efekt tepelného ostrova města je většinou popisován na základě srovnání teplot měřených uvnitř města a teplot přilehlých venkovských oblastí.

Tepelné znečištění je výsledkem několika společně působících faktorů, jako jsou:

- a) nepropustné povrchy,
- b) zvýšená dlouhovlnná radiace způsobená nízkým zastoupením vegetace
- c) a odvod dešťové vody městskou kanalizací.

Místní variabilita půdního pokryvu a teplot se odráží ve variabilitě teplot drobných městských toků. Vyšší teploty a zastavěná plocha tedy vedou k vyšším teplotám povrchového odtoku a tím ke zvýšenému riziku tepelných výkyvů ve vodních tocích během silných dešťů (Walsh et al. 2005). Nepropustný povrch ve městech zase vede k vysokým úrovním odtoku během přivalových dešťů (Arnold et Gibbons 1996). Zpočátku může odtok ze zpevněného povrchu (například betonu) dosahovat velmi vysokých teplot, jelikož nepropustné povrchy

mohou být až 50 °C teplejší než okolní vzduch. Účinky těchto tepelných rázů na organismy byly studovány jen zřídka, ale mohou krátce zvýšit teplotu toku nad maximální toleranci některých organismů citlivých na teplotu. Tepelné pulsy mohou též způsobit behaviorální a fyziologické změny u některých bezobratlých a ryb (Mesa et al. 2002). Variabilita teploty je jedním z mnoha faktorů, které ovlivňují městské toky, přičemž změny v tepelném režimu jsou studovány mnohem méně než například geomorfologie, hydrologie a vstupy živin (Somers et al. 2013). Růst teploty toku může mít také vliv na metabolismus a rozmnožování vodní bioty a vysoký nárůst teploty může mít na určité organismy i letální účinky. Maximální teploty v toku často negativně korelují s druhovou diverzitou (vyšší teploty jsou v korelaci s úbytkem taxonů citlivých na změny v teplotě). Vyšší teploty mohou též urychlit mikrobiální aktivitu, která vede k vyšší míře respirace a rozkladu organické hmoty, což následně způsobuje změny metabolismu organismů v ekosystému (Beitinger et al. 2000). Zvýšené teploty vody tedy způsobují redukci množství rozpuštěného kyslíku skrze vyšší mikrobiální činnost. Dále prostřednictvím vyšší teploty vody je snížena rozpustnost kyslíku. Maximální teploty vody jsou často v negativní korelaci s biodiverzitou toku. To je způsobeno ztrátou taxonů citlivých například na změny v množství rozpuštěného kyslíku (Somers et al. 2013).

Výsledky Somers et al. (2013) ukazují, že teploty městských toků jsou průměrně o 1 °C vyšší než v lesních povodích. V průběhu bouří došlo k rychlému nárůstu teploty toku až o 4 °C během pouhých 10 minut. Somers et al. (2013) navrhuje, aby tyto teplotní rázy vzniklé během letních bouří byly mírněny zachováním, nebo obnovou břehových porostů, které redukuje množství povrchového odtoku. Nejvyšší rozdíl v teplotě vody během silných srážek je však právě ve vegetaci zastíněných tocích, které se vyznačují nižší průměrnou teplotou vody. Břehový porost tedy může sice pozitivně působit na snížení teploty vody, ale zastíněné toky vykazují mnohem vyšší teplotní rozdíl během vysokého povrchového odtoku. Tato zjištění zdůrazňují důležitost správných návrhů revitalizačních projektů (Somers et al. 2013).

3.3 Chemické účinky urbanizace na stav vodních toků

Městské toky jsou charakteristické zvýšenou koncentrací kontaminantů, které jsou unášeny povrchovým odtokem dešťových srážek. Mezi znečišťující látky lze zařadit živiny a toxické látky (těžké kovy a organické polutanty), které jsou často vázány v sedimentech. Odnosem těchto kontaminantů dále po toku jsou ohroženy i vzdálené recipienty (jezera, ústí řek). Zvýšená koncentrace znečišťujících látek v urbanizovaném toku je často spojena s častějšími a intenzivnějšími povodněmi. Není proto výjimkou, že vodní společenstva vykazují zvýšený

stav degradace v závislosti na stupni urbanizace povodí (Walsh 2000). Chemické vlivy urbanizace jsou mnohem rozmanitější než vlivy hydrologie a geomorfologie toku. Jsou závislé na rozsahu a druhu urbanizace, přítomnosti čistíren odpadních vod (ČOV), přítomnosti odlehčovacích komor, sloužících k odvodu přebytečné dešťové vody a celkovém rozsahu dešťové kanalizace (Paul et Meyer 2001).

Hladiny alkality jsou v urbanizovaných tocích dle Davies et al. (2010) až devětkrát vyšší než u toků přírodních. Elektrická vodivost se v urbanizovaných tocích také pohybuje na úrovni až dvakrát vyšší než v tocích přírodních. Betonové drenážní materiály (např. trubky) jsou významným zdrojem zvýšené alkality a vodivosti městských toků. Vyšší hodnoty rozpuštěných minerálů přispívají k ekologickým rozdílům. Vyšší dostupností uhličitanu vápenatého však může být oproti tomu pozitivně ovlivněn vývoj schránek plžů (Davies et al. 2010).

Obecně platí, že v městských tocích dochází k nárůstu téměř všech chemických složek. Mezi nejzásadnější lze zařadit spotřebu kyslíku, vodivost, množství nerozpuštěných látek, amoniakální dusík, uhlovodíky a těžké kovy (Latimer et Quinn 1998). Tento nárůst lze přičíst jak vlivu vypouštění odpadních vod (bodový zdroj znečištění), tak plošným zdrojům znečištění (povrchový odtok). Mnoho zemí dosáhlo významného snížení chemických složek v důsledku přijetí modernějších technologií pro čištění odpadních vod. Žádné čištění vod však není schopné odstranit všechny chemické složky, čímž často dochází k překročení povolených limitů. Mimo to není ani v současné době výjimkou přítomnost dešťových bezpečnostních případů. V případě silných srážek se tak dešťové vody spolu s neupravenými odpadními vodami dostávají jednotnou kanalizací do recipientů (Duda et al. 1982). Nekontrolované spojení odpadních a povrchových vod může vést k vysokému fekálnímu znečištění koliformními bakteriemi a zvýšené koncentraci živin. Povrchovým odtokem jsou také odnášeny těžké kovy z parkovišť a dále například hnojiva a herbicidy pocházející z trávníků golfových hřišť a parků. Mimo to, mohou ve městských povrchových vodách i přes standardní postupy v čištění vody přetrvávat mnohé farmaceutické sloučeniny (Bernhardt et Palmer 2007).

Všude přítomnost plošných a bodových zdrojů znečištění v urbanizovaných povodích tedy naznačuje, že kumulativní účinek těchto problémů může být hlavním zdrojem biologického rozkladu v urbanizovaných povodích (Duda et al. 1982). Konečný zdroj znečišťujících látek je však pro ekologii recipientu méně důležitý, než efektivita jejich transportu. Kontrola zdrojů znečištění je běžnou součástí managementu městských povodí. Účinnějším opatřením by však

byl spíše management transportu těchto kontaminantů do recipientu, protože řízení množství zdrojů znečištění je velmi obtížné (Walsh 2000).

3.3.1 Živiny a ostatní ionty

Nejnižší rychlosti absorpce živin bývají pozorovány v nejvíce urbanizovaných povodích. To bývá způsobeno následkem nízké biotické poptávky po živinách. Z tohoto důvodu nejsou v městských tocích zvýšené koncentrace živin výjimkou (Paul et Meyer 2001). Projevují se zde tedy nejen zvýšené vstupy živin, ale také snížená schopnost urbanizovaného toku živiny redukovat. Zvýšení kvality vody v městských tocích tedy závisí nejen na redukci přísunu živin, ale například také na zvýšení dodávek (např. zalesnění pobřežní zóny), či zlepšení retence fixující biomasou (Meyer et al. 2005).

3.3.1.1 Fosfor

Urbanizace zpravidla v městských povodích vede k vyšším koncentracím fosforu. Vliv urbanizovaného prostoru je často vidět v množství celkového fosforu a to v důsledku zvýšeného množství částic fosfor obsahujících. Nárůst množství rozpuštěných forem fosforu lze ale pozorovat také. Městské oblasti představují průměrně pouze 5% z povodí a podílejí se tak na ročním výtěžku fosforu jen velmi málo. Zdrojem fosforu v městských povodích jsou převážně odpadní vody a hnojiva, přičemž nejvyšší vstupy fosforu jsou zprostředkovány skrze intenzivní zemědělskou činnost v daném povodí. Půdy a jejich vlastnosti jsou důležité z hlediska dynamiky a zachování fosforu z dosahu podzemních vod. Fosfor uložený v půdě v důsledku hnojení, však může být uvolněn erozí půdy a přispívá tak k eutrofizaci recipientů (Paul et Meyer 2001).

3.3.1.2 Dusík

I když jsou koncentrace fosforu v městských tocích zvýšené, tak stále často nedosahují hodnot, které jsou pozorovány u dusíku a jeho sloučenin. Zvýšení je pozorováno jak u amonných iontů, tak u dusičnanů (Wemick et al. 1998). Rozsah těchto hodnot závisí na technologii čištění odpadních vod, nelegálním vypouštění odpadních vod, závadách na kanalizačním potrubí a používání hnojiv. Stejně jako u fosforu jsou koncentrace dusíku nejvyšší v tocích spadajících do povodí, ve kterých probíhá zemědělská činnost. Půdy a jejich vlastnosti mají také vliv na míru zadržení dusíku, podobně jako u fosforu. Vyšší význam však má to, zda se na trase toku vyskytují zdroje bodového znečištění (Nagumo et Hatano 2000). Meyer et al (2005) ve své studii zjistil, že hodnoty NH_4 však významně korelují s celkovou

metabolickou aktivitou, což dokládá vysoký význam biologické aktivity v urbanizovaných tocích (Meyer et al 2005).

Rozšířeným problémem jak v urbanizovaných, tak v neovlivněných tocích je atmosférická depozice dusíku (Carpenter et al. 1998). Městské oblasti jsou obecně charakteristické vypouštěním velkého množství dusíkatých sloučenin do atmosféry. Kontaminanty deponované z ovzduší, se do vodního toku ve městském prostředí obecně dostanou s mnohem vyšší pravděpodobností, než do toků v prostředí mimoměstském. Děje se tak z důvodu snížené infiltrace a retence dešťových srážek ve městském prostředí. Mimo dusíku se prostřednictvím atmosférické depozice do vodních toků dostávají také další polutanty jako fosfor a těžké kovy (Duncan 1995).

3.3.1.3 Sodík a chloridy

Zvýšené množství chloridů se vyskytuje zejména tam, kde se využívá chlorid sodný k odstraňování náledí ze silnic. Významná část z více než 100 000 tun chloridu sodného, využívaného ročně v metropoli Toronto na posyp pozemních komunikací, přechází do podzemních vod, odkud se pomalu uvolňuje a zvyšuje koncentraci chloridů v povrchových tocích (Howard et Haynes 1993). Kombinovaným efektem zvýšené koncentrace iontů je vysoká vodivost, která je pozorována u převážné většiny městských vodních toků. Tyto jevy jsou zde tak běžné, že v některých studiích bylo navrženo, aby koncentrace chloridů, nebo hodnoty vodivosti sloužily jako základní ukazatele dopadů urbanizace (Herlihy et al. 1998). Bylo zjištěno, že vodivost je nejvíce konzistentní indikátor kvality vody, který se zvyšuje s podílem urbanizovaných pozemků (Paul et Meyer 2001).

Vysoké hladiny chloridu sodného z posypové soli mohou mít za následek zvýšené hladiny sodíku v půdách a povrchovém odtoku, což může vést až k iontové výměně s jinými kationty jako je vápník a hořčík. Zvýšené koncentrace solí mohou být pro některé organismy dokonce toxické (Halstead et al. 2014). Kelting et al. (2012) studoval koncentrace chloridů a sodíku v 56 jezerech, kde se nevyskytují žádné zpevněné silniční komunikace a 82 jezer v blízkosti kterých se silniční komunikace vyskytují. Bylo dosaženo závěru, že koncentrace NaCl roste s hustotou silničního provozu. Průměrný obsah sodíku v jezerech ovlivněných silničním provozem dosahoval hodnoty 3,60 mg / L (Kelting et al. 2012).

3.3.1.4 Vápník, hořčík a hydrogenuhličitan

Přírozený zdroj vápníku, hořčíku a hydrogenuhličitanu je připisován přirozenému zvětrávání uhličitanových hornin a různých složek půdy. Za antropogenní zdroj vápníku,

hořčíků a hydrogenuhličitanu bývá považována především zemědělská činnost v důsledku hnojení (např. vápenec, dolomit, chlorid vápenatý, síran vápenatý) a vodní eroze. Vápník a hořčík může také pocházet z jímek odpadních vod a septiků. Další možností antropogenních vstupů vápníku, hořčíku a hydrogenuhličitanu je povrchový odtok protékající skrze městské infrastruktury. Vápenec a méně často dolomit, se používají jako architektonické materiály. Vápník je také významnou složkou betonu. Vstupy těchto antropogenních materiálů tak mohou být způsobeny v důsledku rozpadu městské infrastruktury (Halstead et al. 2014). Davies et al. (2010) provedl laboratorní experiment, ve kterém vzorky vody ze tří zdrojů (městské toky, mimoměstské referenční toky a dešťová voda zachycená na střeších) cirkulují 100 minut skrze potrubí z PVC a betonu vyztuženého ocelí. U všech studovaných vzorků vody, které byly vystaveny expozici betonového potrubí, došlo ke statisticky významnému zvýšení koncentrace vápníku a hydrogenuhličitanu, současně s růstem pH. Vzorek z městského toku měl přitom nejvyšší počáteční koncentraci vápenatých iontů a hydrogenuhličitanu. Tento vzorek byl tedy ovlivněn nejméně. Po expozici betonového potrubí též došlo k nárůstu elektrické vodivosti a koncentrací sodíku a draslíku.

3.3.2 Kovy

Dalším společným rysem městských toků, jsou zvýšené koncentrace různých kovů. Mezi nejběžněji se vyskytující kovy patří olovo, zinek, chrom, měď, mangan, nikl a kadmium (Wilber et Hunter 1979). Důležitým těžkým kovem, který se ve městských tocích vyskytuje, je rtuť, přičemž koncentrace částic vázané methylrtuti, se může zvyšovat během silných srážek (Horowitz et al. 1999). Kromě průmyslových emisí obsahujících kovy existuje ještě mnoho druhů kovů vyskytujících se ve formě nanočástic. Mezi nejčastější příčiny takovýchto emisí patří:

- a) brzdové obložení automobilů (nikl, chrom, olovo, měď),
- b) pneumatiky (zinek, olovo, chrom, měď, nikl),
- c) kovové slitiny používané na díly motoru (nikl, chrom, měď, mangan).

(Paul et Meyer 2001).

Všechny tyto kovové nanočástice se hromadí na pozemních komunikacích a parkovištích. Mnoho dalších kovů lze ve zvýšených koncentracích nalézt v sedimentu vodních toků (např. arsen, železo, bor, kobalt, stříbro, stroncium, rubidium, antimon, skandium, molybden, lithium

a cín). Nejzávažnější hrozbou tedy v urbanizovaných tocích jsou především plošné emise kovových nanočástic (Paul et Meyer 2001).

Koncentrace, ukládání a transport kovů v urbanizovaných tocích úzce souvisí s množstvím organické hmoty a vlastnostmi sedimentů. Organická hmota má vysokou vazebnou kapacitu pro kovy. Splaveniny s vysokým obsahem organických látek často vykazují 50 – 7500 krát vyšší koncentrace zinku, olova, chromu, mědi, rtuti a kadmia, než sedimenty s obsahem nižším (Gonzales et al. 2000). Textura sedimentů je také velmi důležitá. V několika urbanizovaných tocích v New Jersey byla koncentrace kovů v sedimentech nepřímo úměrná velikosti částic. V některých případech bylo prokázáno, že na akumulaci kovů mají vliv i geomorfologické vlastnosti toku. V oblastech s nízkou rychlostí proudění bylo zjištěno, že se zde akumulují vyšší množství jemných sedimentů a organických částic obsahujících těžké kovy, zatímco v oblastech kde jsou rychlosti proudění vyšší, byl zjištěn výskyt kovových částic velikosti zrnka písku. Některé organismy (řasy, měkkýši, členovci, kroužkovci) reagují na zvýšené koncentrace kovů sníženou abundancí a pozměněnou strukturou společenstev. Cesty vstupu kovů do těl živých organismů zahrnují jak přímou expozici rozpuštěnými kovy, tak požití kovů s jemnými sedimenty a organickou hmotou. Toxicita kovů tedy nejsilněji působí v korytě toku, nikoliv ve vodním sloupci (Paul et Meyer 2001).

Dle Nedeau et al (2003) je depozice železa příčinou poklesu diverzity bezobratlých. Dvojmocné železo Fe^{2+} , bývá za vystavení kyslíku oxidováno na trojmocné železo Fe^{3+} . V neutrální vodě většina trojmocného železa hydrolyzuje na hydroxid železitý, který se sráží a usazuje se v korytě. Tento materiál zabraňuje kolonizaci a růstu rozsivek a zelených řas, které jsou významným primárním zdrojem potravy pro vodní živočichy. Velmi citliví na ukládání železa jsou spásací (např. taxony Ephemeroptera) (Nedeau et al. 2003).

3.3.3 Pesticidy

Frekvence výskytu pesticidů je ve městských tocích vysoká a jejich povolené koncentrace jsou často překračovány. Pesticidy zahrnují insekticidy, herbicidy, fungicidy. Mimo tyto pesticidy je také možný občasný výskyt zakázaných látek jako je například DDT (LeVeen et Willey 1983). Ve Spojených státech se ročně spotřebuje více než 397 801 tun pesticidů (PAN North America 2011). Pesticidy jsou často aplikovány v okolí obytných domů a průmyslových budov. Dále jsou intenzivně využívány za účelem ošetření trávníku golfových hřišť. Plošné aplikace pesticidů v městském prostředí množstvím často převyšují aplikace zemědělské. Například množství pesticidů používaných na golfových hřištích (herbicidy,

insekticidy a fungicidy) přesahuje zhruba 30 Kg/ha za rok, zatímco u sóji se používá méně než cca 6 Kg/ha za rok (Schueler 1994). Hlavním vektorem dopravy pesticidů směrem k vodnímu toku je povrchový odtok během dešťových srážek (Foster et al. 2000). Vypařování a tvorba aerosolů přispívá k vyšším koncentracím pesticidů jako je atrazin, diazinon, chlorpyrifos, p,p'-DDT (metabolit DDT) a dalších organochloridů, které ve formě srážek mohou nepřímo také přispívat k vyšším koncentracím pesticidů v urbanizovaných tocích (Coupe et al. 2000).

Dalším pesticidem, který se vyskytuje v dnových sedimentech městských toků, jsou pyrethroidy. Koncentrace pyrethroidů v sedimentu se pohybují typicky v rozmezí 1 – 20 ng/g. Do městských toků se dostává mnohem méně erodovaného sedimentu, než v zemědělských oblastech. Přesto jsou však koncentrace pyrethroidů běžně na srovnatelné úrovni. Jedním z pyrethroidů, které lze nalézt ve městských tocích je bifethrin. Ve formě granulovaného produktu se využívá na ošetření trávníků a regulaci hmyzu. Za většinu vstupu pyrethroidů jsou zodpovědné srážkové a zavlažovací vody (Weston et al. 2009).

3.3.4 Ostatní organické polutanty

V urbanizovaných tocích je detekována celá řada dalších organických kontaminantů (PCB, PAU a alifatické uhlovodíky na ropné bázi) (Paul et Meyer 2001).

PCB se v současnosti stále v životním prostředí vyskytují i přesto, že jejich výroba byla již dříve zakázána pro jejich karcinogenní účinky. Tyto sloučeniny jsou velmi stabilní a lze je nalézt například v rybím mase ve vyšších než povolených koncentracích (například řeka Chattahoochee v Atlantě (Frick et al. 1998) Hlavní cestou vstupu PCB do recipientů je stejně jako u pesticidů povrchový odtok dešťových srážek (Foster et al. 2000).

PAU patří do velké třídy organických sloučenin, které obsahují jak přírodní aromatické uhlovodíky, tak mnoho uhlovodíků syntetických. Dále obsahují organická rozpouštědla, přičemž jejich hlavní využití lze nalézt v průmyslu. PAU, které se mohou vyskytovat ve vodních tocích, tedy pravděpodobně pocházejí z průmyslových odpadních vod. Organická rozpouštědla (například toluen, trichlorethan, dichlorethan) patří mezi nejběžněji se vyskytující PAU (Yamamoto et al. 1997).

V současnosti je velmi obtížné nalézt automobilové parkoviště, na kterém by se nevyskytovaly olejové skvrny. Výsledkem netěsnosti motorů je hojnost různých alifatických uhlovodíků navázaných na různé částice unášené povrchovým odtokem během silných srážek. Různé výzkumy naznačují, že někdy se koncentrace alifatických uhlovodíků vyskytují

v koncentracích, které mohou být stresující pro některé vodní organismy (Latimer et Quinn, 1998). Odhaduje se, že Los Angeles River se podílí na vstupu ropných uhlovodíků do světového oceánu celým jedním procentem ročně (Eganhouse et al. 1981).

3.3.4.1 Farmaka

Některé výzkumy ukazují, že farmaceutické substance z nemocničních odpadních vod přispívají do vodních toků řadou různých chemických sloučenin. V povrchových vodách se mohou nalézt stopy antibiotik, cytostatik, analgetik, narkotik a psychoterapeutických léků (Paul et Meyer 2001). Dle Veach et Bernot (2001) obecně platí, že koncentrace farmak jsou vyšší zimním obdobím a nižší v průběhu jara a léta. Koncentrace farmaceutických látek je však nejvíce závislá na množství rozpuštěného kyslíku a intenzitě slunečního záření. Farmaceutické preparáty jsou navrženy tak, aby bylo dosaženo fyziologického účinku a proto je velmi pravděpodobné, že jimi budou ovlivňovány vodní organismy a celkové zdraví ekosystému (Veach et Bernot 2001).

3.4 Biologická složka vodních toků a účinky urbanizace

Ekologické důsledky urbanizace jsou prostudovány daleko méně než účinky chemických látek (Duda et al. 1982). Kvalitně prostudovány jsou například vlivy urbanizace na některé vodní organismy (zejména bezobratlé). Méně jsou prozkoumány vlivy urbanizace například na ryby. Několik studií se zabývalo vlastnostmi stanovišť, kvalitou vody, nebo disturbancemi v dostupnosti potravy, které mohou být příčinou biologické degradace v urbanizovaných tocích. Méně jsou však zastoupeny studie populační dynamiky, komunitních interakcí a ekosystémové ekologie. Většina studií tedy posuzuje stav toku na základě stavu koryta toku, nebo množství znečišťujících látek. Málo studií se však zabývá biomonitoringem toku (Paul et Meyer 2001).

Biologická společenstva neustále reagují na změny fyzikálních veličin, chemických veličin a ekosystémových procesů, které se každou minutu nahodile mění. Problém je však s určením míry do jaké tyto změny ovlivňují biocenózy. Urbanismus a s ním neoddělitelně spojené městské odvodnění má ve svém důsledku negativní efekt na recipient. Tento efekt je dán jednak kvalitou odpadní vody, to jest vstupujícími polutanty (chemický stres), tak i působením okamžitých hydraulických změn (hydraulický stres). Oba tyto efekty ovlivní strukturu společenstev organismů, které jsou na vodní prostředí vázány. Městské odvodnění představuje největší stres zaústěním jednotné a dešťové kanalizace, kdy náhlý vstup velkého objemu vody způsobuje zásadní změny ve struktuře vodního lože, složení substrátu, což má zásadní vliv na složení společenstva. Vzhledem k tomu, že zatížení recipientu prostřednictvím městského

odvodnění není pravidelné, a tedy předpověditelné, organismy nejsou schopny se přizpůsobit (Šťastná et al. 2004).

3.4.1 Mikroorganismy

Množství bakterií je ve městských tocích obvykle vyšší po silných srážkách (Duda et al. 1982). Velkou část z tohoto množství zahrnují hlavně koliformní bakterie a to zejména v povodích, ve kterých se nachází čistírny odpadních vod (ČOV) a jednotná kanalizace s odlehčovacími komorami (odvod odpadních a srážkových vod společně). V potoce Saw Mill Run, blízko Pittsburghu v Pensylvánii, se během suchého období, množství kolonií tvořících jednotky (KTJ) u koliformních bakterií pohybovalo od 170 – 13 300 KTJ/100 ml a během vlhkého období 6 100 – 127 000 KTJ/100 ml. Odpadní vody a srážkové vody odváděné jednotnou kanalizací mohou během období srážek do vodního toku přispívat 3000 – 85 000 KTJ/100 ml. Tyto údaje ukazují, že plošné i bodové zdroje znečištění přispívají zatížením koliformními bakteriemi ve městských tocích. Vysoké hodnoty KTJ během suchého období nejsou v urbanizovaných tocích neobvyklé. Mohou značit jak chronické úniky odpadních vod z kanalizace, tak nelegální vypouštění odpadních vod. Jiné patogeny, jako *Cryptosporidium* a *Giardia*, jsou rovněž spojovány s přítomností odlehčovacích komor jednotné kanalizace odpadních vod (Gibson et al. 1998).

V některých případech byla zaznamenána zvýšená antibiotická rezistence bakteriálních populací městských toků (Goni-Urriza et al. 2000). To je dáno například toxicitou kovů, které se tak nepřímo mohou podílet na zvýšení rezistence bakterií vůči antibiotikům. Například bakteriální rezistence na streptomycin a kanamycin pozitivně korelovala s množstvím rtuti v sedimentu (McArthur et Tuckfield 2000). Kovy též mohou ovlivňovat enzymovou aktivitu bakterií. Hladiny enzymů nepřímo korelovaly s koncentrací kovů ve vodních sedimentech a to obzvláště v tocích, do kterých byly vypouštěny průmyslové odpadní vody (Wei et Morrison 1992).

Nitrifikační bakterie odpovědné za oxidaci dusíku jsou také ovlivňovány urbanizací. Čistírny odpadních vod (ČOV) mohou představovat významný zdroj nitrifikačních bakterií městských toků a to především pod výpustí dané čistírny (Brion et Billen, 2000). Brion et Billen (2000) ve studii prováděné na řece Seině zjistili, že pod výpustí ČOV nitrifikační procesy probíhají až šestinásobně silněji, než výše proti proudu.

3.4.2 Řasy

Využití řas pro účely hodnocení kvality vody má jak v Evropě, tak ve Spojených státech dlouhou historii. Z tohoto důvodu jsou k dispozici informace o tom, jak různé druhy řas a jejich společenstva reagují na organické znečištění. Rostoucím podílem urbanizované půdy v povodí je obecně snižována rozmanitost druhů řas. Zvýšené množství živin podporuje růst biomasy řas, která v mnoha urbanizovaných tocích není živinami omežována. Nicméně například vliv vysokého zákalu vody, který je způsobený změnou charakteru dnového sedimentu, může naopak omezit hromadění biomasy řas (Paul et Meyer 2001). Mimo to jsou některé druhy řas citlivé na přítomnost kovů nebo herbicidů, které taktéž mohou omezit růst biomasy řas (Olguin et al. 2000).

3.4.2.1 Urbanizace a přírůstky perifytonu

Vodní tok jako takový má velký vliv na formu ekosystému a příbřežní nivu. Hydrologie přirozeného vodního toku je často měněna výstavbou zpevněných ploch a odvodňovacích systémů, které snižují infiltraci srážek a zvyšují frekvenci a amplitudu záplav (Corbett et al. 1997). Výtok z ČOV může významně ovlivnit proudění. ČOV navíc vypouštějí relativně velké množství živin, které přispívají k vysoké primární produkci a přírůstku biomasy řas. Nadměrný růst perifytonu může mít nepříznivý dopad nejen na vodní ekosystém, ale také může ovlivnit využitelnost toku pro lidi. Vysoké množství perifytonu způsobuje snížení koncentrací rozpuštěného kyslíku (Horne et Goldman, 1994), snižuje estetické a rekreační využití vody a zvyšuje náklady na extrakci vody. Kromě toho mohou nadměrná množství živin ovlivnit druhové složení perifytonu a způsobit dominanci sinic, které mají potenciál produkovat toxické chemické látky, které mohou negativně ovlivňovat další složky potravního řetězce (Lehtiniemi et al. 2002).

Sukcese perifytonu je typická počáteční kolonizací rozsivek, která je následována vláknitými zelenými řasami a sinicemi (Peterson et Grimm, 1992). V urbanizovaných povodích nicméně může být zvýšený přírůstek perifytonu omežován častějšími povodněmi, které jsou schopné perifyton z dnového substrátu toku vymývat. Tím je dosaženo snížení biomasy perifytonu a návrat na nižší sukcesní stádia. Zatímco dostupnost živin do značné míry definuje rychlost růstu perifytonu, tak frekvence mezi jednotlivými povodněmi určuje množství času, který má perifyton pro růst k dispozici. Z tohoto důvodu má vodní režim vysoký význam v omezování přítomných živin s ohledem na růst perifytonu a jeho složení (Biggs et Close, 1989).

Pouhou hydromorfologickou úpravou koryta, bez změny zatížení živinami, nedosáhneme změny perifitonu a i na dále bude dominovat vysoké množství biomasy pozdně sukcesního stádia perifytonu. Bez pravidelných povodní by byl perifyton omezen pouze substrátem, který by mohl kolonizovat. Jelikož pozdní sukcesní stádia perifytonu jsou horším zdrojem potravy pro vodní živočichy, tak může docházet k nižšímu přenosu živin do vyšších trofických úrovní. Úspěšná strategie obnovy urbanizovaného toku tak musí brát v úvahu postupy týkající se hydrologie, chemie a biologické složky (Murdock et al. 2004).

3.4.3 Makrofyta

Vlivy urbanizace na makrofyta se zabývalo relativně málo studií. Většina prací byla prováděna na Novém Zélandu a v Austrálii, kde změny ve dnovém sedimentu a živinách přispívají ke snížení druhové diverzity vodních makrofyt. Na Novém Zélandu nicméně nadměrný růst makrofyt v důsledku urbanizace nebyl pozorován, přestože úrovně množství živin a světla jsou zde vyšší (Suren 2000). Za přítomnosti makrofyt však lze dle Larned et al. (2006) pozorovat vyšší počty taxonů Ephemeroptera. Na většinu dalších ukazatelů však makrofyta nemají přílišný vliv (Larned et al. 2006).

3.4.4 Bezobratlí

Společenstva bezobratlých jsou široce využívána k posouzení biologické integrity tekoucích vod. Jsou citlivá jak na organické znečištění, tak na změny jejich přirozených stanovišť (Beisel et al. 2000). V městských tocích jsou společenstva makrozoobentosu často vystavena oběma zmiňovaným faktorům, přičemž hlavní roli zde hraje městské odvodnění, které je jedním z nejdůležitějších činitelů ovlivňujících stanoviště. Ekologické důsledky městského odvodnění zahrnují snížení stanovištní diverzity a ovlivnění funkce a kvality stanovišť (Brookes et Gregory 1998).

Všechny aspekty stanovišť vodních bezobratlých bývají pozměněny urbanizací. Jedním z historicky dobře prozkoumaných vlivů na bezobratlé jsou účinky organických znečišťujících látek (zejména odpadních vod). Organickým znečištěváním dochází k výraznému snížení druhové diverzity bezobratlých, což postupně vede k dominanci čeledi pakomárovitých (Chironomidae) a třídy máloštětinatců (Oligochaeta) (Seager et Abrahams 1990). Beavan et al. (2001) analýzou beta diverzity však zjistil, že mírně ovlivněná stanoviště podporují vyšší kvalitu fauny bezobratlých. V degradovaných částech potoka bývá předpoklad, že počty Chironomidae a Oligochaeta budou růst. Přesto v nejvíce znečištěných částech potoka Glinštica došlo k nárůstu citlivých Ephemeroptera a Amphipoda. To, že mírně upravené dno

toku s kameny a peřejemi podporuje vyšší počet taxonů, bylo pozorováno také u druhů Trichoptera ve slovinské řece Ščavnica (Urbanič et al. 2000).

Dopady urbanizace na vodní bezobratlé lze shrnout následujícím způsobem:

- pokles diverzity v reakci na toxiny, změny v teplotě a organické znečištění,
- pokles abundance v reakci na toxiny a znečištění,
- zvýšení abundance v reakci na přísun anorganických a organických látek,
- pokles druhové diverzity a abundance v důsledku hydraulického stresu a změny morfologie (Paul et Meyer 2001).

Urbanizací ovlivněné fluviální procesy a jejich vliv na geomorfologii kanálu však mohou být pro fungování ekosystémů městských toků více zásadní, než faktory týkající se toxicity, nebo organického zatížení. Městské toky bývají narovnány a břehy zpevněny ve snaze usměrnit povrchový odtok z oblasti. Rysy urbanizovaného toku tak mohou mít vliv na faunu bezobratlých přímo prostřednictvím specifických změn stanoviště, nebo nepřímo prostřednictvím dlouhodobého snížení množství dostupné potravy. Urbanizované toky se zdají být preferovány méně specializovanými druhy a to z důvodu fluktace množství potravinových zdrojů, které jsou odnášeny proudem (Pedersen et Perkins 1986).

Studie zabývající se vlivem urbanizace na vodní bezobratlé lze rozdělit do tří skupin:

- a) ty, které se zabývají oblastí gradientu rostoucí urbanizace v jednom povodí,
- b) ty, ve kterých se srovnává urbanizované a referenční povodí,
- c) velké studie zabývající se vlivem urbanizace na bezobratlé v několika povodí zároveň.

Bez ohledu na druh studie však dochází k poklesu druhové diverzity bezobratlých v závislosti na vývoji urbanizace, ne v závislosti na velikosti povodí. Pokles bývá zvláště patrný u citlivých řádů jako Ephemeroptera, Plecoptera, a Trichoptera. Ve většině těchto studií byl zjištěn pokles celkové diverzity bezobratlých, přičemž došlo k nárůstu množství jedinců čeledi pakomárovitých (Chironomidae), třídy máloštětinatců (Oligochaeta) a tolerantních plžů (Pratt et al. 1981). Na druhé straně v nenarušených úsecích bývá zaznamenáno mnoho různých taxonů, přičemž mnohé z nich se vyskytují pouze na daném stanovišti. Jedná o se především o taxony, které jsou citlivé na pozměněnou morfologii stanoviště. Procento citlivých jedinců se

běžně využívá a je doporučeno pro hodnocení kvality toku (Davis et al. 2003). Ve studii Tavzes et al. (2006) na potoce Glinščica se však počet jedinců zvyšoval směrem dolů po proudu a dosahoval nejvyšších počtů v úsecích nejvíce morfologicky pozmeněných. Dominují zde však pouze dva druhy a to *Caenis luctuosa* a *Gammarus fossarum*. Jedná se o druhy, které jsou velmi tolerantní k nestabilním hydrologickým podmínkám městského prostředí (Gonzalez et al. 2001). Taxonomické složení makrozoobentosu v potoce Glinščica však nenásledovalo vzor degradace stanovišť toku. Stabilní dnový podklad a mělký průtok vody zde částečně snížil vlivy degradace, což mělo za následek vysokou podobnost nejvíce degradovaných a nejzachovalejších úseků (Tavzes et al. 2006).

Počet taxonů se zdá být vyšší v heterogenním prostředí, kde jsou stanoviště pestřejší. Urbanizované lotické ekosystémy se často vyznačují velmi špatnou biotickou integritou tak, jak je to v homogenním prostředí obvyklé. Některá stanoviště můžemohou být vhodná pro velké množství jedinců určitého souboru druhů. Společenstva přizpůsobivých druhů jsou tedy v homogenním prostředí silně zvýhodněna (Beisel et al. 2000). Pokles diverzity vodních bezobratlých tedy souvisí s mírou urbanizace. Tato závislost je v korelaci se zastoupením nepropustných povrchů, hustotou zástavby, množstvím obyvatel a vypouštěním odpadních vod (Paul et Meyer 2001). Klein (1979) studoval 27 malých povodí na Maryland Piedmont a byl prvním vědcem, který označil nepropustné povrchy jako významný ukazatel degradace.

Pro společenstva bezobratlých jsou důležité také změny ve dnovém sedimentu. Platí obecné pravidlo, že diverzita a abundance mají tendenci vzrůstat s rostoucí stabilitou substrátu a s přítomností organického detritu (množství překážek vede k zachycování částic detritu). Peřejnaté úseky toku (větší kameny) hostí obvykle větší množství organismů nežli biotopy tůň bohaté na jemný substrát. Stabilita a složení substrátu souvisí s jeho resistencí k pohybu a jsou tedy silně ovlivněny rychlostí proudu (Šťastná et al. 2004). Nestabilní stanoviště obecně upřednostňují přizpůsobené druhy (Chironomidea, Oligochaeta) (Pedersen et Perkins, 1986). V částech toku, kde jsou rychlým prouděním odnášeny drobné sedimenty, byla lokalizována vyšší diverzita bezobratlých, kteří preferují sediment hrubší. Tůň jsou v městských tocích obvykle zanášeny akumulujícím se sedimentem. Z tohoto důvodu jsou společenstva bezobratlých v rámci těchto stanovišť silně degradována. Kromě akumulace sedimentu způsobují městské toky omezení refugiálního prostoru a bezobratlí jsou tak náchylnější k odnosu dále po proudu (zvláště v průběhu povodní). Prokázán byl také vliv toxicity sedimentu na bezobratlé. Na dnový sediment, který je zdrojem potravy velkého množství bentických organismů, je vázáno mnoho toxinů (Paul et Meyer 2001). Mortalita vodních bezobratlých je

v mnoha urbanizovaných tocích vysoká i v období nízkých průtoků, což se dá vysvětlit právě toxickými látkami uloženými ve dnovém sedimentu a organické hmotě (Pratt et al. 1981).

Odlesňováním břehů, které je často spojováno s urbanizací, je snižována dostupnost potravin, ovlivňována teplota vody, narušován sediment a ovlivňován příjem toxinů z povrchového odtoku během dešťových srážek. Toky, ve kterých je možné pozorovat vyšší diverzitu bezobratlých, obvykle byly spojeny s vyšším množstvím lužního porostu, což dokazuje, že prostřednictvím příbřežních zón některých urbanizovaných povodí mohou být zmírňovány dopady urbanizace. Neproputnými povrchy v množství nad 45 % jsou však degradovány všechny vodní toky bez ohledu na množství lužního porostu. Hodnota lužních lesů je také snížena v případě, že je systém odvodu dešťové vody navržen tak, aby ústil přímo do koryta daného vodního toku. Výjimkou není ani vliv silničních staveb na populace bezobratlých. V Ontariu bylo pozorováno dlouhodobé snížení diverzity bezobratlých (více než šest let) v závislosti na stavbě silniční komunikace (Taylor et Roff, 1986). Stejně tak Wallace et al. (2013) tvrdí, že nejvyšší vliv na rozložení bentických bezobratlých má hustota silniční sítě. Odmrazovací chemikálie používané v oblasti Toronta měly nejvyšší závislost na hustotě silniční sítě, čímž lze vysvětlit zmiňovaný silný vliv na rozložení společenstev bezobratlých. Při vyšších hodnotách hustoty silniční sítě ($> 11 \text{ km}^2 / \text{km}$) byla dle Wallace et al. (2013) snížena diverzita bezobratlých přibližně na jednu čtvrtinu hodnoty, která byla naměřena před navýšením hustoty silničního provozu. Několik rodů bezobratlých se v tomto případě jeví jako citlivé (např. Baetidae jsou rodem řádu Ephemeroptera, který je obecně považován za citlivou skupinu) (Wallace et al. 2013). Problémem je, že většina revitalizačních činností se zaměřuje spíše na obnovu geomorfologického charakteru a pozornost věnovaná biologické složce je jen velmi nízká (Paul et Meyer 2001).

3.4.4.1 Prostorová distribuce vybraných skupin bentických organismů

Distribuce bentických organismů je často vysvětlována pomocí fyzikálních faktorů prostředí. Faktory jako průtok a hydraulické proměnné tedy určují variabilitu prostředí (Brooks et al. 2005). Silné korelace mezi jednotlivými proměnnými a také vztah těchto proměnných k měření vypovídá o tom, že je velmi obtížné odlišit vliv jednotlivých faktorů na společenstva makrozoobentosu. Tyto faktory ve vzájemném působení vytvářejí silně komplexní prostředí pro vodní organismy. Dle Greškové et al. (2007) má například hloubka na distribuci organismů v drobném toku minimální vliv. Rempel et al. (2000) však ve své práci zjistil, že hloubka byla důležitým faktorem vodního prostředí ve velkém toku (hloubka více než 3 m).

Průměrná rychlost proudu neodráží skutečné podmínky, jaké jsou u dna koryta. Přesto však Brooks et al. (2005) ve své práci uvádí, že rychlost proudu nejlépe odkazuje na prostorovou distribuci makrozoobentosu studovaného toku. Morfologické jednotky můžeme rozdělit do dvou skupin:

- a) s nízkými hodnotami tangenciálního napětí – prohlubně, příbřežní mělčiny a lavice,
- b) s vyššími hodnotami tangenciálního napětí – mělčiny, peřeje a výmoly.

Jepice (Ephemeroptera) se běžně shromažďují ve výmolech a mělčinách se středně rychlým a rychlým proudem nezávisle na hloubce (Grešková et al. 2007). Rozmanitost řádu Ephemeroptera, který je často využíván k hodnocení znečištění, bývá dle Daviese et al. (2010) nejvyšší v peřejnatých zónách v mimoměstských oblastech. Méně početné populace Ephemeroptera lze nalézt na okraji peřejnatých úseků a nejchudší populace se vyskytují nejčastěji v tůních s nízkými rychlostmi průtoku (Davies et al. 2010). Oproti tomu například pošvatky (Plecoptera) preferují morfohydraulické jednotky buď s malou hloubkou, nebo rychlým proudem (Grešková et al. 2007). Chrostíci (Trichoptera) preferují dle Greškové et al. (2007) stanoviště s pomalým proudem. Rozdílná distribuce jednotlivých potravinových typů v různých morfohydraulických jednotkách je výsledkem vlivu proudu na rozdílnou distribuci potravinových částic.

Drtiči a též sběrači mají podobné rozložení, přičemž preferují mírnější prostředí a více mělčin a prohlubní. Opačný trend osídlení morfohydraulických jednotek aktivními a pasivními filtrátory odráží jejich rozdílnou strategii v získávání potravinových částic z vodního sloupce (Grešková et al. 2007). Aktivní filtrátoři mají na svém těle filtrační mechanismus na zachytávání jemných organických částic, kdežto pasivní filtrátoři si oproti tomu budují síť a další podobné struktury na zachytávání potravinových částic. Aktivní filtrátoři proto upřednostňují stanoviště s pomalým proudem a nízkou hodnotou tangenciálního napětí (příbřežní mělčiny a lavice). Oproti tomu pasivní filtrátoři (například rod *Hydropsyche*) vyhledávají silnější proud a jsou schopni udržet se v prostředí s vysokou hodnotou tangenciálního napětí (peřeje) (Grešková et al. 2007).

Morfologické jednotky jsou definované na základě geomorfologických znaků detekovaných přímo v terénu. Dle Greškové et al. (2007) analýza studovaného úseku řeky Drietomice ukázala existenci určitých trendů v distribuci vybraných skupin organismů v jednotlivých morfolozických jednotkách. Stejně morfolozické jednotky se mohou vzájemně

odlišovat rychlostí proudu, hloubkou a charakterem substrátu. Brooks et al. (2005) srovnával společenstva ve třech mělčinách zkoumaného úseku toku. Mělčiny se vzájemně odlišovali hodnotami měřených parametrů a žili zde rozdílná společenstva makrozoobentosu. Dle Greškové et al. (2007) je typ proudění jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících distribuci vybraných skupin makrozoobentosu v Drietomici. Ordinační analýza v Drietomici ukázala, že distribuce jepic, pošvatek a chrostíků je více výsledkem podmínek proudění, než vlivem morfologických jednotek. Společenstva obývající prostředí s pomalým prouděním se zřetelně odlišovali od společenstev obývajících prostředí s rychlým proudem. Morfohydraulické jednotky charakteristické odlišným typem proudění mají odlišné charakteristiky (hloubka, rychlost proudění) a obývají je odlišná společenstva jepic, pošvatek a chrostíků (Grešková et al. 2007). Rowntree et Wadson (1998) ve své práci konstatovali, že odlišné prostředí, které se liší hydraulickými parametry, obývají odlišná společenstva. Typ proudění je v korelaci s ostatními proměnnými, z čehož lze usuzovat, že integrují vícero parametrů. Které pravděpodobně mají vliv na distribuci organismů a odrážejí tak hodnoty tangenciálního napětí, kterému jsou organismy vystaveny.

Pro popis struktury společenstva bentických bezobratlých existuje mnoho způsobů, přičemž počet jedinců a počet druhů jsou jedny z nejzákladnějších charakteristik. Jejich hodnoty a zachycení vzácných druhů jsou však výrazně ovlivněny úsilím vynaloženým při vzorkování. Diverzita je jednou z nejběžněji používaných charakteristik společenstva. Lze ji použít jak pro popis celého společenstva, tak jeho částí (trofické úrovně, taxony). Oproti počtu jedinců a druhů jsou indexy diversity založeny především na často se vyskytujících druzích, tudíž vliv vzácných druhů je potlačen. Použití indexů diversity je obzvláště vhodné pro posouzení změn na jedné lokalitě. Lze je tedy použít v případě sledování vlivu zaústění dešťové, nebo jednotné kanalizace. V případě, že zaústění je na sledované lokalitě funkční již delší dobu, však nelze odhadnout, jaké společenstvo se na této lokalitě nacházelo před jeho vybudováním (Šťastná et al. 2004).

3.4.5 Ryby

O vlivech urbanizace vodního toku a jejich účincích na ryby je toho známo daleko méně, než například o bezobratlých. Existují tři úrovně reakcí ryb na rostoucí urbanizaci:

- a) od 0 – 5 % urbanizované půdy dochází ke ztrátám citlivých druhů,
- b) od 5 – 15 % urbanizované půdy dochází k degradaci stanoviště a omezení dostupné potravy (např. bentičtí bezobratlí),
- c) od 15 % urbanizované půdy dochází vlivem toxicity a organického znečištění k závažné degradaci rybí fauny (Yoder et al. 1999).

S rostoucí urbanizací tedy dochází k poklesu diverzity a abundancí druhů ryb, přičemž zároveň dochází k růstu relativní abundance tolerantních druhů. Tolerantní druhy byly pozorovány například ve Francouzské Seině, přičemž tento efekt byl pozorován ještě více než 100 km za Paříží (Boet et al. 1999). Srovnávací studie povodí také potvrdily v urbanizovaných povodích dramatický pokles diverzity a abundance různých druhů ryb, oproti povodím lesním (Paul et Meyer 2001).

Několik studií zkoumalo konkrétní mechanismy, které mohou způsobit změny v rybích populacích spojených s urbanizací. Sediment v urbanizovaných tocích má na ryby pravděpodobně podobný vliv jako na jiné taxony, ačkoliv vliv toxických látek na ryby zde může být vyšší. Modifikace proudění, které obvykle bývá spojeno s urbanizací, také ovlivňuje rybí populace. Protipovodňová opatření na Seině mají prostřednictvím modifikací v proudění vliv na štika obecnou (*Esox lucius*). To je způsobeno snížením množství stanovišť vhodných pro reprodukci štiky. Po uvedeném zásahu poskytuje řeka vhodné podmínky k reprodukci štiky pouze jednou za pět let, oproti dřívějším podmínkám (jednou za dva roky) (Boet et al. 1999).

Vypouštění vyčištěných odpadních vod z ČOV, má nepochybně také vliv na rybí společenstva. Po téměř 250 letech degradace má redukce vypouštění odpadních vod a jejich kvalitnější čištění za následek zvýšení diverzity a abundance rybích společenstev (Paul et Meyer 2001).

Problémem v rybích populacích mohou být také urbanizací modifikované ekologické faktory. Například migrace anadromních ryb v povodí řeky Hudson v New Yorku byla v důsledku urbanizace omezena nedostatkem lokalit vhodných ke tření. Počty vajíček a larev druhu *Alosa pseudoharengus* v přítocích ostře klesly v závislosti na množství urbanizované

půdy (0 – 15 %). Nad 15 % množství urbanizované půdy již žádná vajíčka ani larvy nebyly nalezeny (Limburg et Schmidt 1990). Studie na Kelsey Creek uvádí, že struktura lososovitých ryb je silně závislá na stupni urbanizace. Populace v těchto tocích jsou silně závislé na přísunu jedinců ze zdrojových populací, čemuž je prostřednictvím urbanizace ve většině případů bráněno (Scott et al. 1986).

Introdukované druhy ryb bývají všeobecným znakem urbanizovaných toků. V důsledku vypouštění odpadních vod, lodní dopravy a rybolovu, bylo v Seině poblíž Paříže vysazeno 19 exotických druhů ryb, přičemž došlo k vyhubení 7 z 27 původních druhů (Boet et al. 1999). Druh *Cyprinella lutrensis*, běžně žijící v člověkem hydrologicky ovlivněných lokalitách, který se využívá jako rybí návnada, vytlačil původní druhy obývající přítoky řeky Chattahoochee v Atlantě. Místní společenstva jsou zde v současnosti z 90 % tvořeny právě druhem *Cyprinella lutrensis* (DeVivo 1995).

Komunity bentických bezobratlých a ryb na urbanizaci reagují sníženou druhovou rozmanitostí společně se zvýšením počtu tolerantních druhů. Zvýšená koncentrace různých kovů, teplota vody, průtok a další parametry přímo ovlivňují rybí populace na individuální i komunitní úrovni. Jednotlivé odpovědi rybích populací zahrnují například omezení rozmnožovací schopnosti a ovlivnění metabolické aktivity, osmoregulace a respiračních funkcí. Dále je ovlivněna například rychlost růstu a vývoje ryb. To ovlivňuje celkovou fitness těchto populací, čímž jsou ovlivňovány schopnosti přežití (například vyhnout se predátorovi, nebo parazitům a schopnost najít vhodné stanoviště. Kromě toho je teplotou a kvalitou vody ovlivněna schopnost přežití rybích jiker a plůdků, jakož i komunitní složení bezobratlých, kteří často slouží k potravě mnoha druhů mladých i dospělých ryb. Hodnoty hustoty silniční sítě vyšší než 11 km / km² v Torontu způsobily převahu pouze čtyř druhů ryb (*Rhinichthys atratulus*, *Semotilus atromaculatus*, *Rhinichthys cataractae* a *Catostomus commersonii*). Tyto čtyři druhy ryb jsou považovány za všudypřítomné a obvykle se vyskytují v městských tocích, kde se jinak mnoho dalších druhů již nevyskytuje. *Rhinichthys atratulus*, *Semotilus atromaculatus* a *Catostomus commersonii* jsou považovány za všestranné druhy, což jim umožňuje přizpůsobení se změnám v dostupné potravě (Wallace et al. 2013).

3.4.6 Ekosystémové procesy

Ekosystémové procesy jako je primární produkce, rozklad organické hmoty, nebo koloběh živin, bývají v urbanizovaných tocích často přehlíženy. Několik studií se zabývalo například organickými látkami ve vodním toku. Vypouštění odpadních vod a přepady z odlehčovacích

komor mohou výrazně zvýšit množství organických látek (zejména během silných srážek). Vstupy organických látek spojené s odpadními vodami jsou obecně více nahodilé, než organické látky vyskytující se přirozeně. To vede k nestabilitě kyslíkového režimu. Kyslíkové deficity jsou též spojeny s vysokou biologickou spotřebou kyslíku po silných srážkách. Kromě toho

ve městských tocích také dochází ke zvýšení spotřeby nerespiratorního kyslíku, která je spojená s chemickými oxidačními reakcemi. Ta může být mnohem vyšší, než biologická spotřeba kyslíku povrchového odtoku dešťových srážek. Tímto lze částečně vysvětlit to, proč více než 40% ze 104 městských toků studovaných v USA vykazuje vyšší deficit kyslíku s průměrnou koncentrací 2 mg/l a denní výkyvy 7 mg/l (Bryan 1972). Srovnáním 2 zalesněných a 4 městských povodí v okolí Atlanty byly také zjištěny výrazně nižší zásoby organických látek vlivem urbanizace. Příčinou byl vyšší odnos jemného mobilního substrátu následkem rychlejšího proudění (Paul 1999).

V několika urbanizovaných tocích byla zkoumána kvalita organické hmoty. V urbanizovaném toku Kelsey Creek, byly koncentrace částic organické hmoty vyšší, než v nedalekém referenčním lesním toku. To znamená, že charakter přepravované organické hmoty je urbanizací ovlivněn (Scott et al. 1986). Kromě rozdílů v množství a kvalitě organické hmoty, se urbanizované toky liší i ve schopnosti její retence. Hrubé a jemné částice organické hmoty jsou v urbanizovaném toku často unášeny na dlouhé vzdálenosti. To vede k nižší schopnosti takových toků udržet dostatek organické hmoty, potřebné k průběhu sekundární produkce (Paul 1999).

Urbanizací může být také ovlivňován metabolismus ekosystémů. Srovnání tří řek v Michiganu ukázalo, že urbanizovaná řeka má vyšší hrubou primární produkci a respiraci než řeka mimoměstská (Ball et al. 1973). Poměr primární produkce k respiraci (P / R) bývá v urbanizovaném toku, do kterého nejsou vypouštěny komunální odpadní vody, obecně vyšší než 1. To znamená, že primární produkce autotrofních metabolismů převažuje nad respirací. Nicméně vodní tok, do kterého jsou odpadní vody vypouštěny, vykazuje poměr (P / R) nižší než 1. To znamená převahu heterotrofních metabolismů. Množství ukládaného uhlíku je však v urbanizovaných tocích velmi nízké a tak jeho koloběh probíhá velmi vysokou rychlostí. Tím je podpořena hypotéza, že respirace je ve městských tocích ovlivňována labilními zdroji uhlíku, jako jsou například odpadní vody (Paul 1999). Urbanizací může být ovlivněna také rychlost rozkladu organické hmoty. Kupříkladu vrbové listy se v urbanizovaném toku rozkládají

mnohem rychleji než v přirozených podmínkách a to bez ohledu na to zda jsou přítomny saprofágní organismy (Paul et Meyer 2001).

Ekologové využili živiny vypouštěné čistírnami odpadních vod ke sledování vzdálenosti, kterou molekula dané živiny musí urazit, než dojde k jejímu úplnému odstranění z vodního sloupce. Bylo zjištěno, že vzdálenost, kterou živina urazí v takto ovlivněném toku je daleko vyšší, než ve stejně dlouhém neovlivněném toku. Účinnost redukce živin v urbanizovaném toku tedy bývá velmi nízká. Včasné odstranění živin z bodových a plošných zdrojů ve vodním sloupci přitom výrazně ovlivňuje kvalitu vody v řekách a jejich ústí, která je důležitá jak pro estetické, tak rekreační využití vod (Paul et Meyer 2001).

Metabolismus ekosystému lze chápat jako funkční atribut, na který působí urbanizace. Ve studii Meyer et al. (2005) však hodnoty hrubé primární produkce, respirace a čisté produkce ekosystému nebyly z velké části v korelaci s procenty nepropustného povrchu, kterým jsou urbanizovaná povodí charakteristická. Oproti tomu míra rozkladu listů *Acer barbatum* s množstvím nepropustných povrchů koreluje (Paul 1999). Paul (1999), pro zkoumané toky také vypočítal poměr dešťové odtoku k celkovému množství srážek. Účelem bylo zkoumat vliv silných srážek na organickou biomasu (např. listy stromů). Bylo zjištěno, že poškození biomasy v urbanizovaných tocích je pravděpodobně výsledkem spíše vysokých průtoků, než jakýmkoliv zvýšením biologické aktivity toku (Paul 1999).

Povaha rozvoje měst se mění v závislosti na faktorech jako je klima, topografie, kultura, historie a ekonomie. Porozumění vazbě mezi charakterem zastavěného území a odpověďmi vodních ekosystémů poskytuje ekologům cenné rady vedoucí ke zlepšení stavu městských toků, jakož i jejich ekosystémů (Meyer et al. 2005).

3.5 Revitalizace vodních toků

Revitalizaci urbanizovaného vodního toku lze definovat jako úsilí o obnovu ekologických a hydrologických funkcí toku. U řek a potoků v zastavěném prostředí je dosažení původního stavu nepravděpodobné. Podstatnější je soustředění se na funkce, kterými může být zajištěno kvalitnější životní prostředí. Městská infrastruktura však výrazně ovlivňuje míru stability koryta před revitalizací. Důvodem, proč jsou toky ve městském prostředí upravovány, v první řadě souvisí s maximalizací prostoru pro stavbu budov a apod. Tím je omezován příbřežní prostor, který by jinak mohl sloužit k obnově (Shoredits et Clayton 2013).

Většina revitalizačních projektů, týkajících se vodních toků, se soustřeďuje na zlepšení fyzikálního prostředí, a to buď přímo v korytě toku, nebo prostřednictvím obnovy břehových porostů. Projekty, které se přímo věnují biologické rozmanitosti, většinou řeší problém ztráty heterogenity stanoviště. Zvýšení heterogenity stanoviště tedy vesměs má za následek zvýšení biologické kvality toku (Palmer et al. 1997). Hlavním problémem fyzikálního prostředí toku je ignorování typu degračních vlivů (Lewis et al. 1996). Vhodným ukazatelem kvality revitalizací je složení společenstev bezobratlých živočichů, které je stále více využíváno k hodnocení zdraví vodního toku (Norris et Norris 1995). K primárním cílům revitalizačních projektů často patří náprava negativních dopadů nevhodných pozemkových úprav, nevhodných způsobů hospodaření s půdou a velkoplošného městského odvodnění. Revitalizaci je třeba brát jako snahu o podporu přirozeného vývoje daného vodního toku, která úzce souvisí s jeho hydromorfologií, hydrologií, odtokovým procesem, splaveninovým režimem, přirozenou skladbou vodních společenstev a příbřežní zónou. Revitalizace je dlouhý proces a tak není možné očekávat výrazné zlepšení toku v krátkodobém horizontu několika let. Kern (1994) tvrdí, že narovnaný a uměle opevněný vodní tok k dosažení stavu dynamické rovnováhy potřebuje při samovolném vývoji přibližně 50 let. V plánování revitalizačních projektů je třeba zaměřit se na hydrologické procesy na úrovni povodí a na změny ve využívání půdy. Dále je třeba, aby bylo sledováno množství a povaha povrchového odtoku způsobeného nepropustnými povrchy. Před provedením procesu revitalizace je však nejdůležitější správné pochopení geomorfologických a ekologických procesů. Například správným pochopením toho, jak probíhá transport sedimentu ve vodním toku, lze dosáhnout zvýšení ekologické stability úseků, které jsou ohroženy průchodem nadměrného množství hrubého materiálu. Projektanti revitalizací by se měly zaměřit především na odhad budoucí podoby koryta, která by měla být určena pomocí procesů hydraulického modelování (Shoredits et Clayton 2013).

Z počátku byla v revitalizačních projektech nejvíce prosazována tendence k umělé úpravě přírodě blízkých struktur s využitím stabilizační funkce přírodních materiálů. Pozvolně však došlo ke zvyšování nároků na ekologickou a hydrologickou funkci vodních toků. Vysoké množství financí vynakládaných na projekty věnující se revitalizacím jen málokdy dosahují kvalitních výsledků, a proto v současné době spíše převažuje tendence využívat možnosti samovolného, přirozeného hydromorfologického vývoje (Matoušková 2003). Možnosti revitalizací probíhajících samovolně však nejsou bez omezení. Nejčastěji jsou limitovány dvěma faktory a to opevněním koryta, nebo silným zahloubením toku (Just et al. 2003). May et al. (1997) zdůraznil, že pro omezení dopadů urbanizace na vodní toky je důležitá

ochrana pobřežního pásma. Obnova břehových a vodních společenstev se však může dostat do rozporu s cíli a prioritami managementu městského prostředí (Just et al. 2003).

3.5.1 Obecné vymezení revitalizací vodního prostředí

K obnově přirozeného rázu vodního prostředí lze využít třech typů procesů:

- a) dlouhodobá samovolná obnova, spočívající například v zanášení, popřípadě erozi koryt vodních toků,
- b) obnova povodněmi,
- c) technické revitalizace.

3.5.1.1 Samovolná obnova

Samovolnou renaturaci technicky upraveného vodního toku přináší soubor procesů, jimiž je degradována funkčnost technických úprav a stav toku je přibližován přírodě blízkému stavu. Jedná se o rozpad technického opevnění, zanášení koryta sedimenty a zarůstání toku, nebo naopak jeho vymílání. Tyto procesy obnovují členitost koryta a v některých případech snižují nepřirozeně vysokou průtočnou kapacitu. Samovolné renaturace jsou obecně vysoce efektivní z důvodu minimálních nákladů. V řadě silně zahloubených toků však mohou selhat, nebo působit nepřiměřeně pomalu. Přesto však v celkovém důsledku samovolné procesy představují vysoký revitalizační výkon. Bohužel ne ve všech situacích mohou přirozené procesy působit na obnovení přírodě blízkého stavu. Zvláště nepříznivé je zahlubování koryt. Zahloubení a vysoká kapacita koryta způsobuje změny v příčném i podélném proudění a tím má koryto tendenci dále se prohlubovat. Například koryto opevněné polovegetačními tvárnici nebude ani po dvaceti letech obnovy přirozeným korytem (Just et al. 2003).

3.5.1.2 Obnova povodněmi

V případě koryta bez souvislého opevnění mohou být povodněmi vytvořené břehové nátrže a nánosy do značné míry nápomocny v obnově přírodě blízkého stavu příčného i podélného profilu koryta. V intravilánu je na prvním místě ochrana před škodami (zkapacitnění koryta). Ve volné krajině je však třeba podpořit obnovu přirozeného rázu. Příznivé je zejména rozlévání povodňové vlny v nivních oblastech. Odstraňování nánosu a nátrží by tedy mělo být prováděno jen v nezbytném rozsahu. V některých případech i opevněné koryto podlehe destrukci během silných povodní. Pokud v takovém případě neexistují závažné důvody pro to, aby bylo opevnění obnoveno (například přítomnost pozemních komunikací), je možné nastalou situaci vyřešit ponecháním přírodě blízkému stavu (Just et al. 2003).

3.5.1.3 Technické revitalizace

Technickou revitalizací se v širším smyslu rozumí takový zásah, který vede k posílení přírodních a krajinných hodnot a současně k příznivým vodohospodářským funkcím vodního prostředí. Revitalizace mohou mít různé podoby, přičemž nejčastější je situace, kdy je staré upravené koryto opuštěno a zasypano, případně proměněno v nesouvislou řadu tůní. Zároveň je vytvořeno koryto nové. Toto však není možné v omezeném urbanizovaném prostoru. Nové koryto by mělo mít ve srovnání s korytem předchozím podstatně nižší hloubku a průtočnou kapacitu. Součástí kvalitní revitalizace je také obnova přírodě blízkého potočního pásu, ve kterém se mohou neškodně rozlévat vyšší průtoky. Nejvíce se cení revitalizace, která vytváří přírodě co nejbližší tvary koryta a nivy, tedy revitalizace přírodně autentická (Just et al. 2003).

3.5.2 Přístupy k revitalizacím a jejich hlavní cíle

Existují dva hlavní přístupy k projektování revitalizovaných koryt. Nejjednodušší metoda je založena na použití historických dat, nebo geometrii koryta blízkého toku. Využití tohoto přístupu ve městském prostředí je však velmi problematické. Původní geometrii často nelze z důvodu městského průtokového režimu využít a geometrie převzatá od blízkých vodních toků může mít za následek různé nevhodné geomorfologické faktory koryta. Druhý přístup je založen na hydraulické geometrii, kde jsou parametry koryta odvozeny z průtokového režimu. V některých případech je důležité minimalizovat šířku koryta s cílem navýšit dosažitelnou hloubku vody za podmínek nízkých průtoků. To je vhodné hlavně z hlediska ochrany vodních organismů a kvality vody (Morris et Moses 1999).

3.5.2.1 Obnova kapacity a stability koryta

Kapacita koryta závisí na velikosti a tvaru příčného průřezu a na drsnosti a sklonu koryta. V zastavěném území se obvykle vyžaduje kapacita na Q_{50} (padesátiletou vodu) a naopak v lukách a lesích Q_2 a Q_5 . V situacích, při kterých se revitalizace provádějí, často nebývá přesný výpočet nezbytný (Just et al. 2003). Hloubka koryta by měla být odvozena pomocí průtokových řad, nebo dlouhodobých minimálních průtoků. Zásadní je správný návrh mělkého profilu. To je důležité z důvodu hloubkové eroze, kterou je způsobeno zahlubování koryta. U revitalizace se technická stabilizace koryta obvykle neprovádí. Opevnění je omezeno jen na přírodě blízké materiály, které se po několika letech rozloží, nebo budou zapojeny (Lelut et Matoušková 2008). Zahloubené toky se vyznačují omezeným, nebo neexistujícím rozhraním mezi břehem a vodou v důsledku strmého koryta. Toto rozhraní je přitom velmi

důležité pro obojživelníky a makrofyta. Opětovné vytvoření tohoto rozhraní je tedy nezbytnou součástí revitalizace vodního toku. Existují dva způsoby obnovy tohoto rozhraní:

- a) úprava trasy toku (zvlnění a sklonitost),
- b) úprava převýšení koryta.

Bylo zjištěno, že obnova trasy zahloubených toků v kombinaci s přidávkem hrubozrnného materiálu má za následek zlepšení ekologického stavu v okolí toku. Úprava trasy toku by měla být provedena tak, aby bylo dosaženo přírodě blízkého stavu (Pedersen et al. 2006). Ve venkovských oblastech jsou projekty stabilizace koryta poměrně úspěšné. V městských oblastech však úspěšnost takovýchto úprav může být znatelně snížena a to jak z důvodu vysokých průtoků vody během bouří, tak z důvodu nedostatku akumulujících se sedimentů, čímž je vytvořen silně erozní potenciál koryta (Bernhardt et Palmer 2007).

3.5.2.2 Úprava trasy toku

Vzorový přírodě blízký úsek by měl mít podobný průtokový režim a sklonitostní charakteristiky jako tok určený k revitalizaci. Ze vzorového úseku daného vodního toku lze pak odvodit geometrii revitalizovaného koryta. Z hlediska trasování lze za zásadní považovat parametry jako šířka pásu meandrace, poloměr a tvar oblouků a délka přechodových úseků mezi jednotlivými oblouky (Just et al. 2003). Při návrhu trasy revitalizovaného koryta je vhodné vycházet ze kdysi existujících vodních útvarů, nebo koryto ponechat samovolnému vývoji. Ideální je však vycházet z předmodelovaného koryta, které napomáhá v počátečních fázích vývoje k vytvoření nových morfologických struktur. Při hledání trasy revitalizovaného koryta je vhodné využití historických podkladů. V městském prostředí však toto vždy není možné (Lelut et Matoušková 2008).

3.5.2.3 Úprava podélného a příčného profilu toku

Podélný profil vodního toku by měl vycházet z tvaru terénu a měl by být členitý. Regulační úpravy toků se však snažily o záměrné omezení členitosti podélného profilu a to jak z důvodu výstavby, tak následné údržby profilu (Just et al. 2003). Podélný profil by měl respektovat různorodý sklon, se střídáním proudových a tišinných míst. Důležité je přehodnocení existence stupňů, které mohou představovat překážku migrace vodní fauny a je jimi ovlivněn odtokový a splaveninový režim koryta (Lelut et Matoušková 2008). Příčný profil revitalizovaného koryta by měl být nepravidelný, ve tvaru rozevřené mísy, která je přizpůsobena trase toku. V dostatečně mělkém korytě lze předpokládat následnou, samovolnou diverzifikaci stanoviště

koryta i břehů, což spolu se zapojenou břehovou vegetací přispívá k zvýšení biodiverzity (Lelut et Matoušková 2008). Vhodným tvarem příčného průřezu technicky revitalizovaného koryta je tedy plochá mísa se sklonem svahů nejvýše 1:3 (Just et al. 2003).

3.5.2.4 Obnova heterogenity koryta

Redukce heterogenity stanovišť je nejčastějším negativem technických úprav vodních toků prováděných v minulosti (např. napřimování, prohlubování a odstranění příbřežní vegetace). Rekonstrukce a tvorba takto degradovaných stanovišť se tak stávají základními úkoly revitalizací (Bond et Lake 2003). Laub et al. (2012) zjistil, že i urbanizované vodní toky mohou zahrnovat v určitých vlastnostech jistou míru heterogenity. Například prostřednictvím břehových porostů je uplatněn silný vliv na komplexnost koryta a to bez závislosti na ploše urbanizovaného prostoru. Zalesnění městského toku může být též dosaženo zvýšením heterogenity koryta a to z důvodu zvýšených vstupů mrtvého dřeva.

Velká část managementu vodního toku tedy spočívá ve stabilizaci narušeného dna a koryta. Příčiny nestability koryta ale naznačují, že efektivnějším způsobem obnovy vodního toku je zlepšení a kontrola hydrologických vlastností. Městské toky jsou však často zatíženy zjednodušujícími inženýrskými úpravami z důvodu navýšení účinnosti hydraulického režimu (snížení rizika povodní). Všudypřítomnost takovýchto stanovišť ve městských tocích by tak měla být hlavním předmětem revitalizačních prací (Walsh et Breen 1999). Obnova městských potoků a řek tedy obvykle zahrnuje stabilizaci koryta toku a obnovení břehových porostů. Potenciál pro úspěšnou fyzickou obnovu stanoviště je však závislý na množství nepropustných povrchů nacházejících se v povodí a intenzitě odvodnění. Tyto atributy povodí tak mohou být užitečným nástrojem pro rozhodování o nejvhodnějším přístupu k revitalizaci (Walsh et Breen 1999). Většina městských projektů zabývajících se výsadbou v příbřežních oblastech potoků je obvykle omezena. To je často dáno tím, že nepropustné povrchy jako například silnice, sahají až k okraji koryta. Přítomnost břehových porostů podél městských toků je však důležitá a to bez ohledu na množství v jakém se tyto porosty vyskytují. Prostřednictvím břehových porostů je zvýšena stabilita koryta a celková biodiverzita příbřežního pásma. Nízkou heterogenitu urbanizovaného toku lze také redukovat například využitím popínavé vegetace (Bernhardt et Palmer 2007).

3.5.2.5 Management dešťových vod

V urbanizovaných oblastech, ve kterých je vyžadována vyšší úroveň nakládání s dešťovými vodami lze pro vyšší retenci vod využít soustavy oddělených mokřadů a rybníků. Toto se jeví

jako vhodnější řešení oproti využití jednotného odvádění povrchového odtoku dešťovou kanalizací. Tímto přístupem by měl být napodoben přirozenější hydrologický režim. Retenci vody prostřednictvím soustavy umělých mokřadů a rybníků je zajištěno zvýšení její jakosti a útlum kulminačních průtoků (Bernhardt et Palmer 2007).

3.5.2.6 Redukce povodňových škod

Soustředění povodňových průtoků do koryta s vysokou kapacitou je nezbytné v intravilánu měst a obcí, které je třeba chránit. Důležitým přínosem revitalizace je však obnova povodňového rozlivu v úsecích mimo zastavěná území a zpomalení průběhu povodňové vlny těmito úseky. Nejkrasnější pojetí regulací vycházelo z představy, že po celé délce toku je nutné vytvořit dostatečně kapacitní koryto a tím minimalizovat riziko zaplavení pobřežních pozemků. Z hlediska protipovodňové ochrany je přínosná zejména revitalizace drobného vodního toku v úseku nad územím, které má být chráněno. Zdrsnění a změlčení koryta zpomaluje proudění a podporuje rozlévání toku v nivě. Rozložením povodňového pásu dochází ke zpomalení a ke krátkodobé retenci vody (Just et al. 2003).

3.5.2.7 Zvýšení migrační propustnosti toků

Některé toky se vyznačují přítomností jedné, nebo několika překážek pro migrující organismy. Narušená kontinuita je zvláště důležitá pro ryby s životním cyklem zahrnujícím stanovištní změny. Odstranění překážek tedy důležité pro zlepšení životních podmínek. Překážky v drobných vodních tocích se skládají z mnoha různých typů (např. zatrubnění toku, které vyúsťuje nad korytem). Odstranění bariér téměř vždy vede k okamžitému zlepšení ekologických podmínek (Kristensen et al. 2012). Je prokázáno, že odstraněním silničních propustků lze téměř vždy zvýšit migrační propustnost pro ryby (Shoredits et Clayton 2013).

3.6 Rámcová směrnice vodní politiky 2000/60/ES

V roce 2000 byla po schválení Rámcová směrnice o vodách (Water Framework Directive - WFD) (Bender et al. 2002). Rámcová směrnice nahlíží na vodní hospodářství jako na jednotný celek a jejím hlavním cílem je redukovat zhoršování stavu vodních útvarů (Ministerstvo zemědělství 2009). Ustanovení této direktivy je tvořeno rámcem pro legislativní normy v oblasti vodního hospodářství, které zahrnují komplexní souhrn cílů a právních opatření. Do těchto hlavních cílů rámcové směrnice patří například ochrana a zlepšení stavu vod a na vodu vázaných ekosystémů. Dalším cílem je například podpora udržitelného využívání vodních zdrojů. V neposlední řadě by tato směrnice měla přispět k dosažení cílů mezinárodních dohod (Bender et al. 2002). V současné době je Rámcová směrnice vodní politiky doplněna

o několik směrnic a byla provázána se Směrnicí o zvládání povodňových rizik (2007/60/ES). Rámcová směrnice vodní politiky se vztahuje k veškerému vodstvu (podzemní vody, povrchové vody, brakické vody a pobřežní vody). Voda je tedy považována za souvislý celek (Ministerstvo zemědělství 2009). V prvním článku směrnice o vodě je řešeno zmírňování účinků povodní a období sucha, které jsou označeny jako jedny z hlavních cílů rámcové směrnice o vodě. Při využívání vodních zdrojů rámcová směrnice mimo jiné zdůrazňuje dlouhodobou ochranu vodních zdrojů a stanovuje dosažení „dobrého stavu“ povrchových a podzemních vod jakožto hlavní ekologický cíl do roku 2015 (Bender et al. 2002). Tento cíl je však předmětem několika přesně definovaných výjimek vztaženým k určitým okolnostem, kterými je umožněno odložení dosažení dobrého stavu po dvě plánovací období tzn. až do 22. 12. 2027 (Ministerstvo zemědělství 2009).

Implementace WFD neznamena pouhou aplikaci nových norem, ale potrebu zavedeni zcela noveho komplexniho rezhimu spravy vod a vodnich zdrojů zalozeného na jednotce povodi, bez ohledu na stávající národní, či administrativní hranice. Z tohoto důvodu je vyžadována úzká mezinárodní spolupráce, která byla pro území České republiky zahájena již v závěru minulého století v rámci mezinárodních komisí na ochranu Labe, Dunaje a Odry. Rámcová směrnice vodní politiky představuje jednu z nekomplikovanějších směrnic vytvořenou Evropskou komisí, kterou je pokryta celá oblast životního prostředí. Naplňování úkolů a cílů Rámcové směrnice vodní politiky nespadá jen do kompetence vodohospodářů a ochránců přírody, ale zásadní roli při naplňování této direktivy má též zemědělství, lesnictví, průmysl, územní plánování a další obory (Ministerstvo zemědělství 2009).

3.6.1 Hlavní cíle rámcové směrnice

Cíle WFD jsou uvedeny jak v úvodních zásadách, tak v člancích a přílohách směrnice. V článku 1 WFD jsou uvedeny tyto cíle:

- a) zamezení dalšího zhoršování a zlepšení stavu vodních zdrojů s ohledem na potřebu vody, suchozemské ekosystémy a mokřady,
- b) udržitelné využívání vodních zdrojů založené na dlouhodobé ochraně dosažitelných vodních zdrojů,
- c) zvýšení ochrany vodního prostředí prostřednictvím specifických opatření pro cílené snižování vypouštění, emisí a úniků prioritních látek a zastavení, nebo postupné odstranění vypouštění, emisí a úniků prioritních nebezpečných látek,
- d) cílené snižování znečištění podzemních vod a zabránění jejich dalšímu znečišťování,

- e) snížení účinků povodní a období sucha a tím dosažení cílů příslušných mezinárodních dohod včetně těch, které jsou zaměřeny na předcházení a odstraňování znečištění mořského prostředí, nebo postupné odstraňování vypouštění, emisí a úniků prioritních nebezpečných látek (Směrnice 2000/60/ES)

3.6.2 Hodnocení stavu vodních toků dle rámcové směrnice

3.6.2.1 Složky kvality pro klasifikaci ekologického stavu povrchových vodních toků

- a) Biologické složky - složení a četnost vodní flóry, složení a četnost fauny bentických bezobratlých a složení, četnost a věková struktura rybí fauny.
- b) Hydromorfologické složky podporující biologické složky - hydrologický režim, velikost a dynamika proudění vody, propojení na útvary podzemní vody, kontinuita toku.
- c) Morfologické podmínky - proměnlivost hloubky a šířky koryta toku, struktura a substrát dna toku, struktura příbřežní zóny.
- d) Chemické a fyzikálně chemické složky podporující biologické složky - všeobecné tepelné poměry, kyslíkové poměry, slanost, acidobasický stav, živinové podmínky.
- e) Specifické znečišťující látky - znečištění všemi identifikovanými prioritními látkami vypouštěnými do vodního útvaru a znečištění jinými identifikovanými látkami vypouštěnými do vodního útvaru ve významných množstvích.

3.6.2.2 Ekologický stav

Ekologický stav je v WFD rozdělen do 5 tříd - velmi dobrý, dobrý, střední, poškozený a zničený. Rozhodujícími složkami jsou složení a četnost vodní flóry a biomasa. Pokud jsou při zkoumání těchto indikátorů zjištěny výrazné odchylky od přirozeného stavu, je třeba zhodnotit i hydromorfologické a fyzikálně-chemické indikátory (Bender et al. 2002). Za velmi dobrý ekologický stav se považuje takový stav, kdy daný vodní útvar vykazuje pouze nízké, nebo žádné ovlivnění lidskou činností. Posouzení kvality ekosystému je pak založeno na velikosti odchylky od velmi dobrého ekologického stavu (Allan 2012).

Složky kvality pro klasifikaci ekologického stavu zahrnují:

- a) biologickou složku - složení a četnost vodní flóry (fytoplankton, makrofyta, fytobentos), složení a četnost makrozoobentosu a složení, četnost a věkovou strukturu ryb,

- b) hydromorfologickou složku, kterou jsou podporovány složky biologické - proměnlivost hloubky, morfologické podmínky, hydrologie (odtok, dynamika a napojení na podzemní vodu),
- c) chemická složka, kterou jsou podporovány biologické složky - všeobecné parametry jako teplota, pH, O₂, syntetické škodliviny a nesyntetické škodliviny ve významných množstvích (Bender et al. 2002).

Tab. č. 1: Normativní klasifikace ekologického stavu (zdroj: Směrnice 2000/60/ES).

Velmi dobrý stav	Dobrý stav	Střední stav
Nevyskytují se žádné nebo jen velmi malé antropogenní modifikace v hodnotách fyzikálně chemických a hydromorfologických kvalitativních složek daného typu útvaru povrchové vody v porovnání s hodnotami spojenými s tímto typem, nacházející se v nenarušených podmínkách. Hodnoty kvalitativních biologických složek daného vodního útvaru povrchových vod 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.	Hodnoty biologických kvalitativních složek daného typu vodního povrchového útvaru vykazují mírnou úroveň narušení v důsledku lidské činnosti, avšak odlišují se pouze minimálně od těch, které se obvykle vyskytují u tohoto typu vodního útvaru v nenarušených podmínkách.	Hodnoty biologických kvalitativních složek daného typu povrchového vodního útvaru se středně odlišují od těch, které se obvykle vyskytují u tohoto typu útvaru povrchové vody v nenarušených podmínkách. Hodnoty vykazují střední známky narušení vyvolané antropogenní činností a jsou významně více ovlivněny než u dobrého stavu.

- a) Vody dosahující nižší než střední stav budou klasifikovány jako poškozené, nebo zničené.
- b) 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.
- c) 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 (Směrnice 2000/60/ES).

3.6.2.3 Chemický stav

K docílení požadovaného dobrého stavu povrchových vod musí být mimo dobrý ekologický stav dosažen také dobrý stav chemický. K posouzení chemického stavu jsou používány tzv. prioritní látky. Jejich škodlivý vliv a četnost výskytu má být omezen na přirozenou koncentraci. Mezi prioritními látkami lze nalézt těžké kovy, látky na ochranu rostlin a organické sloučeniny z chemického průmyslu. Část z prioritních látek je označována jako látky nebezpečné. To jsou látky, které mají schopnost perzistence a bioakumulace (Bender et al. 2002).

Tab. č. 2: Přehled důležitých prioritních látek dle WFD (zdroj: Bender et al. 2002).

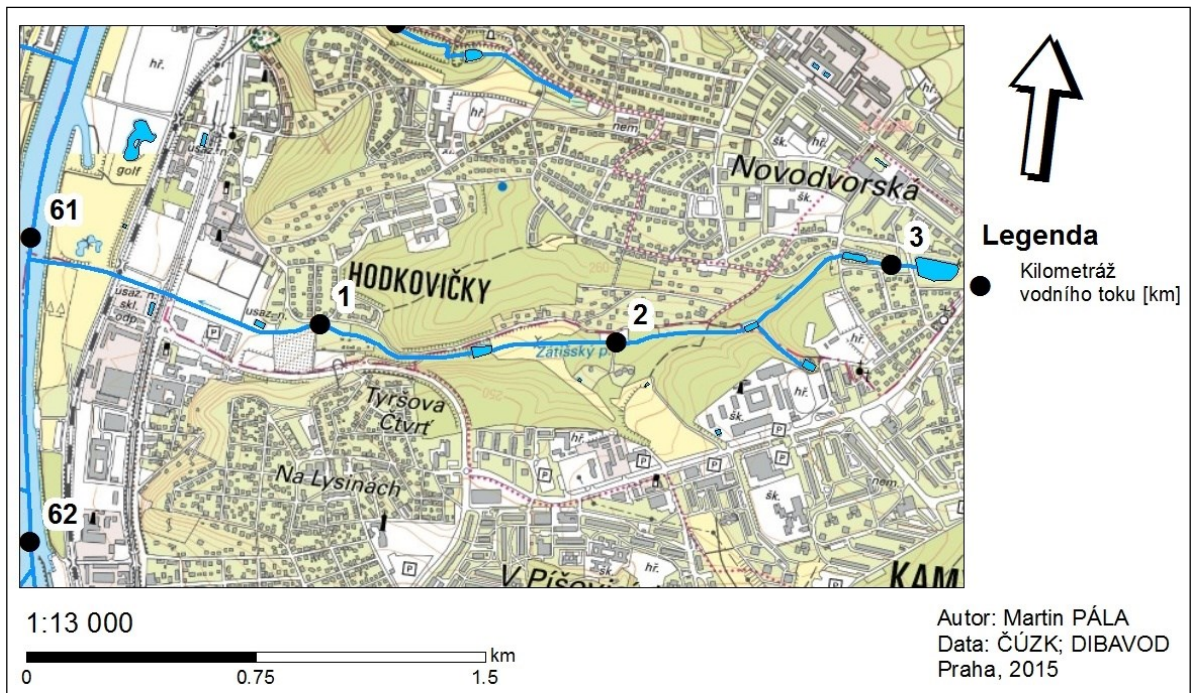
Prioritní nebezpečné látky	Relevantní prioritní látky	Prioritní látky, které nebyly zařazeny k prioritním nebezpečným látkám
- kadmium - chlorované alkany C10 – 13 - bromované difenylové étery - rtuť - hexachlorbutadien - pentachlorbenzen - hexachlorcyklohexan - nonylfenol - hexachlorbenzen - cín a jeho sloučeniny - polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) (pouze pentabromdifenyleter)	- olovo - atrazin - naftalen - trichlorbenzen - chlorpyrifos - diuron - pentachlorfenol - endosulfan - isoproturon - antracen - simazin - trifluralin - di(2etyldrexyl)flatát(DEHP) - oktylfenoly	- nikl a jeho sloučeniny -alachlor - trichlometan - chlorfenvipos - 1,2-dichlormetan - dichlormetan - fluoranthen - benzen

4 Charakteristika zájmového území

4.1 Popis povodí Zátišského potoka

Zátišský potok spadá do katastrálního území Praha 4 – Hodkovičky, které se rozkládá na ploše přibližně 208 ha. Katastrální území Hodkovičky sousedí na severu se čtvrtí Braník, na jihu se čtvrtí Kamýk a Modřany, na východě se čtvrtí Lhotka a na západě se čtvrtí Malá Chuchle. Zájmové území se skládá pouze z jednoho povodí IV. řádu (ČHP: 1-12-01-005). Celková plocha povodí IV. řádu je 8.04 km².

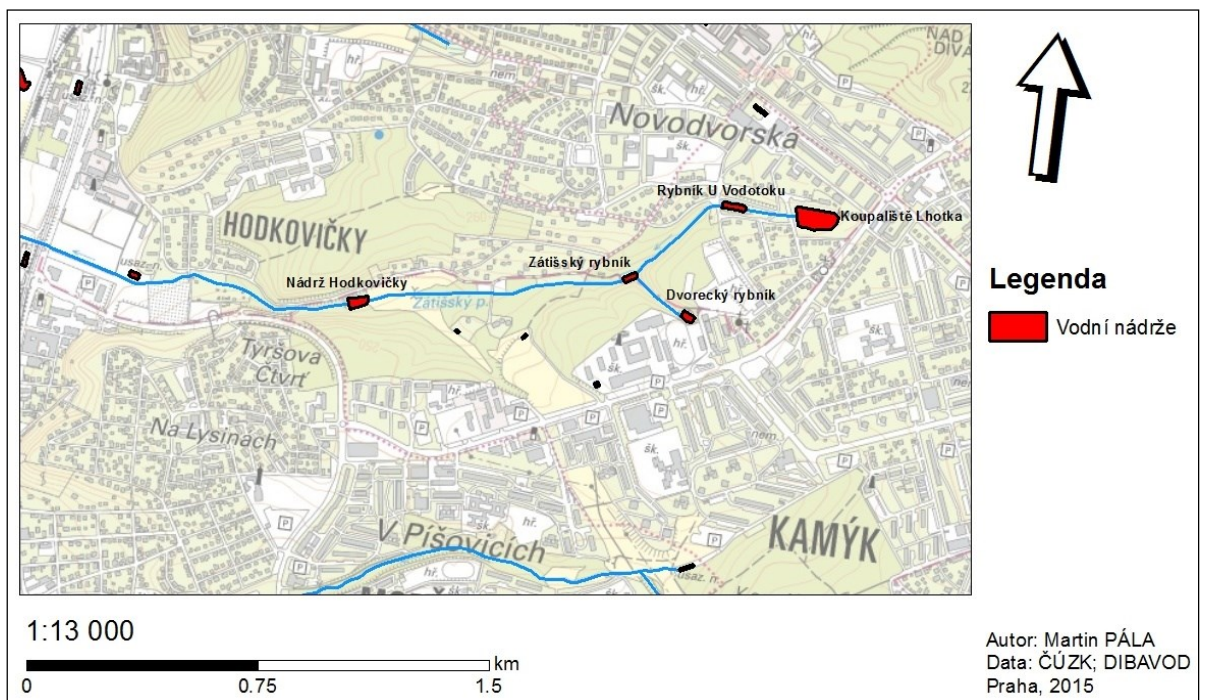
Zátišský potok je pravobřežním přítokem Vltavy, do které ústí v Praze - Hodkovičkách. Celková délka toku je 3,080 km a plocha povodí 3,022 km². Pramennou oblastí potoka je sídliště Novodvorská, kde potok vytéká z vodní nádrže sloužící jako místní koupaliště. Na Zátišském potoce se vyskytují tři vodní nádrže (rybník U Vodotoku, retenční nádrž Hodkovičky a Zátišský rybník). Do retenční nádrže Hodkovičky má drobný levostranný přítok, kterým je Dvorecký potok, pramenící ve Dvoreckém rybníce. Údolí Zátišského potoka vytváří



Obr. č. 5: Kilometráž Zátíšského potoka.

4.1.1 Vodní nádrže na Zátíšském potoce

Na Zátíšském potoce byly v minulosti postaveny tři průtočné vodní nádrže – rybník U Vodotoku, Zátíšský rybník a retenční nádrž Hodkovičky (viz obrázek č. 6).



Obr. č. 6: Průtočné vodní nádrže na Zátíšském potoce.

4.1.1.1 Rybník U Vodotoku

Rybník U Vodotoku je využíván především k zachycení povrchového odtoku z horní části povodí Zátišského potoka. Vzhledem ke své poloze v zástavbě rybník taktéž zvyšuje estetickou hodnotu okolí a životní prostředí v dané lokalitě. Podle dochovaných informací byl rybník vytvořen postupným zasypáním a přehrazením toku. V minulých letech trpěl rybník U Vodotoku zásadním nedostatkem vody, což bylo způsobeno špatným stavem hráze. Z tohoto důvodu byla mezi roky 2005 – 2007 provedena revitalizace rybníka, při níž bylo z nádrže vytěženo více než 1000 m³ sedimentu. Na přítoku nádrže byla ponechána část rákosin, které slouží jako biotop mnoha živočichů vázaných na vodní ekosystém, jako jsou obojživelníci a ptáci. Z tohoto důvodu rybník plní funkci nejen estetickou, ale také ekologickou. Svahy rybníka byly opevněny kamennou dlažbou. Součástí revitalizačních prací bylo také odstranění náletových keřů a starých stromů. Revitalizace byla provedena organizací Lesy hl. m. Prahy.

Z ekologického hlediska představuje rybník U Vodotoku stanoviště řady druhů vegetace. Přes blízkou přítomnost sídliště a částečnou regulaci břehů je zdejší vegetace velmi zachovalá. V roce 2007 zde bylo zjištěno 97 druhů rostlin a 150 druhů motýlů. Jako příklad lze uvést plavín štítnatý (*Nymphoides peltata*). V zarostlé zadní části rybníka pravidelně hnízdí slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*) a kachna divoká (*Anas platyrhynchos*). Z obojživelníků se zde hojně vyskytuje skokan skřehotavý a v nižších počtech zde lze nalézt ropuchu obecnou a ropuchu zelenou. Rybník neslouží k chovu ryb a je udržován bez rybí obsádky (Lesy hl. m. Prahy 2014).

Tab. č. 3: Parametry nádrže U Vodotoku (zdroj: Lesy hl. m. Prahy 2014).

Katastrální území	Praha 4 – Lhotka
Vodní tok	Zátišský potok
ČHDP	1 – 12 – 01 – 005
Typ nádrže	průtočná
Účel nádrže	krajinotvorný, ekologický, retenční
Objem nádrže	3 884 m ³
Plocha hladiny	2 505 m ²
Typ vzdouvací stavby	zemní sypaná hráz (výška 7 m)
Vlastník	Hlavní město Praha
Správa	Lesy hl. m. Prahy

4.1.1.2 Zátišský rybník

Zátišský rybník patří ke dvěma historickým rybníkům na Zátišském potoce. Lze ho nalézt na mapách již v 19. století. V sedmdesátých letech století dvacátého století byla z důvodu výstavby v okolí Zátišského potoka provedena celková rekonstrukce Zátišského rybníka.

V průběhu následujících desetiletí se však ukázalo, že sdružený objekt byl navržen nevhodně a několikrát z tohoto důvodu došlo k přelítí hráze. Při poslední povodni na jaře 2008 a v roce 2010 došlo k poškození vzdušného líce v okolí vypouštěcího zařízení. Z tohoto důvodu následně proběhla revitalizace a rekonstrukce Zátišského rybníka. Sdružený objekt byl přestavěn a posílen přelivným průlehem v koruně hráze. Z návodního líce bylo odstraněno betonové opevnění a bylo nahrazeno kamennou dlažbou. Pod hrázi byl opraven a vyčištěn patní drén, který zabraňuje nežádoucímu podmáčení tělesa hráze. Vypouštěcí zařízení bylo nahrazeno novým kapacitním sdruženým objektem vyžděným z kamene. Přelivné hrany jsou provedeny z kameňozřů a jako stavební materiál byl využit čedič (Lesy hl. m. Prahy 2014).

Tab. č. 4: Parametry nádrže Zátišský rybník (zdroj: Lesy hl. m. Prahy 2014).

Katastrální území	Praha 4 – Lhotka
Vodní tok	Zátišský potok
ČHDP	1 – 12 – 01 – 005
Typ nádrže	průtočná
Účel nádrže	chov ryb, krajínovorný
Objem nádrže	2 345 m ³
Plocha hladiny	1 865 m ²
Typ vzdouvací stavby	zemní sypaná hráz (výška cca 3 m)
Vlastník	Hlavní město Praha
Správa	Lesy hl. m. Prahy

4.1.1.3 Retenční nádrž Hodkovičky

Nádrž Hodkovičky byla vybudována v polovině 80. let. Cílem bylo odvodnění okolních sídlišť. Nádrž má využití v redukci povodňových průtoků na Zátišském potoce a zároveň má významnou krajínovornou a ekologickou hodnotu. V průběhu existence nádrže se ukázalo, že vypouštěcí zařízení nebylo navrženo dostatečně kapacitní a z tohoto důvodu často docházelo k přetékání vody přes hráz. Při povodni v roce 2008 došlo nejen k přelítí, ale zároveň také k poškození hráze. V témže roce byla provedena revitalizace nádrže, jejíž součástí byla oprava hráze, nové kamenné opevnění a vypouštěcí zařízení. Zároveň byl vybudován bezpečnostní průleh v koruně hráze. Současně nádrž byla odbahněna (Lesy hl. m. Prahy 2014).

Poškozená místa na hrázi byla včetně vzdušného líce opravena. Z návodního líce bylo odstraněno betonové opevnění a bylo nahrazeno kamennou dlažbou. Původní betonový sdružený objekt byl nahrazen novým kapacitním, kamenným typem. Z důvodu omezené kapacity potrubí byl v levé části hráze vystavěn pomocný boční přeliv ve tvaru průlehu, který byl stabilizován dlažbou. V rámci vegetačních úprav bylo provedeno vyčištění břehů nádrže od nepůvodních akátů. Poté byla provedena výsadba vhodných dřevin, jako jsou olše a duby.

Nátoková část nádrže byla ponechána bez výsadeb z důvodu propojení louky a vodní plochy. To je významné zejména z hlediska vodních ptáků. V nátokové části taktéž byla zřízena tůň, mokřad a malý ostrůvek (Hlavní město Praha 2013).

Z vodních rostlin se zde vyskytuje plavín štítnatý, voňanka žabí, prustka obecná nebo rdest vzplývavý. Na okolních březích lze nalézt olši lepkavou, duby, hlohy a javor babyka. Z živočichů se zde vyskytují skokan hnědý a zelený, čolek obecný, ropucha obecná a užovka obojková. Nádrž neslouží k chovu ryb. Rybí obsádka je zde udržována v přírodní rovnováze s ostatní faunou a flórou. Každé tři roky je proveden kontrolní výlov a vypuštění nádrže (Lesy hl. m. Prahy 2014).

Tab. č. 5: Parametry retenční nádrže Hodkovičky (zdroj: Lesy hl. m. Prahy 2014).

Katastrální území	Praha 12 – Kamýk
Vodní tok	Zátišský potok
ČHDP	1 – 12 – 01 – 005
Typ nádrže	průtočná
Účel nádrže	krajinotvorný, ekologický, retenční
Objem nádrže	2 650 m ³
Plocha hladiny	2 020 m ²
Typ vzdouvací stavby	zemní sypaná hráz (výška 3 m)
Vlastník	Hlavní město Praha
Správa	Lesy hl. m. Prahy

4.1.1.4 Dvorecký rybník

Dvorecký rybník neleží na Zátišském potoce, ale prostřednictvím Dvoreckého potoka tvoří jeho levostranný přítok.

Tab. č. 6: Parametry nádrže Dvorecký rybník (zdroj: Lesy hl. m. Prahy 2014).

Katastrální území	Záběhlice
Vodní tok	Dvorecký potok
ČHDP	1 – 12 – 01 – 005
Typ nádrže	průtočná
Účel nádrže	chov ryb, usazovací, krajinotvorný
Objem nádrže	1 080 m ³
Plocha hladiny	765 m ²
Typ vzdouvací stavby	zemní sypaná hráz (výška cca 4 m)
Vlastník	Hlavní město Praha
Správa	Lesy hl. m. Prahy

4.2 Přírodní poměry

4.2.1 Biogeografické a fyto geografické členění

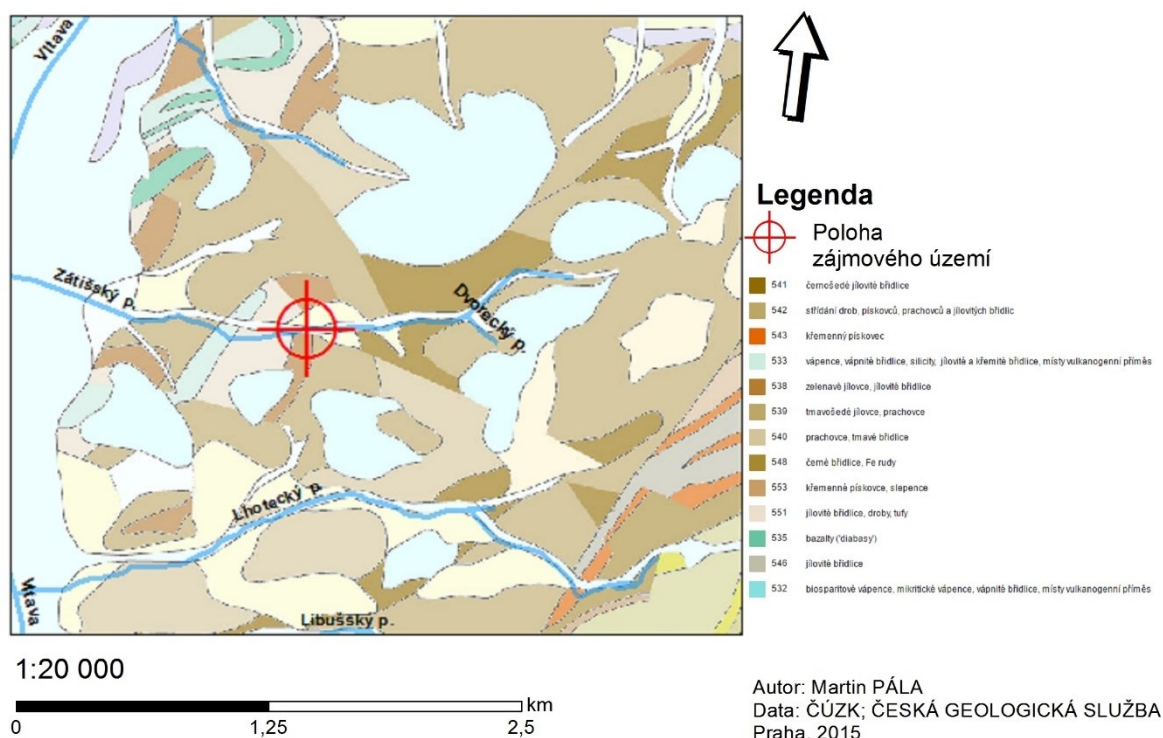
Zájmové území spadá do kontinentální biogeografické oblasti a hercynské podprovincie. Horní část toku je začleněna do biochory erodované plošiny na drobách v suché oblasti (-2BM), přičemž ústí potoka již spadá do biochory široké hlinité nivy (2Lh). Dále horní část potoka spadá do Řipského bioregionu (1.2), přičemž jeho ústí již do bioregionu Karlštejnského (1.18). Potenciální přirozenou vegetací Řipského bioregionu je mozaika teplomilných doubrav (*Quercion petraeae*). Podél vodních toků byly vyvinuty lužní lesy a kolem řek bylo ostrůvkovitě vyvinuto bezlesí v podobě mokřadní a vodní vegetace (*Phalaridion arundinaceae*, *Bidention tripartiti*). Potenciální přirozenou vegetací Karlštejnského bioregionu jsou šípákové doubravy svazu *Quercion pubescenti-petraeae*. Kolem Vltavy jsou pobřežní pásy vegetace svazu *Phalaridion arundinaceae* (Culek et al. 2003).

Fauna Řipského bioregionu je původně ryze hercynská, se západoevropským vlivem (ježek západní, ropucha krátkonohá). V současnosti jde většinou o téměř bezlesou step, charakterizovanou např. koloniemi havrana polního, nebo výskytem dytíká úhorního. Potoky a říčky náleží do parmového až cejnového pásma. V nivách toků jsou významná odříznutá ramena s typickou faunou nížinných stojatých vod. Fauna Karlštejnského bioregionu je charakteristická zástupci výrazně teplomilného středočeského elementu (např. pěníce vlašská, ještěrka zelená, ploskoroh pestrý). Drobné čisté toky hostí zbytkové populace raka kamenáče (Culek et al. 2003).

4.2.2 Geomorfologická, geologická a pedologická charakteristika

Zájmové území se rozkládá na geomorfologickém celku Pražská plošina. Přesněji se povodí Zátišského potoka nachází na podcelku Říčanská plošina a okrsku Úvalská plošina. Úvalská plošina, která se nachází ve střední a severovýchodní části Říčanské plošiny, je charakteristická středně členitým pahorkatinným erozně denudačním povrchem na staropaleozoických horninách s denudačními zbytky svrchnokřídových sedimentů s maximálními výškami mírně nad vrstevnicí 300 m. (Kovanda et al. 2001). Geologicky je zájmové území tvořeno horninami jako: jílovce, jílovité břidlice, droby, prachovce, pískovce, naváté písky a vložky bazaltů. Geologický region zahrnuje Český masív (Barrandien) a geologická oblast spadá do středního až svrchního ordoviku. V blízkém okolí Zátišského potoka se vyskytují převážně půdy hnědé a surové. Ústí toku je však charakteristické výskytem rendzin. Co se týče zrnitosti půd, tak okolí

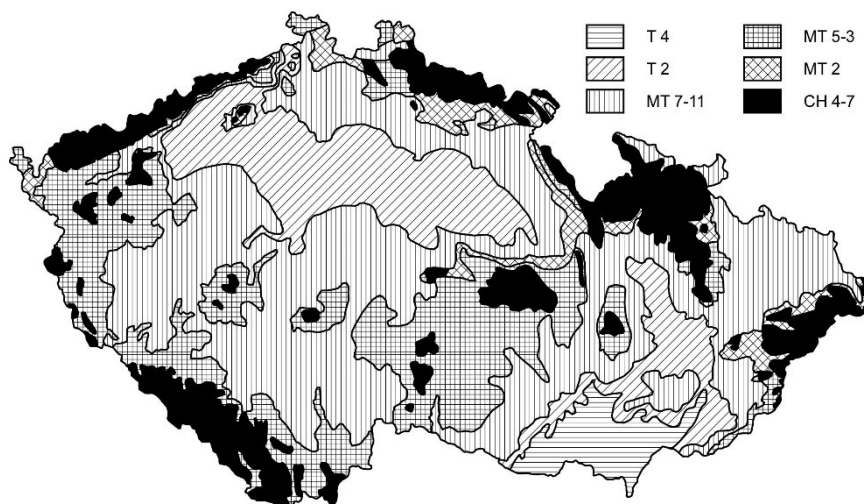
Zátišského potoka zahrnuje půdy převážně jílovitohlinité. Ústí Zátišského potoka je charakteristické převážně půdami hlinitými (Česká geologická služba 2015).



Obr. č. 7: Geologická charakteristika zájmového území (Česká geologická služba 2015).

4.2.3 Klimatická charakteristika

Zájmové území se nachází v teplé klimatické oblasti T2 (Quitt 1971). Pro oblast T2 je charakteristické dlouhé léto, teplé a suché, velmi krátké přechodné období s teplým až mírně teplým jarem a podzimem. Zima je zde krátká, mírně teplá, suchá až velmi suchá s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky. Průměrné teploty se pohybují v rozmezí 8 – 9 °C a srážky v rozmezí 450 – 500 mm. Území je vystaveno výraznému, převážně západnímu proudění. Chráněné polohy se vyskytují především v hlubších údolích, kde místy převažuje teplotní inverze (Culek et al. 2003).

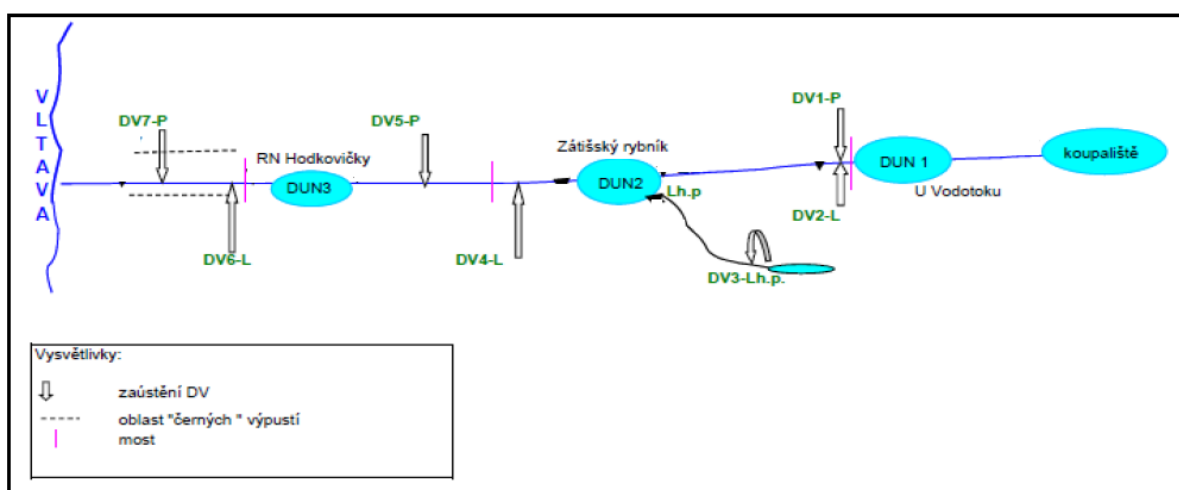


Obr. č. 8: Klimatické oblasti ČR (zdroj: Quitt 1971).

4.3 Současný stav zájmového toku

4.3.1 Přehled zaústění dešťové kanalizace

V celkové délce 3,080 km je Zátíšský potok třikrát přerušen vodními nádržemi a ovlivněn sedmi zaústěními dešťové kanalizace (viz obrázek č. 9). Protéká především zastavěnou oblastí s různě širokou přírodní nivou. Dolní úsek toku má v soustředěné zástavbě technicky upravené koryto. Jediným přítokem Zátíšského potoka je Dvorecký potok, jehož délka dosahuje necelých 500 m. Ústí v Praze v Hodkovičkách do Vltavy na jejím 61,7 km. Hlavním zdrojem znečištění Zátíšského potoka a jeho přítoku jsou zaústění dešťové kanalizace. Množství vody, které za deště vytéká z těchto výustí, několikanásobně překračuje přirozené průtoky v potoce, čímž je způsobeno zvýšené množství polutantů, ale i devastace koryta toku (Doležalová et al. 2011).



Obr. č. 9: Zátíšský potok - Schéma zaústění dešťové kanalizace.

Zdroj: Upraveno dle Doležalová et al. 2011

Tab. č. 7: Přehled a parametry výpustí dešťové kanalizace do Zátíšského potoka (zdroj: Vitoušová 2002).

Výpust	Průtok Q_{\max} (m ³ /s)	Odvodňované povodí
DV7-P	0,39	Vilová zástavba a nižší obytné domy. Jediná má dešťové vody předčištěny na DUN Lysiny
DV6-L	0,27	Vilová zástavba Tyršovy čtvrti
DV5-P	0,16	Obytná zástavba v oblasti Zátíší
DV4-L	1,38	Část sídliště Lhotky a areál Policejní akademie
DV3-Lh.P	1,04	Část sídliště Lhotka zaústěna do Dvorecké nádrže na Dvoreckém potoku
DV2-L	1,45	Část sídliště Lhotka a vilová zástavba
DV1-P	1,07	Sídliště Novodvorská

Tab. č. 8: Porovnání průtoků (m³/s) při ústí do Vltavy (zdroj: Vitoušová 2002).

N – letý průtok	Q5	Q50	Q100
Přirozený průtok	1,9	5,5	7,1
Průtok po zaústění dešťové kanalizace	2,65	9,34	11,29

4.3.2 Revitalizace Zátíšského potoka

Z důvodu zvýšených průtoků na Zátíšském potoce, které jsou způsobeny zaústěním dešťové kanalizace, v některých úsecích dochází ke zvýšené erozi a zahlubování koryta potoka. Největší erozní rýha místy dosahovala až 4 metrové hloubky, přičemž v některých místech byly v ohrožení i soukromé pozemky. Erodivaným materiálem byly poté zanášeny nádrže na toku. Z tohoto důvodu byla po povodni v roce 2010 provedena revitalizace několika úseků Zátíšského potoka. V rámci revitalizace byla na několika místech provedena stabilizace koryta těžkou kamennou rovnaninou. Z důvodu výskytu ledňáčka říčního, který vyhledává kolmé stěny ke hnízdění, byly některé stabilní kolmé stěny z revitalizace vynechány. Dále na některých místech došlo k odstranění zbytků původního opevnění a stupňů, které byly nahrazeny přírodě blízkými skluzy a šterkovými záhozy (zdroj: Lesy hl. m. Prahy 2014).

5 Materiál a metody

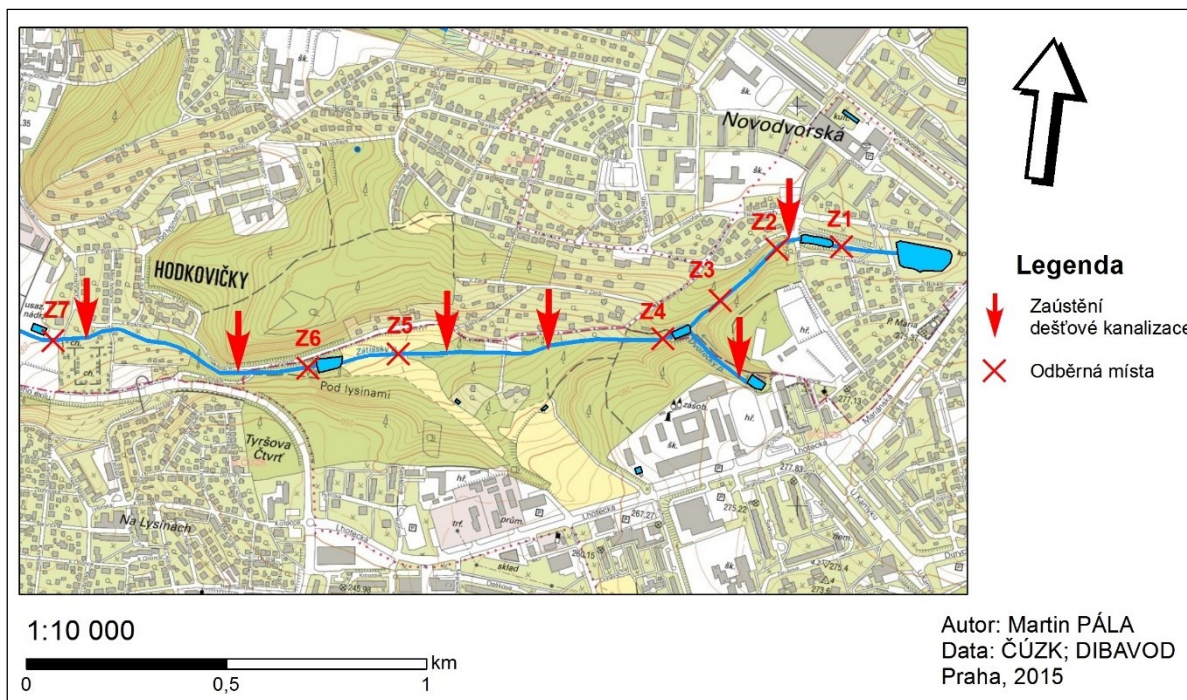
5.1 Chemické analýzy

5.1.1 Stanovení odběrných lokalit

Přibližně v měsíčních intervalech od dubna do prosince roku 2014, byly prováděny odběry vzorků vody (PET 0,3 l) a poté vždy ještě tentýž den byla provedena chemická analýza v laboratoři ČZU-FŽP v Kostelci nad Černými lesy. Pro tento účel bylo stanoveno 7 reprezentativních odběrných lokalit, které jsou uvedeny v tabulce č. 9 a obrázku č. 10. Odběrné profily byly stanoveny jak s ohledem na možnosti přístupu k jednotlivým lokalitám, tak s důrazem na rozmanitost daných lokalit v rámci celé délky toku. Jejich souřadnice byly zaměřeny pomocí GPS přístroje (Garmin Dakota 20 Outdoor) a v prostředí ESRI ArcGis převedeny do souřadnicového systému S-JTSK / Krovak East North. Poloha odběrových lokalit byla následně v prostředí ESRI ArcGis vynesena ve formě bodů, společně s polohou zaústění dešťové kanalizace. Přehled termínů odběru vody podává tabulka č. 10.

Tab. č. 9: Stanovení odběrných lokalit v zájmové lokalitě.

Označení odběrného profilu	Souřadnice	Popis odběrné lokality
Z1	50°01'19.2144" 014°26'02.1768"	Zátišský potok pod Koupalištěm Lhotka, které je zároveň jeho pramennou oblastí
Z2	50°01'19.1388" 014°25'56.2260"	Zátišský potok pod rybníkem U Vodotoku, nad odběrným místem se nachází zaústění dešťové kanalizace DV1-P a DV2-L (viz kap. 4.3.1 - tabulka č. 7)
Z3	50°01'13.5552" 014°25'48.7344"	Zátišský potok nad Zátišským rybníkem
Z4	50°01'10.0812" 014°25'42.8628"	Zátišský potok pod výpustí Zátišského rybníka ovlivněného zaústěním dešťové kanalizace DV3-Lh.P (viz kap. 4.3.1 - tabulka č. 7)
Z5	50°01'05.9628" 014°25'09.7248"	Zátišský potok nad RN Hodkovičky, nad odběrnou lokalitou se nachází zaústění dešťové kanalizace DV4-L a DV5-P (viz kap. 4.3.1 - tabulka č. 7), propustek mostku pro pěší a několik drobných lagun
Z6	50°01'03.8748" 014°24'58.7556"	Zátišský potok pod výpustí RN Hodkovičky
Z7	50°01'03.1512" 014°24'27.0864"	Zátišský potok nad technicky upraveným úsekem dolní části toku, nad odběrnou lokalitou se nachází zaústění dešťové kanalizace DV6-L a DV7-P (viz kap. 4.3.1 - tabulka č. 7) a silniční propustek



Obr. č. 10: Přehled odběrových lokalit a zaústění dešťové kanalizace.

Tab. č. 10: Termíny odběrů vody v roce 2014.

Číslo odběru	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
Datum odběru	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.

5.1.2 Výběr ukazatelů znečištění

Mezi hlavní ukazatele znečištění Zátíšského potoka byly zařazeny především následující prvky:

- a) dusík, který byl stanoven v jeho jednotlivých formách (amoniakální dusík, dusitanový dusík a dusičnanový dusík),
- b) celkový fosfor,
- c) sírany.

Jako doplňkové ukazatele kvality vody byla zvolena teplota, chloridy, konduktivita, redox potenciál, pH a rozpuštěný kyslík, které byly zjištěny terénním měřením prostřednictvím přístroje HACH HQ30D s kalibrovanými sondami.



Foto č. 1: Přístroj HACH Lange HQ30D.

5.1.2.1 Postup vyhodnocení výsledků chemických analýz

Jakost vody byla hodnocena dle normy ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod novelizované v říjnu 1998. Dále bylo provedeno hodnocení dle nařízení vlády č. 23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 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, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.

Dle ČSN 75 7221 Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod, se tekoucí povrchové vody zařazují do 5 tříd jakosti a jsou kvalifikovány jako:

- I. neznečištěná voda, kdy se jedná o stav povrchové vody, který nebyl významně narušen lidskou činností, při kterém ukazatele jakosti vody nepřekračují hodnoty odpovídající běžnému přirozenému pozadí v tocích;
- II. mírně znečištěná voda, kdy se jedná o stav povrchové vody, který byl narušen antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému;
- III. znečištěná voda, kdy se jedná o stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody nedosahují hodnot, kterými by mohly být vytvořeny podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému;
- IV. silně znečištěná voda, kdy se jedná o stav povrchové vody, který byl ovlivněn antropogenní činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky, umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému;

V. velmi silně znečištěná voda, kdy se jedná o stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky, umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému.

Mezní hodnoty ukazatelů vybraných pro účely této diplomové práce jsou uvedeny v tabulce č. 11.

Tab. č. 11: Mezní hodnoty tříd jakosti vody vybraných ukazatelů – obecné, fyzikální a chemické ukazatele (zdroj: ČSN 75 7221, NV 23/2011 Sb., ve znění pozdějších předpisů, příloha 3).

Ukazatel	Měrná jednotka	Třída jakosti dle ČSN					Norma environmentální kvality	
		I	II	III	IV	V	NEK-RP (průměrná hodnota)	NEK-NPH (nejvyšší přípustná hodnota)
Rozpuštěný kyslík	mg/l	> 7,5	> 6,5	> 5	> 3	≤ 3	<u>≥ 9</u>	-
Amoniakální dusík	mg/l	< 0,3	< 0,7	< 2	< 4	≥ 4	<u>0,23</u>	-
Dusičnanový dusík	mg/l	< 3	< 6	< 10	< 13	≥ 13	<u>5,4</u>	-
Celkový fosfor	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,4	< 1	≥ 1	<u>0,15</u>	-
Chloridy	mg/l	< 100	< 200	< 300	< 450	≥ 450	<u>150</u>	-
Sírany	mg/l	< 80	< 150	< 250	< 400	≥ 400	<u>200</u>	-
Reakce vody	pH	-	-	-	-	-	<u>6 - 9</u>	-
Teplota vody	°C	-	-	-	-	-	-	<u>29</u>
Konduktivita	μS/cm	< 400	< 700	< 1100	< 1600	≥ 1600	-	-

5.1.3 Způsob odběru vzorků

Základním požadavkem, pro to aby vzorek reprezentoval vlastnosti vody v daném odběrném profilu, je zachování jeho vlastností do doby, než bude provedena laboratorní analýza. Z tohoto důvodu je důležité pro tento účel přizpůsobit provedení odběru. Odběry byly prováděny následujícím způsobem. Vzorky byly odebrány do plastových PET láhví o objemu 0,3 l ze středního proudu vodního toku. Všechny láhve byly před použitím vypláchnuty horkou vodou a označeny číslem odběrné lokality. Před provedením odběru byla láhev ještě

vypláchnuta vodou ze zdroje a poté byl proveden samotný odběr. Bezprostředně po provedeném odběru vzorku bylo provedeno měření doplňkových ukazatelů prostřednictvím přístroje HACH HQ30D (teplota, chloridy, pH, vodivost, redox potenciál a rozpuštěný kyslík) a jejich zanesení do protokolu (viz přílohy). Po provedeném měření byla láhev doplněna vzorkem po její okraj a uzavřena. Odběry převážné většiny vzorků byly provedeny před laboratorní analýzou v době přibližně do 6 hodin. Odběr vzorku 11. 12. 2014 byl zamražen na $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$. Rozmrazení vzorků bylo zahájeno přibližně 12 hodin před analýzou.

5.1.4 Postupy laboratorních stanovení vybraných ukazatelů znečištění

Laboratorní analýza jednotlivých parametrů (amoniakální dusík, dusitanový dusík, dusičnanový dusík, celkový fosfor a sírany), byla provedena pod vedením Ing. Terezy Březinové Ph.D. v chemické laboratoři Katedry aplikované ekologie Fakulty životního prostředí ČZU v Praze, která se nachází v Kostelci nad Černými lesy, Českobrodská 2. Stanovení vybraných ukazatelů bylo provedeno spektrofotometrickými metodami na přístroji Agilent Technologies CARY 60 UV-Vis s možnostmi nastavení vlnové délky v rozmezí 190-1100 nm.



Foto č. 2: Spektrofotometr Agilent Technologies CARY 60 UV-Vis.

5.1.4.1 Amonné ionty (N-NH_4^+)

Spektrofotometrické stanovení amonných iontů indofenolovou metodou je založeno na reakci amoniaku, chlornanu a salicylanu za vzniku sloučeniny indofenolového typu. Tato látka je v alkalickém prostředí, ve kterém reakce probíhá, disociovaná na intenzivně modré barvivo, které je vhodné pro spektrofotometrické stanovení (Horáková et al. 2003). Reakce je

katalyzována nitroprusidem sodným, který je zbarven žlutě, čímž dochází k zelenému zabarvení vzorků. Stanovení bylo provedeno dle ČSN EN ISO 7150-1.

Odběr, zpracování a uchování vzorků ke stanovení N_{amon} :

Vzorky byly odebrány do PET lahví, přičemž analýza vždy proběhla co nejdříve po odběru.

Použité chemikálie:

Salicylan sodný - ($C_7H_5O_3Na$)

Citronan sodný - ($C_6H_5O_7Na_3 \cdot 2H_2O$)

Nitroprusid sodný - [$Fe(CN)_5NO$]Na₂·2H₂O

Dichlorisokyanuranatan sodný - ($C_3N_3O_3Cl_2Na \cdot 2H_2O$)

Hydroxid sodný - (NaOH)

Chlorid amonný - (NH₄Cl)

Ethanol (95%)

Destilovaná voda

Příprava standardu - zásobní roztok:

Do 1000 ml odměrné baňky bylo nalito 500 ml destilované vody, rozpuštěno 1,9095 g NH₄Cl (sušeného 2 hodiny při 105°C). Poté byla baňka doplněna destilovanou vodou po rysku, tj. koncentrace 1000 mg/l.

Pracovní roztok 1 : 50x zředěný zásobní roztok standardu (2 ml do 100ml), tj. 20 mg/l

Pracovní roztok 2 : 4x zředěný pracovní roztok 1 (25ml do 100ml), tj. 5 mg/l

Tab. č. 12: Kalibrační řada pro měření amoniakálního dusíku vytvořená z pracovního roztoku.

	Koncentrace	Příprava
1.	0,2 mg/l N-NH ₄	4 ml prac. roztoku 2 do 100ml
2.	0,4 mg/l N-NH ₄	8 ml prac. roztoku 2 do 100ml
3.	0,6 mg/l N-NH ₄	12 ml prac. roztoku 2 do 100ml
4.	0,8 mg/l N-NH ₄	16 ml prac. roztoku 2 do 100ml
5.	1,0 mg/l N-NH ₄	20 ml prac. roztoku 2 do 100ml

Proměření kalibračních roztoků ve spektrofotometru při vlnové délce 655 nm umožnilo stanovení hodnot absorbance odpovídajících hmotnostní koncentraci amoniakálního dusíku a vytvoření kalibrační přímky.

Příprava vybarvovacího činidla:

Do 500 ml odměrné baňky bylo přidáno 65 g salicylanu sodného a 65 g dihydrátu citronanu trisodného a rozpuštěno. Poté bylo přidáno 0,475 g nitroprusidu sodného. Po úplném rozpuštění byla baňka doplněna destilovanou vodou na objem 500 ml. Činidlo se poté uchovává v tmavé lahvi v lednici.

Postup stanovení:

Do odměrné baňky 40 ml vzorku se přidají 4 ml vybarvovacího činidla, 4 ml alkalického roztoku. Poté se roztok promíchá, doplní po rysku destilovanou vodou na 50 ml. Následně se vzorek nechá alespoň 60 minut stát. Poté probíhá měření při vlnové délce 655 nm v 1 cm kyvetě. Výsledný roztok má zelené zbarvení. Slepé stanovení bylo provedeno pomocí destilované vody.

Přepočet:

N-NH_4^+ na N_{amon} - **1 mg** N-NH_4^+ odpovídá **1,2878 mg** N_{amon}

N_{amon} na N-NH_4^+ - 1 mg NH_4^+ odpovídá 0,7765 mg N-NH_4^+



Foto č. 3: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace N-NH_4^+

5.1.4.2 Dusitanový dusík (N-NO_2^-)

Principem zjištění dusitanového dusíku spektrofotometrickým měřením je diazotace amidu kyseliny sulfanilové (4-aminobenzen-sulfanylamid) (v prostředí okyseleném kyselinou fosforečnou při hodnotě pH 1,9) kyselinou dusitou (z dusitanů ve vzorku) na diazoniovou sůl. Vzniklá diazoniová sůl je kopulována s N-(1-naftyl)-1,2-

ethylendiamin-dihydrochloridem (přidaným ke vzorku spolu s amidem kyseliny sulfanilové) na červené azobarvivo. Intenzita zabarvení je úměrná koncentraci dusitanů ve vzorku vody (Horáková et al. 2003). Postup stanovení byl proveden dle ČSN EN 26777.

Odběr, zpracování a uchování vzorků ke stanovení N-NO₂⁻:

Vzorky byly odebírány do PET láhví. Vzhledem k nestálosti dusitanů byla analýza provedena vždy ihned po odběru.

Použité chemikálie:

Amid kyseliny sulfanilové (NH₂C₆H₄SO₂NH₂)
NED-dihydrochlorid (C₁₀H₇.NH.CH₂.CH₂.NH₂.2HCl)
Kyselina fosforečná (H₃PO₄)
Kyselina chlorovodíková (HCl)
Dusitan sodný (NaNO₂)
Destilovaná voda

Příprava standardu – zásobní roztok:

Příprava standardu byla provedena 2 hodinovým sušením 0,246 g NaNO₂ při 105 °C a následným rozpuštěním v cca 250 ml destilované vody. Vzniklý roztok byl poté převeden do 500 ml baňky a doplněn destilovanou vodou po rysku (koncentrace 100 mg/l).

Pracovní roztok: 40x zředěný zásobní roztok (2,5 ml do 100 ml) (tj. koncentrace 2,5 mg/l)

Tab. č. 13: Kalibrační řada pro měření dusitanového dusíku vytvořená z pracovního roztoku.

	Koncentrace	Příprava
1.	0,05 mg/l N-NO ₂	1 ml prac. roztoku do 50ml
2.	0,1 mg/l N-NO ₂	2 ml prac. roztoku do 50ml
3.	0,125 mg/l N-NO ₂	2,5 ml prac. roztoku do 50ml
4.	0,175 mg/l N-NO ₂	3,5 ml prac. roztoku do 50ml
5.	0,2 mg/l N-NO ₂	4 ml prac. roztoku do 50ml
6.	0,25 mg/l N-NO ₂	5 ml prac. roztoku do 50ml

Proměření kalibračních roztoků ve spektrofotometru při vlnové délce 540 nm umožnilo stanovení hodnot absorbance odpovídajících hmotnostní koncentraci dusitanového dusíku a vytvoření kalibrační přímky.

Příprava vybarvovacího činidla:

Do 125 ml destilované vody za stálého míchání přidává 25 ml H_3PO_4 (hustota = $1,7 \text{ g/cm}^3$). V tomto roztoku poté bylo rozpuštěno 10 g sulfanilamidu a 0,5 g NED-dihydrochloridu. Po rozpuštění proběhlo doplnění odměrné baňky destilovanou vodou na 250 ml. Činidlo se poté uchovává v tmavé láhvi v lednici.

Postup stanovení:

Do odměrné baňky bylo nalito 40 ml vzorku. Poté byl přidán 1 ml vybarvovacího činidla a výsledný roztok byl promíchán a doplněn po rysku destilovanou vodou (50 ml). Na závěr se roztok nechal stát 20 minut, přičemž měření proběhlo při vlnové délce 540 nm (růžové zbarvení) v 1 cm kyvetě.

Přepočet:

N-NO_2 na NO_2 - 1 mg N-NO_2 odpovídá 3,2845 mg NO_2

NO_2 na N-NO_2 - 1 mg NO_2 odpovídá 0,3045 mg N-NO_2



Foto č. 4: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace N-NO_2

5.1.4.3 Dusičnanový dusík (NO_3^-)

Principem stanovení dusitanového dusíku spektrofotometrickou metodou je nitrace kyseliny dusičné (uvolněné kyselinou sírovou z dusičnanů obsažených ve vzorku analyzované vody) kyselinou salicylovou. Nitroderiváty kyseliny salicylové vzniklé při reakci jsou

bezbarvé. Po zalkalizování roztoku (tj. po ionizaci karboxylové skupiny), se tyto nitroderiváty žlutě vybarví. Intenzita zbarvení roztoku vzniklých produktů je úměrná obsahu dusičnanů ve vzorku vody. Postup stanovení byl proveden dle ČSN ISO 7890-3.

Odběr, zpracování a uchování vzorků ke stanovení NO₃⁻:

Vzorky byly odebírány do PET láhvi láhvi, přičemž analýza byla provedena vždy vzápětí po odběru.

Použité chemikálie:

Kyselina sírová (H₂SO₄)

Hydroxid sodný (NaOH)

Dusičnan draselný (KNO₃)

Salicylan sodný p.a.

Destilovaná voda

Příprava standardu – zásobní roztok:

V 1000 ml odměrné baňce bylo rozpuštěno 0,163 g KNO₃ (sušeného 2 hodiny při 105°C). Poté byla baňka doplněna destilovanou vodou po rysku (tj. koncentrace 100 mg/l). Výsledný roztok obsahuje 22,59 mg N/l, přičemž stálost roztoku je cca 1 měsíc.

Tab. č. 14: Kalibrační řada pro měření dusičnanového dusíku vytvořená z pracovního roztoku.

	Koncentrace	Příprava
1.	1 mg NO ₃ ⁻	1 ml prac. roztoku I do 100ml
2.	2 mg NO ₃ ⁻	2 ml prac. roztoku I do 100ml
3.	5 mg NO ₃ ⁻	5 ml prac. roztoku I do 100ml
4.	10 mg NO ₃ ⁻	10 ml prac. roztoku I do 100ml
5.	20 mg NO ₃ ⁻	20 ml prac. roztoku I do 100ml
6.	30 mg NO ₃ ⁻	30 ml prac. roztoku I do 100ml
7.	40 mg NO ₃ ⁻	40 ml prac. roztoku I do 100ml
8.	50 mg NO ₃ ⁻	50 ml prac. roztoku I do 100ml
9.	80 mg NO ₃ ⁻	80 ml prac. roztoku I do 100ml

Proměření kalibračních roztoků ve spektrofotometru při vlnové délce 410 nm umožnilo stanovení hodnot absorbance odpovídajících hmotnostní koncentraci dusičnanového dusíku a vytvoření kalibrační přímky.

Příprava salicylanu sodného:

Rozpuštění 0,5 g salicylanu v 50 ml destilované vody a doplnění destilovanou vodou do 100 ml – pro každou analýzu je vždy nutné připravovat čerstvý roztok.

Příprava hydroxidu sodného:

Rozpuštění 80 g NaOH za stálého chlazení v 600 ml destilované vody a doplnění do 1000 ml.

Postup stanovení:

Do zkumavky bylo odměřeno 0,5 ml vzorku a následně přidáno 0,25 ml salicylanu sodného. Poté byla směs promíchána a odpařena dosucha při teplotě 150 °C v sušárně. Po zchladnutí bylo přidáno 0,25 ml koncentrované H₂SO₄. Otáčením zkumavky byly smočeny stěny. Následně byl vzorek ponechán 10 minut v klidu a poté bylo přidáno 20 ml destilované vody a 10 ml roztoku NaOH. Po promíchání a zchladnutí byl vzorek převeden do 50 ml odměrné baňky, která byla doplněna na 50 ml a po 10 minutách bylo provedeno měření při vlnové délce 410 nm v 1 cm kyvetě. Stejným způsobem bylo provedeno i slepé stanovení s destilovanou vodou namísto vzorku, které bylo na závěr od výsledků odečteno.

5.1.4.4 Fosfor celkový - spektrofotometrická metoda stanovení rozpuštěných orthofosforečnanů (o-PO₄³⁻)

Principem stanovení celkového fosforu je využití schopnosti orthofosforečnanů tvořit v kyselém prostředí, za katalytického působení antimonitých iontů, v přítomnosti nadbytku molybdenanových iontů žlutý heterokomplex polykyseliny molybdátosfosforečné sumárního vzorce H₄P(Mo₁₂O₄₀). Redukcí kyselinou askorbovou přechází komplex na molybdenovou modř. Intenzita zbarvení v rozmezí hmotnostních koncentrací 0,005 až 1 mg/l (vlnová délka 690 nm) a koncentrací 0,005 až 0,75 mg/l (vlnová délka 880 nm) splňuje podmínky Lambertova-Beerova zákona a je vhodná pro spektrofotometrické vyhodnocení (Horáková et al. 2003). Postup stanovení byl proveden dle ČSN ISO 6878.

Odběr, zpracování a uchování vzorků ke stanovení celkového fosforu o-PO₄³⁻:

Vzorky byly odebírány PET láhví. Vzorek byl vždy analyzován do 4 hodin po provedení odběru.

Použité chemikálie:

Kyselina sírová (H_2SO_4)

Kyselina askorbová ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$)

Molybdenan amonný ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)

Vinan antimonylodraselný ($\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$)

Dihydrofosforečnan draselný (KH_2PO_4)

Peroxodisíran draselný ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$)

Destilovaná voda

Příprava roztoku kyseliny askorbové:

Ve 100 ml baňce bylo rozpuštěno 10 g kyseliny askorbové. Poté byla baňka doplněna destilovanou vodou po rysku. Roztok se uchovává v lahvi z tmavého skla v lednici.

Příprava kyselého roztoku I – molybdenanu amonného:

V jedné kádince bylo rozpuštěno ve 100 ml destilované vody 13 g molybdenanu amonného a ve 2. kádince ve 100 ml destilované vody bylo rozpuštěno 0,35 g vianu antimonodraselného. K 300 ml H_2SO_4 o $C = 9 \text{ mol/l}$ bylo za stálého míchání a chlazení přidán roztok molybdenanu a následně roztok vianu. Po ochlazení byl roztok přelit do tmavé láhve a uchovává se v lednici.

Příprava H_2SO_4 o $C = 9 \text{ mol/l}$: V 1000 ml kádince se ke 250 ml destilované vody za stálého míchání a chlazení přidává 250 ml koncentrované H_2SO_4 (hustota = 1,84 g/l)

Příprava peroxodisíranu draselného:

5g peroxodisíranu bylo rozpuštěno v 50 ml destilované vody. Baňka poté byla doplněna destilovanou vodou do 100 ml. Roztok se uchovává v tmavé lahvi.

Příprava thiosíranu sodného:

Pro přípravu thiosíranu sodného bylo rozpuštěno 1,2g thiosíranu + 0,05g Na_2CO_3 v 50 ml destilované vody. Baňka byla následně doplněna destilovanou vodou do 100 ml.

Příprava standardu – zásobní roztok:

V 500 ml odměrné baňce bylo rozpuštěno 0,3583g KH_2PO_4 (sušeného 2 hodiny při 105 °C). Následně bylo provedeno doplnění destilovanou vodou po rysku (tj. koncentrace 500 mg/l).

Pracovní roztok I: 10x zředěný zásobní roztok (10 ml do 100 ml) (tj. koncentrace 50 mg/l)

Pracovní roztok II: 10x zředěný pracovní roztok I (10 ml do 100 ml) (tj. koncentrace 5 mg/l)

Tab. č. 15: Kalibrační řada pro měření celkového fosforu vytvořená z pracovního roztoku.

	Koncentrace	Příprava
1.	0,15 mg o-PO ₄ ³⁻	3 ml prac. roztoku II do 100ml
2.	0,30 mg o-PO ₄ ³⁻	6 ml prac. roztoku II do 100ml
3.	0,45 mg o-PO ₄ ³⁻	9 ml prac. roztoku II do 100ml
4.	0,60 mg o-PO ₄ ³⁻	12 ml prac. roztoku II do 100ml
5.	0,75 mg o-PO ₄ ³⁻	15 ml prac. roztoku II do 100ml

Proměření kalibračních roztoků ve spektrofotometru při vlnové délce 880 nm umožnilo stanovení hodnot absorbance odpovídajících hmotnostní koncentraci orthofosforečnanů a vytvoření kalibrační přímky.

Postup stanovení:

Ke 40 ml konzervovaného vzorku byly přidány 4 ml peroxidisíranu. Poté se směs vařila 30 minut. Objem směsi byl udržován pomocí destilované vody na objemu 20 - 30 ml. Po vychladnutí byl roztok převeden do 50 ml odměrných baněk a byl přidán 1 ml kyseliny askorbové a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. Následně byl vzorek promíchán, doplněn po rysku destilovanou vodou na 50 ml a po 15 minutách stanoven při 880 nm v 1 cm kyvetě (modré zbarvení). Obdobným způsobem bylo provedeno slepé stanovení, kdy místo vzorku bylo využito destilované vody.

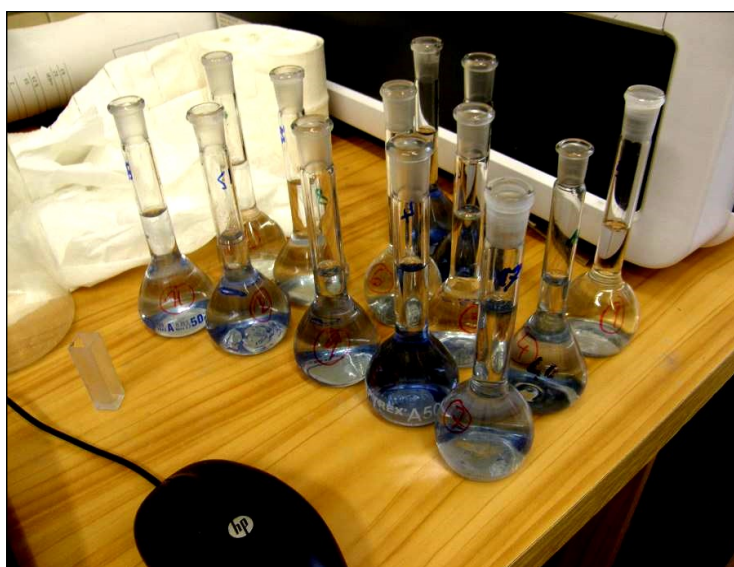


Foto č. 5: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace o-PO₄³⁻

5.1.4.5 Síraný – turbidimetrické stanovení (SO_4^{2-})

Spektrofotometrické metody stanovení síranů jsou převážně založeny na využití chromanu barnatého, nebo thorinu. Síraný lze stanovovat měřením v ultrafialové části spektra. Pro účely této diplomové práce bylo provedeno turbidimetrické stanovení síranů (Horáková et al. 2003). Postup stanovení byl proveden dle EPA 375.4

Odběr, zpracování a uchování vzorků ke stanovení celkového fosforu SO_4^{2-} :

Vzorky byly odebírány do PET láhví, přičemž analýza byla provedena několik hodin po odběru.

Použité chemikálie:

Kyselina chlorovodíková (HCl)

Chlorid sodný (NaCl)

Chlorid barnatý dihydrát ($\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)

Destilovaná voda

Příprava standardu – zásobní roztok:

V 1000 ml odměrné baňce bylo rozpuštěno 1,4786 g BaCl_2 (sušeného 2 hodiny při 105 °C) a doplněno destilovanou vodou po rysku (tj. koncentrace 1000 mg/l).

Příprava standardu – pracovní roztok:

Do 1000 ml baňky bylo odměřeno 100 ml zásobního roztoku a doplněno po rysku destilovanou vodou (tj. koncentrace 100 mg/l).

Příprava činidla:

Ve 250 ml destilované vody bylo rozpuštěno 25 g chloridu sodného. Za stálého míchání a chlazení bylo přidáno 250 ml koncentrované HCl. Nakonec byl roztok doplněn destilovanou vodou po rysku na 1000 ml.

Tab. č. 16: Kalibrační řada pro měření síranů vytvořená z pracovního roztoku.

	Koncentrace	Příprava
1.	10 mg SO ₄ ²⁻	10 ml prac. roztoku I do 100ml
2.	25 mg SO ₄ ²⁻	25 ml prac. roztoku I do 100ml
3.	40 mg SO ₄ ²⁻	40 ml prac. roztoku I do 100ml
4.	50 mg SO ₄ ²⁻	50 ml prac. roztoku I do 100ml
5.	60 mg SO ₄ ²⁻	60 ml prac. roztoku I do 100ml

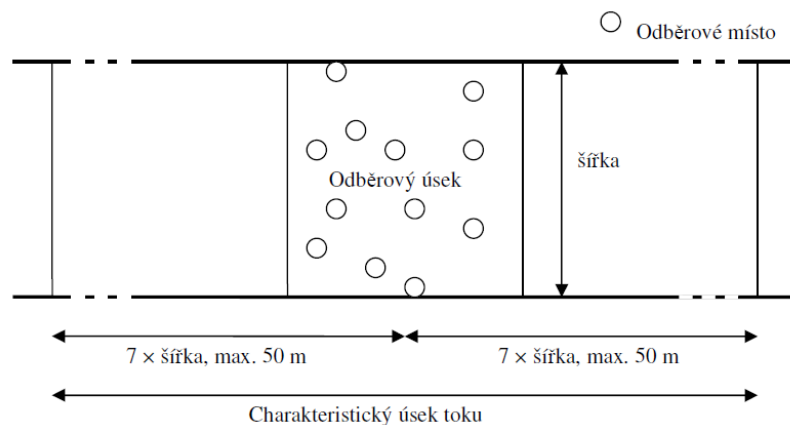
Postup stanovení:

Do 10 ml vzorku byl přidán 1 ml činidla a 30 mg rozetřeného BaCl₂. Roztok byl promíchán a po 10 minutách měřen při vlnové délce 500 nm v 1 cm kyvetě. Stejným způsobem byly stanoveny standardy a slepé stanovení s destilovanou vodou. Absorbance A = 0,001 by měla odpovídat změně 0,0833 mg/l SO₄²⁻. Od výsledků bylo na závěr odečteno slepé stanovení.

5.2 Odběry, zpracování a analýzy vzorků makrozoobentosu

5.2.1 Výběr odběrových profilů

Před samotnými odběry bylo nejdříve nutné rozlišit charakteristické úseky toku, odběrové úseky toku a vlastní odběrová místa. Charakteristický úsek toku by měl reflektovat fyzikální a ekologické charakteristiky dané lokality, přičemž jeho délka se v zájmovém území pohybuje v rozmezí cca 30 – 50 m. Kratší odběrový úsek toku poté musí být reprezentativní částí charakteristického úseku toku. Odběrové úseky a samotná odběrová místa byly v zájmovém území vybrány tak, aby zahrnovali všechny typy habitatů. Zároveň byla dodržena určitá vzdálenost od bodových zdrojů znečištění (zaústění dešťové kanalizace), aby došlo k dobrému promíchání znečištěné vody a vody v toku (Kokeš et Němejcová 2006).

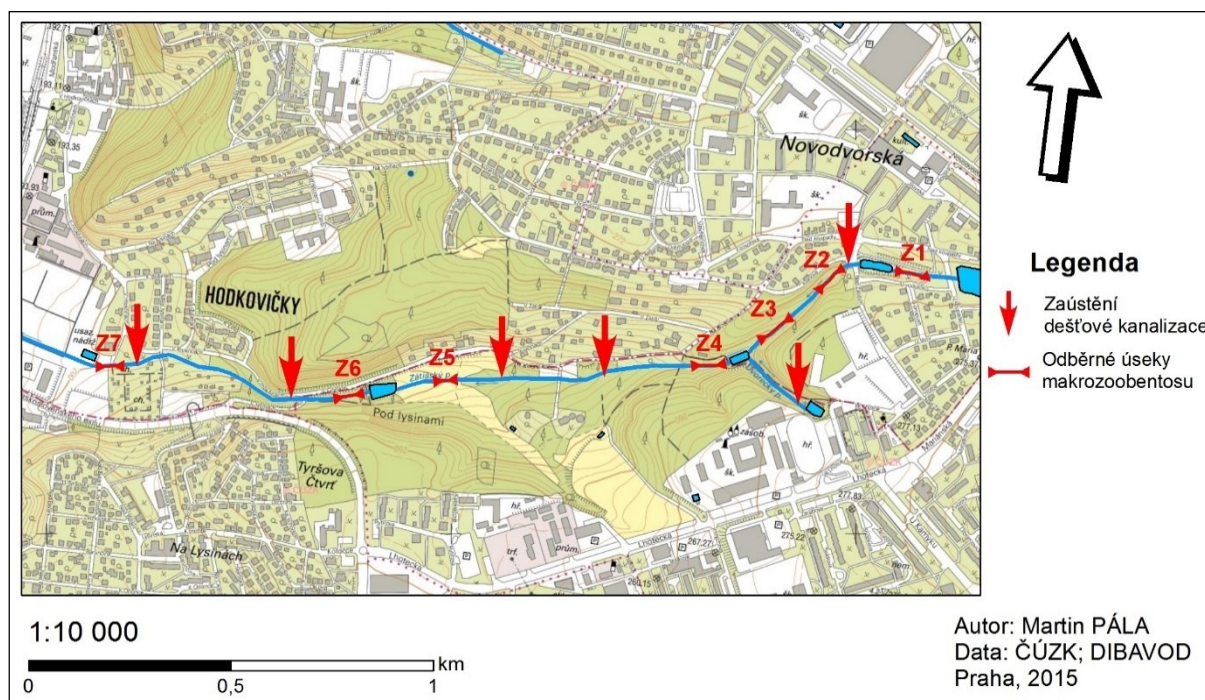


Obr. č. 11: Doporučené schéma charakteristického a odběrového úseku makrozoobentosu (zdroj: Kokeš et Němejcová 2006).



Obr. č. 12: Příklady habitatů v toku (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

Pro účely odběru makrozoobentosu bylo vybráno 7 reprezentativních odběrových úseků, jejichž poloha, se v zájmovém území překrývá s polohou odběrných lokalit chemických analýz. Souřadnice odběrných úseků byly zaměřeny pomocí GPS přístroje (Garmin Dakota 20 Outdoor) a v prostředí ESRI ArcGis převedeny do systému S-JTSK / Krovak East North. Poloha odběrových úseků byla následně v prostředí ESRI ArcGis vynesena ve formě linií (viz obrázek č. 13). Zároveň byla pořízena fotodokumentace každého odběrového úseku (foto proti proudu, po proudu a pohled na celý odběrový úsek).

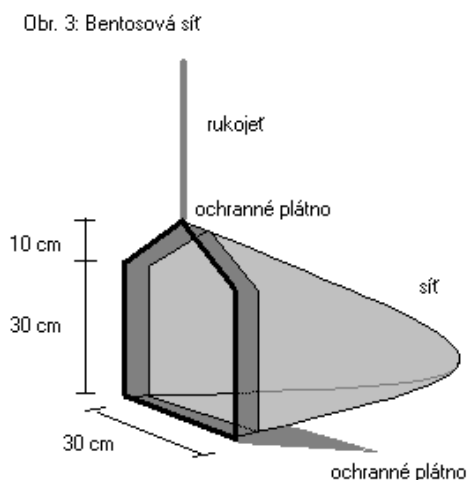


Obr. č. 13: Přehled odběrových úseků makrozoobentosu a zaústění dešťové kanalizace.

5.2.2 Odběry makrozoobentosu

Většina druhů společenstva makrozoobentosu je charakteristický rozdílnými vývojovými cykly během roku. Z tohoto důvodu byly odběry provedeny ve dvou termínech a to na jaře (29. 4. 2014) a na podzim (1. 10. 2014). Samotný odběr makrozoobentosu byl realizován metodou PERLA. Systém PERLA byl vytvořen pro účely hodnocení ekologického stavu toků, přičemž je souladu s požadavky Rámcové Směrnice (WFD). Metoda je vytvořená pro odběr vzorků makrozoobentosu z broditelných tekoucích vod. Odběr je doporučeno provádět za normálního, nebo také podnormálního, vodního stavu. Metoda PERLA je založena na multihabitatovém odběru (ČSN 75 7703), během kterého jsou habitaty v toku vzorkovány proporcionálně podle jejich výskytu v odběrovém úseku toku. Pro odběr se používá standardní metoda 3-minutového, semikvantitativního, multihabitatového vzorkování s pomocí ruční bentosové sítě. Do celkové doby odběru se započítává pouze čas, po který je dno rozrušováno.

Čas strávený přecházením mezi odběrovými místy není do vzorkovací doby počítán (Kokeš et Němejcová 2006).



Obr. č. 14: Schéma bentosové sítě (zdroj: upraveno dle Kokeš et Němejcová 2006).

Při odběru bylo postupováno směrem proti proudu potoka, aby nebyla narušena neprozkoumaná plocha. Ruční bentosová síť byla postavena spodní hranou rámu na dno a substrát před sítí byl rozrušován za pomoci nohou do hloubky 5 - 10 cm (kick sampling). Uvolněné organismy byly poté splavovány proudem vody do sítě. Rozrývaný úsek dna byl vždy blízko sítě. V silnějším proudu byla vzdálenost mezi rozrývanou lokalitou a sítí navýšena a to především z důvodu redukce splavenin ulpívajících v síti. Do sítě byla rovněž oplachována vodní vegetace, listy suchozemských rostlin splývající do vody, kořeny stromů, větve apod. Výskyt přisedlých organismů byl dodatečně kontrolován prohlížením spodní strany kamenů. V místech, kde byl proud neznatelný, bylo dno rozrušováno nohou a nad ním poté máváno sítí. V případech, kdy z důvodu vyplavování vzorku ze sítě nebylo možné odebrat celý vzorek najednou, bylo nutné během vzorkování síť několikrát vyprázdnit do PVC vzorkovnic o objemu 1 – 2 litry. V terénu byly vzorky zbaveny hrubého anorganického sedimentu a rostlinného organického materiálu. Oddělený substrát (písek a kameny) byl prohlédnut a všechny zbylé organismy byly do vzorkovnice vybrány individuálně. Vzorky byly v terénu vloženy do PVC vzorkovnic objemu 1 – 2 litry a bez předchozího třídění v terénu zafixovány 80 % roztokem etanolu. Na závěr byly vzorkovnice označeny vodostálým fixem (Kokeš et Němejcová 2006).

5.2.2.1 Terénní vybavení

Terénní vybavení využité pro účely odběrů:

- brodicí holínky,
- bentosová síť o velikosti ok 500 μm ,
- stopky,
- fotoaparát,
- GPS přístroj,
- přístroj pro analýzu vody (HACH Lange HQ30D),
- gumové rukavice,
- entomologické pinzety,
- sítko,
- plastové širokohrdlé vzorkovnice o objemu 1 – 2 litry,
- ethanol (80 % roztok) k fixaci biologického materiálu,
- sada barevných vodostálých fixů, propiska a psací podložka,
- přepravky na vybavení a vzorky.

5.2.3 Zpracování vzorků v laboratoři

Konzervované vzorky makrozoobentosu byly po transportu, po dobu několika měsíců před jejich zpracováním, uloženy v laboratoři ČZU-FŽP v Praze Suchdole. Zpracováním vzorků se rozumí vytřídění a determinace organismů. Použité laboratorní vybavení zahrnuje:

- stereomikroskop Olympus SZX7 (determinace vzorků),
- preparační jehly,
- Petriho misky, zkumavky a mikroskopická skla,
- determinační klíče.

5.2.3.1 Vytřídění organismů

Při vytřídění organismů v laboratoři se postupovalo tak, že byl fixovaný vzorek vyklopen ze vzorkovnice do ruční sítě o velikosti ok 250 μm a dobře propláchnut. Na fotografické misce byl poté získaný biologický materiál rovnoměrně rozvrstven. Poté byly všechny organismy makrozoobentosu vytříděny do zkumavek dle jednotlivých odběrných úseků. Zkumavky se vzorkem byly řádně označeny vodostálým fixem a konzervovány 70 % etanolem. Do doby determinace byly zkumavky umístěny na dobře odvětrávaném místě ve tmě s konstantní teplotou (Kokeš et Němejcová 2006).

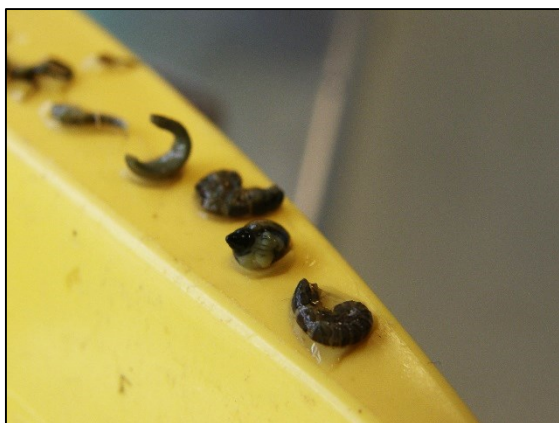


Foto č. 6 - 7: Vytrídění organismů (24. 10. 2014).



Foto č. 8 - 9: Zkumavky s vytríděnými vzorky (24. 10. 2014).

5.2.3.2 Determinace makrozoobentosu

Základním vybavením pro determinaci biologického materiálu ze Zátíšského potoka byl preparační stereomikroskop Olympus SZX7 s přídatnou kamerou Olympus DP72, který se nachází v laboratoři aplikované ekologie ČZU-FŽP v Kostelci nad Černými lesy. Jedná se o modulární stereomikroskop vybavený optikou typu Galileo s rozsahem zoomu 7:1. S jeho využitím bylo zároveň pořízeno několik digitálních fotografií determinovaných organismů.



Foto č. 10: Stereomikroskop Olympus SZX7 s přídavnou kamerou DP72 v laboratoři aplikované ekologie ČZU-FŽP v Kostelci nad Černými lesy.

Determinace vzorků makrozoobentosu byla z důvodu nedokonalé fixace (poškození morfologických znaků citlivých taxonů) provedena převážně do úrovně čeledí. K determinaci bylo využito determinačních klíčů:

- a) Determinační kurz makrozoobentosu II/2 – Ephemeroptera (Zahrádková et Soldán 1998),
- b) Vodní měkkýši ČR (Beran 1998),
- c) Determinační kurz makrozoobentosu – Coleoptera (Straka et Sychra 2007),
- d) Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven (Waringer et Graf 1997),
- e) Identification keys to the larvae of Chironomidae (Diptera) in brackish waters of Germany and adjacent areas (Orendt et al. 2012),
- f) Determinační kurz skupiny OLIGOCHAETA pro účely vodohospodářského monitoringu dle WFD (Pařil et Schenková 2006),
- g) Hirudinida - Determinace vodních bezobratlých (Schenková 2013),
- h) Klíč vodních larev hmyzu (Rozkošný et Ježek 1980).

Výsledky determinace byly zaznamenány do determinačního protokolu, který obsahuje:

- a) kódové označení odběrového úseku vzorku,
- b) datum odběru,
- c) seznam zjištěných čeledí (případně rodů a druhů) s jejich abundancemi (Kokeš et Němejcová 2006).

5.2.4 Hodnocení kvality vody biotickými indexy

K hodnocení kvality tekoucích vod z biologického hlediska se v ČR nejvíce používá především saprobní systém. Ten však v této diplomové práci nemohl být využit z důvodu obtížné a v některých případech i zcela znemožněné determinace jedinců do úrovně druhu. To bylo způsobeno pravděpodobně nevydařenou, či nevhodnou fixací ethanolem. Z tohoto důvodu bylo vybráno několik alternativních indexů, které se využívají převážně v zahraničí a jsou obdobou zmiňovaného saprobního systému. Biotické indexy využití v této diplomové práci zahrnují:

- a) BMWP index (Biological Monitoring Working Party),
- b) ASPT index (Average Score per Taxon),
- c) BBI index (Belgian Biotic Index) a
- d) IBGN index (Normalized global biological index) (Kokeš et Vojtíšková 1999).

Biotické indexy hodnotí lokalitu na základě kombinace indikační hodnoty druhů, skupin druhů a rozmanitosti společenstva. Vycházejí ze dvou principů:

- a) skupiny bezobratlých jsou různě citlivé na znečištění a s jeho zvyšováním postupně ubývá méně tolerantních skupin. Za indikátory neznečištěných vod jsou považovány pošvatky, jepice a chrostíci (z nich především schránkatí),
- b) se vzrůstajícím znečištěním klesá bohatost (počet systematických skupin) společenstva.

Biotické indexy jsou používány pro hodnocení znečištění (především organického) i pro hodnocení ekologické kvality toku. Biotické indexy použité v této diplomové práci lze rozdělit na dvě skupiny: průměrové (ASPT index) a tabulkové (BBI a IBGN index). Průměrové indexy se vypočítávají jako průměr indikačních hodnot jednotlivých druhů, nebo jejich skupin. Ve výsledné hodnotě se však ztrácí individualita jednotlivých druhů a současně není zachycena rozmanitost společenstva. Tabulkové indexy jsou odečítány z tabulek a rozmanitost společenstva postihují lépe než průměrové indexy (Kokeš et Vojtíšková 1999).

5.2.4.1 BMWP skóre a ASPT index

Při výpočtu BMWP skóre bylo postupováno následujícím způsobem:

- a) byl sestaven seznam systematických jednotek (systematic units, SU). To jsou taxonomické skupiny definované autory indexu. V případě BMWP se ve většině případů jedná o čeledi.
- b) Každé systematické jednotce bylo přiřazeno příslušné skóre, které na závěr bylo sečteno. Tím bylo vypočteno BMWP skóre. Pro účely této diplomové práce bylo použito skóre uvedené v publikaci Kokeše et Vojtíškové (1999). To je modifikací původního BMWP skóre a bylo sestaveno na základě dlouholetých zkušeností pracovníků VÚV TGM a MU v Brně.

Z důvodu, že BMWP skóre nemá horní limit hodnoty a není závislé na bohatosti vzorku, byl zaveden ASPT index. ASPT index byl vypočítán jako BMWP skóre dělené počtem skórujících čeledí. Nabývá maximální hodnoty 10 (hodnota skóre pro nejméně tolerantní indikační skupiny). Systematické jednotky a hodnoty skóre jsou uvedeny v tabulce č. 17. Tabulky s výpočty BMWP skóre a ASPT indexu jsou uvedeny v příloze této diplomové práce. ASPT index je počítán podle podobného principu jako saprobní index, rozmanitost společenstva však nepostihuje. Pro výpočet BMWP skóre a ASPT indexu se determinace makrozoobentosu provádí většinou do čeledí. Originální verze indexu ASPT nebere v úvahu počty jedinců. Pro účely této diplomové práce byl tedy pro srovnání vypočítán index ASPT ve dvou verzích a to bez abundancí i s abundancemi ($ASPT_a$ - jedna čeleď je počítána tolikrát, kolik jedinců do ní patřících se ve vzorku vyskytuje). Zařazení do pěti tříd čistoty podle BMWP skóre a ASPT indexu je uvedeno v tabulce č. 18. (Kokeš et Vojtíšková 1999).

Tab. č. 17: BMWP skóre a ASPT index (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

Systematická jednotka	Skóre	Systematická skupina	Skóre	Systematická skupina	Skóre
Oligocheta (mimo Tubificidae)	2	Taeniopterygidae	10	Haliplidae	5
Tubificidae	1	Leuctridae	9	Hygrobiidae	5
Planariidae	5	Capniidae	10	Dytiscidae	5
Dendrocoelidae	5	Perlodidae	10	Gyrinidae	5
Dugesidae	8	Perliidae	10	Hydrophylidae	5
Neritidae	6	Chloroperlidae	10	Clambidae	5
Viviparidae	6	Nemouridae	7	Helodidae	5
Ancylidae	6	Molannidae	10	Dryopidae	8
Hydrobiidae	3	Beraeidae	10	Chironomus sk. th-plu	1
Lymnaeidae	3	Odontoceridae	10	Chironomidae	3
Physidae	3	Leptoceridae	7	Ceratopogonidae	5
Planorbidae	3	Goeridae	10	Elmidae	8
Bithyniidae	4	Lepidostomatidae	10	Hydraenidae	6
Unionidae	6	Brachycentridae	10	Tipulidae	5
Sphaeriidae	5	Sericostomatidae	10	Simuliidae	5
Bithynellidae	10	Psychomyidae	8	Eristalinae	1
Piscicolidae	3	Philopotamidae	10	Pleidae	5
Glossiphoniidae	4	Rhyacophylidae	7	Empididae	5
Hirudidae	3	Polycentropodidae	7	Limoniidae	5
Erpobdellidae	3	Limnephylidae	7	Athericidae	7
Astacidae	8	Hydroptilidae	10	Blephariceridae	10
Corophiidae	6	Hydropsychidae	5	Tabanidae	4
Gammaridae	6	Ecnomidae	9	Psychodidae	1
Asellidae	3	Lestidae	8	Rhagionidae	5
Corixidae	5	Agriidae	8	Glossosomatidae	10
Valvatidae	3	Gomphidae	8		
Siphonuridae	10	Cordulegasteridae	8		
Heptageniidae	10	Aeshnidae	8		
Sialidae	4	Corduliidae	8		
Leptophlebiidae	10	Libellulidae	8		
Ephemerellidae	9	Platycnemitidae	6		
Potamanthidae	9	Coenagrionidae	6		
Ephemeridae	9	Calopterygidae	6		
Caenidae	7	Aphelocheiridae	9		
Baetidae	8	Mesoveliidae	5		
Oligoneuriidae	10	Hydrometridae	5		
Polymitarcidae	10	Gerridae	5		
Phryganeidae	10	Naucoridae	5		
Notonectidae	5	Nepidae	6		

Tab. č. 18: Zařazení hodnot BMWP a ASPT do tříd čistoty (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

Třída čistoty	BMWP	ASPT	Kvalita vody
5	0 – 25	1 – 2,5	--
4	26 – 50	2,5 – 4	Nízká
3	51 – 100	4 – 5,5	Střední
2	101 – 150	5,5 – 7	Dobrá
1	> 150	> 7	Výborná

5.2.4.2 BBI index

Hodnota BBI se odečítá z tabulek. Pro odečtení je nutno určit přítomnost indikační skupiny, podle které se určí řádek tabulky a počet “systematických jednotek” (systematic units, SU), podle kterých se určí sloupec tabulky. V protnutí řádku a sloupce se pak odečte hodnota indexu. Podklady pro určení indexu jsou uvedeny v tabulce č. 19 a v tabulce č. 20. BBI postihuje jak individualitu taxonů, tak rozmanitost společenstva. Hodnota indexu je určena především těmi vyskytujícími se systematickými jednotkami ve vzorku, které jsou nejméně tolerantní ke znečištění. Zařazení do tříd čistoty podle indexu BBI je uvedeno v tabulce č. 21. (Kokeš et Vojtíšková 1999).

Tab. č. 19: Tabulka pro určení BBI indexu (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

řádek	Faunistické skupiny	počet syst. jednotek (SU)	celkový počet syst. jednotek				
			0-1	2-5	6-10	11-15	>15
1	Plecoptera	více než jedna SU	-	7	8	9	10
2	nebo Heptageniidae	jedna SU	5	6	7	8	9
3	Schránkatí chrostíci	více než jedna SU	-	6	7	8	9
4		jedna SU	5	5	6	7	8
5	Ancylidae nebo	více než dvě SU	-	5	6	7	8
6	Ephemeroptera mimo Heptageniidae	jedna nebo dvě SU	3	4	5	6	7
7	Aphelocheirus n. Odonata n. Gammaridae nebo Mollusca kromě Sphaeridae	výše uvedené SU chybí	3	4	5	6	7
8	Asellus nebo Hirudinea nebo Sphaeridae nebo Hemiptera kromě Aphelocheirus	výše uvedené SU chybí	2	3	4	5	-
9	Tubificidae nebo Chironomus sk. thummi-plumosus	výše uvedené SU chybí	1	2	3	-	-
10	Syrphidae (Eristalinae)	výše uvedené SU chybí	0	1	1	-	-

Tab. č. 20: Systematické jednotky použité pro stanovení BBI indexu (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

Taxonomická skupina	systematická jednotka
Plathelminthes	rod
Oligochaeta	čeleď
Hirudinea	rod
Mollusca	rod
Crustacea	čeleď
Plecoptera	rod
Ephemeroptera	rod
Trichoptera	čeleď
Odonata	rod
Megaloptera	rod
Hemiptera	rod
Coleoptera	čeleď
Diptera	čeleď
	Chironomidae skupina thummi-plumosus Chironomidae jiní než sk. thummi-plumosus
Hydracarina	přítomnost

Tab. č. 21: Klasifikace čistoty vody dle indexu BBI (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

BBI	Třída čistoty	Komentář
10 – 9	1	neznečištěná nebo velmi mírně znečištěná voda
8 – 7	2	mírně znečištěná voda
6 – 5	3	středně znečištěná voda
4 – 3	4	silně znečištěná voda
2 – 1	5	velmi silně znečištěná voda
0	--	nelze hodnotit, bez bioindikátorů

5.2.4.3 IBGN index

Index IBGN (Index Biologique Global Normalisé) byl vyvinut ve Francii. IBGN vykazuje dobré indikační schopnosti pro organické znečištění (rozdíly v rozmanitosti fauny a v přítomnosti indikátorových skupin) a narušení morfologie. Pro index je předepsán seznam systematických jednotek. Tabulka pro určení a seznam systematických jednotek jsou uvedeny v tabulce č. 22 a v tabulce č. 23. Seznam systematických jednotek obsahuje 130 systematických jednotek (SU). Tučně jsou vtištěny indikátorové SU. Názvy napsané kurzívou se

nezapočítávají do celkového počtu SU, slouží pouze pro orientaci. Hirudinea se nezapočítávají do počtu systematických jednotek (započítávají se jednotlivé čeledi). Figurují jako indikátorová systematická jednotka. Seznam systematických jednotek slouží ke zjištění celkového počtu SU, přičemž se (na rozdíl od zjišťování indikátorových skupin podle tabulky č. 22) započítávají i SU zastoupené jediným jedincem. Zařazení do tříd čistoty podle indexu IBGN je uvedeno v tabulce č. 24. (Kokeš et Vojtíšková 1999).

Tab. č. 22: Indikátorové taxony s hodnotami indexu IBGN (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

Sk	M	Indikátorový taxon	maximální počet SU													
			∞	49	44	40	36	32	28	24	20	16	12	9	6	3
9	3	Chloroperlidae	20	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9
		Perlidae														
		Perlodidae														
		Taeniopterygidae														
8	3	Capniidae	20	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8
		Brachycentridae														
		Odontoceridae														
		Philopotamidae														
7	3	Leuctridae	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7
		Glossosomatidae														
		Beraeidae														
		Goeridae														
		Leptophlebiidae														
6	3	Nemouridae	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6
		Lepidostomatidae														
		Sericostomatidae														
		Ephemeridae														
5	3	Hydroptilidae	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5
		Heptageniidae														
		Polymitarcidae														
		Potamanthidae														
4	3	Leptoceridae	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4
		Polycentropodidae														
		Psychomyiidae														
		Rhyacophilidae														
3	10	Limnephilidae	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3
		Hydropsychidae														
		Ephemerellidae														
		Aphelocheiridae														
2	10	Baetidae	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2
		Caenidae														
		Elmidae														
		Gammaridae														
		Mollusca														
1	10	Chironomidae	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
		Asellidae														
		Hirudinea														
		Oligochaeta														

Vysvětlivky:

Sk – číslo indikátorové skupiny

M – minimální počet jedinců pro započítání dané systematické jednotky

Elmidae = Elminitidae

Tab. č. 23: Index IBGN, seznam systematických jednotek (zdroj: Kokeš et Vojtišková 1999).

		<i>Diptera</i>	
	<i>Heteroptera</i>	Athericidae	
	Aphelocheiridae	Blefariceridae	
	Corixidae	Ceratopogonidae	
<i>Plecoptera</i>	Gerridae	Chaoboridae	
Capniidae	Hebridae	Chironomidae	<i>Bivalvia</i>
Chloroperlidae	Hydrometridae	Culicidae	Dreissenidae
Leuctridae	Naucoridae	Dixidae	Margaritanidae
Nemouridae	Nepidae	Dolichopodidae	Dreissenidae
Perlidae	Notonectidae	Empididae	Sphaeridae Unionidae
Perlodidae Taeniopterygidae	Mesoveliidae	Ephydriidae	
	Pleidae	Limoniidae	
	Veliidae	Psychodidae	<i>Gastropoda</i>
<i>Trichoptera</i>		Ptychopteridae	Ancylidae
Beraeidae		Rhagionidae	Bithynidae
Brachycentridae	<i>Coleoptera</i>	Scatophagidae	Bithynellidae
Ecnomidae Glossossomatidae	Curculionidae	Sciomyzidae	Hydrobiidae
Goeridae	Donaciidae	Simuliidae	Limnaeidae
Hydropsychidae	Dryopidae	Stratiomyidae	Physidae
Hydroptilidae Lepidostomatidae	Dytiscidae	Syrphidae	Planorbidae
Leptoceridae Limnephylidae	Eubriidae	Tabanidae	Valvatidae
Molannidae	Elmidae	Thaumaleidae	Viviparidae
Odontoceridae Philopotamidae	Gyrinidae	Tipulidae	
Phryganeidae Polycentropodidae	Haliplidae		<i>Hirudinea</i>
Psychomyidae Rhyacophilidae	Helodidae	<i>Megaloptera</i>	Erpobdellidae
Sericostomatidae	Helophoridae	Sialidae	Glossiphoniidae
	Hydraenidae		Hirududae
<i>Ephemeroptera</i> Ametropodidae	Hydrochidae		Piscicolidae
Arthropleidae	Hydrophilidae Hydroscapidae	<i>Planipennia</i>	
Baetidae	Hygrobiidae	Osmylidae Sysyridae	<i>Ploštěnky</i>
Caenidae	Limnebiidae		Dendrocoelidae
Ephemerellidae	Spercheidae	<i>Lepidoptera</i>	Dugesidae
Ephemeridae		Acentropdae	Planariidae
Heptageniidae		Pyalidae	
Isonychidae	<i>Odonata</i>		
Leptophlebiidae Oligoneuriidae	Aeschnidae	<i>Amphipoda</i>	<i>Ostatní</i>
Palingeniidae Polymitarcidae	Calopterygidae	Gammaridae	Oligochaeta
Potamanthidae	Coenagrionidae		Hydracarina
Prosopistomatidae Siphonuridae	Cordulegasteridae	<i>Isopoda</i>	
	Corduliidae	Asellidae	
	Gomphidae		
	Lestidae	<i>Decapoda</i>	
	Libellulidae Platycnemididae	Astacidae	

Tab. č. 24: Klasifikace čistoty vody dle indexu IBGN (zdroj: Kokeš et Vojtíšková 1999).

IBGN	Kvalita	Komentář
≥ 17	1A	pitná voda
16 – 13	1B	voda vhodná pro zvířata, ryby a rekreaci a potravinářský průmysl
12 – 9	2	voda vhodná pro zavlažování
8 – 5	3	voda vhodná pro průmyslové účely
≤ 4	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit

5.3 Hydromorfologický monitoring

Účelem hodnocení hydromorfologického stavu je získání informace, zda jsou hydromorfologické podmínky dostatečné pro podporu biologických složek ve velmi dobrém, dobrém, středním nebo poškozeném stavu pomocí definování prahových hodnot, nebo standardů hydromorfologických charakteristik, které korespondují se stavem na hranici jednotlivých tříd (Langhammer 2013). Pro terénní mapování bylo využito publikace monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků dle Langhammera (2013). Samotné hodnocení morfologického stavu však bylo provedeno dle starší metodiky pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků dle Langhammera (2009). Nejnovější metodiky dle Langhammera (2013) nebylo využito z důvodu absence metod výpočtů skórování.

5.3.1 Terénní mapování

Pro mapování bylo využito aktuální metodiky monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků dle Langhammera (2013). Mapování proběhlo v termínu 13. 4. 2014 za nízkého vodního stavu. Pro hodnocené ukazatele byly v rámci jednotlivých úseků zjišťovány hodnoty vybraných hydromorfologických charakteristik toku a údolní nivy. Tyto hodnoty byly zaznamenány do mapovacího formuláře (viz přílohy), přičemž do mapy byly zakresleny hranice jednotlivých úseků. Použité terénní vybavení zahrnuje:

- a) **mapovací formulář** (vyplňován při terénním mapování zvlášť pro každý jednotlivý úsek),
- b) **mapu** (ZM 1:10 000 pro zakreslení hranic úseků),
- c) **GPS přístroj** Garmin Dakota 20 Outdoor (pro zaměření hranic úseků),
- d) **fotoaparát** (doprovodná fotodokumentace).

Mapování a zpracování dat proběhlo v následující posloupnosti úkonů:

1. vymezení hranic úseku úseků v rámci monitorovaného vodního útvaru,
2. zákres hranic úseku úseků do mapy 1:10 000,
3. mapování hodnot ukazatelů do formuláře,
4. převod údajů z formuláře do digitální formy (Microsoft Excel 2013),
5. vyhodnocení výsledků.

Pro účely hodnocení byl tok rozdělen do 9 úseků (ZHEM1 – ZHEM9) po přibližně 200 – 400 metrech, přičemž jejich hranice byly voleny tak, aby zvolený úsek měl půdorysný průběh trasy toku stejnorodý. Délka úseků je mírně proměnlivá podle stupně morfologické stejnorodosti. Minimální doporučená délka úseku u malých toků s šířkou koryta do 10 metrů je dle Langhammera (2013) 100 metrů. Uvedená hodnota však má pouze orientační charakter. Úseky představují základní jednotku monitoringu, pro kterou byly zaznamenány charakteristiky v rámci jednotlivých sledovaných parametrů. Při mapování bylo postupováno směrem proti proudu Zátišského potoka (od soutoku k prameni), tudíž úsek ZHEM1 se nachází při ústí toku do Vltavy a úsek ZHEM9 se nachází u pramene. V místech výrazné změny charakteru trasy toku byla umístěna hranice mezi úseky zaměřená pomocí GPS přístroje. Na vodní nádrže vybudované na Zátišském potoce se metodika HEM nevztahuje a nebyly proto hodnoceny. Úsek ZHEM2 je celý zatrubněn pod ulicí Modřanská. Z tohoto důvodu tento úsek nebyl hodnocen a byla mu automaticky přiřazena hodnota HMK = 5 (Zničený úsek). Ostatní hodnocené úseky byly vymezeny tak, aby daný úsek byl homogenní v následujících klíčových ukazatelích (kritériích) upravenosti:

- a) typologie vodních toků,
- b) půdorysný průběh trasy toku,
- c) charakter využití příbřežní zóny a údolní nivy,
- d) charakter upravenosti koryta toku (Langhammer 2013).

hodnocení změn trasy koryta (Upravenost trasy toku) jsou doporučeny historické mapy 2. Vojenského mapování z let 1832-1854, které zachycují období před nástupem industriální revoluce. Vzhledem k řádovosti zájmového toku však nejsou tyto podklady dostatečně podrobné. Z tohoto důvodu byly využity mapy stabilního katastru Čech v měřítku 1:2 880.

Z formulářů vyplněných v terénu byla v softwaru Microsoft Excel 2013 následně vytvořena tabulková databáze hodnot dílčích parametrů všech mapovaných úseků, z nichž byly vypočítány dílčí hydromorfologické kvality 4 hlavních zón, ze kterých byla následně byla vypočítána výsledná hydromorfologická kvalita úseku. Klasifikace hydromorfologického stavu byla provedena přiřazením hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) do jednoho z pěti stupňů hydromorfologického stavu. Takto určené stupně hydromorfologického stavu byly následně přiřazeny jednotlivým úsekům v tematických mapách vytvořených v prostředí ESRI ArcGis.

Tab. č. 26: Mapované ukazatele HEM (zdroj: Langhammer 2013).

Trasa toku (TRA)	Podélná průchodnost koryta (PPK)	Šířka hladiny a koryta, šířka údolní nivy, tvar údolí (VSK)	Zahloubení koryta v podélném profilu (VHL)	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)
Upravenost dna (UDN)	Dnový substrát (DNS)	Charakter proudění (CPR)	Ovlivnění hydrologického režimu (OHR)	Struktury dna (STD)
Variabilita průtoku (VPR)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)	Upravenost břehu (UBR)	Břehová vegetace (BVG)	Využití příbřežní zóny (VPZ)
Využití údolní nivy (VNI)	Průchodnost inundačního území (PRI)	Stabilita břehu (SRB)	--	--

5.3.2 Postup hodnocení hydromorfologie

Hodnocení je založeno na skórování jednotlivých ukazatelů, ze kterého jsou v jednotlivých krocích vypočítány hodnoty pro funkční, nebo prostorové hierarchické úrovně. Hodnocení bylo provedeno v následujícím pořadí:

1. skórování hydromorfologické kvality pro ukazatele, které jsou hodnoceny v rámci úseku,
2. výpočet dílčího skóre hydromorfologické kvality jednotlivých zón hodnocení,
3. výpočet výsledného skóre hydromorfologické kvality daného úseku,
4. klasifikace hydromorfologického stavu úseku,
5. výpočet průměrné hodnoty za celý vodní tok (Langhammer 2009).

5.3.3 Skórování základních ukazatelů

Princip skórování odráží základní požadavky Rámcové směrnice vodní politiky. Nejvyšší hydromorfologické kvality je dosaženo tehdy, pokud stav toku odpovídá potenciálně přirozeným podmínkám při nejvyšší variabilitě. Jednotlivé ukazatele jsou bodovány v rozmezí 1 – 5, přičemž číslo 1 vyjadřuje stav nejlepší a číslo 5 stav nejhorší. Ukazatele, kde je monitoring prováděn odděleně pro pravý a levý břeh byly pro zjednodušení sjednoceny a zprůměrovány v jeden údaj (Langhammer 2009).

5.3.4 Výpočet a klasifikace hydromorfologického stavu jednotlivých úseků

Hydromorfologická kvalita úseku je vypočítána jako vážený průměr skóre jednotlivých ukazatelů. Nejprve se vypočítá vážený průměr odděleně pro jednotlivé zóny (zóna koryta toku, dno, břeh a inundační území) a pro proudění a hydrologický režim. Hodnoty vah jsou nastaveny tak, aby byl co nejvíce zdůrazněn vliv ukazatelů, které jsou pro hydromorfologii toku klíčové. Výsledná hydromorfologická kvalita úseku je počítána jako aritmetický průměr hodnot vypočtených pro jednotlivé zóny a celý tok (Langhammer 2009).

5.3.4.1 Výpočet hydromorfologické kvality hlavních zón a úseku

a) Koryto a trasa toku

$$KOR = (TRA * 0,3 + PPK * 0,3 + VSK * 0,1 + VHL * 0,15 + VHP * 0,15)$$

b) Dno

$$DNO = (STD * 0,3 + DNS * 0,2 + UDN * 0,3 + MDK * 0,2)$$

c) Břeh a inundační území

$$NIV = (UBR * 0,3 + BVG * 0,3 + VPZ * 0,25 + VNI * 0,15)$$

d) Proudění a hydrologický režim

$$HYD = (CPR * 0,3 + OHR * 0,3 + PŘI * 0,2 + VPR * 0,2)$$

e) Výsledná hydromorfologická kvalita celého úseku

$$\underline{HMK = (KOR + DNO + NIV + HYD) / 4}$$

Záznam z mapovacího formuláře a skórování hydromorfologických ukazatelů s výsledky jednotlivých úseků se nachází v přílohách této diplomové práce. Pro metodické postupy skórování jednotlivých ukazatelů (KOR, DNO, NIV, HYD) odkazují z důvodu širokého

rozsahu na publikaci „Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků“ dle Langhammera (2009).

5.3.4.2 Klasifikace hydromorfologického stavu úseku a stanovení referenčních podmínek

Klasifikace hydromorfologického stavu se provádí přiřazením vypočtených hodnot hydromorfologické kvality úseku jednomu do pěti stupňů hydromorfologického stavu podle níže uvedené tabulky. Referenční podmínky jsou odvozeny z výsledku klasifikace hydromorfologického stavu úseku. Hydromorfologický stav toku odpovídá stavu referenčnímu, pokud daný úsek dosahuje velmi dobrého hydromorfologického stavu (tzn. hodnoty hydromorfologické kvality v rozpětí 1,0 – 1,7) a zároveň žádný z hodnocených ukazatelů nedosahuje horšího skóre než 2 (Langhammer 2009).

Tab. č. 27: Klasifikace hydromorfologického stavu úseku (zdroj: Langhammer 2009).

Hydromorfologický stav		Hydromorfologická kvalita		
		≥	-	<
1	Velmi dobrý	1,0	-	1,7
2	Dobrý	1,7	-	2,5
3	Průměrný	2,5	-	3,5
4	Špatný	3,5	-	4,3
5	Zničený	4,3	-	5,0

6 Výsledky

6.1 Výsledky chemických analýz

Při provádění odběrů vzorků vody byly zaznamenávány hodnoty denních srážek z meteorologické stanice Praha – Libuš vzdálené cca 2,5 km od středu povodí Zátíšského potoka, které jsou uvedeny v tabulce č. 28. Získaná data byla společně s daty z terénního měření, zpracována v softwaru Microsoft Excel 2013. Vyhodnocení bylo provedeno pro každý úsek a každý termín odběru samostatně. Výsledky jsou prezentovány formou grafů a tabulek, přičemž grafy jsou proloženy limitní hranicí koncentrace daného polutantu určenou zákonem.

Tab. č. 28: Hodnoty denních srážek. (zdroj: Nation Oceanic and Atmospheric Administration 2014).

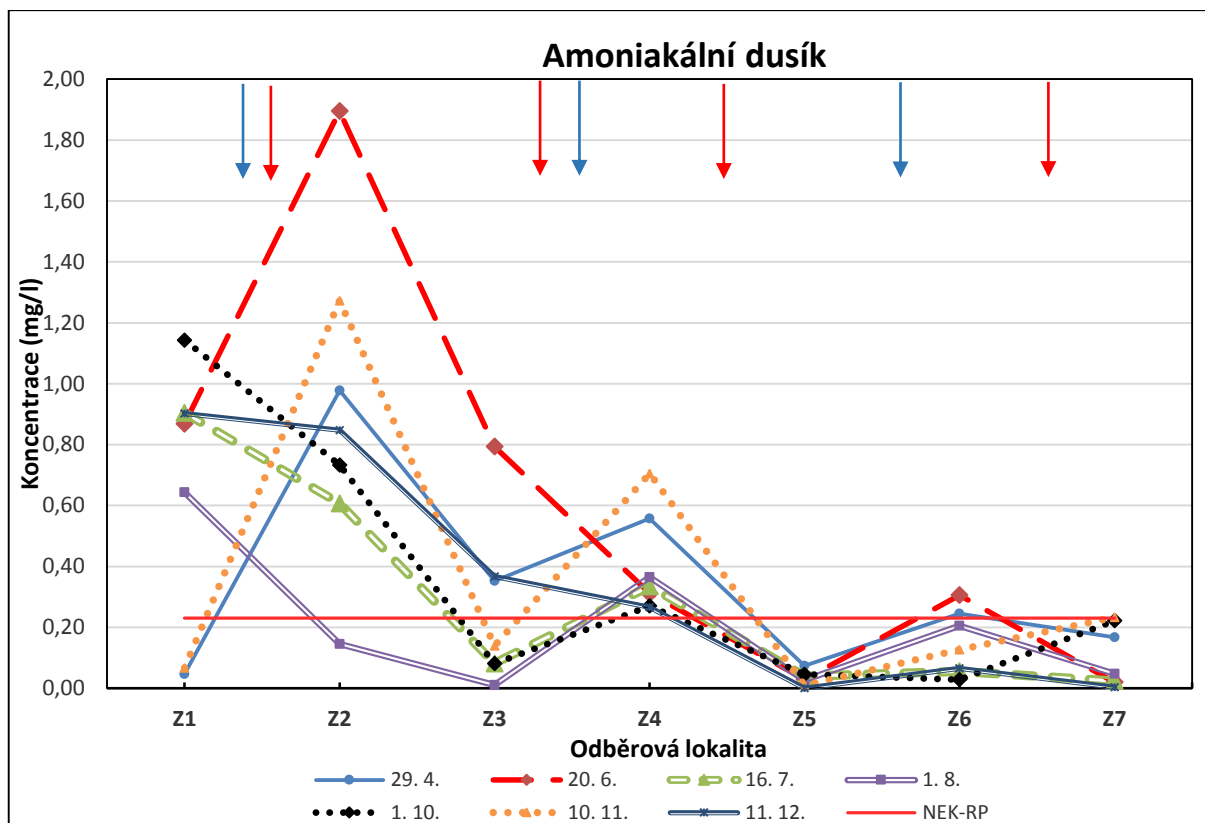
Datum odběru	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Denní srážky [mm]	3,3	0,9	0,0	0,3	3,4	0,0	0,0

6.1.1 Výsledky dle jednotlivých chemických a fyzikálních ukazatelů jakosti

6.1.1.1 Amoniakální dusík

Nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku (N_{amon}) byly naměřeny na lokalitě Z2 v termínu 20. 6. (1,89 mg/l) a v termínu 10. 11. 2014 (1,27 mg/l). Nejnižší koncentrace amoniakálního dusíku byly naopak zjištěny na lokalitě Z5 v termínu 11. 12. 2014 (0,0006 mg/l) a na lokalitě Z7 (0,0036 mg/l), taktéž v termínu 11. 12. 2014.

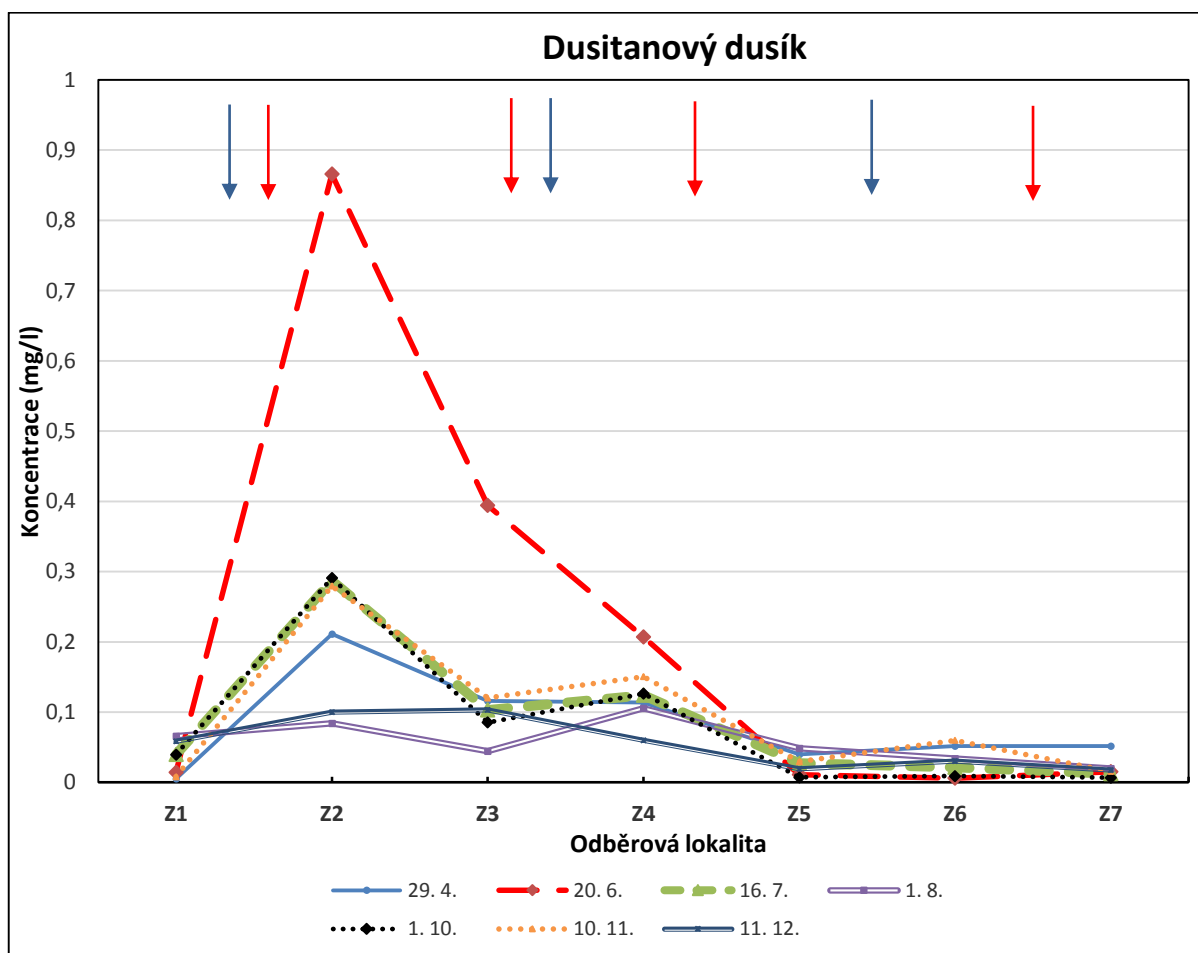
Průměrná koncentrace N_{amon} (**0,23 mg/l**) dle normy environmentální kvality (dále jen NEK-RP – viz tabulka č. 11) byla na většině lokalit ve všech termínech odběru překračována. Dle ČSN 75 7221 lze odběrnou lokalitu Z2, kde byly naměřeny nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku ve více jak polovině termínů odběru zařadit do třídy jakosti č. III - znečištěná voda (**koncentrace $N_{\text{amon}} < 2$ mg/l** - viz tabulka č. 11). Do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (**koncentrace $N_{\text{amon}} < 0,3$ mg/l**) lze ve všech termínech zařadit pouze lokalitu Z7 a částečně lokalitu Z6.



Obr. č. 16: Koncentrace amoniakálního dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.2 Dusitanový dusík

Nejvyšší koncentrace dusitanového dusíku (N-NO_2^-) byla naměřena na lokalitě Z2 v termínu 20. 6. 2014 (0,86 mg/l). Nejnižší koncentrace dusitanového dusíku byly naopak zjištěny na lokalitě Z7 v termínu 1. 10. 2014 (0,007 mg/l).



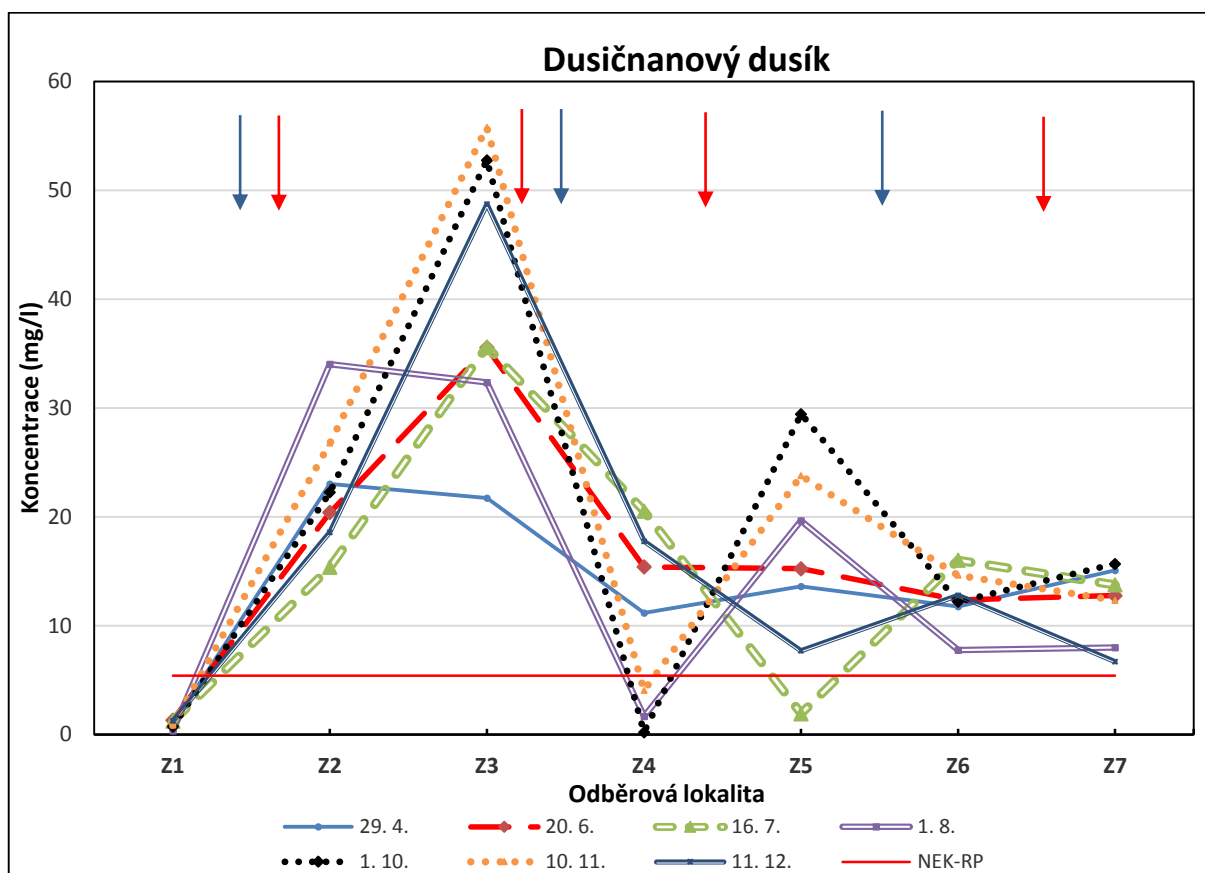
Obr. č. 17: Koncentrace dusitanového dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.3 Dusičnanový dusík

Nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku (NO_3^-) byly naměřeny na lokalitě Z3 v termínech 1. 10. (52,7 mg/l), 10. 11. (55,8 mg/l) a 11. 12. 2014 (48,7 mg/l). Nejnižší koncentrace dusičnanového dusíku byla naopak zjištěna na lokalitě Z4 v termínu 1. 10. 2014 (0,2 mg/l) a na lokalitě Z1 v termínu 1. 8. 2014 (0,34 mg/l).

Průměrná koncentrace NO_3^- (**5,4 mg/l**) dle NEK-RP (viz tabulka č. 11) byla na většině lokalit ve většině termínů odběru překračována. Dle ČSN 75 7221 lze odběrnou lokalitu Z2 a Z3, kde byly ve všech termínech naměřeny nejvyšší koncentrace dusičnanového dusíku,

zařadit do třídy jakosti č. V – velmi silně znečištěná voda (**koncentrace $\text{NO}_3^- \geq 13 \text{ mg/l}$** - viz tabulka č. 11). Do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (**koncentrace $\text{NO}_3^- < 3 \text{ mg/l}$**), lze ve všech termínech zařadit pouze lokalitu Z1 a v některých případech lokalitu Z4 a Z5.



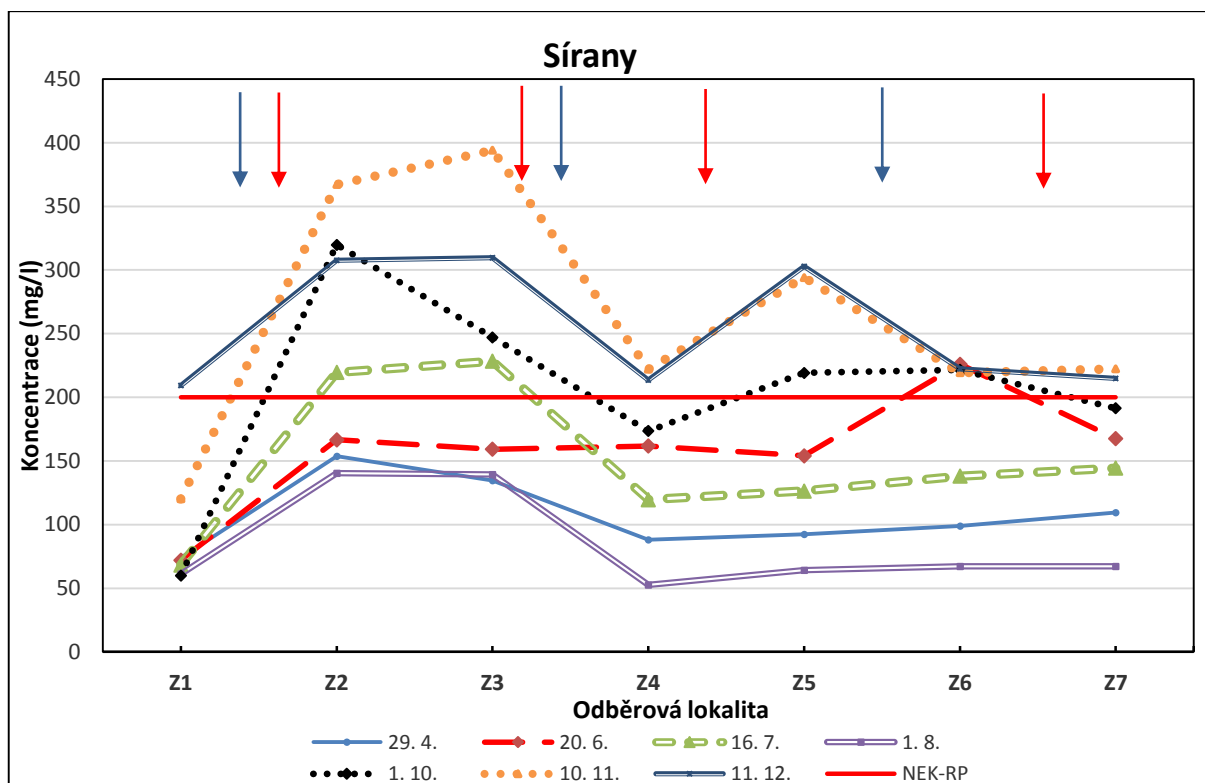
Obr. č. 18: Koncentrace dusičnanového dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.4 Síraný

Nejvyšší koncentrace síranů (SO_4^{2-}) byly naměřeny na lokalitě Z2 v termínech 1. 10. (319,7 mg/l), 10. 11. (367,2), a 11. 12. 2014 (307,7 mg/l) a na lokalitě Z3 v termínech 10. 11. (394,2 mg/l) a 11. 12. 2014 (309,7 mg/l). Nejnižší koncentrace síranů byly naopak zjištěny v termínu 1. 8. 2014 na lokalitách Z4 – Z7 (v rozmezí přibližně 50 – 70 mg/l).

Průměrná koncentrace SO_4^{2-} (**200 mg/l**) dle NEK-RP (viz tabulka č. 11) byla na většině lokalit překračována v termínu 10. 11. a 11. 12. 2014. Dle ČSN 75 7221 lze odběrné lokality Z2, Z3 a Z5 v termínech 10. 11. a 11. 12. 2014, kdy byly naměřeny nejvyšší koncentrace síranů, zařadit do třídy jakosti č. IV – silně znečištěná voda (**koncentrace $\text{SO}_4^{2-} < 400 \text{ mg/l}$** - viz tabulka č. 11). Taktéž lokalitu Z2 v termínu 1. 10. 2014 lze zařadit do třídy jakosti č. IV. Do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (**koncentrace $\text{SO}_4^{2-} < 80 \text{ mg/l}$**) lze v termínu

1. 8. 2014 zařadit lokality Z4 – Z7 a lokalitu Z1 v termínech 29. 4., 20. 6., 16. 7., 1. 8. a 1. 10. 2014.

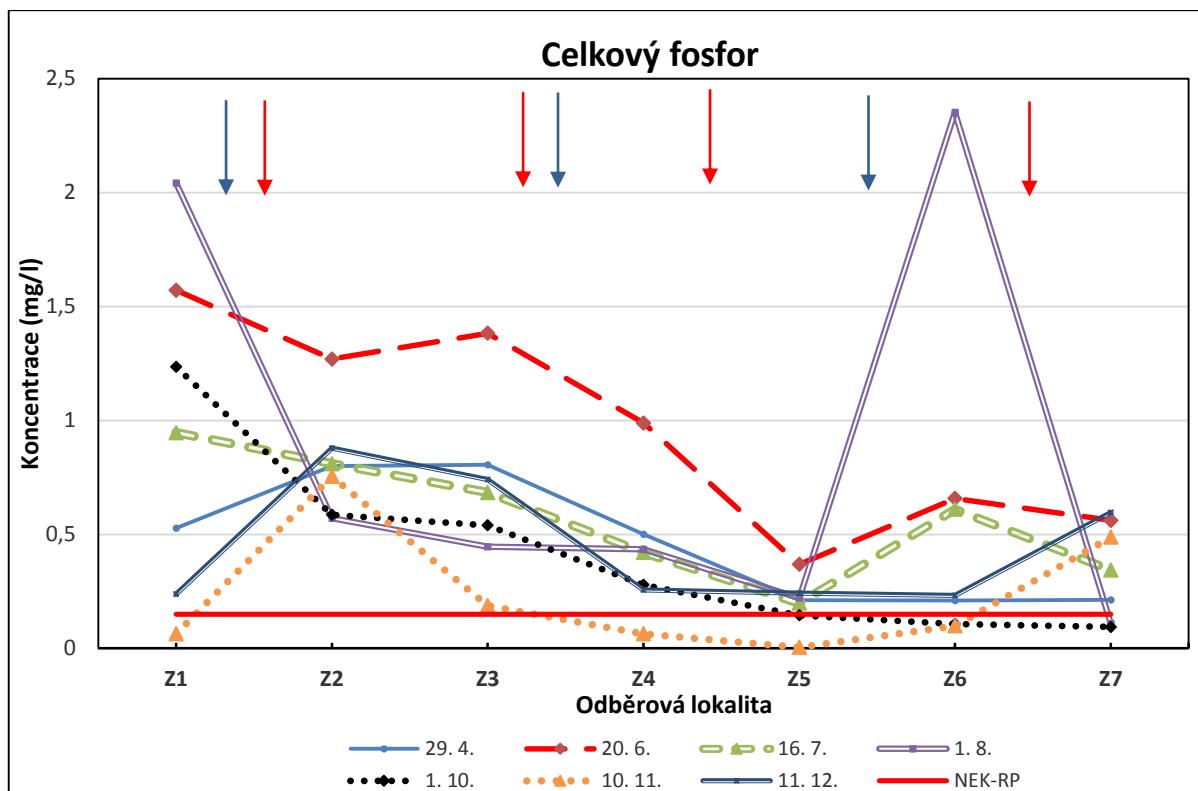


Obr. č. 19: Koncentrace síranů ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.5 Celkový fosfor

Nejvyšší koncentrace celkového fosforu (o-PO_4^{3-}) byly naměřeny v termínu 1. 8. 2014 na lokalitě Z1 (2,04 mg/l) a Z6 (2,36 mg/l). Nejnížší koncentrace celkového fosforu byly naopak zjištěny v termínu 10. 11. 2014 na lokalitě Z1 (0,063 mg/l), Z4 (0,064 mg/l) a Z5 (0,004 mg/l).

Průměrná koncentrace o-PO_4^{3-} (**0,15 mg/l**) dle NEK-RP (viz tabulka č. 11) byla překračována až na výjimky na většině lokalit a termínů. Dle ČSN 75 7221 lze odběrné lokality Z1 (20. 6., 1. 8. a 1. 10. 2014), Z2 (20. 6. 2014), Z3 (20. 6. 2014) a Z6 (1. 8. 2014) zařadit do třídy jakosti č. V – velmi silně znečištěná voda (**koncentrace $\text{o-PO}_4^{3-} > 1 \text{ mg/l}$** - viz tabulka č. 11). Do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (**koncentrace $\text{o-PO}_4^{3-} < 0,05 \text{ mg/l}$**), lze zařadit pouze lokalitu Z5 v termínu 10. 11. 2014.

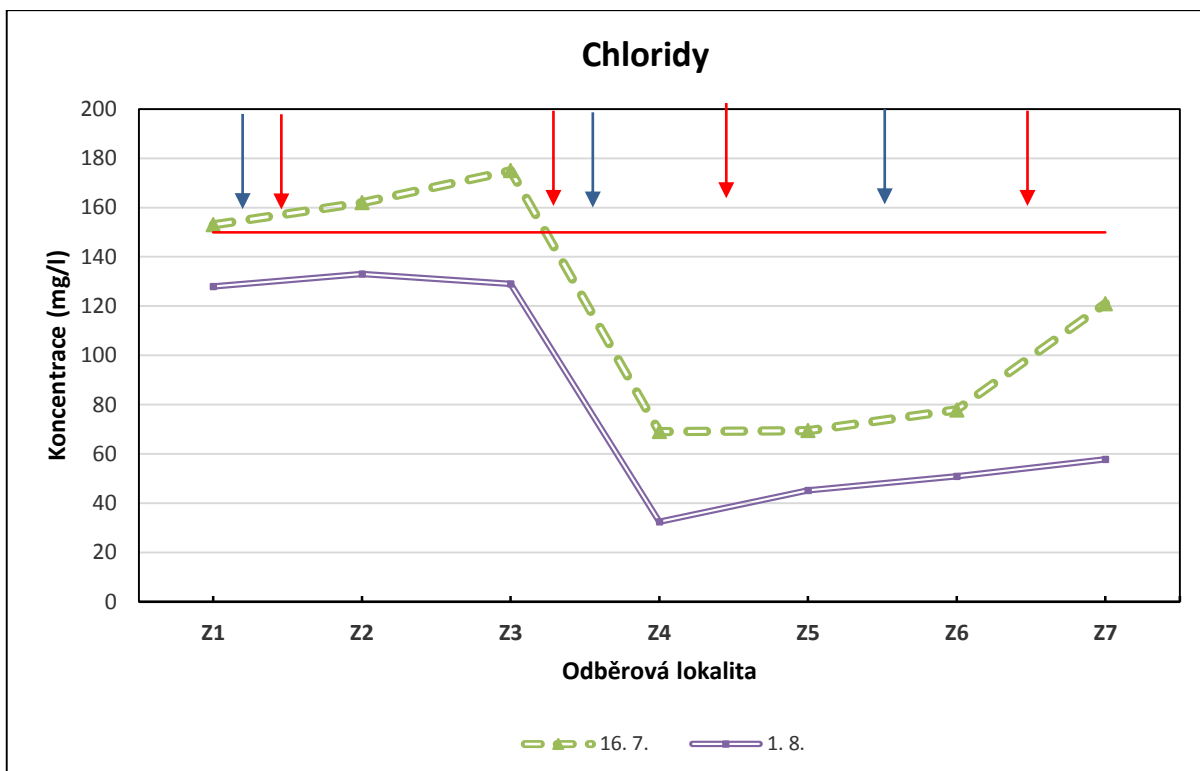


Obr. č. 20: Koncentrace celkového fosforu ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.6 Chloridy

Měření chloridů bylo z důvodu nefunkčnosti chloridové sondy provedeno jen ve dvou termínech (16. 7. 2015 a 1. 8. 2015). Nejvyšší koncentrace chloridů (Cl^-) během dvou proběhlých terénních měření byly naměřeny v termínu 16. 7. 2014 na lokalitě Z3 (175 mg/l). Nejnižší koncentrace chloridů byly naopak zjištěny v termínu 1. 8. 2014 na lokalitě Z4 (32,5 mg/l).

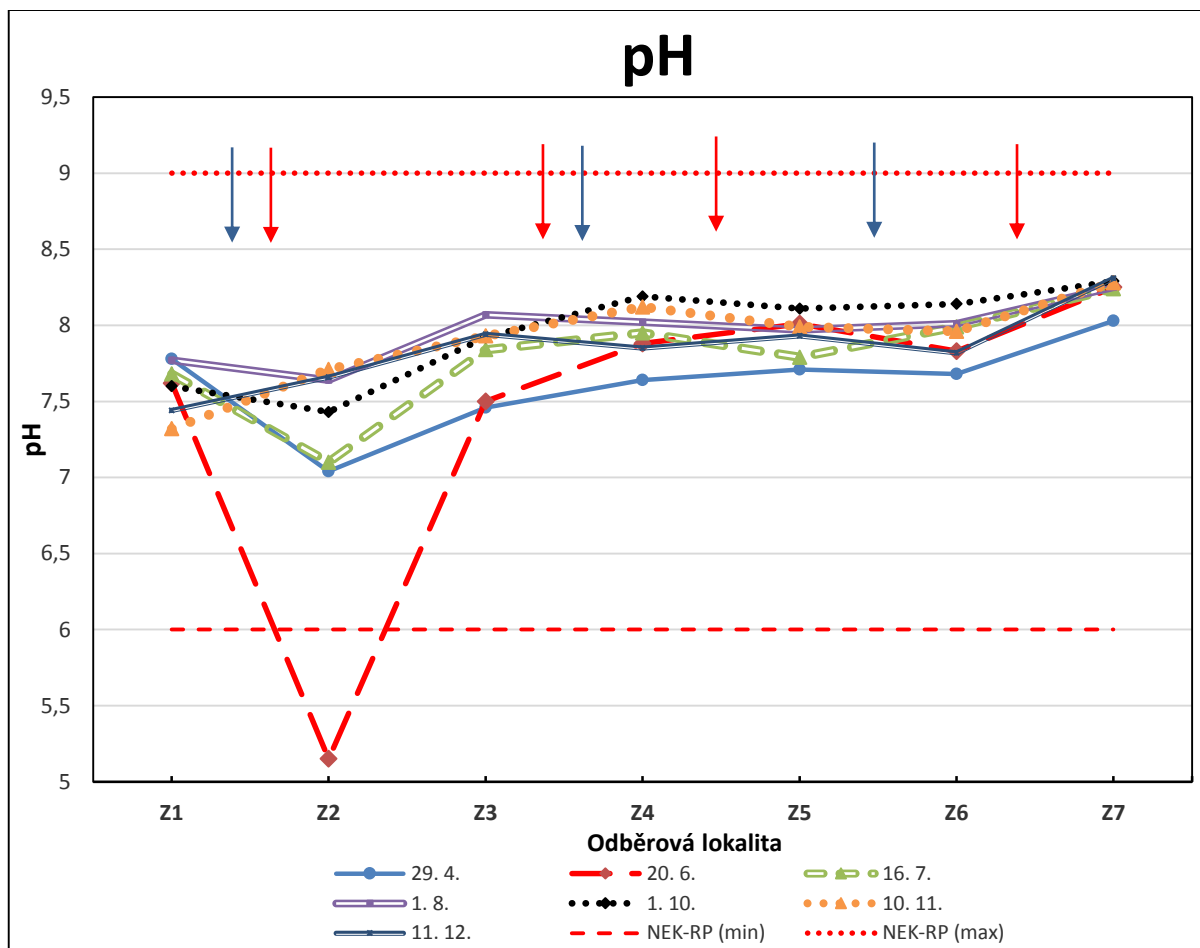
Průměrná koncentrace Cl^- (150 mg/l) dle NEK-RP (viz tabulka č. 11) byla překročena v termínu 16. 7. na lokalitě Z1 – Z3. Dle ČSN 75 7221 lze odběrné lokality Z1, Z2 a Z3, v obou proběhlých termínech měření, zařadit do třídy jakosti č. II – mírně znečištěná voda (koncentrace $\text{Cl}^- > 200 \text{ mg/l}$ - viz tabulka č. 11). Do třídy jakosti č. II lze také zařadit lokalitu Z7 v termínu 16. 7. 2014. Ostatní lokality v obou proběhlých termínech měření lze zařadit do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (koncentrace $\text{Cl}^- > 100 \text{ mg/l}$).



Obr. č. 21: Koncentrace chloridů ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.7 Reakce vody - pH

Nejnižší hodnota pH byla naměřena na lokalitě Z2 v termínu 20. 6. 2014 (pH 5,15). Nejvyšší hodnota pH byla naopak naměřena na lokalitě Z7 v termínu 11. 12. 2014 (pH 8,31). Průměrná minimální hodnota pH (6 – 9) dle NEK-RP (viz tabulka č. 11) byla překročena pouze v termínu 20. 6. 2014 na lokalitě Z2.



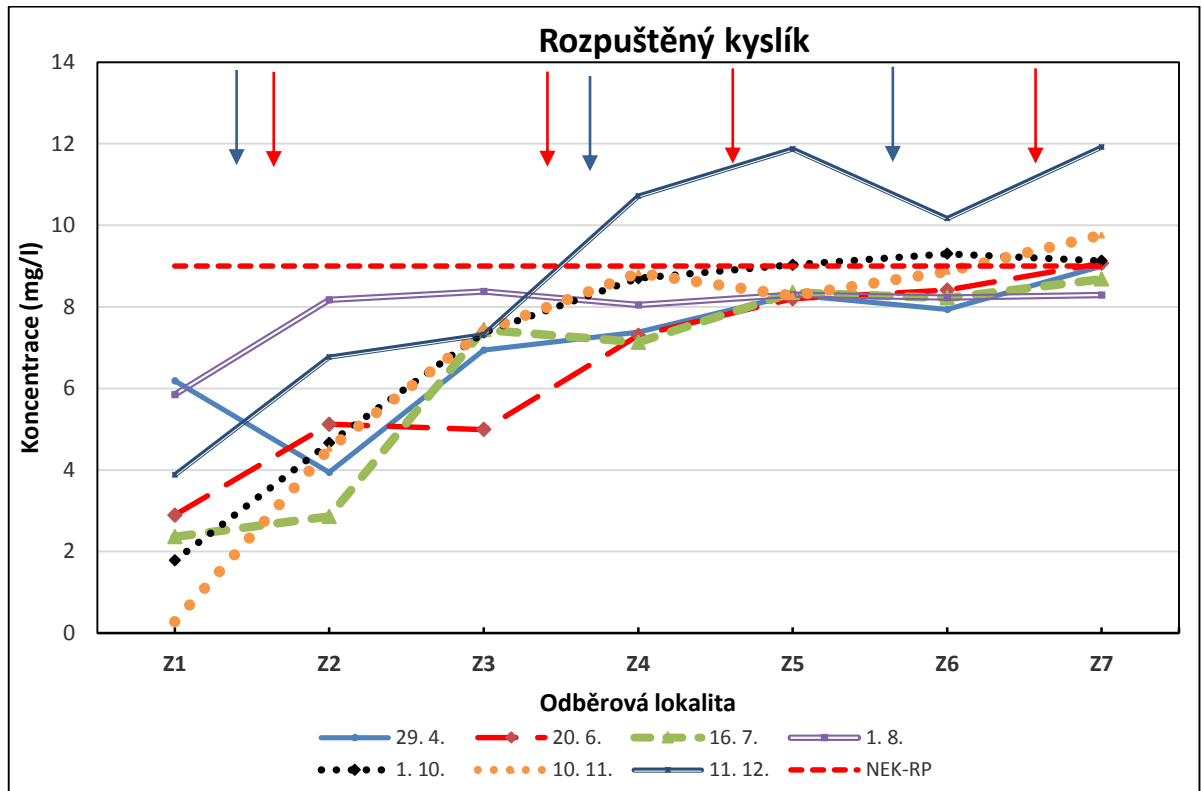
Obr. č. 22: pH vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.8 Rozpuštěný kyslík

Nejvyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku byly naměřeny v termínu 11. 12. 2014 na lokalitě Z4 – Z7 (v rozmezí přibližně 11 - 12 mg/l). Nejnižší koncentrace rozpuštěného kyslíku byly naopak zjištěny na lokalitě Z1 a to především v termínech 16. 7., 1. 10. a 10. 11. 2014 (v rozmezí přibližně 2,4 – 0,28 mg/l).

Minimální doporučené koncentrace rozpuštěného kyslíku (> 9 mg/l) dle NEK-RP (viz tabulka č. 12) nebylo ve většině případů, až na výše uvedené výjimky dosaženo. Dle ČSN 75 7221 lze do třídy jakosti č. I – neznečištěná voda (koncentrace kyslíku > 7,5 mg/l -

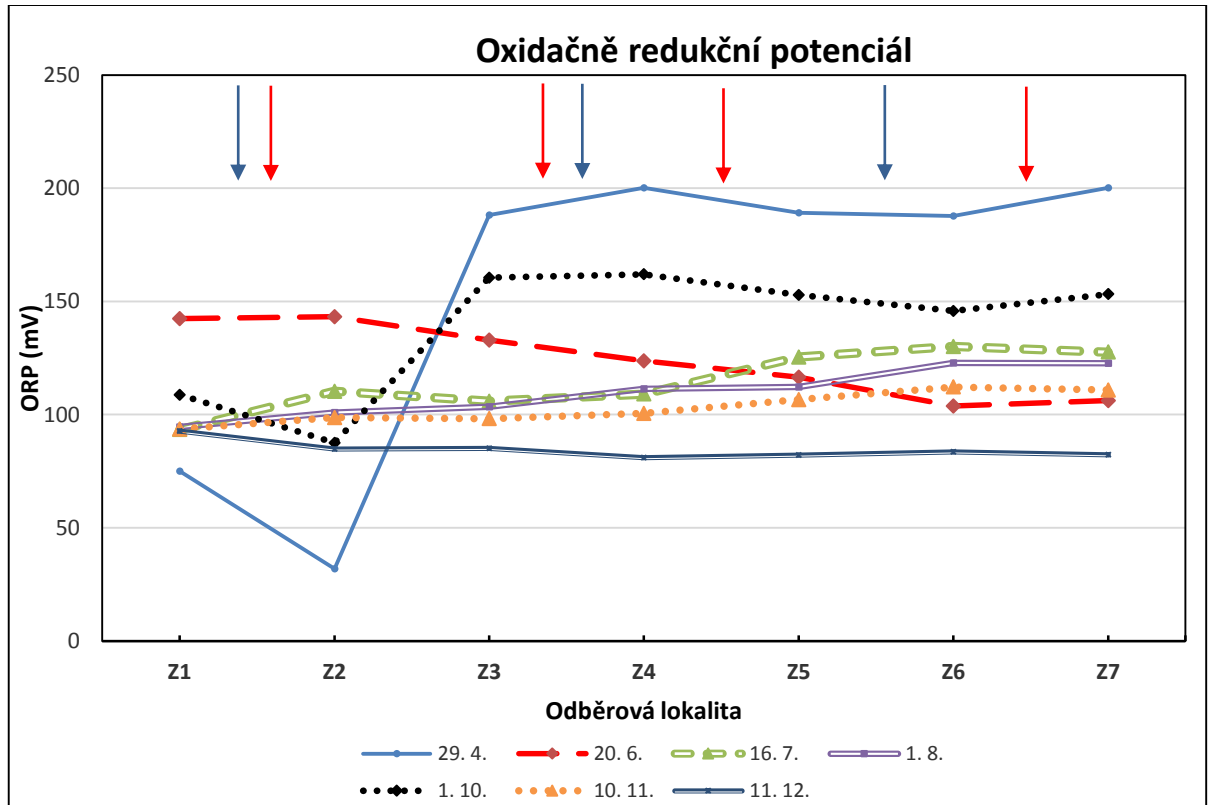
viz tabulka č. 11), zařadit ve většině termínů lokality Z4 – Z7. Do – velmi silně znečištěná voda (**koncentrace kyslíku ≤ 3**), lze zařadit v termínech 16. 7., 1. 10. a 10. 11. 2014 lokalitu Z1 a v termínu 16. 7. 2014 lokalitu Z2.



Obr. č. 23: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.9 Oxidačně redukční potenciál

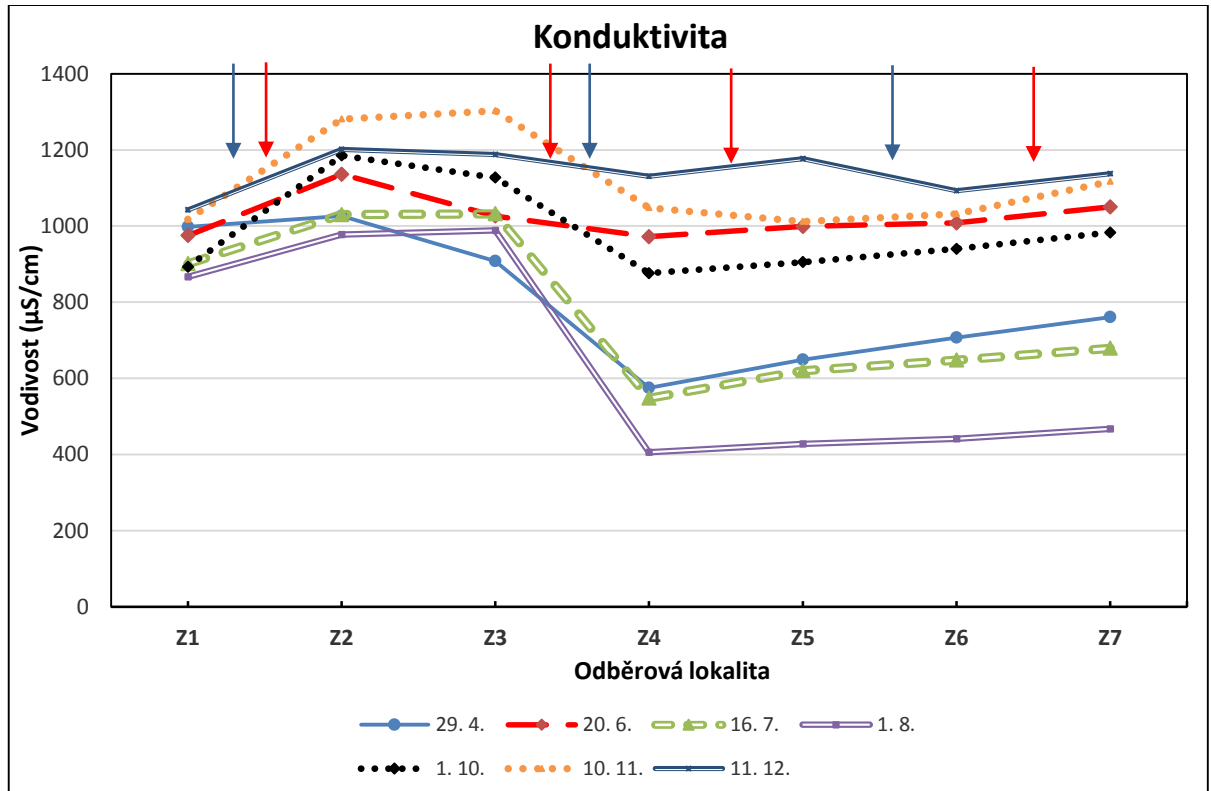
Nejvyšší hodnoty oxidačně redukčního potenciálu (ORP) byly naměřeny v termínu 29. 4. 2014 na lokalitě Z3 – Z7 (v rozmezí přibližně 188 – 200 mV). Nejnižší hodnota ORP byla zjištěna tentýž termín na lokalitě Z2. Nízké průměrné hodnoty na všech studovaných lokalitách také vykazuje termín 11. 12. 2014 (rozmezí přibližně 80 – 90 mV).



Obr. č. 24: Oxidačně redukční potenciál vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.10 Elektrolytická konduktivita

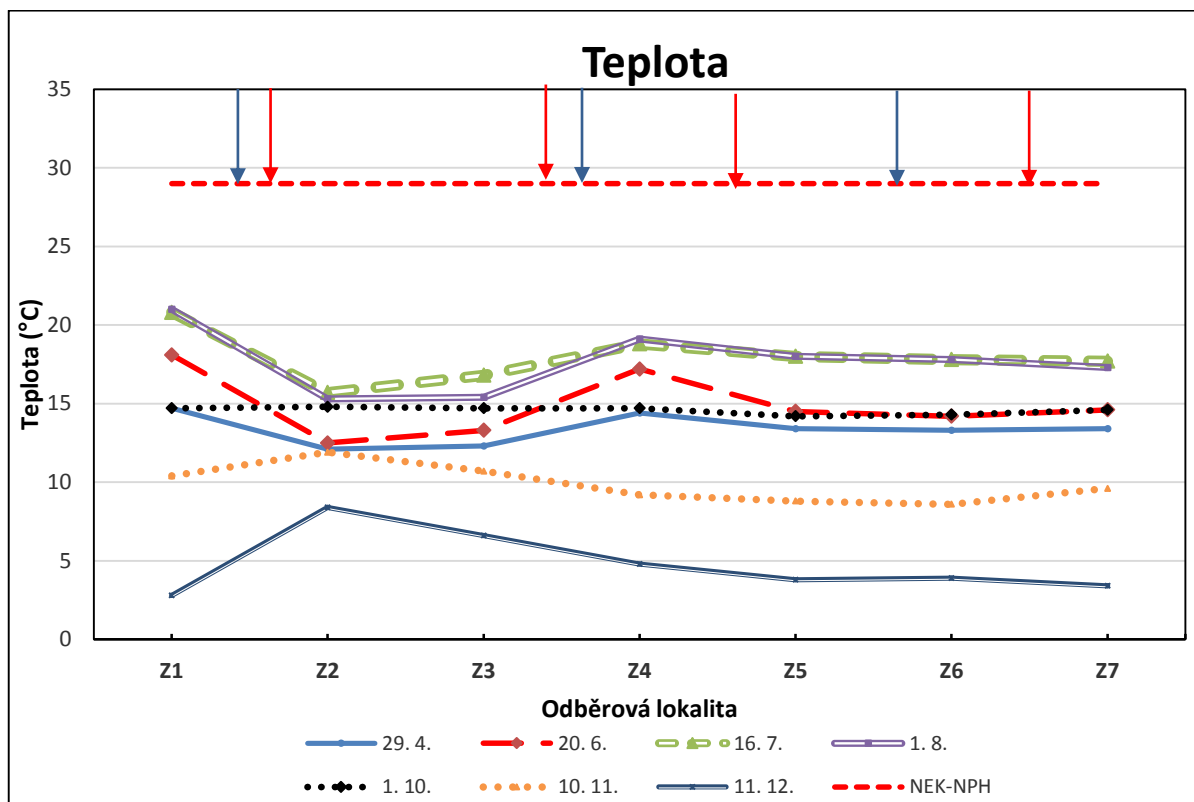
Nejvyšší hodnoty elektrolytické konduktivity byly naměřeny v termínu 10. 11. 2014 na lokalitě Z2 a Z3 (v rozmezí přibližně 1200 – 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Nejnižší hodnoty elektrolytické konduktivity byly naopak zjištěny v termínu 1. 8. 2014 na lokalitách Z4 – Z7 (v rozmezí přibližně 406 – 470 $\mu\text{S}/\text{cm}$).



Obr. č. 25: Hodnoty elektrolytické konduktivity vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.1.11 Teplota vody

Nejvyšší přípustná hodnota teploty vody (29 °C) dle NEK-NPH (viz tabulka č. 11), nebyla ani v jednom případě překročena.



Obr. č. 26: Hodnoty teploty vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014 (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.1.2 Vyhodnocení výsledků monitoringu základních fyzikálně chemických ukazatelů na Zátíšském potoce

V tabulce č. 30 se nachází shrnutí vyhodnocení výsledků základních, fyzikálně chemických ukazatelů. Legenda k zařazení kvality vody do jednotlivých tříd jakosti je vyobrazena v tabulce č. 29.

Tab. č. 29: Legenda k hodnocení výsledků monitoringu dle ČSN 75 7221 a NV 23/2011 Sb.

<i>Legenda:</i>
I - velmi čistá voda
II - čistá voda
III - znečištěná voda
IV - silně znečištěná voda
V - velmi silně znečištěná voda
Překročení NEK RP/NPH – tučné a podtržené písmo

Tab. č. 30: Výsledky monitoringu základních fyzikálně chemických ukazatelů na Zátíšském potoce (minimum, maximum a průměr ze všech termínů odběru pro jednotlivé odběrné lokality).

Ukazatel (jednotka)		Hodnota	Lokalita						
			Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7
konduktivita	μS/cm	průměr	956	1119	1081	793	827	838	884
		min	867	978	908	406	428	441	467
		max	1042	1281	1303	1131	1177	1093	1137
rozp. O ₂	mg/l	průměr	<u>3,32</u>	<u>5,15</u>	<u>7,12</u>	<u>8,30</u>	<u>8,90</u>	<u>8,73</u>	9,41
		min	<u>0,28</u>	<u>2,86</u>	<u>4,99</u>	<u>7,13</u>	<u>8,20</u>	<u>7,94</u>	<u>8,29</u>
		max	<u>6,19</u>	<u>8,17</u>	<u>8,38</u>	10,72	11,87	10,17	11,92
Amoniakální dusík	mg/l	průměr	<u>0,65</u>	<u>0,93</u>	<u>0,26</u>	<u>0,40</u>	0,03	0,15	0,10
		min	0,05	0,14	0,01	<u>0,27</u>	0,00	0,03	0,00
		max	<u>1,14</u>	<u>1,90</u>	<u>0,79</u>	<u>0,70</u>	0,07	<u>0,31</u>	<u>0,23</u>
Dusičnanový dusík	mg/l	průměr	0,96	<u>22,92</u>	<u>40,37</u>	<u>10,12</u>	<u>15,91</u>	<u>12,50</u>	<u>12,04</u>
		max	1,33	<u>34,02</u>	<u>55,79</u>	<u>20,53</u>	<u>29,44</u>	<u>16,01</u>	<u>15,68</u>
		min	0,35	<u>15,37</u>	<u>21,74</u>	0,21	1,92	<u>7,77</u>	<u>6,70</u>
Chloridy	mg/l	průměr	140,50	147,50	<u>152</u>	50,80	57,35	64,45	89,40
		min	128,00	133,00	129	32,50	45,20	51,00	57,80
		max	<u>153,00</u>	<u>162,00</u>	<u>175</u>	69,10	69,50	77,90	121,00
Sířany	mg/l	průměr	95	<u>239</u>	<u>230</u>	147	179	170	159
		min	59	140	134	52	64	67	67
		max	<u>209</u>	<u>367</u>	<u>394</u>	<u>222</u>	<u>302</u>	<u>225</u>	<u>222</u>
Celkový fosfor	mg/l	průměr	<u>0,95</u>	<u>0,81</u>	<u>0,68</u>	<u>0,42</u>	<u>0,20</u>	<u>0,61</u>	<u>0,34</u>
		min	0,06	<u>0,57</u>	<u>0,19</u>	0,06	0,00	0,10	0,09
		max	<u>2,04</u>	<u>1,27</u>	<u>1,38</u>	<u>0,99</u>	<u>0,37</u>	<u>2,35</u>	<u>0,60</u>
Teplota vody	°C	průměr	14,64	12,96	12,83	14,03	12,96	12,84	12,94
		min	2,80	8,40	6,60	4,80	3,80	3,90	3,40
		max	21,00	15,70	16,80	19,10	18,00	17,80	17,70
pH		průměr	7,60	7,10	7,81	7,95	7,93	7,92	8,24
		min	7,32	<u>5,15</u>	7,46	7,64	7,71	7,68	8,03
		max	7,78	7,71	8,07	8,19	8,11	8,14	8,31

Limity fyzikálně-chemického stavu Zátíšského potoka, stanovené NEK-RP (NV 23/2011 Sb.), jsou na většině odběrných lokalit překračovány v ukazatelích: rozpuštěný kyslík, dusičnanový dusík a celkový fosfor. Zařazení jednotlivých úseků do tříd jakosti dle ČSN 75 7221 je uvedeno v tabulce č. 31.

Tab. č. 31: Zařazení jednotlivých odběrných lokalit do tříd jakosti dle ČSN 75 7221 (průměrné hodnoty – nejhorší ukazatel).

Lokalita	Třída jakosti	Nejhorší ukazatel
Z1	IV - silně znečištěná voda	rozp O ₂ , celkový fosfor
Z2	V - velmi silně znečištěná voda	dusičnanový dusík
Z3	V - velmi silně znečištěná voda	dusičnanový dusík
Z4	IV - silně znečištěná voda	dusičnanový dusík, celkový fosfor
Z5	V - velmi silně znečištěná voda	dusičnanový dusík
Z6	IV - silně znečištěná voda	dusičnanový dusík, celkový fosfor
Z7	IV - silně znečištěná voda	dusičnanový dusík

6.2 Vyhodnocení kvality vody prostřednictvím makrozoobentosu

6.2.1 Přehled jedinců makrozoobentosu nalezených v Zátíšském potoce

V tabulce č. 32 se nachází přehled počtů nalezených jedinců makrozoobentosu dle odběrných úseků, dosažené determinační úrovně a termínu odběru. V následujících kapitolách jsou dále popsány výsledky dle jednotlivých biotických indexů využitých pro zpracování této diplomové práce.

Tab. č. 32: Počty nalezených jedinců makrozoobentosu dle jednotlivých odběrných úseků, dosažené determinační úrovně a data odběru, j – jarní odběr (29. 4. 2014); p – podzimní odběr (1. 10. 2014).

Nejvyšší dosažená determinační úroveň	Počet jedinců													
	Z1		Z2		Z3		Z4		Z5		Z6		Z7	
	j	p	j	p	j	p	j	p	j	p	j	p	j	p
<i>Physella acuta</i>	0	1	0	6	0	13	13	1	0	3	0	1	0	0
Chironomidae	2	9	24	73	102	67	71	2	147	37	43	33	79	23
<i>Elodes</i> sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limoniidae	6	0	0	2	0	1	0	13	0	0	0	0	2	0
<i>Scirtes</i> sp.	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1
Tubificidae	2	0	19	301	6	37	26	20	7	42	9	0	33	1
<i>Baetis</i> sp.	0	0	0	3	124	210	4	49	293	327	6	0	269	53
Hydroptilidae	0	0	0	1	0	8	0	3	0	4	2	0	3	0
Hydropsychidae	0	0	0	3	48	18	5	36	29	23	17	0	27	2
<i>Erpobdella</i> sp.	0	0	0	5	17	7	2	113	0	2	3	0	4	0
Glossiphoniidae	0	0	0	1	0	6	3	18	2	1	3	0	1	0
Simuliidae	0	0	0	3	19	64	3	0	12	96	1	4	33	12
<i>Gyraulus albus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Ephemeralidae	0	0	0	0	0	4	7	8	4	4	7	0	2	4
<i>Platambus</i> sp.	5	0	0	0	0	3	1	103	0	14	0	4	0	3
Ephemeridae	0	0	0	0	0	2	2	0	18	0	0	1	0	5
<i>Sphaerium</i> sp.	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	4	3	4	0	3	4	0	0	2
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	15	14	4	14	3	5	22	0
<i>Radix</i> sp.	0	0	0	0	0	0	60	3	3	3	2	0	0	1
Hydrophylidae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
Gerridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Nemouridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2
<i>Galba truncatula</i>	0	0	0	0	0	0	15	2	0	0	17	1	0	0
<i>Limnophora</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Caenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Bythinia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Lumbriculidae	0	0	0	0	6	0	1	0	1	0	3	15	0	0
Geometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Rhyacophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Na fotografiích č. 11 – 18 se nachází vybraní jedinci makrozoobentosu nalezení v Zátíšském potoce. Fotografie byly pořízeny během determinace v laboratoři aplikované ekologie ČZU-FŽP v Kostelci nad Černými lesy s využitím stereomikroskopu Olympus SZX7 s přídatnou kamerou Olympus DP72.



Foto č. 11 - 12: Jedinec Limoniidae (vlevo) a Hydropsychidae (vpravo).

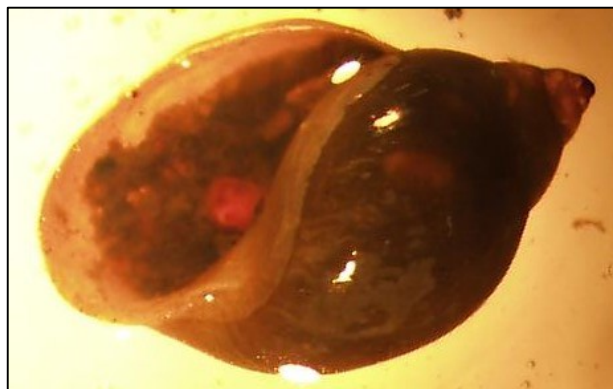


Foto č. 13 - 14: Jedinec Baetidae (vlevo) a *Physella acuta* (vpravo).



Foto č. 15 - 16: Jedinec *Gammarus* sp. a *Asellus aquaticus* (vlevo) a Chironomidae (vpravo).

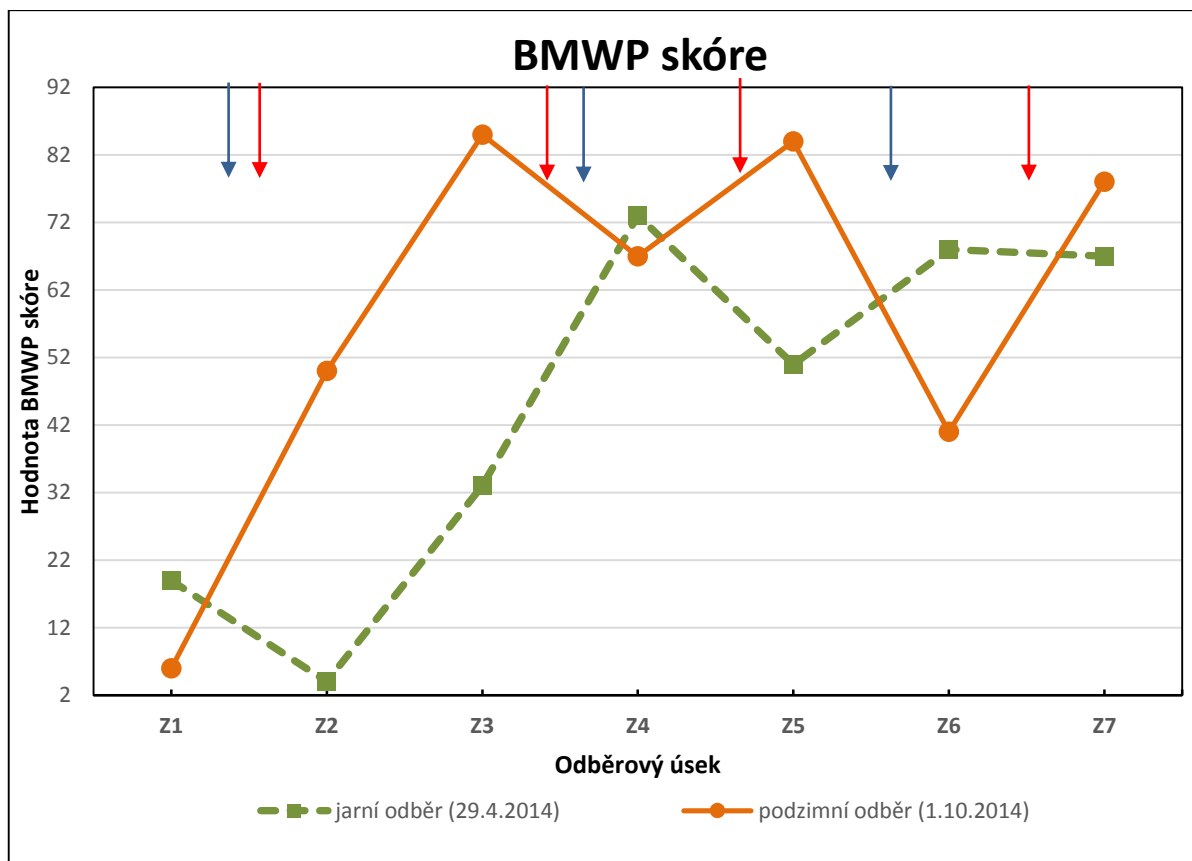


Foto č. 17 - 18: Jedinec Simuliidae (vlevo) a *Limnophora* sp. (vpravo).

6.2.2 Vyhodnocení dle BMWP skóre

BMWP Score (Biological Monitoring Working Party Score) je jedním z nejvíce používaných indexů, podle kterého lze hodnotit jakost vody. Využívá pouze kvalitativního odběru a identifikace na úroveň čeledí. Systém BMWP je založen na bodovém hodnocení rozdílných čeledí vodních bezobratlých, podle jejich stupně tolerance k organickému znečištění.

Dle výsledků BMWP skóre vykazují nejvyšší kvalitu vody odběrné úseky Z4 – Z7 v jarním období (třída čistoty č. 3 - střední) a podzimním období odběrné úseky Z3, Z4, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 3 - střední). Nejnižší kvalitu vody dle BMWP skóre naopak vykazují v jarním období odběrné úseky Z1 a Z2 (třída čistoty č. 5 – velmi nízká) a v podzimním období úsek Z1 (třída čistoty č. 5 – velmi nízká) a Z2, Z6 (třída čistoty č. 4 – nízká).



Obr. č. 27: Hodnoty BMWP skóre v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

Tab. č. 33: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BMWP skóre (jarní odběr – 29. 4. 2014).

BMWP skóre - jarní odběr (29. 4. 2014)			
Lokalita	BMWP	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	19	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z2	4	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z3	33	4	nízká
Z4	73	3	střední
Z5	51	3	střední
Z6	68	3	střední
Z7	67	3	střední

Tab. č. 34: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BMWP skóre (podzimní odběr – 1. 10. 2014).

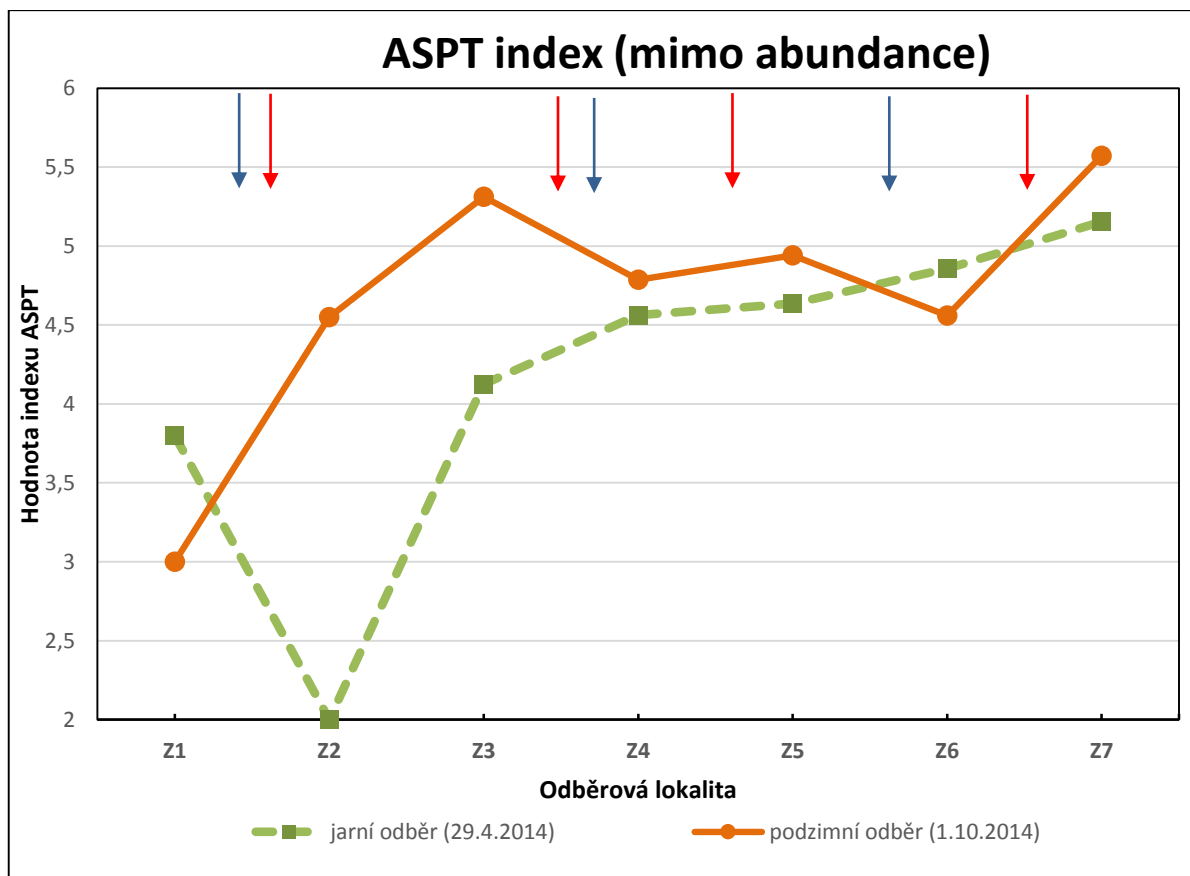
BMWP skóre - podzimní odběr (1. 10. 2014)			
Lokalita	BMWP	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	6	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z2	50	4	nízká
Z3	85	3	střední
Z4	67	3	střední
Z5	84	3	střední
Z6	41	4	nízká
Z7	78	3	střední

6.2.3 Vyhodnocení dle indexu ASPT

6.2.3.1 ASPT index počítaný bez abundance

ASPT index (Average Score Per Taxon) je obdobou BMWP skóre. Je počítán tak, že celkové BMWP skóre je děleno počtem nalezených taxonů. Je tedy také založen na bodovém hodnocení rozdílných čeledí vodních bezobratlých, podle stupně tolerance k organickému znečištění.

Dle výsledků ASPT indexu počítaného dle původní metodiky používané ve Velké Británii (bez abundance), vykazují nejvyšší kvalitu vody odběrné úseky Z3 – Z7 v jarním období (třída čistoty č. 3 - střední) a v podzimním období odběrné úsek Z7 (třída čistoty č. 2 – dobrá) a úseky Z2 – Z6 (třída čistoty č. 3 - střední). Nejnižší kvalitu vody dle ASPT indexu naopak vykazuje v jarním období odběrný úsek Z2 (třída čistoty č. 5 – velmi nízká) a Z1 (třída čistoty č. 4 – nízká) a v podzimním období úsek Z1 (třída čistoty č. 4 – nízká).



Obr. č. 28: Hodnoty ASPT indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (bez počítané abundance) (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

Tab. č. 35: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT indexu bez počítané abundance (jarní odběr – 29. 4. 2014).

ASPT index - jarní odběr (29. 4. 2014)			
Lokalita	ASPT	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	3,8	4	nízká
Z2	2,00	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z3	4,12	3	střední
Z4	4,56	3	střední
Z5	4,63	3	střední
Z6	4,85	3	střední
Z7	5,15	3	střední

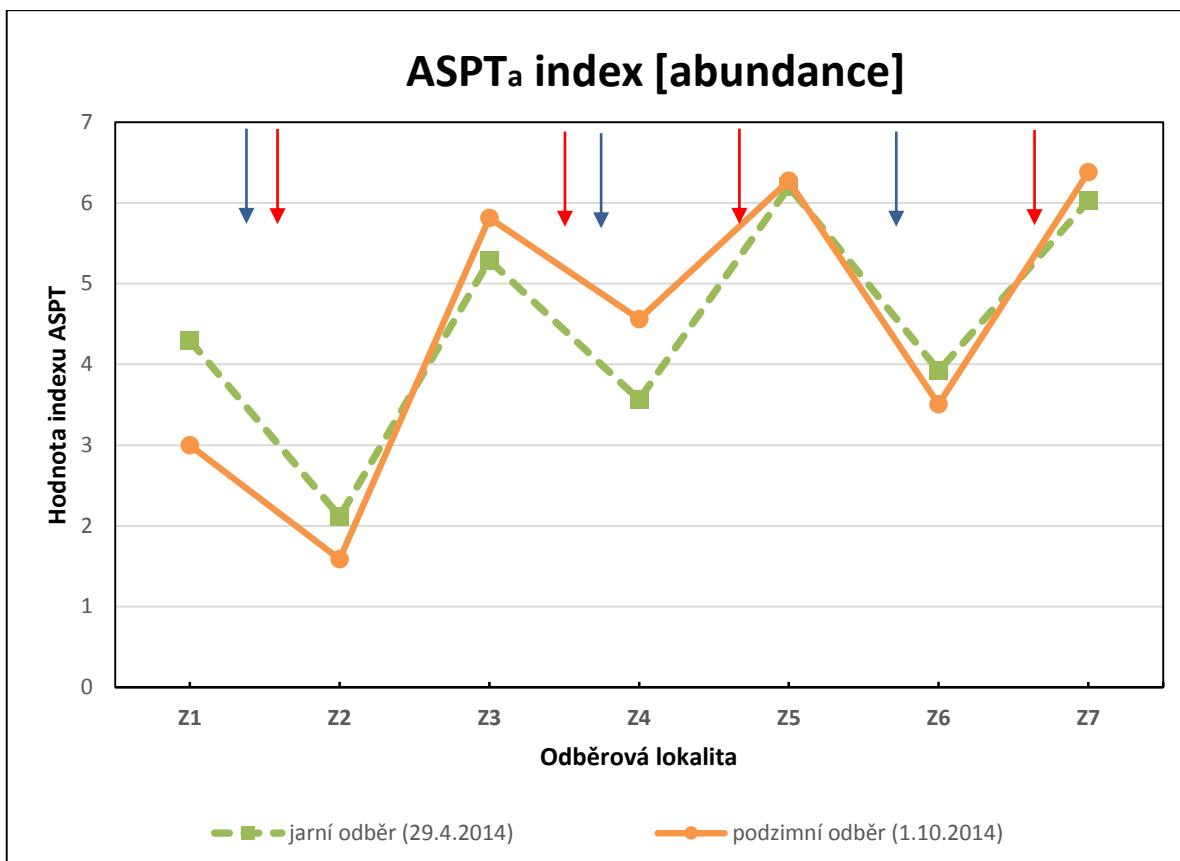
Tab. č. 36: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT indexu bez počítané abundance (podzimní odběr – 1. 10. 2014).

ASPT index - podzimní odběr (1. 10. 2014)			
Lokalita	ASPT	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	3,00	4	nízká
Z2	4,55	3	střední
Z3	5,31	3	střední
Z4	4,78	3	střední
Z5	4,94	3	střední
Z6	4,56	3	střední
Z7	5,57	2	dobrá

6.2.3.2 ASPT_a index s počítanou abundancí

ASPT_a index je taktéž obdobou BMWP skóre. Je však počítán tak, že celkové BMWP skóre je děleno počtem nalezených taxonů, přičemž jedna čeleď je počítána tolikrát, kolik jedinců do ní patřících se ve vzorku vyskytuje.

Dle výsledků ASPT_a indexu počítaného s abundancí systematických jednotek, vykazují nejvyšší kvalitu vody v jarním období odběrné úseky Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2 - dobrá) a v podzimním období odběrné úseky Z3, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2 – dobrá). Nejnižší kvalitu vody dle ASPT indexu naopak vyazuje v jarním období odběrný úsek Z2 (třída čistoty č. 5 – velmi nízká) a Z4, Z6 (třída čistoty č. 4 – nízká). V podzimním období vyazuje nejnižší kvalitu vody úsek Z2 (třída čistoty č. 5 – velmi nízká) a Z1 a Z6 (třída čistoty č. 4 – nízká).



Obr. č. 29: Hodnoty ASPT_a indexu (počítaného s abundancí) v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

Tab. č. 37: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT_a indexu s počítanou abundancí (jarní odběr – 29. 4. 2014).

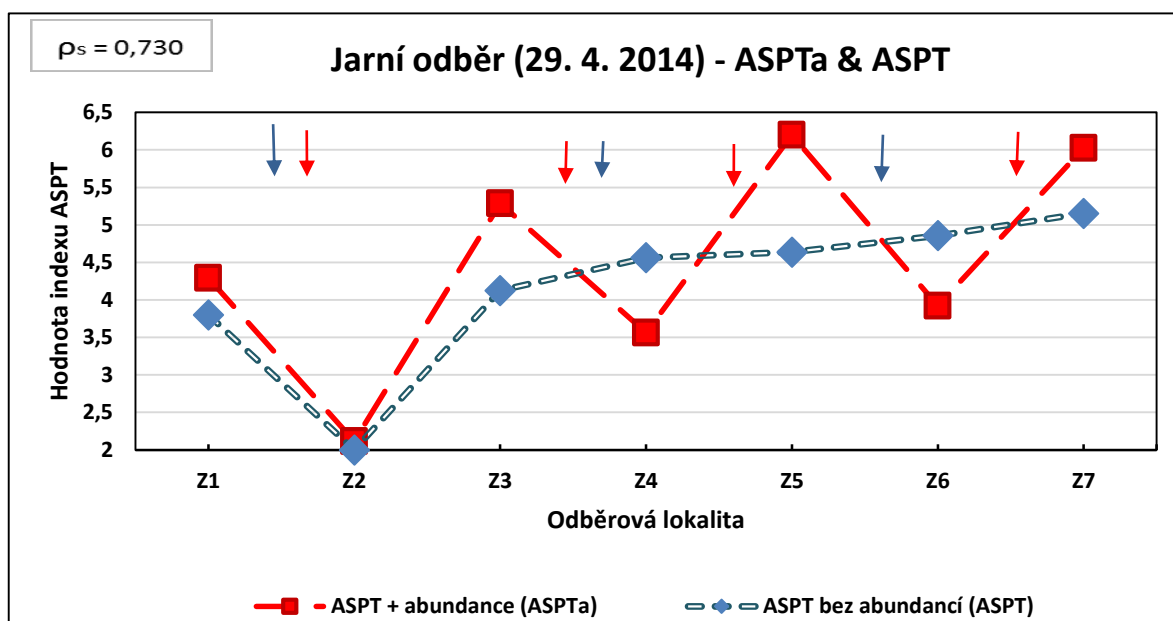
ASPT _a index [abundance] - jarní odběr (29. 4. 2014)			
Lokalita	ASPT _a	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	4,29	3	střední
Z2	2,11	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z3	5,28	3	střední
Z4	3,56	4	nízká
Z5	6,20	2	dobrá
Z6	3,92	4	nízká
Z7	6,02	2	dobrá

Tab. č. 38: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT_a indexu s počítanou abundancí (podzimní odběr – 1. 10. 2014).

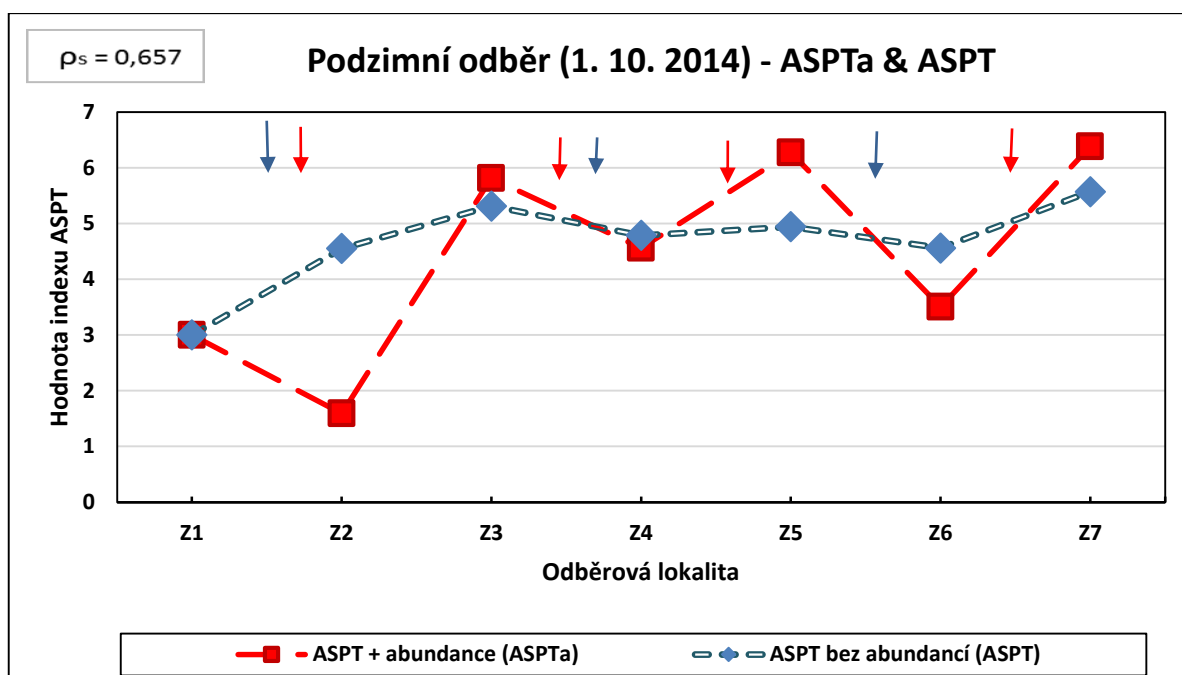
ASPT _a index [abundance] - podzimní odběr (1. 10. 2014)			
Lokalita	ASPT	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	3,00	4	nízká
Z2	1,58	5	velmi nízká - nelze hodnotit
Z3	5,81	2	dobrá
Z4	4,56	3	střední
Z5	6,27	2	dobrá
Z6	3,50	4	nízká
Z7	6,38	2	dobrá

6.2.3.3 Korelace indexu ASPT bez abundance a ASPT_a s počítanou abundancí

Na obrázku č. 30 a obrázku č. 31 můžeme vidět srovnání indexu ASPT a ASPT_a s vypočítaným Pearsonovým korelačním koeficientem. Jarní odběr vykazuje korelaci $\rho_s = 0,730$ a podzimní odběr $\rho_s = 0,657$. Na obou zmiňovaných obrázcích můžeme vidět určitou korelaci mezi oběma způsoby výpočtu indexu ASPT. ASPT index bez abundance je v podstatě střední hodnotou ASPT_a indexu počítaného s abundancí. Přesto lze však mezi jednotlivými lokalitami v rámci obou způsobů pozorovat určité rozdíly, které jsou dány odlišnými výpočty.



Obr. č. 30: Srovnání indexu ASPT a ASPT_a s vypočítaným Pearsonovým korelačním koeficientem (jarní odběr – 29. 4. 2014) (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

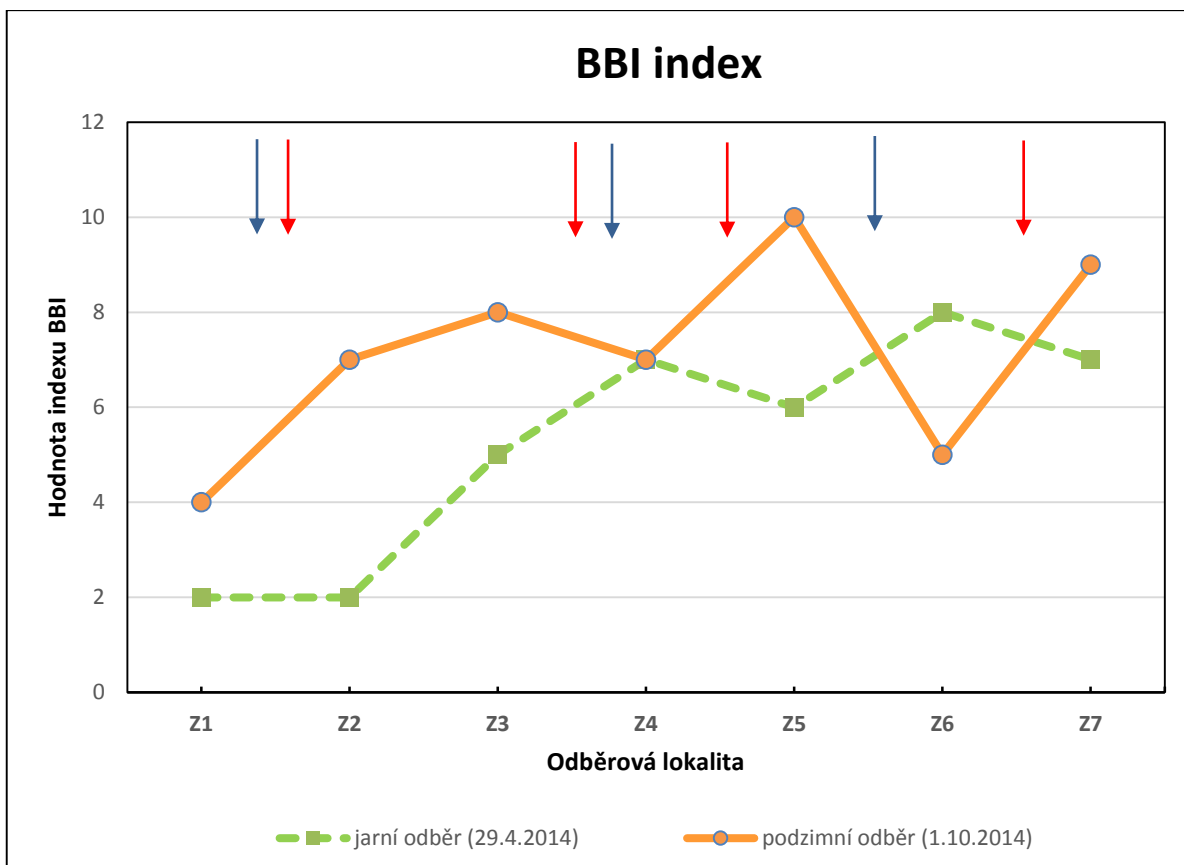


Obr. č. 31: Srovnání indexu ASPT a ASPT_a s vypočítaným Pearsonovým korelačním koeficientem (podzimní odběr – 1. 10. 2014) (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

6.2.4 Vyhodnocení dle indexu BBI

Belgický biotický index (BBI) slouží k vyhodnocení znečištění povrchových vod na základě indikátorových druhů bezobratlých živočichů. Tím je umožněn dlouhodobý monitoring stavu čistoty vody (chemické ukazatele vyjadřují jen okamžitý stav).

Dle výsledků BBI indexu, vykazují nejvyšší kvalitu vody v jarním období odběrné úseky Z4, Z6 a Z7 (třída čistoty č. 2 - mírně znečištěná voda) a v podzimním období odběrné úseky Z5 a Z7 (třída čistoty č. 1 – neznečištěná, nebo velmi mírně znečištěná voda). Nejnižší kvalitu vody dle BBI indexu naopak vykazuje v jarním období odběrný úsek Z1 a Z2 (třída čistoty č. 5 – velmi silně znečištěná voda) a v podzimním období úsek Z1 (třída čistoty č. 4 – silně znečištěná voda).



Obr. č. 32: Hodnoty BBI indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (červené šipky indikují zaústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

Tab. č. 39: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BBI indexu (jarní odběr – 29. 4. 2014).

BBI index - jarní odběr (29. 4. 2014)			
Lokalita	BBI	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	2	5	velmi silně znečištěná voda
Z2	2	5	velmi silně znečištěná voda
Z3	5	3	středně znečištěná voda
Z4	7	2	mírně znečištěná voda
Z5	6	3	středně znečištěná voda
Z6	8	2	mírně znečištěná voda
Z7	7	2	mírně znečištěná voda

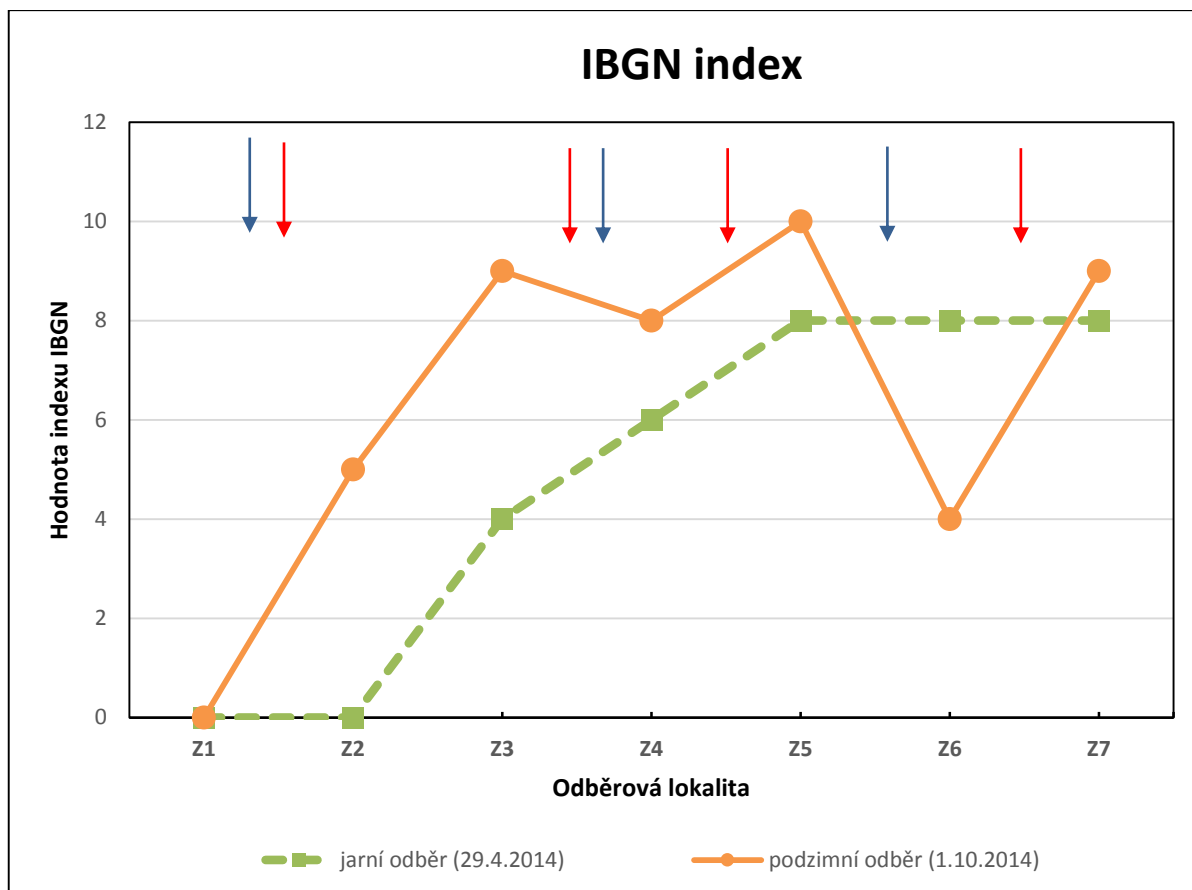
Tab. č. 40: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BBI indexu (podzimní odběr – 1. 10. 2014).

BBI index - podzimní odběr (1. 10. 2014)			
Lokalita	BBI	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	4	4	silně znečištěná voda
Z2	7	2	mírně znečištěná voda
Z3	8	2	mírně znečištěná voda
Z4	7	2	mírně znečištěná voda
Z5	10	1	neznečištěná, nebo velmi mírně znečištěná voda
Z6	5	3	středně znečištěná voda
Z7	9	1	neznečištěná, nebo velmi mírně znečištěná voda

6.2.5 Vyhodnocení dle indexu IBGN

IBGN index (Standardised Global Biological Index) je široce využíván v monitorovacích programech ve Francii od roku 1992. Bentičtí bezobratlí jsou obvykle identifikováni do úrovně čeledi, nebo vyšších taxonomických úrovní. Na základě hodnoty IBGN je pak určena jedna z 5 tříd jakosti (od pitné vody po silně znečištěnou vodu).

Dle výsledků IBGN indexu, vykazují nejvyšší kvalitu vody v jarním období odběrné úseky Z4 – Z7 (třída čistoty č. 3 - voda vhodná pro průmyslové účely) a v podzimním období odběrné úseky Z3, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2 – voda vhodná pro zavlažování). Nejnižší kvalitu vody dle IBGN indexu naopak vykazuje v jarním období odběrný úsek Z1 – Z3 (třída čistoty č. 4 - velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit) a v podzimním období úsek Z1 a Z6 (třída čistoty č. 4 - velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit).



Obr. č. 33: Hodnoty IBGN indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (červené šipky indikují záústění dešťové kanalizace, modré šipky indikují vodní nádrž).

Tab. č. 41: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle IBGN indexu (jarní odběr – 29. 4. 2014).

IBGN index - jarní odběr (29. 4. 2014)			
Lokalita	IBGN	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	0	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit
Z2	0	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit
Z3	4	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit
Z4	6	3	voda vhodná pro průmyslové účely
Z5	8	3	voda vhodná pro průmyslové účely
Z6	8	3	voda vhodná pro průmyslové účely
Z7	8	3	voda vhodná pro průmyslové účely

Tab. č. 42: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle IBGN indexu (podzimní odběr – 1. 10. 2014).

IBGN index - podzimní odběr (1. 10. 2014)			
Lokalita	IBGN	Třída čistoty	Kvalita vody
Z1	0	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit
Z2	5	3	voda vhodná pro průmyslové účely
Z3	9	2	voda vhodná pro zavlažování
Z4	8	3	voda vhodná pro průmyslové účely
Z5	10	2	voda vhodná pro zavlažování
Z6	4	4	velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit
Z7	9	2	voda vhodná pro zavlažování

6.2.6 Korelační závislost mezi použitými biotickými indexy

V následující tabulce jsou vyjádřeny korelační závislosti mezi jednotlivými použitými biotickými indexy. Nejvyšších korelací dosahují dvojice indexů BBI – IBGN, BBI – BMWP a IBGN – BMWP (podzimní odběr).

Tab. č. 43: Korelační závislost mezi jednotlivými biotickými indexy s využitím Pearsonova korelačního koeficientu.

Korelační závislost mezi jednotlivými biotickými indexy		
Hodnocené indexy	Pearsonův korelační koeficient (ρ_s)	
	jarní odběr (29. 4. 2014)	podzimní odběr (1. 10. 2014)
ASPT - ASPT _a	0,730	0,657
BMWP - ASPT	0,885	0,932
BMWP - ASPT _a	0,415	0,755
BBI - IBGN	0,951	0,931
BBI - BMWP	0,959	0,917
BBI - ASPT	0,606	0,805
BBI - ASPT _a	0,419	0,728
IBGN - BMWP	0,903	0,992
IBGN - ASPT	0,852	0,909
IBGN - ASPT _a	0,603	0,780

6.3 Výsledky hydromorfologického monitoringu

6.3.1 Koryto a trasa

Hodnocení zóny koryto a trasa toku bylo provedeno na základě 5 dílčích parametrů: upravenost trasy toku, podélná průchodnost koryta, variabilita šířky koryta, variabilita zahloubení v podélném profilu a variabilita hloubek v příčném profilu (Langhammer 2009).

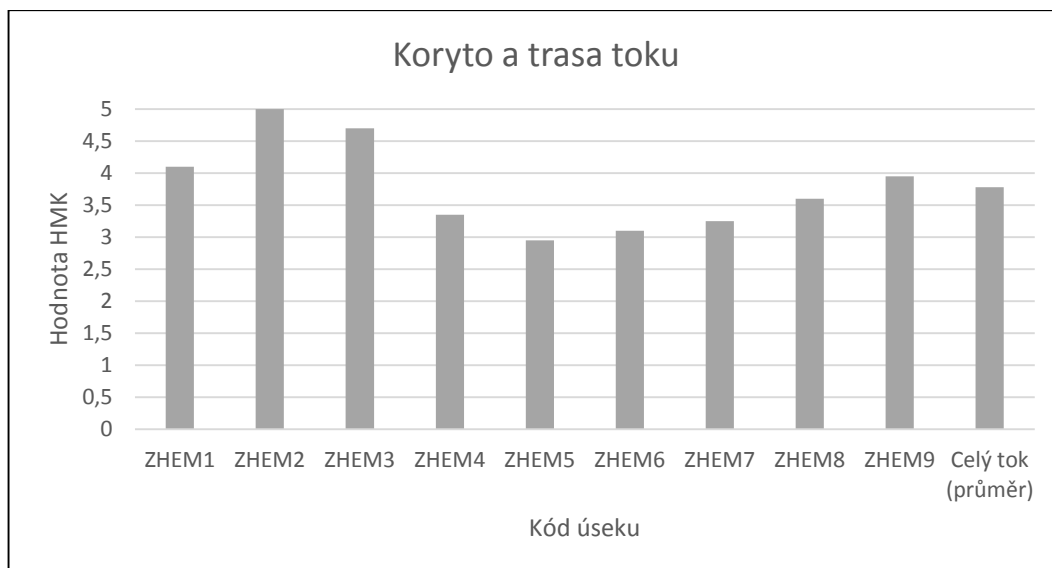


Foto č. 19 (vlevo): Vyústění zatravněné části Zátíšského potoka procházející pod ulicí Modřanská (ZHEM2 – Koryto a trasa: zničený HS), **Foto č. 20 (vpravo):** Uměle napřímený úsek Zátíšského potoka (ZHEM3 - Koryto a trasa: zničený HS).

V hodnocení zóny koryto a trasa toku byly z celkového množství devíti mapovaných úseků dva (ZHEM2, ZHEM3) vyhodnoceny ve zničeném hydromorfologickém stavu (5. stupeň hydromorfologického stavu). Tyto úseky jsou vyznačeny na obrázku č. 35 červenou barvou a jsou zatravněny, či uměle napřímeny.

Tab. č. 44: Přehled hydromorfologického stavu zóny koryto a trasa - Zátíšský potok.

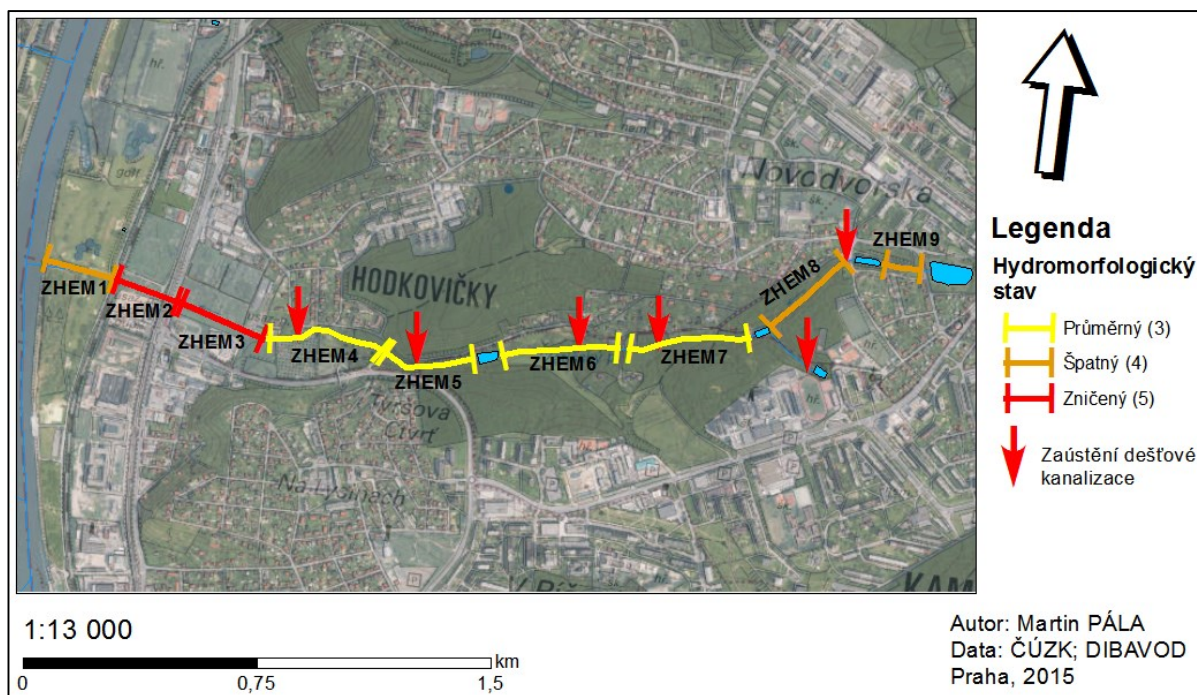
Koryto a trasa toku			
Kód úseku	HMK	Hydromorfologický stav	
ZHEM1	4,1	4	Špatný
ZHEM2	5	5	Zničený (zatravnění)
ZHEM3	4,7	5	Zničený
ZHEM4	3,35	3	Průměrný
ZHEM5	2,95	3	Průměrný
ZHEM6	3,1	3	Průměrný
ZHEM7	3,25	3	Průměrný
ZHEM8	3,6	4	Špatný
ZHEM9	3,95	4	Špatný
Celý tok (průměr)	3,78	4	Špatný



Obr. č. 34: Hydromorfologická kvalita zóny koryto a trasa dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka.

V průměrném hydromorfologickém stavu se v rámci zóny koryta a trasy toku nachází úseky ZHEM4, ZHEM5, ZHEM6 a ZHEM7 (3. stupeň hydromorfologického stavu). Tyto úseky prochází převážně územím charakteru hospodářského lesa. Zbylé úseky (ZHEM1, ZHEM8 a ZHEM9) dosahují špatného hydromorfologického stavu (4. stupeň hydromorfologického stavu). Aritmetický průměr hodnocených úseků za celý tok, lze v rámci zóny koryto a trasa toku zařadit do 4. stupně hydromorfologického stavu (špatný stav).

Dle hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) nejlepšího stavu v zóně koryto a trasa dosahuje úsek ZHEM5 (HMK = 2,95) a nejhoršího stavu úsek ZHEM2 (HMK = 5) a ZHEM3 (HMK = 4,7).



Obr. č. 35: Hydromorfologický stav zóny koryto a trasa - Zátíšský potok.

6.3.2 Dno

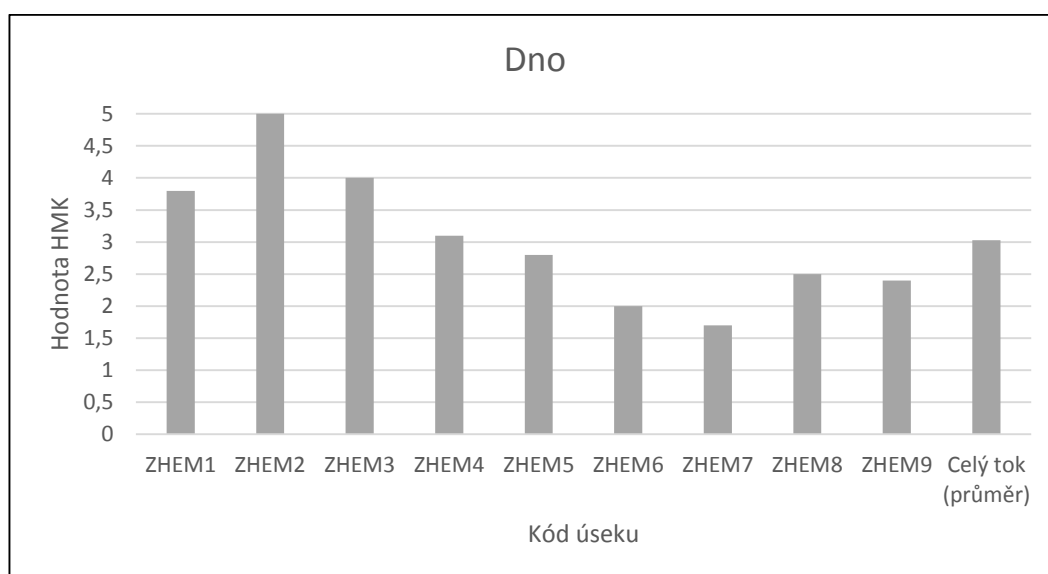
Hodnocení zóny dno bylo provedeno na základě 5 dílčích parametrů: struktura dna, dnový substrát, upravenost dna a mrtvé dřevo v korytě (Langhammer 2009).



Foto č. 21 (vlevo): Spodní část Zátíšského potoka procházející golfovým hřištěm (ZHEM1 – Dno: špatný HS), **Foto č. 22 (vpravo):** Dnové struktury pozorované v úseku ZHEM6 (Dno: dobrý HS).

Tab. č. 45: Přehled hydromorfologického stavu zóny dno - Zátíšský potok.

Dno			
Kód úseku	HMK	Hydromorfologický stav	
ZHEM1	3,8	4	Špatný
ZHEM2	5	5	Zničený (zatrubnění)
ZHEM3	4	4	Špatný
ZHEM4	3,1	3	Průměrný
ZHEM5	2,8	3	Průměrný
ZHEM6	2	2	Dobrý
ZHEM7	1,7	2	Dobrý
ZHEM8	2,5	3	Průměrný
ZHEM9	2,4	2	Dobrý
Celý tok (průměr)	3,03	3	Průměrný

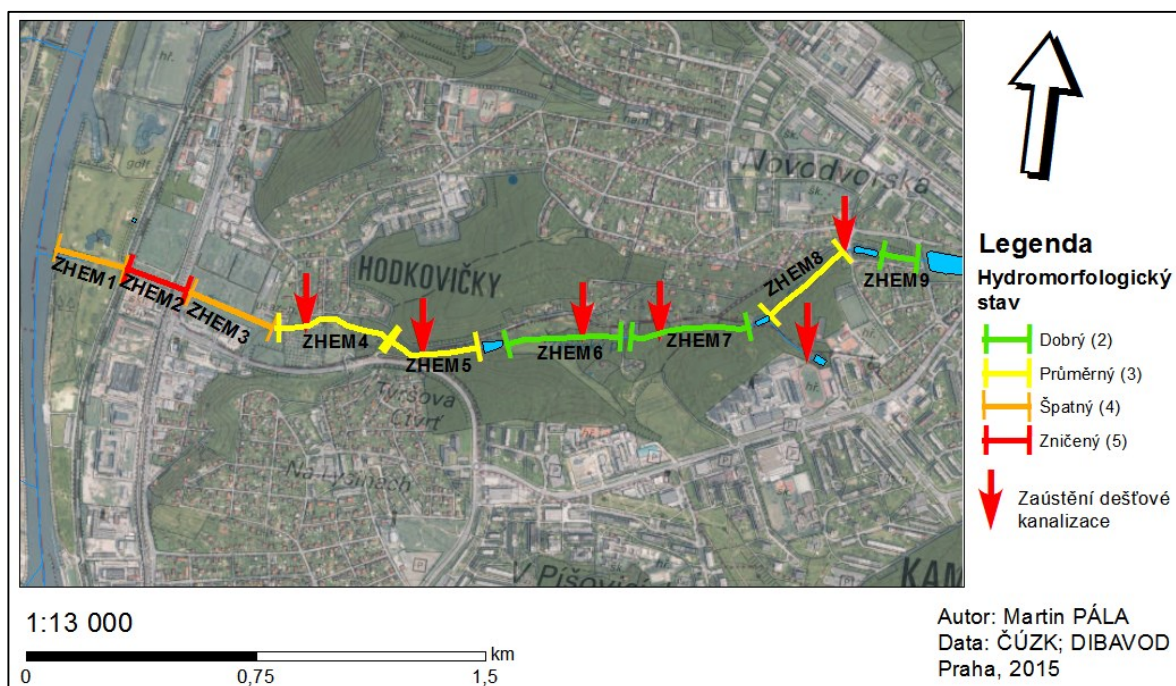


Obr. č. 36: Hydromorfologická kvalita zóny dno dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka.

V hodnocení zóny dno se jeden úsek (ZHEM2) z celkového množství devíti hodnocených úseků nachází ve zničeném hydromorfologickém stavu (5. stupeň hydromorfologického stavu) a dva úseky (ZHEM1, ZHEM3) ve špatném hydromorfologickém stavu (4. stupeň hydromorfologického stavu). Nejlépe byly hodnoceny úseky ZHEM6, ZHEM7 a ZHEM9, které se nachází v dobrém hydromorfologickém stavu (2. stupeň hydromorfologického stavu). V těchto úsecích lze pozorovat výskyty mrtvého dřeva v korytě a dnové struktury jako lavice, mělčiny, či tůně. Zbylé úseky ZHEM4, ZHEM5 a ZHEM8 se nachází v průměrném hydromorfologickém stavu (3. stupeň hydromorfologického stavu). Aritmetický průměr

hodnocených úseků za celý tok, lze v rámci zóny dno zařadit do 3. stupně hydromorfologického stavu (průměrný stav).

Dle hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) nejlepšího stavu v zóně dno dosahuje úsek ZHEM7 (HMK = 1,7) a nejhoršího stavu úseky ZHEM3 (HMK = 4) a ZHEM2 (HMK = 5).



Obr. č. 37: Hydromorfologický stav zóny dno - Zátíšský potok.

6.3.3 Břeh a inundační území

Hodnocení zóny břeh a inundační území bylo provedeno na základě 4 dílčích parametrů: upravenost břehu, břehová vegetace, využití příbřežní zóny a využití údolní nivy (Langhammer 2009).

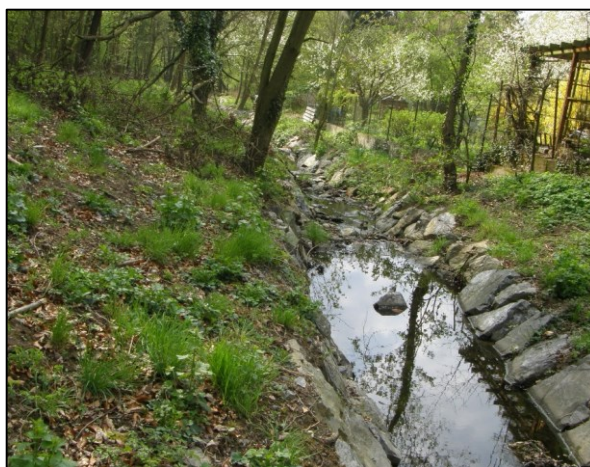
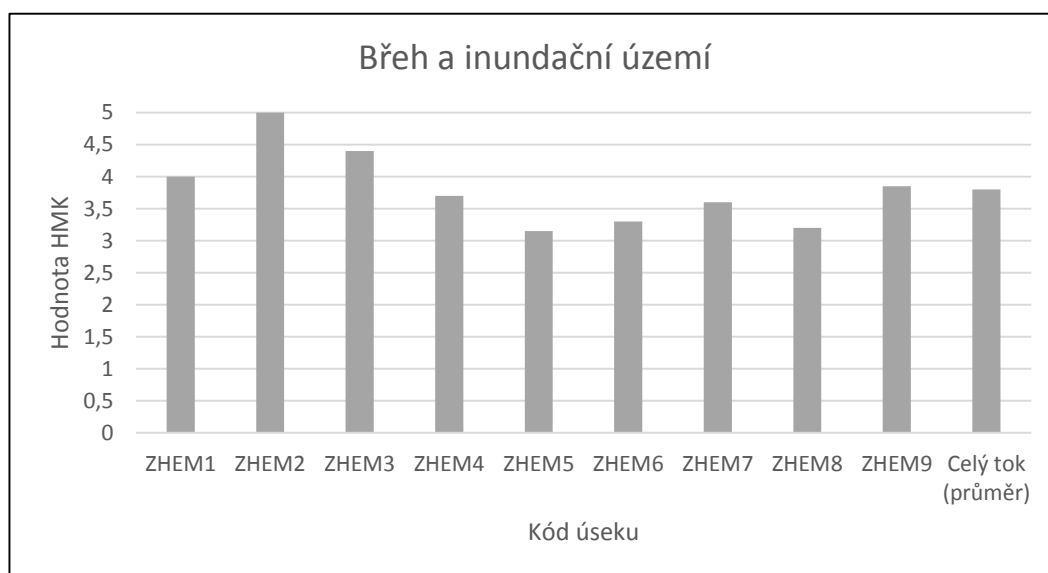


Foto č. 23: Využití příbřežní zóny úseku ZHEM7 chatovou osadou (Břeh a inundační území: špatný HS).

Tab. č. 46: Přehled hydromorfologického stavu zóny břeh a inundační území - Zátíšský potok.

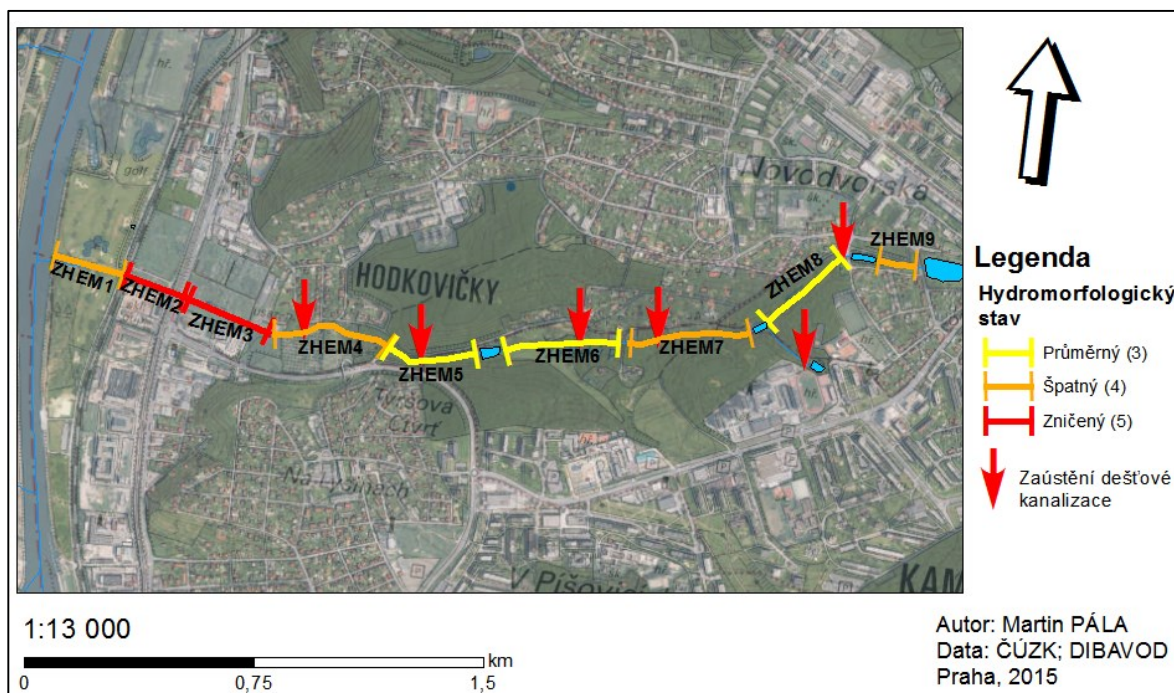
Břeh a inundační území			
Kód úseku	HMK	Hydromorfologický stav	
ZHEM1	4	4	Špatný
ZHEM2	5	5	Zničený (zatrubnění)
ZHEM3	4,4	5	Zničený
ZHEM4	3,7	4	Špatný
ZHEM5	3,15	3	Průměrný
ZHEM6	3,3	3	Průměrný
ZHEM7	3,6	4	Špatný
ZHEM8	3,2	3	Průměrný
ZHEM9	3,85	4	Špatný
Celý tok (průměr)	3,8	4	Špatný



Obr. č. 38: Hydromorfologická kvalita zóny břeh a inundační území dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka.

V hodnocení zóny břeh a inundační území se dva úseky (ZHEM2, ZHEM3) z celkového množství devíti hodnocených úseků nachází ve zničeném hydromorfologickém stavu (5. stupeň hydromorfologického stavu) a čtyři úseky (ZHEM1, ZHEM4, ZHEM7 a ZHEM9) ve špatném hydromorfologickém stavu (4. stupeň hydromorfologického stavu). Nejlépe byly hodnoceny úseky ZHEM5, ZHEM6 a ZHEM8, které se nachází v průměrném hydromorfologickém stavu (3. stupeň hydromorfologického stavu). Především úseky ZHEM4, ZHEM7 a ZHEM9 jsou charakteristické blízkostí intravilánu, či chatové zástavby. Aritmetický průměr hodnocených úseků za celý tok, lze v rámci zóny břeh a inundační území zařadit do 4. stupně hydromorfologického stavu (špatný stav).

Dle hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) nejlepšího stavu v zóně břeh a inundační území dosahuje úsek ZHEM5 (HMK = 3,15) a nejhoršího stavu úseky ZHEM3 (HMK = 4,4) a ZHEM2 (HMK = 5).



Obr. č. 39: Hydromorfologický stav zóny břeh a inundační území - Zátíšský potok.

6.3.4 Proudění a hydrologický režim

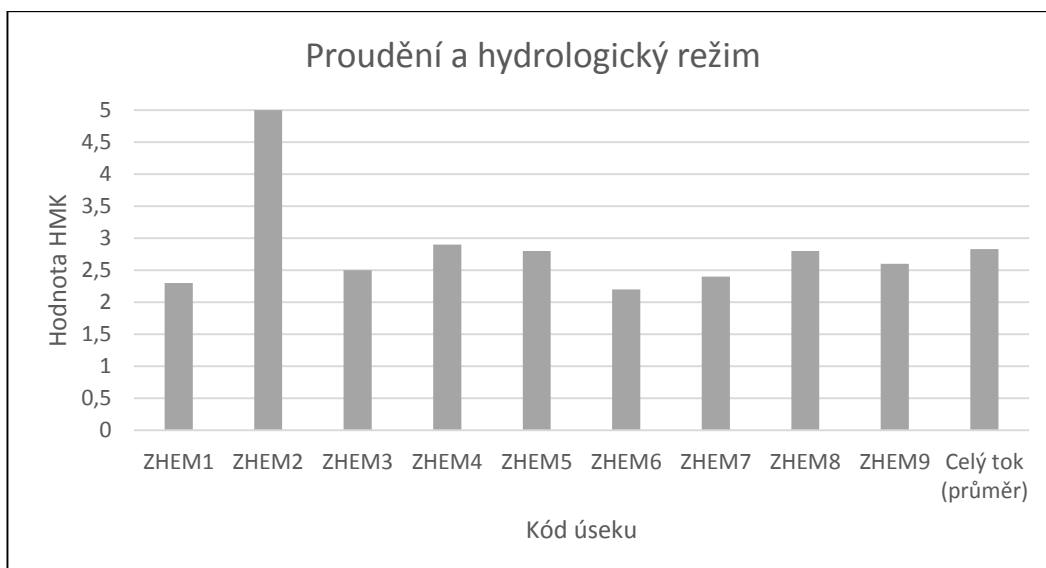
Hodnocení zóny břeh a inundační území bylo provedeno na základě 3 dílčích parametrů: charakter proudění, ovlivnění hydrologického režimu a průchodnost inundačního území. Parametr variabilita průtoku nebyl z důvodů uvedených v metodice hodnocen a u všech úseků mu z důvodu minimalizace zkreslení ostatních dat byla přiřazena hodnota č. 3 (průměrná variabilita) (Langhammer 2009).



Foto č. 24: Nízké stupně a tůně pozorované v revitalizovaných úseku ZHEM7 (Proudění a hydrologický režim: dobrý HS).

Tab. č. 47: Přehled hydromorfologického stavu zóny proudění a hydrologický režim - Zátíšský potok.

Proudění a hydrologický režim			
Kód úseku	HMK	Hydromorfologický stav	
ZHEM1	2,3	2	Dobry
ZHEM2	5	5	Zniceny (zatrubneni)
ZHEM3	2,5	3	Prumerny
ZHEM4	2,9	3	Prumerny
ZHEM5	2,8	3	Prumerny
ZHEM6	2,2	2	Dobry
ZHEM7	2,4	2	Dobry
ZHEM8	2,8	3	Prumerny
ZHEM9	2,6	3	Prumerny
Cely tok (prumer)	2,83	3	Prumerny

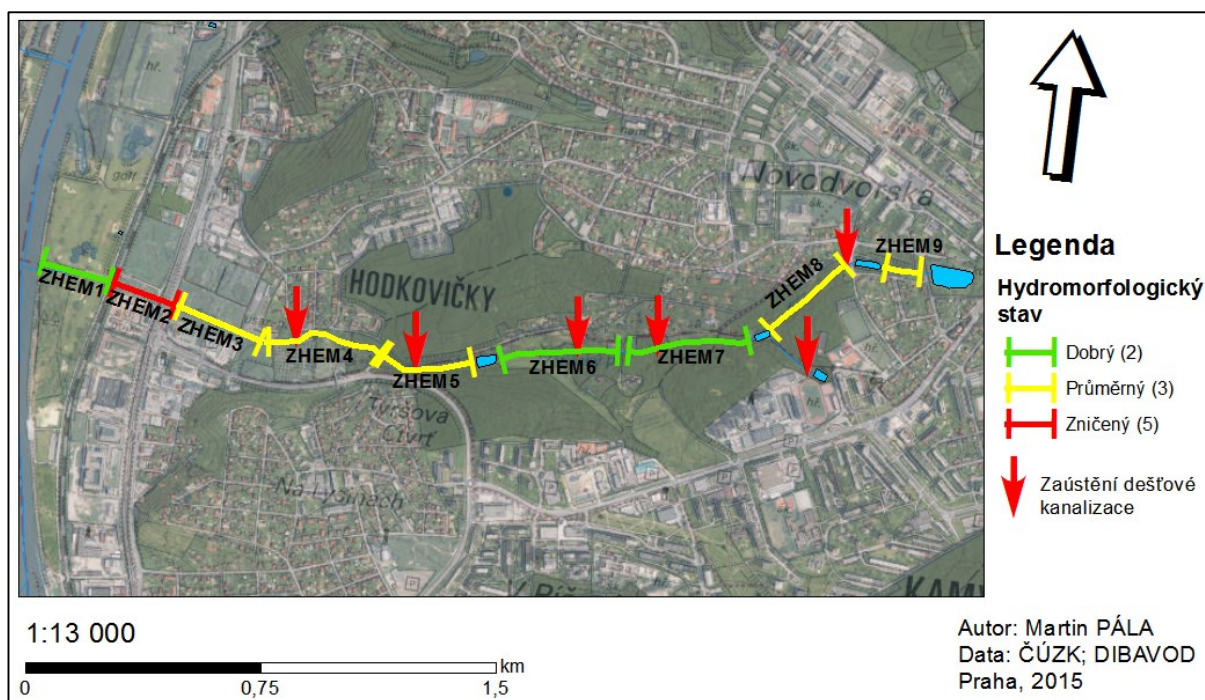


Obr. č. 40: Hydromorfologická kvalita zóny proudění a hydrologický režim dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka.

V hodnocení zóny proudění a hydrologický režim se jeden (ZHEM2) z celkového množství devíti hodnocených úseků nachází ve zničeném hydromorfologickém stavu (5. stupeň hydromorfologického stavu) a pět úseků (ZHEM3, ZHEM4, ZHEM5, ZHEM8, ZHEM9) v průměrném hydromorfologickém stavu (3. stupeň hydromorfologického stavu). Nejlépe byly hodnoceny úseky ZHEM1, ZHEM6 a ZHEM7, které se nachází v dobrém hydromorfologickém stavu (2. stupeň hydromorfologického stavu). Především revitalizované úseky ZHEM6, ZHEM7 jsou typické nízkými stupni kaskádovitého charakteru a tůňemi, které zvyšují jejich

morfológickou hodnotu. Aritmetický průměr hodnocených úseků za celý tok, lze v rámci zóny proudění a hydrologický režim zařadit do 3. stupně hydromorfologického stavu (průměrný stav).

Dle hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) nejlepšího stavu v zóně proudění a hydrologický režim dosahuje úsek ZHEM6 (HMK = 2,2) a nejhoršího stavu úseky ZHEM4 (HMK = 2,9) a ZHEM2 (HMK = 5).



Obr. č. 41: Hydromorfologický stav zóny proudění a hydrologický režim - Zátíšský potok.

6.3.5 Výsledný hydromorfologický stav Zátíšského potoka

Výsledná hydromorfologická kvalita jednotlivých úseků byla vypočítána jako aritmetický průměr dílčích hodnot vypočtených pro jednotlivé zóny (Langhammer 2009). Celkový hydromorfologický stav Zátíšského potoka lze označit jako průměrný. V průměrném hydromorfologickém stavu bylo klasifikováno šest z devíti mapovaných úseků (ZHEM4-ZHEM9 = 3. stupeň hydromorfologického stavu). Tyto úseky převážně obklopuje niva charakteru sečené louky a hospodářského lesa s blízkostí zástavby. Dva úseky (ZHEM1, ZHEM3) se nachází ve špatném hydromorfologickém stavu (4. stupeň hydromorfologického stavu), přičemž úsek ZHEM1 protéká uměle narovnaným korytem procházejícím golfovým hřištěm a úsek ZHEM3 protéká uměle napřímeným, vybetonovaným korytem v prostoru bývalého průmyslového areálu. Zatrubněný úsek ZHEM2, který protéká pod ulicí Modřanská, se nachází ve zničeném hydromorfologickém stavu (5. stupeň hydromorfologického stavu).

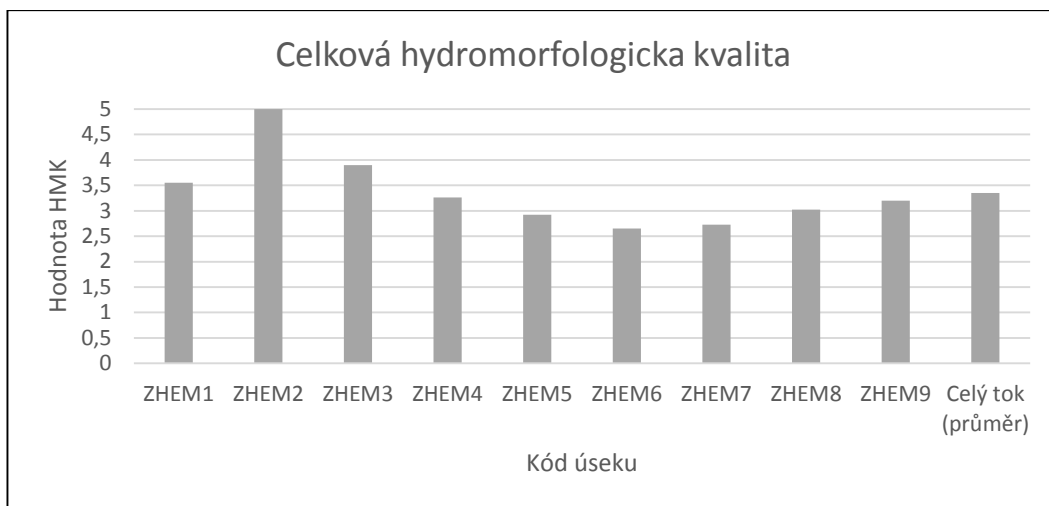
Dle hodnoty hydromorfologické kvality (HMK) nejlepšího stavu výsledné hydromorfologické kvality dosahuje úsek ZHEM6 (HMK = 2,65) a ZHEM7 (HMK = 2,73). Nejhoršího stavu naopak dosahují úseky ZHEM2 (HMK = 5), ZHEM3 (HMK = 3,9) a ZHEM1 (HMK = 3,55). Celkově Zátíšský potok neodpovídá referenčním podmínkám stanoveným metodikou HEM (HMK 1,0 – 1,7) (Langhammer 2009).



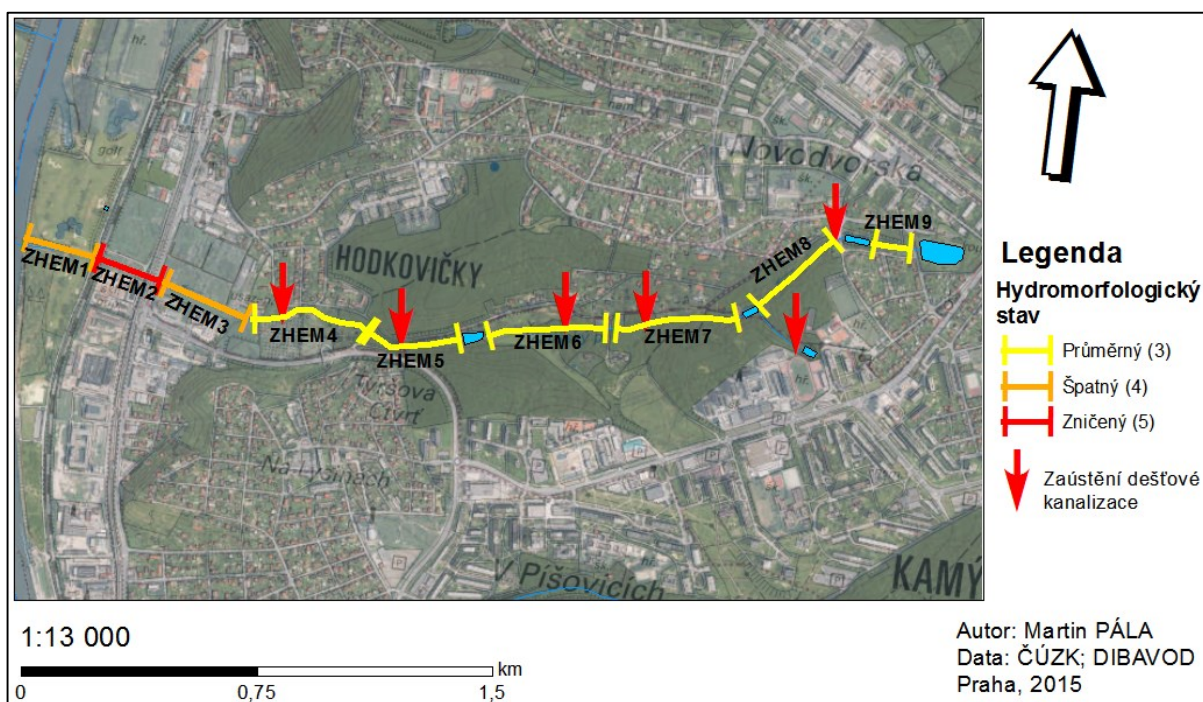
Foto č. 25 (vlevo): Úsek ZHEM6 s nejvyšší hodnotou hydromorfologické kvality HMK = 2,65 (Celkový hydromorfologický stav: průměrný HS), **Foto č. 26 (vpravo):** Zatrubněný úsek ZHEM2 protékající pod ulicí Modřanská (Celkový hydromorfologický stav: zničený HS).

Tab. č. 48: Přehled výsledného hydromorfologického stavu Zátíšského potoka.

Celkový hydromorfologický stav			
Kód úseku	HMK	Hydromorfologický stav	
ZHEM1	3,55	4	Špatný
ZHEM2	5	5	Zničený (zatrubnění)
ZHEM3	3,9	4	Špatný
ZHEM4	3,26	3	Průměrný
ZHEM5	2,92	3	Průměrný
ZHEM6	2,65	3	Průměrný
ZHEM7	2,73	3	Průměrný
ZHEM8	3,025	3	Průměrný
ZHEM9	3,2	3	Průměrný
Celý tok (průměr)	3,35	3	Průměrný



Obr. č. 42: Celková hydromorfologická kvalita dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka.



Obr. č. 43: Výsledný hydromorfologický stav Zátíšského potoka.

7 Shrnutí výsledků a diskuse

7.1 Chemický stav

Urbanizace drobných vodních toků, nebo také syndrom městských toků (Urban Stream Syndrome) je v současné době velmi diskutovaným fenoménem (Walsh 2000). Zátiský potok pramenící na katastrálním území Prahy 4 patří mezi vodní toky silně ovlivněné urbanizací, což se projevuje na jeho celkovém stavu (chemickém, biologickém a morfologickém). Monitoring kvality vody byl proveden na základě ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod novelizované v říjnu 1998 a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

7.1.1 Shrnutí výsledků fyzikálně-chemických parametrů

Mezi nejznečištěnější lokality lze na základě průměrných naměřených hodnot všech odběrů zařadit profil Z2, který je ovlivněn hned dvěma zaústěními dešťové kanalizace z okolních sídlišť. V profilu Z2 byla hned v několika parametrech překročena třída jakosti č. 4 (konduktivita a celkový fosfor), třída jakosti č. 5 (dusičnanový dusík) a třída jakosti č. 3 (množství rozpuštěného kyslíku, amoniakálního dusíku a síranů). V profilu Z2 u průměrných hodnot došlo zároveň k překročení norem environmentální kvality u 6 ukazatelů (rozp. kyslík, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, sírany, celkový fosfor a pH). Nutné je také zmínit, že v profilu Z2 byla jako v jediném překročena hodnota NEK pro pH, která zde v termínu 20. 6. 2014 dosahovala hodnoty 5,15. Podle šedavého zabarvení vody, výskytu hygienických potřeb (toaletní papír) a fekálního zápachu v daném profilu, lze navíc předpokládat nelegální přípojku splaškové kanalizace na kanalizaci dešťovou. Hodnoty znečištění ve stejném úseku, naměřené Komínkovou et al. (2007) jsou oproti výsledkům zjištěným v této diplomové práci znatelně nižší. Komínková et al. (2007) v profilu Z2 udává pouze překročení NEK amoniakálního dusíku a to průměrné (0,6 mg/l) a maximální hodnoty (1,0 mg/l). To lze dle mého názoru vysvětlit již zmiňovanou nelegální přípojkou splaškové kanalizace, která se v daném místě v době dřívějšího měření pravděpodobně nevyskytovala. Dřívější hodnoty pH naměřené Komínkovou et al. (2007) v profilu Z2 se pohybují v rozmezí 6,9 - 7,9 a splňují tedy na rozdíl od výsledků této diplomové práce, normu environmentální kvality. Průměrné koncentrace chloridů (pouze 2 termíny měření) naměřené na profilu Z2 v rámci této diplomové práce (147 mg/l - 2. třída kvality dle ČSN) a v práci Komínkové et al. (2007) (100,6 mg/l), ukazují vysoký pravděpodobný vliv městského odvodnění na transport posypových směsí z pozemních komunikací do recipientu společně s dešťovou vodou.

Dalším silně znečištěným profilem je lokalita blízko pramene (Z1), ve které byla v průměrných hodnotách dvakrát překročena 4. třída jakosti dle ČSN (celkový fosfor, rozpuštěný kyslík) a jednou 3. třída jakosti (konduktivita). Zároveň v profilu Z1 došlo k překročení normy environmentální kvality u průměrných hodnot třech ukazatelů (rozp. kyslík, amoniakální dusík a celkový fosfor). Lokalita Z1 se nachází uprostřed sídliště, přičemž je celá obepnuta silničními komunikacemi. Ovlivnění silně urbanizovaným prostředím je tedy zřejmé.

Do poslední z trojice nejvíce znečištěných profilů patří dle průměrných hodnot lokalita Z3, na které v jednom případě došlo k překročení 5. třídy jakosti (dusičnanový dusík), v jednom případě 4. třídy jakosti (celkový fosfor) a ve dvou případech 3. třídy jakosti (konduktivita, sírany). Dále je třeba zmínit, že na profilu Z3 v šesti případech došlo k překročení normy environmentální kvality a to v ukazatelích: rozpuštěný kyslík, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, chloridy (pouze 2 termíny měření), sírany a celkový fosfor. Velmi zajímavým jevem je efekt nitrifikace, který je patrný mezi profily Z2 a Z3. Při tom jsou vysoká množství amoniakálního dusíku z lokality Z2 transformována na dusičnanový dusík, jehož zvýšené koncentrace se vyskytují níže po proudu na lokalitě Z3. Pravděpodobně pod vlivem tohoto jevu byly na profilu Z3 naměřeny nejvyšší průměrné koncentrace dusičnanového dusíku. Tento jev lze pozorovat také v práci Komínkové et al. (2007), kde také byly nejvyšší průměrné koncentrace amoniakálního dusíku zaznamenány na profilu Z2 a nejvyšší průměrné koncentrace dusičnanového dusíku na lokalitě Z3.

Zbylé profily (Z4, Z5, Z6 a Z7) jsou celkovým znečištěním zatíženy podstatně méně než výše zmiňované lokality. Třída jakosti č. 5 byla překročena u průměrných hodnot pouze na profilu Z5 (dusičnanový dusík). To je pravděpodobně dáno z důvodu zaústění dešťové kanalizace nacházející se výše po proudu. Profily Z4, Z6 a Z7 vykazují překročení 4. třídy jakosti v ukazateli dusičnanový dusík a profily Z4 a Z6 v ukazateli celkový fosfor. Ostatní ukazatele ve zmiňovaných profilech dosahují nejhůře 3. třídy jakosti. Normy environmentální kvality byly u průměrných hodnot profilů Z4 – Z7 překračovány téměř ve všech případech a to u rozp. kyslíku, dusičnanového dusíku a celkového fosforu. V případě amoniakálního dusíku byly NEK překročeny jen na profilu Z4. Nejvyšších koncentrací rozp. kyslíku bylo v průměrných hodnotách dosaženo na profilu Z7 (9,41 mg/l), což lze vysvětlit peřejnatým úsekem nacházejícím se nad odběrnou lokalitou.

7.1.2 Nejproblémovější ukazatele znečištění

Mezi nejproblémovější ukazatele znečištění na Zátíšském potoce lze dle průměrných naměřených hodnot zařadit především dusičnanový dusík, rozpuštěný kyslík, celkový fosfor a konduktivitu. Průměrné hodnoty dusičnanového dusíku se pohybují v rozmezí 0,96 mg/l naměřených na lokalitě Z1 až po 40,4 mg/l naměřených na lokalitě Z3. U dusičnanového dusíku byla na profilech Z2, Z3 a Z5 překročena 5. třída jakosti a na profilech Z4, Z6 a Z7 byla překročena 4. třída jakosti. Na profilech Z2 – Z7 byla u dusičnanového dusíku také překračována norma environmentální kvality (NEK-RP). Koubková (2011) na příkladu Vinořského potoka také uvádí problémy s vysokými koncentracemi sloučenin dusíku. Toto tvrzení odpovídá výsledkům této diplomové práce.

Dalším problémovým ukazatelem znečištění jsou průměrné hodnoty rozpuštěného kyslíku. Na odběrných lokalitách Z1 – Z6 byla v ukazateli rozp. kyslík překračována norma environmentální kvality. Jedinou lokalitou, která dle NEK netrpí deficitem kyslíku, je lokalita Z7. Dle hodnocení ČSN 75 7221 došlo k nejvyššímu překročení normy u průměrných hodnot rozp. kyslíku na lokalitě Z1 (3,32 mg/l – 4. třída jakosti) a na lokalitě Z2 (5,15 mg/l – 3. třída jakosti). To je pravděpodobně způsobeno vysokou hodnotou CHSK a BSK (nebylo stanovováno) v souvislosti se silným organickým znečištěním zmiňovaných lokalit.

Problémovým ukazatelem znečištění na Zátíšském potoce je také koncentrace celkového fosforu. Na všech odběrových lokalitách byla překročena norma environmentální kvality pro celkový fosfor. Dle ČSN lze lokality Z1, Z2, Z3, Z4 a Z6 zařadit do 4. třídy jakosti pro ukazatel celkový fosfor. Do 3. třídy jakosti dle ČSN lze pro ukazatel fosfor zařadit pouze lokality Z5 a Z7. Podle LHMP (2014) je jedním z nejproblémovějších ukazatelů znečištění na příkladu Botiče, stejně jako v případě Zátíšského potoka, celkový fosfor. Podobně je dle LMHP (2014) zatížen fosforem i Kunratický potok a to téměř po celé délce toku. Toto přibližně odpovídá i výsledkům naměřeným na Zátíšském potoce v rámci této diplomové práce.

Vodivost lze dle průměrných hodnot ve všech profilech v Zátíšském potoce až na lokalitu Z2 (4. třída jakosti) zařadit do třídy jakosti č. 3. Je přitom zřejmé, že vodivost je silně závislá na koncentraci chloridů, jejichž nejvyšší hodnoty lze očekávat v zimním období z důvodu splachů chemického posypu pozemních komunikací. Koncentrace chloridů však byly měřeny jen v termínech 16. 7. a 1. 8. 2014 a tak nebylo možné tuto závislost spolehlivě stanovit. LHMP (2014) na příkladu Botiče uvádí konduktivitu také jako jeden z problematických ukazatelů jakosti vody (3. třída jakosti).

7.1.3 Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů

Dle Komínkové et al. (2007) se kvalita vody v Zátíšském potoce dle základních ukazatelů z dlouhodobého hlediska jeví jako dobrá, pouze pH a koncentrace amonných iontů byly epizodicky zvýšeny nad NEK-RP. Oproti tomu tato diplomová práce prezentuje výsledky kontrastní s řádově vyššími hodnotami fyzikálně-chemického znečištění. Dle dat LHMP (2014) jsou pražské potoky celkově nejvíce znečištěny především sloučeninami fosforu. V pražských potocích se kvalita vody pohybuje v rozmezí od 2. třídy jakosti až po 5. třídu jakosti. Kvalita vody je přitom silně ovlivněna zaústěním dešťové kanalizace a kontaminací splaškovými vodami (ČOV). Čermáková (2000) uvádí jako hlavní zdroje znečištění na Rokytce sloučeniny dusíku a celkový fosfor. Koubková (2011) uvádí, že na Vinořském potoce jsou nejproblematictější sloučeniny dusíku (4. - 5. třída jakosti dle ČSN). To vše relativně dobře koreluje s výsledky naměřenými na Zátíšském potoce v rámci této diplomové práce. Sonoda et Yeakley (2007), kteří hodnotili chemický stav na Johnson Creek v Portlandu, zjistili zvýšené koncentrace fosforu na urbanizovaném úseku toku, oproti úseku protékajícím venkovským prostředím. V případě Zátíšského potoka však vysoké koncentrace fosforu budou způsobeny spíše zaústěním systému městského odvodnění, než vlivu intenzivního zemědělství jak uvádí Sonoda et Yeakley (2007). Při srovnání této diplomové práce s prací Komínkové et al. (2007) můžeme vidět blízký vztah mezi jednotlivými fyzikálně-chemickými parametry, přičemž výsledky této diplomové práce ukazují řádově vyšší znečištění, než výsledky ze zmiňované práce z roku 2007.

Dle Doležalové et al. (2011) je Zátíšský potok silně ovlivňován zaústěním dešťové kanalizace, což se projevuje na koncentracích těžkých kovů. Zvýšené koncentrace kadmia a olova se mohou promítnout v potravním řetězci, ale ani u jednoho z těchto prvků nedochází k výrazné bioakumulaci jako například u rtuti. Hodnocení přítomnosti vybraných kovů dle různých norem environmentální kvality dle Doležalové et al. (2011) ukázalo, že mezi nejrizikovější kovy v Zátíšském potoce patří měď, která ve vodě přesahuje imisní limit na všech zkoumaných lokalitách a představuje ohrožení pro vodní biotu. Měď v Zátíšském potoce představuje nejen akutní, ale i chronické ohrožení vodního prostředí. Zvýšené obsahy mědi v Zátíšském potoce souvisí pravděpodobně s materiály používanými v residenční čtvrti, kterou tvoří zejména rodinné domy a vily, kde se měď používá na oplechování a svody dešťové vody. Zvýšený obsah mědi v sedimentu v lokalitách blízko pramene (lokalita Z1, Z2) je ovlivňován jak zaústěním dešťové kanalizace, tak zejména koupalištěm, kde se s největší pravděpodobností využívá algicidních prostředků. V profilech dále po toku jsou koncentrace mědi již

vyrovnanější a riziko nepředstavuje voda ani sediment. Vysoké koncentrace v profilu pod koupalištěm vykazují také železo a mangan. Přestože totální koncentrace kovů v sedimentu Zátišského potoka vyhovují zvoleným standardům environmentální kvality, tak některé těžké kovy představují ekotoxikologické riziko pro vodní organismy i v nízkých množstvích a to nejen díky svému výskytu v biologicky dostupné formě, ale také jako důsledek častých chemických změn v prostředí drobného toku ovlivněného dešťovou kanalizací (změny pH, resuspendace sedimentu, změny redox podmínek) vedoucích k mobilizaci toxických kovů ze sedimentu do vody (Doležalová et al. 2011).

Dle výsledků nejhoršího ukazatele (ČSN 75 7221), určených z průměrných hodnot, lze 3 ze 7 úseků zařadit do 5. třídy jakosti (velmi silné znečištění) a 4 ze 7 úseků do 4. třídy jakosti (silné znečištění). Z těchto výsledků zjištěných v předložené diplomové práci lze vyvodit závěr, že chemický stav Zátišského potoka nevyhovuje normám.

7.2 Biologický stav

Biologický stav Zátišského potoka byl hodnocen na základě biotických indexů, které jsou používány převážně v zahraničí. Tradiční saprobní index nebyl pro účely této diplomové práce využit a to z důvodů zmiňovaných v metodice. Indexy využitě v této diplomové práci zahrnují BMWP skóre, ASPT index počítany s abundancí a bez abundance, BBI index a IBGN index.

7.2.1 Vztahy mezi jednotlivými biotickými indexy

Dle výsledků BMWP skóre vykazují nejvyšší kvalitu vody odběrné úseky Z4 – Z7 v jarním období (třída čistoty č. 3) a podzimním období odběrné úseky Z3, Z4, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 3). Nejnižší kvalitu vody dle BMWP skóre naopak vykazují v jarním období odběrné úseky Z1 a Z2 (třída čistoty č. 5) a v podzimním období úsek Z1 (třída čistoty č. 5) a Z2, Z6 (třída čistoty č. 4). BMWP skóre však v rámci této diplomové práce sloužilo především k výpočtu indexu ASPT, který na rozdíl od BMWP skóre počítá s množstvím systematických jednotek. I tak je ale možné vidět silnou závislost hodnoty BMWP skóre na chemickém stavu vody.

Vyhodnocení indexu ASPT počítaného klasickým způsobem (bez abundance), skóre ukazuje, že nejvyšší kvality vody (třída čistoty č. 3) dosahují odběrné úseky Z3 – Z7 v jarním období (29. 4. 2014) a odběrné úseky Z2 – Z6 (třída čistoty č. 3) a Z7 (třída čistoty č. 2) v období podzimním (1. 10. 2014). Odběrný úsek Z2 v podzimním období dle ASPT vykazuje třídu čistoty 3. a to i přesto, že úsek vykazuje na první pohled silné organické znečištění. To může

být způsobeno tím, že klasický ASPT index nepočítá s abundancí taxonů a je počítán převážně na úrovni čeledí. Z tohoto důvodu byl vypočten ještě alternativní ASPT_a index, počítaný s abundancí jednotlivých systematických jednotek upravený Kokešem et Vojtíškovou (1999). Dle výsledků ASPT_a indexu počítaného s abundancí systematických jednotek, vykazují nejvyšší kvalitu vody v jarním období odběrné úseky Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2) a v podzimním období odběrné úseky Z3, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2). Zde již lépe můžeme vidět vzájemné propojení biologického stavu s chemickým, kdy lokality Z5 a Z7 patří mezi nejkvalitnější profily zároveň v chemickém stavu. Do nejvíce znečištěných úseků lze dle indexu ASPT_a naopak zařadit v jarním období odběrný úsek Z2 (třída čistoty č. 5) a v podzimním období též úsek Z2 (třída čistoty č. 5), který taktéž dobře koreluje se špatným chemickým stavem způsobeným převážně zaústěním dešťové a nelegální splaškové kanalizace a výsledky ostatních biotických indexů.

Dalším počítaným indexem byl index BBI. Dle výsledků BBI indexu, vykazují nejvyšší kvalitu vody v jarním období odběrné úseky Z4, Z6 a Z7 (třída čistoty č. 2) a v podzimním období odběrné úseky Z5 a Z7 (třída čistoty č. 1). Zde lze vidět stejně jako v případě indexu ASPT_a vztah mezi biologickým a chemickým stavem vody, kdy výše zmiňované lokality patří mezi nejkvalitnější i z pohledu chemických ukazatelů jakosti. Nejnižší kvalitu vody dle BBI indexu naopak vykazuje odběrný úsek Z1 a Z2 v jarním období (třída čistoty č. 5) a v podzimním období úsek Z1 (třída čistoty č. 4). Zde je také vidět jasná spojitost se špatným chemickým stavem zmiňovaných úseků a ostatními biotickými indexy.

Posledním z počítaných biotických indexů byl index IGBN. Nejvyšší kvality vody bylo dle indexu IGBN dosaženo v jarním období na úsecích Z4 – Z7 (třída čistoty č. 3) a v podzimním období odběrné úseky Z3, Z5 a Z7 (třída čistoty č. 2). Stejně jako v předcházejících případech je zde jasně zřetelná závislost indexu IGBN na chemickém stavu vody, stejně jako vysoká korelace IGBN s výsledky ostatních počítaných biotických indexů. Nejnižší kvalitu vody dle IGBN indexu naopak vykazují v jarním období odběrné úseky Z1 – Z3 (třída čistoty č. 4) a v podzimním období úsek Z1 a Z6 (třída čistoty č. 4 - velmi silně znečištěná voda - nelze hodnotit). Nejvíce znečištěné lokality dle IGBN taktéž vykazují, i přes některé odchylky, poměrně silnou závislost na chemickém stavu vody, podobně jako silnou korelaci s ostatními biotickými indexy počítanými pro podzimní odběr makrozoobentosu.

7.2.2 Shrnutí výsledků biotických indexů

Mezi nejvíce znečištěné lze dle nejčastěji se opakujících výsledků biotických indexů zařadit úseky Z1 a Z2. Úsek Z1 se nachází v silně urbanizované nivě uprostřed intravilánu, přičemž koryto v místě odběru je zaneseno jemným, černým zápachajícím bahnem. Tomu také odpovídají nejnižší průměrné koncentrace rozpuštěného kyslíku. Úsek Z2, jak již bylo zmíněno výše, je ovlivněn hned dvěma zaústěními dešťové kanalizace a pravděpodobnou splaškovou kanalizací, přičemž byl hodnocen jako silně znečištěný ve všech výsledných biotických indexech a v několika fyzikálně-chemických ukazatelích.

Jako nejméně znečištěné lze dle výsledků biotických indexů označit úseky Z5 a Z7, které jsou nejlépe hodnoceny v rámci všech počítaných biotických indexů a fyzikálně-chemických ukazatelů. V dalších výsledcích nejkvalitnějších úseků lze nalézt určité rozdíly a paradoxy, které jsou pravděpodobně dány odlišnými vahami systematických jednotek jednotlivých biotických indexů, nebo mírně odlišným provedením jarního a podzimního odběru. Například úsek Z3 byl v případě podzimního odběru indexu IBGN hodnocen jako „vhodný k zavlažování“, přičemž v jarním odběru je úsek Z3 hodnocen jako „silně znečištěný“. Jako nejméně znečištěný byl úsek Z3 hodnocen také v případě indexu ASPT (jaro a podzim) a ASPT_a (podzim). Úsek Z3, který je ovlivňován zaústěním dešťové kanalizace na Z2, přitom patří mezi nejsilněji znečištěné úseky Zátíšského potoka. To je patrné na výsledcích fyzikálně-chemických ukazatelů. Je zde patrné silné erozní ovlivnění morfologie koryta zvýšenými průtoky z důvodu dešťové kanalizace. Takto kontrastní výsledky lze pravděpodobně vysvětlit již zmíněnými rozdílnými přístupy hodnocení jednotlivých indexů, přičemž vyšší váhu má dle mého názoru index ASPT_a, který byl počítán s abundancí jednotlivých systematických skupin. Podobné vztahy lze najít i v případě úseku Z6. V případě indexu IBGN byl v podzimním období úsek Z6 hodnocen jako „silně znečištěný“, přičemž v jarním období byl tentýž úsek hodnocen jako „vhodný k zavlažování“. Jako poměrně málo znečištěný byl však úsek Z6 v jarním období hodnocen také v případě BMWP skóre a BBI indexu, přičemž jako znečištěný hodnotí úsek Z6 v podzimním období BMWP skóre. Z tohoto je možno vidět také určitou závislost mezi danými indexy. Úsek Z6 se nachází pod výpustí RN Hodkovičky, přičemž v době odběrů byly patrné známky nedávné revitalizace daného úseku a zmiňované retenční nádrže nacházející se nad odběrnou lokalitou.

7.2.3 Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů

Komínková et al. (2007) hodnotí jako lokalitu s nejvyšším počtem druhů lokalitu Z5, což odpovídá i výsledkům biotických indexů této diplomové práce (dle počtu čeledí, či rodů). Vzhledem k tomu, že tok začíná nádrží a zaústěním dešťové kanalizace, kdy po celém toku dochází k velmi častému opakování těchto narušení (další nádrž a další zaústění dešťové kanalizace), nelze jasně definovat jasný vliv jednotlivých narušení, neboť se narušení překrývají (Komínková et al. 2007). Saprobni index dle Komínkové et al. (2007) řadí lokality Zátíšského potoka do dobrého (Z3, Z5, Z7) a středního stavu (Z2, Z6), což zhruba odpovídá i výsledkům biotických indexů v této diplomové práci. Nejvyšší rozdíl můžeme vidět na příkladu lokality Z3, která je v rámci této diplomové práce hodnocena jako znečištěná. To lze dle mého názoru vysvětlit fekálním znečištěním v současné době nárazově vypouštěným v rámci výše položené lokality Z2. Je třeba zdůraznit, že označení úseků v této diplomové práci a v práci Komínkové et al. (2007), se liší (úsek Z1 v této diplomové práci by odpovídal úseku Z0). Vlivy městského odvodnění se dle Komínkové et al. (2007) projevují v nejvyšší míře na lokalitě Z2, což plně souhlasí i s výsledky této práce. Dále dle Komínkové et al. (2007) dochází ke zhoršení na lokalitách pod dešťovými nádržemi (Z4 a Z6). Na lokalitách (Z5 a Z7), které jsou ovlivněny zaústěním dešťové kanalizace, dochází ke snížení, tj. ke zlepšení saprobního indexu (Komínková et al. 2007). Tento jev může být spojen s odplavením jemného sedimentu s obsahem organického materiálu při dešťových událostech, což lze potvrdit i ve výsledcích této diplomové práce. Celkově se dá říci, že znečištění Zátíšského potoka zjištěné v této diplomové práci prostřednictvím biotických indexů je řádově vyšší, než znečištění vycházející ze saprobního indexu počítaného Komínkovou et al. (2007).

Zahraníční autoři dospěli k podobným vztahům, jaké byly zjištěny v této diplomové práci. Například Seager et Abrahams (1990) tvrdí, že na bezobratlé mají nejvyšší vliv účinky organických znečišťujících látek (zejména odpadních a dešťových znečištěných vod). To postupně vede k dominanci čeledi pakomárovitých (Chironomidae) a třídy máloštětinatců (Oligochaeta) (Seager et Abrahams 1990). Přesně toto tvrzení lze aplikovat na lokalitu Z2, kde se jiné čeledi vyskytují jen v minimálním množství. Tavzes et al. (2006) dále tvrdí, že na potoce Glinščica, bylo nejvyšší abundance dosahováno v úsecích nejvíce morfologicky pozměněných s dominancí jen několika druhů. Toto lze taktéž pozorovat ve výsledcích této práce na lokalitě Z2, kde dominuje v jarním období čeleď Tubificidae. Jepice se dle Greškové et al. (2007) běžně shromažďují ve výmolech a mělčinách se středně rychlým a rychlým proudem. Toto lze potvrdit na příkladu nejlépe hodnocených lokalit Z5 a Z7, kde byla v jarním i podzimním

odběru zjištěny nejvyšší abundance jedinců *Baetis* sp. Nejchudší populace Ephemeroptera se vyskytují nejčastěji v tůních s nízkými rychlostmi průtoku (Davies et al. 2010). Toto lze potvrdit na příkladu lokalit Z1 (minimální průtok, deficit kyslíku) a Z2, Z6 (pomalé proudění, tuň). Sivák (2012) hodnotil kvalitu vody prostřednictvím makrozoobentosu na tocích Salaška a Březnice, které jsou přítoky řeky Moravy. Ke zjištění výsledků využil saprobního indexu, BMWP skóre a ASTP indexu. V horních úsecích toků Sivák (2012) zjistil I. třídu čistoty vody (saprobní index), přičemž u spodních úseků toků se začíná projevovat vliv lidské činnosti a antropogenního znečišťování. Výsledná čistota vody dle saprobního indexu u spodních úseků přechází od II. třídy k třídám III. až IV. BMWP skóre i ASTP index dle Siváka (2012) hodnotily sledovanou čistotu vody o něco hůře než saprobní index. Zjištěné třídy čistoty vody se na obou lokalitách ale vyvíjely velmi podobně. Například jeden ze spodních úseků Březnice Sivák (2012) zařadil dle saprobního indexu do II. třídy čistoty vody a dle hodnoty ASTP indexu do III. třídy čistoty vody. Kloudová (2008) hodnotila Pohořský a Dobečovský potok. Prostřednictvím saprobního indexu byly toky hodnoceny jako čistší. Při hodnocení stejných toků prostřednictvím Belgického biotického indexu (BBI) byly oba toky hodnoceny jako mírně nebo středně znečištěné.

7.3 Morfologický stav

Cílem aplikace ekomorfologického monitoringu nebylo jen hodnocení ekomorfologického stavu, ale především snaha o zjištění konkrétních problémů a příčin vedoucích k nerovnováze habitatu vodního toku v souvislosti s antropogenním tlakem na vodní ekosystémy. Morfologický stav Zátíšského potoka byl monitorován na základě metodiky monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků dle Langhammera (2013). Samotné hodnocení morfologického stavu však bylo provedeno dle starší metodiky pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků dle Langhammera (2009). Použití rozdílných metodik pro monitoring a vyhodnocení morfologického stavu s sebou však přineslo určitá úskalí. To bylo dáno mírně odlišnými kategoriemi pro monitoring jednotlivých složek koryta a údolní nivy. Z tohoto důvodu musely být formuláře upraveny pro monitoring dle starší metodiky z roku 2009. Například hranice nízkého stupně 0,3 m v nejnovější metodice byla bodována jako stupeň s výškou nižší než jeden metr a nově přidaná položka v hodnocení břehové vegetace Ruderální společenstvo a Trávobylinná vegetace byly hodnoceny jako kategorie Vysoké byliny atd. Další úpravu bylo nutné provést u ukazatele „zahloubení koryta v podélném profilu“. Ve formulářích z roku 2009 je rozlišováno mezi procentuálním zastoupením 6 typů zahloubení. V aktuálním formuláři, který byl využit pro

účely této diplomové práce, se však určuje nejnižší zahloubení souhrnně do 1 m, tzn. jen 4 typy oproti původním 6 (<20 cm, 20-50 cm, 0,5-1 m, 1-2 m, 2-4 m, >4 m). O tyto rozdíly tedy musely být formuláře zpětně doplněny. Rozsah výskytů jednotlivých hodnocených kategorií pro levý a pravý břeh byl pro zjednodušený sjednocen a oba břehy byly hodnoceny jako průměrná hodnota levého a pravého břehu dohromady. Dále nebyla počítána variabilita průtoků, pro jejíž stanovení jsou třeba aktuální hodnoty denních a ročních průtoků z kontinuálního měření, které na Zátíšském potoce bohužel neprobíhá. Kategorii variabilita průtoků tedy byla přiřazena průměrná hodnota č. 3.

7.3.1 Shrnutí výsledků morfologické kvality

Morfologický stav, jak už je to u městských toků obvyklé, je jedním z hlavních nedostatků Zátíšského potoka. Jako celek lze Zátíšský potok zařadit dle průměrných hodnot HMK do 3. třídy HS (střední stav). V nejhorším stavu (dle hodnoty HMK) se nachází spodní část Zátíšského potoka (ZHEM2 – třída HS č. 5), která je zatrubněna pod ulicí Modřanská. Druhým nejzničenějším úsekem je dle výsledků celkové hydromorfologické kvality úsek ZHEM3 (třída HS č. 4), který je napřímený a vybetonovaný. Tyto úseky však nelze s výsledky fyzikálně-chemického a biologického monitoringu srovnávat, jelikož v rámci těchto úseků nebyl zmiňovaný monitoring prováděn. Dalším poměrně zničeným úsekem (dle zóny Koryto a trasa) je úsek ZHEM8, který je ovlivněn zvýšenými průtoky v důsledku hned dvou zaústění dešťové kanalizace, což zde vede ke zvýšené erozi (zařezávání koryta).

Dva nejlépe hodnocené úseky (dle hodnoty HMK) jsou podle očekávání úseky ZHEM6 (třída HS č. 3 – střední stav) a ZHEM7 (třída HS č. 3 – střední stav), které jsou obklopeny převážně nivou typu sečené louky a hospodářského lesa. Tyto úseky jsou charakteristické převážně zákrutovým korytem. Úsek ZHEM6 se současně překrývá s odběrným úsekem makrozoobentosu a vzorků vody a to s lokalitou Z5, která patří k nejlépe hodnoceným lokalitám i v rámci fyzikálně-chemických faktorů, či biologického stavu. Podobně se překrývá úsek ZHEM7 s odběrnou lokalitou Z4, která je dle převážné většiny biotických indexů hodnocena také relativně pozitivně. Toto hodnocení je zajímavé, jelikož úseky ZHEM6 a ZHEM7 jsou ovlivněny zaústěním dešťové kanalizace a přesto i ostatní výsledky této diplomové práce naznačují jejich relativně dobrý stav. Nabízí se tedy otázka, zda je metoda HEM dostatečně citlivá k hodnocení urbanizovaných toků ovlivněných nárazovým zvýšením průtoků v důsledku zaústění systému městského odvodnění. Zabývat se vhodností této metodiky pro účely hodnocení takto ovlivněných toků však není cílem této diplomové práce. Celkově Zátíšský potok neodpovídá referenčním podmínkám stanoveným metodikou HEM (Langhammer 2009).

7.3.2 Srovnání výsledků s pracemi ostatních autorů

Dle Komínkové et al. (2007) spadá do 1. třídy HS 5% toku, do 2. třídy HS 15% toku, do 3. třídy HS 40 % toku, do 4. třídy HS 30 % toku a do 5. třídy HS 10 % toku. Není však zřejmé, kterou metodiku pro hodnocení hydromorfologie Komínková et al. (2007) využila. Pokud přepočítáme jednotlivé zastoupení hydromorfologického stavu zjištěného v této diplomové práci na procentuální zastoupení tak 66 % toku spadá do 3. třídy HS (střední stav), 23% toku spadá do 4. třídy HS (špatný stav) a 11% toku spadá do 5. třídy HS (zničený stav). Dle výsledků této diplomové práce, které byly hodnoceny pomocí Langhammerovy metodiky (2009) je tedy Zátíšský potok hodnocen poněkud více kriticky. Přesto do 3. třídy HS (střední stav) spadá jak podle výsledků této diplomové práce, tak dle Komínkové et al. (2007) největší část toku. Do 5. třídy HS (zničený stav) spadá dle výsledků této práce 11% toku a dle Komínkové et al. (2007) 10 % toku. Toto přibližně odpovídá délce zatrubněného úseku protékajícího pod Modřanskou ulicí. Zátíšský potok hodnotil také prostřednictvím metodiky HEM dle Langhammera (2009) ve své bakalářské práci Utíkal (2011), který celkově tok hodnotí jako dobrý až průměrný s hodnotou HMS 2,44. Nejlépe Utíkal (2011) hodnotil úsek ZHEM6 a nejhůře úseky ZHEM1 a ZHEM2, které jsou v rámci jeho práce brány jako jeden úsek. Tato tvrzení převážně souhlasí s výsledky mé diplomové práce.

Co se týče ostatních vodních toků, tak například Šmerousová (2010) na území CHKO Žďárské vrchy ve své diplomové práci hodnotí potok Slubice, taktéž s využitím metody HEM. Šmerousová (2010) hodnotí celkový hydromorfologický stav Slubice lze jako průměrný, přičemž v průměrném hydromorfologickém stavu bylo klasifikováno 49,5 % délky mapovaných úseků Slubice. Dalších 25,7 % z celkové hodnocené délky toku je ve velmi dobrém HS a 20,2 % v dobrém HS. Necelá 4 % délky Slubice byla klasifikována ve špatném HS. Pokud toto srovnáme s výsledky zjištěnými na Zátíšském potoce (66 % toku spadá do 3. třídy HS - střední stav, 23% toku spadá do 4. třídy HS - špatný stav a 11% toku spadá do 5. třídy HS - zničený stav), tak můžeme vidět jasný kontrast mezi morfologickou kvalitou málo ovlivněného toku a toku protékajícího urbanizovaným prostorem, kdy žádný z úseků Zátíšského potoka nelze zařadit do vyšší třídy než č. 3 (průměrný stav). Vinořský potok, jehož hodnocení provedla Koubková (2011) pomocí metody EcoRivHab ukazuje, že povodí kde ze 75 % převládají antropogenně ovlivněné úseky (III. a IV. třída), je ovlivňováno především zástavbou, dopravní infrastrukturou a dalšími nepropustnými povrchy. Přírodní a mírně pozměněné úseky (I. a II. třída) v celém povodí Vnořského potoka dohromady tvoří jen cca 21 %. Toto hodnocení je výsledkům morfologického monitoringu Zátíšského potoka

pravděpodobně nejbliže. Povodí Zátišského potoka, je stejně jako povodí potoka Vinořského, ovlivněno blízkým intravilánem s nepropustnými povrchy a zaústěními dešťové kanalizace.

8 Závěr

Tato diplomová práce předkládá literární přehled fyzikálních, chemických a biologických účinků urbanizace na vodní toky, přičemž v experimentální části se práce dále věnuje problematice urbanizace povodí Zátišského potoka spadajícího do katastrálního území Praha 4 – Hodkovičky. Zkoumanými oblastmi byla morfologie toku, chemický stav vody a biologický stav toku, který byl hodnocen na základě biotických indexů.

Zpracováním výsledků byly ověřovány **hypotézy** uvedené v cílech práce:

1. Souvisí biologický stav toku s chemickým stavem vody?

H1: Ano, porovnáním výsledků byla prokázána závislost biologického stavu na chemickém stavu vody. Nejvíce znečištěné lokality (Z1, Z2) byly negativně hodnoceny i většinou biotických indexů.

2. Je biologický stav Zátišského potoka závislý na morfologickém stavu?

H2: Není možné prokázat závislost. Jelikož odběry bentosu nebyly prováděny na nejvíce morfologicky poškozených úsecích, tak závislost biologického stavu na morfologii nebylo možné s jistotou prokázat. Přesto se však nejlépe hydromorfologicky hodnocené úseky (3. třída HS) ZHEM6 a ZHEM4 překrývají s lokalitami Z5 a Z7, které byly biotickými indexy hodnoceny nejlépe.

3. Souvisí chemický stav toku se zaústěními dešťové kanalizace?

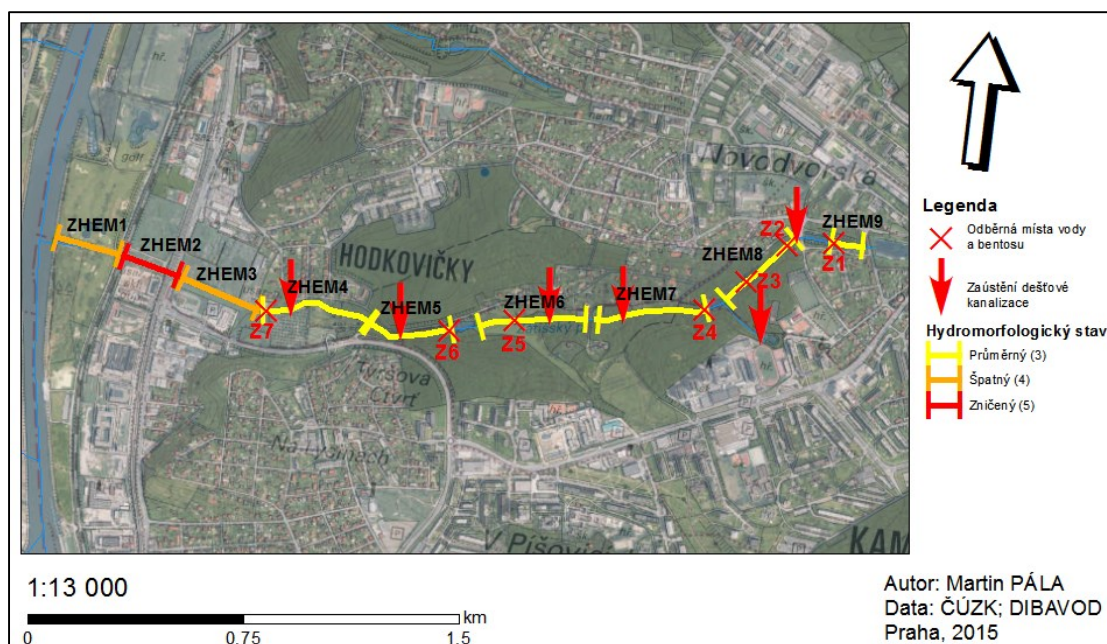
H1: Ano, chemický stav Zátišského potoka je ovlivňován zaústěním dešťové kanalizace. Nejlépe lze toto pozorovat na příkladu lokality Z2, která je ovlivněna hned dvěma zaústěními dešťové kanalizace.

Mezi hlavní problémy vedoucí ke zhoršení ekologického stavu lze zařadit:

- Zatrubnění toku pod ulicí Modřanská (ZHEM2).
- Napřímení a vydláždění úseku ZHEM3.
- Zaústění dešťové kanalizace (především lokalita Z2), kterým je ovlivňován morfologický, ale především chemický stav toku. Morfologie je dešťovou kanalizací nejvíce ovlivňována v úseku ZHEM8 (překryv s lokalitou Z2), kde je koryto viditelně zatěžováno nárazovými nadměrnými průtoky. To lze odvodit i z maximálních průtoků dešťové kanalizace (Q_{max}), které zde v součtu činí až

2,52 m³/s (Vitoušová 2002), což je nejvíce ze všech zaústění dešťové kanalizace vyskytujících se na Zátíšském potoce.

- Pravděpodobné nelegální zaústění splaškové kanalizace na lokalitě Z2.
- Zanášení koryta v lokalitě ZHEM9 jemným sedimentem a vegetací pocházející ze sečení příbřežního prostoru v důsledku nízkých průtoků.
- Úpravy trasy toku prováděné v minulosti.
- Blízkost intravilánu a pozemních komunikací.



Obr. č. 44: Překryv výsledného morfologického stavu, zaústění dešťové kanalizace a odběrných lokalit vody a makrozoobentosu - Zátíšský potok.

Na základě všech výše zjištěných informací byla autorem navržena následující rámcová opatření:

1. Zjištění a případné odstranění splaškové kanalizace na lokalitě Z2.
2. Vegetační opatření v rámci úseku ZHEM8 (lokality Z2 a Z3). V letním období může rozsáhlá vegetace snížit obsah dusičnanů až o 25 %. Vhodnými rostlinami, které splňují požadovaná kritéria (dlouhá vegetační doba, vysoká schopnost akumulace živin) jsou například rákosiny například: rákos obecný (*Phragmites australis*), chrastice rákosovitá (*Pharalis arundinacea*), orobíneček úzkolistý (*Typha angustifolia*), skřipinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) (Kretová et Nováková 2006).

3. Úprava příčného profilu koryta v úseku ZHEM8 (odstranění zbytků původních stupňů a stabilizace koryta těžkou kamennou rovnaninou, tzv. horskou úpravou, která se v Praze stále více využívá).
4. Úprava příčného a podélného profilu koryta v úseku ZHEM3 (odstranění opevnění koryta a zvlnění trasy toku). Tvar koryta po revitalizaci by měl mít tvar ploché misky nikoli lichoběžníku.
5. Úprava příčného a podélného profilu koryta v úseku ZHEM1 (zvlnění trasy toku, změlčení koryta šterkovým pohozením, eventuálně drnem). Vzhledem k využití příbřežních pozemků (golfové hřiště) však nelze uvažovat o příliš velkých změnách trasy koryta. Jistým řešením by bylo rozvolnění linie břehů, což by však vyžadovalo získat část pozemků na vytvoření potočního pásu.
6. Prohrábky koryta v úseku ZHEM9 (odstranění jemného sedimentu a tlející vegetace, kterou nízké průtoky v daném úseku nejsou schopny samovolně odplavit), případně zůžení koryta a tím snížení sedimentační rychlosti (vytvoření kynety, odtěžení dnového sedimentu).
7. Nejlepším řešením průtoků zvýšených v důsledku zaústění dešťové kanalizace by byl návrh soustavy oddělených mokřadů a rybníků sloužících k retenci a redukci znečištění povrchového odtoku. Toto se jeví jako vhodnější varianta oproti využití jednotného odvádění povrchového odtoku dešťovou kanalizací. Tímto přístupem by měl být napodobován přirozenější hydrologický režim. Retencí vody prostřednictvím soustavy umělých mokřadů a rybníků je zároveň zajištěno zvýšení její jakosti a útlum kulminačních průtoků (Bernhardt et Palmer 2007). V důsledku nutných stavebních úprav kanalizace a nutnosti vlastnictví ploch určených k vybudování zmiňovaných nádrží, se však jedná o nejdražší řešení.

Výše zmiňovaná opatření jsou základní podmínkou k dosažení „dobrého ekologického stavu“ ve smyslu požadavků a cílů WFD 2000/60/ES.

Předložená diplomová práce na Zátíšském potoce potvrdila výskyt syndromu městských toků (Urban Stream Syndrome). Na základě Rámcové směrnice o vodách Zátíšský potok nedosahuje dobrého ekologického, ani chemického stavu. Budoucí výzkum by se měl zaměřit zejména na zefektivnění využití povrchového odtoku (např. retenční nádrže), namísto běžného odvádění dešťových vod přímo do recipientu bez předchozího ošetření, nebo čištění.

Seznam použité literatury

- [1] ALLAN J. D. et FLECKER A. S. 1993: Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43: 32-43.
- [2] ALLAN R., 2012: Water sustainability and the implementation of the Water Framework Directive – a European perspective. *Ecology and Hydrology* 12: 171-178.
- [3] ARNOLD C. L. et GIBBONS C. J., 1996: Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* 62: 243-258.
- [4] BALL R. C., KEVEM N. R. et HAINES T. A., 1973: An ecological evaluation of stream eutrophication. Institute of Water Research.
- [5] BARRINGER T. H., REISER R. G. et PLICE C. V., 1994: Potential effects of development on flow characteristics of two New Jersey streams. *Water Resour. Bull.* 30: 283-295.
- [6] BEAVAN L., SADLER J. et PINDER L., 2001: The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia* 445: 97-108.
- [7] BEISEL J. N., USSEGLIO-POLATERA P. et MORETAU J. C., 2000: The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422–423: 163-171.
- [8] BEITINGER T. L., BENNETT W. A. et MCCAULEY R. W., 2000: Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* 58: 237-275.
- [9] BERAN L., 1998: Vodní měkkýši ČR. Český svaz ochránců přírody.
- [10] BERNHARDT E. S. et PALMER M. A., 2007: Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology* 52: 738-751.
- [11] BIGGS B. J. F. et CLOSE M. E., 1989: Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flow and nutrients. *Freshwater Biology* 22: 209-231.
- [12] BOET P., BELLIARD J., BEREBI-DIT-THOMAS R. et TALES E., 1999: Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 410: 59-68.
- [13] BOND N. R. et LAKE P. S., 2003: Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration* 4: 193-198.
- [14] BRION N. et BILLEN G., 2000: Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the River Seine downstream from Paris. *Water Resources Research* 34: 3213-3221.

- [15] BROOKES A. et GREGORY K. J., 1998: Channelisation, river engineering and geomorphology. *Geomorphology in Environmental Planning*: 68-145.
- [16] BROOKS A. J., HAEUSLER T., REINFELDA I. et WILLIAMS S., 2005: Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Hydrobiologia* 50: 331-344.
- [17] BRYAN E. H., 1972: Quality of stormwater drainage from urban land. *Water Resources Bulletin* 8: 578-588.
- [18] CARPENTER S. R., CARACO N. F., CORRELL D. L., HOWARTH R. W., SHARPLEY A. N. et SMITH V. H., 1998: Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Journal of Applied Ecology* 8: 559-568.
- [19] ČERMÁKOVÁ Z., 2000: Sledování kvality vody v Rokytce. Diplomová práce, PŘF UK, Praha.
- [20] COPELAND R., MCCOMAS D. N., THORNE C. R., SOAR P. J., JONAS M. M., FRIPP J. B., 2001: Hydraulic Design of Stream Restoration Projects. ERDC/CHL TR-01-28.
- [21] CORBETT C. W., WAHL M., PORTER D. E., EDWARDS D., MOISE C., 1997: Nonpoint source runoff modeling: a comparison of a forested watershed and an urban watershed on the South Carolina coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 213: 133-149.
- [22] COUPE R. H., MANNING M. A., FOREMAN W. T., GOOLSBY D. A. et MAJEWSKI M. S., 2000: Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi. *Science Total Environment* 248: 227-240.
- [23] CULEK M., 2003: Biogeografické členění České republiky. II. díl. Lelekovice: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- [24] DAVIES P. J., WRIGHT I. A., FINDLAY S. J., JONASSON O. J. et BURGINS., 2010: Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology* 44: 685-700.
- [25] DAVIS N. M., WEAVER V., PARKS K. et LYDY M. J., 2003: An assessment of water quality, physical habitat, and biological integrity of an urban stream in Wichita, Kansas, prior to restoration improvements (Phase I). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44: 351-359.
- [26] DeVIVO J. C., 1995: Impact of introduced red shiners (*Cyprinella lutrensis*) on stream fishes near Atlanta, Georgia. Carl Vinson Institute of Government: 95-98.

- [27] DOLEŽALOVÁ L., DARMOVZALOVÁ M., KOMÍNKOVÁ D., VEČEŘOVÁ L., NÁBĚLKOVÁ J. et HORÁKOVÁ H., 2011: Toxické kovy v ekosystému vodního toku zatíženého dešťovou kanalizací. *Water & Landscape*, FCE CTU in Prague: 176-182.
- [28] DUDA A. M., LENAT D. R. et PONROSE D. L., 1982: Water quality in urban streams-what we can expect. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 54: 1139-1147.
- [29] DUNCAN H. P., 1995: A Review of Urban Storm Water Quality Processes. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne.
- [30] EGANHOUSE R. P., SIMONEIT B. R. T. et KAPLAN I. R., 1981: Extractable organic matter in urban stormwater runoff. 2. Molecular characterization. *Environmental Science Technology* 15: 315-326.
- [31] EPA-NERL, 1988: Methods for the Examination of Water Sulphate in Waters. Effluents and Solids, EPA Method 375.4 Sulfate.
- [32] FINKENBINE J. K., ATWATER D. S. et MAVINIC D. S., 2000: Stream health after urbanization. *Journal of the American Water Resources Association* 36: 1149-1160.
- [33] FOSTER G. D., ROBERTS E. C. Jr, GRUESSNER B. et VELINSKY D. J., 2000: Hydrogeochemistry and transport of organic contaminants in an urban watershed of Chesapeake Bay (USA). *Applied Geochemistry* 15: 901-16.
- [34] FRICK E. A., HIPPE D. J., BUELL G. R., COUCH C. A., HOPKINS E. H., WANGSNES D. J. et GARRETT J. W., 1998: Water quality in the Apalachicola, Chattahoochee - Flint River Basin, Georgia, Alabama, and Florida. US Geological Survey Information Services, Denver, Colorado.
- [35] FUSILLO T. V., NIESWAND G. H. et SHELTON T. B., 1977: Sediment yields in a small watershed under suburban development. Lexington.
- [36] GIBSON C. J., STADTERMAN K. L., STATES S. et SYKORA J., 1998: Combined sewer overflows: a source of *Cryptosporidium* and *Giardia*? *Water Science Technology* 38: 67-72.
- [37] GONI-URRIZA M., CAPDEPUY M., ARPIN C., RAYMOND N. et CAUMETTE P., 2000: Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine Enterobacteriaceae and *Aeromonas* spp. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 125- 132.
- [38] GONZALES A. E., RODRIGUEZ M. T., SANCHEZ J. C. J., ESPINOZA A. J. F. et DE LA ROSA F. J. B., 2000: Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain): heavy metal partitioning and relation between water and sediment system. *Water, Air, & Soil Pollution* 121: 11-29.

- [39] GONZALEZ J. M., BASAGUREN A. et POZO J., 2001: Life history and production of *Caenis luctuosa* in two nearby reaches along a small stream. *Hydrobiologia* 452: 209-215.
- [40] GREGORY K. J., GURNELL A. M., HILL C. T. et TOOTH S., 1994: Stability of the pool-riffle sequence in changing river channels. *Regulated Rivers: Research & Management* 9: 35-43.
- [41] GREŠKOVÁ A., LEHOTSKÝ M. et PASTUCHOVÁ Z., 2007: Small stream channel bed morphohydraulic structure and macroinvertebrate communities. *Geografický časopis*: 59.
- [42] HALSTEAD J. A., KLIMAN S., BERHEIDE C. W., CHAUCER A. et COCK-ESTEB A., 2014: Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 3391-3414.
- [43] HERLIHY A. T., STODDARD J. L. et JOHNSON C. B., 1998: The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the Mid-Atlantic region, US. *Water, Air, & Soil Pollution* 105: 377-386.
- [44] HIRSCH R. M., WALKER J. F., DAY J. C. et KALLIO R., 1990: The influence of man on hydrologic systems. *Surface Water Hydrology* 1: 329-359.
- [45] HORÁKOVÁ M., JANDA V., KOLLER J., KOLLEROVÁ L., PALATÝ J., KOUBÍKOVÁ J., POKORNÁ D., PTÁKOVÁ H., SCHEJBAL P., SMRČKOVÁ Š., STRNADOVÁ N., SÝKORA V., 2003: *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.
- [46] HORNE A. J. et GOLDMAN C. R., 1994: *Limnology*. McGraw Hill, New York.
- [47] HOROWITZ A. J., MEYBECK M., IDLAFKIH Z. et BIGER E., 1999: Variations in trace element geochemistry in the Seine River Basin based on floodplain deposits and bed sediments. *Hydrological Processes* 13: 1329-1340.
- [48] HOWARD K. W. F. et Haynes J., 1993: Groundwater contamination due to road deicing chemicals-salt balance implications. *Geoscience Canada* 20: 1-8.
- [49] HYNES H. B. N., 1970: *The ecology of running waters*. Toronto (University of Toronto Press).
- [50] JAKUBÍNSKÝ J., 2014: The human impact on the current hydromorphological states of small watercourses in the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14: 313-322.
- [51] JONES J. B., MULHOLLAND P. J., 2000: *Streams and Ground Waters*. San Diego, CA: Academic.

- [52] JUST T., ŠÁMAL V., DUŠEK M., FISCHER D., KARLÍK P. et PYKAL J., 2003: Revitalizace vodního prostředí. AOPK ČR, Praha.
- [53] KELTING D. L., LAXSON C. L. et YERGER E. C., 2012: Regional analysis of the effect of paved roads on sodium and chloride in lakes. *Water Research*, 46: 2749- 2758.
- [54] KERN K., 1994: Lesson from ten years experience in rehabilitating rivers and streams in Germany. *Canadian Water Resources Association*: 219-232.
- [55] KLEIN R. D., 1979: Urbanization and stream quality impairment. *Water Resources Bulletin* 15: 948-963.
- [56] KLÍMOVÁ M., 2013: Ekologické průtoky v urbanizovaných tocích - Sborník příspěvků STOKA 2013, Fakulta stavební, ČVUT v Praze.
- [57] KLOUDOVÁ J. 2008: Makrozoobentos Pohořského a Dobečovského potoka v Novohradských horách. Diplomová práce, Pedagogická fakulta Jihočeské Univerzity v Českých Budějovicích.
- [58] KOKEŠ J. et NĚMEJCOVÁ D., 2006: Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou perla. VÚV TGM, Brno.
- [59] KOKEŠ J. et VOJTÍŠKOVÁ D., 1999: Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. VÚV TGM, Brno.
- [60] KOMÍNKOVÁ D., CALETKOVÁ J., NÁBĚLKOVÁ J. et ŠŤASTNÁ G., 2007: Vliv urbanizace na ekologický stav drobných toků. Grantová agentura České republiky - Registrační číslo projektu: 205/05/0426, Praha.
- [61] KOUBKOVÁ L., 2011: Ekohydrologický průzkum vodních toků v urbanizované a příměstské krajině. Aplikace na modelové povodí Vnořského potoka. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, 136 s.
- [62] KOVANDA J., BALATKA B., BERNARD J. H., BRUNNEROVÁ Z, BŘEZINOVÁ D., BUKOVANSKÁ M., CÍLEK V., FRIDRICHOVÁ M., HAVLÍČEK V., HOLUB V., HRDLIČKA L., CHLUPÁČ I., KADLECOVÁ R., KACHLÍK V., KAPRASOVÁ E., KLEČEK M., KRÁL J., KŘÍŽ J., LOCHMANN Z., LYSENKO V., MAŠEK J., ŠALANSKÝ K., TOMÁŠEK M. et ZELENKA P., 2001: Neživá příroda Prahy a jejího okolí. Český geologický ústav, 216 s.
- [63] KRETOVÁ H., NOVÁKOVÁ J., 2006: Možnosti revitalizace drobných vodních toků - řešení na příkladu dvou případových studií. Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské – Technické univerzity Ostrava - Řada hornicko-geologická 1: 31-44.

- [64] KRISTENSEN E. A., BAATTRUP-PEDERSEN A., JENSEN P. N., WILBERG-LARSEN P. et FRIBERG N., 2012: Selection, implementation and cost of restorations in lowland streams: A basis for identifying restoration priorities. *Environmental Science & Policy* 23: 1-11.
- [65] LANGHAMMER J., 2007: Úpravy toků jako faktor ovlivňující průběh povodní. *Povodně a změny v krajině. MŽP a PřF UK, Praha*: 271-294.
- [66] LANGHAMMER J., 2009: Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků - Hodnocení ukazatelů. PřF UK, Praha.
- [67] LANGHAMMER J., 2013: Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PřF UK, Praha.
- [68] LARNED S. T., SUREN A. M., FLANAGAN M., BIGGS B. J. F. et RIIS T., 2006: Macrophytes in Urban Stream Rehabilitation: Establishment, Ecological Effects, and Public Perception. *Restoration Ecology* 14: 429-440.
- [69] LATIMER J. S. et QUINN J. G., 1998: Aliphatic petroleum and biogenic hydrocarbons entering Narragansett Bay from tributaries under dry weather conditions. *Estuaries* 21: 91-107.
- [70] LAUB B. G., Baker D. W., Bledsoe B. P. et Palmer M. A., 2012: Range of variability of channel complexity in urban, restored, and forested reference streams. *Freshwater Biology* 57: 1076-1095.
- [71] LAVALLE P. D., 1975: Do mestic sources of stream phosphates in urban streams. *Water Research* 9: 913-915.
- [72] LEHTINIEMI M., ENGSTROM-OST J., KARLJALAINEN M., KOZLOWSKY-SUZUKI B. et VIITASALO M., 2002: Fate of cyanobacterial toxins in the pelagic food web: transfer to copepods or to fecal pellets. *Marine Ecology Progress Series* 241: 13-21.
- [73] LELUT J. et MATOUŠKOVÁ M., 2008: Revitalizační opatření za účelem zlepšení kvality habitatu vodních toků – modelová studie z povodí Rolavy. *Univerzita Karlova v Praze*: 187-196.
- [74] LEOPOLD L. B., 1968: *Hydrology for Urban Land Planning - A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use*. USGS Circular.
- [75] LIMBURG K. E. et SCHMIDT R. E., 1990: Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient? *Ecology* 71: 1238-1245.
- [76] LEVEEN E. P. et WILLEY W. R. Z., 1983: A political economic analysis of urban pest management. See Frankie & Kohler: 19-40.

- [77] LEWIS C. A., LESTER N. P., BRADSHAW A. D., FITZGIBBON J. E., FULLER K., HAKANSON L. et RICHARDS C., 1996: Considerations of scale in habitat conservation and restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 440-445.
- [78] MADDOCK I., 1999: The importance of physical habitat assessment for evaluation river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391.
- [79] MATOUŠKOVÁ M., 2003: Ekohydrologický monitoring vodních toků jako podklad pro revitalizaci vodních ekosystémů. Disertační práce Katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK v Praze, 218 s.
- [80] MAY C. W., HORNER R. R., KARR J. R., MAT B. W. et WELCH E. B., 1997: Effects of urbanization on smallstreams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Protection Technology* 2: 485-494.
- [81] MCARTHUR J. V. et TUCKFIELD R. C., 2000: Spatial patterns in antibiotic resistance among stream bacteria: effects of industrial pollution. *Applied and Environmental Microbiology* 66: 3722-3726.
- [82] MESA M. G., WEILAND L. K. et WAGNER P., 2002: Effects of acute thermal stress on the survival, predator avoidance, and physiology of juvenile fall chinook salmon. *Northwest Science* 76: 118-128.
- [83] MEYER J. L. et WALLACE J. B., 2001: Lost linkages in lotic ecology: rediscovering small streams. *Blackwell Science*: 295-317.
- [84] MEYER J. L., PAUL M. J. et TAULBEE W. K., 2005: Stream Ecosystem Function in Urbanizing Landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 602-612.
- [85] MORRIS S. et MOSES T., 1999: Urban Stream Rehabilitation: A Design and Construction Case Study. *Journal of Environmental Management* 23: 165-177.
- [86] MURDOCK J., ROELKE D., GELWICK F., 2004: Interactions between flow, periphyton, and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. *Ecological Engineering* 22: 197-207.
- [87] NAGUMO T. et HATANO R., 2000: Impact of nitrogen cycling associated with production and consumption of food on nitrogen pollution of stream water. *Soil Science & Plant Nutrition* 46: 325-342.
- [88] NEDEAU E. J., MERRITT R. W., KAUFMAN M. G., 2003: The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution* 123: 1-13.
- [89] NEWBURY R., 1995: *Rivers and the Art of Stream Restoration*. Newbury Hydraulics Ltd., British Columbia, Canada.

- [90] NIEZGODA S. L. et JOHNSON P. A., 2005: Improving the urban stream restoration effort: identifying critical form and processes relationships. *Journal of Environmental Management* 35: 579-592.
- [91] NORRIS R. H. et NORRIS K. R., 1995: The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology* 20: 1-6.
- [92] NRC, 2004: *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. The National Academic Press, Washington, DC.
- [93] OLGUIN H. F, SALIBIAN A. et PUIG A., 2000: Comparative sensitivity of *Scenedesmus acutus* and *Chlorella pyrenoidosa* as sentinel organisms for aquatic ecotoxicity assessments: studies on a highly polluted urban river. *Environmental Toxicology* 15: 14-22.
- [94] OLSEN M., TROLD BOLD L., HENRIKSEN H. J., CONALLIN J., REFSGAARD J. C. et BOEGH E., 2013: Evaluation of a typical hydrological model in relation to environmental flows. *Journal of Hydrology* 507: 52-62.
- [95] ORENDET C., KLEMM A. D. et SPIES M., 2012: Identification keys to the larvae of Chironomidae (Diptera) in brackish waters of Germany and adjacent areas. Federal Environment Agency, Berlin, 214 s.
- [96] PALMER M. A., AMBROSE R. F. et POFF N. L., 1997: Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 291-300.
- [97] PAŘIL P. et SCHENKOVÁ J., 2006: Determinační kurz skupiny Oligochaeta pro účely vodohospodářského monitoringu dle WFD. Brno.
- [98] PAUL M. J., 1999. Stream ecosystem function along a land use gradient. PhD thesis, University of Georgia, Athens.
- [99] PAUL M. J. et MEYER J. L., 2001: Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 333-365.
- [100] PEDERSEN E. R. et PERKINS M. A., 1986: The use of benthic invertebrate data for evaluating impacts of urban runoff. *Hydrobiologia* 139: 13-22.
- [101] PETERSON C. G. et GRIMM N. B., 1992: Temporal variation in enrichment effects during periphyton succession in a nitrogen limited desert stream ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 20-36.
- [102] PICKETT S. T. A., CADENASSO M. L., GROVE J. M., NILON C. H., POUYAT R. V., ZIPPERER W. C. et COSTANZA R., 2001: Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127-157.

- [103] PIZZUTO J. E., HESSION W. C. et MCBIIDE M., 2000: Comparing gravel-bed rivers in paired urban and rural catchments of southeastem Pennsylvania. *Geology* 28: 79-82.
- [104] PLUHOWSKI E. J., 1970: Urbanization and its effect on the temperature oj streams in Long Island, New York. USGS Professional Paper.
- [105] QUITT E., 1971: Klimatické oblasti Československa. Academia, Praha.
- [106] PRATT J. M., COLER R. A. et GODFREY P. J., 1981: Ecological effects of urban stmmwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts. *Hydrobiologia* 83: 29-42.
- [107] PRAX P., HELLEBRAND R., FUSEK M., MICHÁLEK J. et ROŽNOVSKÝ J., 2009: Hydrologické podklady pro návrh, rekonstrukci a provozování městského odvodnění - současné možnosti a potřeby v podmínkách ČR. ICARIS Conference Manager, Praha.
- [108] REMPEL L., RICHARDSON J. et HEALEY, M., 2000: Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravelbed river. *Freshwater Biology* 45: 57-73.
- [109] RILEY S. J., BANKS R. G., 1996: The role of phosphorous and heavy metals in the spread of weeds in urban bushlands - an example from the Lane Cove valley. *Science of The Total Environment* 182: 39-52.
- [110] ROBERTS C. R., 1989: Flood frequency and urban induced change: some British examples. *Floods: Hydrological, Sedimentological, and Geomorphological Implications*. New York: Wiley: 57-82.
- [111] ROWNTREE K. M. et WADESON R. A., 1998: A geomorphological framework for the assessment of instream flow requirements. *Aquatic Ecosystem Health and Management*: 125-141.
- [112] ROZKOŠNÝ R. et JEŽEK J., 1980: Klíč vodních larev hmyzu. Academia, 521 s.
- [113] SCHENKOVÁ J., 2013: Determinace vodních bezobratlých – Hirudinida. Přírodovědecká fakulta MÚ, Brno.
- [114] SCOTT J. B., STEWARD C. R. et STOBBER Q. J., 1986: Effects ofurban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, Washington. *Trans. American Fisheries Society* 115: 555-567.
- [115] SEABURN G. E., 1969: Effects oj urban development on direct runoff to East Meadow Brook, Nassau County, New York.
- [116] SEAGER J. et ABRAHAMS R. G., 1990: The impact of stmm sewage discharges on the ecology of a small urban river. *Water Science Technology* 22: 163-171.

- [117] SHIELDS F. D. Jr., COPELAND R. R., KLINGEMAN P. C., DOYLE M. W. et SIMON A., 2003: Design for Stream Restoration. *Journal of Hydraulic Engineering* 129: 575-584.
- [118] SHOREDITS A. S. et CLAYTON J. A., 2013: Assessing the Practice and Challenges of Stream Restoration in Urbanized Environments of the USA. *Geography Compass* 7/5: 358-372.
- [119] SCHUELER T. R., 1994: Minimizing the impact of golf courses on streams. *Watershed Protection Technology* 1: 73-75.
- [120] SIVÁK J., 2012: Srovnání a posouzení kvality vody na vybraných lokalitách pomocí bioindikačních druhů živočichů. Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta MU v Brně.
- [121] ŠMEROUSOVÁ K., 2010: Návrh revitalizačních opatření v povodí Slubice na podkladě ekohydromorfologického průzkumu. Diplomová práce, PřF UK, Praha.
- [122] SOMERS K. A., BERNHARDT E. S., GRACE J. B., HASSET B. A., SUDDUTH E. B., WANG S. et URBAN D. L., 2013: Streams in the urban heat island: spatial and temporal variability in temperature. *Freshwater Science* 32: 309-326.
- [123] SONODA K., YEAKLEY, J. A., 2007: Relative Effects of Land Use and Near-Stream Chemistry on Phosphorus in an Urban Stream. *Journal of Environmental Quality* 36: 144-154
- [124] ŠŤASTNÁ G., STRÁNSKÝ D. et KOMÍNKOVÁ D., 2004: Hydraulický dopad městského odvodnění na společenstvo bentických organismů. *Vodárenská biologie - sborník konference*. Chrudim: Ecomonitor: 100-104.
- [125] STRAKA M. et SYCHRA J., 2007: Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Přírodovědecká fakulta MU a VÚV TGM Brno.
- [126] SUREN A. M., 2000: Effects of urbanisation. In *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*. New Zealand Society of limnology: 260-288.
- [127] TAYLOR B. R. et ROFF J. C., 1986: Long-term effects of highway construction on the ecology of a Southern Ontario stream. *Environmental Pollution* 40: 317-344.
- [128] TAVZES B., URBANIČ G. et TOMAN M. J., 2006: Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth* 31: 1062-1074.
- [129] THOMSON J. R., TAYLOR M. P., FRYIRS K. A. et BRIERLY, G. J., 2001: A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 373-389.

- [130] URBANIČ G., TOMAN M. J. et KRUSNIK C., 2000: Downstream changes in caddisfly fauna (Insecta, Trichoptera) in relation to environmental variables in the River Scavnica (Slovenia): a multivariate approach using a Canonical Correspondence Analysis (CCA). *Acta Biologica Slovenica* 43: 21-35.
- [131] UTÍKAL V., 2011: Identifikace faktorů ovlivňujících kvalitu Zátíšského potoka a příprava návrhu revitalizačních opatření vedoucích k zlepšení ekologického stavu. Bakalářská práce, Fakulta stavební ČVUT v Praze.
- [132] VANNOTE R. L., MINSHALL G. W., CUMMINS K. W., SEDELL J. R. et CUSHING C. E., 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137.
- [133] VEACH A. M. et BETNOT M. J., 2011: Temporal variation of pharmaceuticals in an urban and agriculturally influenced stream. *Science of The Total Environment* 409: 4553–4563.
- [134] VITOUŠOVÁ M., 2002: Využití simulačního systému PHABSIM pro charakterizaci vlivuhydraulických poměrů na habitat povrchového toku v ekologickém kontextu. Diplomová práce, ČVUT v Praze.
- [135] WALLACE A. M., CROFT-WHITE M. V. et MORYK J., 2013: Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 7857-7875.
- [136] WALSH C. J., 2000: Urban impacts on the ecology of receiving waters: a Framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia* 431: 107-114.
- [137] WALSH C. J., 2004: Protection of in-stream biota from urban impacts: minimise catchment imperviousness or improve drainage design? *Marine & Freshwater Research* 55: 317-326.
- [138] WALSH C. J. et BREEN P. F., 1999: Urban stream rehabilitation through a decision-making framework to identify degrading processes and prioritize management actions. 2nd Australian Stream Management Conference Proceedings.
- [139] WALSH C. J., ROY A. H., FEMINELLA J. W., COTTINGHAM P. D., GROFFMAN P. M. et MORGAN R. P., 2005: The urbanstream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.
- [140] WARINGER J. et GRAF W., 1997: Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven. *Facultas Universitätsverlag*, 286 s.

- [141] WATERS T. F., 1995: Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control. American Fisheries Society Monograph, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- [142] WEI C. et MORRISON G., 1992: Bacterial enzyme activity and metal speciation in urban river sediments. *Hydrobiologia* 235/236: 597-603.
- [143] WEMICK B. G., COOK K. E. et SCHREIER H., 1998: Land use and streamwater nitrate-N dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of the American Water Resources Association* 34: 639-650.
- [144] WESTON D. P., HOLMES R. W. et LYDY M. J., 2009: Residential runoff as a source of pyrethroid pesticides to urban creeks. *Environmental Pollution* 157: 287-294.
- [145] WILBER W. G. et HUNTER J. V., 1979: The impact of urbanization on the distribution of heavy metals in bottom sediments of the Saddle River. *Water Resources Bulletin* 15: 790-800.
- [146] WITTMANN M., 2010: The Water Course in the Context of Cities Interior Development. *Životní prostředí* 44: 242-247.
- [147] WOLMAN M. G., 1967: A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. *Geografiska Annaler* 49: 385-95.
- [148] YAMAMOTO K., FUKUSHIMA M., KAKATANI N. et KURODA K., 1997: Volatile organic compounds in urban rivers and their estuaries in Osaka, Japan. *Environmental Pollution* 95: 135-143.
- [149] YODER C. O., MILTNER R. J. et WHITE D., 1999: Assessing the status of aquatic life designated uses in urban and suburban watersheds. *Urban Environment*: 16-28.
- [150] ZAHŘÁDKOVÁ S. et SOLDÁN T., 1998: Determinační kurz makrozoobentosu II/2 – Ephemeroptera. VÚV TGM a Přírodovědecká fakulta MU Brno.

Právní předpisy

- [1] ČSN EN 26777. Jakost vod. Stanovení dusitanů. Molekulární absorpční spektrofotometrická metoda. 1995.
- [2] ČSN ISO 7150-1. Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrometrická metoda. 1994.
- [3] ČSN EN ISO 6878. Jakost vod. Stanovení fosforu-spektrofotometrická metoda s molybdenem amonným. 1998.
- [4] ČSN ISO 7890-3. Jakost vod. Stanovení dusičnanů. Část 3: Spektrometrická metoda s kyselinou sulfosalicylovou. 1995.
- [5] ČSN 75 7221. Kvalifikace jakosti povrchových vod. 1998.

- [6] ČSN 75 7703. Jakost vod - Metody odberu biologických vzorku - Pokyny pro odber vzorku makrozoobentosu rucní sítkou. 1996.
- [7] Nařízení vlády č. 61/2003 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, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a č. 23/2011 Sb.
- [8] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Ostatní zdroje

- [1] BENDER M., SCHAFER T., WAGNER S., GUNKEL S. et ŠIMKOVÁ K., 2002: Informace o Rámcové směrnici o vodách (RSV). Gruene Liga. online: <http://www.wrll-info.de/docs/WRRL-InfoCZ>, cit. 9. 2. 2015.
- [2] ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2015: Mapy. online: <http://www.geology.cz/extranet/mapy>, cit. 23. 2. 2015.
- [3] HLAVNÍ MĚSTO PRAHA, 2013: RN Hodkovičky. online: <http://www.praha-priroda.cz/vodni-plochy-a-potoky/vodni-plochy-dle-katastru/kamyk/rn-hodkovicky/>, cit. 23. 2. 2015.
- [4] LESY HLAVNÍHO MĚSTA PRAHY, 2014: Obnova a revitalizace pražských nádrží. online: <http://www.lhmp.cz/vt/prazske-nadrze-2/>, cit. 11. 2. 2015.
- [5] LESY HLAVNÍHO MĚSTA PRAHY, 2014: Kvalita vody v Zátíšském potoce. online: <http://www.lhmp.cz/vt/kvalita-vody-v-prazskych-potocich/zatissky-potok/>, cit. 4. 10. 2014.
- [6] MĚSTSKÁ ČÁST PRAHA 4, 2014: Příroda v Praze 4. online: <http://www.cistapraha4.cz/priroda>, cit. 11. 2. 2015.
- [7] MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2009: Vodní rámcová směrnice 2000/60/ES. Praha, online: <http://eagri.cz/public/web/mze/zivotni-prostredi/ochrana-vody/vodni-ramcova-smernice>, cit. 9. 2. 2015.
- [8] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2014: National Climatic Data Center. online: <http://www.ncdc.noaa.gov/data-access>, cit. 8. 10. 2014.
- [9] PAN NORTH AMERICA, 2011: EPA pesticide use statistics. online: <http://www.panna.org/blog/long-last-epa-releases-pesticide-use-statistics>, cit. 7. 4. 2014.

Mapové podklady

- [1] ČÚZK, 2015: Mapy stabilního katastru. Ústřední archiv zeměměřictví a katastru. Císařský povinný otisk stabilního katastru Čech 1 : 2 880 [CD-ROM]. Formát rastrových dat: JPEG. Data pro zpracování práce zapůjčil Zeměměřický úřad.

- [2] ČÚZK, 2015: Základní mapa ČR 1 : 10 000. Geoportál ČÚZK, online: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx, cit. 16. 2. 2015.

- [3] ČÚZK, 2015: Ortofotomapa ČR. Geoportál ČÚZK, online: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx, cit. 21. 3. 2015.

- [4] DIBAVOD, 2015: Oddělení geografických informačních systémů a kartografie VÚV T.G.M.,v.v.i., online: <http://www.dibavod.cz/>, cit. 16. 2. 2015.

- [5] CENIA, 2015: Podkladová topografická vrstva. Národní geoportál INSPIRE, online: <http://geoportal.gov.cz/arcgis/services>, cit. 16. 2. 2015.

- [6] ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA, 2015: Geologická mapa ČR 1 : 50 000. WMS služby, online: <http://mapy.geology.cz/arcgis/services/Geologie/geocr50/MapServer/WmsServer>, cit. 16. 2. 2015.

Seznam tabulek, obrázků, fotografií a příloh

Seznam tabulek:

- Tab. č. 1: Normativní klasifikace ekologického stavu
- Tab. č. 2: Přehled důležitých prioritních látek dle WFD
- Tab. č. 3: Parametry nádrže U Vodotoku
- Tab. č. 4: Parametry nádrže Zátišský rybník
- Tab. č. 5: Parametry retenční nádrže Hodkovičky
- Tab. č. 6: Parametry nádrže Dvorecký rybník
- Tab. č. 7: Přehled a parametry výpustí dešťové kanalizace do Zátišského potoka
- Tab. č. 8: Porovnání průtoků (m³/s) při ústí do Vltavy
- Tab. č. 9: Stanovení odběrných lokalit v zájmové lokalitě
- Tab. č. 10: Termíny odběrů vody v roce 2014
- Tab. č. 11: Mezní hodnoty tříd jakosti vody vybraných ukazatelů – obecné, fyzikální a chemické ukazatele
- Tab. č. 12: Kalibrační řada pro měření amoniakálního dusíku vytvořená z pracovního roztoku
- Tab. č. 13: Kalibrační řada pro měření dusitanového dusíku vytvořená z pracovního roztoku
- Tab. č. 14: Kalibrační řada pro měření dusičnanového dusíku vytvořená z pracovního roztoku
- Tab. č. 15: Kalibrační řada pro měření celkového fosforu vytvořená z pracovního roztoku
- Tab. č. 16: Kalibrační řada pro měření síranů vytvořená z pracovního roztoku
- Tab. č. 17: BMWP skóre a ASPT index
- Tab. č. 18: Zařazení hodnot BMWP a ASPT do tříd čistoty
- Tab. č. 19: Tabulka pro určení BBI indexu
- Tab. č. 20: Systematické jednotky použité pro stanovení BBI indexu
- Tab. č. 21: Klasifikace čistoty vody dle indexu BBI
- Tab. č. 22: Indikátorové taxony s hodnotami indexu IBGN
- Tab. č. 23: Index IBGN, seznam systematických jednotek
- Tab. č. 24: Klasifikace čistoty vody dle indexu IBGN
- Tab. č. 25: Délka jednotlivých úseků HEM změřená v prostředí ESRI ArcGis
- Tab. č. 26: Mapované ukazatele HEM
- Tab. č. 27: Klasifikace hydromorfologického stavu úseku
- Tab. č. 28: Hodnoty denních srážek
- Tab. č. 29: Legenda k hodnocení výsledků monitoringu dle ČSN 75 7221 a NV 23/2011 Sb.
- Tab. č. 30: Výsledky monitoringu základních fyzikálně chemických ukazatelů na Zátišském potoce
- Tab. č. 31: Zařazení jednotlivých odběrných lokalit do tříd jakosti dle ČSN 75 7221
- Tab. č. 32: Počty nalezených jedinců makrozoobentosu dle jednotlivých odběrných úseků, dosažené determinační úrovně a data odběru
- Tab. č. 33: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BMWP skóre (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Tab. č. 34: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BMWP skóre (podzimní odběr – 1. 10. 2014)
- Tab. č. 35: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT indexu bez počítané abundance (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Tab. č. 36: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPT indexu bez počítané abundance (podzimní odběr – 1. 10. 2014)
- Tab. č. 37: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPTa indexu s počítanou abundancí (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Tab. č. 38: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle ASPTa indexu s počítanou abundancí (podzimní odběr – 1. 10. 2014)

- Tab. č. 39: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BBI indexu (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Tab. č. 40: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle BBI indexu (podzimní odběr – 1. 10. 2014)
- Tab. č. 41: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle IBGN indexu (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Tab. č. 42: Zařazení odběrných úseků do tříd čistoty dle IBGN indexu (podzimní odběr – 1. 10. 2014)
- Tab. č. 43: Korelační závislost mezi jednotlivými biotickými indexy s využitím Pearsonova korelačního koeficientu
- Tab. č. 44: Přehled hydromorfologického stavu zóny koryto a trasa - Zátišský potok
- Tab. č. 45: Přehled hydromorfologického stavu zóny dno - Zátišský potok
- Tab. č. 46: Přehled hydromorfologického stavu zóny břeh a inundační území - Zátišský potok
- Tab. č. 47: Přehled hydromorfologického stavu zóny proudění a hydrologický režim - Zátišský potok
- Tab. č. 48: Přehled výsledného hydromorfologického stavu Zátišského potoka

Seznam obrázků:

- Obr. č. 1: Změny v hydrologických tocích s rostoucím zastoupením nepropustných povrchů v urbanizovaných povodích
- Obr. č. 2: Vztah nepropustnosti povrchů k průměrnému rozsahu povrchového odtoku během roku
- Obr. č. 3: Změny v korytě spojené s urbanizací
- Obr. č. 4: Poloha povodí Zátišského potoka
- Obr. č. 5: Kilometráž Zátišského potoka
- Obr. č. 6: Průtočné vodní nádrže na Zátišském potoce
- Obr. č. 7: Geologická charakteristika zájmového území
- Obr. č. 8: Klimatické oblasti ČR
- Obr. č. 9: Zátišský potok - Schéma zaústění dešťové kanalizace
- Obr. č. 10: Přehled odběrových lokalit a zaústění dešťové kanalizace
- Obr. č. 11: Doporučené schéma charakteristického a odběrového úseku makrozoobentosu
- Obr. č. 12: Příklady habitatů v toku
- Obr. č. 13: Přehled odběrových úseků makrozoobentosu a zaústění dešťové kanalizace
- Obr. č. 14: Schéma bentosové sítě
- Obr. č. 15: Úseky hydromorfologického monitoringu
- Obr. č. 16: Koncentrace amoniakálního dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 17: Koncentrace dusitanového dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 18: Koncentrace dusičnanového dusíku ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 19: Koncentrace síranů ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 20: Koncentrace celkového fosforu ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 21: Koncentrace chloridů ve vodě v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 22: pH vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014
- Obr. č. 23: Koncentrace rozpuštěného kyslíku v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátišském potoce v roce 2014

- Obr. č. 24: Oxidačně redukční potenciál vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014
- Obr. č. 25: Hodnoty elektrolytické konduktivity vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014
- Obr. č. 26: Hodnoty teploty vody v jednotlivých odběrných lokalitách na Zátíšském potoce v roce 2014
- Obr. č. 27: Hodnoty BMWP skóre v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků
- Obr. č. 28: Hodnoty ASPT indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků (bez počítané abundance)
- Obr. č. 29: Hodnoty ASPTa indexu (počítaného s abundancí) v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků
- Obr. č. 30: Srovnání indexu ASPT a ASPTa s vypočítaným Pearsonovým korelačním koeficientem (jarní odběr – 29. 4. 2014)
- Obr. č. 31: Srovnání indexu ASPT a ASPTa s vypočítaným Pearsonovým korelačním koeficientem (podzimní odběr – 1. 10. 2014)
- Obr. č. 32: Hodnoty BBI indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků
- Obr. č. 33: Hodnoty IBGN indexu v jarním a podzimním období dle jednotlivých odběrných úseků
- Obr. č. 34: Hydromorfologická kvalita zóny koryto a trasa dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka
- Obr. č. 35: Hydromorfologický stav zóny koryto a trasa - Zátíšský potok
- Obr. č. 36: Hydromorfologická kvalita zóny dna dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka
- Obr. č. 37: Hydromorfologický stav zóny dna - Zátíšský potok
- Obr. č. 38: Hydromorfologická kvalita zóny břeh a inundační území dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka
- Obr. č. 39: Hydromorfologický stav zóny břeh a inundační území - Zátíšský potok
- Obr. č. 40: Hydromorfologická kvalita zóny proudění a hydrologický režim dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka
- Obr. č. 41: Hydromorfologický stav zóny proudění a hydrologický režim - Zátíšský potok
- Obr. č. 42: Celková hydromorfologická kvalita dle jednotlivých úseků Zátíšského potoka
- Obr. č. 43: Výsledný hydromorfologický stav Zátíšského potoka
- Obr. č. 44: Překryv výsledného morfologického stavu, zaústění dešťové kanalizace a odběrných lokalit vody a makrozoobentosu - Zátíšský potok

Seznam fotografií:

- Foto č. 1: Přístroj HACH Lange HQ30D
- Foto č. 2: Spektrofotometr Agilent Technologies CARY 60 UV-Vis
- Foto č. 3: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace N-NH₄⁺
- Foto č. 4: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace N-NO₂
- Foto č. 5: Roztoky vzorků vod před stanovením koncentrace o-PO₄³⁻
- Foto č. 6 : Vytřídění organismů (24. 10. 2014).
- Foto č. 7: Vytřídění organismů (24. 10. 2014).
- Foto č. 8: Zkumavky s vytříděnými vzorky (24. 10. 2014).
- Foto č. 9: Zkumavky s vytříděnými vzorky (24. 10. 2014).
- Foto č. 10: Stereomikroskop Olympus SZX7 s přídatnou kamerou DP72
- Foto č. 11: Jedinec Limoniidae
- Foto č. 12: Jedinec Hydropsychidae
- Foto č. 13: Jedinec Baetidae

- Foto č. 14: Jedinec *Physella acuta*
Foto č. 15: Jedinec *Gammarus* sp. a *Asellus aquaticus*
Foto č. 16: Jedinec Chironomidae
Foto č. 17: Jedinec Simuliidae
Foto č. 18: *Limnophora* sp.
Foto č. 19: Vyústění zatrubněné části Zátěšského potoka procházející pod ulicí Modřanská
Foto č. 20: Uměle napřímený úsek Zátěšského potoka
Foto č. 21: Spodní část Zátěšského potoka procházející golfovým hřištěm
Foto č. 22: Dnové struktury pozorované v úseku ZHEM6
Foto č. 23: Využití příbřežní zóny úseku ZHEM7 chatovou osadou
Foto č. 24: Nízké stupně a tůně pozorované v revitalizovaných úseku ZHEM7
Foto č. 25: Úsek ZHEM6 s nejvyšší hodnotou hydromorfologické kvality
Foto č. 26: Zatrubněný úsek ZHEM2 protékající pod ulicí Modřanská

Seznam příloh:

- Příloha č. 1: Výsledky fyzikálně-chemických rozborů a měření
Příloha č. 2: Stanovení a výpočty BMWP skóre a ASPT indexu (bez abundance)
Příloha č. 3: Stanovení a výpočty ASPT_a indexu (abundance)
Příloha č. 4: Stanovení BBI indexu
Příloha č. 5: Stanovení IBGN indexu
Příloha č. 6: Záznam formulářů terénního monitoringu HEM a hodnocení morfologického stavu

Přílohy

Příloha č. 1: Výsledky fyzikálně-chemických rozborů a měření

Amoniakální dusík (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	0,05	0,87	0,90	0,64	1,14	0,07	0,90
Z2	0,98	1,90	0,61	0,14	0,73	1,27	0,85
Z3	0,35	0,79	0,08	0,01	0,08	0,14	0,37
Z4	0,56	0,31	0,34	0,37	0,27	0,70	0,27
Z5	0,07	0,03	0,04	0,03	0,05	0,01	0,00
Z6	0,25	0,31	0,06	0,21	0,03	0,13	0,07
Z7	0,17	0,02	0,02	0,05	0,22	0,23	0,00

Dusitanový dusík (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	0,01	0,01	0,04	0,07	0,04	0,01	0,06
Z2	0,21	0,87	0,29	0,08	0,29	0,28	0,10
Z3	0,12	0,39	0,10	0,04	0,09	0,12	0,10
Z4	0,11	0,21	0,12	0,11	0,13	0,15	0,06
Z5	0,04	0,01	0,03	0,05	0,01	0,03	0,02
Z6	0,05	0,01	0,02	0,03	0,01	0,06	0,03
Z7	0,05	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02

Dusičnanový dusík (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	0,98	1,33	1,22	0,35	0,72	0,88	1,25
Z2	23,04	20,40	15,37	34,02	22,25	26,79	18,58
Z3	21,74	35,56	35,62	32,35	52,77	55,79	48,74
Z4	11,18	15,40	20,53	1,68	0,21	4,05	17,76
Z5	13,61	15,24	1,92	19,64	29,44	23,79	7,70
Z6	11,77	12,35	16,01	7,77	12,20	14,63	12,79
Z7	15,10	12,76	13,75	7,99	15,68	12,32	6,70

Sířany (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	73,96	72,05	68,28	61,09	59,99	120,24	209,42
Z2	153,63	166,66	219,60	140,49	319,75	367,17	307,68
Z3	134,63	159,22	228,37	139,48	247,06	394,16	309,66
Z4	88,19	161,76	119,62	52,56	173,52	222,07	213,54
Z5	92,29	154,09	126,36	64,18	219,17	294,11	302,98
Z6	99,01	225,96	138,10	67,34	221,60	219,28	222,42
Z7	109,59	167,50	144,36	67,12	191,35	222,31	214,98

Chloridy (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	-	-	153	128	-	-	-
Z2	-	-	162	133	-	-	-
Z3	-	-	175	129	-	-	-
Z4	-	-	69,1	32,5	-	-	-
Z5	-	-	69,5	45,2	-	-	-
Z6	-	-	77,9	51	-	-	-
Z7	-	-	121	57,8	-	-	-

Celkový fosfor (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	0,53	1,57	0,95	2,04	1,24	0,06	0,24
Z2	0,80	1,27	0,81	0,57	0,59	0,75	0,88
Z3	0,81	1,38	0,68	0,45	0,54	0,19	0,74
Z4	0,50	0,99	0,42	0,43	0,28	0,06	0,26
Z5	0,21	0,37	0,20	0,22	0,15	0,00	0,24
Z6	0,21	0,66	0,61	2,35	0,11	0,10	0,23
Z7	0,21	0,56	0,34	0,11	0,09	0,49	0,60

Vodivost (µS/cm)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	998	975	901	867	893	1018	1042
Z2	1026	1136	1030	978	1185	1281	1201
Z3	908	1026	1032	989	1127	1303	1188
Z4	575	972	548	406	876	1048	1131
Z5	649	999	620	428	905	1012	1177
Z6	707	1008	648	441	940	1032	1093
Z7	761	1050	679	467	983	1117	1137

Redox potenciál (mV)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	75,00	142,40	93,40	94,60	108,70	93,59	92,78
Z2	31,90	143,20	110,30	100,90	87,55	98,67	84,80
Z3	188,10	132,90	105,90	103,50	160,50	98,17	85,10
Z4	200,20	123,70	109,10	111,40	161,95	100,50	81,01
Z5	189,20	116,50	125,40	112,30	152,85	106,60	82,10
Z6	187,70	103,80	130,10	122,90	145,75	112,17	83,50
Z7	200,20	106,20	127,60	122,70	153,20	110,87	82,30

pH							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	7,78	7,62	7,68	7,77	7,6	7,32	7,44
Z2	7,04	5,15	7,1	7,64	7,43	7,71	7,66
Z3	7,46	7,5	7,84	8,07	7,92	7,93	7,94
Z4	7,64	7,88	7,95	8,02	8,19	8,12	7,85
Z5	7,71	8,01	7,79	7,97	8,11	7,99	7,93
Z6	7,68	7,83	7,99	8,01	8,14	7,96	7,82
Z7	8,03	8,25	8,24	8,25	8,29	8,28	8,31

O ₂ (mg/l)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	6,19	2,89	2,36	5,85	1,78	0,28	3,88
Z2	3,94	5,12	2,86	8,17	4,66	4,53	6,77
Z3	6,94	4,99	7,44	8,38	7,37	7,41	7,32
Z4	7,38	7,3	7,13	8,05	8,7	8,83	10,72
Z5	8,29	8,2	8,35	8,3	9,03	8,27	11,87
Z6	7,94	8,41	8,22	8,23	9,3	8,87	10,17
Z7	9	9,07	8,68	8,29	9,13	9,76	11,92

Teplota (°C)							
	29. 4.	20. 6.	16. 7.	1. 8.	1. 10.	10. 11.	11. 12.
Z1	14,7	18,1	20,8	21	14,7	10,4	2,8
Z2	12,1	12,5	15,7	15,3	14,8	11,9	8,4
Z3	12,3	13,3	16,8	15,4	14,7	10,7	6,6
Z4	14,4	17,2	18,8	19,1	14,7	9,2	4,8
Z5	13,4	14,5	18	18	14,2	8,8	3,8
Z6	13,3	14,2	17,8	17,8	14,3	8,6	3,9
Z7	13,4	14,6	17,7	17,3	14,6	9,6	3,4

Příloha č. 2: Stanovení a výpočty BMWP skóre a ASPT indexu (bez abundance)

BMWP Skóre + ASPT index [Z1 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Helodidae	5
Dytiscidae	5
Limoniidae	5
Tubificidae	1
Chironomidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	19
Σ skórujících SÚ	5
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	3,8

BMWP Skóre + ASPT index [Z1 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Physidae	3
Chironomidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	6
Σ skórujících SÚ	2
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	3

BMWP Skóre + ASPT index [Z2 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Tubificidae	1
Chironomidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	4
Σ skórujících SÚ	2
ASPT index = BMWP / Σ SU	2

BMWP Skóre + ASPT index [Z2 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Tubificidae	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Simuliidae	5
Limoniidae	5
Physidae	3
Planorbidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	50
Σ skórujících SÚ	11
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,54

BMWP Skóre + ASPT index [Z3 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Oligochaeta	2
Tubificidae	1
Hydropsychidae	5
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Gammaridae	6
Simuliidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	33
Σ skórujících SÚ	8
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,125

BMWP Skóre + ASPT index [Z3 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemereidae	9
Tubificidae	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Simuliidae	5
Physidae	3
Dytiscidae	5
Helodidae	5
Limoniidae	5
Ephemeridae	9
Sphaeriidae	5
Tipulidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	85
Σ skórujících SÚ	16
ASPT index = BMWP / Σ SU	5,3125

BMWP Skóre + ASPT index [Z4 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeridae	9
Ephemerelidae	9
Tubificidae	1
Oligochaeta	2
Hydropsychidae	5
Asellidae	3
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Simuliidae	5
Lymnaeidae	3
Physidae	3
Dytiscidae	5
Hydrophylidae	5
Tipulidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	73
Σ skórujících SÚ	16
ASPT index = BMWP / Σ SÚ	4,5625

BMWP Skóre + ASPT index [Z4 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemerelidae	9
Tubificidae	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Asellidae	3
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Lymnaeidae	3
Physidae	3
Dytiscidae	5
Limonidae	5
Tipulidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	67
Σ skórujících SÚ	14
ASPT index = BMWP / Σ SÚ	4,785714286

BMWP Skóre + ASPT index [Z5 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeridae	9
Ephemerelidae	9
Tubificidae	1
Oligochaeta	2
Hydropsychidae	5
Chironomidae	3
Lymnaeidae	3
Simuliidae	5
Erpobdellidae	3
Asellidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	51
Σ skórujících SÚ	11
ASPT index = BMWP / Σ SÚ	4,636363636

BMWP Skóre + ASPT index [Z5 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeralidae	9
Oligochaeta	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Asellidae	3
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Simuliidae	5
Lymnaeidae	3
Physidae	3
Dytiscidae	5
Helodidae	5
Gerridae	5
Nemouridae	7
Tipulidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	84
Σ skórujících SÚ	17
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,941176471

BMWP Skóre + ASPT index [Z6- Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeralidae	9
Tubificidae	1
Oligochaeta	2
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Chironomidae	3
Lymnaeidae	3
Tipulidae	5
Simuliidae	5
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Caenidae	7
Asellidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	68
Σ skórujících SÚ	14
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,857142857

BMWP Skóre + ASPT index [Z6 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Oligochaeta	2
Chironomidae	3
Lymnaeidae	3
Simuliidae	5
Physidae	3
Ephemeridae	9
Dytiscidae	5
Asellidae	3
BMWP skóre = Σ skóre	41
Σ skórujících SÚ	9
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,555555556

BMWP Skóre + ASPT index [Z7 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeralidae	9
Tubificidae	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Asellidae	3
Chironomidae	3
Erpobdellidae	3
Glossiphoniidae	4
Simuliidae	5
Gammaridae	6
Helodidae	5
Limoniidae	5
BMWP skóre = Σ skóre	67
Σ skórujících SÚ	13
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	5,153846154

BMWP Skóre + ASPT index [Z7 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]	
Systematická jednotka (SÚ)	Skór
Baetidae	8
Ephemeralidae	9
Tubificidae	1
Hydroptilidae	10
Hydropsychidae	5
Ephemeridae	9
Chironomidae	3
Lymnaeidae	3
Tipulidae	5
Simuliidae	5
Dytiscidae	5
Chironomidae	3
Helodidae	5
Nemouridae	7
BMWP skóre = Σ skóre	78
Σ skórujících SÚ	14
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	5,571428571

Příloha č. 3: Stanovení a výpočty ASPT_a indexu (abundance)

ASPT _a index [Z1 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Helodidae	5	2	10
Dytiscidae	5	5	25
Limoniidae	5	6	30
Tubificidae	1	2	2
Chironomidae	3	2	6
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	17		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	73		
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	4,294117647		

ASPT _a index [Z1 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Physidae	3	1	3
Chironomidae	3	9	27
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	10		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	30		
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$	3		

ASPTa index [Z2 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Tubificidae	1	19	19
Chironomidae	3	24	72
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	43		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	91		
ASPT index = BMWP / Σ SU	2,11627907		

ASPTa index [Z2 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	3	24
Tubificidae	1	301	301
Hydroptilidae	10	1	10
Hydropsychidae	5	3	15
Chironomidae	3	73	219
Erpobdellidae	3	5	15
Glossiphoniidae	4	1	4
Simuliidae	5	3	15
Limoniidae	5	2	10
Physidae	3	6	18
Planorbidae	3	1	3
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	399		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	634		
ASPT index = BMWP / Σ SU	1,588972431		

ASPTa index [Z3 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	124	992
Tubificidae	1	6	6
Oligochaeta	2	6	12
Hydropsychidae	5	48	240
Chironomidae	3	102	306
Erpobdellidae	3	17	51
Gammaridae	6	1	6
Simuliidae	5	19	95
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	323		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	1708		
ASPT index = BMWP / Σ SU	5,287925697		

ASPTa index [Z3 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	210	1680
Ephemeralidae	9	4	36
Tubificidae	1	37	37
Hydroptilidae	10	8	80
Hydropsychidae	5	18	90
Chironomidae	3	67	201
Erpobdellidae	3	7	21
Glossiphoniidae	4	6	24
Simuliidae	5	64	320
Physidae	3	13	39
Dytiscidae	5	3	15
Helodidae	5	1	5
Limoniidae	5	1	5
Ephemeridae	9	2	18
Sphaeriidae	5	6	30
Tipulidae	5	4	20
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	451		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	2621		
ASPT index = BMWP / Σ SU	5,811529933		

ASPTa index [Z4 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	20	160
Ephemeraeidae	9	2	18
Ephemeraelidae	9	7	63
Tubificidae	1	26	26
Oligochaeta	2	1	2
Hydropsychidae	5	5	25
Asellidae	3	15	45
Chironomidae	3	71	213
Erpobdellidae	3	2	6
Glossiphoniidae	4	3	12
Simuliidae	5	3	15
Lymnaeidae	3	60	180
Physidae	3	13	39
Dytiscidae	5	1	5
Hydrophylidae	5	2	10
Tipulidae	5	3	15
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	234		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	834		
ASPT index = BMWP / Σ SU	3,564102564		

ASPTa index [Z4 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	49	392
Ephemeraeidae	9	8	72
Tubificidae	1	20	20
Hydroptilidae	10	3	30
Hydropsychidae	5	36	180
Asellidae	3	14	42
Chironomidae	3	2	6
Erpobdellidae	3	113	339
Glossiphoniidae	4	18	72
Lymnaeidae	3	3	9
Physidae	3	1	3
Dytiscidae	5	103	515
Limoniidae	5	13	65
Tipulidae	5	4	20
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	387		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	1765		
ASPT index = BMWP / Σ SU	4,560723514		

ASPTa index [Z5 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	293	2344
Ephemeraeidae	9	18	162
Ephemeraelidae	9	4	36
Tubificidae	1	7	7
Oligochaeta	2	1	2
Hydropsychidae	5	29	145
Chironomidae	3	147	441
Lymnaeidae	3	3	9
Simuliidae	5	12	60
Erpobdellidae	3	2	6
Asellidae	3	4	12
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	520		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	3224		
ASPT index = BMWP / Σ SU	6,2		

ASPTa index [Z5 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	327	2616
Ephemeralidae	9	4	36
Tubificidae	1	42	42
Hydroptilidae	10	4	40
Hydropsychidae	5	23	115
Asellidae	3	14	42
Chironomidae	3	37	111
Erpobdellidae	3	2	6
Glossiphoniidae	4	1	4
Simuliidae	5	96	480
Lymnaeidae	3	3	9
Physidae	3	3	9
Dytiscidae	5	14	70
Helodidae	5	1	5
Gerridae	5	2	10
Nemouridae	7	3	21
Tipulidae	5	3	15
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	579		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	3631		
ASPT index = BMWP / Σ SU	6,271157168		

ASPTa index [Z6 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	6	48
Ephemeralidae	9	7	63
Tubificidae	1	9	9
Oligochaeta	2	3	6
Hydroptilidae	10	2	20
Hydropsychidae	5	17	85
Chironomidae	3	43	129
Lymnaeidae	3	24	72
Tipulidae	5	4	20
Simuliidae	5	1	5
Erpobdellidae	3	3	9
Glossiphoniidae	4	3	12
Caenidae	7	1	7
Asellidae	3	3	9
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	126		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	494		
ASPT index = BMWP / Σ SU	3,920634921		

ASPTa index [Z6 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	6	48
Oligochaeta	2	15	30
Chironomidae	3	33	99
Lymnaeidae	3	1	3
Simuliidae	5	4	20
Physidae	3	4	12
Ephemeralidae	9	1	9
Dytiscidae	5	4	20
Asellidae	3	5	15
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	73		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	256		
ASPT index = BMWP / Σ SU	3,506849315		

ASPTa index [Z7 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]			
--	--	--	--

Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	269	2152
Ephemeralidae	9	2	18
Tubificidae	1	33	33
Hydroptilidae	10	3	30
Hydropsychidae	5	27	135
Asellidae	3	22	66
Chironomidae	3	79	237
Erpobdellidae	3	4	12
Glossiphoniidae	4	1	4
Simuliidae	5	33	165
Gammaridae	6	1	6
Helodidae	5	1	5
Limoniidae	5	2	10
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	477		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	2873		
ASPT index = BMWP / Σ SU	6,023060797		

ASPTa index [Z7 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]			
Systematická jednotka (SÚ)	Skór	Abundance	Skór * Abundance
Baetidae	8	53	424
Ephemeralidae	9	4	36
Tubificidae	1	1	1
Hydroptilidae	10	1	10
Hydropsychidae	5	2	10
Ephemeridae	9	5	45
Chironomidae	3	23	69
Lymnaeidae	3	1	3
Tipulidae	5	2	10
Simuliidae	5	12	60
Dytiscidae	5	3	15
Helodidae	5	1	5
Nemouridae	7	2	14
Σ Abundance (počet skórujících SÚ)	110		
BMWP (Skór * Abundance) = Σ skóre	702		
ASPT index = BMWP / Σ SU	6,381818182		

Příloha č. 4: Stanovení BBI indexu

BBI index [Z1 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	5	-
....	<i>Elodes gredleri</i>	Helodidae	2	-
....	Limoniidae	6	-
....	<i>Scirtes</i> sp.	Helodidae	2	-
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	2	-
....	Tubificidae	2	9
Celkový počet systematických jednotek		5		
Nejvyšší řádek sloupec		9		
hodnota indexu BBI		2		

BBI index [Z1 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	1	7
....	<i>Orthocladus</i> sp.	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	9	-
Celkový počet systematických jednotek		2		
Nejvyšší řádek sloupec		7		
hodnota indexu BBI		4		

BBI index [Z2 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Oligochaeta	Tubificidae	19	9
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	24	-
Celkový počet systematických jednotek	2			
Nejvyšší řádek sloupec	9			
hodnota indexu BBI	2			

BBI index [Z2 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	3	6
Oligochaeta	Tubificidae	301	9
Trichoptera	Hydroptilidae	1	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	3	-
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	73	-
....	<i>Erpobdella</i> sp.	5	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	1	8
....	Simuliidae	3	-
....	Limoniidae	2	-
....	Muscidae	2	-
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	6	7
....	<i>Gyraulus albus</i>	<i>Gyraulus albus</i>	1	7
Celkový počet systematických jednotek	12			
Nejvyšší řádek sloupec	4			
hodnota indexu BBI	7			

BBI index [Z3 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Oligochaeta	Tubificidae	6	9
....	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	124	6
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	102	-
....	<i>Hydropsyche lepida</i>	Hydropsychidae	48	-
....	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lumbriculidae	6	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Erpobdella octoculata</i>	17	8
....	Simuliidae	19	-
....	<i>Lymnophora</i> sp.	Muscidae	2	-
....	<i>Gammarus</i> sp.	Gammaridae	1	7
Celkový počet systematických jednotek	9			
Nejvyšší řádek sloupec	7			
hodnota indexu BBI	5			

BBI index [Z3 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
--	--	--	--	--

Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	210	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	4	6
Oligochaeta	Tubificidae	37	9
....	Tipulidae	4	-
Trichoptera	Hydroptilidae	8	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	18	-
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	67	-
....	<i>Erpobdella octocolata</i>	7	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	6	8
....	Simuliidae	64	-
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	13	8
Ephemeroptera	<i>Ephemera</i> sp.	2	6
....	<i>Sphaerium corneum</i>	<i>Sphaerium corneum</i>	6	8
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	3	-
....	Scirtidae	1	-
....	Limoniidae	1	-
Celkový počet systematických jednotek	16			
Nejvyšší řádek sloupec	4			
hodnota indexu BBI	8			

BBI index [Z4 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	20	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	7	6
Ephemeroptera	<i>Ephemera</i> sp.	2	6
Oligochaeta	Tubificidae	26	9
Oligochaeta	Lumbriculidae	1	-
....	Tipulidae	3	-
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	5	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	15	8
....	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	60	7
....	<i>Galba truncatula</i>	<i>Galba truncatula</i>	15	7
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	13	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	71	-
....	Hydrophilidae	2	-
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	1	-
....	<i>Erpobdella octocolata</i>	2	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	3	8
....	Simuliidae	3	-
Celkový počet systematických jednotek	17			
Nejvyšší řádek sloupec	6			
hodnota indexu BBI	7			

BBI index [Z4 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]

Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	49	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	8	6
Oligochaeta	Tubificidae	20	9
....	<i>Limnophora</i> sp.	Tipulidae	4	-
Trichoptera	Hydroptilidae	3	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	36	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	14	8
....	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	3	7
....	<i>Galba truncatula</i>	<i>Galba truncatula</i>	2	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	113	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	18	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	8	8
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	103	7
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	13	-
....	Limoniidae	2	-
....				
Celkový počet systematických jednotek	15			
Nejvyšší řádek sloupec	4			
hodnota indexu BBI	7			

BBI index [Z5 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	293	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	4	6
Ephemeroptera	<i>Ephemera</i> sp.	18	6
Oligochaeta	Tubificidae	7	9
Oligochaeta	Lumbriculidae	1	-
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	29	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	4	8
....	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	3	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	147	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	2	8
....	Simuliidae	12	-
Celkový počet systematických jednotek	11			
Nejvyšší řádek sloupec	6			
hodnota indexu BBI	6			

BBI index [Z5 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	327	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	4	6
Oligochaeta	Tubificidae	42	9
....	Tipulidae	3	-
Trichoptera	Hydroptilidae	4	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	23	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	14	8
....	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	3	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	37	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	2	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	1	8
....	Simuliidae	96	-
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	3	7
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	14	-
....	<i>Limnophora</i> sp.	Tipulidae	4	-
....	Scirtidae	1	-
....	<i>Gerris</i> sp.	2	-
....	<i>Protonemura</i> sp.	3	1
Celkový počet systematických jednotek	18			
Nejvyšší řádek sloupec	1			
hodnota indexu BBI	10			

BBI index [Z6 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	6	6
Ephemeroptera	<i>Caenis</i> sp.	1	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	7	6
Oligochaeta	Tubificidae	9	9
....	Tipulidae	4	-
Trichoptera	Hydroptilidae	2	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	17	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	3	8
....	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	2	7
....	<i>Bythinia tentaculata</i>	<i>Bythinia tentaculata</i>	3	7
....	<i>Ancylus fluviatilis</i>	<i>Ancylus fluviatilis</i>	2	7
....	<i>Galba truncatula</i>	<i>Galba truncatula</i>	17	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	43	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	3	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	3	8
....	Simuliidae	1	-
....	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lumbriculidae	3	-
Celkový počet systematických jednotek	17			
Nejvyšší řádek sloupec	4			
hodnota indexu BBI	8			

BBI index [Z6 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	6	6
Oligochaeta	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lumbriculidae	15	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	5	8
....	<i>Galba truncatula</i>	<i>Galba truncatula</i>	1	7
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	33	-
....	Simuliidae	4	-
....	<i>Physella acuta</i>	<i>Physella acuta</i>	1	7
Ephemeroptera	<i>Ephemera</i> sp.	1	6
....	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	4	-
Celkový počet systematických jednotek	9			
Nejvyšší řádek sloupec	6			
hodnota indexu BBI	5			

BBI index [Z7 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
Ephemeroptera	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	269	6
Ephemeroptera	<i>Ephemerella</i> sp.	2	6
Oligochaeta	Tubificidae	33	9
Trichoptera	Hydroptilidae	3	4
Trichoptera	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	27	-
Malacostraca	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	22	8
....	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	79	-
....	<i>Erpobdella octoculata</i>	4	8
....	<i>Glossiphonia</i> sp.	1	8
....	Simuliidae	33	-
....	<i>Gammarus</i> sp.	Gammaridae	1	7
....	Scirtidae	1	-
....	Limoniidae	2	-
....				
Celkový počet systematických jednotek	13			
Nejvyšší řádek sloupec	4			
hodnota indexu BBI	7			

BBI index [Z7 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Třída	Taxon	Systematická jednotka (SÚ)	Abundance	Řádek v tabulce BBI
-	<i>Baetis rhodani</i>	<i>Baetis rhodani</i>	53	6
-	<i>Ephemerella</i> sp.	4	6
-	Tipulidae	2	-
-	Hydroptilidae	1	4
-	<i>Hydropsyche</i> sp.	Hydropsychidae	2	-
-	<i>Radix peregra</i>	<i>Radix peregra</i>	1	7
-	Chironomidae - jiné než <i>Thummi-Plumosus</i>	23	-
-	Simuliidae	12	-
-	<i>Ephemera</i> sp.	5	6
-	<i>Rhyacophila</i> sp.	1	-
-	<i>Protonemura</i> sp.	2	1
-	Scirtidae	1	-
-	<i>Platambus</i> sp.	Dytiscidae	3	-
-	<i>Limmophora</i> sp.	Muscidae	1	-
		Tubificidae	1	9
Celkový počet systematických jednotek	15			
Nejvyšší řádek sloupec	1			
hodnota indexu BBI	9			

Příloha č. 5: Stanovení IBGN indexu

IBGN index [Z1 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]					
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.	
-	Helodidae	2	-	-	
-	Dytiscidae	5	-	-	
-	Limoniidae	6	-	-	
-	Oligochaeta	2	-	-	
Chironomidae	Chironomidae	2	10	-	
Σ syst. jednotek	5				
nejvyšší skupina č. sloupec	-				
hodnota indexu IBGN	0 - nelze hodnotit				

IBGN index [Z1 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]					
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.	
Molusca	Physidae	1	3	-	
Chironomidae	Chironomidae	9	10	-	
Σ syst. jednotek	2				
nejvyšší skupina č. sloupec	-				
hodnota indexu IBGN	0 - nelze hodnotit				

IBGN index [Z2 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]					
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.	
-	Oligochaeta	19	-	-	
Chironomidae	Chironomidae	24	10	1	
Σ syst. jednotek	2				
nejvyšší skupina č. sloupec	1				
hodnota indexu IBGN	0 - nelze hodnotit				

IBGN index [Z2 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	3	10	2
-	Oligochaeta	301	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	1	3	-
Hydropsychidae	Hydropsychidae	3	3	3
Chironomidae	Chironomidae	73	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	5	3	1
Hirudinea	Glossiphoniidae	1	3	1
-	Simuliidae	3	-	-
-	Limoniidae	2	-	-
Molusca	Physidae	6	3	2
Molusca	Planorbidae	1	3	2
Σ syst. jednotek	11			
nejvyšší skupina č.	3			
sloupec	12 (9-11 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	5			

IBGN index [Z3 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	124	10	2
-	Oligochaeta	12	-	-
Hydropsychidae	Hydropsychidae	48	3	3
-	Chironomidae	102	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	17	3	1
Gammaridae	Gammaridae	1	10	-
-	Simuliidae	19	-	-
Σ syst. jednotek	7			
nejvyšší skupina č.	3			
sloupec	13 (6-8 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	4			

IBGN index [Z3 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	210	10	2
Ephemeralidae	Ephemeralidae	4	10	-
-	Oligochaeta	37	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	8	3	5
Hydropsychidae	Hydropsychidae	18	3	3
Chironomidae	Chironomidae	67	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	7	3	1
Hirudinea	Glossiphoniidae	6	3	1
-	Simuliidae	64	-	-
Molusca	Physidae	13	3	2
-	Dytiscidae	3	-	-
-	Helodidae	1	-	-
-	Limoniidae	1	-	-
Ephemeralidae	Ephemeralidae	2	3	-
Molusca	Sphaeriidae	6	3	2
-	Tipulidae	4	-	-
Σ syst. jednotek	16			
nejvyšší skupina č.	5			
sloupec	10 (16-19 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	9			

IBGN index [Z4 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	20	10	2
Ephemeraeidae	Ephemeraeidae	2	3	-
Ephemeraeidae	Ephemeraeidae	7	10	-
-	Oligochaeta	27	-	-
Hydropsychidae	Hydropsychidae	5	3	3
Asellidae	Asellidae	15	10	1
Chironomidae	Chironomidae	71	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	2	3	-
Hirudinea	Glossiphoniidae	3	3	1
-	Simuliidae	3	-	-
Molusca	Lymnaeidae	60	3	2
Molusca	Physidae	13	3	2
-	Dytiscidae	1	-	-
-	Hydrophylidae	2	-	-
-	Tipulidae	3	-	-
Σ syst. jednotek	15			
nejvyšší skupina č.	3			
sloupec	11 (12-15 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	6			

IBGN index [Z4 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	49	10	2
Ephemeraeidae	Ephemeraeidae	8	10	-
-	Oligochaeta	20	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	3	3	5
Hydropsychidae	Hydropsychidae	36	3	3
Asellidae	Asellidae	14	10	1
Chironomidae	Chironomidae	2	10	-
Hirudinea	Erpobdellidae	113	3	1
Hirudinea	Glossiphoniidae	18	3	1
Molusca	Lymnaeidae	3	3	2
Molusca	Physidae	1	3	-
-	Dytiscidae	103	-	-
-	Limoniidae	13	-	-
-	Tipulidae	4	-	-
Σ syst. jednotek	14			
nejvyšší skupina č.	5			
sloupec	11 (12-15 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	8			

IBGN index [Z5 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	293	10	2
Ephemeraeidae	Ephemeraeidae	18	3	6
Ephemeraeidae	Ephemeraeidae	4	10	-
-	Oligochaeta	8	-	-
Hydropsychidae	Hydropsychidae	29	3	3
Chironomidae	Chironomidae	147	10	1
Mollusca	Lymnaeidae	3	3	2
-	Simuliidae	12	-	-
Hirudinea	Erpobdellidae	2	3	-
Asellidae	Asellidae	4	10	-
Σ syst. jednotek	10			
nejvyšší skupina č.	6			
sloupec	12 (9-11 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	8			

IBGN index [Z5 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
---	--	--	--	--

Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	327	10	2
Ephemeralidae	Ephemeralidae	4	10	-
-	Oligochaeta	42	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	4	3	5
Hydropsychidae	Hydropsychidae	23	3	3
Asellidae	Asellidae	14	10	1
Chironomidae	Chironomidae	37	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	2	3	-
Hirudinea	Glossiphoniidae	1	3	-
-	Simuliidae	96	-	-
Mollusca	Lymnaeidae	3	3	2
Mollusca	Physidae	3	3	2
-	Dytiscidae	14	-	-
-	Helodidae	1	-	-
Nemouridae	Nemouridae	3	3	6
-	Tipulidae	3	-	-
Σ syst. jednotek	16			
nejvyšší skupina č.	6			
sloupec	10 (16-19 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	10			

IBGN index [Z6 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	6	10	-
Ephemeralidae	Ephemeralidae	7	10	-
-	Oligochaeta	12	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	2	3	-
Hydropsychidae	Hydropsychidae	17	3	3
Chironomidae	Chironomidae	43	10	1
Mollusca	Lymnaeidae	24	3	2
-	Tipulidae	4	-	-
-	Simuliidae	1	-	-
Hirudinea	Erpobdellidae	3	3	1
Hirudinea	Glossiphoniidae	3	3	1
Caenidae	Caenidae	1	10	-
Asellidae	Asellidae	3	10	-
Σ syst. jednotek	13			
nejvyšší skupina č.	3			
sloupec	11 (12-15 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	8			

IBGN index [Z6 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	6	10	-
-	Oligochaeta	15	-	-
Chironomidae	Chironomidae	33	10	1
Mollusca	Lymnaeidae	1	3	-
-	Simuliidae	4	-	-
Mollusca	Physidae	4	3	2
Ephemeralidae	Ephemeralidae	1	3	-
-	Dytiscidae	4	-	-
Asellidae	Asellidae	5	10	-
Σ syst. jednotek	9			
nejvyšší skupina č.	2			
sloupec	12 (9-11 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	4			

IBGN index [Z7 - Odběr 1 (29. 4. 2014)]

Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	269	10	2
Ephemereleidae	Ephemereleidae	2	10	-
-	Oligochaeta	33	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	3	3	5
Hydropsychidae	Hydropsychidae	27	3	3
Asellidae	Asellidae	22	10	1
Chironomidae	Chironomidae	79	10	1
Hirudinea	Erpobdellidae	4	3	1
Hirudinea	Glossiphoniidae	1	3	-
-	Simuliidae	33	-	-
Gammaridae	Gammaridae	1	10	-
-	Helodidae	1	-	-
-	Limoniidae	2	-	-
Σ syst. jednotek	13			
nejvyšší skupina č.	5			
sloupec č.	11 (12-15 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	8			

IBGN index [Z7 - Odběr 2 (1. 10. 2014)]				
Indikátorové jednotky (IÚ)	Systémové jednotky (SÚ)	jed.	M	Sk.
Baetidae	Baetidae	8	10	-
Ephemereleidae	Ephemereleidae	9	10	-
-	Oligochaeta	1	-	-
Hydroptilidae	Hydroptilidae	10	3	5
Hydropsychidae	Hydropsychidae	5	3	3
Ephemeridae	Ephemeridae	9	3	6
Chironomidae	Chironomidae	3	10	-
Mollusca	Lymnaeidae	3	3	2
-	Tipulidae	5	-	-
-	Simuliidae	5	-	-
-	Dytiscidae	5	-	-
-	Helodidae	5	-	-
Nemouridae	Nemouridae	7	3	6
Σ syst. jednotek	13			
nejvyšší skupina č.	6			
sloupec	11 (12-15 SÚ)			
hodnota indexu IGBN	9			

Příloha č. 6: Záznam formulářů terénního monitoringu HEM a hodnocení morfoloického stavu

ZHEM1 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty				
Přímý úsek	X	Ano	Ne	Meandry
TRA	5			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		8		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		0		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,1			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,5	0,9		
Průměrná šířka koryta	Ba	0,7		
Varibialita šířky koryta	Bv	1,8		
VSK		2		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	10			
20 - 50 cm	20	80		
50 cm -1 m	70	10		
1 - 2 m	0			
2 - 4 m	0			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	3			
Rozsah umělého ovlivnění	0			
VHL	3			
Charakter variability	Rozsah %		Dílčí skóre	
Vysoká	0			
Střední	0			
Přirozeně nízká	10		2	
Nízká z důvodu úpravy koryta	90		5	
VHP			5	

ZHEM1 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	90
Lavice	0
Ostrovy	0
Mělčiny	10
Tůně	0
Peřeje	0
Skalní stupně	0
Počet typů struktur dna	1
Celkový rozsah struktur dna %	10
STD	3

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží	0	
Balvany (256 mm a více)	0	
Kameny (64 - 256 mm)	30	1
Štěrky (2 - 64 mm)	0	
Písek (0.06-2 mm)	30	0
Prach/ jíla (<0.006 mm)	40	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	2	
VS	2	
TS max.	2	
DNS	2	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	10	0
Zpevnění dna kamennou dlažbou	10	3
Zpevnění dna betonem	10	4
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	70	5
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení	0	
Přidávání splavenin a umělého substrátu	0	
UDN		5

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	0	
Kompaktní shluky větví	0	
součet	0	
MDK	5	

ZHEM1 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	30	30	2	2
Vegetační opevnění břehu	50	50	3	3
Gabiony	0	0		
Polovegetační tvárnice	0	0		
Kamenný pohoz	0	0		
Zpevnění břehu kamennou dlažbou	10	10	4	4
Zpevnění břehu betonem	0	0		
Souvislá úprava profilu	0	0		
Maximum	4	4		
UBR	4			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les	0	0		
Hospodářský les	0	0		
Galeriová vegetace	0	0		
Přerušované pásy vegetace	0	0		
Jednotlivé stromy, keře	20	20	3	3
Vysoké byliny	70	70	4	4
Břehy bez vegetace	10	10	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	5	5	0	0
Louka	60	60	1	1
Pastvina	0	0		
Vodní plochy	0	0		
Zemědělská plocha	0	0		
Roztroušená zástavba	5	5	3	3
Intravilán, průmysl	30	30	4	4
Maximum	4	4		
VPZ	4			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	5	5	0	0
Louka	50	50	1	1
Pastvina	0	0		
Vodní plochy	5	5	0	0
Zemědělská plocha	0	0		
Roztroušená zástavba	10	10	3	3
Intravilán průmysl	30	30	4	4
Maximum	4	4		
VNI	4			

ZHEM1 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	0
Stupně, kaskáda	15
Peřejnatý úsek	0
Slapový proud	0
Klouzavý proud	0
Tůň	5
Vzdutí	0
Počet typů proudění	2
Průměrná šířka koryta	0,7
CPR	3

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	100	1
Periodické vzdutí	0	
Trvalé vzdutí/regulace průtoků	0	
Odběry nebo vypouštění	0	
OHR	1	

Typ objektů v nivě	Výskyt		Dílčí skóre
	L břeh	P břeh	
Stavby vedené napříč nivou	3	3	
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0	
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0	
Průchodnost inundačního území	Hodnota		
Počet staveb napříč nivou	3	5	
Průměrný rozsah podélných hrází %	0		
PRI	2,5		

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM2 – Zatrubněný úsek (všechny parametry hodnoceny stupněm č. 5)

ZHEM3 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty				
Přímý úsek	X	Ano	Ne	Meandry
TRA	5			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		8		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		2		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,3			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,5	0,5		
Průměrná šířka koryta	Ba	0,5		
Varibialita šířky koryta	Bv	1		
VSK		5		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	20			
50 cm - 1 m	70	80		
1 - 2 m	0	20		
2 - 4 m	0			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	2			
Rozsah umělého ovlivnění	90			
VHL	5			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	0			
Střední	0			
Přirozeně nízká	10	2		
Nízká z důvodu úpravy koryta	90	5		
VHP		5		

ZHEM3 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	90
Lavice	0
Ostrovy	0
Mělčiny	10
Tůně	0
Peřeje	0
Skalní stupně	0
Počet typů struktur dna	1
Celkový rozsah struktur dna %	5
STD	4

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží	0	
Balvany (256 mm a více)	0	
Kameny (64 - 256 mm)	20	1
Štěrky (2 - 64 mm)	0	
Písek (0.06-2 mm)	10	0
Prach/ jíla (<0.006 mm)	70	3
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	3	
VS	2	
TS max.	3	
DNS	2,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	0	0
Zpevnění dna kamennou dlažbou	10	3
Zpevnění dna betonem	90	5
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	10	5
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení	0	
Přidávání splavenin a umělého substrátu	0	
UDN		5

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	1	5
Kompaktní shluky větví	0	
součet	1	
MDK	4	

ZHEM3 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	0	0		
Vegetační opevnění břehu	0	0		
Gabiony	0	0		
Polovegetační tvárnice	0	0		
Kamenný pohoz	0	0		
Zpevnění břehu kamennou dlažbou	90	90	4	4
Zpevnění břehu betonem	10	10	4	4
Souvislá úprava profilu	0	0		
Maximum	4	4		
UBR	4			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les	0	0		
Hospodářský les	0	0		
Galeriová vegetace	0	0		
Přerušované pásy vegetace	0	0		
Jednotlivé stromy, keře	10	10	3	3
Vysoké byliny	80	80	4	4
Břehy bez vegetace	10	10	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	0	0	0	0
Louka	30	30	2	2
Pastvina	0	0		
Vodní plochy	0	0		
Zemědělská plocha	0	0		
Roztroušená zástavba	10	10	3	3
Intravilán, průmysl	60	60	5	5
Maximum	5	5		
VPZ	5			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	0	0	0	0
Louka	0	0	0	0
Pastvina	0	0		
Vodní plochy	0	0	0	0
Zemědělská plocha	0	0		
Roztroušená zástavba	30	30	3	3
Intravilán průmysl	70	70	5	5
Maximum	5	5		
VNI	5			

ZHEM3 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	0
Stupně, kaskáda	0
Peřejnatý úsek	0
Slapový proud	95
Klouzavý proud	0
Tůň	5
Vzdutí	0
Počet typů proudění	2
Průměrná šířka koryta	0,5
CPR	3

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	95	1
Periodické vzdutí	5	2
Trvalé vzdutí/regulace průtoků	0	
Odběry nebo vypouštění	0	
OHR	2	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	1	1
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	1	3
Průměrný rozsah podélných hrází %	5	1
PRI	2	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM4 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty	x	ne	ano	meandry
Přímý úsek				
TRA	3			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		x		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		10		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,5			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,8	1,2		
Průměrná šířka koryta	Ba	1		
Varibialita šířky koryta	Bv	1,5		
VSK		2		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	20	5		
50 cm - 1 m	70	5		
1 - 2 m	0	90		
2 - 4 m	0			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	3			
Rozsah umělého ovlivnění	100			
VHL	5			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	0			
Střední	70	2		
Přirozeně nízká	20	2		
Nízká z důvodu úpravy koryta				
VHP			2	

ZHEM4 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	80
Lavice	0
Ostrovy	0
Mělčiny	20
Tůně	0
Peřeje	0
Skalní stupně	0
Počet typů struktur dna	1
Celkový rozsah struktur dna %	5
STD	4

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží	0	
Balvany (256 mm a více)	5	0
Kameny (64 - 256 mm)	25	1
Štěrky (2 - 64 mm)	30	0
Písek (0.06-2 mm)	10	0
Prach/ jíla (<0.006 mm)	30	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	5	
VS	1	
TS max.	2	
DNS	1,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	45	0
Zpevnění dna kamennou dlažbou	50	4
Zpevnění dna betonem	0	0
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	5	4
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení	0	
Přidávání splavenin a umělého substrátu	0	
UDN		4

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	4	10
Kompaktní shluky větví	3	5
součet	7	
MDK	2	

ZHEM4 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	25	25	2	2
Vegetační opevnění břehu	70	70	3	3
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz				
Zpevnění břehu kamennou dlažbou	5	5	3	3
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	3	3		
UBR	3			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les				
Hospodářský les				
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře	70	70	3	3
Vysoké byliny	20	20	3	3
Břehy bez vegetace	10	10	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	5	5	0	0
Louka	50	50	1	1
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	10	10	3	3
Intravilán, průmysl	35	35	4	4
Maximum	4	4		
VPZ	4			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les				
Louka	20	20	2	2
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	80	80	4	4
Intravilán průmysl				
Maximum	4	4		
VNI	4			

ZHEM4 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	0
Stupně, kaskáda	40
Peřejnatý úsek	0
Slapový proud	60
Klouzavý proud	0
Tůň	0
Vzdutí	0
Počet typů proudění	2
Průměrná šířka koryta	1
CPR	3

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	75	1
Periodické vzdutí	0	0
Trvalé vzdutí/regulace průtoků	0	
Odběry nebo vypouštění	25	3
OHR	3	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	1	1
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	1	3
Průměrný rozsah podélných hrází %	15	1
PRI	2,5	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM5 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty	x	ne	ano	meandry
Přímý úsek				
TRA	3			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		5		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,5			
PPK	3			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	1,3	1,5		
Průměrná šířka koryta	Ba	1,4		
Varibialita šířky koryta	Bv	1,15		
VSK		4		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm				
20 - 50 cm	5			
50 cm - 1 m	80			
1 - 2 m	15			
2 - 4 m				
Více než 4 m				
Počet typů zahloubení	3			
Rozsah umělého ovlivnění	70			
VHL	3			
Charakter variability	Rozsah %		Dílčí skóre	
Vysoká	0			
Střední	65		2	
Přirozeně nízká	35		2	
Nízká z důvodu úpravy koryta				
VHP			2	

ZHEM5 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	75
Lavice	25
Ostrovy	
Mělčiny	
Tůně	
Peřeje	
Skalní stupně	
Počet typů struktur dna	1
Celkový rozsah struktur dna %	30
STD	3

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží		
Balvany (256 mm a více)	5	0
Kameny (64 - 256 mm)	10	1
Štěrky (2 - 64 mm)	50	1
Písek (0.06-2 mm)	10	0
Prach/ jíla (<0.006 mm)	25	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	5	
VS	1	
TS max.	2	
DNS	1,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	90	1
Zpevnění dna kamennou dlažbou	5	3
Zpevnění dna betonem		
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	5	4
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení		
Přidávání splavenin a umělého substrátu		
UDN		4

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	5	5
Kompaktní shluky větví	0	0
součet	5	
MDK	2	

ZHEM5 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	25	25	2	2
Vegetační opevnění břehu	30	30	2	2
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz	45	45	3	3
Zpevnění břehu kamennou dlažbou				
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	3	3		
UBR	3			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les				
Hospodářský les	70	70	2	2
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře	10	10	3	3
Vysoké byliny	5	5	3	3
Břehy bez vegetace	15	15	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
				P břeh
Les	70	70	1	1
Louka	20	20	2	2
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	10	10	3	3
Intravilán, průmysl				
Maximum	3	3		
VPZ	3			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	90	90	1	1
Louka				
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	10	10	2	2
Intravilán průmysl				
Maximum	2	2		
VNI	2			

ZHEM5 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	
Stupně, kaskáda	
Peřejnatý úsek	
Slapový proud	90
Klouzavý proud	
Tůň	
Vzdutí	10
Počet typů proudění	2
Průměrná šířka koryta	1,4
CPR	3

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	80	1
Periodické vzdutí	10	3
Trvalé vzdutí/regulace průtoků		
Odběry nebo vypouštění	10	3
OHR	3	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	1	1
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	1	3
Průměrný rozsah podélných hrází %	5	1
PRI	2	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM6 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty	x	ne	ne	meandry
Přímý úsek				
TRA	3			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		10		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,8			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,5	2,5		
Průměrná šířka koryta	Ba	1,5		
Varibialita šířky koryta	Bv	5		
VSK		1		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	0			
50 cm - 1 m	75			
1 - 2 m	25			
2 - 4 m				
Více než 4 m				
Počet typů zahloubení	3			
Rozsah umělého ovlivnění	80			
VHL	4			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	20	1		
Střední	80	2		
Přirozeně nízká	0			
Nízká z důvodu úpravy koryta				
VHP		2		

ZHEM6 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	60
Lavice	10
Ostrovy	
Mělčiny	10
Tůně	15
Peřeje	5
Skalní stupně	
Počet typů struktur dna	4
Celkový rozsah struktur dna %	40
STD	1

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží		
Balvany (256 mm a více)	10	1
Kameny (64 - 256 mm)	40	1
Štěrky (2 - 64 mm)	5	0
Písek (0.06-2 mm)	10	0
Prach/ jíla (<0.006 mm)	35	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	4	
VS	1	
TS max.	2	
DNS	1,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	95	1
Zpevnění dna kamennou dlažbou		
Zpevnění dna betonem		
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	5	4
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení		
Přidávání splavenin a umělého substrátu		
UDN		4

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	30	5
Kompaktní shluky větví	10	5
součet	40	
MDK	1	

ZHEM6 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	50	50	2	2
Vegetační opevnění břehu	40	40	2	2
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz	10	10	3	3
Zpevnění břehu kamennou dlažbou				
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	3	3		
UBR	3			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les				
Hospodářský les	50	50	2	2
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře	10	10	3	3
Vysoké byliny	20	20	3	3
Břehy bez vegetace	30	30	4	4
Maximum	4			
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	50	50	1	1
Louka	30	30	2	2
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	20	20	3	3
Intravilán, průmysl				
Maximum	3	3		
VPZ	3			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	50	50	1	1
Louka	30	30	2	2
Pastvina				
Vodní plochy	5	5	0	0
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	15	15	3	3
Intravilán průmysl				
Maximum	3	3		
VNI	3			

ZHEM6 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	
Stupně, kaskáda	30
Peřejnatý úsek	5
Slapový proud	40
Klouzavý proud	
Tůň	25
Vzdutí	
Počet typů proudění	4
Průměrná šířka koryta	1,5
CPR	1

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	70	1
Periodické vzdutí		
Trvalé vzdutí/regulace průtoků		
Odběry nebo vypouštění	30	3
OHR	3	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	1	1
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	1	3
Průměrný rozsah podélných hrází %	0	1
PRI	2	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM7 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revival.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty	x	ano	ano	meandry
Přímý úsek				
TRA	3			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		21		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,6			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,8	3,5		
Průměrná šířka koryta	Ba	2,15		
Varibialita šířky koryta	Bv	4,375		
VSK		1		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	0			
50 cm - 1 m	60			
1 - 2 m	40			
2 - 4 m	0			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	2			
Rozsah umělého ovlivnění	100			
VHL	5			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	40	1		
Střední	60	2		
Přirozeně nízká	0			
Nízká z důvodu úpravy koryta				
VHP		2		

ZHEM7 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	45
Lavice	5
Ostrovy	
Mělčiny	10
Tůně	40
Peřeje	
Skalní stupně	
Počet typů struktur dna	3
Celkový rozsah struktur dna %	30
STD	1

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží		
Balvany (256 mm a více)	10	1
Kameny (64 - 256 mm)	10	1
Štěrk (2 - 64 mm)		
Písek (0.06-2 mm)	60	2
Prach/ jííl (<0.006 mm)	20	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	4	
VS	1	
TS max.	2	
DNS	1,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	100	1
Zpevnění dna kamennou dlažbou		
Zpevnění dna betonem		
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek		
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zhloubení		
Přidávání splavenin a umělého substrátu		
UDN		1

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	2	2
Kompaktní shluky větví	0	0
součet	2	
MDK	4	

ZHEM7 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	10	10	2	2
Vegetační opevnění břehu				
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz	90	90	4	4
Zpevnění břehu kamennou dlažbou				
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	4	4		
UBR	3			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les	0	0		
Hospodářský les	70	70	2	2
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře	5	5	2	2
Vysoké byliny	5	5	3	3
Břehy bez vegetace	20	20	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	50	50	1	1
Louka	30	30	2	2
Pastvina				
Vodní plochy	5	5	0	0
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	15	15	3	3
Intravilán, průmysl				
Maximum	3	3		
VPZ	3			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	50	50	1	1
Louka	30	30	2	2
Pastvina				
Vodní plochy	5	5		
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	15	15	3	3
Intravilán průmysl				
Maximum	3	3		
VNI	3			

ZHEM7 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	
Stupně, kaskáda	50
Peřejnatý úsek	10
Slapový proud	20
Klouzavý proud	
Tůň	20
Vzdutí	
Počet typů proudění	4
Průměrná šířka koryta	2,15
CPR	1

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	80	1
Periodické vzdutí		
Trvalé vzdutí/regulace průtoků		
Odběry nebo vypouštění	20	3
OHR	3	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	2	2
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	2	5
Průměrný rozsah podélných hrází %	0	1
PRI	3	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM8 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty	x	ne	ne	meandry
Přímý úsek				
TRA	3			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		15		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,4			
PPK	4			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	1,5	1,9		
Průměrná šířka koryta	Ba	1,7		
Varibialita šířky koryta	Bv	1.2		
VSK		3		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	0			
50 cm - 1 m	0			
1 - 2 m	70			
2 - 4 m	30			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	2			
Rozsah umělého ovlivnění	70			
VHL	4			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	0	0		
Střední	40	2		
Přirozeně nízká	0	0		
Nízká z důvodu úpravy koryta	60	4		
VHP		4		

ZHEM8 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	30
Lavice	
Ostrovy	
Mělčiny	40
Tůně	30
Peřeje	
Skalní stupně	
Počet typů struktur dna	2
Celkový rozsah struktur dna %	8
STD	3

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží		
Balvany (256 mm a více)	20	1
Kameny (64 - 256 mm)	20	1
Štěrky (2 - 64 mm)	10	0
Písek (0.06-2 mm)	10	0
Prach/ jíly (<0.006 mm)	40	2
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	5	
VS	1	
TS max.	2	
DNS	1,5	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	80	1
Zpevnění dna kamennou dlažbou	10	3
Zpevnění dna betonem	10	3
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	0	0
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení	0	0
Přidávání splavenin a umělého substrátu	0	0
UDN		3

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	5	5
Kompaktní shluky větví	0	0
součet	5	
MDK	2	

ZHEM8 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav	70	70	1	1
Vegetační opevnění břehu				
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz				
Zpevnění břehu kamennou dlažbou	30	30	4	4
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	4	4		
UBR	4			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les				
Hospodářský les	90	90	2	2
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře				
Vysoké byliny				
Břehy bez vegetace	10	10	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	80	80	1	1
Louka	20	20	2	2
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba				
Intravilán, průmysl				
Maximum	2	2		
VPZ	2			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les	95	95	1	1
Louka				
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	5	5	2	2
Intravilán průmysl				
Maximum				
VNI	2			

ZHEM8 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	
Stupně, kaskáda	
Peřejnatý úsek	
Slapový proud	90
Klouzavý proud	
Tůň	10
Vzdutí	
Počet typů proudění	2
Průměrná šířka koryta	1,7
CPR	3

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	30	1
Periodické vzdutí		
Trvalé vzdutí/regulace průtoků	30	3
Odběry nebo vypouštění	40	3
OHR	3	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	1	1
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	1	3
Průměrný rozsah podélných hrází %	0	1
PRI	2	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3

ZHEM9 – a) Koryto a trasa toku

	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revital.	Historický stav
Trasa toku				
Divočící tok				
Rozvětvený tok				
Meandrující				
Zákruty				
Přímý úsek	x	ano	ne	meandry
TRA	5			
Charakter překážek v korytě		Počet výskytů		
Úsek bez překážek		0		
Nízké stupně s výškou nižší než 1m		2		
Stupeň nebo jez s výškou nižší než 1m		0		
Stupeň nebo jez s výškou nad 1m		0		
Skluz		0		
Propustek		1		
Jez s rybím přechodem		0		
Hráz		0		
Střední hloubka úseku	0,3			
PPK	2			
Morfologie toku	Minimum	Maximum		
Šířka koryta	0,3	0,3		
Průměrná šířka koryta	Ba	0,3		
Varibialita šířky koryta	Bv	1		
VSK		5		
Zahloubení koryta	Rozsah %	Uměle zvýšené	Uměle snížené	
0 - 20 cm	0			
20 - 50 cm	100			
50 cm - 1 m	0			
1 - 2 m	0			
2 - 4 m	0			
Více než 4 m	0			
Počet typů zahloubení	1			
Rozsah umělého ovlivnění	100			
VHL	5			
Charakter variability	Rozsah %	Dílčí skóre		
Vysoká	0	0		
Střední	20	2		
Přirozeně nízká	0	0		
Nízká z důvodu úpravy koryta	80	4		
VHP		4		

ZHEM9 – b) Dno

Typy struktur dna	Rozsah %
Žádné pozorované struktury dna	100
Lavice	
Ostrovy	
Mělčiny	
Tůně	
Peřeje	
Skalní stupně	
Počet typů struktur dna	
Celkový rozsah struktur dna %	
STD	5

Typ dnového substrátu	Rozsah %	Dílčí skóre TS
Skalní podloží		
Balvany (256 mm a více)		
Kameny (64 - 256 mm)	5	0
Štěrky (2 - 64 mm)	5	0
Písek (0.06-2 mm)	5	0
Prach/ jíly (<0.006 mm)	85	3
Rašelina	0	
Umělý substrát	0	
Počet typu substrátu	4	
VS	1	
TS max.	3	
DNS	2	

Charakter úprav dna	Rozsah %	Dílčí skóre
Dno bez známek úprav	100	1
Zpevnění dna kamennou dlažbou	0	0
Zpevnění dna betonem	0	0
Zatrubnění, zakrytí toku, propustek	0	0
Pravidelné prohrábky koryta či jinak uměle zvýšené zahloubení	0	0
Přidávání splavenin a umělého substrátu	0	0
UDN		1

Výskyt mrtvého dřeva	Počet výskytů	Rozsah %
Mrtvé dřevo a vývraty v korytě	10	40
Kompaktní shluky větví	5	30
součet	15	
MDK	1	

ZHEM9 – c) Břeh a inundační území

Charakter úprav břehů	Rozsah výskytu		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Břeh bez známek úprav				
Vegetační opevnění břehu	100	100	3	3
Gabiony				
Polovegetační tvárnice				
Kamenný pohoz				
Zpevnění břehu kamennou dlažbou				
Zpevnění břehu betonem				
Souvislá úprava profilu				
Maximum	3	3		
UBR	3			

Převládající charakter břehové vegetace	Rozsah výskytu v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Přirozený les				
Hospodářský les				
Galeriová vegetace				
Přerušované pásy vegetace				
Jednotlivé stromy, keře	80	80	3	3
Vysoké byliny	10	10	3	3
Břehy bez vegetace	10	10	4	4
Maximum	4	4		
BVG	4			

Charakter využití pobřežní zóny	Příbřežní zóna v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les				
Louka	70	70	1	1
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba				
Intravilán, průmysl	30	30	4	4
Maximum				
VPZ	4			

Charakter využití údolní nivy	Údolní niva v %		Dílčí skóre	
	L břeh	P břeh	L břeh	P břeh
Les				
Louka	30	30	2	2
Pastvina				
Vodní plochy				
Zemědělská plocha				
Roztroušená zástavba	10	10	3	3
Intravilán průmysl	60	60	5	5
Maximum	5	5		
VNI	5			

ZHEM9 – d) Proudění a hydrologický režim

Charakter proudění	Rozsah %
Vodopád	
Stupně, kaskáda	
Peřejnatý úsek	
Slapový proud	100
Klouzavý proud	
Tůň	
Vzdutí	
Počet typů proudění	1
Průměrná šířka koryta	0,3
CPR	5

Umělé ovlivnění průtoků	Rozsah %	Dílčí skóre
Dynamika beze změn	100	1
Periodické vzdutí	0	0
Trvalé vzdutí/regulace průtoků	0	0
Odběry nebo vypouštění	0	0
OHR	1	

Typ objektů v nivě	Výskyt	
	L břeh	P břeh
Stavby vedené napříč nivou	0	0
Protipovod. a ochranné hráze podél koryta	0	0
Stavby vedené paralelně s korytem	0	0
Průchodnost inundačního území	Hodnota	Dílčí skóre
Počet staveb napříč nivou	0	1
Průměrný rozsah podélných hrází %	0	1
PRI	1	

Variabilita průtoků	Hodnota
Variační koeficient	
VPR	3