

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

VLIV ANTROPOGENNÍ ČINNOSTI NA  
EKOLOGICKÝ STAV MEREDSKÉHO POTOKA

DIPLOMOVÁ PRÁCE

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

Diplomant: Bc. Hana Rosypalová

© 2016 ČZU v Praze

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Hana Rosypalová

Ochrana přírody

Název práce

**Vliv antropogenní činnosti na ekologický stav Meredského potoka**

Název anglicky

**Impact of antropogenic activities on ecological status of the Meredský creek**

---

### Cíle práce

Cílem práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv různých druhů antropogenní činnosti (zemědělství, drobná sídla, atd.) na ekologický stav drobného vodního toku (Meredský potok)

### Metodika

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

### **Doporučený rozsah práce**

70 stran

### **Klíčová slova**

ekologický stav; drobný vodní tok; chemický stav; zemědělství; urbanizace

---

### **Doporučené zdroje informací**

- Krejčí a kol. (2002): Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup, NOEL 2000, Brno.
- 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
- 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
- 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. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. Hydrobiologia, 431, 107-114.

---

### **Předběžný termín obhajoby**

2015/16 LS – FŽP

### **Vedoucí práce**

prof. RNDr. Dana Komínková, Ph.D.

### **Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 7. 1. 2016

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 1. 2016

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 18. 04. 2016

### Čestné prohlášení

Prohlašuji, že tuto diplomovou práci na téma „Vliv antropogenní činnosti na ekologický stav Meredského potoka“ jsem vypracovala pod vedením vedoucí diplomové práce samostatně a že jsem uvedla všechny literární prameny a zdroje, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 19.4.2016

---

## Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala především vedoucí mé diplomové práce prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za cenné rady, odborné vedení a velkou ochotu a trpělivost při psaní této diplomové práce. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Tereze Dvořákové Březinové za pomoc při laboratorních analýzách a Mgr. Michalovi Bílému, Ph.D. za pomoc a rady při vyhodnocování makrozoobentosu.

## Abstrakt

Předkládaná práce se zabývá vyhodnocením ekologického stavu vodního toku Meredského potoka nacházejícího se ve Středočeském kraji. Meredský potok pramení ve vesnici Záborná Lhota, protéká obcí Chotilsko a za obcí Čím se vlévá do Vltavy. Tok je ovlivněn zástavbou, v povodí probíhá pastva hospodářských zvířat a obhospodařování polí a nachází se zde několik velkých vodních ploch i menších nádrží. Krajinu doplňují porosty listnatých a jehličnatých lesů a luk.

Zjištění míry znečištění bylo provedeno dle vybraných fyzikálně-chemických ukazatelů jakosti vod na základě měření přímo v toku anebo vyhodnoceno v laboratorních podmínkách, zhodnocením biologického stavu společenstev makrozoobentosu (saprobní index, ASPT index, BMWP skóre, index diverzity dle Margalefa) a byl vyhodnocen hydromorfologický stav toku (metodika HEM).

Výsledný ekologický stav byl vyhodnocen dle ČSN 75 7221 a požadavků norem environmentální kvality. Normy environmentální kvality nebyly dodrženy u amoniakálního dusíku, celkového fosforu, dusičnanového dusíku, chloridů a rozpuštěného kyslíku. Saprobní index, ASPT index, BMWP skóre určily kvalitu vody jako střední. Meredský potok dosáhl třetí třídy hydromorfologického stavu. Ekologický stav je stanoven vlivem chemické kvality vody jako nevyhovující a jsou pro něj navržena rámcová opatření vedoucí ke zlepšení ekologického stavu.

Klíčová slova: ekologický stav, drobný vodní tok, chemický stav, zemědělství, urbanizace

## Abstract

The presented thesis deals with the evaluation of the ecological status of small watercourse Meredský creek situated in Central Bohemia. Meredský creek springs in the village of Záborná Lhota, runs through the village of Chotilsko and behind the village of Čím empties into the river Vltava. This creek is affected by the urbanization, in the catchment area there is continual livestock grazing and there are several bigger water areas and smaller ponds situated on the creek. The landscape is completed by the mixed and coniferous forests and meadows.

The evaluation rate of the pollution was determined according to the selected physical and chemical indicators of the water quality directly in the flow or evaluated in the laboratory conditions, biological status was determined by the community of aquatic macroinvertebrates (saprobity index, ASPT index, BMWP score, Margalef's diversity index) and hydromorphological status (average status) was evaluated too.

The final ecological status was evaluated according to the Czech State Standard 75 7221 and requirements given by the environmental quality standards. Concentrations of ammonia, total phosphorus, nitrates, chlorides, dissolved oxygen were accomplished as not meeting environmental quality standards. According to the saprobity index, ASPT index, BMWP score water quality is average. Meredský creek reached the 3rd Class of hydromorphological status. According to the chemical status final ecological status is established as not meeting the requirements of the environmental quality standards and general measures leading to the better ecological status are suggested.

Key words: ecological status, small watercourse, chemical status, agriculture, urbanization

# OBSAH

1.	Úvod.....	9
2.	Cíle práce.....	10
3.	Voda v krajině.....	11
4.	Ekosystém vodního toku.....	13
4.1	Režim proudění .....	13
4.2	Fyzická struktura stanoviště.....	14
4.3	Zdroje energie a potravy.....	14
4.4	Interakce organismů.....	15
5.	Kvalita vodního prostředí uvnitř toků.....	15
5.1	Teplota vody.....	16
5.2	Zákal vody.....	16
5.3	Rozpuštěné látky a plyny.....	16
5.4	Dusík – dusičnany, dusitany .....	17
5.5	Sírany.....	18
5.6	Chloridy.....	18
5.7	Fosfor.....	19
5.8	Těžké kovy .....	19
5.9	pH.....	20
5.10	Kyslík, rozpuštěný kyslík a kyslíkový režim.....	20
5.11	Samočišťení a saprobita .....	21
6.	Stav vodních toků .....	21
6.1	Hodnocení stavu vodních toků.....	23
6.1.1	Ekologický stav .....	23
6.1.2	Způsoby hodnocení kvality vody dle biologických složek .....	25
6.1.3	Hodnocení jakosti vod.....	26
6.1.4	Hodnocení hydromorfologické kvality vodního útvaru.....	27
7.	Vliv lidské populace na vodní toky .....	28
7.1	Antropogenní vlivy na vodní toky .....	28



7.1.1	Úpravy koryt toků .....	30
7.1.2	Land-use.....	31
7.1.3	Urbanizace.....	32
7.1.4	Syndrom urbanizovaných toků .....	35
7.1.5	Zemědělství .....	37
7.1.6	Pastva, chov hospodářských zvířat a ryb .....	39
8.	Charakteristika zájmového území .....	40
8.1	Meredský potok .....	40
8.1.1	Klimatické charakteristiky, geomorfologie.....	42
9.	Metodika.....	42
9.1	Vybrané fyzikálně-chemické ukazatele kvality vody .....	45
9.1.1	Elektrická konduktivita, pH a rozpuštěný kyslík .....	45
9.1.2	Laboratorní analýzy.....	46
9.2	Odběr a determinace makrozoobentosu .....	51
9.3	Hydroekologický monitoring.....	53
10.	Výsledky .....	57
10.1	Ukazatele fyzikálně-chemické kvality vody .....	57
10.1.1	Konduktivita.....	58
10.1.2	pH .....	60
10.1.3	Rozpuštěný kyslík.....	62
10.1.4	Amonné ionty .....	64
10.1.5	Celkový fosfor.....	65
10.1.6	Dusitanový dusík .....	67
10.1.7	Dusičnanový dusík .....	69
10.1.8	Sířany.....	71
10.1.9	Chloridy .....	73
10.2	Vyhodnocení makrozoobentosu .....	77
10.2.1	Saprobni index .....	78
10.2.2	ASPT, BMWP.....	79

10.2.3	Index diverzity dle Margalefa .....	81
10.3	Hydromorfologický ekomonitoring.....	82
11.	Vyhodnocení ekologického stavu vodního toku.....	85
12.	Navrhovaná opatření.....	88
13.	Diskuse .....	89
14.	Závěr.....	91
15.	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	92
16.	Přílohy.....	99

## 1. Úvod

Kvalitu a množství vody v tekoucích povrchových vodách (řekách, drobných vodních tocích) může ovlivnit mnoho faktorů. Kvalitativní a kvantitativní vlastnosti celého vodního ekosystému neodráží pouze území samotného vodního koryta, ale též všechny procesy, jež probíhají v celé ploše povodí (Matoušková, 2008).

Nároky na vodní toky se v průběhu času neustále zvyšují a antropogenní změny v podobě přetváření koryt toků a údolní nivy, umělé regulace průtoků, organické a chemické znečištění vedou k narušování ekologického stavu řek po celém světě (Feminella a Walsh, 2005). Zhoršování kvality a degradace vodních ekosystémů je u toků protékajících zastavěnými oblastmi s vysokým procentem urbanizovaných ploch označována pojmem syndrom urbanizovaných toků (Davies a kol. 2010). Vodní režim toku bývá měněn i v nezastavěných oblastech a to v případě, že jsou obklopeny zemědělsky využívanou půdou (Jakubínský, 2014), charakter vodního ekosystému se může měnit i přirozenými procesy (Hepp a kol. 2010). Identifikovat jednotlivé vlivy a vyhodnotit v jakém množství se podílejí na znečištění toku je tedy problematické. V současné době na mnoha místech světa probíhají výzkumy, které se snaží příčinám celkového zhoršení stavu toků porozumět, případně se věnují způsobům, kterými lze dalšímu znehodnocování vodního prostředí předejít a jaká opatření jsou vhodná ke zlepšení jejich stavu.

Na území Evropského společenství byla přijata nová politika v oblasti vod, která vyžaduje posouzení hydromorfologických, chemických a biologických vlastností vodních toků s cílem zachovat je v dobrém ekologickém stavu, případně obnovit jejich ekologickou strukturu a funkci (Tejerina-Garro a kol. 2005). Postupy, jakými tohoto zhodnocení lze docílit stanovuje Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (2000/60/ES).

Účelem této práce je zjistit a na základě literární rešerše popsat možné příčiny zhoršení ekologického stavu vodních toků a v praktické části vyhodnotit ekologický stav Meredského potoka z pohledu zatížení lidskými činnostmi probíhajícími v povodí. Zkoumanými parametry byly chemický stav vody, biologický stav toku dle složky bentických bezobratlých živočichů (makrozoobentos) a vyhodnocení zásahů do morfologie toku.

## 2. Cíle práce

Cílem práce je na základě terénního monitoringu vyhodnotit vliv různých druhů antropogenní činnosti (zemědělství, drobných sídel) na ekologický stav vodního toku.

Díličními cíli je dle rešeršní problematiky vyhodnotit vliv lidské činnosti na vodní toky. Na základě pravidelného odběru vzorků vody v měsíčních intervalech a vyhodnocení vybraných ukazatelů fyzikálně-chemického stavu, metodou kick-sampling odebraného makrozoobentosu a ekomorfologického monitoringu stanovit výsledný ekologický stav vodního toku. Zároveň budou identifikovány hlavní problémy vedoucí ke zhoršení ekologického stavu toku a navržena rámcová opatření vedoucí ke zlepšení ekologického stavu zájmového toku.

### 3. Voda v krajině

Voda, jako významný krajinnotvorný a estetický prvek, není důležitá jen z hlediska množství vodního bohatství, ale velmi záleží na její kvalitě. Vodní prostředí, zahrnující veškeré přírodní vodní útvary, kde se voda pohybuje, je pevně provázaný a lehce zranitelný ekosystém. Vodní tok zahrnuje nejen složku vodního prostředí (vodní prostor), ale také složku suchozemskou, tvořenou doprovodnými porosty a přilehlou nivou (Slavík a Neruda, 2007). Podobně také Krejčí a kol. (2002) člení ekosystém vodních toků na vodu, dno, hyporeál, břeh a záplavové území. Krajinu tedy utváří mokřady s hladinou podzemní vody v blízkosti zemského povrchu (např. prameniště), lužní lesy jako důležitý biotop pro život velkého počtu druhů organismů a prostor, vyznačující se vysokou schopností zpomalit odtok vody a ovlivnit malý vodní cyklus (Štěrba, 2008; Florová a Králová, 2014). Stromy v těsné blízkosti břehové čáry vodního toku (tj. vodní hladiny) mohou vytvářet stanoviště a případný úkryt pro vodní organismy (Just, 2013).

Živé porosty stromů mohou svým zástínem příznivě ovlivňovat teplotu vody a úločky organického materiálu poskytovat potravu vodním živočichům (Máčka a Krejčí, 2010). Pokud je terestrický prostor břehu pokryt vegetací, dno toku je stíněno a nedochází k nadměrnému ohřívání vody, ani k zarůstání prostoru dna řasami nebo vyššími vodními rostlinami. Z břehů toků pochází velké množství živin a potravy vodních společenstev, např. kusy listů nebo dřevní hmoty, a břehy velmi často plní funkci zóny ochrany toku před negativním působením navazujících území - poskytují ochranu před vnosem hnojiv a produktů eroze (Krejčí a kol. 2002). Proto by výstavba v břehovém porostu měla být povolena pouze v případě, jedná-li se o objekty nezbytné. Obecně je snahou zachovat břehový porost v přirozeném stavu a jeho občasná údržba by měla být limitována pouze na odstranění ekotoxických porostů nemocných nebo poškozených stromů (Hlavínek, 2008). Dřeviny a bylinný porost rostoucí na březích koryta a za jeho břehovou hranou tvoří vegetační doprovod toku (TNV 75 21 02).

V případě odstraňování říčních břehových porostů a dřevní hmoty z toků, dochází ke snížení biologické rozmanitosti přirozeně se vyskytujících živých organismů vázaných na toto prostředí. Hancock (2002) se zmiňuje o zvýšeném riziku kolapsu břehů a vyšší možnosti vstupu erodovaných částic ze zemědělských ploch do vodních toků. Je-li antropogenními zásahy upravena i říční síť a údolní niva, může být významně ovlivněn odtokový proces ve smyslu ovlivnění průběhu povodňové vlny a transformačního účinku údolní nivy (Langhammer, 2009). Záplavová území na rozhraní mezi akvatickým a terestrickým prostředím se

vyznačují vysokým retenčním potenciálem a delší doba zdržení vody zde prostřednictvím lepšího využití organických látek a živin umožňuje intenzivnější samočištění (Krejčí a kol. 2002).

Nejen žijící stromy a keře mohou být pro tekoucí vody důležité. I mrtvé dřevo může být nositelem mnoha ekosystémových funkcí a ovlivňovat vzhled toků. Dle výzkumů provedených v západní Evropě ovlivňuje transport splavenin, pomáhá formovat morfologii koryta a toku a v neposlední řadě také přispívá ke vzniku vodních biotopů. Není nežádoucím prvkem uvnitř vodního prostředí, jak by se na první pohled mohlo zdát (Máčka a Krejčí, 2010). To dokazuje i fakt, že říční dřevo bývá při revitalizačních projektech využíváno jako levný prostředek zlepšující ekologický stav vodních toků, i když bezpečnost okolních úseků vodního toku je samozřejmě upřednostňována (Máčka a Krejčí, 2010).

Vodní prostor řek jako takový je obývaný celou řadou organismů, jež jsou adaptovány na chemické a fyzikální vlastnosti vody. Voda uvnitř toků slouží jako transportní prostředek pro přenos rozpuštěných plynů (kyslíku, oxidu uhličitého), živin a partikulárních látek – organický materiál, sedimenty (Krejčí a kol. 2002). Nezbytné pro udržení přirozené proměnlivosti uvnitř toku je vymílání břehů a především posun koryta do stran (Florová a Králová, 2014). Dno, označované také jako hyporeál, je oblast klidná a chráněná, pro niž je charakteristické pomalé rovnoměrné proudění. K jeho narušení povodněmi dochází jen velmi zřídka a živočichové obývající toto prostředí mají zajištěnou poměrně konstantní a spolehlivou potravní nabídku. Dno vodního toku slouží jako místo vývoje juvenilních stádií organismů a v případě nepříznivých podmínek též zastává úlohu útočiště, tzv. refugia (Krejčí a kol. 2002). Zóna klidové vody, nebo-li prostor s minimálním pohybem vody, je ekologicky významnou oblastí pro mikrodistribuci organismů a optimální fungování látkového koloběhu (Lellák a Kubíček, 1991). Jak uvádí Slavík a Neruda (2007), přirozený průběh dna koryta toku se vyznačuje střídáním výmolů a brodů v podélném i příčném profilu. Dno koryta a jeho morfologická členitost, výskyt tůní a proudových stínů a úkrytů, společně se strukturou a mocností dnové vrstvy určuje vlastnosti biotopu vodního prostředí toku. Různorodost přírodních podmínek biotopů tekoucích vod vyjadřují rybí pásma a zároveň vymezují vhodný prostor pro život určitých rostlinných a živočišných druhů.

## 4. Ekosystém vodního toku

Správná funkce ekosystému vodního toku je podmíněna dodržáním několika podmínek, které jsou důležité pro tento životní prostor a musí být zachovány (Krejčí a kol. 2002). Akvatický biotop tekoucích vod je dle Wagner a kol. (2008) charakterizován:

- režimem proudění,
- fyzickou strukturou stanoviště,
- zdroji energie a potravy uvnitř biotopu,
- interakcí organismů žijících v tomto prostředí,
- kvalitou vody.

### 4.1 Režim proudění

Jedním z nejdůležitějších geologických procesů je síla působící na tekoucí vody po celém zemském povrchu. Voda při průtoku korytem toku získává unikátní hydraulické vlastnosti a je to právě kontinuální proudění tekoucích vod ve spojení s větší délkou břehové linie a relativně stejnými nebo jen velmi rozdílnými fyzikálními a chemickými podmínkami, co odlišuje vody tekoucí od vod stojatých (Lellák a Kubíček, 1991; Hauer a Lamberti, 2007). Podélné kontinuum by nemělo být přerušeno. Abiotické a biotické elementy ekosystému vodního toku jsou tímto hydrologickým kontinuem spojeny. Společenstva tekoucích vod pro svou existenci potřebují dostatečnou rychlost proudění, jsou na ni adaptována. V případě že rychlost vody poklesne a průchodnost úseku proti proudu je znemožněna, rozmanitost druhů se snižuje i v přilehlých úsecích s dostatečnou rychlostí vody (Krejčí a kol. 2002).

V tekoucích vodách převládá proudění spádem, v prostoru volné vody proudění turbulentní (Lellák a Kubíček, 1991). Proudění může být rozdílné v čase a prostoru. Množství proudící vody v kombinaci se sklonem dna a dalšími podmínkami v rámci celého povodí může ovlivnit podobu toku. Po celé jeho délce se tak mohou střídát rychle proudící peřejnaté úseky s pomalu až neznatelně proudivými (Lellák a Kubíček, 1991; Hauer a Lamberti, 2007).

V meandrech, které lze nalézt v údolích a kde se tekoucí voda postupně zpomaluje a klikatí v obloucích, dochází i k určitému proudění příčnému. Na vnějším břehu je rychlost proudění největší a naopak jeho vnitřní oblast s redukovanou vodní hloubkou je místem, kde se ukládají erodované částice (Sand-Jensen a kol. 2006;

Florová a Králová, 2014). Nedílnou součástí ekosystému tekoucích vod je vztah mezi dynamikou proudění a pohybem materiálu (Hauer a Lamberti, 2007).

#### 4.2 Fyzická struktura stanoviště

Rozrůzněnost stanoviště vodního ekosystému je důležitým předpokladem pro správné fungování veškeré vodní bioty. Habitaty uvnitř toků jsou výsledkem interakcí mezi přírodní geomorfologií a prouděním. Vlastnosti biotopu vodního prostředí toku určuje utváření dna koryta a především se uplatňuje jeho průběh, tj. morfologická členitost, výskyt tůní, proudových stínů a úkrytů a mocnost se strukturou dnové vrstvy. Sedimenty vstupující do toku (případně i do příbřežní vegetace) jsou též velmi důležité pro utváření různorodých fyzických prostředí (Wagner a kol. 2008; Slavík a Neruda, 2014). Stejně tak variabilita vodních funkcí v prostoru a čase je zodpovědná za vznik velkého množství rozmanitých stanovišť. Dále variabilita jednotlivých úseků umožňuje existenci velkého počtu vhodných míst pro život rozmanitých akvatických organismů (Allan a Castillo, 2007).

Nejen oblast uvnitř koryta toku je z hlediska fyzické struktury stanoviště důležitá. Jsou to právě přilehlé plochy, které tok nejvíce ovlivňují. V příbřežní zóně včetně nivy, kam voda z toku často vybřežuje, větve a kmeny padlých stromů vytváří biotopy vhodné pro život různorodých živočichů (Allan a Castillo, 2007). Břehy na rozhraní suchozemského a vodního ekosystému poskytují úkryt a útočiště pro ryby. V případě, že jsou tyto ekotonální prostory narušeny např. nuceným lineárním průtokem vody, habitaty uvnitř říčního prostoru jsou sjednocovány a heterogenita uvnitř vodního toku se snižuje. Zjednodušení habitatu z pohledu zdrojů potravy způsobuje nevratné degradace, biologická rozmanitost přestává být podporována a mizí stanoviště vhodná pro život vodní vegetace (Wagner a kol. 2008).

#### 4.3 Zdroje energie a potravy

Aby organismy mohly růst, správně se vyvíjet a později také reprodukovat, musí přijímat dostatečné množství potravních zdrojů (Wagner a kol. 2008).

Hauer a Lamberti (2007) dodávají, že primární zdroje energie mohou být dva:

- fotosyntéza probíhající uvnitř toků prostřednictvím řas, mechtů a vyšších vodních rostlin,
- organické látky vstupující do tekoucích vod z okolní vegetace.



Obecně tedy musí být fyzikální, chemické a biologické procesy uvnitř vodního útvaru a v přiléhající břehové zóně dostatečné, aby pokryly požadavky všech přirozeně se v nich vyskytujících organismů (Wagner a kol. 2008).

#### 4.4 Interakce organismů

Ekosystém vodních toků je co se týká bioty velmi druhové rozmanitý a taxonomicky různorodý. Zahrnuje všechny druhy rostlin, živočichů a mikroorganismů, které ať se nacházejí v jakékoli fázi svého životního cyklu, musí žít ve sladké vodě. Vzhledem k malé ploše akvatického prostředí by se dalo předpokládat, že nebude na organismy příliš bohaté. Je-li však přihlédnuto k vysoké prostorové a časové rozrůzněnosti proudění tekoucích vod, je zřejmé, že je tento předpoklad mylný. Podél proudu se individuální a druhová rozmanitost biotopu zpravidla značně mění (Ambrožová, 2003). Jak uvádí Allan a Castillo (2007) společenstva vodních toků se skládají z organismů, které jsou schopny se přizpůsobit regionálním (místním) podmínkám, včetně fyzického prostředí toku, jeho vegetaci, ale také místnímu klimatu a geologii. Druh, jenž je schopen přežít v takových podmínkách a kolonizovat prostředí toku, musí být tolerantní k hydrologickému a tepelnému režimu daného úseku.

Biotické interakce zahrnují procesy predace, konkurence, parazitismu a rozmnožování. V případě, že je narušena jejich přirozená rovnováha, biotická integrita ekosystému bývá rovněž negativně ovlivněna (Wagner a kol. 2008). Důležitou skupinou obývajících vodní prostředí jsou řasy, ryby, mechorosty a bakterie společně s bezobratlými (např. měkkýši, korýši, hmyz, roztoči, kroužkovci, máloštětinatci) a drobnými obratlovci (ryby). Zásah do životních cyklů původních organismů a zavlečením nepůvodních druhů, může být změněn vztah predátora a jeho kořisti, kompetice a též vzrůstá frekvence jejich onemocnění (Wagner a kol. 2008).

#### 5. Kvalita vodního prostředí uvnitř toků

Pod pojmem kvalita vody se rozumí ohodnocení souboru jejích vlastností z hlediska její vhodnosti k různému využití, míry toxicity vody pro organismy a obecně ve vztahu k přírodnímu prostředí (Langhammer, 2009). Kvalitu vody ovlivňuje její teplota a zákal, rozpuštěné látky a plyny, živiny, těžké kovy, pH, případně další vybrané organické a anorganické látky (Wagner a kol. 2008). Důležité je zmínit, že samotný proces posuzování kvality vody vždy odráží stupeň vývoje vědeckého poznání přírodních zákonitostí a jevů, používaných metod

hodnocení, ale také názory společnosti a politické aspekty. Žádná univerzální definice kvality vody tudíž neexistuje (Langhammer, 2009).

### 5.1 Teplota vody

Teplota jako základní fyzikální ukazatel vody může v případě, že se jedná o toky s nízkou vodní hladinou a o toky dobře osvětlené podléhat výkyvům vzdušné teploty, anebo naopak kolísat minimálně, např. vlivem zastínění. Je důležitým ukazatelem pro množství dějů ve vodním prostředí. Kolísání teploty toku obecně ovlivňují hydrologické a geografické faktory a též antropogenní činnost (Lellák a Kubíček, 1991; Langhammer, 2009). Rozpětí teplot uvnitř vodního toku může být značné. Langhammer (2009) udává hodnotu od 0° C až po 30° C a více a dodává, že teplotní režim vody odráží aktuální stav a fyzickogeografické poměry toku – z hlediska jakosti vody je teplota významná především tím, že ovlivňuje kyslíkový režim toku, jeho veškeré biochemické procesy a v neposlední řadě má významný vliv na intenzitu samočisticích procesů uvnitř vodního prostředí. Teplota ve spojení se světlem ovlivňuje osídlení biotopu vodního toku (Ambrožová, 2003).

Výrazný vliv na teplotní poměry bývá přisuzován vypouštění oteplených vod z velkých průmyslových provozů, jakými mohou být např. tepelné nebo jaderné elektrárny, anebo velká sídla aglomerace. Stratifikované vodní nádrže na toku mohou v letním období naopak vodu ochlazovat (Rosendorf, 2011).

### 5.2 Zákaly vody

Zákaly je organoleptická vlastnost vody, která může souviset s vysokými koncentracemi anorganických a organických pevných látek malé velikosti (např. v městských vodách se vyskytují ve vysokých koncentracích) a způsobit tak mnoho negativních dopadů na biotop vodního prostředí (Wagner a kol. 2008).

### 5.3 Rozpuštěné látky a plyny

Zdrojem rozpuštěných látek v toku jsou atmosférické plyny a srážky, podloží, podzemní a povrchové vodní zdroje. V tekoucí vodě se tak nachází velké množství rozpuštěných anorganických a organických iontů, tj. látek chemicky rozpustných ve vodě, jejich sloučeniny a rozpuštěné látky plynné povahy (Lellák a Kubíček, 1991; Hauer a Lamberti, 2007). Odhady dokonce uvádějí, že prostřednictvím tekoucích vod se do oceánů dostává každý rok celkem 4. 10<sup>9</sup> tun rozpuštěných látek, z nichž hlavní jsou uhličitany, sírany, vápník a křemičitany (Lellák a Kubíček, 1991). Autoři

Lellák a Kubíček (1991) také dodávají, že u evropských toků konkrétně, je obsah rozpuštěných látek mnohem vyšší než na ostatních kontinentech.

Ve srovnání s běžně se vyskytujícími rozpuštěnými látkami – tj. kladně nabitými ionty vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku a záporně nabitými chloridy, sírany, křemičitany, včetně hydrogenuhličitanů, nacházejícími se v přírodních vodách v relativně velkých koncentracích, látky biologicky významnější (fosforečnany, dusičnany) se ve vodách za normálních okolností vyskytují jen ve velmi nízkých koncentracích. Atmosférické dešťové srážky jsou často hlavním zdrojem chloridů, síranů, sodíku. Vápník, fosfáty a magnézium může do vodních toků vstupovat prostřednictvím zvětrávání půd a hornin. Důležitým zdrojem rozpuštěných látek mohou být též biologické procesy – dusičnany mohou vstupovat do vodního prostředí z atmosféry, zvětráváním půdních částic, ale být také vytvořeny z dusíku původně fixovaného cyanobakteriemi. Též anorganický uhlík ( $\text{CO}_2$ ) vzniká kromě předchozích dvou uvedených způsobů biologickou cestou. Je produktem dýchání půdních a vodních organismů (Hauer a Lamberti, 2007).

#### 5.4 Dusík – dusičnany, dusitany

Dusík je jako základní živina uplatňující se ve všech biologických procesech povrchových a podzemních vod nezbytný pro růst a reprodukci organismů (Hauer a Lamberti, 2007; Langhammer, 2009). V atmosféře se ve formě  $\text{N}_2$  vyskytuje z 78 % (Hauer a Lamberti, 2007). Ve vodě se vyskytuje v různých formách a oxidačních stupních, přičemž pro kvalitu vodních útvarů jsou nejdůležitější (Langhammer, 2009):

- amoniakální dusík ( $\text{N-NH}_4^+$ ),
- dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ ),
- dusitany ( $\text{N-NO}_2^-$ ).

Amoniakální dusík lze v čistých vodách nalézt v nízkých koncentracích – desetinách mg/l (Lellák a Kubíček, 1991). Langhammer (2009) koncentraci  $\text{N-NH}_4^+$  pro přírodní vody udává zpravidla do 0.2 mg/l. Dusičnany, které jsou významným zdrojem živin pro vegetaci a podstatné pro její růst, se v antropogenně neovlivněném vodním prostředí vyskytují také přirozeně. Jejich koncentrace může být v tocích uměle zvýšena vlivem zemědělství, a proto jsou označovány za dobrý ukazatel plošného znečištění v důsledku např. zemědělské činnosti. Další forma dusíku, dusitany ( $\text{NO}_3^-$ ), se v přírodních tocích neovlivněných antropogenní činností prakticky nevyskytují, takže také ony mohou dobře indikovat jejich znečištění. I nepatrné koncentrace mohou být pro akvatické organismy toxické (Ambrožová,

2003; Langhammer, 2009). Nedisociovaný amoniak  $\text{NH}_3$  dokáže snadno pronikat do krve a tkání ryb a projevovat se negativními účinky na jejich nervový systém. Stejně tak mohou ichtyofauně škodit dusitany, vážící se v krvi na hemoglobin za vzniku škodlivého methemoglobinu. I když dosud nebyl jednoznačně prokázán nepřímý vliv hodnoty pH, předpokládá se, že toxicky působí pravděpodobně nedisociovaná forma  $\text{HNO}_2$ , nacházející se v kyselém prostředí (Pitter, 2009). Z těchto důvodů se doporučuje, aby koncentrace dusičnanů pro ryby kaprovité nedosahovala hodnot vyšších než je doporučená hraniční hodnota 0,9 mg/l. Lososovitým rybám byla stanovena hraniční hodnota pro koncentraci dusičnanů 0,6 mg/l, jak lze nalézt v příloze č. 2 Ukazatele a hodnoty jakosti povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů k nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod, ve znění pozdějších předpisů.

Vodní ekosystémy, především drobné vodní toky, jsou velmi ohroženy antropogenně zvýšeným množstvím rozpuštěného anorganického dusíku, jehož působení na kvalitu vodního prostředí je dalekosáhlý – způsobuje ztrátu jeho druhové rozmanitosti, eutrofizaci a ohrožuje lidské zdraví (Hauer a Lamberti, 2007).

## 5.5 Síraný

Síra se ve vodním prostředí za normálních okolností vyskytuje v dostatečném množství a síranový anion se vyznačuje svou energetickou stabilitou. Do vodních ekosystémů tyto anionty pronikají především mokřým spadem z atmosféry, případně z geologického podkladu povodí (Lellák a Kubiček, 1991). Langhammer (2009) k vlastnostem síranů ve vodním prostředí dodává, že z hygienického hlediska a také z hlediska jakosti vody nemají příliš velký význam. Slouží spíše jako doplňující chemický ukazatel, který může poukázat na znečištění odpadními vodami pocházejícími z důlní činnosti, v důsledku spalování fosilních paliv a v neposlední řadě také použitím hnojiv (Allan a Castillo, 2007).

## 5.6 Chloridy

Chloridy jsou další látkou, která se ve vodním prostředí vyskytuje převážně v důsledku zvětrávání podloží. Také jejich koncentrace nebývá nijak vysoká, a pokud se chloridy ve vodních tocích vyskytují ve větších koncentracích, indikují zpravidla antropogenní znečištění průmyslovými odpadními vodami (Allan a Castillo, 2007; Langhammer, 2009).

## 5.7 Fosfor

Obdobně jako dusík má také fosfor velký vliv na produktivitu vodního prostředí, rozvoj a růst vyšších organismů (Wagner a kol. 2008). Ve vodním prostředí se vyskytuje v organických i anorganických sloučeninách, nejčastěji ve formě ortofosforečnanů a polyfosforečnanů, jsou to však rozpustné fosforečnany s chemickým označením P-PO<sub>4</sub>, které jsou pro organismy nejsnáze dostupné (Langhammer, 2009).

Langhammer (2009) se zmiňuje o tom, že fosfor se na rozdíl od dusíku dostává do vodního prostředí prostřednictvím půdního smyvu, protože je to právě svrchní půdní vrstva, kde bývá absorbován. Nadměrné množství tohoto prvku může vést k eutrofizaci (Wagner a kol. 2008). Rosendorf (2011) dodává, že celkový fosfor bývá nejvíce spojován s antropogenními tlaky v rámci povodí. Indikuje vypouštění odpadních vod z objektů průmyslových provozů, případně ze sídel a zatížení zemědělským nebo rybářským hospodařením. Zároveň má velmi dobrou vypovídací hodnotu o míře eutrofizace tekoucích a stojatých povrchových vod ve vnitrozemí. Společně s ortofosforečnanovým fosforem a dusičnanovým i amoniakálním dusíkem je celkový fosfor udáván jako jeden z nejvhodnějších ukazatelů při hodnocení živinových poměrů vodního toku.

## 5.8 Těžké kovy

Převážná většina kovů se ve vodě vyskytuje v rozpuštěné formě a jejich toxický účinek je závislý na více proměnných, např. na teplotě, pH, obsahu organických a anorganických látek. Těžké kovy s hustotou větší než 5 000 kg/m<sup>3</sup> jsou z hlediska škodlivosti nejrozšířenější skupinou látek a mohou se dle svých vlastností stávat součástí organismů. Dále také mohou vstupovat do chemických a biochemických reakcí, případně vypadávat do sedimentů (Lellák a Kubíček, 1991; Ambrožová, 2003).

Nebezpečné ve vodním prostředí může být olovo, a to díky své vysoké míře toxicity a vysoké akumulární schopnosti. Rtuť je rovněž vysoce akumulaceschopná látka, která může být zdrojem těžkých otrav živých organismů, jejíž následky mohou být neslučitelné se životem (Langhammer, 2009). Ambrožová (2003) upozorňuje na vysokou kumulační schopnost rtuti v těle pijavek a jejich možnost využití jako indikátoru kontaminace prostředí touto látkou. Koncentrace kovů, tj. rtuti, olova, ale také stříbra, zinku, olova, niklu by ve vodním prostředí tedy neměla být podceňována. Zvláště když je známo, že na jejich mobilitu mohou mít vliv vysoké

koncentrace chloridů a toxické účinky takových prvků tudíž ještě zvýšit (Hauer a Lamberti, 2007).

## 5.9 pH

Podle Langhammera (2009) je důležitou vlastností vody koncentrace vodíkových iontů. Při nadbytku vodíkových iontů  $H^+$  jsou vodné roztoky kyselé, což znamená, že mohou vodíkový ion uvolňovat. Naopak zásaditost roztoků způsobují převažující ionty hydroxylové  $OH^-$ . K vyjádření kyselé, popřípadě alkalické reakce vody se používá veličina zvaná vodíkový exponent pH (Lellák a Kubíček, 1991; Langhammer, 2009).

Reakce vody, tj. kyselost anebo zásaditost, významně ovlivňuje oživení vodního biotopu, protože organismy mohou osidlovat vody s hodnotami pH pouze v určitém rozsahu (Lellák a Kubíček, 1991). Wagner a kol. (2008) dodávají, že pro existenci ichtyofauny ve vodním prostředí mohou být škodlivé jak vysoké, tak nízké hodnoty pH. Optimální rozmezí bývá udáváno jako 6.0 – 9.0, avšak kaprovité ryby (kapr a lín) snesou i pH s hodnotou 10 a ryby lososové se mohou vyskytovat i v kyselém prostředí při pH 5 (Pitter, 2009).

## 5.10 Kyslík, rozpuštěný kyslík a kyslíkový režim

Množství rozpuštěného kyslíku přímo ovlivňuje život uvnitř vodního prostoru ve smyslu dostupnosti  $O_2$  a metabolismu, nepřímo prostřednictvím různých biogeochemických procesů (Hauer a Lamberti, 2007). Koncentrace kyslíku se může měnit, protože jak dodávají Lellák a Kubíček (1991), aktuální obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě pochází z okolní atmosféry a odráží také fotosyntetickou činnost vodních rostlin. Přirozeně tedy kyslíkový režim uvnitř vodního systému závisí na jeho rostlinném složení a bývá též ovlivňován i vodními živočichy. Rozpuštěný kyslík je odčerpáván i vzrůstající teplotou vod. A jak dodávají Hauer a Lamberti (2007) hodnota rozpuštěného kyslíku nemusí být po celé délce toku totožná. Ostatně nenabývá stejných hodnot ani v různých denních dobách (Langhammer, 2009).

Při hodnocení kvality vody je kyslíkový režim velmi důležitým kritériem nejen z hlediska její celkové čistoty. Kyslíkové poměry toku mají zásadní vliv na veškeré probíhající chemické a biologické procesy. Velmi znečištěné vodní toky se vyznačují velkým organickým znečištěním a samočisticí proces vod je omezen (Lellák a Kubíček, 1991; Langhammer, 2009).

## 5.11 Samočištění a saprobita

Saprobitou lze označit soubor vlastností vody, které jsou vyvolány přítomností organických látek schopných biochemického rozkladu, přičemž saprobní poměry jsou ve vodách charakterizovány složením a funkcí společenstva. Společenstvo organismů, mající určité složení, charakter a sukcesi, dokáže měnit výsledné vlastnosti a charakter povrchových vod, jak bylo vyzorováno v 70. letech 19. století. Takový vliv organismů byl popsán jako samočisticí proces. Na předpokladu, že v rozdílně znečištěných vodách žijí různé organismy podílející se na probíhajících rozkladných procesech, je založeno biologické hodnocení kvality vody podle saprobního systému (Ambrožová, 2003; Langhammer, 2009).

## 6. Stav vodních toků

Vodní toky definuje zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění platných předpisů, dále jen „zákon o vodách“, jako povrchové vody, které tečou vlastním spádem v korytě trvale nebo po převažující část roku, a to včetně vod v nich uměle vzdutých. Tímto pojmem jsou označovány i vody ve slepých ramenech anebo přechodně protékající přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo zakrytými úseky. K vodním tokům, jako k hlavním krajinnotvorným prvkům, tvořícím kostru krajinného ekosystému a oplývajícími schopností stabilizovat přírodní prostředí v krajině, je nutné přistupovat odpovídajícím způsobem. Vždyť voda, definovaná dle legislativy Evropské unie, je dědictvím, které je nutné střežit a chránit. Totéž platí i pro Českou republiku, jejíž legislativa vychází z té evropské (Slavíková a kol. 2007).

Povrchové vody definuje Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky jako vody vnitrozemské s výjimkou vod podzemních, brakických (dále jen „2000/60/ES“ anebo „rámcová směrnice o vodě“), pobřežní vody; ve vztahu k problematice chemického stavu zahrnují též teritoriální vody. Také zavádí definice pro silně ovlivněný vodní útvar, kterým je chápán útvar povrchové vody, jehož charakter je v důsledku lidské činnosti změněn, a umělý vodní útvar, tj. vytvořený lidskou činností.

Nutnost chránit povrchové vody a stanovit hospodárné využívání vodních zdrojů s cílem zachovat a zlepšit jakosti vod je právně zakotvena ve vodním zákoně. Rámcová směrnice o vodě požaduje, aby všechny povrchové vody dosáhly dobrého stavu a společenstvo uvnitř vodního toku bylo stejně rozmanité jako společenstvo toku běžně se přirozeně vyskytujícího. Integrita je tedy schopnost vodního útvaru

a jeho ekologického systému si udržovat vyvážená a adaptivní společenstva a tento pojem bývá v anglosaských zemích používán v rámci monitorovacích studií jako měřítko globálního stavu vodních ekosystémů (Oliveira a Cortes, 2006). Také Zákon o čisté vodě (Clean Water Act) vyjádřil své cíle, pokud jde o zachování fyzikální, chemické a biologické integrity národních vod. Určení ekologického potenciálu vodního útvaru s ohledem na nevratné změny v rámci povodí je tedy nejen jedním z cílů Evropské rámcové směrnice o vodě, taktéž i programů požadovaných zákonem britských managementových programů, vycházejících ze zákona o čisté vodě (Novotny a kol. 2005). Rámcová směrnice poskytuje všeobecné cíle, které by měly vést k především zachování udržitelného využívání vod a snížení jejich znečištění, přičemž je nezbytné zabránit jejich dalšímu zhoršování a v předem určeném časovém období učinit taková opatření, jež povedou k dosažení dobrého stavu všech vod (MZe, 2006).

O vodu by se mělo pečovat jako o celek, a to na bázi povodí, což má své opodstatnění (MZe, 2006). Jak se zmiňují Slavík a Neruda (2014), každé povodí má své specifické poměry, které se převážně neopakují. Povodím je chápána ta část území, ze kterého veškerý povrchový odtok sítí vodních toků, popřípadě jezer, do moře v jediném vyústění, ústí nebo deltě vodního toku (zákon o vodách).

Celkovou kvalitu říčních ekosystémů v souladu s rámcovou směrnicí Evropské unie (Water Framework Directive, zkráceně WFD upraveno dle Wagnera a kol. 2008), shrnuje stav následujících prvků a složek:

(1) Biologické prvky:

- složení a četnost vodní flóry a bentických bezobratlých živočichů
- složení, četnost, věková struktura rybiho společenstva

(2) Hydromorfologické složky podporující biologická společenstva:

- hydrologický režim
  - o velikost a dynamika proudění vody
  - o vazba na útvary podzemních vod
- kontinuita toku a jeho morfologické podmínky
- hloubka toku a šířka vodního koryta
- struktura a substrát dna
- struktura příbřežní zóny



(3) Chemické a fyzikálně-chemické složky podporující složky biotické:

- teplotní podmínky
- okysličení
- salinita
- acidifikace
- živiny

(4) Specifické znečišťující látky vypouštěné do vodního útvaru:

- všechny hlavní znečišťující látky (dle přílohy VIII směrnice 2000/60/ES)
  - o halogenové organické sloučeniny
  - o organofosforové a organocínové sloučeniny
  - o látky, přípravky, produkty rozkladu s karcinogenními nebo mutagenními vlastnosti
  - o persistentní uhvodíky, biologicky akumulovatelné organické toxické látky
  - o kyanidy, kovy, arsen
  - o biocidy a prostředky na ochranu rostlin
  - o nerozpuštěné látky
  - o dusičnany, fosforečnany a další látky přispívající k eutrofizaci
  - o látky s nepříznivým vlivem na kyslíkovou rovnováhu
- ostatní znečišťující látky v signifikantním množství

## 6.1 Hodnocení stavu vodních toků

Zákon o vodách udává stav povrchové vody jako *obecné vyjádření stavu útvaru povrchové vody určené ekologickým nebo chemickým stavem, podle toho, který je horší*. Přičemž pod pojmem ekologický stav se rozumí *vyjádření kvality struktury a funkce vodních ekosystémů vázaných na povrchové vody* a dobrý chemický stav povrchových vod je definován jako *chemický stav potřebný pro dosažení cílů ochrany vod jako složky životního prostředí*, kdy koncentrace znečišťujících látek nepřekračují normy environmentální kvality. Směrnice 2000/60/ES členskými státy ukládá povinnost dosáhnout chemického a ekologického stavu v co nejvyšší možné míře, přičemž nesmí docházet k dalšímu znečišťování vodních útvarů.

### 6.1.1 Ekologický stav

Ekologický stav toku, řek, jezer, pobřežních a brakických vod, který je vyjadřovaný stavem jeho biologických složek, jako jsou řasy, bezobratlí, vyšší

rostliny a ichtyofauna (Kabelková a kol. 2010), lze dle rámcové směrnice o vodě klasifikovat jako:

- velmi dobrý,
- dobrý,
- střední,
- poškozený,
- zničený.

Vody, které dle kritérií nedosahují ani středního stavu, jsou již klasifikovány jako zničené. Zničenými jsou též označovány ty vodní útvary, jejichž společenstva se budou diametrálně lišit od společenstev pro tyto typy útvaru povrchové vody v nenarušených podmínkách charakteristických. V případě, že složky biologické kvality daného útvaru budou vykazovat známky těžkých změn a velká část biologických společenstev obvykle zde žijících za nenarušených podmínek z daného typu útvaru povrchové vody vymizí, budou vody klasifikovány jako zničené (2000/60/ES).

V případě dosažení velmi dobrého stavu (High status) *hodnoty biologických kvalitativních složek daného typu útvaru* nejsou ovlivněny žádnými anebo jen malými antropogenními vlivy a biologické kvalitativní složky toku nevykazují žádné známky narušení, případně jen velmi malé. Dobrý stav (Good status) již mírnou úroveň narušení vlivem lidské činnosti zahrnují, ale odlišují se jen velmi málo od obdobného vodního útvaru v podmínkách nenarušených. Co se týče středního stavu (Moderate status), útvary vod se odlišují středně a jsou více pozměněny antropogenními činnostmi. Hodnocení ekologického stavu řek lze provádět podle několika složek biologické kvality, vždy se však odvíjí od taxonomického složení daného společenstva a změn v četnosti jejich výskytu, případně od věkové struktury (rybí společenstva). Biologické složky jsou na chemickém a fyzikálním stavu vodního toku velmi závislé, protože organismy jsou všeobecně podporovány tepelnými, kyslíkovými poměry toku. Ovlivňuje je i slanost vody, acidobazický stav a živinové poměry včetně specifických znečišťujících látek (2000/60/ES).

Biotickou integritu, v Rámcové směrnici 2000/60/ES o vodě označovanou pojmem „dobrá ekologická kvalita“ mohou narušit znečišťující látky z bodových nebo plošných zdrojů, případně další znečištění v povodí, způsobená např. modifikací příbřežní zóny a samotného tělesa vodního toku. V některých oblastech mohou antropogenní činnosti v krajině působit na akvatický ekosystém tak radikálně, že je téměř nemožné je uvést zpět do stavu před disturbancí (Novotny a kol. 2005).

Hodnocení biologické kvality vody je mnohem komplexnější, v porovnání s hodnocením fyzikálně-chemickým, jehož cílem je stanovení množství sledovaných vybraných látek v toku vždy pro určitou lokalitu a časový okamžik. Odráží nejen konkrétní hodnocenou oblast akvatického prostředí, ale protože změny v zastoupení organismů jsou charakteristické tím, že probíhají v delším časovém horizontu než ty chemické, vypovídají o dlouhodobějším stavu kvality vody (Langhammer, 2009).

### 6.1.2 Způsoby hodnocení kvality vody dle biologických složek

Vyhodnocování kvality vod na základě jejich biologických složek, tedy pomocí biologických metod, má v monitoringu povrchových vod obdobně jako metody fyzikálně-chemické již dlouhou tradici využívání. Jeden z možných přístupů, saprobní systém, vznikl již na počátku 20. století a prošel mnoha lety zdokonalování a úprav (Kokeš a Vojtíšková, 1999; Langhammer, 2009).

V prostředí České republiky lze obdobně jako v dalších zemích využít několik přístupů k vyhodnocení odebraných hydrobiologických vzorků. Stejně tak lze k hodnocení stavu toku použít různé skupiny organismů – bakterie, mikrofyta, makrofyta, mikrozoobentos a makrozoobentos nebo ryby. V evropských dokumentech jsou při hodnocení kvality toků velmi často doporučovány právě mikrofyta a makrofyta, ryby a společenstva větších bentických bezobratlých. Ryby společně s makrozoobentosem bývají označovány za spolehlivé ukazatele lidského narušení na malých tocích – bentos odráží kvalitu vody, zatímco ryby dobře korelují s morfologií (Böhmer a kol. 2001). Ukazuje se, že vyhodnocení společenstev makrozoobentosu, na kterém je založena velká část metod, bývá obzvláště vhodné (Kokeš a Vojtíšková, 1999). Jak dodávají Azrina a kol. (2005), sladkovodní bezobratlí se liší v citlivosti na organické znečištění a na základě jejich relativní hojnosti se dá odvodit rozsah znečištění. I přes nesporné výhody posuzování kvality vody dle bentických organismů (viz Kokeš a Vojtíšková 1999), bývá i nadále v některých zemích upřednostňována analýza fyzikálně-chemické kvality vody, jako je tomu například v Malajsii (Azrina a kol. 2005). A to i v současnosti, kdy je již prokázáno, že biologické indikátory mohou odrážet narušení, která jinou cestou odhalit nelze – jako příklad lze uvést vysoce variabilní znečištění pocházející z plošných a bodových zdrojů. Proto je vhodné, aby biologické indikátory doplňovaly chemické a toxikologické analýzy vodního prostředí (Oliveira a Cortes, 2006).

Hydrobiologické vzorky lze vyhodnotit prostřednictvím indexů diverzity, které podávají obecnou charakteristiku společenstva. Individualita taxonů však do hodnocení nevstupuje a interpretace údajů nemusí být vždy zcela jednoznačná.

Existují také indexy biotické, založené na sledování indikátorových organismů. V České republice byl tradičně využíván saprobní index a je používán i v dalších zemích Evropy, i když v její západní části bývají spíše využívány biotické systémy BMWP skóre a ASPT index, založené na stanovení bioindikátorů a jejich indikačního významu (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

### 6.1.3 Hodnocení jakosti vod

Hodnocení a zjišťování stavu povrchových a podzemních vod nebo-li monitoring je prováděn za účelem analýzy všeobecných a vodohospodářských charakteristik dílčích povodí a vyhodnocení dopadů na stav povrchových vod. Monitoring zajišťovaný správci povodí a Českým hydrometeorologickým ústavem slouží jako podklad pro výkon veřejné správy, plánování a poskytování informací a jeho cílem je dosažení dobrého stavu vod a dobrého ekologického potenciálu (Slavík a Neruda, 2014). Existují i další druhy monitoringu (Slavík a Neruda, 2007; Langhammer, 2009). Při samotné klasifikaci jakosti vod, tedy zařazení vybraných kvalitativních ukazatelů kvality vody do pevně daného systému kritérií, lze nezávisle na velikosti vodního toku a charakteru povodí či časovém období určit stupeň jejich znečištění (Langhammer, 2009). Základní nástroj vytvořený v České republice pro účely vyhodnocení kvality povrchových vod je norma ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Dle ní se jakost vody klasifikuje do jedné z pěti tříd podle stupně ovlivnění lidskou činností (tab. č. 1).

Třída	Klasifikace	Barva
I.	neznečištěná voda	světle modrá
II.	mírně znečištěná voda	tmavě modrá
III.	znečištěná voda	Zelená
IV.	silně znečištěná voda	Žlutá
V.	velmi silně znečištěná voda	červená

Tab. č. 1 : Třídy jakosti povrchových vod s barevným vyznačením (ČSN 75 7221)

Od této klasifikace se odvíjí i typické využití vod. Velmi čistá voda, tedy neznečištěná, je charakteristická svou velkou krajínotvornou hodnotou a bývá doporučována pro účely chovu lososovitých ryb; lze využít ke koupání a pro vodárenské a potravinářské účely. Voda čistá, II. třídy jakosti, lze obvykle využít pro většinu užití obdobně jako velmi čistá voda (tj. vodárenské účely, chov ryb a vodní sporty, průmysl), naopak znečištěná se obvykle vyznačuje jen velmi malou krajínotvornou hodnotou a vhodností spíše jen pro průmyslové účely. Pokud se

jedná o silně znečištěnou vodu, její využitelnost je velmi omezená a v případě, že je voda znečištěná velmi silně, není vhodná pro žádný účel využití (ČSN 75 7221; Langhammer, 2009).

Sledované ukazatele lze podle jejich charakteru rozdělit do skupin (viz tab. č. 2) přičemž vždy platí, že výsledná třída jakosti se v rámci skupiny vždy určí podle nejnepříznivějšího z nich (Langhammer, 2009).

Skupina	Ukazatele
I	Obecné fyzikální a chemické ukazatele
II	Specifické organické látky
III	Kovy a metaloidy
IV	Mikrobiologické a biologické ukazatele
V	Radiologické ukazatele

Tab. č. 2: Skupiny ukazatelů jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221)

#### 6.1.4 Hodnocení hydromorfologické kvality vodního útvaru

Zhodnocení hydromorfologické kvality toku se v souladu s požadavky Rámcové směrnice o vodě provádí porovnáním aktuální hydromorfologické kvality a tzv. referenčního stavu, kterým se rozumí stav toku před jeho ovlivněním činností člověka. V případě, že se při největší možné prostorové variabilitě současné hydromorfologické podmínky toku blíží referenčnímu stavu, tok dle tohoto principu dosahuje nejvyšší kvality. Referenční stav, který by měl být určen pro každý říční typ a respektovat typologii vodních toků, určují typově specifické hydromorfologické podmínky. Tyto podmínky jsou vyjádřeny hodnotami hydromorfologických kvalitativních složek pro velmi dobrý ekologický stav. Účelem hydromorfologických hodnotících metod je tedy získání informace o hydromorfologických podmínkách. Zda jsou tyto podmínky pro podporu biologických složek dostatečné a zda se dílčí úseky toku nachází ve velmi dobrém, dobrém, středním nebo poškozeném stavu. Dle nich je určen výsledný stav toků (Langhammer, 2014a).

Identifikace referenčních míst je velmi problematická, protože segmentů říčních toků nedotčených lidskou činností se zachovalo jen velmi málo. Posouzení ekologického potenciálu silně modifikovaných řek a potoků na základě jejich porovnání s relativně přírodními vodními toky, které se zároveň nacházejí v obdobném prostředí, se zdá jako jediné přijatelné (Oliveira a Cortes, 2006).

## 7. Vliv lidské populace na vodní toky

Jak se zmiňuje Wagner a kol. (2008), dobrá kvalita vody je důležitý požadavek kladený na integritu stanoviště vodního toku. Řeky a drobné vodní toky jsou obvykle narušovány škodlivými činiteli jak přírodního, tak i antropogenního původu. Obdobně udává také Ambrožová (2003), že povrchové vody mění své původní složení vlivem antropogenní činnosti, srážkových či teplotních poměrů, anebo podloží. Přírozené znečištění, které může být způsobeno např. erozí, případně spadem listů, je v přírodě eliminováno samočisticími pochody – organické látky vstupující do ekosystému vodního toku jsou chemickými procesy přeměňovány na minerální látky.

Při vnosu dalších znečišťujících látek a odpadních vod v důsledku lidské činnosti bývá samočištění již narušeno (Ambrožová, 2003). Lidská činnost v povodí toků způsobuje disturbance měnící vodní prostředí. Na území Evropy je říční krajina lidskou činností také do různé míry pozměněna (Štěrbá, 2008; Li a kol. 2010). Tekoucí vody okamžitě a velmi názorně odrážejí negativní aktivity lidské populace v prostoru jejich povodí (Kernan a kol. 2010).

Langhammer (2009) udává, že spektrum znečišťujících látek, jež se v povrchových vodách mohou vyskytovat, je velmi široké. Také jejich zdroje mohou být rozmanitého původu. Znečišťující látky mohou do vodního prostředí vnikat jak z bodových zdrojů, tak i ze zdrojů difúzních (Walsh a kol. 1999). Právě zdroje znečištění, které nejsou bodového charakteru, mohou být dle studií provedených v posledních 25 letech 20. století zodpovědné za více než polovinu problémů spojených s kvalitou vody (Novak a kol. 2005). Bodové zdroje znečištění představují místa, v nichž se znečišťující látky dostávají do vodních toků nebo nádrží a lze mezi ně zařadit např. výusti odpadních vod, zaústění kanalizačních stok. Kvantifikace difúzních zdrojů znečištění bývá vzhledem k jejich značnému prostorovému rozptýlení uvnitř povodí již složitější. Difúzní zdroje znečištění představuje znečištění produkované zemědělstvím, znečištění z dopravy a drobného lidského osídlení (Langhammer a kol. 2009).

### 7.1 Antropogenní vlivy na vodní toky

Člověk již po mnoho let přetváří přírodní krajinu na kulturní, přičemž manipuluje s říčním korytem a svou činností mění charakter povodí (Goudie, 2013; Kravčík a kol. 2007). Krajina tak v sobě nese kulturní odkaz civilizací, národů anebo jednotlivých generací, což se přirozeně projevuje také ve vztahu člověka k vodě (Kravčík a kol. 2007). Dodnes se zachovalo jen velmi málo toků, které jsou lidskou

činností zcela nedotčené, ale převážná většina z nich prošla dlouhou historií změn. V některých regionech s velkou hustotou osídlení mohou být tyto změny tak veliké a sahat tak hluboko do historie, že je velmi obtížné přesně určit původní podobu vodního toku (Allan a Castillo, 2007). Také starověké lidské civilizace vznikaly právě v okolí významných zdrojů povrchové vody, která pro ně znamenala důležitý zdroj obživy, energie, dopravy, ale také inspirace a útěchy. Jejich existence byla s vodními zdroji úzce spjata a není vyloučené, že právě negativní ovlivňování vodních toků, vedoucí k jejich postupné degradaci by mohlo být jedním z důvodů jejich zániku (Kravčík a kol. 2007).

K přetváření tělesa vodního toku a výstavbě umělých odvodňovacích a drenážních systémů docházelo například v Mezopotámii, anebo jak dokazují archeologické nálezy v Aténách a na Krétě, také na území bývalé Římské říše (Butler a Davies, 2004). Vodovod k zásobování obyvatelstva pitnou vodou a kanalizace sloužící k odvádění odpadních vod vznikly také na území Řecka a v té samé době, přibližně ve 4. století před Kristem, se na území Španělska objevily první úspěšné snahy o vyvinutí zavlažovacího systému (Garrote a kol. 2015). I přehrazování velkých řek za účelem výstavby přehrad a nádrží bylo známo již obyvatelstvu staré egyptské říše, na jejímž území také přibližně před 5 000 lety vznikla první přehrada. Od té doby prošla technologie výstavby těchto objektů velkým rozvojem a na mnoha místech po celém světě vzniklo velké množství staveb, sloužících k různým účelům – k ochraně před povodněmi, výrobě elektrické energie, zásobování obyvatelstva pitnou vodou, a i když je éra výstavby přehrad již u konce, účinky přehradních nádrží na životní prostředí přetrvávají a ekologická integrita toků je narušena (Goudie, 2013). Rozvoj techniky, průmyslových a zemědělských činností bývá obecně provázen velkým množstvím negativních změn v životním prostředí, včetně vodních ekosystémů a dochází k jejich narušení po stránce biologické, hydrologické a zároveň ekologické a hydrologické funkce ekosystému jsou často narušeny (Lellák a Kubíček, 1991; Kokeš a Vojtíšková, 1999).

Vodní režim kulturní krajiny se od nenarušeného krajinného ekosystému odlišuje v mnoha parametrech – krajina a její půda má menší retenční schopnost a je omezena též retenční funkce přirozených inundačních prostor (Slavík a Neruda, 2007). Slavík a Neruda (2007) uvádějí i příčiny nejčastějšího narušení vodního režimu České republiky a řadí mezi ně především:

- změnu původního vegetačního krytu spojenou s přechodem na intenzivní hospodářské využívání půdního fondu,

- zvýšenou erodovatelnost půd, jež je projevem menší schopnosti půdního pokryvu převádět srážkové vody do vod podzemních,
- odvodnění půd,
- nevhodně prováděné úpravy drobných vodních toků.

### 7.1.1 Úpravy koryt toků

Dvacáté století, zejména jeho druhá polovina, je spojeno s výrazným napřimováním toků a změn jejich morfologie. Těmto úpravám především podléhaly drobné vodní toky, které mají plochu povodí *menší než 50 km<sup>2</sup>, jednoletý průtok menší než 10 m<sup>3</sup>/s, nejsou hraničním tokem a na toku se nenacházejí vodní díla významná pro nakládání s vodami (např. významné jezy, vodárenské nádrže, zdroje pitné vody, odběry pro energetiku, průmysl nad 100 000 m<sup>3</sup>/rok, vodní cesty)*. Drobným tokem nelze označit takový tok, který *protéká obcí s více než 5 000 obyvateli a který je součástí protipovodňové ochrany, případně chráněný Ramsarskou konvencí*. Toky využívané k intenzivní vodní rekreaci a toky, které jsou součástí biokoridoru nadregionálního ÚSES, také nejsou drobnými vodními toky (Slavík a Neruda, 2007). Slavík a Neruda (2014) také dodávají, že drobné vodní toky tvoří základní část říční soustavy České republiky. Na přelomu tisíciletí bylo z celkové délky 60 711 km drobných vodních útvarů upraveno cca 13 000 kilometrů, které získaly podobu umělých nebo poloumělých stok (Sklenička, 2003). Původní toky byly nasměrovány do míst, kde neohrožují lidská obydlí a sídliště, zemědělské pozemky a komunikace, avšak tyto činnosti byly provedeny zpravidla bez jakéhokoli respektování základních geologických vazeb na prostředí, čímž měly v mnoha případech trvalý negativní vliv na stabilitu ekosystému. Především u malých toků, které jsou jinak ovlivňovány konstantními podmínkami, dochází při silném narušení stability říčního ekosystému (např. zásahy do přirozeného koryta nebo vlivem odlesnění) k dlouhodobé restabilizaci. V minulosti bývaly pro toky často nevhodně voleny šířky a profily koryta, materiál k jeho zpevnění, též břehové porosty byly likvidovány a především spousta toků byla napřimena (Lellák a Kubíček, 1991; Ambrožová, 2003).

Důsledky takových zásahů jsou značné. Dochází ke snížení samočisticí schopnosti toku, vodní prostředí ztrácí heterogenitu a mizí některá rostlinná a živočišná společenstva. Předimenzování koryta neumožňuje pravidelné vyběžování vody a při zornění okolních nivních pozemků se do recipientu dostávají živiny a půdní částice z okolních ploch (Sklenička, 2003). Aby mohly být uvedené



negativní dopady úprav toků napraveny, navrhují se a provádějí jejich revitalizace (Slavík a Neruda, 2007).

### 7.1.2 Land-use

Ekologové uznávají již dlouho, že okolní krajina má na říční ekosystém vliv v každém ohledu. Změna struktury využívání krajiny, land-use, na kvalitu povrchových vod působí spíše nepřímo (Sklenička, 2003; Langhammer, 2009). Například těžba dřeva může zvýšit přísun dusičnanů a fosfátů ve vodních tocích (Goudie, 2013).

Allan a Lamberti (2007) změny ve využívání půdy označují jako integrátor mnoha lidských činností, které mají negativní dopad na ekosystém vodního toku. Odtok z celého povodí může být silně ovlivněn nepropustnými povrchy, zemědělskými plochami, případně kácením porostů lesních ploch a v případě, že není zachována přirozená vegetace okolních toků, je i druhová diverzita vnitřního prostředí značně ovlivněna. Tuto skutečnost dokládá i velké množství provedených studií. Biologická rozmanitost a kvalita stanoviště po celé délce toku v povodí koreluje s různými typy využívání krajiny. Srovnání 30 toků v povodí řeky Etowah, v Gruzii, pro které byla vyhodnocena jejich biologická rozmanitost a další biotické indexy, ukázalo, že počet taxonů v zastavěných oblastech se značně lišil od společenstev zalesněných oblastí. Obdobných výsledků dosáhli i autoři podrobné studie 134 míst sledovaných po celém proudu řeky Wisconsin, kde kvalita stanoviště a biotických indexů byla v negativní korelaci s množstvím zemědělské půdy, tj. počet taxonů zde byl menší, a naopak pozitivně korelovala s množstvím půdy lesní. Hancock (2002) se zmiňuje o podobném vlivu využití půdy na druhovou bohatost uvnitř toků; u toků protékajících pastevními plochami byl na rozdíl od vod protékajících přírodními lesy zaznamenán menší počet taxonů s malou početností. Také dodává, že tento jevů může souviset s teplotou vody a obsahem rozpuštěného kyslíku.

Je již dobře známo a několika studii prokázáno, že lesní porosty významně redukují celkový odtok z povodí. Především vzrostlý les má vyšší schopnost absorpce srážek, čímž se snižuje povrchový odtok. Nejspíše je takový tvar lesa také důvodem, proč mají lesní prostory vyšší infiltrační kapacitu. Také změna jednoho lesního typu za druhý může ovlivnit průtok v povodí. Například borovice mají v porovnání s tvrdšími dřevinami (dub, jasan) větší schopnost odpařit a vsáknout srážky (Goudie, 2013).

Další výzkumy jsou zaměřené na vliv zemědělsky využívaných prostor na vodní prostředí a kvalitu vod. Odtok z obdělávaných půd bývá zpravidla vyšší a liší se v závislosti na prováděných způsobech orby (Goudie, 2013). Změny land-use v povodí řeky Vecht v Nizozemí, kde v průběhu 19. století dramaticky pokleslo množství travního porostu a vegetace byla nahrazena zemědělskými plochami, způsobily také zhoršení kvality vodních toků (Kernan a kol. 2010). Studie v Brazílii (Hepp a kol. 2010) zaměřená na dopady zemědělských a městských aktivit na vodní toky státu Rio Grande do Sul poukázala na sezónní změny ve složení bentických společenstvech, a to v závislosti na využívání půdy na jaře a v zimě.

Také stále se zvyšující urbanizace a neustálý proces narůstání zpevněných povrchů, kterými mohou být např. nepropustné dlažby, komunikace, prostory budov, má na toky velmi významný vliv (Allan a Castillo, 2007). Studie zastavěných oblastí pohlíží na městské prostředí jako na ekosystém a zaměřují se na jeho dynamiku; vodní toky mají ve městech vždy důležitou úlohu, jak uvádí Walsh a kol. (2005), protože jsou zranitelné vůči změnám v krajinném pokryvu a tak rozsáhlým procesem jakým je urbanizace, musí být nutně tedy také ovlivňovány. Změnu ve vlastnostech povrchových toků však způsobuje i rozptýlené osídlení – vesnice a větší obce, jednotlivá zemědělská stavení a usedlosti. Řadí se ke znečišťujícím zdrojům rozptýleným a kvantifikace jejich dopadů je tudíž obtížná, všeobecně však bývají pozorovatelné na produkci a odnosu hlavních nutrientů fosforu a dusíku (Langhammer, 2009)

### 7.1.3 Urbanizace

Urbanizace je jedním z procesů, který významným způsobem mění přirozený koloběh vod, ovlivňuje množství podzemní vody a stejně tak kvalitu vodních toků a zdrojů. Území, která jsou označována jako urbanizovaná, jsou specifická vysokým podílem nepropustných ploch (Slavíková a kol. 2007). Množství takových ploch stále narůstá a dnes již víc jak polovina obyvatel na Zemi žije ve městech, které v současnosti tvoří více jak 40 % rozlohy všech kontinentů (Kravčík a kol. 2007). Nepropustné plochy uvnitř měst v současnosti dosahují 75-100 % (Vítek, 2008). V letech 1990 až 2015 se předpokládalo, že počet měst s více než jedním milionem obyvatel naroste z hodnoty 118 na číslo 272 a množství velkoměst, tj. měst s více než 10 miliony obyvateli, se zdvojnásobí. Šíření městských ploch ve světě přináší nové výzvy pro vodní ekologii (Walsh, 2000). V Německu se každý den na urbanizovanou krajinu přemění přibližně 1.24 km<sup>2</sup> zemědělských a lesních ploch a v České republice dochází v důsledku výstavby různých objektů k zabírání cca

15 ha zemědělské půdy ročně (Vopravil a kol. 2010; Stránský a Kabelková, 2013). Jak se podíl městských ploch zvyšuje, tak rostou i lokální, globální a environmentální dopady tohoto jevu (Feminella a Walsh, 2005). Nепropustnost ploch v povodí byla studována jako jeden z nevlivnějších faktorů, modifikujících hydrologický režim v povodí a vedoucí k degradaci městských vodních toků a jejich bioty (Davies a kol. 2010).

Nepropustné plochy mají vliv především na odtok vody z povodí. Pokud je v povodí takových ploch velké množství, hodnoty povrchového odtoku dosahují vyšší rychlosti a vodní toky navíc mohou být znečištěné přítokem dešťové vody, nebo se také snižuje schopnost transformace kulminačního průtoku (Slavíková a kol. 2007; Stránský a Kabelková, 2011). Griffin a kol. (2013) dodávají, že zpravidla obtížněji se kontroluje znečištění v důsledku zvýšeného množství a rychlosti odtoku.

Na zpevněných městských plochách se za bezdeštných období deponují znečišťující látky z různých zdrojů a aktivit (např. z dopravy – zinek, olovo, kadmium; depozice z atmosféry – sírany, dusičnany, chloridy), které jsou při dešťových událostech dále unášeny do systému odvodnění. Hlavně malé vodní toky bývají zpravidla zaústěním dešťového odtoku z urbanizovaného území významně ovlivňovány – mohou v nich vzniknout efekty způsobené mechanickými vlivy, tzn., že vzrůst průtokové rychlosti ve vodním útvaru může vést k odplavení sesilných organismů (bentosu) žijících na dně. Takové organismy přichycené na kamenech a biofilm (heterotrofní a autotrofní organismy) mohou být odtrhávány a samočisticí proces uvnitř recipientu se tak stává velmi omezeným. Nejdůležitějšími znečišťujícími látkami, dostávajícími se dešťovým odtokem do povrchových vod, bývají nerozpuštěné látky, látky organické, živiny a toxické těžké kovy nebo ropné látky. Ve vodním toku vzniká riziko akutní a chronické toxicity pro přítomné organismy, které se nemusí projevit ihned, ale až po uplynutí určité doby (Krejčí a kol. 2002; Stránský a Kabelková, 2011).

Vlivem urbanizace může docházet i k vyšší četnosti lokálních povodní, s čímž opět bývá spojený vnos znečišťujících látek do vodního toku. Dopad na vodní tok je podstatný, dochází-li ke vzniku hydraulického stresu, který kromě toho, že se může projevovat odplavováním organismů žijících ve vodním prostředí, také způsobuje erozi břehů a dna vodního toku. Usazující se erodované sedimenty mohou vodní organismy obývající dna a břehy vodních toků udusit (Hlavínek, 2010). Tok tak ztrácí nejen svou ekologickou funkci, ale i estetickou (Stránský a Kabelková 2011). Jak se vytváří stále více urbánních povrchů, vodní recipienty se v urbanizovaných oblastech stále více využívají jako místa, kam jsou zaústěny

odpadní vody. Jejich ostatní funkce a hodnoty degradují, neboť bývají odsunuty do pozadí (Walsh, 2000). Odpadní vody mohou být rozličného původu - od odpadních vod z domácností po znečištěné vody z průmyslových a zemědělských činností, ale též z činností těžebních. Případně se může jednat o odpadní vody splaškové (Langhammer, 2009). Odvodňovací infrastruktury odpadních vod rozvojového světa mohou být často nedostatečné a v mnoha městech jsou stále odpadní neupravené vody významným zdrojem znečištění vodních toků. Také v ostatních oblastech se odvodňovací infrastruktury postupem času stávají zastaralými a vodní toky jsou stále více zatěžovány (Walsh, 2000). I rozdílné technologie používané při čištění odpadních vod mohou v povrchových vodách zvyšovat koncentrace amoniaku, dusičnanů, uhlíku a případně i fosforu. Odlišná množství zbytkových koncentrací živin ve spojení s použitým procesem čištění odpadní vody však ještě vyžadují další studie (Walsh, 2000).

Walsh (2000) se dále zmiňuje, že většina odborníků na vodní toky v minulosti zkoumala dopady urbanizace pouze zřídka, spíše urbanizaci označovali jako něco, co degraduje využití půdy; přitom za ztrátou habitatů uvnitř tekoucích vod a jejich degradací může být, jak bylo dokázáno ve studii Allana a Fleckera, chemickým a organickým znečištěním, invazí nepůvodních druhů, právě urbanizace. Se zvyšujícím se znepokojením ohledně neudržitelného využívání vodních zdrojů a velkého znečištění v městských centrech, se závažnost dopadů urbanizace na vodní toky dostává stále více do popředí veřejného zájmu a roste i zájem odborníků o pochopení interakcí mezi městskou krajinou a prostředím tekoucích vod. Sympozium zaměřené na urbanizaci a ekologii vodních toků v Melbourne, Austrálii, konané v roce 2003 si kladlo za cíl shrnout znalost vlivů městského land-use na vodní ekosystémy, přezkoumat priority v revitalizaci vodních toků v rámci městských povodí a identifikovat nedostatky a další nedořešené oblasti vhodné pro další výzkum (Feminella a Walsh, 2005).

I jezera mohou být ovlivněna množstvím nepropustných ploch v povodí a to z hlediska jejich zatížení fosforem a dusíkem (Walsh, 2000). Vodní toky urbanizovaného povodí jsou ve srovnání s vodními toky protékajícími mimo urbanizované prostory, jak se zmiňují Krejčí a kol. (2002), neméně různorodé nebo komplexní. Jsou však vystaveny velkému tlaku z hlediska různých zájmů a nároků na jejich využití.

#### 7.1.4 Syndrom urbanizovaných toků

Pro popis biologické a fyzikálně-chemické degradace vodních toků a jejich vzorů zavedl Meyer pojem syndrom městských toků nebo-li „urban stream syndrome“ (Feminella a Walsh, 2005). Za průvodní jevy takových degradací lze označit zvýšené koncentrace živin a kontaminantů, mění se morfologii vodního koryta, obecné snížení druhové bohatosti vodní bioty a zvýšení početnosti takových druhů, které bývají vůči znečištění tolerantní. Obecně platí, že takové mechanismy způsobující syndrom městských vodních toků jsou složité a ve vzájemné interakci. Identifikovat hlavní zdroje není jednoduchou záležitostí, ale lze jich rozlišit alespoň několik – dešťové vody přitékající z kanalizačních systémů, polutanty s delším poločasem rozpadu související s minulým využitím krajiny v povodí, přepady vod z kombinované nebo splaškové kanalizace (Walsh a kol. 2005). Walsh a Breen (1991) určili degradující procesy, které mohou omezit rozvoj společenstev v městských tocích jako:

- zjednodušení habitatu,
- polutanty z bodových zdrojů (průmyslové odpadní vody) a zdrojů difúzních (přivalové srážky),
- hydrologická narušení.

Dešťové události mohou způsobit velký hydraulický stres uvnitř toků a to i tehdy, pokud se v povodí nachází jen velmi malá část nepropustných povrchů. Častěji se vyskytující srážky mohou narušovat biotu a měnit chemismus vod (Walsh a kol. 2005).

Odpověď vodních organismů na antropogenní narušení může být trojího typu – buď dochází ke snížení jejich rozmanitosti, zvýší se množství jedinců u oportunních druhů, případně se sníží individuální velikost jedinců. U studií provedených v Malajsii, v povodí Langat, kde se na horních částech toku nacházejí velmi čisté vody využívané ke koupání a směrem po proudu plantáže palem či průmyslový areál na výrobu papíru se v souvislosti s antropogenní činností podařily na vodních organismech vyzorovat první dva jevy. Máloštětinatci v oblasti znečištění dominovali a druhová diverzita se snížila především na dolních úsecích toku, kde vymizely na stres citlivé jepice (Azrina a kol. 2005). Bentičtí bezobratlí jsou při hodnocení ekosystémů městských vodních toků asi nejvíce studovaným taxonem. Ve většině prováděných studií byli zástupci této skupiny prakticky nepřítomní anebo méně hojní v oblastech, kde dochází k vypouštění odpadních vod. Všeobecně by společenstva makrozoobentosu potoků protékajících městskou

zástavbou měla být chudší a z převážné části se skládat z druhů vůči znečištění tolerantních. Ve vysoce zhoršených podmínkách mohou pakomáři a máloštetinatci dominovat; zde jsou tedy naopak druhy tolerantní vůči znečištění podporovány (Walsh a kol. 2005). Příznaky syndromu urbanizovaných toků na území Austrálie, konkrétně předměstí severní oblasti Sydney, byly předmětem studie Daviese a kol. (2010). Svým pozorováním makrozoobentosu na 69 městských a 60 přírodních stanovištích podporují hypotézu, že vlivem urbanizace dochází k větší homogenizaci společenstev uvnitř toků. V neupravených vodotečích jsou stanoviště pro život organismů více diverzifikovaná (břehy, peřeje, balvany) a degradace stanovišť pravděpodobně přispívá ke ztrátě vodních bezobratlých, i když zůstává sporné, zda obnova stanovišť (revitalizace) má ve skutečnosti přímé ekologické přínosy a nebylo by vhodnější provést široké snahy o omezení vnosu znečišťujících látek a zpomalení přívalových vod do takové míry, aby se stanoviště uvnitř toků mohla obnovit.

Boyle a kol. (2003) ve své studii na území jihozápadní USA též vyzorovali určité trendy ve změně biodiverzity makrozoobentosu. Vyhodnocovali antropogenní změny na toku, na kterém byla umístěna kořenová čistírna odpadních vod, v jejíž blízkosti zaznamenali zvýšené koncentrace amoniaku a amonných iontů. Počet taxonů narůstal v závislosti na zvětšující se vzdálenosti od tohoto objektu; amoniak je pro makrozoobentosová společenstva velmi toxický. Sezónní pokles stejných taxonů na polovině odběrných míst v období od srpna do března přisuzovali vysokým průtokům a zároveň jejich vysoké variabilitě, která byla způsobena povodňovými událostmi. Jak podotýkají Böhmer a kol. (2001), některé rozdíly ve společenstvech mohou být vysvětleny rozdílnými nároky na jejich životní prostředí. Např. hrabavý typ jepic *Ephemera danica* pro svou existenci vyžaduje hojný výskyt písčitých substrátů. Společenstva se mohou lišit i v různých místech téže ekologického stavu; volný životní prostor může být obsazován jinými skupinami organismů. Rostoucí trend nárůstu druhového bohatství může být vysvětlen zdokonalením technologie čištění odpadních vod, jak se podařilo prokázat u studie těchto autorů.

Halstead a kol. (2014) testovali dopady městské zástavby na osmi tocích mírně urbanizované oblasti New Yorku a zajímalo je, zda zvýšené koncentrace vápníku, hořčíku a dalších živin mohou být způsobeny zvětráváním městské infrastruktury, anebo je lze označit za další projev syndromu městských toků. Z celkem 11 sledovaných parametrů dospěli k závěru, že syndrom městských toků

se může projevovat i v mírně zastavených oblastech s menší průměrnou hustotou zalidnění.

### 7.1.5 Zemědělství

V minulosti bylo mnoho drobných vodních toků za účelem maximalizace pozemků s ornou půdou napřimováno, koryta byla opevněna a dimenzována jako vysokokapacitní, zahloubena a sloužila především k rychlému odvedení vody z povodí. Jejich podoba sice umožňovala orbu k břehové hraně, toky však v suchých obdobích roku vysychaly (Votava, 2013). Region Midwest ve Spojených státech amerických je považován za jednu z nejproduktivnějších zemědělských oblastí světa a jen v Ohio lze nalézt více než 32 000 km upravených vodních toků, které usnadňují odvodňování pozemků. Jsou napřímené, lichoběžníkového profilu a navíc také širší a hlubší, než by pro tyto účely bylo nutné a při větších dešťových událostech dochází ke zvýšené erozi břehů (D'Ambrosio a kol. 2014).

Pro většinu nížin v České republice je výrazný antropogenní vliv v podobě intenzivního zemědělství v rozsáhlých nivách velkých řek typický (Jakubínský, 2014). Ke znečišťování vod nutrienty přispívá jak rostlinná, tak i živočišná výroba a sledování změn uvnitř toků lze posoudit jen jejich dlouhodobým sledováním. V případě rostlinné výroby se sleduje především množství dodaných hnojiv a podíl jejich využití rostlinami, u chovu hospodářských zvířat je vhodné pozorovat nakládání se stájovými hnojivy, jejich zpracování, skladování a případnou aplikaci na pozemky. Obě odvětví zemědělství prochází v České republice již od roku 1990 významnými změnami – rok 1990 byl spjat s přechodem intenzivního družstevního zemědělství na hospodaření soukromé a následující období je charakterizováno postupným přizpůsobováním se ekonomickým tlakům a podmínkám Evropské unie. Osevní plochy na našem území stále ubývají a lze zaznamenat postupný nárůst ploch řepky olejné, naopak brambory a cukrová řepa se pěstuje stále méně (Forejtníková a kol. 2011).

Znečištění vodních toků vlivem zemědělských činností bývá problematicky kvantifikovatelné. Zemědělské aktivity jsou prostorově rozptýlené a jsou řazeny mezi hlavní zdroje difúzního znečištění. Vlivem obhospodařování rozsáhlých ploch vnikají do vodního prostředí vysoké koncentrace živin. Ty se v přírodním prostředí vyskytují přirozeně, ale jejich množství nemůže pokrýt stále se zvyšující nároky na výnosy z rostlinné výroby. Draslík a dále zejména fosfor s dusíkem bývají na tyto plochy prostřednictvím hnojiv dodávány uměle. Při neopatrné aplikaci anebo v souvislosti s použitím nadměrného množství se velmi snadno dostávají do vodních toků

(Langhammer, 2009). Taktéž pesticidy a ostatní biocidní látky používané za účelem ochrany užitkových plodin mohou vstupovat do vod, a i když jsou mnohé pesticidy jen velmi málo rozpustné ve vodě, vzhledem k jejich toxicitě podléhají cílenému sledování. Do podzemních vod pronikají jen velmi málo, což naopak neplatí v případě povrchových toků. Ve vodách nemusí být nutně přítomny v rozpuštěné formě, jejich značná část může být sorbována na nerozpuštěných látkách minerální a organické povahy. Jejich přítomnost může odhalit až analýza sedimentů, kalů a půdy. Hromadí se také v biomase a tukových tkáních ryb a narušují biologickou rovnováhu uvnitř vodního prostředí. A to nejen tím, jak toxicky působí na některé složky vodní biocenózy, ale mohou také nepříznivě působit na samočisticí schopnost vody, pach, chuť a při kontaminaci pitné vody ohrozit zdraví obyvatelstva (Pitter, 2009). I přes zdokonalený proces registrace pesticidů na území Evropy a vyhnout se působení dlouhodobých účinků pesticidů na životní prostředí, vykazují společenstva bezobratlých ještě stále určité ovlivnění pesticidy.

Kontaminace pesticidy je hlášena i pro toky Severní Ameriky a toky australské, kde koncentrace dokonce překračují prahové hodnoty toxicity pro bezobratlé živočichy. Zalesnění může zmírnit vliv pesticidů na složení makrozoobentosu následujících lokalit, z čehož také vycházeli Orlinskiy a kol. (2015). V hlavním období aplikace pesticidů ve střední Evropě a po srážkách silnějšího charakteru, tj. minimálně 10 mm za den, zjistili přítomnost fungicidů, herbicidů a insekticidů, na niž krátce po znečištění navazoval pokles na znečištění citlivých druhů bezobratlých. Samotná přítomnost lesních porostů neměla na taxony, poté co byly vystaveny expozici pesticidů, žádný vliv. Lesní fragmenty v zemědělské krajině jsou známy spíše jako zdroj organismů pro rekolonizaci narušených míst a jejich strategické umístění může zabránit místnímu vyhynutí ohrožených druhů. Studie na tocích severního Německa (Berenzen a kol. 2005) dokazuje, že i malé množství pesticidů může v povodí menších vodních toků způsobit významné znečištění. Takové zjištění by mohlo napomoci při přehodnocování směrnic Evropské unie a připomíná, že registrace nových pesticidů má z bezpečnostního hlediska své opodstatnění.

Dle Vyskoče a kol. (2014) je půdní prostředí při transportu látek do vodních toků významným mezičlánkem, který rozhoduje o množství znečištění a způsobu jeho přenosu do vod, případně určuje, jaká část v něm zůstane zadržena. Vedle pesticidů mohou být příčinou nedosažení dobrého stavu vodního útvaru nebo překročení imisních limitů dusík a fosfor. Především dusík dosahuje vysoké koncentrace v jarním a podzimním období v povrchových i podzemních vodách.



Eutrofizace vod způsobená nadměrným přísunem fosforu a dusíku je v České republice považována za jeden z hlavních problémů vodního hospodářství (Forejtníková a kol. 2011). Eutrofizace je proces přirozený, je problematická až tehdy, když je urychlována aplikací hnojiv, odtokem ze zemědělských ploch a odpadními vodami. Tehdy dochází k mobilizaci živin a zvýšenému růstu řas, které jsou při svém úhynu schopné vyčerpat rozpuštěný kyslík a vodní prostředí se tak může stát neobyvatelným (Rodriguez a kol. 2004).

Bernot a kol. (2006) studovali zemědělské aktivity na 6 tocích v Indianě a Michiganu (USA) se zaměřením na vztah mezi koncentracemi živin, charakterem koryta vodního toku a na přechodné uchování živin v zemědělských potocích. Vybrali si lokality s vysokým sklonem, kde se pěstuje zejména kukuřice a sója. Nepodařilo se jim sice prokázat vztah mezi procentuálním zastoupením zemědělské půdy a koncentrací dusičnanů nebo celkového uhlíku, zjistili však, že koncentrace celkového dusíku s podílem orné půdy narůstá o 40 až 90 %. Tento jev lze dle nich vysvětlit velkým rozsahem zemědělských činností, kdy kombinovaný účinek hnojiv a fixace dusíku v plodinách a jejich následné uvolňování z půdy do toků činí ze zemědělství druhého největšího znečišťovatele lotických ekosystémů. U vod ve venkovských oblastech Nového Zélandu, za jejichž znečištěním stojí převážně plošné zdroje, byly také nalezeny silné vztahy mezi klesající kvalitou vodních toků a rostoucími zemědělskými plochami (Buck a kol. 2004).

#### 7.1.6 Pastva, chov hospodářských zvířat a ryb

Chovem hospodářských zvířat vzniká odpad, který při nesprávném nakládání může prosakovat do vodních ekosystémů. Některým organismům dokonce stačí jen velmi málo, aby u lidí způsobily zdravotní komplikace. V Kalifornii bylo zjištěno, že potenciálním zdrojem kontaminantů uvnitř toků může být pastva. Patogeny pronikají do vod v souvislosti se srážkovými událostmi. Navíc konzumované rostliny zvířít přestávají zabraňovat erozivním účinkům (Rodriguez a kol. 2004). Pokud se podél toků nenachází žádná zóna, která by zabraňovala přístupu skotu do koryta vodního toku, může se v nich několikanásobně zvýšit hodnota celkového dusíku, fosforu, amoniaku a bakterie E.coli. Vliv pastvy v bezprostřední blízkosti tělesa vodního toku má vysoké dopady obzvláště v období léta a podzimu, kdy průtok bývá nízký a zvířata se častěji pohybují v blízkosti toku (Vidon a kol. 2008).

Jsou-li vodní plochy využívány k chovu ryb, dochází také ke znečištění vody. Ryby v závislosti na vývojovém stádiu a druhu spotřebovávají určité množství

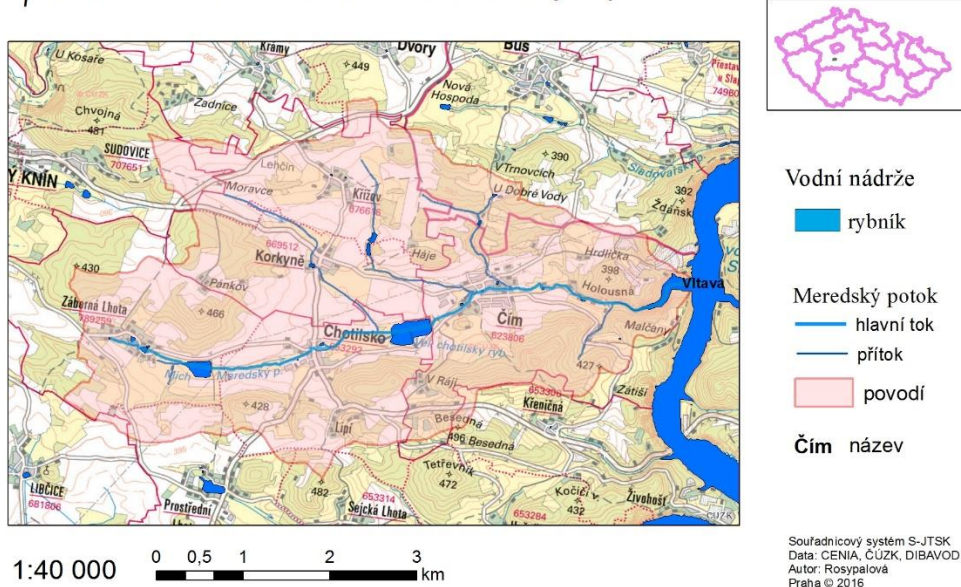
kyslíku a vodu znečišťují exkretovanými organickými látkami, amoniakálním dusíkem a sloučeninami fosforu (Pitter, 2009).

## 8. Charakteristika zájmového území

### 8.1 Meredský potok

Sledovaný tok se nachází ve Středočeském kraji, okres Příbram, a po stránce hydrologické spadá do povodí Střední Vltavy. Povodí Meredského potoka má rozlohu 18.74 km<sup>2</sup> a jeho hydrologické číslo je 1-08-05-077. Tok je dlouhý 7.586 km a jedná se o levostranný přítok Vltavy, do níž se vlévá pod chatovou osadou Hrdlička. Správcem vodního toku a jeho přítoků je jak státní podnik Povodí Vltavy, Závod Dolní Vltavy se sídlem v Praze (spravuje přítok Meredský p., U Dobré Vody protéká obcemi Čím a Korkyně – do Meredského potoka se vlévá před Velkým chotilským rybníkem - , ID toku 10262589, číslo hydrologického pořadí 1-08-05-096), tak Lesy České republiky, s. p. s přímým výkonem správy toku v Benešově. Záplavové území Q<sub>100</sub> zde není stanoveno (Kalertová a kol. 2011a; Kalertová a kol. 2011b; DIBAVOD 2016; EDPP, 2016). Na toku se nachází několik menších a dvě větší vodní nádrže – Mích a Velký chotilský rybník (obr. č. 1). Obě tyto vodní díla lze nalézt na seznamu významných vodních děl IV. kategorie na území Středočeského kraje. Objem vody ve Velkém chotilském rybníce je při normální hladině minimálně 100 tisíc m<sup>3</sup> a jeho provozovatelem a vlastníkem je Ing. Jan Dostál. Vodní útvar Mích je ve vlastnictví Pozemkového fondu České republiky a jeho obhospodařování provádí ANAS, s.r.o. (MZe, 2015).

## ↑ MEREDSKÝ POTOK vodní útvary v povodí



Obr. č. 1: Vodní útvary v povodí Meredského potoka

Meredský potok byl dle zákona o vodách zranitelnou oblastí. V povodí se vyskytují vody určené nebo využívané jako zdroje pitné vody. Dále byl Meredský potok zařazen mezi povrchové vody, které jsou, anebo se stanou vhodné pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů – kaprovitých (*Cyprinidae*), štiky (*Esox lucius*), okouna (*Perca fluviatilis*) a úhoře (*Anguilla Anguilla*) (DIBAVOD, 2016; GOV, 2016). Tok protéká pouze třemi obcemi. Pramení v malé vesnici s názvem Záborná Lhota, v současnosti je pramen upraven do podoby malého rybníčku, protéká obcí Chotilsko a obcí s názvem Čím. V obcích Záborná Lhota a Chotilsko převládá zástavba rodinných domů a zachycování odpadních vod se děje v bezodtokých jímkách, o výstavbě čistíren odpadních vod se prozatím pouze jedná. Pro obec Čím byla vybudována splašková kanalizace a do Meredského potoka je vypouštěna již vyčištěná odpadní voda. Pro účely zlepšení životního prostředí a kvality vody v toku Meredského potoka (kaprové vody) se uvažuje o dalším rozšiřování čistírny a její intenzifikaci s využitím stávajících kořenových filtračních polí. Co se týče dešťových vod, tak ty jsou ze 40 % odváděny dešťovou kanalizací, jejíž celková délka činí 1.260 km. Zbývá část dešťových vod je prostřednictvím struh, příkopů a propustků zaústěna do místní vodoteče (Kalertová a kol. 2011b).

Za producenty většího množství odpadních vod lze v obci Čím označit pouze dva provozy (tab. č. 3):

Poř. číslo	Název producenta	Charakter výroby	Počet zam.	Množ. OV m <sup>3</sup> /den	BSK <sub>5</sub> kg/den	NL kg/den	CHSK Crg/den	N – celk. kg/den	N – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> kg/den	celk. kg/den
1	Boca s.r.o.	Kalibrace střev pro potravinářství	120	28,15	11,4	10,445	20,9	0,179	0,075	0,037
2	KOVOS s.r.o.	Výroba sušáren. řeziva	10	0,7	0,28	0,26	0,51	0,04	0,02	0,01

Tab. č. 3: Producenti většího množství odpadních vod v obci Čím a charakter jejich provozu (Kalertová a kol. 2011b)

### 8.1.1 Klimatické charakteristiky, geomorfologie

Meredský potok se nachází v teplé klimatické oblasti, pro kterou je charakteristické dlouhé léto s 40 – 50 letními dny, kdy průměrná teplota dosahuje 15-16°C a množství srážek se pohybuje v rozmezí 200 - 400 mm. Jaro bývá mírně teplé a totéž platí i o podzimu, v obou případech se průměrná teplota pohybuje okolo 8°C. Zimní období je charakteristické spíše kratším trváním sněhové pokrývky a bývá mírně chladné, s průměrnými teplotami -2 až -3°C (GOV, 2016).

Z morfoloického hlediska se zájmové území rozkládá v provincii České vysočiny a konkrétněji v subprovincii Česko-moravské soustavy, Brdské oblasti, celku Benešovské pahorkatiny a podcelku Dobříšské pahorkatiny. Při nejpodrobnějším geomorfologickém členění se zkoumané území nachází v okrsku Jílovská vrchovina (GOV, 2016). Z hlediska půdní typologie na zkoumaném území převažují kambizemě modální a oglejené (Geology, 2016).

## 9. Metodika

Za účelem vyhodnocení ekologického stavu Meredského potoka bylo po celé jeho délce vybráno celkem 7 odběrných lokalit, kde po dobu osmi měsíců, tj. v období od 4. května do 6. prosince 2015, docházelo k pravidelnému sledování vybraných fyzikálně-chemických ukazatelů kvality vody. Souřadnice byly získány pomocí mobilního telefonu (aplikace GPS status verze 6.2.136). Poloha odběrných míst byla vyznačena v prostředí ESRI ArcGis ArcMap 10.3.1 a pro každé odběrné místo byla určena základní charakteristika antropogenních vlivů v okolí (tab. č. 4).

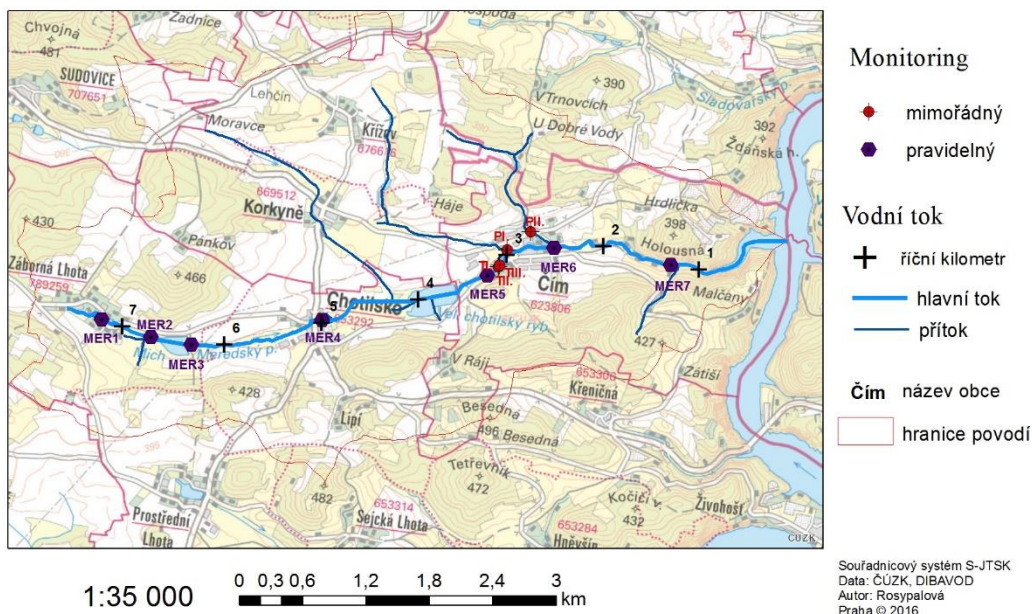
Název	Souřadnice	Říční km	Charakter odběrného místa	Antropogenní vlivy v povodí
MER1	49°46.089'S 14°19.562'V	7.2	Zástavba (uvnitř obce)	obec, rybníky, zemědělské plochy, hospodářský les jehličnatý
MER2	49°46.041'S 14°19.875'V	6.7	Louka	louky využívané k pastvě (skot, koně), zemědělské plochy
MER3	49°46.157'S 14°19.429'V	6.3	Výtok z rybníka	louky s pastvou dobytka (skot), zemědělské plochy, rybník s rybí obsádkou, hospodářský les jehličnatý
MER4	49°46.25'S 14°21.193'V	5.1	Zástavba (uvnitř obce)	obec, rybníky, zemědělské plochy
MER5	49°46.577'S 14°22.396'V	3.3	Roztroušená zástavba (před obcí)	obec, potravinářský průmysl, dřevařský průmysl, rybník, hospodářský les smíšený
MER6	49°46.783'S 14°22.95'V	2.5	Zástavba (za obcí)	roztrošená zástavba, louky, kořenová čistírna odpadních vod, hospodářský les
MER7	49°46.795'S 14°23.955'V	1.3	Zátoka	hospodářský les, roztroušená zástavba

Tab. č. 4: Charakteristika odběrných míst na Meredském potoce

Na těchto odběrných místech byl vedle monitoringu některých vybraných fyzikálně-chemických ukazatelů, také proveden jarní a podzimní odběr makrozoobentosu (obr. č. 2). Pouze v prosinci se sledované lokality rozšířily o dalších pět míst, z nichž se tři (název odběrných míst TI., TII., TIII.) nacházely v blízkosti továrny BOCA spol. s r.o., nedaleko bývalého mlýna a v oblasti s místním názvem U Žiškovských mlýna, jejímž předmětem činnosti je zpracování přirozených potravinářských obalů (potravinářský průmysl). Další místa mimořádného odběru se taktéž nacházely na území obce Čím, tentokrát se jednalo o lokality na vedlejších přítocích hlavního toku Meredského potoka – odběrné místo s označením PI. se nachází na přítoku protékajícím obcí Křížov, ale především odvodňuje přilehlé zemědělské oblasti. Na toku lze nalézt soustavu několika rybníků. Další mimořádné odběrné místo nesoucí označení PII. se nachází na přítoku Meredský p., U Dobré Vody.

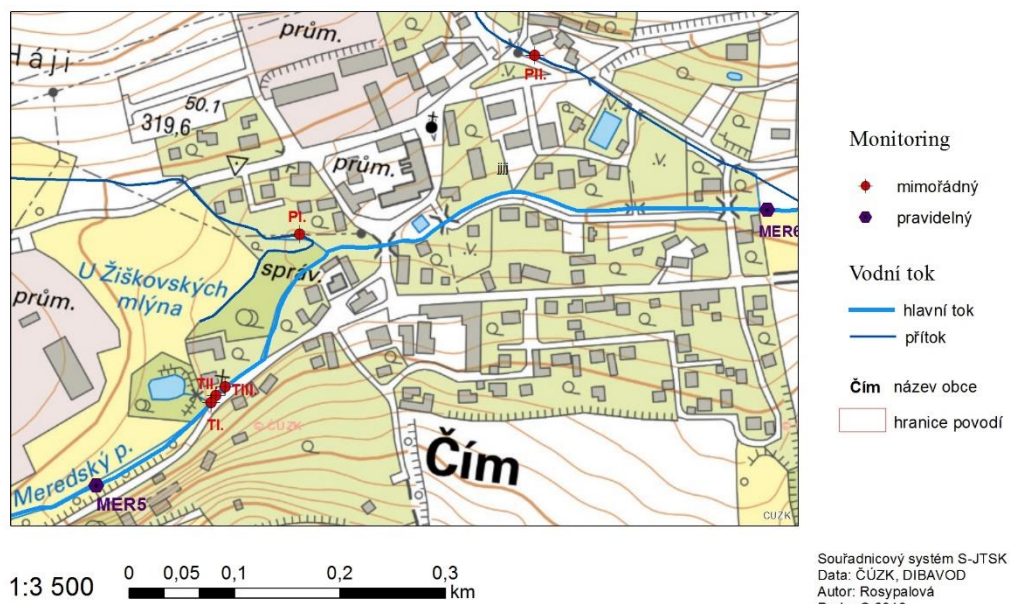


## ↑ MÍSTA ODBĚRU VZORKŮ



Obr. č. 2: Vyznačení míst odběru vzorků

## ↑ MÍSTA MIMOŘÁDNÉHO ODBĚRU detailní pohled

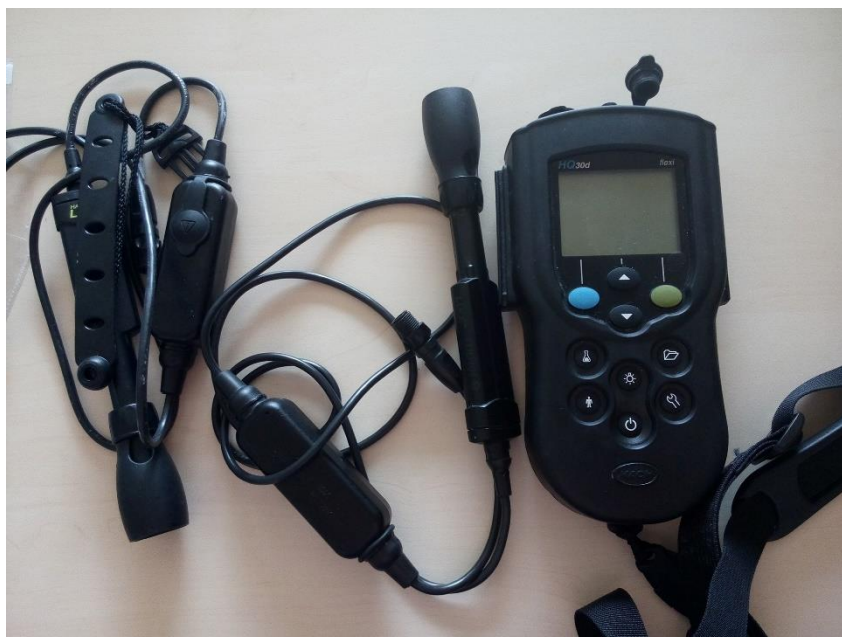


Obr. č. 3: Detail mimořádných odběrných míst

## 9.1 Vybrané fyzikálně-chemické ukazatele kvality vody

### 9.1.1 Elektrická konduktivita, pH a rozpuštěný kyslík

Některé ukazatele kvality vody Meredského potoka byly při každém měsíčním odběru vzorků vody změřeny v terénu, a to ponořením sondy přímo do recipientu. Jednalo se o pH, rozpuštěný kyslík, elektrickou konduktivitu a teplotu a ke stanovení jejich hodnoty byl využit multiparametrický přístroj Hach Lange HQ30d flexi s připojením pro dané měření vždy příslušných selektivních elektrod (obr. č. 4).



Obr. č. 4: Měřicí přístroj Hach Lange HQ30d flexi (foto vlastní)

K analýze dalších ukazatelů indikujících kvalitu vody v laboratorních podmínkách byly pro účely této práce vybrány dusitanový dusík, dusičnanový dusík, amoniakální dusík, chloridy, celkový fosfor a sírany. Konduktivita, pH a rozpuštěný kyslík byly změřeny přímo v toku a poté byl v příslušné odběrné lokalitě proveden odběr vzorků vody do připravených PET lahví o objemu 0,5 l. Samotnému odběru, dříve než byla naplněna vzorkem vody ze středního proudu zkoumaného vodního toku, předcházelo důkladné vypláchnutí plastové láhve horkou vodou a později u dané odběrné lokality také vodou odebranou přímo z recipientu. Uvedeným postupem byl splněn požadavek reprezentativnosti. Každý vzorek byl označen zkratkou odběrné lokality, pořadovým číslem odběru a zmražen.

Pro provedení laboratorních analýz bylo nezbytné vzorky opět rozmrazit; tento proces trval přibližně 12 hodin. Laboratorní analýzy byly provedeny pro každý

měsíc odběru (tj. od května do prosince), pouze v případě dusitanového dusíku byly analyzovány až vzorky odebrané za měsíce září, říjen, listopad a prosinec.

### 9.1.2 Laboratorní analýzy

Použité přístrojové vybavení pro stanovení vybraných ukazatelů jakosti vody hodnoceného drobného vodního toku bylo následující:

- analytické váhy R200D (SATORIUS/Německo),
- multiparametrický přístroj Hach Lange HQ30d flexi, přenosný,
- spektrofotometr Cary UV-VIS (Agilent Technologies/USA),
- sušárna.

#### 9.1.2.1 Amonné ionty – N-NH<sub>4</sub>

##### Indofenolová metoda (ČSN EN ISO 7150-1)

Potřebné chemikálie a roztoky:

- Salicylan sodný
- Citronan trisodný
- Nitroprusid sodný
- Dichlorisokyanuranatan sodný
- Hydroxid sodný

Příprava vybarvovacího činidla: Salicylan sodný o hmotnosti 65 g a stejné množství dihydrátu citronanu trisodného rozpustit v 500 ml odběrné baňce. Poté přidat 0.475 g nitroprusidu sodného, který se musí úplně rozpustit. Poté se doplní na objem 500 ml a hotové činidlo se uchovává v lednici v tmavé lahvi.

Příprava alkalického roztoku: 16 g hydroxidu sodného rozpustit ve 250 ml destilované vody a ochladit na teplotu místnosti. Poté přidat 1 g dichlorisokyanuranatanu sodného a po jeho rozpuštění roztok převést do baňky o objemu 500 ml. Takto připravený roztok je uchováván v tmavé skleněné nádobě.

##### Postup stanovení N-NH<sub>4</sub> ve vzorku vody:

Pro tuto analýzu bylo nutné odměřit 40 ml vzorku vody z vodního zdroje, do kterého se přidaly 4 ml vybarvovacího činidla a dále stejné množství alkalického roztoku. Poté se vše promíchalo a doplnilo do 50 ml po rysku nádoby destilovanou vodou. Po odstátí na dobu minimálně 60 minut se při vlnové délce 655 nm v 1 cm kyvetě stanovila koncentrace daného roztoku.



Z koncentrace mg/l daného vzorku bylo ještě nutné odečíst slepé stanovení, které se připravovalo z demineralizované vody.

#### 9.1.2.2 Celkový fosfor

##### Spektrofotometrická metoda stanovením rozpuštěných orthofosforečnanů (ČSN EN ISO 6878)

Potřebné chemikálie a roztoky (včetně postupu jejich přípravy):

- Kyselina sírová
- Kyselina askorbová

10 g kyseliny askorbové rozpustit ve 100 ml odměrné nádobě a doplnit po rysku destilovanou vodou. Takto připravený roztok je uchováván v láhvi z tmavého skla v lednici.

- Peroxidisíran draselný

Rozpustit 5 g peroxidisíranu v 50 ml demineralizované vody, poté doplnění do 100 ml a uchovávání v tmavé lahvi.

- Molybdenan amonný

V kádince, ve 100 ml destilované vody rozpustit 13 g molybdenanu amonného. V druhé kádince opět se 100 ml destilované vody rozpustit 0.35 g vinanu antimonodraselného. Obsahy obou kádinek za stálého míchání a chlazení přilévat do 300 ml kyseliny sírové o koncentraci 9 mol/l a po ochlazení převést do tmavé láhve.

##### Postup stanovení P ve vzorku vody:

Vzorek vody o objemu 40 ml byl konzervován kyselinou sírovou (několika kapkami), poté se přidalo 4 ml peroxidisíranu a následovalo vaření vzorku po dobu 30 minut. Objem směsi byl udržován pomocí demi vody přibližně na 20-30 ml a po vychladnutí převeden do 50 ml odměrných baněk. Po přidání 1 ml kyseliny askorbové a 2 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného byl zamíchán a po rysku nádoby doplněn demineralizovanou vodou - poté se nechal vzorek odstát 15 minut a nakonec následovalo jeho změření při 880 nm v 1 cm kyvetě.

Od koncentrace mg/l daného vzorku bylo ještě nutné odečíst slepé stanovení, které se připravovalo z demineralizované vody.

### 9.1.2.3 Dusitanový dusík

*Spektrofotometrická metoda stanovení dusitanů – molekulární absorpční spektrofotometrická metoda bez ředění stanovení koncentrací do 0.82 mg/l (ČSN EN 26777)*

Potřebné chemikálie a roztoky:

- Amid kyseliny sulfanilové
- NED-dihydrochlorid
- Kyselina fosforečná
- Kyselina chlorovodíková

Příprava vybarvovacího činidla: Do 125 ml destilované vody za stálého míchání přidávat 25 ml kyseliny fosforečné (hustota= 1.7 g/cm<sup>3</sup>). Ve vzniklém roztoku postupně rozpustit 10 g sulfanilamidu a poté i 0.5 g NED-dihydrochloridu. Po rozpuštění směs v odměrné baňce doplnit na 250 ml. Vybarvovací činidlo se uchovává v tmavé lahvi a v chladničce.

Postup stanovení N-NO<sub>2</sub> ve vzorku vody:

Nejprve byl do baňky odměřen vzorek vody o objemu 40 ml a k němu dále přidán 1 ml vybarvovacího činidla. Po promíchání a doplnění po rysku destilovanou vodou na 50 ml se obsah baňky nechal odstát po dobu 20 minut a nakonec byl změřen při nastavení vlnové délky na 540 nm v 1 cm kyvetě.

Od koncentrace mg/l daného vzorku bylo ještě nutné odečíst slepé stanovení, které se připravovalo stejným způsobem avšak z demineralizované vody.

### 9.1.2.4 Dusičnanový dusík

Stanovení koncentrace dusičnanový dusíku bylo prováděno dvěma způsoby. Pokaždé však k němu docházelo v laboratoři. Nejprve pomocí multiparametrického přístroje Hach Lange s připojenou selektivní elektrodou pro měření dusičnanového dusíku a poté spektrofotometrickou metodou stanovení dusičnanů (ČSN ISO 7890-3).

*Spektrofotometrická metoda stanovení dusičnanů (ČSN ISO 7890-3)*

Potřebné chemikálie a roztoky (včetně postupu jejich přípravy):

- Kyselina sírová

- Hydroxid sodný

Za stálého chlazení v 600 ml demineralizované vody rozpustit 80 g hydroxidu sodného a poté ještě doplnit do 1 000 ml.

- Salicylan sodný p.a.

0.5 g salicylanu rozpustit v 50 ml demineralizované vody a doplnit do 100 ml. Podmínkou je připravovat vždy tento roztok aby byl vždy čerstvý.

#### Postup stanovení N-NO<sub>3</sub>- ve vzorku vody:

Nejprve se do zkumavky přidalo 0.5 ml vzorku a poté 0.25 ml salicylanu. Směs se promíchala a při 150 °C v sušárně odpařila do sucha. Po jejím zchladnutí bylo přidáno 0.25 ml koncentrované kyseliny sírové a otáčením se zkumavkou, po smočení stěn ve vzniklém roztoku se opatrně a po částech přidalo 10 ml roztoku hydroxidu sodného. Ještě bylo nezbytné obsah zkumavky promíchat a po zchladnutí na laboratorní teplotu byl po 10 minutách při vlnové délce 410 nm v posledním kroku změřen v 1 cm kyvetě.

Od koncentrace mg/l daného vzorku bylo ještě nutné odečíst slepé stanovení, které se připravovalo stejným způsobem avšak z demineralizované vody.

#### 9.1.2.5 Sírany

##### Turbidimetrická metoda stanovení (EPA 375.4)

Potřebné chemikálie a roztoky (včetně postupu jejich přípravy):

- Kyselina chlorovodíková
- Chlorid sodný
- Chlorid barnatý dihydrát

Příprava činidla: rozpustit 25 g chloridu sodného a přidat 250 ml demi vody, přičemž za stálého míchání a chlazení přidat 250 ml koncentrované kyseliny chlorovodíkové. Výslednou směs poté doplnit po rysku do 1 000 ml demineralizovanou vodou.

##### Postup stanovení SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> v odebraném vzorku vody:

Nejprve bylo pomocí laboratorní váhy do zkumavky naváženo 30 mg rozetřeného chloridu barnatého (dihydrátu) a k němu přidáno 10 ml vzorku odebraného z vodního toku a 1 ml činidla. Vzniklý roztok byl promíchan a po

10 minutách změřen při nastavení vlnové délky 500 nm pomocí spektrofotometru v 1 cm kyvetě.

#### 9.1.2.6 Chloridy

##### Argentometrické stanovení dle Mohra (ČSN ISO 9297)

Potřebné chemikálie a roztoky (včetně postupu jejich přípravy):

- Chlorid sodný

Příprava roztoku chloridu sodného (0.02 M) pro účely stanovení přesné koncentrace dusičnanu stříbrného: 1.168 g chloridu sodného, sušeného po dobu 120 minut při teplotě 105 °C se rozpustí v demineralizované vodě o objemu 600 ml. Poté se doplní do 1 000 ml odměrné baňky. Takto vzniklý roztok je stálý rok a uchovává se v chladničce.

- Chroman draselný

Chromanový indikátor o koncentraci 100 g/l se připraví následujícím způsobem: 100 g chromanu draselného rozpustit v 600 ml a poté doplnit do 1 000 ml odměrné baňky. Výsledný roztok je při laboratorní teplotě stálý po dobu jednoho roku.

- Dusičnan stříbrný

Příprava roztoku dusičnanu stříbrného 0.02 M: dusičnan stříbrný o hmotnosti 3.397 g, sušený po dobu 120 minut při teplotě 105 °C se rozpustí v 600 ml demineralizované vody. Poté se doplní do 1 000 ml odměrné baňky. Takto připravený roztok je stálý několik měsíců a uchovává se v tmavé skleněné láhvi.

##### Postup stanovení Cl-

Nejprve se do titrační baňky odměřilo 100 ml vzorku vody (pH v rozmezí 5-9) a k němu byl přidán 1 ml chromanového indikátoru. Vzniklý roztok byl dále titrován 0.02 M dusičnanem stříbrným až do chvíle vzniku červenohnědého zbarvení.

V případě, že je při titraci spotřebováno více než 25 ml dusičnanu stříbrného, se vzorek vody ředil demineralizovanou vodou. Stejným způsobem bylo získáno i slepé stanovení a to pouze s tím rozdílem, že místo 100 ml vzorku se použilo stejné množství demineralizované vody. Měření v této fázi však ještě není kompletní. Pro každé laboratorní měření bylo nezbytné stanovit přesnou koncentraci dusičnanu stříbrného a to dosazením do následující rovnice:

$$C(\text{AgNO}_3) = (C_{\text{NaCl}} * V_{\text{NaCl}}) / V \text{AgNO}_3$$

A pro konečný výpočet koncentrace chloridů v příslušných jednotkách (mg/l) se postupovalo dle rovnice uvedené níže.

$$C(\text{Cl}^-) = (V_{\text{vzorku}} - V_{\text{slep}}) * C_{\text{AgNO}_3} * f / V_{\text{vzorku}}$$

Příčemž  $f$  je konstanta, za níž se dosazuje hodnota 35453. Do výpočtu je dále nutné zahrnout případné ředění vzorku demineralizovanou vodou, pokud je při titraci spotřebováno více než 25 ml dusičnanu stříbrného.

## 9.2 Odběr a determinace makrozoobentosu

Odběr společenstev makrozoobentosu byl na Meredském potoce odebrán celkem dvakrát. Jednou v jarním období (4.5.2015) a podruhé na podzim (7.11.2015). Byla dodržena metodika odběru schválená pro odebírání a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod (Kokeš a Němejcová, 2006) a metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos (Opatřilová a kol. 2011).

Odběr byl proveden pomocí bentosové ruční sítě, která byla postavena na dno kratší stranou. Na odběrném stanovišti (MER1 - MER7) se vytipovala místa s pomalejším i rychlým proudem, s klidnou hloubkou a vodními rostlinami, mrtvým dřevem, příbřežní mělčiny, jemné sedimenty a trsy trávy, u nichž byl odhadnut jejich plošný podíl z celkové plochy dna odběrového úseku. Každému habitatu poté byla věnována odpovídající doba z celkové doby odlovu, jenž je stanovena na dobu 3 minut – takový odběr odpovídá standardní metodě semikvantitativního multihabitatového vzorkování. Na těchto místech je dno rozrušováno nohou (kick-sampling) a v mělčích částech toku ručně obraceny kameny a listí, aby se proudem vody podařilo zachytit i organismy přisedlé. Po uplynutí stanovené doby, přecházení mezi jednotlivými dílčími místy na lokalitě se do celkového času nezapočítává, byl ze sítě odstraněn přebytečný rostlinný materiál a kameny. Zbýlý obsah bentosové sítě byl převeden i se zachyceným sedimentem do bílých vzorkovnic a zalit technickým lihem, aniž by v terénu došlo k předchozímu třídění organismů. Každá vzorkovnice byla na místě označena vodostálým fixem, aby se předešlo jejich případné záměně.

Vzorkovnice byly až do doby dalšího zpracování jejich obsahu uloženy na místě s konstantní teplotou a odvětráváním. Poté byl fixovaný vzorek ze vzorkovnice vyklopen do ruční sítě o velikosti ok 250  $\mu\text{m}$ , náležitě propláchnut a jednotlivé organismy vytříděny do menších lahvíček s technickým lihem a opatřeny zkratkou

místa a sezóny odběru. Samotná determinace byla provedena pomocí bionokulární lupy Olympus SZ51, s využitím entomologické pinzety a Petriho misky v hydrobiologické laboratoři České zemědělské univerzity v Praze. Díky tomuto vybavení šlo organismy roztřídit do taxonomických skupin a následně uložit do samostatných zkumavek s lihem. Každá byla označena místem odběru a sezónou.

Dle vypořizovaných morfologických znaků se provedla determinace organismů na nejnižší možnou taxonomickou úroveň – většina makrozoobentosu byla s využitím determinačních klíčů (Chejsin, 1955; Pflieger, 1988; Sládeček a Sládečková, 1997) určena do druhové úrovně a některé hůře rozpoznatelné do rodů, případně pouze čeledí (Chironomidae). Zaznamenávány byly i počty nalezených jedinců.

Dále byla k determinaci využita práce Reslové (2011) o ploštěnkách a Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera (Straka a Sychra, 2007).

Pro vyhodnocení kvality vody a účely této práce byly využity následující indexy (obr. č. 5, obr. č. 6, obr. č. 7, obr. č. 8):

- saprobní index,
- BMWP skóre,
- ASPT index,
- Margalefův index početnosti.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \cdot w_i \cdot h_i}{\sum_{i=1}^n w_i \cdot h_i} \quad (1)$$

kde:

$S$  je saprobní index společenstva,

$S_i$  je individuální saprobní index  $i$ -tého taxonu ( $i = 1, 2, \dots, n$ ),

$h_i$  je individuální hojnost  $i$ -tého taxonu ( $i = 1, 2, \dots, n$ ) či jeho počet v 1 ml,

$w_i$  je individuální indikační váha  $i$ -tého taxonu ( $i = 1, 2, \dots, n$ ).

Obr. č. 5: Vzorec pro výpočet saprobního indexu společenstva (Kokeš a Vojtíšková, 1999)

$$D = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^S (s_i - \bar{S})^2 \cdot h_i \cdot i_i}{n \cdot 1 \cdot \sum_{i=1}^S h_i \cdot i_i}} \quad (\text{Friedrich 1990, Rosenberg et. al 1993})$$

kde:  $S_i$  = výsledný saprobní index     $s_i$  = individuální saprobní index  $i$ -tého druhu  
 $h_i$  = početnost  $i$ -tého druhu     $i_i$  = individuální indikační váha  $i$ -tého druhu  
 $S$  = počet druhů ve vzorku     $n$  = počet jedinců ve vzorku

Je-li  $D > 0,2$ , je hodnota  $S_i$  považována za nespolehlivou a doporučuje se přihlídnout i k jinému hodnocení.

Obr. č. 6: Vzorec pro výpočet výsledného saprobního indexu (Kokeš a Vojtíšková, 1999)

Taxon	systematická jednotka (SU)	skór
Erpobdella monostriata	Erpobdellidae	3
Rhithrogena sp.	Heptageniidae	10
Ecdyonurus submontanus	Heptageniidae	
Ecdyonurus venosus	Heptageniidae	
Ephemerella ignita	Ephemerellidae	10
Dinocras cephalotes	Perlidae	10
Hydraena sp.	Hydraenidae	
Elmis sp.	Elmidae	5
Lathelmis sp.	Elmidae	
Limnius sp.	Elmidae	
Rhyacophila dorsalis	Rhyacophylidae	7
Hydropsyche siltalai	Hydropsychidae	5
Polycentropus flavomaculatus	Polycentropodidae	7
Potamophylax luctuosus	Limnephilidae	7
Hexatoma bicolor	Limoniidae	
Thienemannimyia sp.	Chironomidae	2
Orthocladus sp.	Chironomidae	
BMWP skóre = $\Sigma$ skóre		66
počet skórujících SU		10
ASPT index = $BMWP / \Sigma SU$		6,6

Obr. č. 7: Ukázka tabulkového vyhodnocení indexu ASPT a BMWP skóre (Kokeš a Vojtíšková, 1999)

- Margalefův index

$$D_{Ma} = \frac{S - 1}{\ln N} \quad (\text{Odum 1977, Metcalfe 1989})$$

kde:  $S$  = počet druhů a  $N$  = počet všech jedinců v populaci nebo společenstvu.

Obr. č. 8: Vzorec pro výpočet Margalefova indexu (Kokeš a Vojtíšková, 1999)

### 9.3 Hydroekologický monitoring

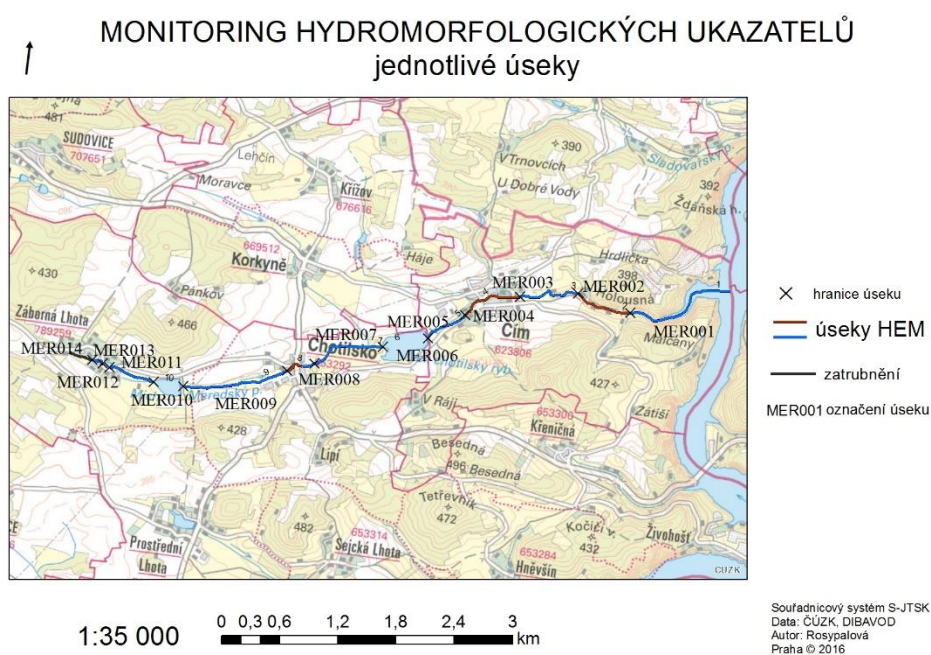
Monitoring hydromorfologických charakteristik toků je součástí systému monitoringu složek ekologického stavu vodních útvarů pro účely naplnění

požadavku Rámcové směrnice Evropského společenství o vodní politice. Metodika využívaná v České republice splňuje základní požadavky, jež udává legislativa jak ČR, tak Evropské unie a dále také princip praktické aplikovatelnosti v rámci programů monitoringu (Langhammer, 2014a).

Pro účely této diplomové práce byla využita nejnovější metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků založená na principu skórování jednotlivých parametrů, jež byly hodnoceny z pohledu jejich vlivu na hydromorfologickou kvalitu toku. Tato metodika uvádí celkem 17 ukazatelů, které jsou sledovány v rámci daného úseku ve třech zónách (Langhammer, 2014a):

- koryta,
- břehy (resp. příbřežní zóna),
- inundační území.

Na základě charakteru trasy toku, využití údolní nivy a upravenosti břehů byl hlavní tok Meredského potoka rozdělen celkem do 14 úseků (obr. č. 9).



Obr. č. 9: Úseky hydromorfologického monitoringu

V rámci těchto úseků jsou monitorovány a k vyhodnocení hydromorfologické kvality použity parametry (tab. č. 5).



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

Tab. č. 5: Hodnocené parametry hydromorfologické kvality toku (Langhammer, 2014a)

Hydroekologický monitoring na hlavním toku Meredského potoka byl proveden v podzimním období (listopad 2015) a za nízkého vodního stavu. Břehová vegetace nebránila průchodnosti a byl tedy splněn požadavek, aby bylo možné dostatečně popsat požadované charakteristiky a následně je zaznamenat v souladu se schválenou metodikou hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodního toku (Langhammer, 2014a). Byla využita nejen vlastní data zjištěná v rámci terénního pozorování, ale také data distanční, tj. ortofotomapy a historické mapy vytvořené během II. vojenského mapování. Obě metody lze využívat, protože jsou při hodnocení dat rovnocenné a měla by být využita ta metoda, pomocí níž lze pořádit data s vyšší mírou spolehlivosti stanovení. Distanční data byla pro účely této práce využita u hodnocení následujících parametrů:

- historický stav toku,
- šířka údolní nivy,
- průchodnost inundačního území,
- využití příbřežní zóny a údolní nivy.

Sledované parametry byly v převážné většině stanoveny z břehu, tj. se spolehlivostí stanovení B, avšak z důvodů obtížné čitelnosti historických map, byl pro úseky MER001, MER002 a MER004 historický stav vodního toku stanoven expertním odhadem s třídou spolehlivosti C. Pro každý sledovaný úsek se

vyplňovala tabulka, do níž byly zaznamenány hodnoty jednotlivých ukazatelů. Pouze pro úseky MER006, MER010, MER012, které jsou tvořeny vodními nádržemi nebo rybníky a zatrubněný úsek MER014 nebyly tyto tabulky vyplněny. Vodní nádrže nepodléhají posuzování na základě metodiky HEM a úseku zatrubněnému je automaticky přiřazována nejhorší hodnota ukazatele. Tyto úseky jsou charakterizovány délkou úseku, mají ID a jsou blíže popsány (tab. č. 6):

ID úseku	Délka úseku	Bližší popis
MER006	608.9	Velký chotilský rybník
MER010	300.9	rybník Mích
MER012	78.4	Dolní rybník
MER014	248.7	zatrubnění

Tab. č. 6: HEM – nehodnocené úseky vodních útvarů a zatrubněná část

Při terénním mapování bylo dále použito měřicí pásmo, mapa pro zakreslení hranic úseků, mobilní telefon s aplikací GPS Status a za účelem pořízení doprovodné fotodokumentace také fotoaparát. Vyplněné formuláře pro jednotlivé úseky byly převedeny do elektronické podoby prostřednictvím programu Excel 2013 (programový balíček Microsoft Office 2013). Hodnotám zaznamenaných ukazatelů z pohledu jejich vlivu na hydromorfologickou kvalitu je v závislosti na jejich četnosti nebo rozsahu výskytu přiřazeno skóre. Celková hydromorfologická kvalita úseku je poté vypočtena jako vážený průměr skóre, stanoveného pro jednotlivé ukazatele na základě skórovacích tabulek. Váhy pro jednotlivé ukazatele jsou stanoveny dle skupiny typů toků pro typové specifické hodnocení hydromorfologického stavu toků. Dle uvedeného rozdělení (Langhammer, 2014b) lze Meredský potok zařadit do skupiny PPK, která je tvořena malými toky na krystaliniku v pahorkatinách. Teprve poté se vypočte hydromorfologická kvalita úseku, která vstupuje společně s délkou úseku do výsledného výpočtu kvality toku (obr. č. 10). Po provedení všech výpočtů byla hodnota kvality pro jednotlivé úseky vyjádřena jedním z pěti stupňů hydromorfologického stavu a v prostředí ESRI ArcGis, ArcMap 10.3.1 vytvořena tematická mapa.

Podoba vzorce pro výpočet hydromorfologické kvality úseku:

$$HMS = (TRA * ktra\_typ + VSK * kvsk\_typ + VHL * kvhl\_typ + VHP * kvhp\_typ + DNS * kdns\_typ + UDN * kudn\_typ + MDK * kmdk\_typ + STD * kstd\_typ + PRO * kpro\_typ + OHR * kohr\_typ + PPK * kppk\_typ + UBR * kubr\_typ + BVG * kbvg\_typ + VPZ * kvpz\_typ + VNI * kvni\_typ + PIN * kpin\_typ + BMK * kcpr\_typ) / 4$$

$$HMK_{UV} = \frac{\sum_{i=1}^n HMK_i \cdot L_i}{\sum_{i=1}^n L_i}$$

Kde je:  $HMK_{UV}$  výsledná hydromorfologická kvalita vodního útvaru,  
 $HMK_i$  hydromorfologická kvalita i-tého úseku,  
 $L_i$  délka i-tého úseku,  
 $n$  počet hodnocených úseků v rámci vodního útvaru.

Obr. č. 10: Výpočet výsledné hydromorfologické kvality vodního útvaru (Langhammer, 2014b).

## 10. Výsledky

### 10.1 Ukazatele fyzikálně-chemické kvality vody

Chemická kvalita vody v Meredském potoce byla vyhodnocena dle platných právních předpisů, tedy normy ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod a nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, v platném znění. Protože byl tento tok zařazen mezi kaprové vody, jeho hodnocení vychází i z nařízení vlády č. 71/2003 Sb., o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod, ve znění pozdějších předpisů.

NEK-RP je zkrácené označení pro normu environmentální kvality a jak uvádí nařízení vlády č. 401/2015 Sb., je vyjádřena jako celoroční průměrná hodnota daného ukazatele. To znamená, že aritmetický průměr naměřených koncentrací v různých časech průběhu roku ani jednou nepřekročí stanovené limitní hodnoty. V případě, že dojde alespoň v jednom případě k jejímu překročení, chemická kvalita sledovaného úseku je nevyhovující. Norma ČSN 75 7221 stanovuje mezní hodnoty (tabulka č. 7) pro jednotlivé ukazatele, podle kterých se stanoví jakost povrchového útvaru, přičemž pro celkovou jakost je vždy rozhodující nejhorší z ukazatelů.

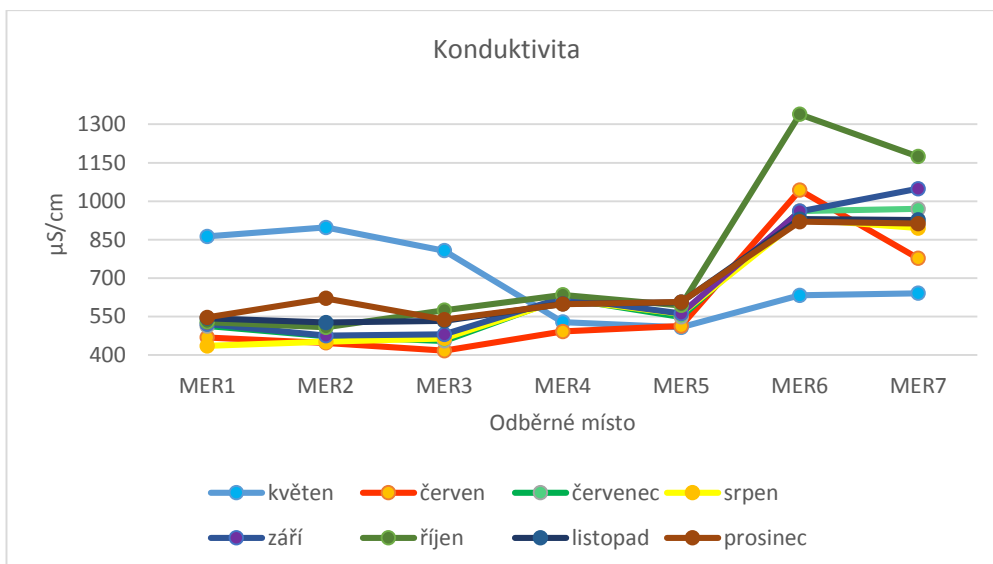
Ukazatel	Jednotka	Třída jakosti				
		I.	II.	III.	IV.	V.
Amoniakální dusík	mg/l	< 0.3	< 0.7	< 2	< 4	≥ 4
celkový fosfor	mg/l	< 0.05	< 0.15	< 0.4	< 1.0	≥ 1
dusičnanový dusík	mg/l	< 3	< 6	< 10	< 13	≥ 13
chloridy	mg/l	< 100	< 200	< 300	< 450	≥ 450
konduktivita	mS/m	< 40	< 70	< 110	< 160	≥ 160
rozpuštěný kyslík	mg/l	> 7.5	> 6.5	> 5	> 3	≤ 3
sírany	mg/l	< 80	< 150	< 250	< 400	≥ 400
saprobni index makrozoobentosu		< 1.5	< 2.2	< 3.0	< 3.5	≥ 3.5
dusitanový dusík	mg/l	-	-	-	-	-
pH		-	-	-	-	-

Tabulka č. 7: Mezní hodnoty pro stanovení jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221)

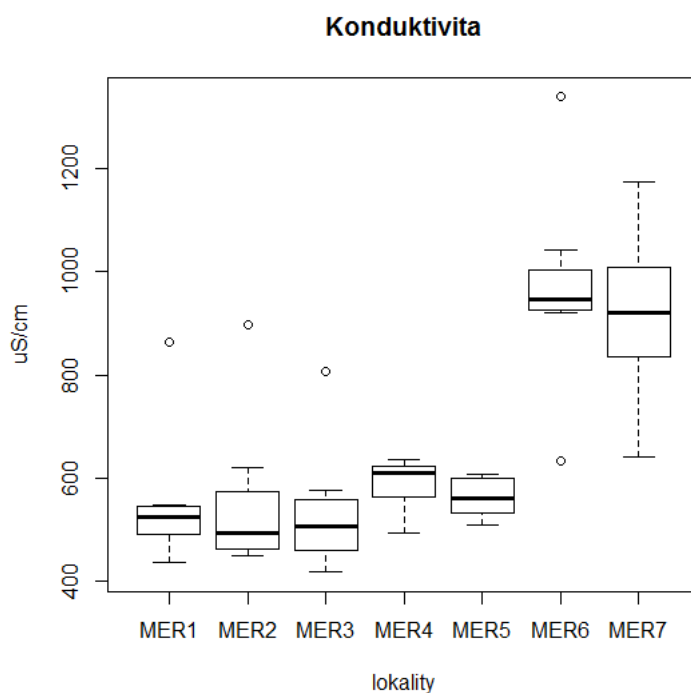
Pro lepší znázornění jednotlivých hodnot a jejich průběh byl využit program R verze 3.2.3, který umožňuje statistické vyhodnocení a vytvoření krabicových grafů.

#### 10.1.1 Konduktivita

Pro konduktivitu, nebo-li vodivost neudávají normy environmentální kvality ani vyhláška o kaprových vodách žádnou limitní hodnotu, která by neměla být překročena. Průběh naměřených hodnot v době trvání monitoringu (obr. č. 11), ze kterého lze s výjimkou května vyzorovat navýšení hodnoty vždy od předposledního odběrného místa (MER6). Zde byla také naměřena nejvyšší hodnota za celé sledované období. S výjimkou květnového odběru má konduktivita v podélném profilu vzrůstající tendenci. Tento jev je dobře patrný z krabicového grafu (obr. č. 12).



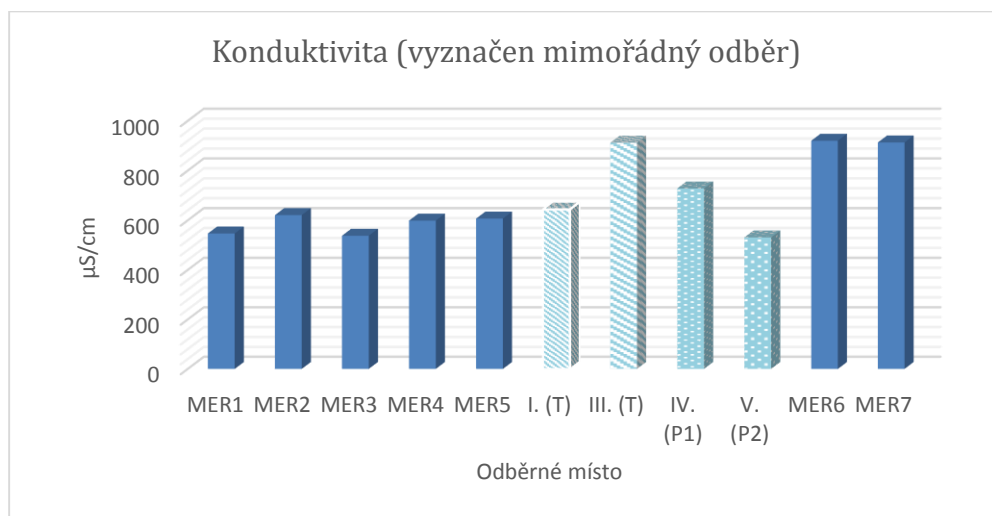
Obr. č. 11: Graf průběhu naměřených hodnot konduktivity



Obr. č.12: Krabicový graf znázorňující hodnoty konduktivity jednotlivých odběrných míst Meredského potoka

Nejhůře byly na toku hodnoceny odběrné lokality MER6 a MER7, kde průměrné hodnoty přesahovaly limit pro mírně znečištěnou vodu. Během odběru, který byl na mimořádných místech proveden v prosinci, bylo zjištěno, že hodnota konduktivity narůstá v okolí výrobního objektu BOCA spol. s r.o. a na jednom

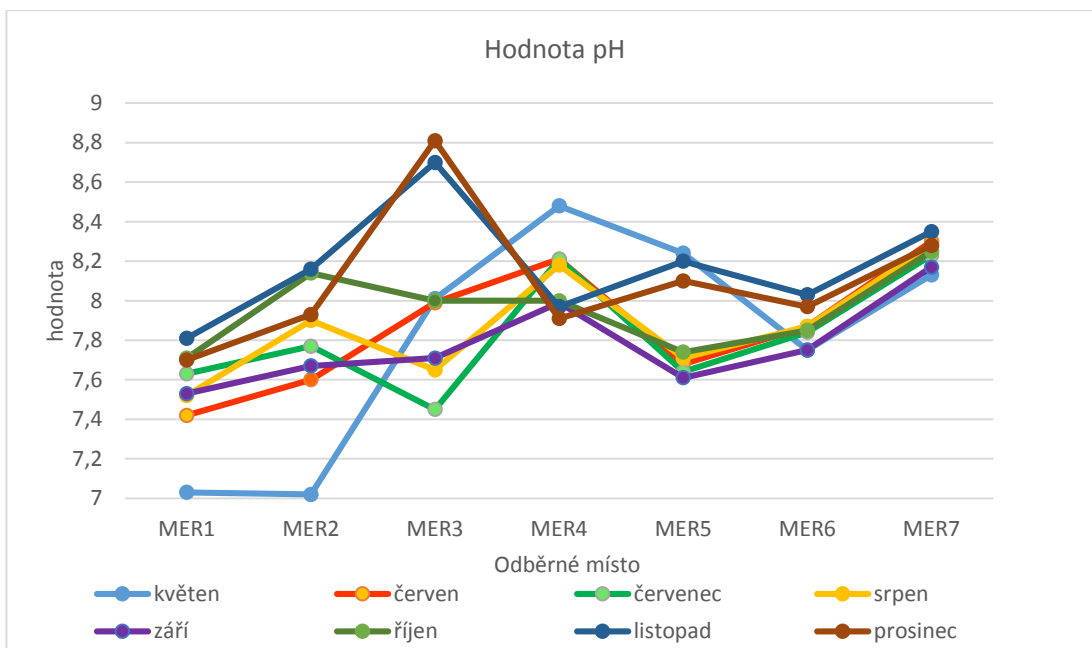
z přítoků je v porovnání s místy pravidelného odběru zvýšená elektrolytická konduktivita.



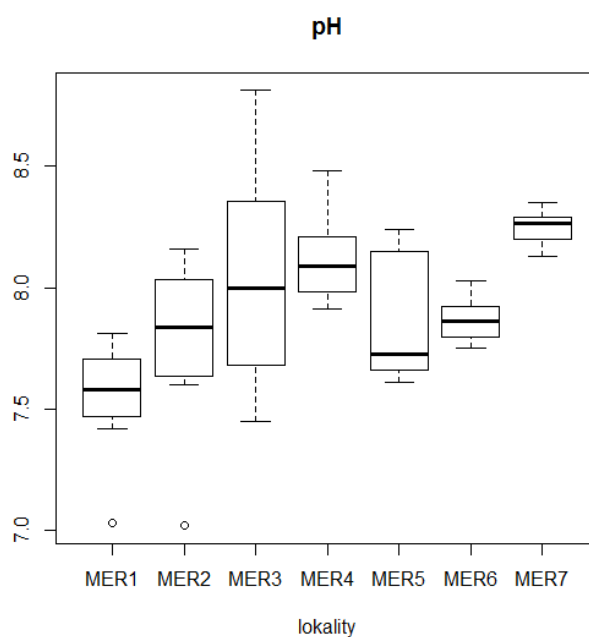
Obr. č. 13: Graf s vyznačením hodnot konduktivity – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

### 10.1.2 pH

Hodnota pH na pravidelných odběrných lokalitách ani jednou nepřekročila stanovené limity environmentální kvality, všechny se pohybují v rozmezí 5-9. Květnové hodnoty se v podélném profilu odlišují především na prvních dvou odběrných místech, tj. MER1 a MER2 (obr. č. 14). Zde byly také naměřeny nejmenší hodnoty za celé sledované období. Největší rozdíly v naměřených hodnotách byly zjištěny na odběrné lokalitě MER3, nacházející se ihned za rybníkem. Oproti ní byly na lokalitě MER7 v zátocě, kde se tok vlévá do Vltavy, zjištěny jen velmi malé rozdíly.

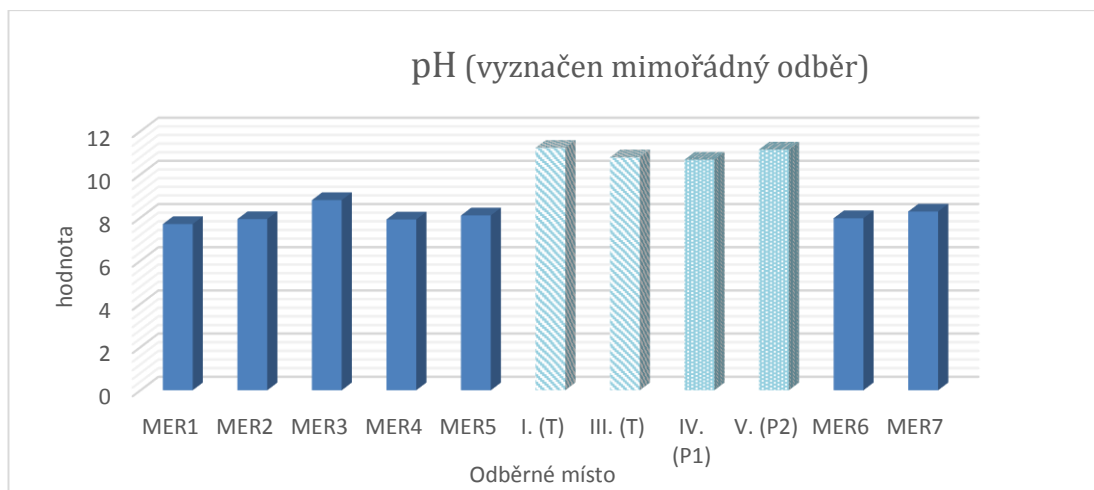


Obr. č. 14: Graf průběhu naměřených hodnot pH



Obr. č. 15: Krabicový graf znázorňující hodnoty konduktivity jednotlivých odběrných míst Meredského potoka

Na mimořádných odběrných místech v prosinci již k překročení norem a limitům pro kaprové vody došlo a to jak v okolí továrny, tak na obou přítocích (obr. č. 16).

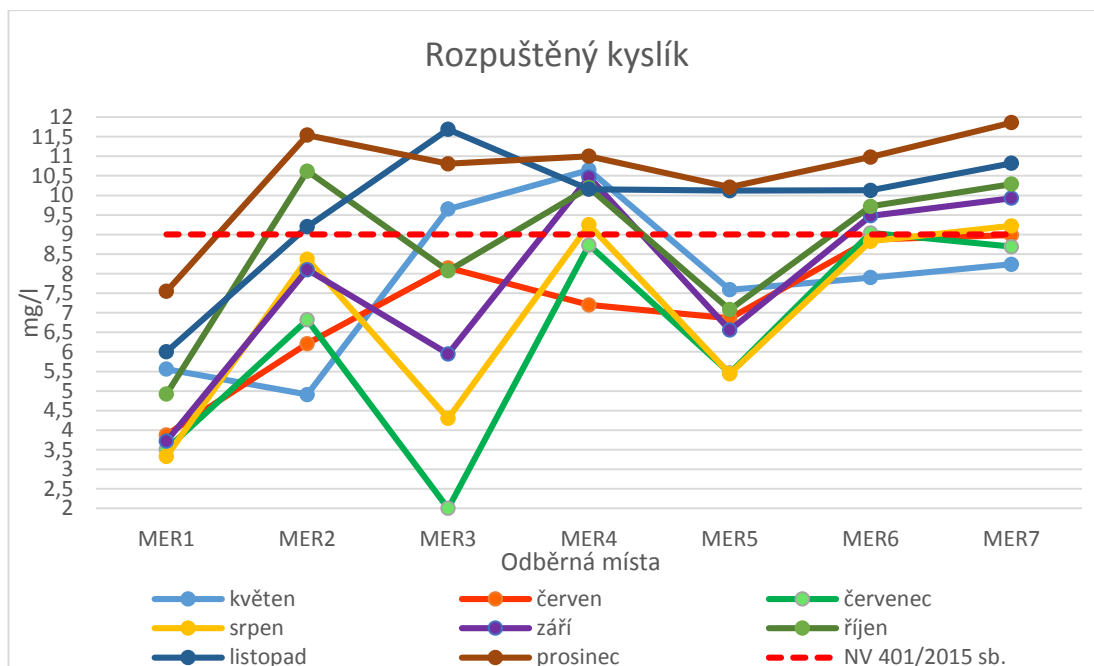


Obr. č. 16: Graf s vyznačením hodnot pH – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

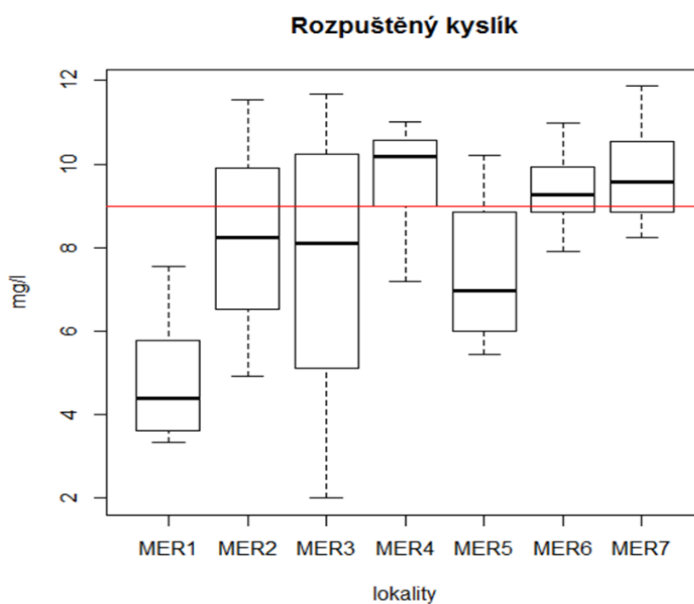
### 10.1.3 Rozpuštěný kyslík

Koncentrace rozpuštěného kyslíku je společně s celkovým fosforem a amoniakálním dusíkem na Meredském toku jedním z nejhůře hodnocených ukazatelů. Na většině odběrných míst v první části toku kyslík nedosahuje požadované hodnoty, výjimkou jsou odběrné lokality MER4, MER6 a MER7 (obr. č. 17 a obr. č. 18). Odběrné místo MER1 se nachází v obci a kvalita vody zde nikdy nedosahovala požadovaných hodnot. Po převážnou část monitorovaného období byla v toku pozorována rozkládající se rostlinná hmota. Nízké koncentrace jsou patrné i v místě odběrné lokality MER3 (výtok z rybníka Mích) a v odběrném místě MER5, kde byla v průběhu monitoringu pozorována zvýšená eroze břehů a v letním období se v okolí toku hromadil rostlinný odpad z přilehlých ploch.



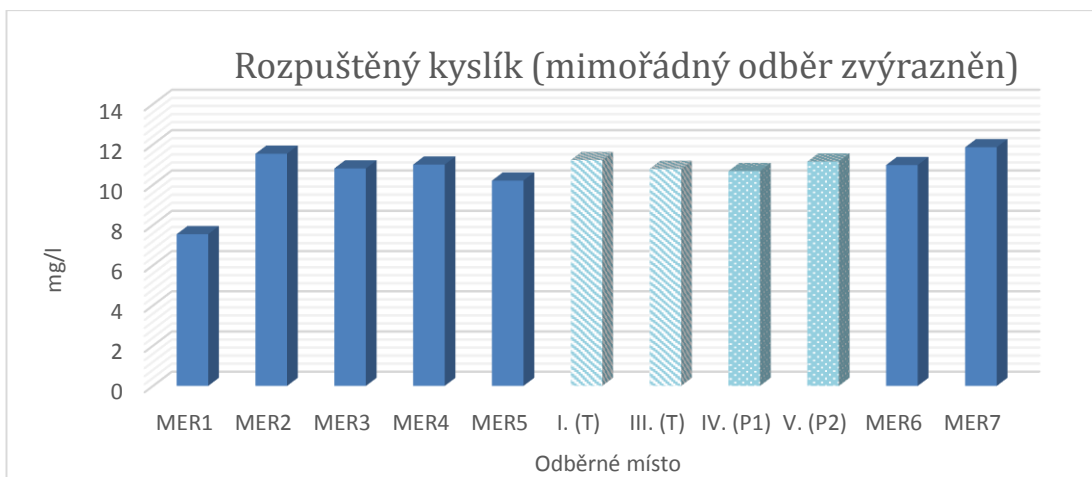


Obr. č. 17: Graf průběhu naměřených hodnot pH s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP



Obr. č. 18: Krabicový graf znázorňující koncentrace rozpuštěného kyslíku jednotlivých odběrných míst Meredského potoka

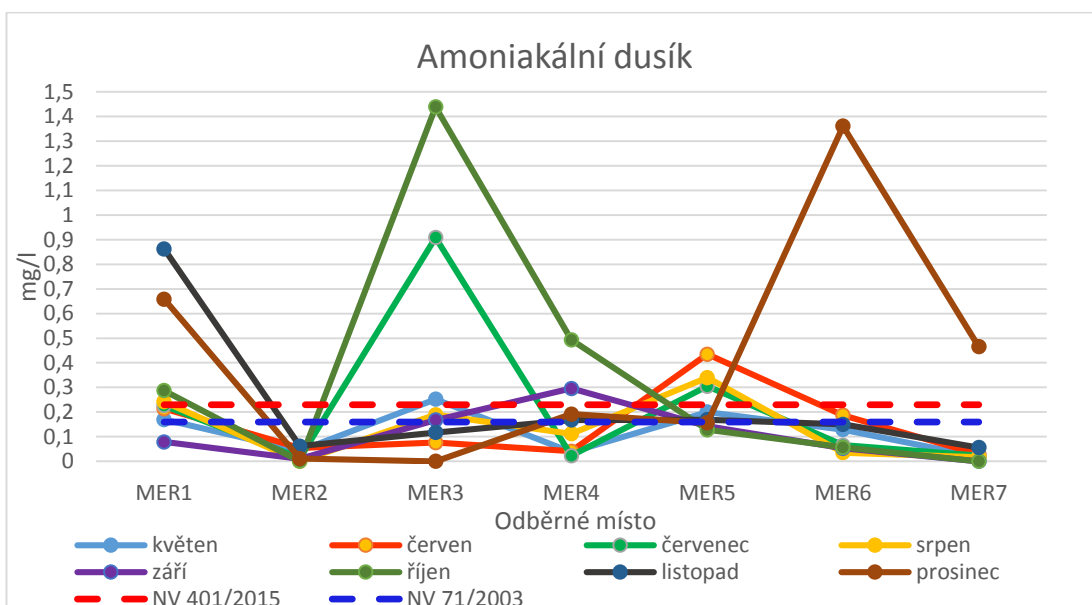
Na místech mimořádného odběru provedeného dne 6.12.2015 žádné významné zvýšení ani kolísání nebylo zaznamenáno. Rozpuštěný kyslík se pohyboval okolo 11 mg/l (obr. č. 19).



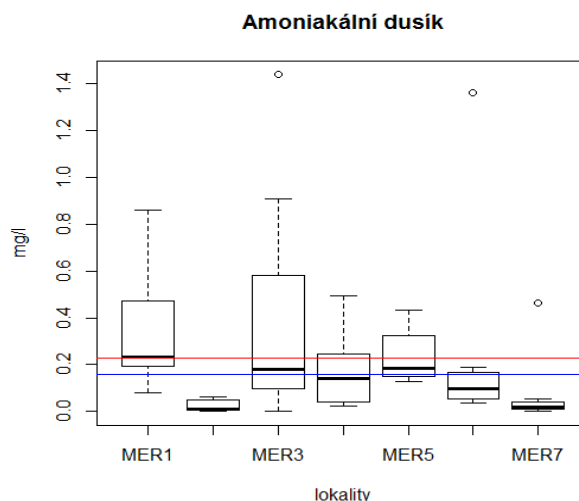
Obr. č. 19: Graf s vyznačením koncentrace rozpuštěného kyslíku – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

#### 10.1.4 Amonné ionty

Koncentrace amoniakálního dusíku a jejich změny v podélném profilu znázorňuje graf, ze kterého je patrné, že v průběhu monitoringu došlo k překročení norem environmentální kvality ihned několikrát a na několika místech i opakovaně (obr. č. 20). Totéž platí i pro koncentrace udávané pro kaprové vody – pouze na odběrném místě MER2 byla naměřená vyhovující hodnota. Zvýšené koncentrace lze pozorovat na odběrných místech MER1, MER3 a MER5 (obr. č. 21), pro které je společné, že se nacházejí v blízkosti rybníka – největší naměřená hodnota činila 1.4 mg/l a to právě na výtoku z rybníka Mích (MER3).

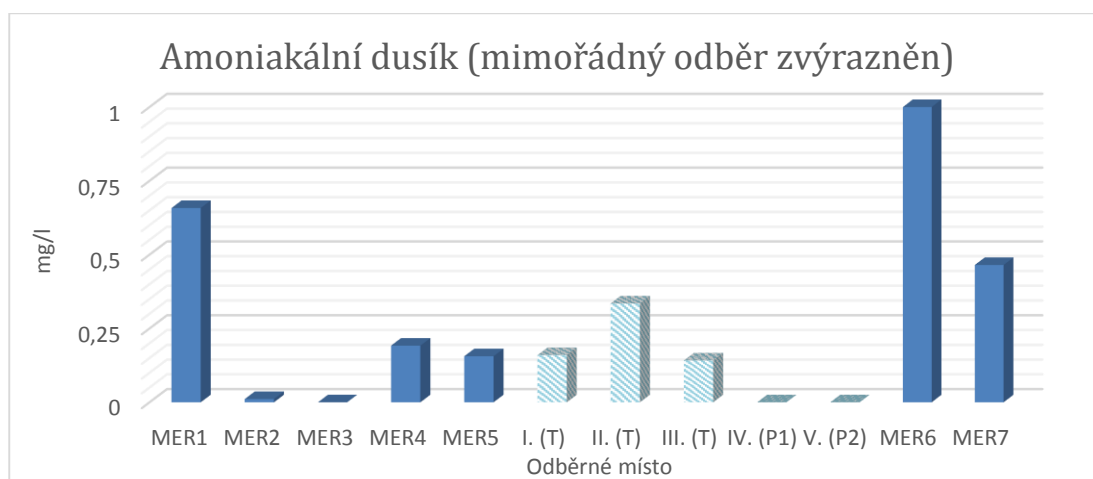


Obr. č. 20. Graf průběhu naměřených hodnot pH s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP a hraniční koncentrace stanovené pro kaprové vody (modrá přerušovaná čára)



Obr. č. 21: Krabicový graf znázorňující koncentrace amoniakálního dusíku jednotlivých odběrných míst Meredského potoka s vyznačením limitů NEK-RP (červená čára) a kaprových vod (modrá čára)

Při mimořádném odběru nebyl na obou přítocích Meredského potoka amoniakální dusík detekován (obr. č. 22). Zde souvislost zvýšení amonných iontů s polohou rybníku na toku nebyla prokázána a oba přítoky zároveň splňují hodnoty pro život kaprových ryb. Rapidní vzrůst koncentrace na 1.5 mg/l byl na odběrném místě MER6, který podléhal měsíčnímu monitoringu, zaznamenaný pouze v prosinci.

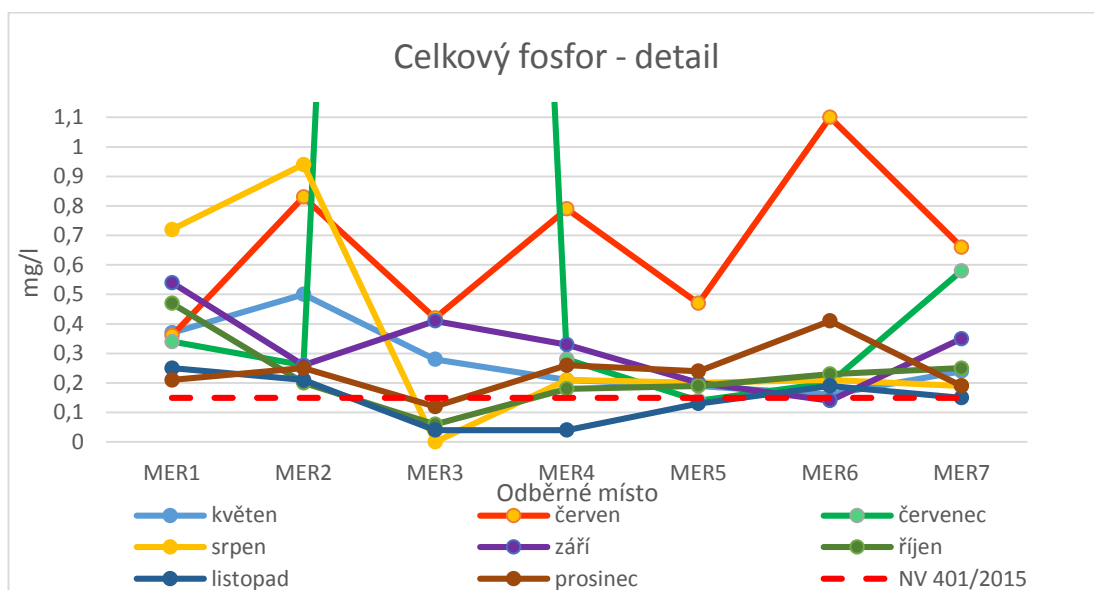


Obr. č. 22: Graf s vyznačením koncentrace amoniakálního dusíku – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

### 10.1.5 Celkový fosfor

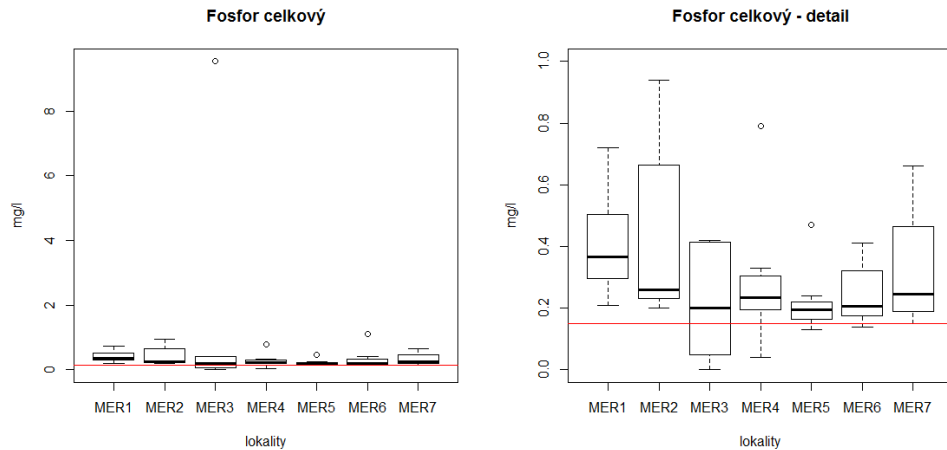
Tento parametr byl překročen při hodnocení fyzikálně-chemické kvality vodního toku skoro na všech lokalitách. Pro kaprové vody není přípustná hodnota znečištění stanovena, normu environmentální kvality však průměrné naměřené

hodnoty překročily na úplně všech monitorovaných lokalitách (obr. č. 23). První dvě odběrná místa byla dle ČSN 75 7221 zařazena do IV. kategorie kvality (silně znečištěná voda) a MER3, kde se přímo na kvalitě vody odráží odtok z vodní plochy Mích do V. kategorie kvality. Na odběrné lokalitě MER3 dosahuje celkový fosfor v červenci vysoké hodnoty 9.53 mg/l. Tak velká koncentrace nebyla nikde jinde v povodí naměřena. Druhé nejvyšší množství 1.1 mg/l chemická analýza odhalila za obcí Čím (MER6).



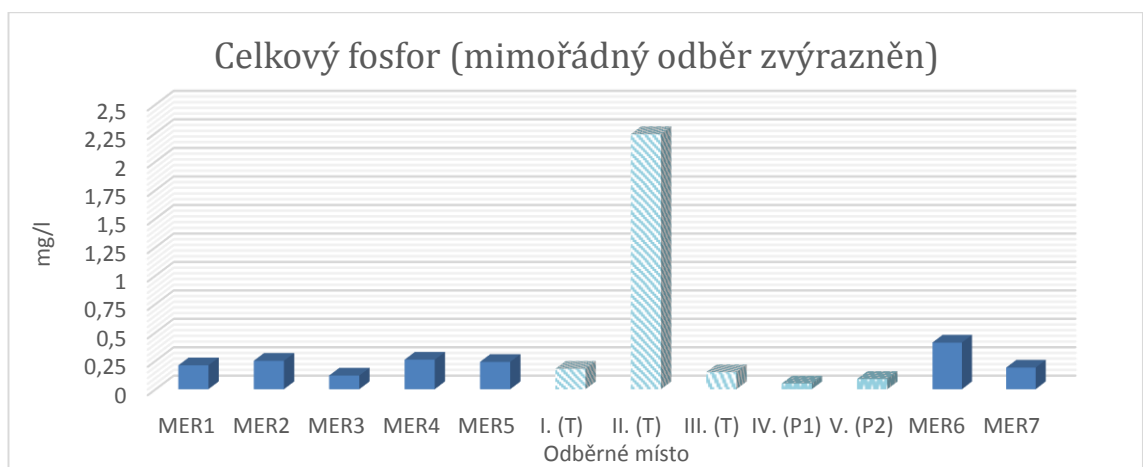
Obr. č. 23: Graf průběhu naměřených hodnot celkového fosforu s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP a hraniční koncentrace stanovené pro kaprové vody

Z detailu krabicového grafu (obr. č. 24) lze odečíst, že vyšší koncentrace jsou společné i pro odběrné lokality MER1 a MER2 v blízkosti Záborné Lhoty, kde je v povodí Meredského potoka malé procento zastavěného území. Zde převažuje plocha lesa a zemědělské, případně pastevní plochy a louky. Celkový fosfor bývá nejčastěji spojován s antropogenními tlaky, v tomto případě pravděpodobně se zemědělskou činností, a může poukazovat na zvýšenou eutrofizaci toku, se kterou pravděpodobně souvisí i nejvyšší naměřená hodnota na lokalitě MER3.



Obr. č. 24: Krabicový graf znázorňující koncentrace celkového fosforu jednotlivých odběrných míst Meredského potoka a detailní krabicový graf pro koncentrace 0-1 mg/l

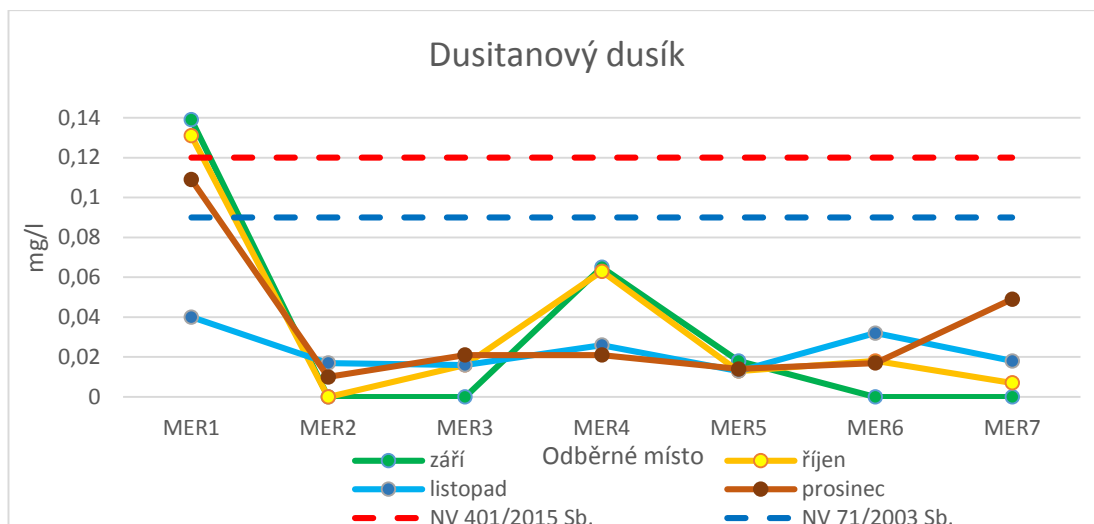
Vyšší koncentrace celkového fosforu byla zjištěna uprostřed obce Čím při odběru na mimořádně monitorovaných místech. V okolí areálu společnosti věnující se potravinářskému průmyslu (zpracování přírodních střev) byla zjištěna hodnota 2.24 mg/l. Ani tato koncentrace nesplňuje limit daný normou environmentální kvality (obr. č. 25).



Obr. č. 25: Graf s vyznačením koncentrace celkového fosforu – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

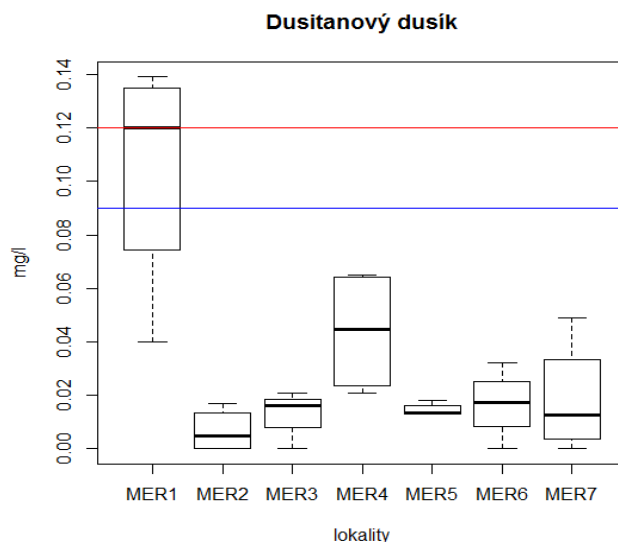
### 10.1.6 Dusitanový dusík

Dusitanový dusík nepodléhá hodnocení kvality dle ČSN 75 7221, normy environmentální kvality a vyhláška o kaprových vodách stanovují limitní hodnoty na 0.12 mg/l, respektive 0.06 mg/l (vody kaprové). V této práci byla analýza dusitanového dusíku provedena pro období září až prosinec 2015 a kromě první hodnocené lokality uprostřed obce Záborná Lhota byly limity splněny (obr. č. 26).



Obr. č. 26: Graf průběhu naměřených hodnot dusitanového dusíku s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP (červená přerušovaná čára) a hraniční koncentrace stanovené pro kaprové vody (modrá přerušovaná čára)

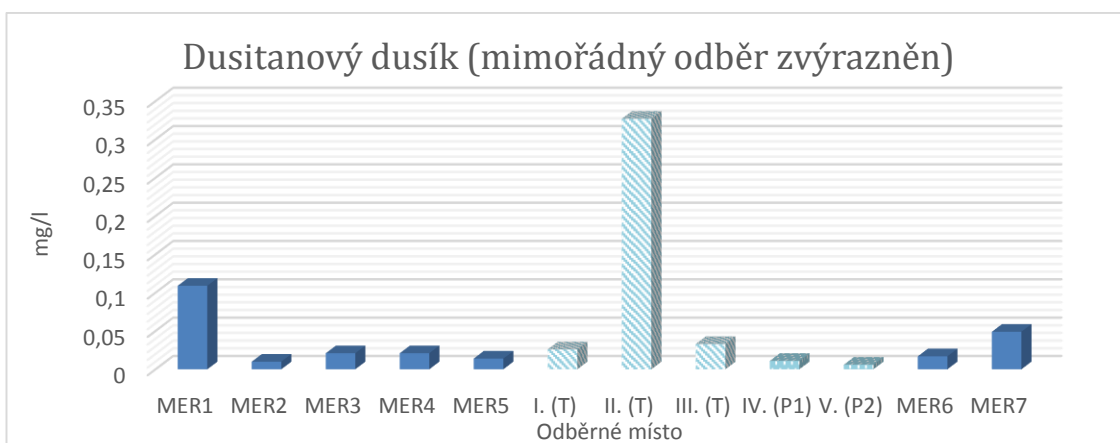
Zvýšené koncentrace dusitanového dusíku velmi dobře indikují antropogenní narušení toků, zvýšené koncentrace na odběrném místě MER1 a MER4 mohou souviset se zástavbou a komunálními odpady (obě odběrné lokality jsou uprostřed obcí obdobně jako monitorovací plocha MER6) (obr. č. 27).



Obr. č. 27: Krabicový graf znázorňující koncentrace dusitanového dusíku jednotlivých odběrných míst Meredského potoka s vyznačením limitních hodnot NEK-RP (červená čára) a kaprových vod (modrá čára)

Obdobně jako byla na mimořádných odběrných lokalitách na jednom místě zaznamenána zvýšená hodnota celkového fosforu, tak i v případě dusitanového dusíku byla na stejném monitorovaném místě v okolí BOCA, spol. s r.o. naměřena

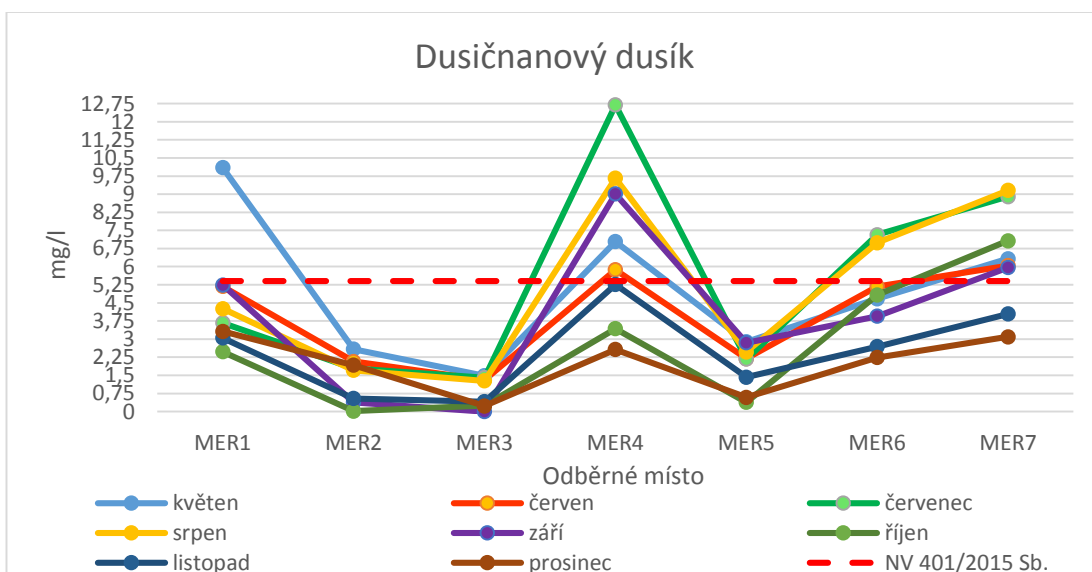
zvýšená hodnota 0.327 mg/l. Od odběrného místa MER5 se na toku koncentrace zpravidla zvyšují (obr. č. 28) a k jejich poklesu dochází až před vtokem Meredského potoka do Vltavy.



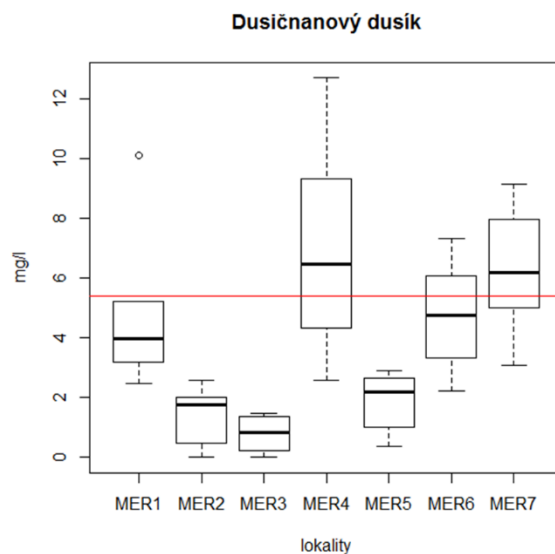
Obr. č. 28: Graf s vyznačením koncentrace dusitanového dusíku – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

### 10.1.7 Dusičnanový dusík

Další forma dusíku byla vyhodnocena taktéž dle norem environmentální kvality a koncentrace na jednotlivých místech použita pro zařazení hodnoceného úseku do třídy kvality dle ČSN 75 7221. Na odběrných lokalitách MER1, MER3, MER6 a MER7 došlo za dobu monitoringu alespoň jednou k překročení stanovené limitní hodnoty NEK-RP. Na podélném profilu je patrný velmi výrazný trend zvýšení koncentrace na odběrné lokalitě MER4 (obr. č. 29).

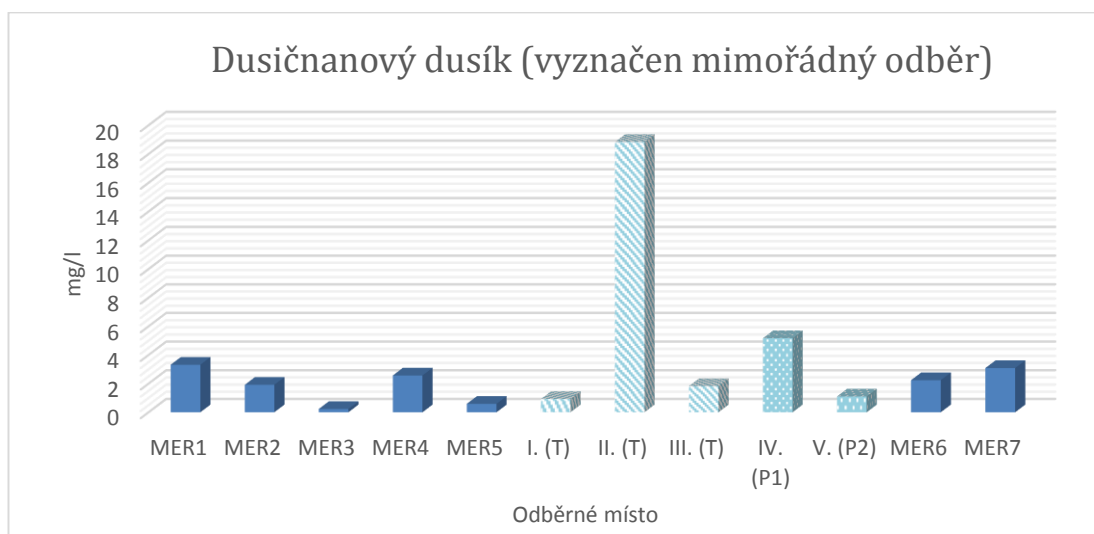


Obr. č. 29: Graf průběhu naměřených hodnot dusičnanového dusíku s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP (červená přerušovaná čára)



Obr. č. 30: Krabicový graf znázorňující koncentrace dusičnanového dusíku jednotlivých odběrných míst Meredského potoka

Hodnoty koncentrací více kolísají u odběrných míst v zástavbě, v místě MER4 bylo v prosinci naměřeno množství dusičnanového dusíku 2.57 mg/l, v srpnu největší naměřená koncentrace dosahovala 12.7 mg/l (obr. č. 30). V období tohoto měsíce byla největší koncentrace zjištěna také na odběrném místě MER7. Pro jarní a letní období jsou naměřené hodnoty oproti podzimním a zimním měsícům menší na všech lokalitách kromě listopadu. Odběr vzorků byl v tomto měsíci proveden 10 dní po vypouštění rybníka, a to zapříčinilo zvýšení koncentrací na dvou následujících lokalitách MER4 a MER5. Množství protékající vody v korytě bylo oproti suchým letním měsícům skoro dvojnásobné. Na mimořádně sledovaných odběrných místech koncentrace také kolísala, nárůst dusičnanů je pravděpodobně způsoben odpadními vodami a zemědělskou činností (obr. č. 31).

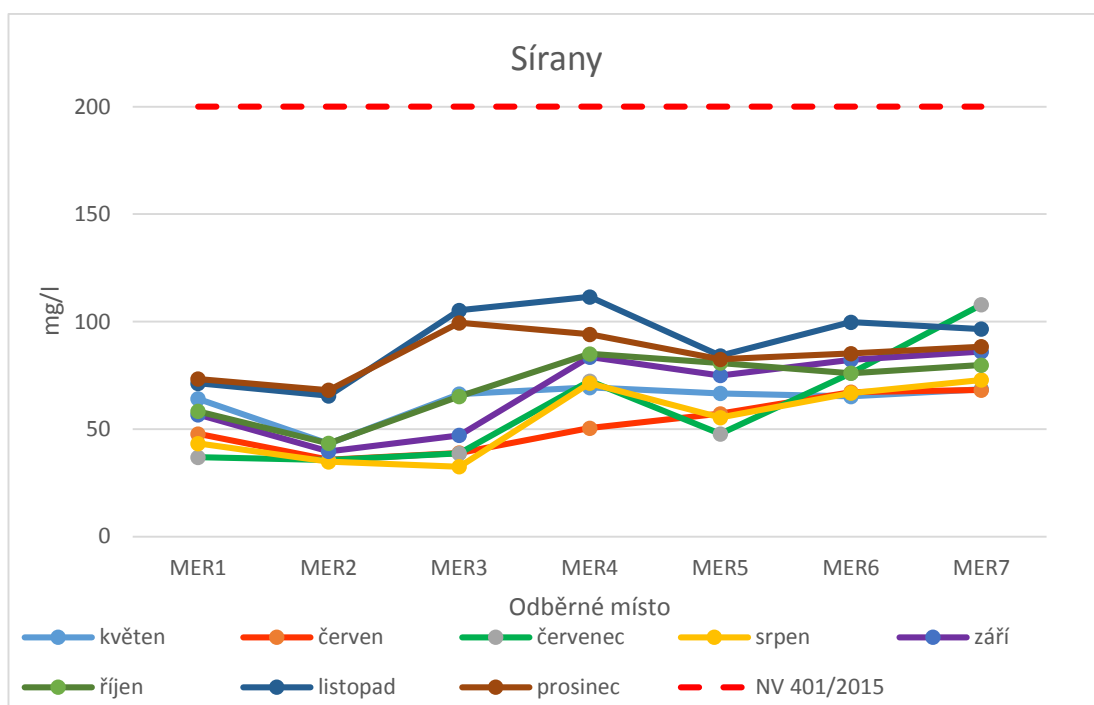




Obr. č. 31: Graf s vyznačením koncentrace dusičnanového dusíku – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

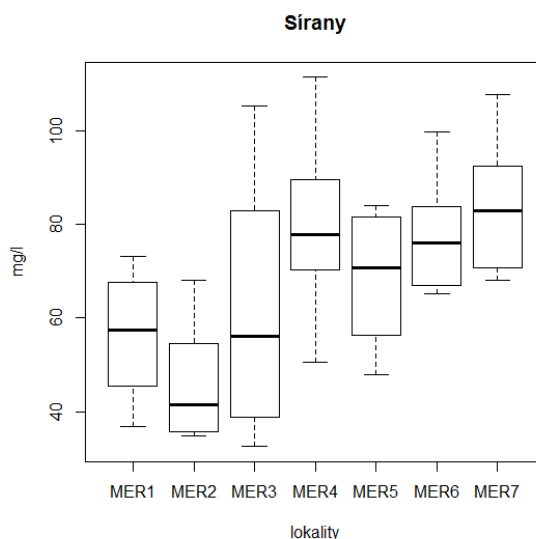
### 10.1.8 Sířany

Koncentrace byly vyhodnoceny dle norem environmentální kvality – jejich hodnota nikdy nepřekročila limit a dle síranů je i celková jakost toku dle průměrné hodnoty ukazatele na odběrných lokalitách MER1 - MER6 zařazena v I. třídě kvality, neznečištěná voda. Mezní koncentraci pro klasifikování jakosti vody jako neznečištěné, koncentrace na odběrném místě MER7 přesáhla pouze o 3.56 mg/l (obr. č. 32).



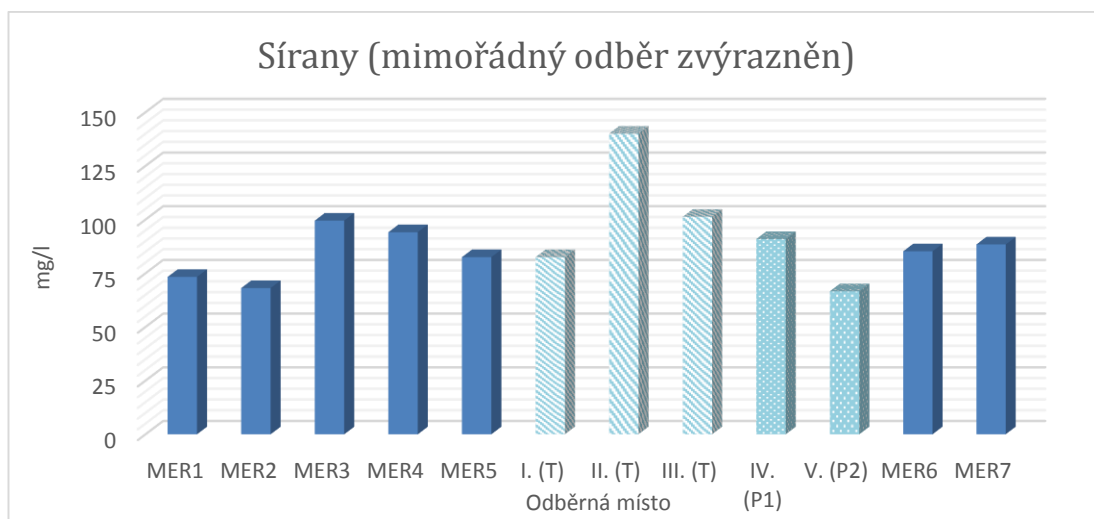
Obr. č. 32: Graf průběhu naměřených hodnot síranů s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP (červená přerušovaná čára)

Koncentrace síranů bývá spojována s použitím hnojiv. Na Meredském potoce však v období aplikace hnojiv sířany nedosahují nejvyšších naměřených hodnot. Výjimkou je pouze měsíc květen, přičemž hodnoty na odběrném místě MER3 v podélném profilu narůstají a na dalších místech se pohybují v rozmezí 65-69 mg/l. Vzrůstající trend koncentrací je pravděpodobně ovlivněn vodou vytékající z rybníka Mích, okolo kterého také probíhá pastva skotu (obr. č. 33).



Obr. č. 33: Krabicový graf znázorňující koncentrace síranů jednotlivých odběrných míst Meredského potoka

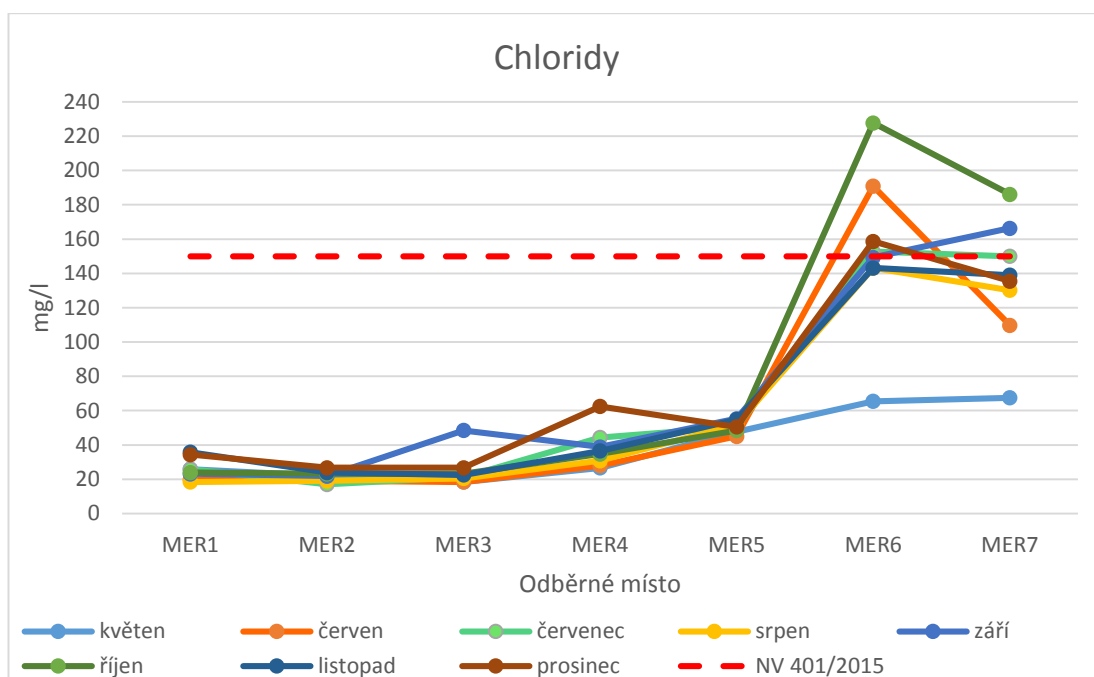
K dalšímu zvyšování také přispívá antropogenní činnost v obci Čím. Na místech mimořádného odběru byla zaznamenána vyšší koncentrace pravděpodobně ve spojení s potravinářským průmyslem v blízkosti lokality MER5 a zemědělskou činností na jednom z přítoků (obr. č. 34). Normy environmentální kvality však nepřekročily a jakost vod byla nejhůře hodnocena jako mírně znečištěná.



Obr. č. 34: Graf s vyznačením koncentrace síranů – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

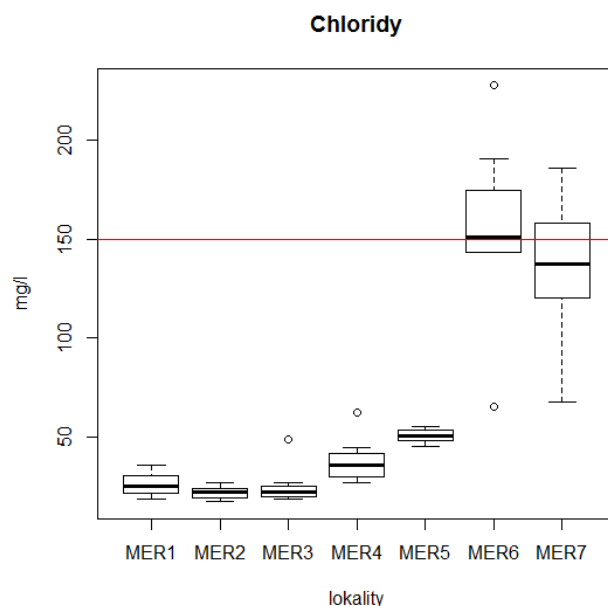
### 10.1.9 Chloridy

Poslední z analyzovaných ukazatelů podléhal vyhodnocení jakosti dle ČSN 75 7221 také a od šestého odběrného místa je jakost hodnocena kategorií II., na předešlých místech je voda neznečištěná. Normy environmentální kvality byly na odběrných lokalitách MER6 a MER7 překročeny ve čtyřech a třech časových obdobích odběru (obr. č. 35). V podélném profilu toku koncentrace od odběrného místa MER4 je trend vzrůstu koncentrací dobře patrný ve všech sledovaných obdobích roku. Tato skutečnost značí, že se na toku nachází stálý zdroj znečištění snižující kvalitu vody v toku.



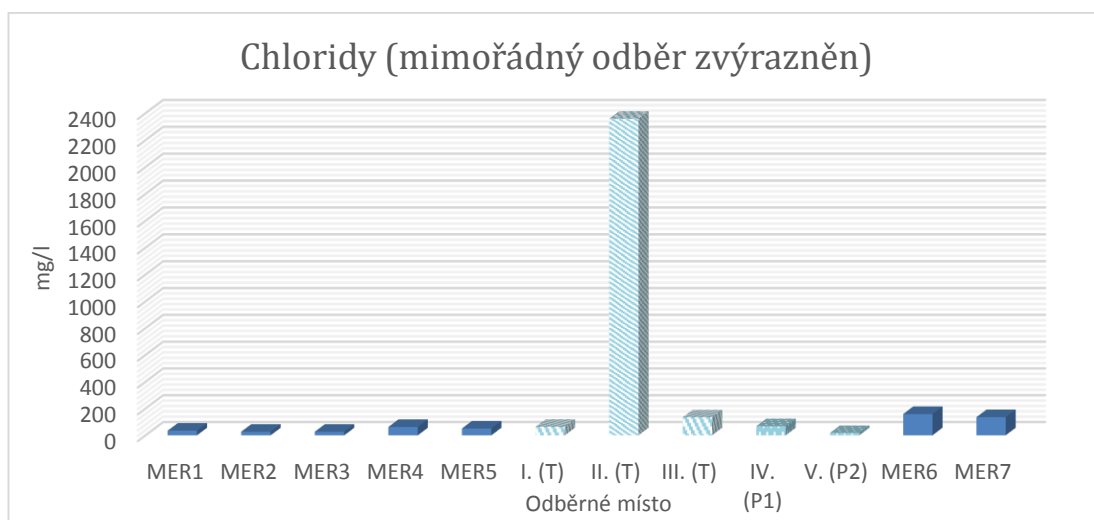
Obr. č. 35: Graf průběhu naměřených hodnot chloridů s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP (červená přerušovaná čára)

Na prvních třech odběrných lokalitách hodnoty chloridů dosahovaly koncentrace mimo měsíce září víceméně konstantní, pohybující se v rozmezí 20 - 40 mg/l. Od odběrného místa následujícího je patrný vzrůstající trend (obr. č. 36).



Obr. č. 36: Krabicový graf znázorňující koncentrace chloridů jednotlivých odběrných míst Meredského potoka s vyznačením limitní hodnoty NEK-RP (červená čára)

Mimořádná místa odběru potvrdila antropogenní znečištění průmyslovými odpadními vodami, které snižují kvalitu v toku. U mimořádného odběrného místa TII. (BOCA, spol. s r.o.) byla v měsíci prosinci naměřena velmi vysoká koncentrace 2 358.62 mg/l, koncentrace chloridů byla na přítoku s označením PII. také zvýšená (67.4 mg/l) (obr. č. 37).



Obr. č. 37: Graf s vyznačením koncentrace chloridů – mimořádná odběrná místa, měsíc monitoringu prosinec

### 10.1.9.1 Souhrnné tabulky vyhodnocení chemického stavu

Dle klasifikace jakosti povrchových vod (ČSN 75 7221) byl Meredský tok vyhodnocen vlivem vysoké průměrné hodnoty celkového fosforu na odběrné lokalitě MER3 (výtok z rybníka Mích) jako velmi silně znečištěný (tab. č. 8). První dvě odběrné lokality tedy poskytují podmínky pro život pouze nevyváženého ekosystému a odběrné místo MER3 ekosystému silně nevyváženého. Po odběrné lokalitě MER3 (výtok z rybníka Mích) následuje nejméně upravená část toku (před obcí Chotilsko jsou odebírány podzemní vody za účelem zásobování obyvatelstva pitnou vodou, okolo kterých je ochranné pásmo) a od čtvrtého odběrného místa MER4 je voda v toku klasifikovaná jako znečištěná.

UKAZATEL	JEDNOTKA	HODNOTA	ODBĚRNÉ MÍSTO						
			MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Amoniakální dusík	mg/l	minimum	0.079	0	0	0.023	0.128	0.035	0
		<b>průměr</b>	<b>0.3422</b>	<b>0.02438</b>	<b>0.3935</b>	<b>0.1703</b>	<b>0.2345</b>	<b>0.2546</b>	<b>0.076</b>
		maximum	0.862	0.062	1.438	0.493	0.435	1.36	0.465
Celkový fosfor	mg/l	minimum	0.21	0.2	0	0.04	0.13	0.14	0.15
		<b>průměr</b>	<b>0.4075</b>	<b>0.4313</b>	<b>1.3575</b>	<b>0.2875</b>	<b>0.22</b>	<b>0.33</b>	<b>0.3262</b>
		maximum	0.72	0.94	9.53	0.79	0.47	1.1	0.66
Dusičnanový dusík	mg/l	minimum	2.48	0.02	0	2.57	0.38	2.24	3.09
		<b>průměr</b>	<b>4.662</b>	<b>1.375</b>	<b>0.7937</b>	<b>6.942</b>	<b>1.87</b>	<b>4.734</b>	<b>6.324</b>
		maximum	10.1	2.58	1.48	12.7	2.89	7.32	9.16
Chloridy	mg/l	minimum	18.41	17.04	18.41	26.59	45	65.45	67.49
		<b>průměr</b>	<b>25.9</b>	<b>21.57</b>	<b>24.89</b>	<b>37.79</b>	<b>50.49</b>	<b>153.89</b>	<b>135.55</b>
		maximum	35.8	26.68	48.41	62.48	55.22	227.71	186.12
Rozpuštěný kyslík	mg/l	minimum	3.33	4.91	2	7.2	5.44	7.9	8.24
		<b>průměr</b>	<b>4.809</b>	<b>8.221</b>	<b>7.577</b>	<b>9.707</b>	<b>7.415</b>	<b>9.369</b>	<b>9.755</b>
		maximum	7.55	11.54	11.69	11	10.21	10.98	11.86
Sířany	mg/l	minimum	36.9	34.8	32.5	50.5	47.8	65.2	68.2
		<b>průměr</b>	<b>56.46</b>	<b>45.75</b>	<b>61.69</b>	<b>79.72</b>	<b>68.67</b>	<b>77.31</b>	<b>83.56</b>
		maximum	73.3	68.1	105.3	111.5	84.1	99.8	107.9
Vodivost	μS/cm	minimum	436	448	417	492	508	633	641
		<b>průměr</b>	<b>552.8</b>	<b>550.4</b>	<b>533.9</b>	<b>589.6</b>	<b>562.5</b>	<b>964.9</b>	<b>918.2</b>
		maximum	863	898	807	635	607	1339	1174
Dusitanový dusík	mg/l	minimum	0.04	0	0	0.021	0.013	0	0
		<b>průměr</b>	<b>0.10475</b>	<b>0.00675</b>	<b>0.01325</b>	<b>0.04375</b>	<b>0.0145</b>	<b>0.01675</b>	<b>0.0185</b>
		maximum	0.139	0.017	0.021	0.065	0.018	0.032	0.049
pH		minimum	7.03	7.02	7.45	7.91	7.61	7.75	8.13
		<b>průměr</b>	<b>7.544</b>	<b>7.774</b>	<b>8.04</b>	<b>8.119</b>	<b>7.865</b>	<b>7.866</b>	<b>8.249</b>
		maximum	7.81	8.16	8.81	8.48	8.24	8.03	8.35
<b>Třída jakosti dle průměrné hodnoty ukazatele</b>			IV.	IV.	V.	III.	III.	III.	III.
<b>NEJHORŠÍ UKAZATEL</b>			<b>VELMI ZNEČIŠTĚNÁ VODA</b>						

Tab. č. 8: Tabulka znázorňující zařazení chemického stavu Meredského potoka na základě sledovaných ukazatelů. Barevné vyznačení vychází z barevného schéma ČSN 75 7221 – světle modrá barva značí neznečištěnou vodu, tmavě modrá mírně znečištěnou, zelená značí znečištěnou vodu, žlutá pak silně znečištěnou a červená znázorňuje velmi silně znečištěnou vodu (vlastní zpracování, zdroj limitních hodnot ČSN 75 7221)

Překročení norem environmentální kvality bylo zaznamenáno u koncentrací amoniakálního dusíku, celkového fosforu, dusičnanového dusíku, chloridů a rozpuštěného kyslíku (tab. č. 9).

UKAZATEL	JEDNOTKA	HODNOTA	ODBĚRNÉ MÍSTO						
			MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Amoniakální dusík	mg/l	minimum	0.079	0	0	0.023	0.128	0.035	0
		<b>průměr</b>	<b>0.3422</b>	<b>0.02438</b>	<b>0.3935</b>	<b>0.1703</b>	<b>0.2345</b>	<b>0.2546</b>	<b>0.076</b>
		maximum	0.862	0.062	1.438	0.493	0.435	1.36	0.465
Celkový fosfor	mg/l	minimum	0.21	0.2	0	0.04	0.13	0.14	0.15
		<b>průměr</b>	<b>0.4075</b>	<b>0.4313</b>	<b>1.3575</b>	<b>0.2875</b>	<b>0.22</b>	<b>0.33</b>	<b>0.3262</b>
		maximum	0.72	0.94	9.53	0.79	0.47	1.1	0.66
Dusičnanový dusík	mg/l	minimum	2.48	0.02	0	2.57	0.38	2.24	3.09
		<b>průměr</b>	<b>4.662</b>	<b>1.375</b>	<b>0.7937</b>	<b>6.942</b>	<b>1.87</b>	<b>4.734</b>	<b>6.324</b>
		maximum	10.1	2.58	1.48	12.7	2.89	7.32	9.16
Chloridy	mg/l	minimum	18.41	17.04	18.41	26.59	45	65.45	67.49
		<b>průměr</b>	<b>25.9</b>	<b>21.57</b>	<b>24.89</b>	<b>37.79</b>	<b>50.49</b>	<b>153.89</b>	<b>135.55</b>
		maximum	35.8	26.68	48.41	62.48	55.22	227.71	186.12
Rozpuštěný kyslík	mg/l	minimum	3.33	4.91	2	7.2	5.44	7.9	8.24
		<b>průměr</b>	<b>4.809</b>	<b>8.221</b>	<b>7.577</b>	<b>9.707</b>	<b>7.415</b>	<b>9.369</b>	<b>9.755</b>
		maximum	7.55	11.54	11.69	11	10.21	10.98	11.86
Síraný	mg/l	minimum	36.9	34.8	32.5	50.5	47.8	65.2	68.2
		<b>průměr</b>	<b>56.46</b>	<b>45.75</b>	<b>61.69</b>	<b>79.72</b>	<b>68.67</b>	<b>77.31</b>	<b>83.56</b>
		maximum	73.3	68.1	105.3	111.5	84.1	99.8	107.9
Vodivost	μS/cm	minimum	436	448	417	492	508	633	641
		<b>průměr</b>	<b>552.8</b>	<b>550.4</b>	<b>533.9</b>	<b>589.6</b>	<b>562.5</b>	<b>964.9</b>	<b>918.2</b>
		maximum	863	898	807	635	607	1339	1174
Dusitanový dusík	mg/l	minimum	0.04	0	0	0.021	0.013	0	0
		<b>průměr</b>	<b>0.10475</b>	<b>0.00675</b>	<b>0.01325</b>	<b>0.04375</b>	<b>0.0145</b>	<b>0.01675</b>	<b>0.0185</b>
		maximum	0.139	0.017	0.021	0.065	0.018	0.032	0.049
pH		minimum	7.03	7.02	7.45	7.91	7.61	7.75	8.13
		<b>průměr</b>	<b>7.544</b>	<b>7.774</b>	<b>8.04</b>	<b>8.119</b>	<b>7.865</b>	<b>7.866</b>	<b>8.249</b>
		maximum	7.81	8.16	8.81	8.48	8.24	8.03	8.35

Tab. č. 9: Znázornění překročení norem environmentální kvality NEK-PR.

Nezvýrazněné ukazatele nepodléhají vyhodnocení dle nařízení vlády č. 401/2015, Sb., zeleně zvýrazněné naměřené hodnoty vyhovují a červeně označené parametry překračují hodnoty přípustného znečištění

Meredský potok je stanoven jako oblast kaprové vody (nařízení vlády č. 71/2003 Sb., ve znění posledních předpisů), podmínky pro život těchto organismů za sledované období však nevyhovovaly hodnotám stanovených pro amoniakální dusík na celkem šesti odběrných místech. Dusitanový dusík je zvýšený pouze na lokalitě prvního odběru (tab. č. 10).

UKAZATEL	JEDNOTKA	HODNOTA	ODBĚRNÉ MÍSTO						
			MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Amoniakální dusík	mg/l	minimum	0.079	0	0	0.023	0.128	0.035	0
		<b>průměr</b>	<b>0.3422</b>	<b>0.02438</b>	<b>0.3935</b>	<b>0.1703</b>	<b>0.2345</b>	<b>0.2546</b>	<b>0.076</b>
		maximum	0.862	0.062	1.438	0.493	0.435	1.36	0.465
Dusitanový dusík	mg/l	minimum	0.04	0	0	0.021	0.013	0	0
		<b>průměr</b>	<b>0.10475</b>	<b>0.00675</b>	<b>0.01325</b>	<b>0.04375</b>	<b>0.0145</b>	<b>0.01675</b>	<b>0.0185</b>
		maximum	0.139	0.017	0.021	0.065	0.018	0.032	0.049

Tab. č. 10: Znázornění překročení limitních hodnot pro kaprové vody (nařízení vlády č. 71/2003 Sb.). Fialová barva značí překročení limitu na daném odběrném místě, zeleně označené hodnoty jsou vyhovující

## 10.2 Vyhodnocení makrozoobentosu

Odebrané organismy makrozoobentosu (obr. č. 38) byly nejprve vyhodnoceny dle saprobního indexu. Pro něj udává norma ČSN 75 7221 stupnici s hraničními hodnotami, obdobně jako pro ukazatele fyzikálně-chemické kvality v toku a výsledkem je zařazení do jedné z pěti tříd jakosti (tab. č. 11). Individuální indikační váhy druhů a individuální saprobní indexy vycházely z publikace Sládeček a Sládečková (1997), některé byly zjištěny prostřednictvím IS ARROW (CHMI, 2016).

Ukazatel	Jednotka	Třída jakosti				
		I.	II.	III.	IV.	V.
saprobní index makrozoobentosu		< 1.5	< 2.2	< 3.0	< 3.5	≥ 3.5

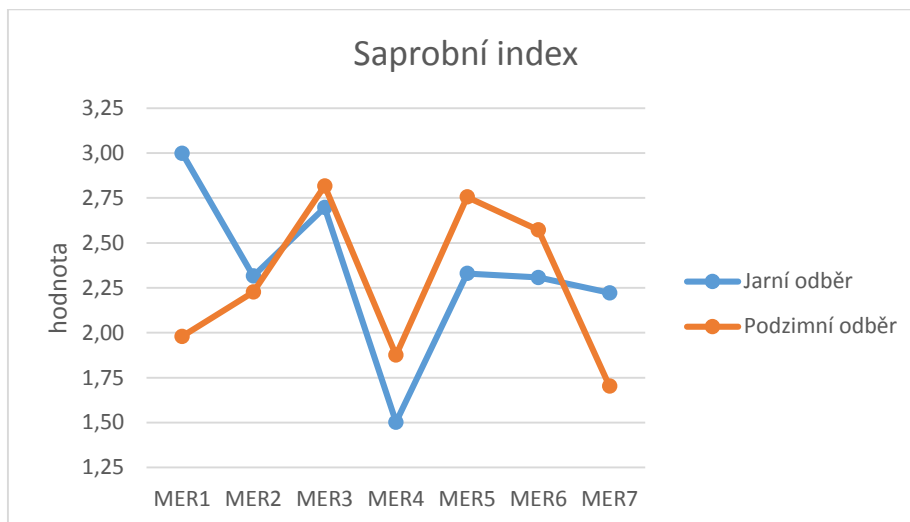
Tab. č. 11: Tabulka pro zařazení průměrné hodnoty saprobního indexu do jedné z pěti tříd jakosti, včetně vyznačení příslušného barevného značení (ČSN 75 7221)



Obr. č. 38: Nalezené organismy na Meredském potoce. Chrostík rodu *Rhyacophyla* vlevo (lokalita MER7) a pijavky *Erpobdella octoculata* (lokalita MER6) vpravo (foto vlastní)

### 10.2.1 Saprobni index

Hodnoty dílčích vypočítaných saprobních indexů (Kokeš a Vojtíšková, 1999) pro jednotlivé odběrné lokality se v závislosti na sezóně provedeného odběru odlišují, i když určitý trend z nich lze vypožorovat (obr. č. 39).



Obr. č. 39: Graf znázorňující hodnoty saprobního indexu na jednotlivých lokalitách odběru

Významnější rozdíly ve složení společenstva vykazují odběrná místa MER1 a MER7. V jarním období na lokalitě MER1 svým výskytem dominovaly pijavky, organismy tolerující sníženou kvalitu vody a na podzim pakomáři (*Chironomidae sp.*), ti však do výpočtu saprobního indexu nevstupovali. Na odběrném místě MER7 byly v rámci podzimního odběru nalezeny ploštěnky, organismy indikující vysokou kvalitu hodnoceného úseku. Nejlépe hodnoceným úsekem byl v květnu paradoxně úsek MER4 (vybetonovaný, s nízkou hladinou vody), čistá voda, jehož fyzikálně-chemické ukazatele překročily normy environmentální kvality. Zde byla z hlediska početnosti významně zastoupena skupina pakomárů, která do výpočtu saprobního indexu nevstoupala. Na odběrné lokalitě MER6 a MER5 byla nejpočetnějším druhem beruška vodní (*Asellus aquaticus*), jejíž výskyt bývá spojován se znečištěním organického původu. Odlišné hodnoty pro jarní a podzimní odběr na lokalitě MER6 může souviset se splachy z okolních ploch – období podzimu bylo bohatší na srážky, což by do určité míry mohlo vysvětlit zvýšený výskyt berušky vodní, v jarním období na lokalitě převažoval výskyt pakomára. Na lokalitě MER7 byl nejpočetnějším nalezeným organismem *Baetis sp.* (jepice), početná byla v období podzimu populace blešivce (*Gammarus fosarum*), chrostíků rodu *Hydropsyche*, ale také berušky vodní.



Výsledný saprobní index určil čistotu vody jako znečištěnou, ve třetí třídě čistoty, pro kterou je charakteristický zvýšený přísun organických látek, které nejsou všechny zmineralizovány a využity primární produkcí,  $\alpha$ -mesosaprobita (Kokeš a Vojtíšková, 1999) (tab. č. 12).

<i>ODBĚRNÉ MÍSTO</i>	MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
<i>Jarní odběr</i>	3.00	2.32	2.70	1.50	2.33	2.31	2.22
<i>Podzimní odběr</i>	1.98	2.23	2.82	1.88	2.76	2.57	1.70
<b><i>Průměrná hodnota</i></b>	<b>2.31</b>						

Tab. č. 12: Tabulka s hodnotami saprobního indexu pro jednotlivá odběrná místa a výsledná hodnota saprobního indexu stanovena dle ČSN 75 7221

### 10.2.2 ASPT, BMWP

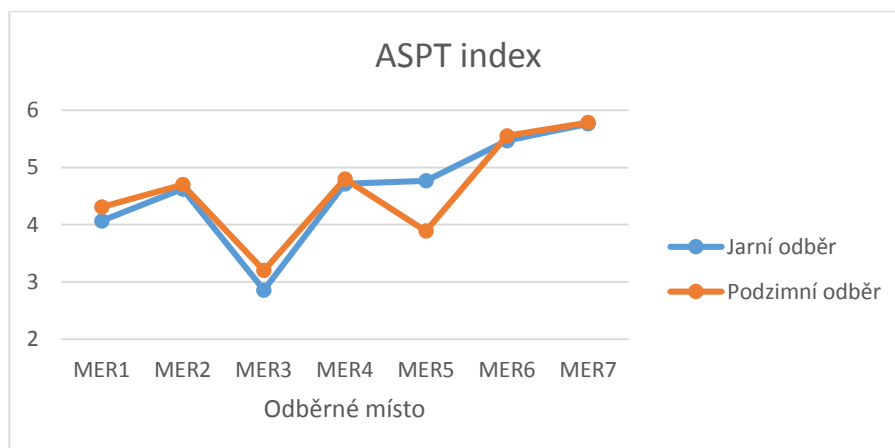
Dále byl vyhodnocen index ASPT a BMWP skóre (Kokeš a Vojtíšková, 1999). Dle systematických jednotek (především čeledi) a skóre upraveného pro Českou republiku byly pro jednotlivé úseky vypočteny příslušné hodnoty. Dle nich byla kvalita vody zařazena do třídy čistoty (tab. č. 13).

<i>Třídy čistoty</i>	BMWP	ASPT	<i>kvalita</i>
5	0-25	1.0-2.5	
4	25-50	2.5-4.0	Nízká
3	50-100	4.0-5.5	střední
2	100-150	5.5-7.0	Dobrá
1	>150	>7	Výborná

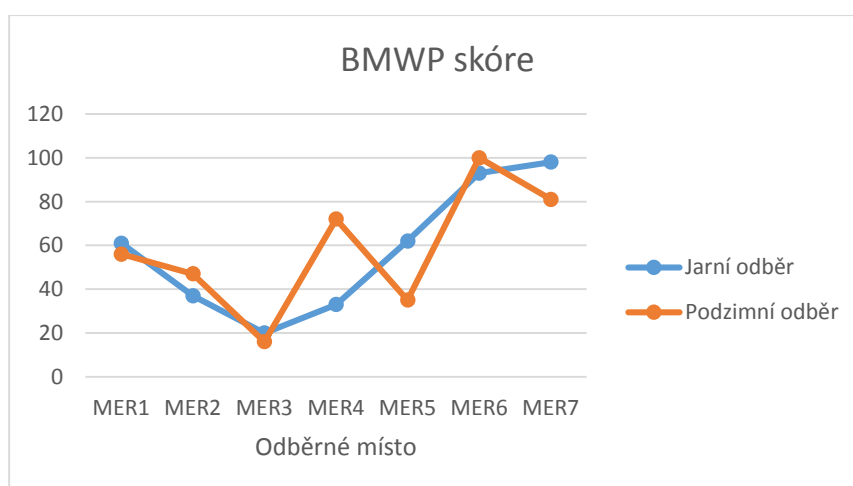
Tab. č. 13: Mezní hodnoty pro stanovení kvality vody dle biologické složky makrozoobentos (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

Průběh obou indexů, ASPT (obr. č. 40) a BMWP skóre (obr. č. 41) velmi dobře zachycuje vypouštění rybníka na odběrném místě MER3, který započal deset dní před odběrem podzimního vzorku makrozoobentosu. S rostoucí vzdáleností od vypouštěného rybníka Míchu se kvalita vody zvyšovala, i když ne lineárně. V podzimním období byla kvalita vody klasifikována třídou čistoty IV a tedy vyhodnocena jako nízká. Vliv rybníka je dobře patrný i v jarním období a na té samé lokalitě, podobný průběh (snížení kvality) byl během monitoringu odhalen i na odběrném místě MER5. V blízkosti obou lokalit probíhá pastva a přilehlé plochy jsou

využívány převážně zemědělsky – zástavba se zde nachází pouze roztroušeně. Důvodem snížení kvality vody může být tedy splach z těchto ploch.



Obr. č. 40: Graf znázorňující hodnoty indexu ASPT na jednotlivých lokalitách odběru



Obr. č. 41: Graf znázorňující hodnoty indexu ASPT na jednotlivých lokalitách odběru

Dle průměrných hodnot indexů (tab. č. 14) lze kvalitu Meredského potoka vyhodnotit jako střední (3. třída čistoty). Jednotlivé odběrné lokality MER1, MER2 a MER4 této třídy kvality u ASPT indexu dosahovaly vždy. Nejlépe byla vyhodnocena odběrová lokalita MER7 (dobrá kvalita), na lokalitě MER6 bylo dobré kvality dosaženo pouze v jarním období. BMWP skóre pro jednotlivé úseky nikdy nedosáhlo výborné kvality a dobré bylo dosaženo pouze na podzim na odběrné lokalitě s označením MER6. V závislosti na sezóně odběru (mimo odběrného místa MER1, kde byla vždy střední kvalita vody) dosahovala kvalita nízké až střední hodnoty. Výjimkou byla lokalita MER6 na podzim, kde voda dosáhla dobré kvality. Kvalita vody na odběrném místě MER3 dle skóre BMWP nedosahuje ani nízké

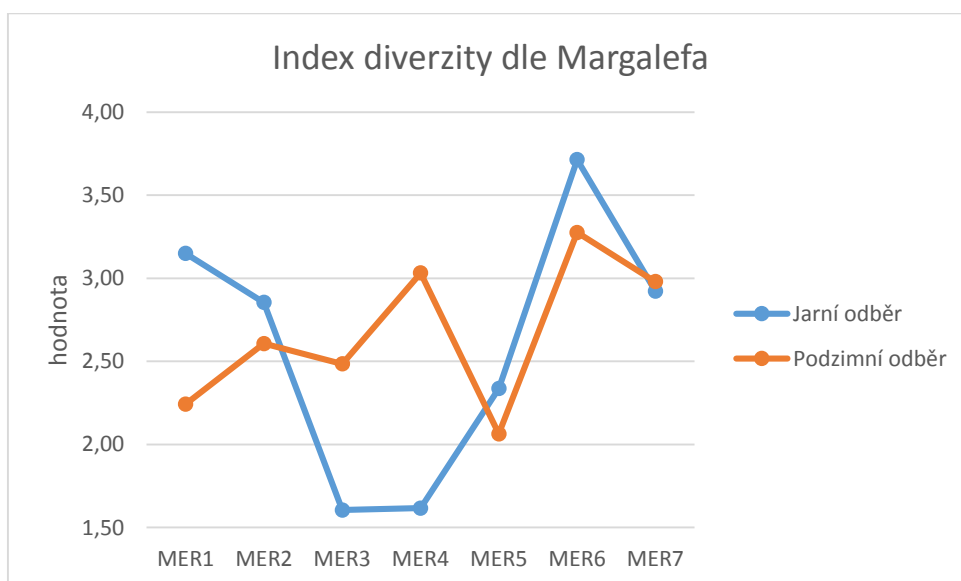
kvality, odběrná lokalita se nachází v blízkosti výtoku z rybníka a společenstva jsou jím ovlivněna.

ASPT	MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Jarní odběr	4.07	4.63	2.86	4.71	4.77	5.47	5.76
Podzimní odběr	4.31	4.70	3.20	4.80	3.89	5.56	5.79
<b>Průměrná hodnota</b>	<b>4.61</b>						
BMWP	MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Jarní odběr	61	37	20	33	62	93	98
Podzimní odběr	56	47	16	72	35	100	81
<b>Průměrná hodnota</b>	<b>57.93</b>						

Tab. č. 14: Průměrná hodnota indexu ASPT a BMWP skóre pro Meredský potok

### 10.2.3 Index diverzity dle Margalefa

Pro vyhodnocení druhové pestrosti byl na jednotlivých lokalitách spočítán index dle Margalefa (tab. č. 15). V jarním období bylo zjištěno významné snížení počtu druhů na lokalitách MER2 a MER3. Na podzim je na odběrném místě MER3 výsledná hodnota indexu zvýšená, ale zde byl od každého druhu nalezen pouze jeden jedinec (obr. č. 42).



Obr. č. 42: Graf znázorňující hodnoty indexu diverzity dle Margalefa na jednotlivých lokalitách odběru

ODBĚRNÉ MÍSTO	MER1	MER2	MER3	MER4	MER5	MER6	MER7
Jarní odběr	3.15	2.85	1.61	1.62	2.34	3.71	2.92
Podzimní odběr	2.24	2.61	2.49	3.03	2.06	3.28	2.98

Tab. č. 15: Hodnota indexu druhové diverzity dle Marfafeha pro jednotlivé odběrné lokality na Meredském potoce

### 10.3 Hydromorfologický ekomonitoring

Meredský potok byl na základě terénního mapování a práce s historickými mapami vyhodnocen dále po stránce hydromorfologické. Části toku, které jsou tvořeny vodními díly (v terénu označeny pracovním názvem MER012, MER010, MER006) byly vymezeny zvlášť a nepodléhaly hodnocení. Zatrubněnému úseku MER014 byla ve všech dílčích výpočtech přiřazena vždy nejhorší hodnota daného ukazatele.

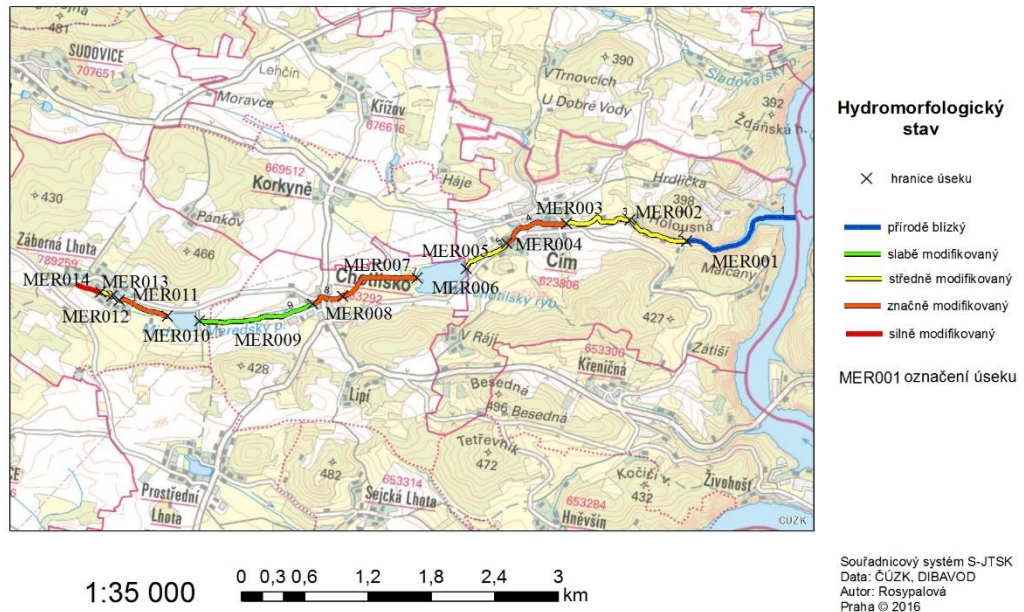
Výsledný hydromorfologický stav Meredského potoka je klasifikován jako středně modifikovaný (tab. č. 16).

Úsek	HMK <sub>i</sub>	L <sub>i</sub>	HMK <sub>i</sub> *L <sub>i</sub>	Dílčí HMK	Hydromorfologický stav
MER001	1.525	1204.7	1837.229	1.525	Přírodě blízký
MER002	3.0375	608.92	1849.595	3.0375	Středně modifikovaný
MER003	2.8	672.34	1882.552	2.8	Středně modifikovaný
MER004	4.3625	659.37	2876.502	4.3625	Značně modifikovaný
MER005	3.225	469.81	1515.137	3.225	Středně modifikovaný
MER006	Nehodnoceno				
MER007	3.75	920.57	3452.138	3.75	Značně modifikovaný
MER008	3.8875	194.63	756.6241	3.8875	Značně modifikovaný
MER009	1.7125	1112.1	1904.437	1.7125	Slabě modifikovaný
MER010	Nehodnoceno				
MER011	4.1125	495.18	2036.428	4.1125	Značně modifikovaný
MER012	Nehodnoceno				
MER013	3.075	135.15	415.5863	3.075	Středně modifikovaný
MER014	4.875	248.76	1212.705	4.875	Silně modifikovaný
součet		6721.6	19738.93	<b>Výsledný stav= Středně modifikovaný</b>	
<b>VÝLEDNÝ HMK TOKU</b>		<b>2.9</b>			

Tab. č. 16: Výpočet dílčího hydromorfologického stavu jednotlivých úseků, včetně výsledného hydromorfologického stavu celého toku

Jednotlivé hodnocené úseky znázorňuje tematická mapa vytvořená v prostředí ESRI ArcGIS (obr. č. 43).

## ↑ HYDROMORFOLOGICKÝ STAV JEDNOTLIVÝCH ÚSEKŮ



Obr. č. 43: Znárodnění hydromorfologického stavu jednotlivých hodnocených úseků. Úseky MER006, MER010 a MER012 jsou tvořeny vodními útvary, které metodiký nehodnotí. Silně modifikovaný úsek MER014 je zatrubněn.

Nejmenší modifikace koryta, břehů a přilehlé zóny vychází pro úsek MER001. V této oblasti se hodnocený tok vlévá do Vltavy, úsek se oproti ostatním nachází uprostřed lesů a vliv zástavby je zde minimální. Do toku vstupuje množství mrtvého dřeva, vyskytují se zde přejetnaté úseky a mnoho balvanů (obr. č. 44).



Obr. č. 44: Ukázka průběhu toku nejméně lidskými zásahy ovlivněné části Meredského potoka (foto vlastní)



Naopak části toku uprostřed obcí bývají značně modifikovány, do toku jsou zaústěny dešťové vody, břehy jsou upravovány a koryto toku zpevňováno souvislými betonovými profily, viz úsek MER004 (obr. č. 45).



Obr. č. 45: Ukázka opevněného koryta v obci Čím. Obrazová fotodokumentace byla pořízena v místě středně ovlivněné části toku (foto vlastní)

Souvislá úprava dna, která je na některých místech již narušena - na březích se vyskytují břehové nátrže mnohdy velkého rozsahu, byla v minulosti provedena i mezi obcí Chotilsko a Velkým chotilským rybníkem. Okolní plochy jsou využívány pro zemědělské účely a pastvu koní či krav. Zde se na toku nachází několik propustků, které významně omezují a znemožňují migraci organismů (obr. č. 46).



Obr. č. 46: Migrační překážka na dílčím úseku toku - MER007, v zemědělsky obhospodařované části povodí . Obrazová fotodokumentace byla pořízena v místě středně ovlivněné části toku (foto vlastní)

Jediný slabě modifikovaný úsek vodního toku se nachází mezi obcemi Chotislko a Záborná Lhota. Vyskytuje se zde bohatá keřová, stromová a bylinná vegetace a okolí toku je obhospodařováno zemědělsky, případně zde probíhá pastva. Pastevní plochy jsou od toku vzdáleny, břeh je stabilní a tok zde meandruje (obr. č. 47). V případě zvýšených vodních stavů je zde umožněno jeho vylití do okolní krajiny.



Obr. č. 47: Meandry na dílčím úseku MER009 (foto vlastní)

## 11. Vyhodnocení ekologického stavu vodního toku

Výsledné vyhodnocení ekologického stavu Meredského potoka vychází ze shrnutí dílčích výsledků jednotlivých hodnocených charakteristik. Chemický stav vody vycházející ze stanovení fyzikálně-chemických ukazatelů byl dle ČSN 75 7221 – Klasifikace jakosti povrchových vod a nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění pozdějších předpisů. Normy environmentální kvality nebyly dodrženy v případě amoniakálního dusíku, celkového fosforu, dusičnanového dusíku, chloridů a rozpuštěného kyslíku. Nevyhovující kvalita vody (překročení limitní hodnoty minimálně jednou za sledované období), byla u amoniakálního dusíku zjištěna téměř na všech odběrných místech kromě odběrné lokality s názvem MER2 (splňuje limity udávané i pro kaprové vody). Vyšší

hodnoty amoniakálního dusíku byly pozorovány především v oblastech zástavby, proto lze předpokládat, že jsou zvýšené v důsledku komunálního znečištění. V případě celkového fosforu nevyhovělo ani jedno z odběrných míst, což je stejné i u rozpuštěného kyslíku, který by mohl souviset se znečištěním organického původu. Chloridy převyšovaly přípustné znečištění na lokalitách MER6 a MER7 a na těchto odběrných místech překračoval limitní hodnotu také dusičnanový dusík, který byl překročen též na MER1 a MER4.

Celkový fosfor při vyhodnocení jakosti dle průměrné hodnoty ukazatele zapříčinil, že je Meredský potok zařazen do V. třídy jakosti a voda v Meredském potoce je velmi silně znečištěná a nevyhovuje normám. Nelze přesně určit, zda vyšší množství celkového fosforu souvisí se zemědělstvím anebo zástavbou, na toku se nacházejí rybníky, které mohou koncentrace zvyšovat a není ani vyloučené, že je tok zatížen odpadními vodami. Pravděpodobně nejvyšší vliv na zvýšení hodnot mají zemědělské plochy. Zvýšené množství na lokalitách MER2 a MER5 by se dalo spojit s pastvou, obě odběrná místa se nacházejí za plochami využívanými k pastvě. Protože je sledovaný vodní tok zahrnut do toků kaprových, platí pro něj přísnější limity u ukazatelů amoniakálního a dusitanového dusíku. K překročení limitní hodnoty dusitanového dusíku došlo pouze na lokalitě MER1.

Dále byla dle normy ČSN 75 7221 zhodnocena biologická složka makrozoobentos a vypočtena hodnota saprobního indexu, dle kterého lze stanovit výslednou třídu jakosti. Dle saprobního indexu je tok zařazen do třídy jakosti III. s vodou znečištěnou a s přihlédnutím k dílčím hodnotám na odběrových lokalitách lze vysledovat určitou závislost hodnoty saprobního indexu na fyzikálně-chemických ukazatelích v toku a hydromorfoekologických ukazatelích. Souvislost s fyzikálně-chemickými ukazateli je obdobná i u dalších hodnocených indexů ASPT a BMWP skóre. Především to lze vyzorovat na lokalitě MER3 – zde byla dle BMWP kvalita vody nedosahující ani nízké kvality, pravidelně zde bylo v jarních a letních měsících indikováno vysoké množství celkového fosforu.

Hydroekomorfologický stav vodního toku byl vyhodnocen dle Langhammera (2014b) a výsledný stav byl určen jako středně modifikovaný, přičemž dílčí úseky byly převážně značně modifikované a to v místech zástavby – jeden z úseků je dokonce zatrubněn (začátek toku, prakticky už od jeho pramenné části).

Výsledný ekologický stav Meredského potoka je dle směrnice o vodách (2000/60/ES) určen horším z dílčích ukazatelů. Biologická složka makrozoobentos klasifikuje ekologický stav do třídy III., tedy jako střední. Chemický stav toku, určený



taktéž nejhorším ukazatelem spadá do V. třídy jakosti. Nebylo tedy dosaženo dobrého stavu.

## 12. Navrhovaná opatření

Aby bylo možné docílit zlepšení ekologického stavu vodního toku, je nezbytné v toku vytvořit vhodné podmínky, které odpovídají kaprovým vodám. Především v první části toku na lokalitách MER1 (před Dolním rybníkem v obci Záborná Lhota) a v okolí odběrného místa MER5 (začátek obce Čím) by bylo vhodné zamezit pronikání posečené vegetace do toku a tlející vegetaci odstraňovat. V průběhu mapování bylo zjištěno, že dochází k úpravě v bezprostřední blízkosti koryta toku v okolí výtoku z Dolního rybníka v Záborné Lhotě (vláčení). Takovou úpravu by bylo vhodné neprovádět – při srážkových událostech by částice půdy zanášely koryto erodovanou půdou. Lokalita MER5 je oblast s velkými břehovými nátržemi, zde by mohla pomoci stabilizace např. těžkou kamennou rovinaninou, vkládáním kamenných výhonů, popř. vegetační opevnění. V souvislosti s pastevní činností by bylo vhodné zamezit přímému vstupování hospodářských zvířat do koryta toku.

Dále mezi obcemi Chotilsko a Velkým chotilským rybníkem, v nezastavěné části by bylo vhodné odstranit zbytky opevnění koryta. Stejně tak před lokalitou odběrného místa MER2 by bylo možné provést takovou podélnou úpravu toku, která by snížila zahloubení toku (zvlnění trasy, popř. vytvořit tůň a tok osadit doprovodnou břehovou vegetací) a podpořit migraci bioty (úprava propustků). Oblast mezi Míchem a obcemi Chotilsko je i nadále vhodné ponechat v přirozeném stavu a zasahovat zde minimálně.

Problémy, které mohou být spojeny s případným vnikem odpadních vod by bylo možné vyřešit vybudováním čistírny odpadních vod, uzpůsobené místním podmínkám a využít takovou možnost, která by nejlépe vyhovovala požadavkům kladeným na kvalitu odtékajících vyčištěných odpadních vod – je nezbytné zohlednit, že je Meredský potok zařazen do kaprových vod a citlivých oblastí. V současné době je čistírna odpadních vod, kořenová, vybudována pouze pro obec Čím, výstavba objektů čistících odpadní vody pro obec Chotilsko (na kterou by mohla být případně připojena i Záborná Lhota) je ve fázi jednání.

### 13. Diskuse

Ekologický stav Meredského potoka byl vyhodnocen na základě monitoringu fyzikálně-chemických ukazatelů, makrozoobentosu a hydromorfologie, který probíhal v období osmi měsíců. Poukázal na vztah mezi fyzikálně-chemickými ukazateli a biologickým společenstvem toku, což odpovídá závěrům vyhodnoceným i při studiích podobného rozsahu a charakteru provedených po celém světě. Azrina a kol. (2005) upozorňují na dopady antropogenních aktivit spojených s využitím půdy (land-use); diverzita druhů na lokalitách odběru makrozoobentosu je obecně ovlivněna celkovým množstvím nerozpuštěných látek a vodivostí, popř. odtokem z městských ploch. Na základě citlivosti nalezených organismů lze vyvodit závěr o stupni znečištění toků. Z výsledků vyhodnocení ekologického stavu Meredského potoka na základě biologické složky makrozoobentosu došlo k obdobným závěrům. Máloštětinatci a pijavky, tolerantnější ke znečištění, v částech toku s menší kvalitou vody dominovali. Části toku lidskou činností ovlivňovány nejméně poskytovaly místo pro život i dalším druhům organismů. Nalezení jedinců chrostíků a jepic vysvětlovali autoři Orlinskiy a kol. (2015) v souvislosti s výskytem lesních porostů na toku, což lze vypočítat i u Meredského potoka. U odběrné lokality MER4, nacházející se uprostřed zástavby byl v jarním období také zaznamenán výskyt larválních stádií jepice, stejně tak úsek MER6 (následující po zástavbě) byl na jaře obýván jepicemi. Souvislost se vzdáleností lesního porostu lze vypočítat u lokality MER4, před obcí, kde se nachází tato odběrná lokalita, lze nalézt větší lesní celky a tok je lemován listnatými porosty přirozeného charakteru.

Na chemickém stavu toku se významně podílí urbanizace (Hepp a kol. 2010), případně přítomnost rybníků (Luzar a Nowaková 2010). Vlivem vyústění rybníka anebo jejich soustavy může v recipientu dojít ke zvýšené koncentraci chlorofylu a hodnoty CHSK a BSK<sub>5</sub>. Tyto ukazatele nebyly v rámci osmiměsíčního monitoringu stavu Meredského potoka hodnoceny, nelze tedy určit, do jaké míry byl vodní tok ohrožen možnou eutrofizací rybníků využívaných pro chov ryb. Předpokládá se však obdobně jako u závěrů studie dle Luzara a Nowakové (2010), že rybníky v oblastech, kde mohou být toky zatíženy živinami na podobné úrovni jako voda přitékající z rybníka, se další vnos živin se na kvalitě vody již nemusí projevat nepříznivě. V souvislosti s urbanizací se mohou v tocích objevit nižší koncentrace rozpuštěného kyslíku a vyšší koncentrace amoniaku (Hepp a kol. 2010), což bylo vypočítáno také na odběrných lokalitách Meredského potoka, které se nacházely uprostřed zástavby. Zemědělství jako difúzní (plošný) zdroj znečištění vodních zdrojů ovlivňuje jak chemický stav, tak složení bentických společenstev. Dle

výsledků Berenzena a kol. (2005) může jen velmi malé znečištění pesticidy způsobit významné znečištění toků v celém povodí. Určitá souvislost zemědělských ploch, pro které je všeobecně známo že na takových plochách bývají za účelem zvýšení výnosu aplikována hnojiva, je vyzorována také v případě hodnoceného Meredského potoka. Bližší vliv zemědělských aktivit na kvalitu vodního toku lze však spolehlivě vyhodnotit až dlouhodobějším sledováním změn uvnitř toků (Forejtníková a kol. 2011) a proto se předpokládá, že bude nezbytné provést ještě další monitoring a ve větším časovém rozsahu.

Sledované období nebylo na srážky příliš bohaté, letní období bylo velmi suché pouze s několika vydatnými srážkovými událostmi a to se na vodním toku projevovalo výrazným snížením vodní hladiny v období bez srážek, naopak při bouřkách byla kvalita vodního toku ovlivněna splachy z okolí.

Tok je dle odtokových poměrů, záplavové území není u Meredského potoka stanoveno, ohrožen na některých zúžených profilech, obzvláště nacházejí-li se na nich propustky, které jsou ohroženy možným ucpáním naplaveninami a rozlivem vody nad propustek (Chotilsko, Čím). V žádném z provedeného měsíčního měření nebyl tento stav zachycen.

## 14. Závěr

Sledovaný drobný vodní tok označovaný jako Meredský byl posuzován dle směrnice o vodách (2000/60/EU) se zohledněním limitů udávaných pro kaprové vody a normami environmentálních kvalit. Jeho stav byl dle hydromorfologických, fyzikálně-chemických a biologických ukazatelů za sledované období (květen až prosinec 2015) vyhodnocen jako špatný. Tok je téměř u pramenné části ihned zatrubněn a některé chemické ukazatele vedou k hodnocení jakosti vody do V. třídy. Biologická složka je vyhodnocena středním stavem a stejně tak výsledná morfologie toku. Tok nevyhovuje limitním hodnotám stanoveným pro celkový fosfor, množství rozpuštěného kyslíku, amoniakálního dusíku, dusičnanového dusíku chloridů. Hlavní problémy snižující kvalitu ekologického stavu drobného vodního toku byly identifikovány jako zemědělské aktivity uvnitř povodí, opevnění koryt betonovými profily často liniového charakteru, průmyslová výroba a nepropustné povrchy ve spojení se zástavbou.

Vzhledem k zařazení toku jako kaprové vody a zranitelné oblasti lze předpokládat, že se Meredský potok na základě legislativních požadavků daných předpisy jak České republiky, tak Evropské unie stane předmětem dalšího sledování ekologického stavu a budou zde prováděna nápravná opatření za jeho účelem zlepšení.

## 15. Přehled literatury a použitých zdrojů

Allan J. D., Castillo M. M., 2007: Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer Science & Business Media. The Netherlands.

Ambrožová J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

Azrina M. Z., Yap C. K., Ismail A. R., Ismail A., Tan S. G., Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64: 337-347.

Berenzen N., Kumke T., Schulz H. K., Schulz R., 2005: Macroinvertebrate community structure in agricultural streams: impact of runoff-related pesticide contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 37-46.

Bernot M. J., Tank J. L., Royer T. V., David M. B., 2006: Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States. *Freshwater Biology* 51: 499-509.

Böhmer J., Zenker A., Ackermann B., Berthold K., 2001: Macrozoobenthos communities and biocoenotic assessment of ecological status in relation to degree of human impact in small streams in southwest Germany. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 8: 407-419.

Boyle T. P., Fraleigh H. D., Boyle T. P. Jr., Fraleigh H. D. Jr., 2003: Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River. *Environmental Pollution* 3: 93-117.

Buck O., Niyogi D. K., Townsend C. R., 2004: Scale-dependence of land use effects on water quality. *Environmental Pollution* 130: 287-299.

Butler D., Davies J., 2004: Urban Drainage. Spon Press, Abingdon.

ČSN 75 7221 - Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod.

ČSN EN 26777 Jakost vod. Stanovení dusitanů. Molekulární absorpční spektrofotometrická metoda (ISO 6777:1984).

ČSN EN ISO 6878 (757465) Jakost vod - Stanovení fosforu - Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným.

ČSN ISO 7150-1 Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrometrická metoda.

ČSN ISO 7890-3 Stanovení dusičnanů. Část 3: Spektrometrická metoda s kyselinou sulfosalicylovou.

ČSN ISO 9297 Jakost vod. Stanovení chloridů. Argentometrické stanovení s chromanovým indikátorem (metoda podle Mohra).

D'Ambrosio J. L., Williams A. D., Williams M. G., Wittera J. D., Warda A. D., 2014: - Geomorphology, habitat, and spatial location influences on fish and macroinvertebrate communities in modified channels of an agriculturally-dominated watershed in Ohio, USA. *Ecological Engineering* 68: 32-46.

Davies P. J., Wright I. A., Findlay S. J., Jonasson O. J., Burgin S., 2009: 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.

DIBAVOD, 2016: Digitální báze vodohospodářských dat. Online: <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27&PHPSESSID=eee0f4bb4ba91df1630151e00f74ee6c>, cit. 14.4.2016.

EDPP, 2016: Povodňový plán SO ORPD Správci vodních toků. Online: [http://www.edpp.cz/orpdos\\_spravci-vodnich-toku/](http://www.edpp.cz/orpdos_spravci-vodnich-toku/), cit. 14.4.2016.

EPA -NERL, 1998: Methods for the Examination of Water Quality in Waters. Effluents and Solids, EPA Method 375.4 Sulfate.

Feminella W., Walsh Ch. J., 2005: urbanization and stream ecology: an introduction to the series. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 585-587.

Florová K., Králová H., 2014: Než nastanou deště - Jak zacházet s vodou v krajině. Nadace partnerství a občanské sdružení Náš kraj, Brno.

Forejtníková M., Beránková D., Brtníková H., 2011: Problematika přísunu živin do rekreačně využívaných ploch. *VTEI* 01/2011: 12-16.

Garrote, L., Granados A., Iglesias A., 2015: Strategies to reduce water stress in Euro-mediterranean river basins. *Science of The Total Environment* 543: 997-1009.

Geology, 2016: Česká geologická služba. Online: <http://mapy.geology.cz/pudy/>, cit. 14.4.2016.

Goudie A. S., 2013: Human Impact of the Natural Environment: Past, Present, and Future. Wiley-Blackwell, USA.

GOV, 2016: Národní geoportál INSPIRE. Online: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>, cit. 14.4.2016.

Griffin M. T., Montz B. E., Arrigo J. S., 2013: Evaluating climate change induced water stress: A case study of the Lower Cape Fear basin. *Applied Geography* 40: 115-128.

Halstead J. A., Kliman S., White-Berheide C., Chaucer A., 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 Assessment* 186(6): 3391-3414.

Hancock P. J., 2002: Human impacts on the Stream-Groundwater Exchange Zone. *Environmental Management* 6/20: 763-781.

Hauer F. R., Lamberti G. A., 2007: *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, USA.

Hepp L. U., Milesi S. V., Biasi C, Restello R. M., 2010: Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grade do Sul, Brazil). *Zoologia* 27(1): 106-113.

Hlavínek P., 2008: *Principy trvale udržitelného hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území. Hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území. ARDEC, s.r.o., Brno.*

Hlavínek P., 2010: *Hospodaření s dešťovými vodami - efektivní nástroj ochrany recipientů. Hospodaření s dešťovými vodami v urbanizovaném území. ARDEC, s.r.o., Brno.*

Chejsin J. M., 1955: *Stručný klíč k určování sladkovodních živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.*

CHMI, 2016: *Informační systém ARROW. Online: <http://hydro.chmi.cz/isarrow/index.php>, cit. 14.4.2016*

Jakubínský J., 2014: The human impact on the current hydromorphological states of small watercourses in the Czech Republic. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14: 313-322.

Just T., 2013: *Některé aspekty péče o břehové porosty ve vztahu k morfologickému stavu vodních toků. Břehové porosty. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, Praha.*

Kabelková I, Havlík V., Kuba P., Sýkora P., 2010: *Metodická příručka - Posuzování dešťových oddělovačů jednotných stokových systémů v urbanizovaných územích,*



- Kalertová J., Stroch J., Žaluda E., Dvořáček K., Vík J., Najman M., Matasová B., Hamplová M., 2011: Odůvodnění územního plánu Korkyně.
- Kalertová J., Stroch J., Žaluda E., Vík J., Michalec V., Chuman T., Najman M., Matasová B., 2011: Odůvodnění územního plánu Čím.
- Kernan M., Battarbee R. W., Moss B., 2010: Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Kokeš J., Vojtíšková D., 1999: Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkumný ústav hospodářský T. G. Masaryka, Brno.
- Kravčík M., Pokorný J., Kohutiar J., Kováč M., Tóth E., 2007: Voda pre ozdravenie klímy – Nová vodná paradigma. Krupa Print, Žilina.
- Krejčí V. a kol., 2002: Odvodnění urbanizovaných území – koncepční přístup. NOEL 2000, Brno.
- Langhammer J., 2009: Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. PŘUK, Praha. Online:  
[https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ\\_2009\\_web.pdf](https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ_2009_web.pdf), cit. 12.2.2016.
- Langhammer J., 2014: HEM 2014 Metodika monitoringu hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PŘF UK, Praha.
- Langhammer J., 2014: HEM 2014 Metodika typově specifického hodnocení hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. PŘF UK, Praha.
- Lellák J., Kubíček F., 1991: Hydrobiologie. Univerzita Karlova, Praha.
- Li L., Zheng B., Liu L., 2010: Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. Procedia Environmental Sciences 2: 1510-1524.
- Luzar T., Nowaková H., 2010: vliv rybníků na jakost vody v recipientu. VTEI 2/2010: 8-11.
- Máčka Z., Krejčí L., 2010: Výskyt dřevní hmoty v korytech vodních toků České republiky. Vodní hospodářství 2: 33-36.
- Matoušková M., 2008: Ekohydrologický moitoring vodních toků: v kontextu evropské Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES. Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- MZe ČR, 2006: Přírodě blízké odvodnění dopravních ploch v sídlech - Odvodnění v Bavorsku nepodléhající povolení. Ústav pro ekopolitiku, o.p.s.

MZe, 2015: Seznam vybraných vodních děl IV. Kategorie. Online: [http://eagri.cz/public/web/file/17792/Seznam\\_vyznamnych\\_vodnich\\_del\\_IV.\\_kat.\\_TB\\_D\\_2015\\_net.xls](http://eagri.cz/public/web/file/17792/Seznam_vyznamnych_vodnich_del_IV._kat._TB_D_2015_net.xls), cit. 14.4.2016.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění platných předpisů.

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb, ze dne 29. ledna 2003 o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod, ve znění platných předpisů.

Novotny V., Bartošová A., O'Reilly N., Ehlinger T., 2005: Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stressors. *Water Research* 39: 184-198.

Oliveira S. V., Cortes R. M. V., 2006: Environmental indicators of ecological integrity and their development for running waters in northern Portugal. *Limnetica* 25: 1-2.

Opatřilová, L., 2011: Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makrozoobentos. VÚV TGM, Praha.

Orlinskiy P., Münze R., Beketov M., Gunold R., Paschke A., Knillmann S., Liess M., 2015: Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: Mechanisms and quantification. *Science of the Total Environment* 524-525: 115-123.

Pfleger V., 1988: Měkkýši. ARTIA, Praha.

Pitter P., 2009: Hydrochemie. VŠCHT, Praha.

Reslová M., 2011: Ploštěnky (Platyhelminthes: Tricladida) v ČR. Bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta v Praze.

Rodriguez E., Sultan R., Hilliker A., 2004: negative Effects of Agriculture on Our Environment. *The Traprock* 3: 28-32.

Rosendorf P., 2011: Metodika hodnocení všeobecných fyzikálně-chemických složek ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích. Praha, VÚV TGM.

Sand-Jensen K., Frlberg N., Murphy J., 2006: Running Waters, Historical development and restoration of lowland Danish streams. Schultz Grafisk, Denmark.

Sklenička P., 2002: Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha.

Sládeček V., Sládečková A., 1997: Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod 2. díl: Konzumenti. Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, Praha.

Slavík L., Neruda M., 2007: Voda v krajině, skripta FŽP UJEP, Ústí n. L.

Slavík L., Neruda M., 2014: Hospodaření s vodou v krajině. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem. Online: [http://envimod.fzp.ujep.cz/sites/default/files/skripta/42e\\_final\\_tisk.pdf](http://envimod.fzp.ujep.cz/sites/default/files/skripta/42e_final_tisk.pdf), cit. 12.2.2016.

Slavíková L., Bareš V., Beneš R., Jílková J., Stránský D., Valentová M., 2007: Ochrana před povodněmi v urbanizovaných územích. IREAS, Institut pro strukturální politiku, o. p. s., Praha.

Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Straka M., Sychra J., 2007: Determinační kurz makrozoobentosu. Materiál k determinačnímu kurzu. Online: [http://www.sci.muni.cz/zoolecol/hydrobio/sbirka/detlit/Coleoptera%20determinacni\\_kurz.pdf](http://www.sci.muni.cz/zoolecol/hydrobio/sbirka/detlit/Coleoptera%20determinacni_kurz.pdf), cit. 13.4.2016.

Stránský D., Kabelková I., 2011: Hospodaření se srážkovými vodami na stavebním pozemku a důsledky pro územní plánování. Člověk, stavba a územní plánování: 249-261.

Stránský D., Kabelková I., 2013: Aktuální stav hospodaření se srážkovými vodami ve městech a obcích. SOVAK 11: 11-14.

Štěrba O., 2008: Říční krajina a její ekosystémy. Univerzita Palackého, Olomouc.

Tejerina-Garro F. T., Maldonado M., Ibañez C., Pont D., Roset N., Oberdorff T., 2005: Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: A Framework for Ecological Assessment of Rivers. Biology and Technology 48: 91-108.

TNV 75 2102 Úpravy toků.

Vidon P., Campbell M. A., Gray M., 2008: Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. Agricultural water management 95: 322-330.

Vítek J., 2008: Odvodňování urbanizovaných území podle principů udržitelného rozvoje. Urbanismus a územní rozvoj 11/4: 1-10.

Vopravil J., Vrabcová T., Khel T., Novotný I., Banýrová J., 2010: Vývoj degradace půd v podmínkách očekávaných změn klimatu. Voda v krajině, Lednice 31.5.-1.6.2010: 29-36.

Votava V., 2013: Význam tůní v rámci revitalizací. Stoka 2013 - sborník příspěvků. Česká technika - nakladatelství ČVUT, Praha.

Vyskoč P., Prchalová H., Mičaník T., Rosendorf P., Kristová A., Svobodová J., 2014: Postupy hodnocení významnosti zdrojů a cest emisí znečišťujících látek. VTEI, Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 2014: 2-7.

Wagner I., Marsalek J., Breil P., 2008: Aquatic habitats in sustainable urban water management: Science, policy and practice. Taylor & Francis Unesco publishing, UNESCO.

Walsh C. J., Roy A. H., Feminella J. W., Cottingham P. D., Groffman P. M., Morgan R. P. II., 2005: The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. Journal of the north american Benthological Society 24: 706-723.

Walsh C. J., 2000: Urban impacts on the ecology of receiving waters: a Framework for assessment, concervation and restoration. Hydrobiologia 431: 107-114.

Walsh C. J., 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. anagement Conference, Catchments to Coast (G. J. Vietz, I. D. Rutherford, R. M. Hughes, eds.), 30 Jun–2 Jul 2014, Townsville, Queensland, 518–524.

## 16. Přílohy

Příloha č. 1: Výsledky fyzikálně-chemických analýz a naměřených hodnot

	místo odběru	kyslík	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota					
4.5.2015	MER1	5.56	863	7.03	0.37	64.1	10.1	25.907	0.17
	MER2	4.91	898	7.02	0.5	43.2	2.58	21.816	0.043
	MER3	9.65	807	8.01	0.28	66.3	1.48	18.408	0.252
	MER4	10.65	529	8.48	0.21	69.4	7.04	26.589	0.037
	MER6	7.59	508	8.24	0.19	66.6	2.89	47.723	0.2
	MER7	7.9	633	7.75	0.16	65.2	4.67	65.449	0.129
	MER8	8.24	641	8.13	0.24	68.6	6.33	67.494	0.018
	23.6.2015 (srážky 3.6 mm)	místo odběru	kyslík mg/l	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota					
MER1		3.88	469	7.42	0.36	47.8	5.18	19.771	0.214
MER2		6.21	448	7.6	0.83	35.7	2.07	19.089	0.055
MER3		8.15	417	7.99	0.42	38.9	1.31	18.408	0.076
MER4		7.2	492	8.21	0.79	50.5	5.87	27.952	0.041
MER6		6.86	513	7.68	0.47	57.2	2.19	44.996	0.435
MER7		8.87	1043	7.87	1.1	67.2	5.18	190.893	0.187
MER8	8.99	777	8.3	0.66	68.2	6.04	109.764	0.029	
26.7.2015	místo odběru	kyslík mg/l	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota					
	MER1	3.51	513	7.63	0.34	36.9	3.67	25.907	0.226
	MER2	6.82	473	7.77	0.26	35.6	1.78	17.044	0.014
	MER3	2	455	7.45	9.53	38.7	1.4	21.135	0.908
	MER4	8.73	622	8.21	0.28	72.4	12.7	44.314	0.023
	MER6	5.46	549	7.64	0.14	47.8	2.17	50.450	0.305
	MER7	9.04	962	7.84	0.2	76	7.32	152.715	0.066
MER8	8.69	970	8.23	0.58	107.9	8.9	149.988	0.023	
23.8.2015	místo odběru	kyslík mg/l	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota					
	MER1	3.33	436	7.52	0.72	43.3	4.26	18.408	0.242
	MER2	8.37	452	7.9	0.94	34.8	1.71	19.089	0
	MER3	4.3	465	7.65	0	32.5	1.27	20.453	0.189
	MER4	9.25	617	8.18	0.21	71.4	9.66	30.860	0.112
	MER6	5.44	561	7.71	0.2	55.4	2.47	51.814	0.34
	MER7	8.83	931	7.87	0.21	66.8	6.99	143.170	0.035
MER8	9.22	895	8.28	0.19	72.9	9.16	130.216	0.017	

28.9.2015	místo odběru	kyslík	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)	DUSITANY (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota						
	MER1	3.72	521	7.53	0.54	56.7	5.241	23.180	0.079	0.139
	MER2	8.1	476	7.67	0.26	39.7	0.384	21.816	0.01	0
	MER3	5.95	481	7.71	0.41	47.1	0	48.405	0.168	0
	MER4	10.47	623	7.99	0.33	83.5	9.013	38.860	0.296	0.065
	MER6	6.56	562	7.61	0.2	75	2.846	55.223	0.143	0.018
	MER7	9.48	961	7.75	0.14	82.3	3.953	149.306	0.053	0
	MER8	9.93	1049	8.17	0.35	86.1	5.964	166.350	0	0
31.10.2015 (vypouštění rybníka)	místo odběru	kyslík	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)	DUSITANY (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota						
	MER1	4.92	529	7.71	0.47	58.3	2.485	23.862	0.287	0.131
	MER2	10.62	508	8.14	0.2	43.4	0.023	23.18	0	0
	MER3	8.07	575	8	0.06	65.2	0.248	23.18	1.438	0.016
	MER4	10.2	635	8	0.18	85	3.434	34.77	0.493	0.063
	MER6	7.08	594	7.74	0.19	80.8	0.384	48.405	0.128	0.013
	MER7	9.72	1339	7.85	0.23	76	4.834	227.708	0.057	0.018
	MER8	10.29	1174	8.25	0.25	79.8	7.071	186.121	0	0.007
22.11.2015 (sněhové srážky)	místo odběru	kyslík	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)	DUSITANY (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota						
	MER1	6	544	7.81	0.25	71.3	3.050	35.800	0.862	0.04
	MER2	9.2	527	8.16	0.21	65.5	0.542	23.867	0.062	0.017
	MER3	11.69	533	8.7	0.04	105.3	0.407	22.463	0.117	0.016
	MER4	10.16	600	7.97	0.04	111.5	5.263	36.502	0.168	0.026
	MER6	10.12	606	8.2	0.13	84.1	1.423	54.754	0.169	0.013
	MER7	10.13	930	8.03	0.19	99.8	2.688	143.202	0.150	0.032
	MER8	10.82	927	8.35	0.15	96.6	4.044	138.990	0.056	0.018
6.12.2015	místo odběru	kyslík	konduktivita	pH	FOSFOR (mg/l)	SÍRANY (mg/l)	DUSIČNANY (mg/l)	CHLORIDY (mg/l)	AMONIAKÁLNÍ DUSÍK (mg/l)	DUSITANY (mg/l)
		mg/l	hodnota	hodnota						
	MER1	7.55	547	7.7	0.21	73.3	3.321	34.397	0.658	0.109
	MER2	11.54	621	7.93	0.25	68.1	1.920	26.675	0.011	0.01
	MER3	10.81	538	8.81	0.12	99.5	0.226	26.675	0.000	0.021
	MER4	11	599	7.91	0.26	94.1	2.575	62.475	0.192	0.021
	MER6	10.21	607	8.1	0.24	82.5	0.587	50.542	0.156	0.014
	MER7	10.98	920	7.97	0.41	85.2	2.236	158.645	1.360	0.017
	MER8	11.86	913	8.28	0.19	88.4	3.095	135.480	0.465	0.049
	TI.	11.23	644	8.09	0.18	82.5	0.926	63.177	0.160	0.026
	TII.	neměřeno			2.24	140	18.840	2358.620	0.335	0.327
	TIII.	10.79	912	8.05	0.15	101.3	1.830	134.076	0.142	0.033
	PI.	10.68	728	7.95	0.05	90.9	5.173	67.389	0.000	0.011
PII.	11.15	531	8.13	0.09	66.6	1.107	16.847	0.000	0.006	

Příloha č. 2: Výpočty biotických indexů

MER 1								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (h <sub>i</sub> )		Valence, indexy		S <sub>i</sub> * w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>		w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>	
	JARO	PODZIM	li (w <sub>i</sub> )	S <sub>i</sub>	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	6	18	3	2.8	50.4	151.2	18	54
<i>Baetis sp.</i>		1	1	1.6	0	1.6	0	1
<i>Brychius elevatus</i>	1		4	1	4	0	4	0
<i>Coelostoma orbiculare</i>	2		3	1.5	9	0	6	0
<i>Bezzia sp.</i>		7	3	1.4	0	29.4	0	21
<i>Erpobdella octoculata</i>	51		2	3	306	0	102	0
<i>Gyraulus albus</i>	3	4	4	1.7	20.4	27.2	12	16
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	1		2	2.1	4.2	0	2	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	13	4	3	2.8	109.2	33.6	39	12
<i>Hexatoma sp.</i>	1		3	1.5	4.5	0	3	0
<i>Chironomidae gen sp.</i>	18	199			0	0	0	0
<i>Chrysopilus auratus (cristatus)</i>	1		3	0.9	2.7	0	3	0
<i>Laccophilus hyalinus</i>		1	3	1.1	0	3.3	0	3
<i>Limnephilus sp.</i>	3		3	1.5	13.5	0	9	0
<i>Musculium lacustre</i>		3	2	2.4	0	14.4	0	6
<i>Nepa cinerea</i>	2	2	3	1.4	8.4	8.4	6	6
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>		1	3	1.9	0	5.7	0	3
<i>Physa fontinalis</i>	9	67	3	1.6	43.2	321.6	27	201
<i>Planorbarius corneus</i>	2		4	1.7	13.6	0	8	0
<i>Scirtes hemisphaericus</i>	2	1	3	1.5	9	4.5	6	3
<i>Sphaerium corneum</i>	40	18	3	2.4	288	129.6	120	54
<i>Sylvicola fenestralis</i>	1		1	3.1	3.1	0	1	0
<i>Tubifex tubifex</i>	65	3	4	3.8	988	45.6	260	12
<b>součet</b>	<b>221</b>	<b>329</b>	<b>63</b>	<b>42.7</b>	<b>1877.2</b>	<b>776.1</b>	<b>626</b>	<b>392</b>
výsledný saprobní index					<b>2.998722045</b>		<b>1.979846939</b>	

MER 2								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (h <sub>i</sub> )		Valence, indexy		S <sub>i</sub> * w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>		w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>	
	JARO	PODZIM	li (w <sub>i</sub> )	S <sub>i</sub>	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	19	9	3	2.8	159.6	75.6	57	27
<i>Bezzia sp.</i>		18	3	1.4	0	75.6	0	54
<i>Erpobdella octoculata</i>	1		2	3	6	0	2	0
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	1		2	2.1	4.2	0	2	0
<i>Gyraulus albus</i>	3		4	1.7	20.4	0	12	0
<i>Helius longirostris</i>	4		3	1.6	19.2	0	12	0
<i>Chironomidae Gen sp.</i>		5			0	0	0	0
<i>Limnephilus sp.</i>	1	1	3	1.5	4.5	4.5	3	3
<i>Musculium lacustre</i>		6	2	2.4	0	28.8	0	12
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	1	1	3	1.9	5.7	5.7	3	3
<i>Physa fontinalis</i>	5	1	3	1.6	24	4.8	15	3
<i>Physella acuta</i>	1		3	2	6	0	3	0
<i>Eloeophila sp.</i>	1	1	1	1.9	1.9	1.9	1	1
<i>Planorbarius corneus</i>	2	2	4	1.7	13.6	13.6	8	8
<i>Sericostoma personatum</i>	6	1	3	0.8	14.4	2.4	18	3
<i>Sphaerium corneum</i>	46	18	3	2.4	331.2	129.6	138	54
<i>Tubifex tubifex</i>	4	5	4	3.8	60.8	76	16	20
<b>součet</b>	<b>95</b>	<b>68</b>	<b>46</b>	<b>32.6</b>	<b>671.5</b>	<b>418.5</b>	<b>290</b>	<b>188</b>
výsledný saprobní index					<b>2.315517241</b>		<b>2.22606383</b>	

MER 3								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (hi)		Valence, indexy		Si * wi * hi		wi * hi	
	JARO	PODZIM	li (wi)	Si	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	4		3	2.8	33.6	0	12	0
<i>Bezzia sp.</i>		1	3	1.4	0	4.2	0	3
<i>Erpobdella octocolata</i>	28	1	2	3	168	6	56	2
<i>Gyraulus albus</i>	5		4	1.7	34	0	20	0
<i>Helobdella stagnalis</i>	2	1	3	2.8	16.8	8.4	6	3
Chironomidae gen. Sp.	1	1			0	0	0	0
<i>Physa fontinalis</i>	1		3	1.6	4.8	0	3	0
<i>Tubifex tubifex</i>	1	1	4	3.8	15.2	15.2	4	4
<b>součet</b>	<b>42</b>	<b>5</b>	<b>22</b>	<b>17.1</b>	<b>272.4</b>	<b>33.8</b>	<b>101</b>	<b>12</b>
výsledný saprobní index					2.697029703		2.816666667	

MER 4								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (hi)		Valence, indexy		Si * wi * hi		wi * hi	
	JARO	PODZIM	li (wi)	Si	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Argyroneta aquatica</i>	1		3	1.5	4.5	0	3	0
<i>Asellus aquaticus</i>	4	59	3	2.8	33.6	495.6	12	177
<i>Baetis sp.</i>	35	9	1	1.6	56	14.4	35	9
<i>Bezzia sp.</i>	26	64	3	1.4	109.2	268.8	78	192
<i>Eiseniella tetraedra</i>		2	1	2.1	0	4.2	0	2
<i>Gammarus fossarum</i>	7	21	2	0.8	11.2	33.6	14	42
<i>Gyraulus albus</i>		2	4	1.7	0	13.6	0	8
<i>Gyrinus sp.</i>	1	1	2	2	4	4	2	2
<i>Hexatoma sp.</i>		1	3	1.5	0	4.5	0	3
Chironomidae gen. Sp.	167	49			0	0	0	0
<i>Elodes sp.</i>		14	4	0.7	0	39.2	0	56
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>		5	3	1.9	0	28.5	0	15
<i>Physa fontinalis</i>	1	1	3	1.6	4.8	4.8	3	3
<i>Piona nodata</i>	2		4	1.2	9.6	0	8	0
<i>Potamaphilus acuminatus</i>		1	3	0.8	0	2.4	0	3
<i>Scirtes hemisphaerius</i>	17	23	3	1.5	76.5	103.5	51	69
<i>Sericostoma personatum</i>		4	3	0.8	0	9.6	0	12
<i>Sphaerium corneum</i>		5	3	2.4	0	36	0	15
<i>Tipula sp.</i>		1	1	2.3	0	2.3	0	1
<i>Tubifex tubifex</i>		10	4	3.8	0	152	0	40
<b>součet</b>	<b>261</b>	<b>272</b>	<b>53</b>	<b>32.4</b>	<b>309.4</b>	<b>1217</b>	<b>206</b>	<b>649</b>
výsledný saprobní index					1.501941748		1.875192604	



MER 5								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (hi)		Valence, indexy		Si * wi * hi		wi * hi	
	JARO	PODZIM	li (wi)	Si	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	68	9	3	2.8	571.2	75.6	204	27
<i>Aulonogyrus sp.</i>		1			0	0	0	0
<i>Baetis sp.</i>	12		1	1.6	19.2	0	12	0
<i>Bezzia sp.</i>	10		3	1.4	42	0	30	0
<i>Erpobdella octocolata</i>	22	2	2	3	132	12	44	4
<i>Gammarus fosarum</i>		1	2	0.8	0	1.6	0	2
<i>Glossiphonia complanata</i>	1		2	2.6	5.2	0	2	0
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	1	3	3	2.6	7.8	23.4	3	9
<i>Helobdella stagnalis</i>	21	6	3	2.8	176.4	50.4	63	18
<i>Hydropsyche sp.</i>	6		1	1.9	11.4	0	6	0
<i>Chironomidae gen. Sp.</i>	166	55			0	0	0	0
<i>Limnephilus sp.</i>	4		3	1.5	18	0	12	0
<i>Musculium lacustre</i>	5	2	2	2.4	24	9.6	10	4
<i>Physa fontinalis</i>	4		3	1.6	19.2	0	12	0
<i>Scirtes hemisphaericus</i>		1	3	1.5	0	4.5	0	3
<i>Sericostoma personatum</i>	49		3	0.8	117.6	0	147	0
<i>Sphaerium corneum</i>	10	36	3	2.4	72	259.2	30	108
<i>Tubifex tubifex</i>	21	11	4	3.8	319.2	167.2	84	44
<b>součet</b>	<b>400</b>	<b>127</b>	<b>41</b>	<b>33.5</b>	<b>1535.2</b>	<b>603.5</b>	<b>659</b>	<b>219</b>
výsledný saprobní index					2.329590288		2.755707763	

MER 6								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (hi)		Valence, indexy		Si * wi * hi		wi * hi	
	JARO	PODZIM	li (wi)	Si	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	22	227	3	2.8	184.8	1906.8	66	681
<i>Baetis sp.</i>	47	9	1	1.6	75.2	14.4	47	9
<i>Calopteryx virgo</i>	1		3	1.8	5.4	0	3	0
<i>Bezzia sp.</i>	4	8	3	1.4	16.8	33.6	12	24
<i>Eiseniella tetraedra</i>	1		1	2.1	2.1	0	1	0
<i>Elmis aenea</i>	1	1	3	0.9	2.7	2.7	3	3
<i>Elodes sp.</i>	2	3	4	0.7	5.6	8.4	8	12
<i>Ephemera vulgata</i>	1	6	3	2.2	6.6	39.6	3	18
<i>Erpobdella octocolata</i>	9	1	2	3	54	6	18	2
<i>Gammarus fosarum</i>		9	2	0.8	0	14.4	0	18
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	1		3	2.6	7.8	0	3	0
<i>Gyraulus albus</i>		1	4	1.7	0	6.8	0	4
<i>Gyrinus sp.</i>	1	1	2	2	4	4	2	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	3		3	2.8	25.2	0	9	0
<i>Hydropsyche sp.</i>	4	69	1	1.9	7.6	131.1	4	69
<i>Chironomidae gen. Sp.</i>	74	21			0	0	0	0
<i>Limnephilus sp.</i>	1	1	3	1.5	4.5	4.5	3	3
<i>Nebrioporus sp.</i>		1	3	1.9	0	5.7	0	3
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>		2	3	1.9	0	11.4	0	6
<i>Physa fontinalis</i>	1	3	3	1.6	4.8	14.4	3	9
<i>Piona nodata</i>	1		4	1.2	4.8	0	4	0
<i>Planorbarius corneus</i>		1	4	1.7	0	6.8	0	4
<i>Scirtes hemisphaericus</i>	5	3	3	1.5	22.5	13.5	15	9
<i>Sericostoma personatum</i>	3	1	3	0.8	7.2	2.4	9	3
<i>Sphaerium corneum</i>	29	66	3	2.4	208.8	475.2	87	198
<i>Tubifex tubifex</i>	7	14	4	3.8	106.4	212.8	28	56
<b>součet</b>	<b>218</b>	<b>448</b>	<b>71</b>	<b>46.6</b>	<b>756.8</b>	<b>2914.5</b>	<b>328</b>	<b>1133</b>
výsledný saprobní index					2.307317073		2.572374228	

MER 7								
nejnižší taxonomická úroveň	POČET JEDINCŮ (h <sub>i</sub> )		Valence, indexy		S <sub>i</sub> * w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>		w <sub>i</sub> * h <sub>i</sub>	
	JARO	PODZIM	li (w <sub>i</sub> )	S <sub>i</sub>	JARO	PODZIM	JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	4	55	3	2.8	33.6	462	12	165
<i>Baetis sp.</i>	253	109	1	1.6	404.8	174.4	253	109
<i>Calopteryx virgo</i>	1		3	1.8	5.4	0	3	0
<i>Bezzia sp.</i>	15		3	1.4	63	0	45	0
<i>Dugesia gonocephala</i>	4	18	4	0.8	12.8	57.6	16	72
<i>Ecdyonurus sp. div.</i>	1		1	1.5	1.5	0	1	0
<i>Eiseniella tetraedra</i>	1		1	2.1	2.1	0	1	0
<i>Elmis aenea</i>		14	3	0.9	0	37.8	0	42
<i>Elodes sp.</i>		2	4	0.7	0	5.6	0	8
<i>Ephemera vulgata</i>	9	2	3	2.2	59.4	13.2	27	6
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	1	2	3	6	6	2	2
<i>Gammarus fosarum</i>	3	39	2	0.8	4.8	62.4	6	78
<i>Hydropsyche sp.</i>	36	81	1	1.9	68.4	153.9	36	81
<i>Chironomidae gen. Sp.</i>	86	31			0	0	0	0
<i>Limnephilus sp.</i>	1		3	1.5	4.5	0	3	0
<i>Nemoura sp.</i>	7	21	1	1.3	9.1	27.3	7	21
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>		2	3	1.9	0	11.4	0	6
<i>Pedicia sp.</i>		1	3	0.4	0	1.2	0	3
<i>Philopotamus sp.</i>		5	2	0.9	0	9	0	10
<i>Planaria torva</i>		21	3	1.9	0	119.7	0	63
<i>Potamophilus acuminatus</i>		2	3	0.8	0	4.8	0	6
<i>Rhyacophyla sp. (cf. dorsalis)</i>	2	2	2	1.1	4.4	4.4	4	4
<i>Scirtes hemispaericus</i>	1	13	3	1.5	4.5	58.5	3	39
<i>Sericostoma sp.</i>	2		3	0.8	4.8	0	6	0
<i>Sphaerium corneum</i>	5		3	2.4	36	0	15	0
<i>Tubifex tubifex</i>	40	1	4	3.8	608	15.2	160	4
<b>součet</b>	<b>472</b>	<b>420</b>	<b>64</b>	<b>39.8</b>	<b>1333.1</b>	<b>1224.4</b>	<b>600</b>	<b>719</b>
výsledný saprobní index					2.221833333		1.702920723	

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER1 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	6	18
<i>Baetis sp.</i>	Baetidae	8	-	1
<i>Brychius elevatus</i>	Haliplidae	5	1	-
<i>Coelostoma orbiculare</i>	Hydrophylidae	5	2	-
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	-	7
<i>Erpobdella octocolata</i>	Erpobdellidae	3	51	-
<i>Gyraulus albus</i>	Planorbidae	3	3	4
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	Haemopidae	-	1	-
<i>Helobdella stagnalis</i>	Glossiphoniidae	4	13	4
<i>Hexatoma sp.</i>	Limoniidae	5	1	-
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	18	199
<i>Chrysopilus auratus (cristatus)</i>	Rhagionidae	5	1	-
<i>Laccophilus hyalinus</i>	Dytiscidae	5	-	1
<i>Limnephilus sp.</i>	Limnephylidae	7	3	-
<i>Musculium lacustre</i>	Sphaeriidae	5	-	3
<i>Nepa cinerea</i>	Nepidae	6	2	2
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	Limoniidae	5	-	1
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	9	67
<i>Planorbarius corneus</i>	Planorbidae	3	2	-
<i>Scirtes hemisphaericus</i>	Scirtidae	-	2	1
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	40	18
<i>Sylvicola fenestralis</i>	Anisopodidae	-	1	-
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	65	3
<b>BMWP skóre</b>			<b>61</b>	<b>56</b>
<b>počet skórujících SU</b>			<b>15</b>	<b>13</b>
<b>VÝSLEDNÝ ASPT INDEX</b>			<b>4.0666667</b>	<b>4.307692308</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER2 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	19	9
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	-	18
<i>Erpobdella octocolata</i>	Erpobdellidae	3	1	-
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	Haemopidae	-	1	-
<i>Gyraulus albus</i>	Planorbidae	3	3	-
<i>Helius longirostris</i>	Limoniidae	5	4	-
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	-	5
<i>Limnephilus sp.</i>	Limnephylidae	7	1	1
<i>Musculium lacustre</i>	Sphaeriidae	5	-	6
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	Limoniidae	-	1	1
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	5	1
<i>Physella acuta</i>	Physidae	-	1	-
<i>Eloeophila sp.</i>	Limoniidae	-	1	1
<i>Planorbarius corneus</i>	Planorbidae	-	2	2
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	10	6	1
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	46	18
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	4	5
<b>BMWP skóre</b>			<b>37</b>	<b>47</b>
<b>počet skórujících SU</b>			<b>8</b>	<b>10</b>
<b>VÝSLEDNÝ ASPT INDEX</b>			<b>4.625</b>	<b>4.7</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER3 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	4	-
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	-	1
<i>Erpobdella octoculata</i>	Erpobdellidae	3	28	1
<i>Gyraulus albus</i>	Planorbidae	3	5	-
<i>Helobdella stagnalis</i>	Glossiphoniidae	4	2	1
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	1	1
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	1	-
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	1	1
BMWP skóre			20	16
počet skórujících SU			7	5
VÝSLEDNÝ ASPT INDEX			<b>2.857143</b>	<b>3.2</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER4 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Argyroneta aquatica</i>	Cybaeidae	-	1	-
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	4	59
<i>Baetis sp.</i>	Baetidae	8	35	9
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	26	64
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligocheta	2	-	2
<i>Gammarus fossarum</i>	Gammaridae	6	7	21
<i>Gyraulus albus</i>	Planorbidae	3	-	2
<i>Gyrinus sp.</i>	Gyrinidae	5	1	1
<i>Hexatoma sp.</i>	Limoniidae	5	-	1
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	167	49
<i>Elodes sp.</i>	Scirtidae	-	-	14
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	Limoniidae	-	-	5
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	1	1
<i>Piona nodata</i>	Pionidae	-	2	-
<i>Potamaphilus acuminatus</i>	Elmidae	8	-	1
<i>Scirtes hemisphaerius</i>	Scirtidae	-	17	23
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	10	-	4
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	-	5
<i>Tipula sp.</i>	Tipulidae	5	-	1
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	-	10
BMWP skóre			33	72
počet skórujících SU			7	15
VÝSLEDNÝ ASPT INDEX			<b>4.714285714</b>	<b>4.8</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MERS (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	68	9
<i>Aulonogyrus sp.</i>	Gyrinidae	5	-	1
<i>Baetis sp.</i>	Baetidae	8	12	-
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	10	-
<i>Erpobdella octocolata</i>	Erpobdellidae	3	22	2
<i>Gammarus fosalum</i>	Gammaridae	6	-	1
<i>Glossiphonia complanata</i>	Glossiphoniidae	4	1	-
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	Glossiphoniidae	-	1	3
<i>Helobdella stagnalis</i>	Glossiphoniidae	-	21	6
<i>Hydropsyche sp.</i>	Hydropsychidae	5	6	-
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	166	55
<i>Limnephilus sp.</i>	Limnephylidae	7	4	-
<i>Musculium lacustre</i>	Sphaeriidae	5	5	2
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	4	-
<i>Scirtes hemisphaericus</i>	Scirtidae	-	-	1
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	10	49	-
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	10	36
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	21	11
BMWP skóre			62	35
počet skórujících SU			13	9
VÝLEDNÝ ASPT INDEX			<b>4.769230769</b>	<b>3.888888889</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER6 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	22	227
<i>Baetis sp.</i>	Baetidae	8	47	9
<i>Calopteryx virgo</i>	Calopterygidae	6	1	-
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	4	8
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligocheta	2	1	-
<i>Elmis aenea</i>	Elmidae	8	1	1
<i>Elodes sp.</i>	Scirtidae	-	2	3
<i>Ephemera vulgata</i>	Ephemeridae	9	1	6
<i>Erpobdella octocolata</i>	Erpobdellidae	9	9	1
<i>Gammarus fosalum</i>	Gammaridae	6	-	9
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	Glossiphoniidae	4	1	-
<i>Gyraulus albus</i>	Planorbidae	3	-	1
<i>Gyrinus sp.</i>	Gyrinidae	5	1	1
<i>Helobdella stagnalis</i>	Glossiphoniidae	-	3	-
<i>Hydropsyche sp.</i>	Hydropsychidae	5	4	69
<i>Chironomidae Gen. Sp.</i>	Chironomidae	3	74	21
<i>Limnephilus sp.</i>	Limnephylidae	7	1	1
<i>Nebrioporus sp.</i>	Dytiscidae	5	-	1
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	Limoniidae	5	-	2
<i>Physa fontinalis</i>	Physidae	3	1	3
<i>Piona nodata</i>	Pionidae	-	1	-
<i>Planorbarius corneus</i>	Planorbidae	-	-	1
<i>Scirtes hemisphaericus</i>	Scirtidae	-	5	3
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	10	3	1
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	29	66
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	7	14
BMWP skóre			93	100
počet skórujících SU			17	18
VÝLEDNÝ ASPT INDEX			<b>5.470588235</b>	<b>5.555555556</b>

ODBĚRNÉ MÍSTO - MER7 (ASPT, BMWP) souhrnná tabulka				
TAXON	SYSTEMATICKÁ JEDNOTKA (SU)	SKÓR	POČET NALEZENÝCH JEDINCŮ	
			JARO	PODZIM
<i>Asellus aquaticus</i>	Asellidae	3	4	55
<i>Baetis sp.</i>	Baetidae	8	253	109
<i>Calopteryx virgo</i>	Calopterygidae	6	1	-
<i>Bezzia sp.</i>	Ceratopogonidae	5	15	-
<i>Dugesia gonocephala</i>	Dugesiidae	8	4	18
<i>Ecdyonurus sp. div.</i>	Heptageniidae	10	1	-
<i>Eiseniella tetraedra</i>	Oligocheta	2	1	-
<i>Elmis aenea</i>	Elmidae	8	-	14
<i>Elodes sp.</i>	Scirtidae	-	-	2
<i>Ephemera vulgata</i>	Ephemeridae	9	9	2
<i>Erpobdella octoculata</i>	Erpobdellidae	3	1	1
<i>Gammarus fosarum</i>	Gammaridae	6	3	39
<i>Hydropsyche sp.</i>	Hydropsychidae	5	36	81
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Chironomidae	3	86	31
<i>Limnephilus sp.</i>	Limnephylidae	7	1	-
<i>Nemoura sp.</i>	Nemouridae	7	7	21
<i>Ormosia haemorrhoidalis</i>	Limoniidae	5	-	2
<i>Pedicia sp.</i>	Pediciidae	-	-	1
<i>Philopotamus sp.</i>	Philopotamidae	10	-	5
<i>Planaria torva</i>	Planariidae	5	-	21
<i>Potamophilus acuminatus</i>	Elmidae	-	-	2
<i>Rhyacophyla sp. (cf. dorsalis)</i>	Hydropsychidae	-	2	2
<i>Scirtes hemispaericus</i>	Scirtidae	-	1	13
<i>Sericostoma sp.</i>	Sericostomatidae	10	2	-
<i>Sphaerium corneum</i>	Sphaeriidae	5	5	-
<i>Tubifex tubifex</i>	Tubificidae	1	40	1
<b>BMWP skóre</b>			<b>98</b>	<b>81</b>
<b>počet skórujících SU</b>			<b>17</b>	<b>14</b>
<b>VÝSLEDNÝ ASPT INDEX</b>			<b>5.764706</b>	<b>5.785714286</b>

Příloha č. 3: Hodnocení morfologického stavu toku – formuláře

MER001						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
						x
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočí tok	x	ne	ne	divočící		
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty						
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	6	10	Vysoká		90	
Šířka hladiny (m)	5.3	9	Střední		10	
Šířka údolní nivy L (m)	10	17	Přirozeně nízká			
Šířka údolní nivy P (m)	7	10	Nízká z důvodu úpravy koryta			
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	10			Skalní podloží	40	
1 - 2 m	10			Balvany	20	
2 - 4 m	70			Kameny	10	
4 a více m				Štěrky	10	
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	100	Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		20	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou		Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovnáním					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem						
Zatrubnění, zakrytí toku	Ovlivnění hydrologického režimu		Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení	Dynamika beze změn (%)		100	Žádné pozorované struktury	10	
Přidávání splavenin a umělého substrátu	Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice		
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Mělčiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		Tůně		
Peřejnatý úsek	70	Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud		Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud	20	Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	10					
Podélná průchodnost koryta (PPK)	Počet výskytů		Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m	12			12		
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m	1			1		
Skluz						
Propustek						
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	90	90	Přirozený skalní povrch	60		
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)			Les	40	40	
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka			
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovnání)			Plochy ponechané přirozenému vývoji		60	
Kamenný pohoz, zához, rovnání	10	10	Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl			

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les			Přirozený skalní povrch	10	
Hospodářský les	10		Les	80	90
Liniová vegetace		10	Louka		
Přerušované pásy vegetace		30	Plochy ponechané přirozenému vývoji		
Jednotlivé stromy, keře		10	Pastvina		
Trávobylinná vegetace	60	20	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo	30	30	Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba		10
	L břeh	P břeh	Intravilán, průmysl		
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	90	90			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	10			
Drobné fluviální akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozsáhlé fluviální akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta					
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.					
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.				1	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					



MER002						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
						x
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Dívočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty	x	ano	ano			zákruty
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	2	10	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	1.3	6.4	Střední		40	
Šířka údolní nivy L (m)	3.8	12	Přirozeně nízká		40	
Šířka údolní nivy P (m)	2.5	12	Nízká z důvodu úpravy koryta		20	
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snižené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	50	20		Skalní podloží	10	
1 - 2 m	20			Balvany	10	
2 - 4 m	20			Kameny	10	
4 a více m	10			Štěrk	10	
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Rozsah (%)	
Dno bez známek úprav	40	Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		0	Písek	
Zpevnění dna kamennou dlažbou	0	Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovnaninou	20				Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	40					
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu		Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)		80	Žádné pozorované struktury	70
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice	
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		20	Ostrovy	
Vodopád		Periodické vzdutí (%)			Mělčiny	
Stupně, kaskáda	20	Vypouštění (%)			Tůně	
Peřejnatý úsek	20	Odběry vody (%)			Peřeje	10
Slapový proud	50	Extrémně snížený průtok (doba)			Skalní stupně	20
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	10					
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m		3	0	3		
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m		5	0	5		
Skluz						
Propustek		3	0	3		
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	10	10	Přirozený skalní povrch	80	80	
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)	30	30	Les	10	20	
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka			
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovnanina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji			
Kamenný pohoz, zához, rovnanina	10	10	Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou	20	20	Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu	30	30	Intravilán, průmysl	10		

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les			Přirozený skalní povrch	10	10
Hospodářský les			Les	80	70
Liniová vegetace			Louka		
Přerušované pásy vegetace			Plochy ponechané přirozenému vývoji		
Jednotlivé stromy, keře	10	10	Pastvina		
Trávobylinná vegetace	10	10	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo			Mokřad		
Břehy bez vegetace	10	10	Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	10	20
	L břeh	P břeh	Intravilán, průmysl		
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	70	70			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	10			
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta	20	20			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.			3	3	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.				1	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

MER003						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
				x		
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky na přímění	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty	x	ne	ne			zákruty
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)			Rozsah (%)
Šířka koryta (m)	3	7	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	2.1	5.2	Střední			80
Šířka údolní nivy L (m)	4.8	61	Přirozeně nízká			20
Šířka údolní nivy P (m)	3.5	22.8	Nízká z důvodu úpravy koryta			
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát		Rozsah (%)
0 - 1 m	10			Skalní podloží		20
1 - 2 m				Balvany		20
2 - 4 m	20			Kameny		20
4 a více m	70	40		Štěrky		20
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	60	Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		0	Prach/bahno	10
Zpevnění dna kamennou dlažbou		Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovinaninou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	40					
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu	Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)	80	Žádné pozorované struktury		10
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)		Lavice		
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrov		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		10	Mělčiny	
Stupně, kaskáda	20	Vypouštění (%)		10	Tůně	10
Peřejnatý úsek	60	Odběry vody (%)			Peřeje	60
Slapový proud	20	Extrémně snížený průtok (doba)			Skalní stupně	10
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně						
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek		Z toho počet migračně průchodných	
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m		6	0			6
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m		5	0			
Skluz		1	0			1
Propustek		2	0			2
Hráz		1	0			0
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav			Přirozený skalní povrch	10	10	
Vegetační opevnění břehu (za travnění)	70	70	Les	20	20	
Vegetační opevnění břehu (kulařina)			Louka	60	60	
Rozpad, zpřirodňovací úpravy (pohoz, zához, rovinanina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji			
Kamenný pohoz, zához, rovinanina	20	20	Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy	10	10	
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem	10	10	Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl			

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přírodní les			Přírodní skalní povrch	10	10
Hospodářský les			Les	50	40
Liniová vegetace	20	20	Louka	20	20
Přerušované pásy vegetace			Plochy ponechané přírodnímu vývoji		
Jednotlivé stromy, keře	30	20	Pastvina		
Trávovitinná vegetace	50	60	Vodní plochy	10	10
Ruderální společenstvo			Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	10	20
	L břeh	P břeh		Intravilán, průmysl	
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	10	10			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	20			
Drobné fluvioální akumulace do 100 m <sup>2</sup>	20	10			
Rozsáhlé fluvioální akumulace nad 100 m <sup>2</sup>	50	50			
Omezení bočního pohybu koryta	10	10			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.					
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.					1
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

MER004						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
			x			
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky na příměním	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty						
Přímý úsek	x	ano	ne			zákruty
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)			Rozsah (%)
Šířka koryta (m)	1.5	3.2	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	0.5	0.9	Střední			
Šířka údolní nivy L (m)	5	25	Přirozeně nízká			10
Šířka údolní nivy P (m)	5	20	Nízká z důvodu úpravy koryta			90
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát		Rozsah (%)
0 - 1 m				Skalní podloží		
1 - 2 m	80	60		Balvany		
2 - 4 m	20	20		Kameny		
4 a více m				Štěrk		
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav		Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		0	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou		Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovnaninou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	100				90	
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu	Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)	70	Zádné pozorované struktury	80	
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)		Lavice		
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrov		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Měličiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		30	Tůně	
Peřejnatý úsek		Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud	100	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně						
Podélná průchodnost koryta (PPK)	Počet výskytů		Z toho počet dočasných překážek		Z toho počet migračně průchodných	
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m	3		0		3	
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m	2		0		1	
Skluz						
Propustek	5		0		4	
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav			Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)	10	10	Les			
Vegetační opevnění břehu (kultiva)			Louka	10	10	
Rozpad, zpřirodňování (pohoz, zához, rovnanina)	50	50	Plochy ponechané přirozenému vývoji	20	20	
Kamenný pohoz, zához, rovnanina			Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu	40	40	Intravilán, průmysl	70	70	

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přírodní les			Přírodní skalní povrch		
Hospodářský les			Les	10	10
Liniová vegetace		10	Louka		
Přerušované pásy vegetace	20	30	Plochy ponechané přírodnímu vývoji	10	10
Jednotlivé stromy, keře	20	10	Pastvina		
Trávobylinná vegetace	30	30	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo	10		Mokřad		
Břehy bez vegetace	20	20	Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	10	10
	L břeh	P břeh			
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	10	10			
Drobné břehové nátrže do 5 m					
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta	90	90			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.			6	6	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.			2		
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta			1	1	

MER005						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
			x			
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky na přímění	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty	x	ne	ano	zákruty		
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	0.9	1.9	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	0.3	2.1	Střední		70	
Šířka údolní nivy L (m)	14	82	Přirozeně nízká		20	
Šířka údolní nivy P (m)	16	35	Nízká z důvodu úpravy koryta		10	
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	40		10	Skalní podloží		
1 - 2 m	60	20		Balvany	10	
2 - 4 m				Kameny	20	
4 a více m				Štěrky		
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevě v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	70	Mrtvé dřevě a dřevní zbytky v korytě		0	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou	10	Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovnáním	10				Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	10					
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu		Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)		50	Zádné pozorované struktury	60
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice	
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		10	Ostrovy	
Vodopád		Periodické vzdutí (%)			Mělčiny	
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		30	Tůně	20
Peřejnatý úsek	20	Odběry vody (%)		10	Peřeje	10
Slapový proud	60	Extrémně snížený průtok (doba)			Skalní stupně	10
Klouzavý proud	10	Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	10					
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek		Z toho počet migračně průchodných	
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m		2	0		2	
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m		3	0		2	
Skluz		2	0		2	
Propustek		2	0		1	
Hráz		1	0		0	
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	10	10	Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)	40	40	Les			
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka	20		
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovnání)	50	50	Plochy ponechané přirozenému vývoji	20		
Kamenný pohoz, zához, rovnání			Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha	10		
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba	40	10	
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl	10	80	

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přírodní les			Přírodní skalní povrch		
Hospodářský les			Les		
Liniová vegetace	10		Louka	20	20
Přerušované pásy vegetace		20	Plochy ponechané přírodnímu vývoji	10	10
Jednotlivé stromy, keře	10	10	Pastvina	20	
Trávobylinná vegetace	60	60	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo	20	10	Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	50	
	L břeh	P břeh		Intravilán, průmysl	
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	30	20			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	30			
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>		10			
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta	60	40			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.			1		
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.			1	1	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					



MER007						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
			x			
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky na přímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty						
Přímý úsek	x	ano	ne			zákruty
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	3.4	3.8	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	0.5	0.7	Střední			
Šířka údolní nivy L (m)	8	93	Přirozeně nízká			10
Šířka údolní nivy P (m)	12	85	Nízká z důvodu úpravy koryta			90
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	10			Skalní podloží		
1 - 2 m	80	80		Balvany		
2 - 4 m				Kameny		
4 a více m				Štěrky		10
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav		Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		30	Praš/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou	20	Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovinaninou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	80				80	
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu	Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)	100	Žádné pozorované struktury	90	
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)		Lavice		
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Mělčiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		Tůně		
Peřejnatý úsek		Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud	80	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud	10	Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	10					
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m		2	0	2		
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m						
Skluz						
Propustek		2	0	0		
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	10	10	Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)	30	30	Les	20	20	
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka			
Rozpad, zpřirodňovací úpravy (pohoz, zához, rovinanina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji			
Kamenný pohoz, zához, rovinanina			Pastvina	80		
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha		80	
Zpevnění břehu betonem	60	60	Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl			

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les	20	20	Přirozený skalní povrch		
Hospodářský les			Les	20	10
Liniová vegetace	10	10	Louka		
Přerušované pásy vegetace	10	10	Plochy ponechané přirozenému vývoji		
Jednotlivé stromy, keře		10	Pastvina	80	
Trávobylinná vegetace	60	50	Vodní plochy		10
Ruderální společenstvo			Mokřad		10
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		60
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba		
	L břeh	P břeh	Intravilán, průmysl	10	10
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	80	70			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	20			
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>	10	10			
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta					
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.					
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.					1
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

MER008						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
				x		
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty						
Přímý úsek	x	ano	ne			přímý
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	1.9	2.3	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	1.7	2.3	Střední			
Šířka údolní nivy L (m)	8	24	Přirozeně nízká		10	
Šířka údolní nivy P (m)	6.3	23	Nízká z důvodu úpravy koryta		90	
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	20			Skalní podloží		
1 - 2 m	80		80	Balvany		
2 - 4 m				Kameny	10	
4 a více m				Štěrky		
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	10	Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		0	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou	80	Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovnáním					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem						
Zatrubnění, zakrytí toku	10	Ovlivnění hydrologického režimu	Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)	80	Žádné pozorované struktury	70	
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)		Lavice		
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Mělčiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		20	Tůně	
Peřejnatý úsek	10	Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud	90	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně						
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m						
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m		1	0	1		
Skluz						
Propustek		1	0	0		
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav			Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)	10	10	Les			
Vegetační opevnění břehu (kultivační)			Louka			
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovnání)			Plochy ponechané přirozenému vývoji	10	10	
Kamenný pohoz, zához, rovnání			Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu	90	90	Intravilán, průmysl	90	90	

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přírodní les			Přírodní skalní povrch	10	10
Hospodářský les			Les		
Liniová vegetace	10	20	Louka	10	10
Přerušované pásy vegetace			Plochy ponechané přírodnímu vývoji	10	10
Jednotlivé stromy, keře	10		Pastvina		
Trávobylinná vegetace	30	30	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo	50	50	Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	70	70
	L břeh	P břeh		Intravilán, průmysl	
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	10	10			
Drobné břehové nátrže do 5 m					
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta	90	90			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
Žádné liniové stavby v nivě			L břeh	P břeh	
Liniové stavby na příč nívou - násypy komunikací aj.			1	1	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.				2	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

MER009						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
					x	
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky na přímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující	x	ne	ne	meandry		
Zákruty						
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	0.5	2.7	Vysoká		10	
Šířka hladiny (m)	0.5	2.7	Střední		20	
Šířka údolní nivy L (m)	22	85.8	Přirozeně nízká		70	
Šířka údolní nivy P (m)	11.8	63.5	Nízká z důvodu úpravy koryta			
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	100			Skalní podloží	10	
1 - 2 m				Balvany		
2 - 4 m				Kameny	20	
4 a více m				Štěrky	30	
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevo v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	90	Mrtvé dřevo a dřevní zbytky v korytě		30	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou	10	Žádné odstraňování	Občasně	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovníčinou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem						
Zatrubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu		Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení		Dynamika beze změn (%)		80	Žádné pozorované struktury	50
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice	10
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Mělčiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		10	Tůně	
Peřejnatý úsek		Odběry vody (%)		10	Peřeje	
Slapový proud	80	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	10					
Podélná průchodnost koryta (PPK)	Počet výskytů		Z toho počet dočasných překážek		Z toho počet migračně průchodných	
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m	5		0		5	
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m						
Skluz						
Propustek						
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	100	100	Přirozený skalní povrch	10	10	
Vegetační opevnění břehu (zatravnění)			Les			
Vegetační opevnění břehu (kultivace)			Louka	70	70	
Rozpad, zpřirodňování úpravy (pohoz, zához, rovníčina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji	10	10	
Kamenný pohoz, zához, rovníčina			Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad	10	10	
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl			

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les	20	20	Přirozený skalní povrch		
Hospodářský les			Les	20	10
Liniová vegetace			Louka		
Přerušované pásy vegetace	50	50	Plochy ponechané přirozenému vývoji	40	40
Jednotlivé stromy, keře			Pastvina		
Trávobylinná vegetace	20	20	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo	10	10	Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha	40	50
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba		
	L břeh	P břeh		Intravilán, průmysl	
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	90	80			
Drobné břehové nátrže do 5 m	10	20			
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta					
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.				1	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.			1	1	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

MER011						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
				x		
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty						
Přímý úsek	x	ano	ano	meandry		
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	2.1	2.2	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	0.7	1.2	Střední			
Šířka údolní nivy L (m)	21	40.9	Přirozeně nízká			
Šířka údolní nivy P (m)	25.4	35	Nízká z důvodu úpravy koryta		100	
Zahloubení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	60		60	Skalní podloží		
1 - 2 m	40		40	Balvany		
2 - 4 m				Kameny		
4 a více m				Štěrky	20	
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevě v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav		Mrtvé dřevě a dřevní zbytky v korytě		0	Písek	
Zpevnění dna kamennou dlažbou		Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovníčinou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem	80				70	
Za trubnění, zakrytí toku		Ovlivnění hydrologického režimu		Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahloubení	20	Dynamika beze změn (%)		100	Žádné pozorované struktury	70
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice	20
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Mělčiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		Tůně		
Peřejnatý úsek		Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud	80	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně	20					
Podélná průchodnost koryta (PPK)		Počet výskytů	Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m						
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m						
Skluz						
Propustek		2	0	0		
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	10	10	Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (za travnění)			Les			
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka	10	10	
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovníčina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji	30	30	
Kamenný pohoz, zához, rovníčina			Pastvina	60	60	
Gabiony			Vodní plochy			
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem	90	90	Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl			

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les			Přirozený skalní povrch		
Hospodářský les			Les		
Liniová vegetace			Louka		
Přerušované pásy vegetace			Plochy ponechané přirozenému vývoji		
Jednotlivé stromy, keře	10		Pastvina	80	80
Trávobylinná vegetace	90	100	Vodní plochy		
Ruderální společenstvo			Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha	10	10
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba	10	10
	L břeh	P břeh		Intravilán, průmysl	
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	20	20			
Drobné břehové nátrže do 5 m					
Drobné fluvialní akumulace do 100 m <sup>2</sup>					
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m <sup>2</sup>					
Omezení bočního pohybu koryta	80	80			
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě			1	1	
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.			2	2	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.					
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					



MER013						
Tvar údolí (zaškrtnout)	Soutěska	Tvar V	Tvar U	Neckovitý	Plochý	Asymetrický
				x		
Upravenost trasy toku (TRA)	Převládající typ	Známky napřímení	Známky revitalizace	Historický stav		
Divočící tok						
Rozvětvený tok						
Meandrující						
Zákruty	x	ne	ne	zákruty		
Přímý úsek						
Variabilita šířky koryta (VSK)	Minimum	Maximum	Variabilita hloubek v příčném profilu (VHP)		Rozsah (%)	
Šířka koryta (m)	0.4	0.6	Vysoká			
Šířka hladiny (m)	0.4	0.5	Střední			
Šířka údolní nivy L (m)	8.5	10	Přirozeně nízká		100	
Šířka údolní nivy P (m)	7.9	10	Nízká z důvodu úpravy koryta			
Zahlobení v podélném profilu (VHL)	Rozsah (%)	Uměle zvýšené	Uměle snížené	Dnový substrát	Rozsah (%)	
0 - 1 m	100			Skalní podloží		
1 - 2 m				Balvany		
2 - 4 m				Kameny	20	
4 a více m				Štěrk	20	
Upravenost dna (UDN)	Rozsah (%)	Mrtvé dřevě v korytě (MDK)		Rozsah (%)	Písek	
Dno bez známek úprav	10	Mrtvé dřevě a dřevní zbytky v korytě		0	Prach/bahno	
Zpevnění dna kamennou dlažbou		Žádné odstraňování	Občasné	Systemat.	Pevné jílovité dno	
Zpevnění dna kamenným pohozem, rovníaninou					Umělý substrát	
Zpevnění dna betonem						
Za trubnění, zakrytí toku	10	Ovlivnění hydrologického režimu	Rozsah (%)	Struktury dna (STD)	Rozsah (%)	
Pravidelná prohrábka koryta/zvýšené zahlobení		Dynamika beze změn (%)		100	Žádné pozorované struktury	
Přidávání splavenin a umělého substrátu		Trvalá regulace přítoků (%)			Lavice	
Charakter proudění (PRO)	Rozsah (%)	Trvalé vzdutí (%)		Ostrovy		
Vodopád		Periodické vzdutí (%)		Měličiny		
Stupně, kaskáda		Vypouštění (%)		Tůně		
Peřejnatý úsek		Odběry vody (%)		Peřeje		
Slapový proud	100	Extrémně snížený průtok (doba)		Skalní stupně		
Klouzavý proud		Špičkování, rychlé zvyšování průtoku (doba)				
Tůně						
Podélná průchodnost koryta (PPK)	Počet výskytů		Z toho počet dočasných překážek	Z toho počet migračně průchodných		
Úsek bez překážek						
Nízké stupně s výškou nižší než 0.3 m	1		0	1		
Stupeň nebo jez vyšší než 1 m						
Skluz						
Propustek	1		0	0		
Hráz						
Upravenost břehu (UBR)	Rozsah (%)		Využití příbřežní zóny (VPZ)	Rozsah (%)		
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh	
Břeh bez známek úprav	80	80	Přirozený skalní povrch			
Vegetační opevnění břehu (za travnění)	20	20	Les			
Vegetační opevnění břehu (kulatina)			Louka			
Rozpad, zpřirodnění úpravy (pohoz, zához, rovníanina)			Plochy ponechané přirozenému vývoji	10	10	
Kamenný pohoz, zához, rovníanina			Pastvina			
Gabiony			Vodní plochy	10	10	
Polovegetační tvárnice			Mokřad			
Zpevnění břehu kamennou dlažbou			Zemědělská plocha			
Zpevnění břehu betonem			Roztroušená zástavba			
Souvislá úprava profilu			Intravilán, průmysl	80	80	

Břehová vegetace (BVG)	Rozsah (%)		Využití údolní nivy (VUN)	Rozsah (%)	
	L břeh	P břeh		L břeh	P břeh
Přirozený les			Přirozený skalní povrch		
Hospodářský les			Les		
Liniová vegetace	10		Louka		
Přerušované pásy vegetace			Plochy ponechané přirozenému vývoji	10	10
Jednotlivé stromy, keře			Pastvina		
Trávobylinná vegetace	80	90	Vodní plochy	10	10
Ruderální společenstvo	10	10	Mokřad		
Břehy bez vegetace			Zemědělská plocha		
Stabilita břehu a boční migrace koryta (BMK)	Rozsah (%)		Roztroušená zástavba		
	L břeh	P břeh	Intravilán, průmysl	80	80
Stabilní břeh bez nátrží a akumulací	100	100			
Drobné břehové nátrže do 5 m					
Drobné fluvialní akumulace do 100 m2					
Rozsáhlé fluvialní akumulace nad 100 m2					
Omezení bočního pohybu koryta					
Průchodnost inundačního území (PIN)			Výskyt		
			L břeh	P břeh	
Žádné liniové stavby v nivě					
Liniové stavby napříč nivou - násypy komunikací aj.			1	1	
Odsazení stavby vedené paralelně s korytem, násypy komunikací aj.			1	1	
Odsazení hrází/valů od koryta					
Zkapacitnění koryta					

### Souhrnná tabulka hodnot parametrů a ukazatelů pro všechny úseky

Parametr	TRA	VSK	VHL	VHP	DNS	UDN	MDK	STD	PRO	OHR	PPK	UBR	BVG	VPZ	VNI	PIN	BMK
<b>Koeficient</b>	<b>1</b>	<b>0.1</b>	<b>0.1</b>	<b>0.1</b>	<b>0.1</b>	<b>0.25</b>	<b>0.1</b>	<b>0.15</b>	<b>0.1</b>	<b>0.1</b>	<b>0.5</b>	<b>0.25</b>	<b>0.15</b>	<b>0.4</b>	<b>0.3</b>	<b>0.15</b>	<b>0.15</b>
Úsek	<i>Hodnota parametru</i>																
MER001	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	4	1	3	1	3
MER002	1	1	3	3	5	4	4	2	1	3	5	5	2	2	3	3	3
MER003	1	1	3	2	1	4	4	1	1	4	5	4	4	2	3	1	2
MER004	3	1	5	5	5	5	4	3	2	3	5	5	4	5	5	3	5
MER005	1	1	3	2	3	3	4	1	1	3	5	3	4	5	5	1	4
MER006	nehodnoceno																
MER007	3	3	5	5	5	5	1	4	1	1	5	5	4	4	4	1	2
MER008	2	2	5	5	5	4	4	1	2	3	5	5	3	5	5	1	5
MER009	1	1	2	2	1	3	1	1	2	2	2	1	3	2	3	1	2
MER010	nehodnoceno																
MER011	4	4	5	5	5	5	4	2	2	1	5	5	4	2	3	2	5
MER012	nehodnoceno																
MER013	1	1	2	3	1	4	4	3	2	1	5	2	4	0	5	1	0
MER014	5	4	5	5	5	5	4	5	2	5	5	5	5	5	5	5	5