

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Katedra ekologie a životního prostředí



Změny chemismu řeky Moravy  
při stavební realizaci protipovodňových opatření

Change of chemistry of the Morava River  
during the construction of flood protection measures

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2022

Valérie Hanušová



Hanušová V. 2022. Změny chemismu řeky Moravy při stavební realizaci protipovodňových opatření. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci.

### **Abstrakt:**

Zásadním faktorem ovlivňujícím kvalitu tekoucí vody v přírodě je přítomnost znečišťujících látek a jejich původci. Tato bakalářská práce obsahuje analýzu a hodnocení jakosti vody odebírané na vybraných lokalitách během stavby protipovodňových opatření na řece Moravě v Olomouci. Vzorky vody odebrané v měsíčních intervalech v období od února 2020 do ledna 2021 byly podrobeny měření koncentrace vybraných chemických a fyzikálně-chemických parametrů (amoniak, dusičnany, fosforečnany, teplota vody, konduktivita, pH). Na základě naměřených hodnot, dodatečně získaných dat a literární rešerše jsou v této práci diskutovány dopady vlivu stavebních činností v korytě a okolí řek na jejich celkový chemismus. Výsledky této práce pomohly posílit teorii, že stavební projekty využívající vhodný management mohou mít minimální dopad na celkovou kvalitu vody.

Klíčová slova:

tekoucí voda, povodí, živiny, kvalita vody, antropogenní činnost

Hanušová V. 2022. Change of chemistry of the Morava River during the construction of flood protection measures. Bachelor thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc.

**Abstract:**

Fundamental factor influencing the quality of running water in the nature is occurrence of pollutants and their sources. This bachelor thesis contains an analysis and evaluation of the quality of water taken at selected checkpoints during the construction of flood control measures on the Morava river in Olomouc. Water samples taken at monthly intervals in the period from February 2020 to January 2021 were subsequently subjected to measurements of the chemical and physico-chemical parameters (ammonia, nitrates, phosphates, water temperature, conductivity, pH). On the basis of measured values, additionally obtained data and literary research, the impacts of the influence of construction activities in the riverbed and around the rivers on their overall chemistry are discussed in this work. The results of the present thesis helped to strengthen the theory that construction projects using appropriate management can have a minimal impact on overall water quality.

**Keywords:**

running water, basin, nutrients, water quality, anthropogenic activity

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 9. května 2022

.....

Valérie Hanušová

## Obsah

Seznam obrázků .....	vii
Seznam tabulek .....	vii
Seznam příloh .....	viii
Seznam použitých zkratk .....	ix
Poděkování.....	x
1 Úvod.....	1
2 Cíl práce .....	3
3 Teoretická část .....	4
3.1 Vliv stavebních činností na kvalitu vody .....	8
3.2 Protipovodňová opatření Olomouc .....	11
3.3 Základní fyzicko-geografická charakteristika.....	17
3.3.1 Geomorfologické členění .....	17
3.3.2 Pedologické poměry .....	18
3.3.3 Klimatické poměry .....	19
3.3.4 Hydrologické poměry.....	20
3.4 Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti .....	21
3.4.1 Konduktivita .....	21
3.4.2 Hodnota pH.....	22
3.4.3 Teplota .....	22
3.4.4 Zákaly.....	23
3.5 Anorganické látky ve vodách.....	25
3.5.1 Fosfor .....	25
3.5.2 Dusík .....	26
3.5.3 Amoniakální dusík.....	27
3.5.4 Dusičnanový dusík .....	28
4 Materiál a metody .....	30
4.1 Popis vybraných lokalit k odběru vzorků .....	30
4.2 Odběr vzorků a jejich zpracování .....	31
4.3 Laboratorní stanovení vybraných parametrů .....	32
4.3.1 Stanovení fosforečnanů PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .....	32
4.3.2 Stanovení amoniakálního dusíku N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .....	32
4.3.3 Stanovení dusičnanového dusíku N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> .....	33
4.3.4 Stanovení pH.....	34
4.3.5 Stanovení zákaly .....	34
4.3.6 Statistické zhodnocení výsledků .....	34
5 Výsledky .....	35
6 Diskuze .....	40
7 Závěr .....	45
8 Použité zdroje.....	46
9 Přílohy.....	53

## Seznam obrázků

Obrázek 1 - Mapa záplavových území v okolí Olomouce.....	7
Obrázek 2 - Hydrogram průtoké vlny.....	11
Obrázek 3 - Záplavy Černovír .....	12
Obrázek 4 - Přírodě blízké úpravy koryta řeky.....	13
Obrázek 5 - Revitalizace pravého břehu řeky Moravy v Olomouci v rámci II. etapy protipovodňových opatření .....	13
Obrázek 6 - Pohled na nábřeží mezi mosty na Komenského ulici a Masarykově třídě po realizaci PPO.....	14
Obrázek 7 – Pohled na nábřeží mezi mosty na Komenského ulici a Masarykově třídě před realizací PPO.....	14
Obrázek 8 - Přehled etap PPO .....	16
Obrázek 9 - Geologické poměry zájmového území.....	18
Obrázek 10 - Klimatické poměry.....	19
Obrázek 11 - Odtokové linie nad městem Olomouc.....	25
Obrázek 12 - Mapa stokové sítě zájmového území .....	29
Obrázek 13 - Zvolené lokality k odběru vzorků .....	30
Obrázek 14 - Boxplot pro konduktivitu .....	35
Obrázek 15 - Boxplot pro hodnoty pH .....	36
Obrázek 16 - Boxplot pro teplotu .....	36
Obrázek 17 - Boxplot pro zákal.....	37
Obrázek 18 - Boxplot pro fosforečnany.....	38
Obrázek 19 - Boxplot pro amoniakální dusík .....	38
Obrázek 20 - Boxplot pro dusičnanový dusík.....	39
Obrázek 21 - Mapa lokalit pro odběr vzorků při ideálních podmínkách.....	44

## Seznam tabulek

Tabulka 1- Průměrné koncentrace hodnot na daných lokalitách.....	39
Tabulka 2 - Zařazení jednotlivých lokalit do tříd jakosti vody podle ČSN 75 7221 .....	39

## Seznam příloh

Příloha 1 - Tab. výsledků analýz fyzikálně-chemických parametrů.....	53
Příloha 2 - Tab. vybraných parametrů jakosti povrchových vod (ČSN 75 722) .....	54
Příloha 3 - Vývoj hodnot pH.....	55
Příloha 4 - Vývoj hodnot konduktivity .....	55
Příloha 5 - Vývoj hodnot teploty .....	56
Příloha 6 - Vývoj hodnot dusičnanového dusíku .....	56
Příloha 7 - Vývoj hodnot zákalu .....	57
Příloha 8 - Vývoj hodnot amoniakálního dusíku .....	57
Příloha 9 - Vývoj hodnot fosforečnanů.....	58
Příloha 10 - Bourání nábreží při mostě na Komenského ulici, červene 2020.....	59
Příloha 11 - Pohled na pravý břeh z mostu na Komenského ulici, červenec 2020.....	59
Příloha 12 - Pohled na průběh bourání první poloviny mostu na Masarykově třídě, červenec 2020.....	60
Příloha 13 - Průběh stavebních úprav, červenec 2020 .....	60
Příloha 14 - Pohled z mostu Komenského, září 2020 .....	61
Příloha 15 - Pohled na nábreží z mostu Komenského, prosinec 2020.....	61
Příloha 16 - Bourání mostu na Masarykově třídě, duben 2020 .....	62
Příloha 17 - Materiál z bouraného mostu, duben 2020 .....	62
Příloha 18 - Pohled z výšky na demolici mostu, duben 2020 .....	63



## **Seznam použitých zkratek**

IS – inženýrské síť

OK – odlehčovací kanál

PP – částicový fosfor

PPO – protipovodňová opatření Olomouc

SOP – rozpustný organický fosfor

SRP – rozpustný reaktivní fosfor

## **Poděkování**

Především chci poděkovat svému vedoucímu práce RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D. za cenné rady, trpělivost, ochotu, jeho čas a předání potřebných informací k práci teoretické i praktické. Dále děkuji veřejným institucím za poskytnutá data k této práci a svému blízkému okolí za veškerou podporu.

# 1 Úvod

Při celosvětové snaze čelit ekologickým problémům se čím dál více směřuje pozornost i na problematiku vod. Převážně pak v otázkách jakosti, náhlého přebytku, dlouhodobého nedostatku, jejich zásob, hladin podzemních vod, či dostupnosti. Voda je základní složkou všeho živého na Zemi a tak bychom k ní měli i přistupovat. Naneštěstí s rostoucím globálním využíváním a znečišťováním planety lineárně roste i úroveň znečištění vod. Při využívání vodních zdrojů často dochází ke střetu zájmů (např. při manipulaci s vodní hladinou, při způsobu hospodaření nebo jejich využívání) a ne každý, ať už vědomě či nevědomě, koná ve prospěch planety.

Česká republika je významná tím, kolik řek na tomto území pramení. Ne nadarmo je přezdívána střechou Evropy. Je tedy více než důležité dbát na nezneškodnění antropogenním znečištěním odtékající vody z našeho území, její množství a kvalitu. Pokud ke znečištění dojde, jedná se o tzv. bodové znečištění, tedy z jasně lokalizovaného zdroje, popř. o znečištění s jasným cyklem (např. vypouštění odpadních vod, lesnickou či zemědělskou činnost). V případě nebodového původu jde především o znečištění, které se nedá lokalizovat. Nejčastěji je to znehodnocení zvýšeným množstvím živin, pesticidy, těžkými kovy nebo toxickými sedimenty. Česká republika není výjimkou a i na našem území se projevují přírodní katastrofy. Mezi ty nejčastější se řadí povodně, a nebo naopak extrémní sucha. Lidé se časem proti nepřízni přírody naučili využívat efektivních opatření k ochraně svých obydlí, majetku a pozemků. Dnes je nám známo, že povodně nevznikají jen nadměrným množstvím srážek, ale též jako důsledek nesprávného obhospodařování lesnických oblastí ve vyšších polohách, nevhodným obděláváním zemědělských pozemků, či nevyhovující volbou plodin pro pěstování, nadměrnou erozí půdy nebo její nedostatečnou retenční kapacitou. Záleží tedy na celé škále proměnných, tj. meteorologických, antropogenních a fyzicko-geografických faktorech, kdy ve výsledku zásah člověka může značně přispět ke zvýšení rizika výskytu povodní (Nováková, 2004).

V minulosti se využívalo převážně technických protipovodňových opatření. Jednalo se např. o výstavbu vodních nádrží či ohrazování toků, které v postiženém úseku vedly k rychlému odvedení vody, což mělo o několik desítek kilometrů níže katastrofické dopady. V současnosti se prosazují kombinace technických a přírodě blízkých opatření, snažících se navrátit krajině její přirozený ráz a funkci. Zvyšují retenční kapacitu půdy, biologickou rozmanitost daného území, snižují erozi, a navíc utváří prostor k rekreaci. Tento případ se týká i zájmového území Olomouce, kde v současné době stále probíhají stavby komplexních protipovodňových

opatření. Je ve všeobecném povědomí, že zásahy do koryta či břehů řek ovlivňují biotu, splaveninový režim, suspendované látky či chemismus daného toku. Některé zásahy však nemusí být patrné, pokud se postupuje podle správného managementu, anebo se mohou projevit až s delším časovým prodlením. Spousta studií se dnes věnuje dopadům stavebních činností převážně na biotu, avšak studium narušení živinového režimu toku nebývá příliš časté (Milerski et al., 2005; Hubačíková & Oppeltová, 2008).

V této bakalářské práci se budu snažit nalézt souvislosti mezi stavebními pracemi při protipovodňových úpravách a jejich dopadem na chemismus vody řeky Moravy. Pokusím se odpovědět na otázku, zda má stavba těchto opatření vliv na zvýšené hodnoty vybraných fyzikálně-chemických parametrů a je-li možné po pouhých 12 měsících vyvodit jednoznačné závěry. Práce je rozdělena na teoretickou a praktickou část. V teoretické části se věnuji vlivům staveb na chemismus řek, etapizaci protipovodňových opatření v Olomouci, vymezení zájmového území a charakteristice měřených parametrů. V praktické části pak voleným místům odběrů, zpracování vzorků a jejich vyhodnocení.

## 2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce je zhodnocení vlivu stavby protipovodňových opatření na chemismus řeky Moravy pomocí:

- zpracování dostupné odborné literatury k tématu bakalářské práce a informací poskytnutých veřejnými institucemi,
- zhodnocení změn v koncentracích měřených parametrů, a to z lokalit nad a pod sledovaným úsekem prováděných stavebních úprav,
- zpracování získaných dat statistickou analýzou rozptylu (ANOVA),
- grafické vizualizace numerických dat krabicovými grafy pro vybrané parametry a lokality.

### 3 Teoretická část

Česká republika má dlouhou tradici a bohatou historii úprav vodních toků, a to zejména kvůli jejich využívání pro vodní dopravu a ochranu před velkými vodami. V minulosti se u nás s rozvojem průmyslu postupně zvedala i spotřeba užitkové vody, a proto se na vodních tocích hojně stavěly jezy, v nichž zadržovaná voda byla využívána pro zásobování průmyslových závodů a získávání elektrické energie. K významné proměně vodního režimu české krajiny došlo v průběhu 20. století. Jednalo se převážně o změny v uspořádání krajiny, o rostoucí zástavbu, výstavbu dopravní infrastruktury, intenzifikaci zemědělství, odvodňování, scelování a rozorávání pozemků, změnu skladby lesa, či regulaci vodotečí. Tyto často necitlivé zásahy do vodního režimu krajiny a současné působení klimatických změn se dnes projevují v podobě povodní a hydrologického sucha s dopady na vodní nádrže a vodoteče jež jsou zanášeny. Významné dopady jsou též pozorovatelné na ornici, jež je splachována do intravilánu obcí či majetky občanů, na snižování úrodnosti zemědělské půdy, hladině podzemních vod, nebo rozšiřujících se aridních oblastech (Fiala, 1979; Drbal, 2016).

Způsoby úprav vodních toků můžeme obecněji rozdělit na dva druhy, a to dle toho, zda slouží k docílení zpomalení, nebo zrychlení odtoku vody z krajiny. Zpomalování je využíváno především na malých tocích, a to např. meandrováním, drobným přehrazováním toků pro vznik kaskád menších nádrží, nebo napravováním zastaralých zásahů do koryta vodního toku. Při úpravách koryta by měl být kladen důraz na zachování vegetačního porostu na březích a v údolních nivách, neboť snižuje odnos splavenin z povodí, zpomaluje průtok a dává šanci k usazování. Pro rychlejší průtok řek jsou jejich koryta rozšiřována, prohlubována a rovnána. Břehy bývají opevňovány, případně doplněny o drény a odvodňovací kanály (Konečný et al., 2013).

Dle Ekka et al. (2020) jsou malé toky rozšiřovány a narovnávány především pro zemědělské účely, zatímco velké řeky jsou upravovány za účelem ochrany před povodněmi a rozvoje lužních oblastí. Zvýšená rychlost proudění v narovnaných tocích ovlivňuje říční geomorfologii, energetické režimy a potenciál transportu sedimentů řek. Sedimenty se stávají stavebními kameny při utváření koryt vodních toků (svou roli hrají při koloběhu látek a při dynamice dostupnosti živin či látkové rozpustnosti); svou jakostí a množstvím určují funkce vodních ekosystémů a jejich užívání (Medek, 2017). Živiny přenášené erodovanou půdou mohou přispět k rozvoji řas či vysoké úrovni zákalu, čímž může docházet k četným komplikacím, jako je omezení fotosyntézy, odírání a obalování vodních organismů suspendovaným sedimentem, erozím břehů spojených s četností a velikostí odtokových

událostí, ničení a destabilizací toků (Haan et al., 1994). Sediment tak v konečném důsledku vytváří komplexní prostředí s různými chemickými i fyzikálními vlastnostmi. Obsah a typ organické hmoty, pH či různá velikost částic může přispět k objasnění původu daného sedimentu (Ristola, et al., 1999). V závislosti na těchto fyzikálně-chemických vlastnostech zůstávají některé látky rozpuštěné ve vodě, zatímco jiné se vážou na částice klesající k zemi. Podle (UWM, 2005) je kontaminovaný sediment významným environmentálním problémem ovlivňujícím vodní prostředí po celém světě. Většina hodnocení kvality vody se totiž historicky zabývala sloučeninami jež se rozpouští ve vodě ale jen relativně malá pozornost byla věnována úložišti sorbovaných kontaminantů, tedy informacím o stavu vod za delší časové období. Právě díky delší časové periodě, během níž se sediment ukládá, mohou jeho částice posloužit jako pasivní vzorkovače vodního prostředí a přispět tak k relativně přesné představě o kvalitě vody a vytvoření celkového obrazu zátěže vodních útvarů nebezpečnými látkami. Pomocí sledování kvalitativního stavu sedimentů lze zjistit přítomnost látek vyskytujících se ve vodě v nízkých koncentracích, a to díky akumulaci řady periodicky i neperiodicky vypouštěných znečišťujících látek (Klánová, 2008; Štěpánková et al., 2011).

Zatímco koncentrace kontaminantů se v sedimentech integrují s časem, ve vodním sloupci jsou velmi dynamické a variabilní. Sloučeniny antropogenního původu do vodního prostředí vstupují nejčastěji prostřednictvím atmosférických depozic, či z již kontaminovaného přítoku. Dochází tak k ovlivnění organismů žijících na dně, v úzkém spojení se sedimenty, či těch, kteří se jimi živí (Seiyaboh et al., 2013). Sediment je problematický i z mnoha dalších důvodů. Týká se to především dislokovaných částic které snadno zakalí vodu, tím omezí pronikání slunečního světla do vodního útvaru a omezí veškeré procesy na světle závislé. Posléze uvolnění sedimentů z unášených částic vede k jejich nahromadění a usazování v úsecích kde klesá rychlost proudění vody.

Pro získání hlubšího vhledu do akumulace daných sloučenin a jejich metabolitů je třeba identifikovat a kvantifikovat antropogenní látky v sedimentech ekosystémů (Biselli et al., 2005). Kerner (2007) popisuje, že i malé změny v hydrologii (jako je pokles hladiny o jednotky centimetrů, ad.) mohou mít za následek výrazné zvýšení akumulace jemnozrné suspendované hmoty v povrchové vodě, kde se usazuje a zůstává, dokud není spotřebována veškerá rozložitelná organická hmota - to vede k vyčerpání rozpuštěného kyslíku. Autor zde dále uvádí, že během měření způsobila akumulace jemnozrného materiálu zvýšení frakce v sedimentech podélného profilu až o 120 % a prohloubením koryta vzrostl obsah jemných částic oproti hrubší frakci.

V současné době se snažíme docílit environmentální bezpečnosti (zajistit kýžené funkční, estetické a bezpečné prostředí) pomocí ekonomických, právních, vzdělávacích, organizačních a jiných nástrojů. Konkrétně se jedná například o výstavby protipovodňových opatření v ohrožených či potenciálně ohrožených oblastech a především o snahy propojit technická a přírodě blízká opatření. Na toku s neupravenými odtokovými poměry často dochází k podemílání a strhávání břehů, čímž způsobené rozlivy mají za následek odplavování úrodné půdy, zamokření okolních pozemků a další významné škody na majetku. Úpravami odtokových poměrů a vodních toků se právě těmito situacím daří předcházet.

Díky velké finanční nákladnosti se zpravidla upravují pouze nejvíce ohrožené dílčí úseky. K docílení ochrany zemědělských pozemků podél toků, intravilánů měst, komunikací, průmyslových zón aj. před ničivou vodou a před erozivní a vymílací činností je nutné především zajištění úpravy hladiny vod v korytech a s tím související výšku hladiny podzemních vod na okolních pozemcích. Jakákoliv regulace však nutně znamená zásah do přirozeného režimu toku a tím i značného ovlivnění jeho nejbližšího okolí.

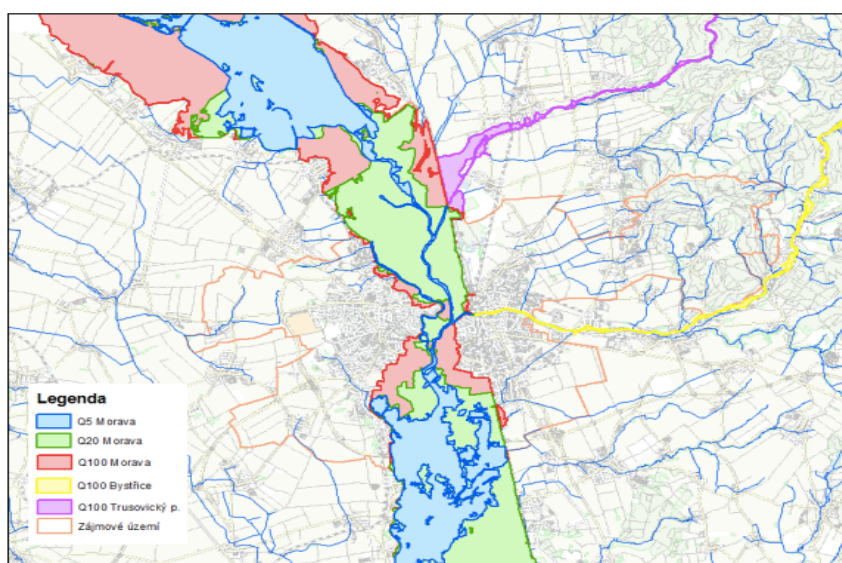
Tradičně se úpravy toků řešily převážně pomocí zkracování jejich délky, tedy jejich napřimováním a zvětšením jejich průtoku. Zkrácení délky toku sice umožňuje rychleji odvést velké vody a ochránit tak přilehlé pozemky a objekty, vyloučení inundačního území však neposkytuje prostor pro přirozenou akumulaci a možnost infiltrace vody. Aby však upravené toky mohly plnit svůj účel v plném rozsahu, je třeba, aby se k otázce řešeného problému přistupovalo komplexně, a to jak z hlediska úprav koryta, tak z hlediska úprav srážkoodtokových poměrů v povodí. Každá z těchto etap je specifická způsoby a prostředky, kterými se provádí, mají však totožný účel, tj. využít a upravit odtok srážkových vod v povodí toku. Mezi technické práce při vlastních úpravách toků patří: zemní práce, výkopy nového koryta, zpevňování koryta, soustředňovací stavby, ochranné hráze i objekty v korytě.

Ke všem úpravám se vážou i estetické důsledky. Vodní tok je pomyslnou páteří krajiny, kterou protéká. Velmi často se při úpravách hledí převážně na účelnost budovaného díla - často se používá těžkých způsobů opevnění, umožňujících mechanizaci práce bez zřetele na okolní krajinu. Při úpravách je však zapotřebí postupovat citlivě, v souladu s požadavky ekologické stability toku a okolní přírody, s respektem na zástavby v intravilánech, dopravní zařízení, inženýrské sítě, komplexní pojetí stavby včetně komunikační sítě, vyústění odpadních vod, objektů na toku atp. Dnes už není výjimkou, že dobře navržená regulace toku může malebnost okolní krajiny dokonce zvýšit. Může se jednat např. o využití vegetačního opevnění, výsadbu keřů a stromů, nebo vytvoření náplavky. Je více než podstatné uplatňovat takový způsob technického řešení, který odpovídá charakteru místní krajiny a který z jejích parametrů vychází.



Revitalizace vodních toků a aplikace přirozených forem, zejména ty v inundačním území, dnes nabývají velkého významu (Fiala, 1979; Milerski et. al, 2005; Hubačiková & Opletová, 2008).

Vodní tok si v krajině vytváří vlastní koryto, jehož kapacita v našich podmínkách odpovídá obvykle třicetidenní vodě  $Q_{30d}$ , vyšší průtoky tak snadno vybřežují v úzkých údolích. Pro Hornomoravský, Dolnomoravský a Dyjsko-svratecký úval je typická vysoká vodnost toku, která není dána pouze atmosférickými srážkami v přilehlém území, ale srážkami z celého povodí. Pro povodí Moravy je příznačný velký rozsah území jež je ohroženo povodněmi; zejména pak v úvalech, kde protéká Morava (Obr.1), Bečva, Dyje a Svatka. Povodňová situace tohoto povodí bývá zpravidla důsledkem nadměrného přísunu dešťových srážek, nebo prudkého tání sněhu v Jeseníkách, Bílých Karpatech a Beskydech.



Obrázek 1 - Mapa záplavových území v okolí Olomouce (olomouc.eu)

Odpovědí na časté opakování těchto událostí bylo vytvoření rozsáhlého systému protipovodňové ochrany, jež sestává ze strukturálních i nestrukturálních opatření (ty jsou zejména informačního charakteru a patří mezi ně například zdokonalení meteorologických modelů, zlepšení radarového monitoringu, rozvoj legislativních opatření, nebo systematické vymezování a stanovování záplavových území). Hlavním cílem strukturálních, tedy technických a přírodě blízkých, opatření je neškodně akumulovat přebytečnou vodu, nepřipustit nekontrolované rozlivy, chránit významná místa hrázemi, vhodně dimenzovat kapacitu koryta vodního toku a případné povodňové vody rychle odvést. Z tohoto vychází technické řešení úprav toků a inundačních území, založené na uplatňování zásad stanovování konkrétního

stupně povodňové ochrany území v daném místě. U obcí a měst to bývá ochrana před dvacetiletou až stoletou vodou (Matějíček, 1998).

### 3.1 Vliv stavebních činností na kvalitu vody

Řeky jsou obecně označovány za narušené, pokud neodpovídají požadavkům na kvalitu života vodních organismů, na rekreaci, zásobování pitnou vodou či zemědělské využití. Mezi nejdůležitější znečišťující látky identifikované jako příčiny tohoto poškození patří patogeny, sedimenty a látky, které snižují rozpustnost kyslíku, nebo ovlivňují živiny. Ke zhoršení situace pak přispívá například destabilizace břehů, výstavba kanalizační sítě, výstavba mostů, silnic, infrastruktur, odstraňování břehové vegetace, či odtok městských povrchových vod.

V závislosti na atmosférických vstupech, geologických podmínkách a klimatu se v povrchových vodách a vodonosných vrstvách přirozeně vyskytuje mnoho rozpuštěných látek, jejichž koncentrace určují chemické složení vody. Biologické vlastnosti jsou definovány flórou a faunou ve vodním útvaru, teplotou vody, obsahem a barvou sedimentů. Aby byly vody využitelné, jsou v závislosti na odvětví stanoveny normy, které musí svou jakostí v daném případě voda splňovat. Znečištění lze obecně vyjádřit jako zhoršení některého aspektu z chemických, fyzikálních, nebo biologických vlastností vody do té míry, kdy dojde k omezení využití této vody nebo jejího ekosystému. Závažnost se řídí intenzitou vstupujících znečišťujících látek a asimilační schopností přijímajícího vodního útvaru (Seiyaboh et al., 2013).

Stavební činnost sice není typickým zdrojem konvenčního znečištění (tedy chemické a biologické kontaminace), nicméně se díky velkému množství substrátu, jež je v průběhu činností narušen, stávají jedním z hlavních přispěvatelů zátěže sedimentů do povrchových vod, a to zejména v městských oblastech procházejících rozvojem (USEPA, 2005). Zatímco typická míra eroze z nenarušených přírodních oblastí je přibližně 1 tuna/rok, eroze ze staveb se pohybuje od 7,2 do 500 tun/rok.

Pro lepší pochopení povahy vlivů stavebních činností na kvalitu vody se dostupné studie (Koebel et al., 1999; Colangelo & Jones, 2005; Houser & Pruess, 2008; Seiyaboh et al., 2007) zaměřily na koncentrace pH, vodivosti, transport nerozpuštěných látek po proudu, rozsah a dobu trvání stavebního zákalu, množství rozpuštěného kyslíku, koncentrace fosforečnanů a dusičnanů, biotu, či na přítomnost těžkých kovů v sedimentech.

Pro odhalení skutečných příčin zvýšených koncentrací byla studována nejen fáze aktivní výstavby, ale i fáze před a po ní. Průměrné rozdíly v hodnotách naměřených při aktivní fázi

stavební činnosti byly po proudu v případě pH a teploty mírně zvýšené, zatímco v hodnotách vodivosti byl sledován mírný pokles. Pozorovaný rozdíl teplot lze dle veškerých pravděpodobných vysvětlení považovat za důsledek nedokonalostí výzkumu prováděného v otevřeném systému, jež nelze přímo připsat stavební činnosti. Výstavba objektu na toku má především potenciál způsobit dočasné zvýšení suspendovaných sedimentů. Resuspendací, tedy opětovným narušením dříve uložených sedimentů, může dojít k uvolnění živin, nebo těžkých kovů. Některé z kontaminantů mohou změnit svůj oxidační stav během procesu ukládání, a tím měnit svoji rozpustnost ve vodě. Pokud tedy dojde k zásahu do sedimentu, kontaminanty se mohou uvolnit do vodního sloupce a ovlivnit živé organismy ve vodě. Sledované parametry kvality vody (kterými jsou právě živiny, zákal, nebo těžké kovy) tak mohou být ovlivněny bagrováním – nutnou součástí téměř každé úpravy vodního toku. Právě Seiyaboh et al. (2007) zmiňují zvýšené hodnoty zákalu, fosforečanů a dusičnanů v místech výstavby mostu v závislosti na bagrování v korytě toku a povaze vytěženého materiálu. Hodnoty vodivosti a teploty se mezi stanicemi naopak lišily bez zjevného trendu.

Výše zmínění autoři se shodují, že přes několik krátkodobých skoků v parametrech kvality vody po proudu od stavebního projektu, byl celkový rozdíl mezi kvalitou vody proti proudu a po proudu statisticky nevýznamný. Závěry potvrzují, že rozsáhlé stavební projekty mohou být prováděny i v citlivých oblastech, musí se tak ovšem díť ve spojení s vhodnou implementací stavebních metod, přímo směřujících ke snížení znečištění a programem monitorování kvality vody.

Během staveb a velkých oprav mostů na území Běloruska bylo sledované znečištění složeno převážně z ropných produktů pocházejících z úniků paliv a maziv, z pevných materiálů ze stavebních stojů, z barev, laků a dalších chemikálií používaných při stavebnictví, z korozních produktů a zbytků barev po pískování ocelových částí staveb, z odpadní vody, stavební suti atp. Zvláštní pozornost by pak měla být věnována odpadu objemnému (především stavební suti, zbytkům stavebních materiálů, nepotřebným konstrukcím, které po výstavbě mostů zůstávají zapomenuté v korytech řek apod.). Přítomnost trámů, desek, pilotů aj. vede především k narušení vodního režimu a erozivní činnosti toku. „*Pouhá přítomnost takových objektů ve vodě je znesvěcením řeky a přírody obecně.*“ (Гулицкая et al., 2012).

Mezi hlavní příčiny generující výše uvedené znečištění se nejčastěji řadí nízká akcentace významu ekologie zaměstnanci stavebních a montážních organizací, poruchy hydraulických systémů stavebních strojů, nouzové vypouštění znečišťujících látek, neprofesionální nakládání s odpadem (včetně odpadních maziv), nedostatečné množství

a kvalita prováděných kontrol stavu staveniště a realizace stavebních a instalačních prací místními úřady životního prostředí (Гулицкая et al., 2012).

Dle příručky EIA pro posouzení vlivů stavebních projektů na životní prostředí se potenciál ovlivnění výstavbou mostu místo od místa liší. V důsledku stavební činnosti může dojít ke zhutnění zeminy a zvýšení nepropustných nebo pomalu propustných povrchů. Mosty a propustky bývají iniciátory ve změně režimu proudění řek, kdy je ovlivněna rychlost vody, její hloubka, vzorce ukládání sedimentů, či morfologie kanálu. Kvalita povrchové vody může být v průběhu pracovních operací na místě ovlivněna řadou faktorů. Stavební činnost může podpořit erozi půdy, způsobit větší zatížení sedimentů blízkých toků, náhodné úniky a rozlití oleje nebo paliva ze skladovacích nádrží. Výrazný dopad na hydrologii a kvalitu vody pak může mít také zanedbaná údržba a nesprávné vyřazování vozidel z provozu.

Viditelné dopady na ekologii se mohou projevit až v delším časovém horizontu, protože populacím organismů ve vodě reakce na změny prostředí obvykle nějakou dobu trvá. Tím vzniká časová prodleva, se kterou by se mělo při sledování stavu ekosystémů a kvality vody počítat.

Mezi další velmi časté komplikace se řadí vizuální dopady inženýrských staveb, omezení přístupu, nepříjemnosti spojené s hlukem a prachem ve vzduchu, zhoršení dopravní situace na veřejných komunikacích, narušení architektonické estetiky okolí, případně dopad na dosud neobjevené archeologické dědictví. Jako zmírňující opatření nutných staveb uvádí příručka Environment Agency (gov.uk, 2002) etapizace prací s cílem minimalizovat rušení okolí, použití specializovaných technických zařízení navržených k rozložení hmotnosti stroje na větší plochu, díky čemuž je možné provádět práci v měkkém, mokřém a podmáčeném terénu. Dále pak správné skladování paliva a stavebních materiálů tak, aby bylo minimalizováno riziko kontaminace půdy, nebo znečištění vody.

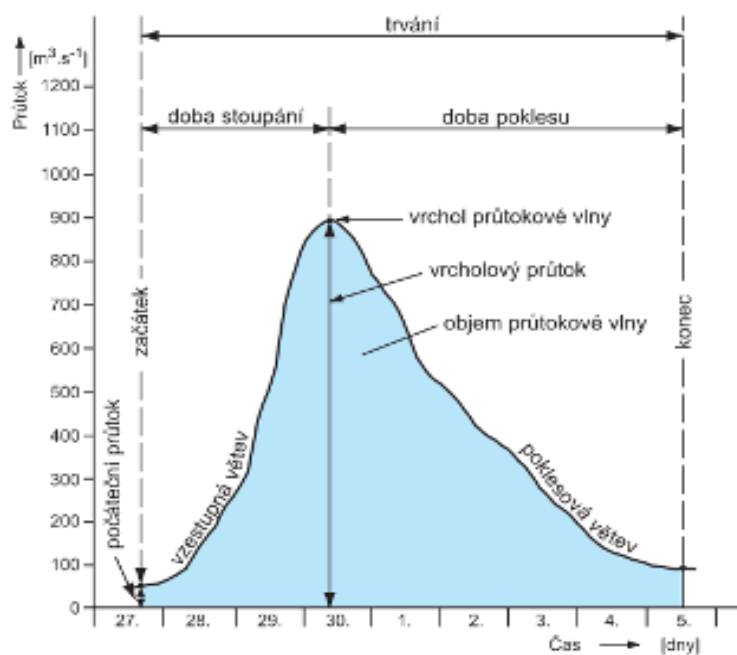
Ze zahraniční literatury, která se zabývala výstavbou jezu na kvalitu vody (Sung et al., 2015; Hyeonju et al., 2015; Sang et al., 2018), byly dlouhodobě sledovány změny v její kvalitě, habitatu a stavu rybí obsádky před, během a po výstavbě objektu na toku. Mnoho studií uvádí, že výstavba jezů byla zodpovědná za degradaci chemismu vody, převážně však v návaznosti na přeměnu z lotického na lentické prostředí a následnou akumulaci stopových prvků kovů, nárůstu živin a vzniku překážky pro transport organického a anorganického materiálu. S výstavbou souvisely masivní úhyny ryb a akumulace fosforečnanů a dusičnanů v sedimentech. Autoři uvádí, že výstavba jezu má různé dopady na chemické podmínky a záplavové režimy vodního ekosystému. V případě výstavby jezu bylo mezi mnoha jinými

parametry měřeno pH, rozpuštěný kyslík, konduktivita, chlorophyll-a, celkový dusík, rozpuštěný dusík, amoniakální dusík, celkový fosfor, rozpuštěný fosfor a fosforečnany.

### 3.2 Protipovodňová opatření Olomouc

Přestože se povodním nelze zcela vyvarovat, je možné a nutné jim alespoň částečně předcházet. Jedna z posledních rozsáhlých povodní horní a střední části řeky Moravy (povodeň z roku 1997, jež nemá ve 20. století obdoby), vedla společnost k nutnému naplánování a později též k realizaci protipovodňových opatření. Povodňová vlna je definována jako zvláštní případ průtokové vlny (Obr. 2), kdy dochází k překročení průtočné kapacity koryta a voda se přes břehové hrany začne rozlévat do okolí a stává se tak potenciálně škodlivým živlem. Podle ČSN (1975, 1983) lze povodně charakterizovat jako „největší vrcholový průtok u průtokové vlny“.

Mezi stanovenými cíli PPO se počítalo s největším možným využitím retenční schopnosti území a stanovením ochrany na účinky nejvyšší pozorované povodně, tedy až se stoletým průtokem  $Q_{100}$ . Opatření navazovala na již existující PPO, která byla doplněna a rozšířena. Navrhovaná opatření se týkala především nových retenčních nádrží, suchých nádrží, poldrů, řízené inundace, zkapacitnění koryt toků jejich technickou úpravou, nebo ohrázováním a využití odsazených hrází okolo míst osídlení (Matějíček, 1998; Brázdil, 2005).



Obrázek 2 - Hydrogram průtokové vlny (převzato od Brázdil, 2005)

Matějčíček a Hladný (1999) jako rozhodující vlivy s ohledem na vznik a průběh povodní uvádí na prvním místě intercepci, tj. schopnost vegetace zadržovat vodu ze srážek (danou druhem, hustotou porostu a vývojovým stadiem), která může prodloužit dobu jejího vsakování. Dalšími faktory jsou detence - tedy naplňování depresí terénu srážkami, infiltrace - vsakování vody do půdních vrstev a zvodní podzemních vod, které závisí na půdním typu, její mocnosti, množství humusu, pórovitosti atd. Roli hraje též objem říční sítě, tj. plnění koryt toků včetně množství vody v části břehové zóny a rozlivu v inundačním území podél toků.

Realizované části protipovodňové ochrany Olomouce se provádí ve čtyřech etapách (viz Obr. 8). První etapa PPO spočívala ve výstavbě obtokového kanálu jezu v oblasti u plynárny, který v daném úseku zvýší průtok na  $650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Součástí stavby obtoku byl i dvoupólový most přes Moravu na ulici Wittgensteinova a další související investice (např. rozsáhlé přeložky inženýrských sítí, rekonstrukce navazující dopravní infrastruktury, výsadba zeleně nebo rybochod). Další dokončenou realizací protipovodňové ochrany bylo zvýšení levobřežní hráze v městské části Černovír, která je pravidelně sužována rozlivem vod do zástavby (Obr. 3) i při méně než dvacetileté vodě.



Obrázek 3 - Záplavy Černovír (olomoucky.denik.cz)

Součástí druhé etapy protipovodňové ochrany byly úpravy v jižní a střední části Olomouce v rozsahu přibližně 4 km. Vzhledem k rozdílnému charakteru a délce území byla II. etapa rozdělena do dvou částí.

Část II.A zahrnovala úpravy v jižní části města: od konce první etapy po železniční most na trati Olomouc – Nezamyslice na Nových Sadech o délce 1,437 km. Jednalo se o zvýšení kapacity koryta z  $Q_{20}=384 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  na  $Q_{380}=650 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  v území s převládajícím přírodním charakterem (Obr. 4 a 5).



Obrázek 4 - Přírodě blízké úpravy koryta řeky (mapy.cz)



Obrázek 5 - Revitalizace pravého břehu řeky Moravy v Olomouci v rámci II. etapy protipovodňových opatření (mapy.cz)

Předmětem probíhající části II.B jsou úpravy v centrální části města. Od nového mostu u Salzerovy reduty proti toku přes soutok s řekou Bystřicí, včetně kamenného nábreží se zbytky barokního opevnění, až k mostu na Komenského ulici. Úpravy nábreží spočívají v přebudování obou mostů a posunu nábrežních zdí. Betonové zídky z osmdesátých let (viz Obr. 6) byly vyhodnoceny jako nedostatečné pro protipovodňovou ochranu, a tak dojde i k jejich úpravě. Most na Komenského ulici i most na ulici Masarykově je navržen bez horní konstrukce a s výrazně tenčí mostovkou pro zabránění zpětného vzduť směrem k Černovíru. Vlastní šířka "mokrého" koryta zůstane téměř nezměněna. Rozšířením nábrežních zdí vzniknou u vody nové bermy. Levobřežní část je navržena jako přírodní a na pravém břehu bude vybudován široký chodník ve výši vodní hladiny, po kterém bude možné dojít od Bristolu k vysokoškolským kolejím (olomouc.eu). Tato etapa je náročná nejen z hlediska investičního, ale i projekčně, neboť se jedná o přestavbu cenného území města, které ovlivní jeho podobu na dlouhou dobu (protipovodňová opatření Olomouc, 2020).

Řeka Morava v řešeném úseku protékala v opěrných zdech stísněným prostorem poměrně konsolidované bytové zástavby. Zvýšení kapacity koryta bylo dosaženo maximálním posunutím líce nábrežních zdí ke stavební čáře obytné zástavby. Nábrežní komunikace a chodníky byly rekonstruovány a jejich šířka se pohybuje okolo 6m.



Obrázek 6 – Pohled na nábreží mezi mosty na Komenského ulici a Masarykově třídě - vizualizace před realizací PPO (olomouc.eu)



Obrázek 7 - Pohled na nábreží mezi mosty na Komenského ulici a Masarykově třídě – vizualizace po realizaci PPO (olomouc.eu)

Plány uvádí, že nábrežní zdi budou na obou stranách lemovány alejemi stříhaných stromů, v koruně nábrežních zdí pak budou vyhlídky zpestřující liniový vzhled nábreží, všechny opěrné zdi budou obloženy kamennými kvádry (Obr. 7) a v oblasti kolísání hladin



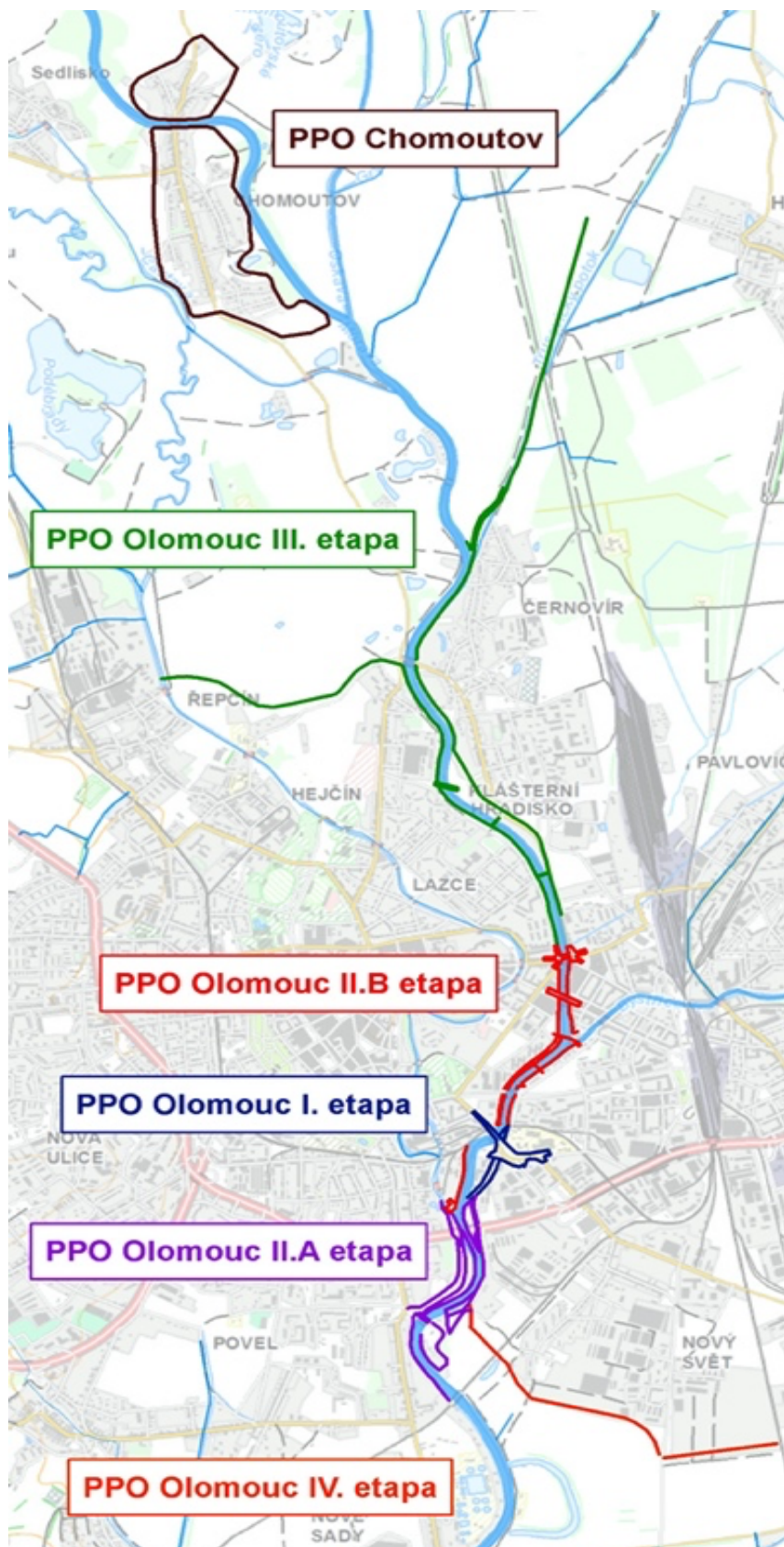
bude obklad z mrazuvzdorného kamene. Nábřeží by mělo mít vysokou estetickou hodnotu promenády. Na pravé bermě bude chodník pro pěší, na levé bermě pak cyklistická stezka.

Posunutí nábřežních zdí vyvolá přeložku inženýrských sítí, Pomoravní kanalizační sběrače v tomto úseku však nebudou dotčeny. Plocha průtočného profilu pod mostem na Masarykově ulici se po rekonstrukci zvětšila o 50%. V důsledku zvýšení mostovky bylo nutné upravit niveletu vozovky a tramvajových kolejí. Plocha průtočného profilu pod mostem na Komenského ulici se zvětší o 100%, a protože se úroveň vozovky na mostě zvyšuje, bude nutné upustit niveletu ulice Komenského s návazností na stávající úroveň ulice. Na pravém břehu - na konci zástavby, se pravobřežní opěrná zeď zruší, koryto řeky Moravy se rozšíří a terén bude snížen. Kvůli vzduší z řeky Moravy ovlivňujícímu průběh hladin v Bystřici, bude nutné zvýšit nábřežní zdi a břehovou hranu Bystřice parapetními zídkami až k železnici (olomouc.eu).

III. etapa zahrnuje dokončení hrázového systému v severní části města: od mostu na Komenského ulici po hranici inundace na sever od Olomouce, včetně vybudování koncentrační hráze a přečerpávací stanice při uzávěru Střední Moravy (Zimová, 2008).

Ve IV. etapě se stavební práce zaměří na dokončení PPO v úseku od ul. Šmeralova nad most Komenského. Proběhne ozelenění, náhradní výsadba a dokončení propojení mostů Masarykova a Komenského v rámci souvisejících investic města (úpravy povrchů ulic Nábřeží a Blahoslavova, přeložky IS). S celkovým dokončením protipovodňových opatření v centru města se počítá v polovině roku 2022 (protipovodňová opatření Olomouc, 2020).

Primátor města Miroslav Žbánek pro *olomouc.eu* uvedl, že výsledkem prací má být revitalizačně upravené koryto řeky, obnovená říční niva, a především vysoká míra ochrany před povodněmi pro zastavěná území. Vedlejším efektem bude možnost rekreačního využití poříční zóny podél toku a několik nových vodních ploch. Výjimečnost celého projektu spočívá v propojení technického řešení s tím, co krajina v okolí řeky sama nabízí, čímž dojde k žádoucímu zapojení přírodě blízkých opatření (olomouc.eu).



Obrázek 8 - Přehled etap PPO (protipovodnovopatreni.olomouc.eu)

### 3.3 Základní fyzicko-geografická charakteristika

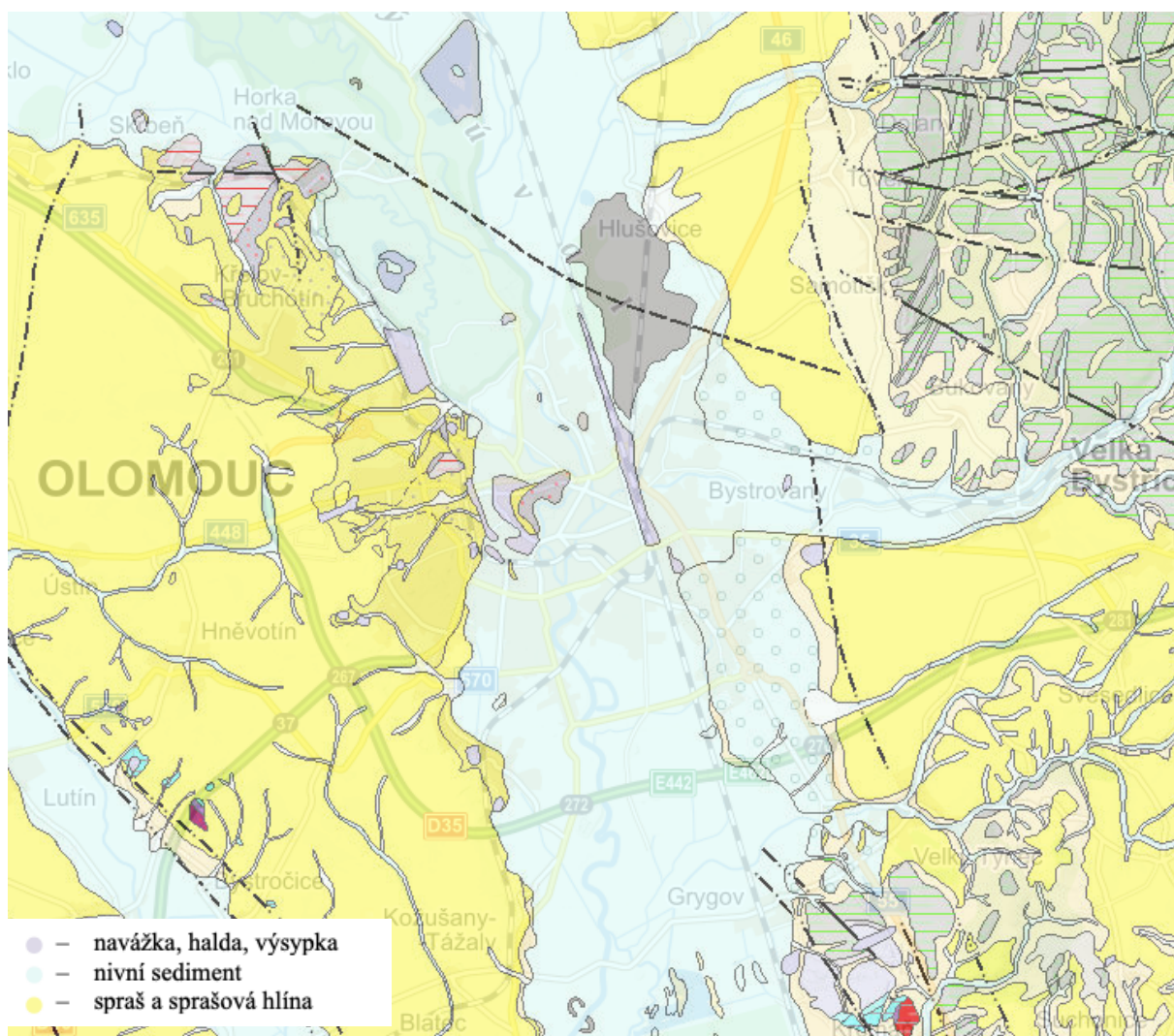
#### 3.3.1 Geomorfologické členění

Katastrální město Olomouc se nachází na území střední Moravy. Na území města se z pohledu geomorfologie setkávají dvě základní jednotky – Hornomoravský úval jakožto součást soustavy Vněkarpatských sníženin (provincie Západní Karpaty) a celek Nízkého Jeseníku jakožto součást Krkonošsko – Jesenické soustavy (provincie Česká Vysočina). Z pohledu geologické stavby a historického vývoje se obě jednotky dost různí, což se projevuje ve struktuře reliéfu. Většina z řešeného území náleží do celku Hornomoravského úvalu, tedy příkopové propadliny vyplněné neogenními a kvartérními sedimenty, kde východní část tvoří náplavové kužely a západní část nížinné pahorkatiny – jedná se tedy o rovinatý reliéf ohraničený vyšším georeliéfem. Kolem řeky Moravy se nachází akumulární rovina Středomoravská niva, která je utvářena fluviální činností řeky. Urbanistický a stavební rozvoj je z geomorfologického hlediska omezován pouze na fluviálních sedimentech v záplavovém území řeky Moravy, na svazích a hranách teras Moravy a v západní části území s pestrým geologickým podložím.

Na území Hornomoravského úvalu najdeme převážně neogenní a kvartérní sedimenty. Starší horniny vystupují spíše v izolovaných ostrůvcích. Jak již bylo zmíněno výše, jedná se o oblast akumulární, kde sedimenty fluviální a eolické dosahují značné mocnosti. Eolické sedimenty jsou zastoupeny vápnitými sprašemi a největší mocnosti dosahují v západní části úvalu. Mezi charakteristické geologické útvary Hornomoravského úvalu patří říční terasy řeky Moravy. Fluviální sedimenty teras jsou složeny písčítými hlínami s příměsí štěrku a náplavovými písky. S lidskou činností v povodí řek je spojován mladší povodňový kal (olomouc.eu, n.d.).

V neogénu, vlivem vyznívání mořské sedimentace a tektonických posunů Západních Karpat na platformu Českého masivu, vznikaly nové pánve. Ukládaly se zde molasové sedimenty - mořské, brakické a sladkovodní jíly, písky, štěrky, místy i vápence, uhelené sedimenty a evapority. Pliocenní pánev Hornomoravského úvalu naproti tomu prošla samostatným genetickým vývojem – probíhalo zde ukládání pouze sedimentů kontinentálních (Kováč et al., 1993).

Kvartérní sedimenty jsou zachovány ve dvojí pozici: jako výplně zaklesnutých depresí a na svazích úvalu pak v podobě terasových stupňů (Zeman et al., 1980).



Obrázek 9 - Geologické poměry zájmového území (mapy.geology.cz)

### 3.3.2 Pedologické poměry

Ráz krajiny, její pestrost a vegetační pokryv jsou dány, mimo jiné, půdními poměry daného území. Pedogeografické poměry jsou z velké části závislé na charakteru matečné horniny, kde je rozmanitost půdního pokryvu výsledkem členitosti území. Podél velkých vodních toků se nachází převážně nivní půdy a vyplňují tak plochá dna říčních údolí. Na Obr. 9 je světle modrou barvou vyznačeno území údolní nivy.

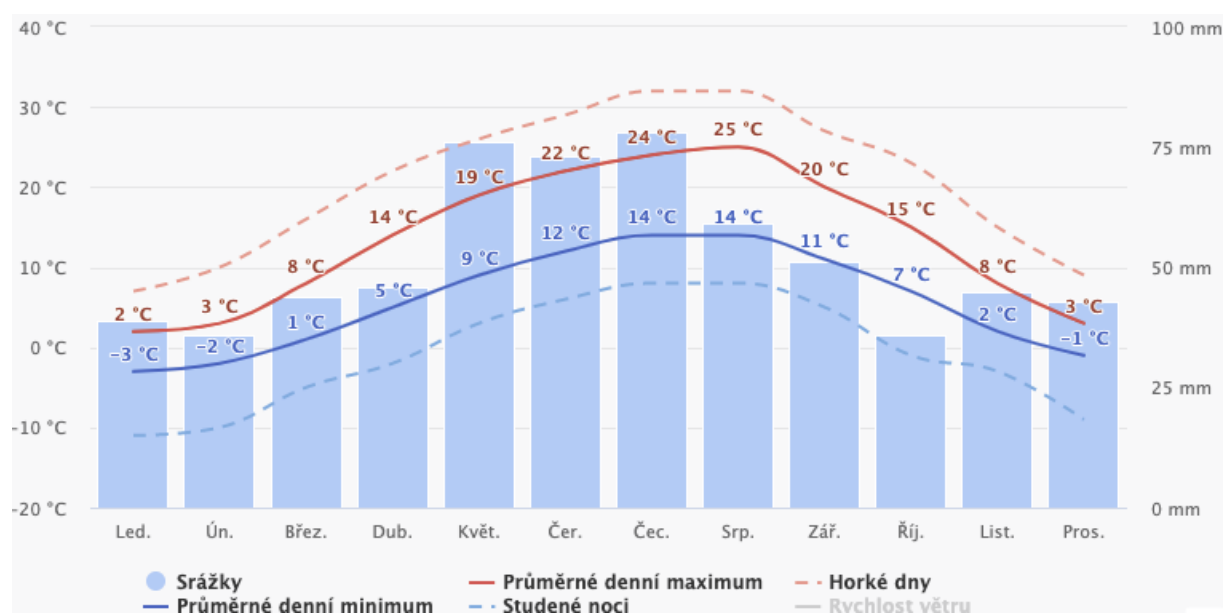
Mezi skalním dnem údolí a povrchem nivy se skrývá až 17 m říčních uloženin, ve kterých je zaznamenán historický vývoj řeky. Sedimenty se zde ukládaly v průběhu poslední doby ledové a současné době meziledové. Na periferiích údolních niv přecházejí fluvisoly v luvisoly, tedy hnědozemě, kde se jako nejběžnější substrát vyskytují spraše. Na středně

těžkých sprašových pokryvech se typicky vyskytují černozemě, které patří mezi půdy původních stepí a pro množství kvalitního humusu se stávají jednou z agronomicky nejceňnějších částí půdního fondu. Ve vyšších polohách nalezneme tzv. kambizemě, u kterých v důsledku mineralizace a skeletovité struktury dochází ke snížení obsahu humusu (Stehlík & Kadlec, 2012; olomouc.eu, 2014).

### 3.3.3 Klimatické poměry

Zájmové území se z hlediska makroklimatických poměrů řadí k severnímu mírnému podnebnému pásu. Střetávají se tu vlivy Atlantského oceánu a euroasijského kontinentu, tedy klima kontinentální s vlhčím oceánským. Typické pro území města Olomouce jsou odlišnosti způsobené výškovými rozdíly na poměrně malém území. Výsledkem těchto pochodů je výrazný klimatický gradient, v němž dochází k působení dvou klimatických oblastí.

Jednou z nich je oblast Moravské brány a Hornomoravského úvalu – oblast teplá („T2“), pro níž je typická krátká, mírná zima s krátkým trváním sněhové pokrývky. Jaro a podzim bývají mírně teplé a krátké, zatímco léto je častěji dlouhé a suché. Menší část východního okraje města (Svatý Kopeček, Posluchov a Lošov) spadá do oblasti mírně teplá („MT“), kde dochází ke zkracování léta. Průměrná roční teplota v Olomouci je 8,4 – 9,4 °C a dlouhodobý roční srážkový úhrn zde činí 570,1 mm (olomouc.eu, 2014; mestskeklima.upol.cz, n.d.) Roční trendy v teplotních maximech a minimech, či srážkách můžeme sledovat na Obr. 10 níže.



Obrázek 10 - Klimatické poměry (meteoblue.com)

Rok 2020 nebyl výrazně horký (překvapil zejména nezvykle studený květen); jeho teplotní průměr zvyšovala enormně mírná zima. Tento rok byl za posledních 10 let nejbohatším na srážky (v Česku v průměru napršelo 735 mm/ m<sup>2</sup>), došlo tak k doplnění zásob podpovrchových vod. Vzhledem k neustále se zvyšujícím průměrným teplotám se však stále více vody vypařuje. Nízké průtoky snižují ředící schopnost toku spolu s vyšší teplotou významně ovlivňují samočistící procesy a další probíhající chemické procesy v toku. Projevem tohoto trendu může být snížení obsahu kyslíku a na straně druhé, vlivem prudkých srážek, zase vyplachování nahromaděného znečištění v povodí a následným nárazovým zatížením toku množstvím tohoto znečištění, což způsobuje častější vznik havarijních situací v recipientu (Procházková et al., 2021).

### 3.3.4 Hydrologické poměry

Řeka Morava, pramenící pod Kralickým Sněžníkem ve výšce 1380 m n. m., protéká řešeným územím od severu k jihu a svými rozlivy a zpětným vzdutím přímo ovlivňuje zástavbu městských částí a přilehlých oblastí. Celková délka řeky na území České republiky činí 284,5 km, ze kterých přibližně 14 km protéká právě katastrálním územím města Olomouc. Do Moravy se v zájmovém území vlévá několik vodotečí. Levým přítokem, vlévajícím se do Moravy poblíž centra města (v jezové zdrži nad teplárnou), je řeka Bystřice. Od jezu pod Bystrovany z ní odbočuje tzv. Hamerský náhon. Pravým přítokem v jižní části města je Mlýnský potok. Mlýnský potok tvoří rameno řeky Moravy, které odbočuje u jezu v Hynkově a do hlavního toku se vrací v části Olomouc–město (olomouc.eu, 2014).

Řeka Morava je tokem 2. řádu s průměrným průtokem 26,4 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> a průměrným ročním stavem  $H_a = 155$  cm (hydro.chmi.cz). Zmiňované území náleží k úmoří Černého moře a v místě, kde řeka Morava opouští hranice České republiky, se slévá s druhou nejvýznamnější řekou v celém povodí - s řekou Dyjí.

První měsíce roku 2020 (s výjimkou měsíce února) byly hodnoceny jako odtokově výrazně podprůměrné. Celkově nejmenší průtoky byly sledovány v dubnu. Naopak červen a celá druhá polovina roku 2020 byla hodnocena jako odtokově nadprůměrná (Procházková et al., 2021).

Pro regulaci hladiny vodního toku je v případě řeky Moravy využíváno jezů, kde lze pomocí zadržování vody dosáhnout požadovaného vodního spádu nebo hloubky. Na řece Moravě v Olomouci a okolí může tzv. srážka vody probíhat snížením přepadu na obtokovém jezu u plynárny, nebo zvýšením průtoku na jezu v Hynkově odbočením do Mlýnského potoka.

## 3.4 Vybrané fyzikálně-chemické vlastnosti

### 3.4.1 Konduktivita

Její hodnota uvádí obsah aniontů a kationtů rozpuštěných ve vodě, díky nimž se stává vodivou pro elektrický proud. Na základě analýzy výsledků jejího měření se dá snadno a rychle odhadnout stupeň mineralizace vody a prokázat změny v koncentraci rozpuštěných látek. Konduktivita je podmíněna přítomností iontů, jejich nábojovým čísle, pohyblivostí a teplotě.

V rámci klasifikace jakosti povrchových vod patří konduktivita mezi základní chemické ukazatele. Její mezní hodnota je pro I. třídu jakosti menší než  $400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a pro V. třídu jakosti větší než  $1600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Výkyv teploty o  $1^\circ\text{C}$  má za následek změnu výsledné hodnoty nejméně o 2 % (Pitter, 1999).

V hydrochemii se udává konduktivita v jednotkách  $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ ; většina konduktometrů udává vodivost v  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , kdy  $1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} = 0,1 \text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ .

Během roku se v závislosti na objemových a průtokových poměrech konduktivita mění. V případě déle trvajících sucha, kdy se v tocích snižuje objem vody, konduktivita stoupá z důvodu vyšší koncentrace rozpuštěných iontů (což však nemusí znamenat, že v případě většího přísunu srážek bude konduktivita nižší, neboť srážky s sebou mohou vnést splachy z okolí bohatého na různé látky). K zimnímu období se váže přítok posypové soli z rychlostních komunikací (Kopp, 2015). Dalším důvodem může být samotná antropogenní činnost na daném vodním toce, či v jeho okolí. V případě řeky Moravy v Olomouci to byly úpravy zóny břehů navržené způsobem propojujícím několik účelů: zkapacitnění koryta řeky, jejího zpřírodnění a zapojení řeky do struktury města (Čermák, 2001).

Zvýšené hodnoty konduktivity Xiao-long et al. (2006) připisují odpadním vodám z lidských obydlí a průmyslových oblastí, které do říčního systému přináší velké množství alkalických iontů, neboť jak bylo zmíněno výše - vodivost závisí převážně na koncentraci iontů v povrchových vodách.

Vysoké hodnoty vodivosti mohou být při stavebních činnostech výsledkem neustálého uvolňování některých minerálů obsažených ve stavebních materiálech (ty obsahují oxid křemičitý, hořčík, draslík, uhličitany aj.) do říčního systému. Seiyaboh et al. (2007) ani Houser & Pruess (2008) přesto ve sledovaných lokalitách nezaznamenali výrazné rozdíly indikující aktivity při výstavbě mostu. Výše zmíněné studie tedy neprokázaly žádný zásadní rozdíl mezi vzorkovanými lokalitami nad a pod oblastí stavební činnosti, což nenaznačuje její výrazný dopad na vodivost řeky.

### 3.4.2 Hodnota pH

Hodnota pH zásadně ovlivňuje většinu fyzikálně-chemických a biochemických procesů. Závisí na povaze ve vodě rozpuštěných látek, teplotě vody a její povaze jako takové a je nepřímo spojována s koncentrací vodíkových iontů v roztoku.

Hodnota pH se běžně měří u všech druhů vod a představuje klíčový prvek pro následná posuzování vlastností analyzované vody (Horáková et al., 2007).

Kyselost vody souvisí s nadbytkem vodíkových iontů  $H^+$  a zásaditost s nadbytkem hydroxylových iontů  $OH^-$ . Na fyziologické procesy vodních organismů má hodnota pH značný vliv, neboť souvisí s rozpustností celé řady látek (solí železa, vápníku, fosforu), které významně ovlivňují úživnost vody. Nižší pH v jarním období je obvyklou sezonní variací. V době tání sněhu jsou průtoky vody zvýšené a voda je méně neutralizována, jelikož zdržení vody v půdách je krátké (Hruška, 1996).

Nízké pH bývá primárně ve vodách s nízkým obsahem vápníku, s výskytem huminových látek (rašelinisté), ve vodách z okolí dolů sulfidických rud a hnědého uhlí a u většiny minerálních vod. Hodnota pH se liší i s různorodostí odpadních vod. Téměř každá zemědělská činnost má na povrchové vody alkalizující vliv (Hruška, 1996).

Xiao-long et al. (2006) ve svých výsledcích prezentují, že řeky významně ovlivněné odpadními vodami z domácností mají nejnižší hodnoty pH a rozpuštěného kyslíku. To ilustruje vážnou negativní zpětnou vazbu znečištění v těchto řekách převážně tím, že nízké hodnoty pH a rozpuštěného kyslíku snižují rozmanitost fauny a flóry vodního ekosystému.

Studie o vlivu výstavby na kvalitu vody (Houser & Pruess, 2008) uvádí, že v aktivní fázi výstavby bylo pH proti proudu 7,78 a po proudu 7,90, tedy mírně zvýšené. Mezi možné příčiny zvýšeného pH na stavenišťích může patřit selhání v kontrolách znečišťujících látek a nesesedimentárních polutantů, vymývání betonu, kontaminace chemikáliemi s vysokým pH, nebo vystavení toků vrstvě práškového vápence používaného při stavbě propustků.

### 3.4.3 Teplota

Teplota vody významně ovlivňuje její chemickou a biochemickou reaktivitu, a to od 0 °C asi do 30 °C. Jako příklad můžeme uvést přímý vliv na množství plynů rozpuštěných ve vodě. Čím je voda teplejší, tím méně se v ní plyny rozpouští. V našich podmínkách se průměrná teplota toků pohybuje nejčastěji okolo 9 °C (Dub & Němec, 1969).



Teplota vody v tocích vykazuje denní a sezónní oscilace. Je ovlivněna množstvím ve vodě obsažených koloidních látek, její barvou, průhledností a mocností vodního sloupce. V podélném profilu toku se voda od pramenů po proudu otepluje přibližně o 0,7 °C na každých 100 m poklesu nadmořské výšky (Lellák & Kubíček, 1991).

Rozkladné procesy v procesu samočištění a oxidace jsou taktéž ovlivněny teplotou. Hlavním zdrojem tepla pro vodní prostředí je infračervená složka slunečního záření, geotermální zdroje a antropogenní činnost (např. oteplené vody z elektráren). Vysoké teploty vody jsou problematické především z hlediska nedostatku kyslíku pro vodní organismy. Teplo se z vody dostává několika způsoby: termální radiací omezenou na několik centimetrů při hladině, konvekcí, tj. přenosem tepla v pohybujícím se médiu, evaporací (přeměnou v plynné skupenství) a přechody tepla do břehů a dna (Kopp, 2015).

Změny v říčním prostředí nastávají též při snížení objemu vody v letním období, kdy dochází ke zvýšení koncentrace znečišťujících látek, znehodnocující vodní habitaty (Guoyuan & Jiongxin., 1987).

Houser & Pruess (2008) uvádějí, že teplota během všech fází projektu byla vyšší po proudu než proti proudu od sledované oblasti stavby. Ve fázi aktivní činnosti a po výstavbě se teplota významně lišila. Výsledky zvýšené teploty připisuje možným nedokonalostem výzkumu, různému zastínění či změnou výšky hladiny - nepředpokládají tedy, že by stavební činnost nebo některá z použitých metod na tomto projektu mohla předvídatelně změnit teplotu vody.

#### 3.4.4 Zákaly

Výskytem velkého množství jemných částic a látek ve vodě (rozpuštěných i nerozpuštěných) většinou neviditelných pro lidské oko, vzniká zákaly, který lze pro představu přirovnat ke kouři ve vzduchu. Zákaly je vizuální charakteristikou pro daný roztok. Čím více nerozpuštěných látek se ve vzorku nachází, tím vyšší je zákaly. Nerozpuštěné látky snižují intenzitu procházejícího záření a nerovnoměrně ho rozptylují do všech směrů, proto se zákaly stanovuje buď měřením útlumu zářivého toku procházejícího kapalinou, nebo měřením zářivého toku rozptýleného záření. Obecně se měří v jednotkách NTU (Nephelometric Turbidity units) nebo ZF (zákaly formazinové jednotky). Jedním ze základních požadavků na jakost pitné a užitkové vody je snížení neprůhlednosti vody nerozpuštěnými látkami. Zákaly vody přírodního nebo antropogenního původu je ve většině případů způsoben jílovými

minerály, hydratovanými oxidy kovů (železa, manganu), detritem, přemnoženým planktonem a bakteriemi (Pitter, 2009; Hore et al., 2020).

V místech kde převažuje jako zdroj znečištění nebodového původu, koreluje hodnota zákalu s průtoky a dešťovými srážkami. Největším problémem bývají převážně zemědělské oblasti postižené erozí půdy. Dalším častým důvodem zvýšených hodnot je splach ze zpevněných ploch nebo kanalizací po delším období sucha, během kterého docházelo k usazování částic a prachu u sídelních aglomerací (Konečná et al., 2018).

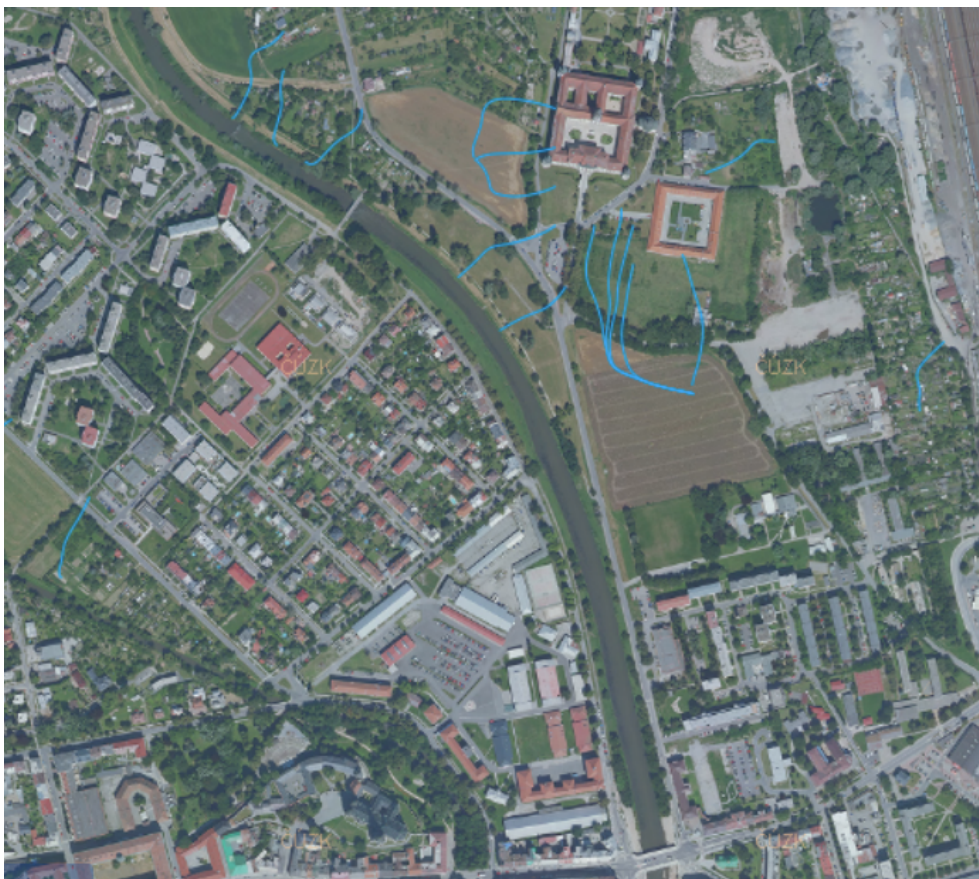
Podle *Souhrnné zprávy o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2019 – 2020* (Procházková et al., 2021), byl sledován vyšší obsah nerozpuštěných látek než v předchozích letech, pravděpodobně z důvodu vyšších srážek a následných splachů.

Řeky transportují velké množství solí a sedimentů jejichž povaha představuje významnou roli v geochemických procesech daného toku. Prostorová distribuce a koncentrace solí se mění s přítoky dalších vodních toků a s geomorfologickými podmínkami daného území (Guoyuan & Jiongxin, 1987). Produkty eroze zanáší vodní toky, snižují jejich jímací kapacitu, a tím i kvalitu vody (Konečná et al., 2018).

Specifičnost zákalu spočívá v tom, že zvýšený zákal vody obvykle není problémem trvalého charakteru nýbrž jevem dočasným, spojeným s nárazovou událostí, která bývá iniciována vnějším zásahem do říčního systému (Ručka et al., n.d.).

Seiyaboh et al. (2007) uvádějí, že naměřené extrémně vysoké hodnoty zákalu mohou být připsány organickým odpadům vypouštěných do vodního ekosystému z domácích a komunálních aktivit prostřednictvím povrchového odtoku ve studovaných oblastech. Zákal je dobrým indikátorem sedimentace a eroze v povodí. Ve zmiňované studii dochází ke zjištění vysoké úrovně sedimentace v okolí mostu. Suspendované částice mohou ucpat žábry ryb, snížit odolnost ryb vůči chorobám, rychlost jejich růstu, ovlivnit vývoj vajíček a raných stádií. Sledování zákalu tedy může být užitečné převážně pro identifikaci efektu odpadních vod ze stavebnictví, zemědělských postupů, těžebních činností a vypouštění odpadních vod.

Pro představu o povrchové erozi je na Obr. 11 vyznačen povrchový odtok z oblasti Klášterního hradiska, tedy ještě před tím, než řeka Morava vtéká do centrální části města.



Obrázek 11 - Odtokové linie nad městem Olomouc (vumop.cz)

## 3.5 Anorganické látky ve vodách

### 3.5.1 Fosfor

Fosfor patří mezi důležité makrobiogenní prvky, tedy prvky, bez kterých by se neobešel žádný živý organismus. Avšak v nadměrném množství škodí (ofosforu.cz).

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách jsou rozpuštěné či vyluhované minerály a horniny. Celkový obsah fosforu ve sladkých vodách se obvykle dělí na rozpustný reaktivní fosfor (SRP), rozpustný organický fosfor (SOP) a částicový fosfor (PP) (Stevens & Stewart, 1982). Antropogenním zdrojem anorganického fosforu se stávají protikorozní a protiinkrustační přípravky, splaškové vody, živočišný odpad, odpadní vody z textilního a pivovarského průmyslu a splach z půdy obdělávané fosforečnými hnojivy. Dále též některé čisticí, prací, odmašťovací a mycí prostředky. Fosfor organického původu se do povrchových vod dostává z rozkládající se biomasy fytoplanktonu, zooplanktonu, bentosu, opadu listí - tedy veškerého biologického odpadu nacházejícího se ve vodního útvaru.

Samotný koloběh fosforu je poměrně složitý, neboť jeho jednotlivé formy výskytu se ve vodě mění v závislosti na hydrodynamice, využívání fosforu organismy, klimatických podmínkách, sedimentaci částic aj. Významnou roli na poutání fosforu v sedimentech má oxidačně-redukční potenciál, pH a v neposlední řadě též chemické složení sedimentů. Hodnoty pH vyšší než 7 a zvýšený obsah vápníku usnadňuje fosforu přechod ze sedimentů do vody, zatímco kyselé sedimenty poutají fosfor pevně v trojmocných sloučeninách oxidů (Kopp, 2015).

Xiao-long et al. (2006) nadměrné koncentrace živin a fosforu dávají do spojitosti s vysoce ovlivněným územím urbanizací. Mezi bodové zdroje znečištění se řadí veškeré komunální zdroje (bez ohledu na způsob vypouštění, tzn. i ze septiků s trativody).

Štěpánková et al. (2011) upozorňují, že v případě fosforečnanů ve spojení se zemědělstvím při vyšších naměřených hodnotách nedá mluvit o splavování s orníci, nýbrž o úniky ze živočišné výroby, jež nejsou evidovány jako vypouštění odpadních vod.

### 3.5.2 Dusík

Dusík se taktéž řadí mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky a skupiny nutrientů, které jsou nezbytné pro samotný rozvoj mikroorganismů. Sloučeniny dusíku se uplatňují při veškerých biologických procesech probíhajících v povrchových a podzemních vodách, nebo též v odpadních vodách při biologických procesech čištění (Pitter, 2009).

Celkový dusík lze stanovit jako součet dusitanového, dusičnanového, amoniakálního a organického dusíku. Dusík ve vodách najdeme v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. Distribuce daných forem je ovlivněna zejména biochemickými procesy. Sloučeniny dusíku v biosféře neovlivněné antropogenní činností vznikají převážně rozkladem organických dusíkatých látek. Organickým zdrojem dusíku jsou odpady ze zemědělské výroby (močůvka, siláže) a biomasa odumřelých organismů. Anorganickým zdrojem jsou splachy ze zemědělsky obdělávané půdy, kde byla aplikována dusíkatá hnojiva. Dusík a dusičnany jsou považovány za hlavní produkty plošného znečištění vod ze zemědělství v důsledku zrychleného vyplavování (Konečná et al., 2018).

Dalším anorganickým zdrojem jsou odpadní vody a atmosférické srážky (Kopp, 2015). Déšť a sníh obsahují rozpuštěné substance i suspendované látky; mezi nimi například oceánské soli, které jsou vodní parou vneseny do atmosféry, kde se následně vysráží. Kromě mořských solí srážky obsahují i sloučeniny dusíku, jako dusičnany, amoniak nebo sloučeniny síry (Eriksson, 1977).

Jako potenciální zdroj plošného, nebodového znečištění je dle Hou et al. (2012) považován střešní odtok. Částice nerozpustných materiálů ze střešních krytin se spolu s usazeninami atmosférických depozic mohou stát součástí městské odtokové vody. Silné znečištění dusíkem bylo touto studií zjištěno převážně ve spojení s letními srážkami. Díky vysoké antropogenní činnosti města generují atmosférické emise, které se většinou skládají ze submikronových částic a aerosolů - tyto částice se následně usazují nebo jsou vymývány atmosférickými srážkami. Množství srážek je tedy významným faktorem ovlivňujícím zatížení střešního odtoku dusíkem a fosforem. V případě Olomouce je většina těchto vod odváděna kanalizací, při nadměrných srážkách přesto může dojít k přepadu vod a k odvedení odlehčovacím kanálem do recipientu řeky (viz Obr. 12).

Za nejdůležitější formy dusíku z hlediska významu pro kvalitu vody považujeme amoniakální dusík, dusičnany a dusitany. Pro tyto formy jsou charakteristické rozlišné zdroje znečištění a mechanismy transportu znečištění do toku (Langhammer, 2009).

### 3.5.3 Amoniakální dusík

Amoniakální dusík vzniká jako primární produkt při rozkladu většiny organických dusíkatých látek rostlinného i živočišného původu. Antropogenním zdrojem organického původu jsou hlavně splaškové odpadní vody, kalová voda ze stabilizace čistírenských kalů, nebo odpady ze zemědělské výroby. Umělým zdrojem anorganického původu jsou především dusíkatá hnojiva, průmyslové odpadní vody z tepelného zpracování uhlí a z galvanického pokovování. Díky průmyslovým exhalacím se amoniakální dusík dostává do atmosférických vod, kde je významnou komponentou, a to zvláště v oblastech se znečištěným ovzduším.

V povrchových vodách koncentrace amoniakálního dusíku zpravidla nepřevyšují  $1 \text{ mg.l}^{-1}$ . Ve značně znečištěných tocích bývá jeho průměrná koncentrace okolo  $10 \text{ mg.l}^{-1}$ . Pro odstranění amoniakálního dusíku z odpadních vod se využívá provzdušňování, neboť volný molekulární  $\text{NH}_3$  je těkavý (Pitter, 2009). Nedisociovaná forma  $\text{NH}_3$  - plynný amoniak se při kontaktu s vodou ihned rozpouští a to za tvorby amonných solí (disociované formy  $\text{NH}_4^+$ ). Poměr těchto dvou forem je ovlivněn převážně hodnotami pH a teplotou. Pro podíl plynného amoniaku v závislosti na teplotě a pH platí vztah pozitivní korelace. Tím, že je amoniakální dusík velmi nestálý, přechází nitrifikací na dusíkaté sloučeniny vyšších oxidačních stupňů. Ve formě amonných solí je až do několika desítek  $\text{mg.l}^{-1}$  pro většinu organismů neškodný, nedisociovaná forma  $\text{NH}_3$  je však, zvláště pro ryby, značně toxická. Na většinu vodních organismů působí amoniak negativně již od koncentrace  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ . Zvláště citlivá jsou raná

stádia lososovitých ryb, která pocítují koncentrace amoniaku již v řádu tisícín miligramu. Ryby se zbavují přes 90 % veškerého amoniaku vznikajícího v důsledku metabolismu v jejich těle uvolňováním přes žábry, a to na základě koncentračního spádu. Rostoucí koncentrace amoniaku v jejich okolí tedy může bránit a posléze i blokovat další uvolňování amoniaku z těla. Tento trend často vede až k autointoxikaci ryb, jejich onemocnění, či dokonce k úhynu. Toxicita amoniaku stoupá se snižující se koncentrací kyslíku (Kopp, 2015).

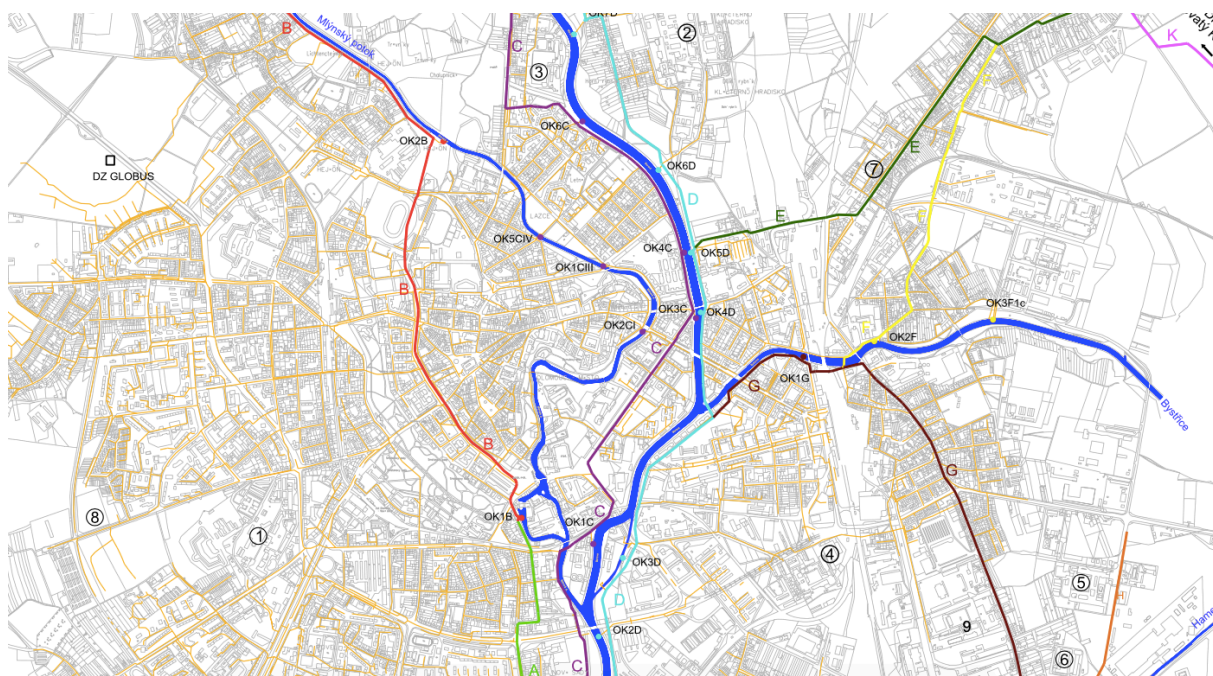
Jak vysvětluje Hellawell (1988), účinek toxické látky na organismus závisí na koncentraci a délce expozice. Nízká koncentrace v dlouhém časovém horizontu se vyrovná vysoké koncentraci působící jen krátce. Každý druh má nicméně tendenci reagovat na různé toxické látky jinými způsoby; stejně tak záleží na životní fázi jedince.

### 3.5.4 Dusičnanový dusík

Dusičnany vznikají převážně sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku a jsou posledním stupněm rozkladu dusíkatých organických látek v anaerobním prostředí. S vegetačním obdobím se ve vodách mění i koncentrace dusičnanů. Ve vegetačním období jsou z vody odčerpány vegetací. Maxima a minima jsou rovněž závislá na způsobu obdělávání zemědělské půdy (Pitter, 2009).

V článku *The Chao Phraya River Basin: water quality and anthropogenic influences*, jemuž se věnovali Singkran et al. (2019), se můžeme dočíst o signifikantně negativní korelaci rozpuštěného kyslíku na množství dusičnanového dusíku, celkového fosforu nebo fekálního znečištění v městských, zastavěných a průmyslových oblastech.

Dusičnany se nejčastěji objevují jako důsledek zemědělské činnosti a riziko u nich spočívá v tom, že jsou ve střevech redukovány na dusitany, které mohou přecházet na některé rakovinotvorné látky, např. N-nitrosoaminy (scvk.cz). Mezi plošné zdroje potenciálního zemědělského znečištění řadíme erozí ohrožené svahy orné půdy, zemědělské půdy ležící přímo při březích vodních toků, půdy s dispozicí k vyplavování živin a zrychlené infiltrace. Ve zvýšeném vyplavování nutrientů z půdního profilu se mohou projevit i přehnojené pastviny, nebo trvale rozbahněné plochy využívané jako výběh či venkovní ustájení (Konečná et al., 2018). Snížení extrémních hodnot a vyrovnanější koncentrace ve vyšších nadmořských výškách a v jarním období dle Štěpánkové et al. (2011) souvisejí se zmenšením orné plochy spojované s vyplavováním dusíku v mimo vegetační období.



Obrázek 12 - Mapa stokové sítě zájmového území (smv.cz)

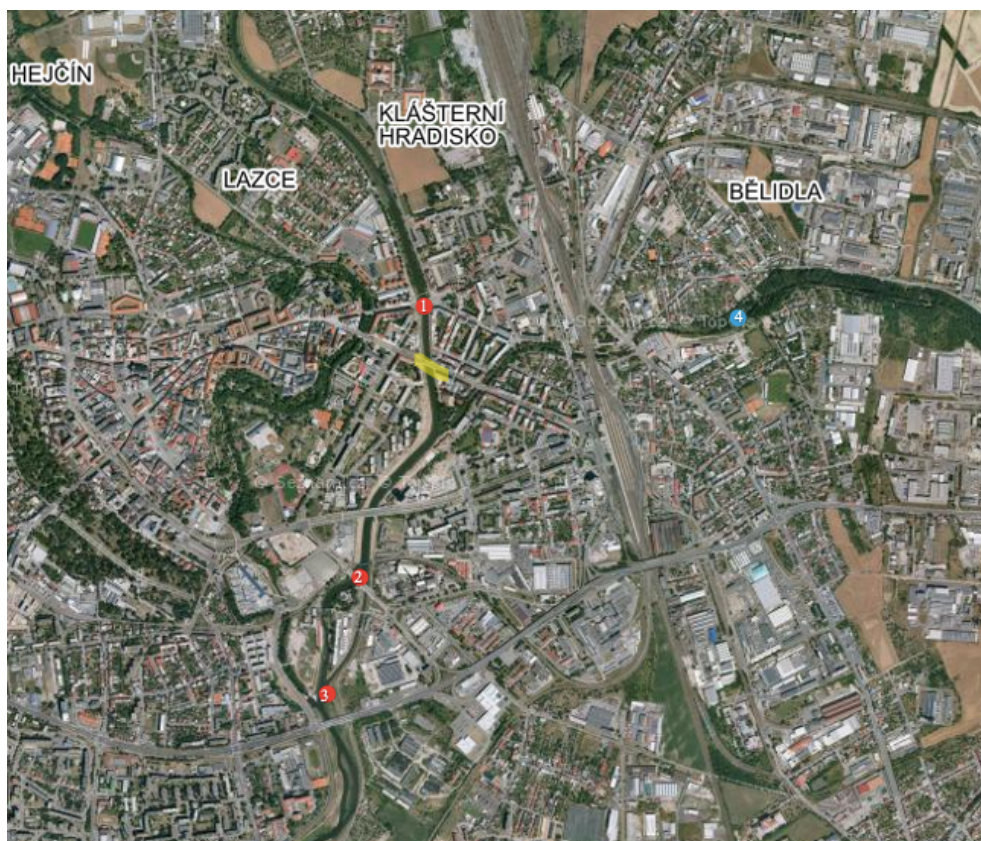
Odkanalizované zájmové území města Olomouc je rozděleno hlavním tokem řeky Moravy na část pravobřežní a levobřežní. Hlavní kostru veřejné stokové sítě tvoří pravobřežní kmenová stoka A, kterou jsou odpadní vody odváděny na ČOV, a do které jsou zaústěny sběrače B a C. Levobřežní část je odkanalizována hlavním sběračem D, který je na pravém břehu zaústěn do kmenové stoky A a hlavními sběrači E, F, G a H, zaústěnými přímo, či nepřímo do hlavního sběrače D.

Na hlavním sběrači D je vybudováno šest odlehčovacích kanálů (OK) s odtokem odlehčovaných vod a přívalových dešťových vod do recipientu, kterým je řeka Morava (olomouc.eu).

## 4 Materiál a metody

### 4.1 Popis vybraných lokalit k odběru vzorků

Vybraný úsek vodního toku řeky Moravy byl zkoumán na třech stanovištích. Za první odběrnou lokalitu byl zvolen most v ulici Komenského, který byl v době odběrů již po rekonstrukci a mohl tak sloužit jako kontrolní bod. Druhou odběrnou lokalitou byl zvolen most přes řeku Moravu na ulici Wittgensteinova, který se jevil jako jediná možnost ve sledování jakosti vody při urbanizační činnosti na Masarykově třídě, neboť výše podél toku platil oboustranný zákaz vstupu do okolí staveniště. Před soutokem Moravy s Mlýnským potokem bylo určeno třetí odběrné místo, kde docházelo ke spojení vody z jezu obtokového kanálu s hlavním tokem řeky. Zde dochází díky jezu ke zvýšené prostupnosti kyslíku z atmosféry do vodního prostředí prostřednictvím vyšší turbulence vody. Naměřené hodnoty (s výjimkou zákalu a fosforečnanů) ze čtvrté lokality pro období 2020–2021 byly poskytnuty Povodím Moravy, a to z měrné stanice Bystřice Bystrovany.



Obrázek 13 - Zvolené lokality k odběru vzorků (mapy.cz)



## 4.2 Odběr vzorků a jejich zpracování

Analyzovaný vzorek by měl reprezentovat jakost vody v místě, čase a bodě svého odběru, je proto důležité vyhnout se nevratnému poškození vzorku. Minimalizovat pravděpodobnost poškození vzorku lze několika způsoby.

Nejprve je třeba stanovit vhodný program odběrů a samotné odběry vzorků vody poté provést správně a odborně. Důležité je také správné uchování odebraných vzorků do začátku rozboru vody, který by měl být proveden v co nejkratším časovém odstupu. Ukazatele jakosti vody náchylné ke změnám během přepravy do laboratoře, jež není možné uchovat beze změny, se analyzují ihned na místě odběru (v mém případě se jednalo o stanovení vodivosti a teploty vody na dané lokalitě). Ukazatele jakosti vody, které konzervovat lze, se konzervují bezprostředně po odebrání vzorku, jelikož jednotlivé složky vody podléhají změnám různého charakteru fyzikálního, chemického či biologického. Patří k nim: únik rozpuštěných plynů, mikrobiologický rozklad organických látek, či změny iontových rovnováh. Tyto změny probíhají za různých reakčních podmínek.

Změnám ukazatelů vody většinou zcela zabránit nelze, je ale možné tyto změny minimalizovat, či alespoň snížit jejich rychlost např. vhodnou vzorkovnicí, úpravou vzorku, nízkou teplotou a skladováním vzorků v temnu během přepravy a před analýzou (Horáková et al., 2007).

Způsob odběru byl proveden podle ČSN 75 7051, místních podmínek, druhu a účelu rozboru. Odběry byly prováděny periodicky po dobu 12 měsíců od února 2020 do ledna 2021 (s dvouměsíčním výpadkem způsobeným opatřeními, souvisejícími s pandemií Covidu-19). Odběr byl prováděn vždy okolo 15. dne v měsíci. Každý vzorek byl odebrán pomocí vzorkovače - tedy nádobou na lanku, která byla ponořena do hloubky cca 20 cm pod hladinou a následně vytažena. Část vzorku byla přelita do označené vzorkovnice, druhá část sloužila ke stanovení aktuální vodivosti a určení teploty vody. Pro měření byl použit konduktometer DIST 3 od firmy Hanna, který v terénu nebylo nutné kalibrovat. Další parametry byly měřeny v laboratoři do 4 h od odběru.

Do protokolu o odběrech byly zaznamenány výsledky měření na místě odběru, zvolený způsob odběru, teplota vody, vodivost, aktuální podnebí a případný výskyt sinic či splavenin. V laboratoři pak byly pomocí spektrofotometru DR2800 od firmy HACH stanoveny amonné ionty ve formě amoniakálního dusíku, dusičnanový dusík, rozpuštěné orthofosforečnany a zákal. K měření pH byl použit metr pH-100ATC firmy Voltcraft.

## 4.3 Laboratorní stanovení vybraných parametrů

### 4.3.1 Stanovení fosforečnanů $\text{PO}_4^{3-}$

Použité chemikálie, soupravy a roztoky:

- reagentie PhosVer 3 od firmy HACH
- filtrační zařízení s filtrem o velikosti pórů 0,45  $\mu\text{m}$
- spektrofotometr DR2800 HACH
- deionizovaná voda

Před samotným měřením rozpustných orthofosforečnanů je nutné vzorky přefiltrovat na filtračním zařízení s filtračním papírem o velikosti pórů 0,45  $\mu\text{m}$  do kádinek. Poté napipetovat 10 ml přefiltrovaného vzorku do předem připravených zkumavek, následně přidat 1 balení PhosVer 3 a důkladně míchat do rozpuštění, které nastává přibližně za 2 minuty. Takto připravený vzorek se nechá 8–10 minut reagovat. Principem reakce je reakce fosforečnanů s molybdenem a kyselinou askorbovou, díky které vzniká fosfomolybdenová modř. Čím je zbarvení intenzivnější, tím vyšší množství fosforečnanů se ve vzorku nachází.

Měření se provádí při vlnové délce 890 nm a pokud je intenzita zbarvení v rozmezí hmotnostních koncentrací 0,005 až 0,75  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , měření splňuje podmínky Lambertova–Beerova zákona a je vhodné pro spektrofotometrické vyhodnocení. V případě vyšších koncentrací je potřeba vzorek naředit (Horáková et al., 2007).

Množství rozpuštěných fosforečnanů je třeba zjišťovat při správně nastavené metodě spektrofotometru. Pomocí blanku nastavíme nulu a následně můžeme měřit připravené vzorky. Přístroj ukazuje výsledné množství rozpuštěných fosforečnanů v  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ .

### 4.3.2 Stanovení amoniakálního dusíku $\text{N-NH}_4^+$

Použité chemikálie, soupravy a roztoky:

- Nesslerovo činidlo
- spektrofotometr DR2800 HACH
- deionizovaná voda

Pro běžné stanovení amoniakálního dusíku pomocí spektrofotometrické metody se ve většině případů využívá jedna z nejstarších a nejrozšířenějších metod, a to metoda „Nesslerova“. Tato metoda byla unifikována v ČSN 83 0520 a ČSN 83 0530 v 80. letech minulého století. Stanovení probíhá na základě reakce amoniaku a hydroxidů alkalických kovů s Nesslerovým činidlem (tj. s tetrajodortuřnatanem sodným nebo draselným) za vzniku tzv. Millonovy báze (tj. oxidimerkuriaminjodidu), která při menších koncentracích amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky, jejichž intenzitu je pak možné stanovit spektrofotometricky (Horáková et al., 2007).

Na spektrofotometru bylo nejprve třeba nastavit číslo metody (v tomto případě hodnotu 380) a připravit blank z 10 ml deionizované vody, ke které bylo přidáno 6 kapek Nesslerova činidla. Dále ze surových vzorků vody napipetovat 10 ml do připravené zkumavky, i tam přidat 6 kapek Nesslerova činidla, obsah promíchat po dobu jedné minuty a poté nechat cca 10 minut reagovat. Vzorek je nakonec třeba přelít do kyvety, vložit do adaptéru spektrofotometru a změřit při vlnové délce 425 nm. Výsledná koncentrace amoniakálního dusíku je přístrojem vyjádřena v  $\text{mg.l}^{-1}$ .

#### 4.3.3 Stanovení dusičnanového dusíku $\text{N-NO}_3^-$

Použité chemikálie, soupravy a roztoky:

- NitraVer5
- spektrofotometr DR2800 HACH
- deionizovaná voda

Pro stanovení dusičnanů ve vodách existují desítky metod, díky různým modifikacím však žádnou z nich nelze označit za absolutně nejlepší a univerzální. Při použití vybraných metod se různé složky vody rušivě ovlivňují (ať už kvalitativně, nebo kvantitativně). Jednotlivé metody mají odlišnou citlivost i jiný rozsah stanovení. Největší skupinu metod užívaných v praxi tvoří absorpční metody spektrofotometrické. Ty lze rozdělit na metody přímého stanovení dusičnanů a stanovení nepřímého, kde jsou dusičnany spektrofotometricky stanoveny jako amoniakální dusík nebo dusitany (Horáková et al., 2007).

Toto měření na spektrofotometru pod číslem metody 355 probíhalo při vlnové délce 500 nm a množství dusičnanů bylo uvedeno v  $\text{mg.l}^{-1}$ . Nejprve bylo nutno napipetovat 10 ml vzorku, přidat obsah jednoho sáčku NitraVer 5 a po dobu jedné minuty promíchat. Vzorek poté nechat 5 minut reagovat a následně změřit. Princip reakce spočívá v tom, že sáček NitraVer 5

obsahuje kadmium, které v prostředí kyseliny sírové zredukuje dusičnany na dusitany. Z dusitanů následně vzniká diazoniová sůl, která reaguje s kyselinou salicylovou. Výsledkem reakce je žlutě zbarvený roztok, vhodný pro spektrofotometrické stanovení.

#### 4.3.4 Stanovení pH

Hodnota pH se ve vzorku důsledkem chemických, fyzikálních nebo biologických pochodů rychle mění, je proto nutné pH měřit co nejdříve po odběru. Pro kalibraci pH-metru bylo třeba elektrodu nejprve ponořit do pufrčního roztoku s pH hodnotou 7,00 a pro stabilizaci krátce zamíchat elektrodou v roztoku. Po provedení kalibrace elektrodu opláchnout v deionizované vodě a vysušit buničitou vatou. Přístroj připravený k měření pak ponořit do kapaliny a pro stabilizaci hodnoty na displeji kapalinu promíchávat.

#### 4.3.5 Stanovení zákalu

Metoda měření je založena na principu pohltivosti rozptýleného světla. V případě průchodu světelných paprsků čistou vodou je trajektorie těchto paprsků přímá a relativně nerozptýlená. Jakmile jsou ve vodě přítomny molekuly pevných částic, světelný paprsek je jimi ovlivňován; částičky pevných látek světelnou energii absorbují a odklánějí, a tím odrážejí světelný paprsek do všech směrů (United States Environmental Protection Agency, 1999).

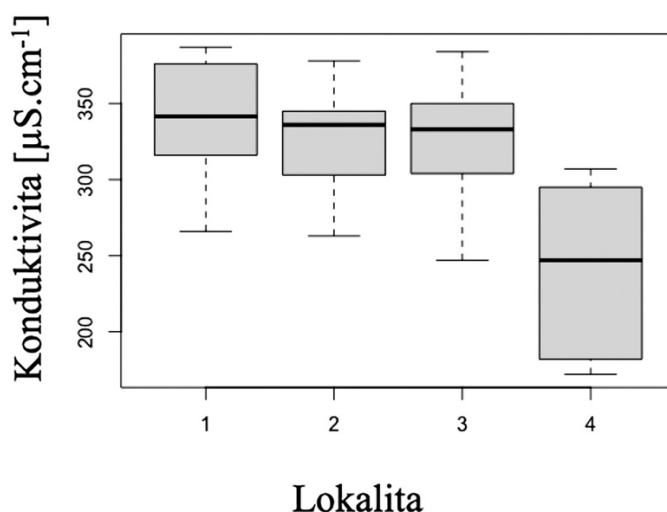
Zákal byl měřen na výše zmíněném spektrofotometru metodou č. 747. Kyveta byla nejprve naplněna destilovanou vodou pro účel nulování a následně byly odebrané vzorky měřeny.

#### 4.3.6 Statistické zhodnocení výsledků

Pomocí statistického softwaru RStudio 1.4.1717 byly za použití regresních a deskriptivních statistických metod stanoveny korelace sledovaných fyzikálně-chemických parametrů s vybranými lokalitami. Ke grafické vizualizaci numerických dat byly použity krabicové diagramy. Jednofaktorová analýza rozptylu (one-way ANOVA) byla použita k porovnání dat fyzikálně-chemických analýz odebraných vzorků z jednotlivých lokalit v období od února 2020 do ledna 2021. Pro ANOVU byla na  $\alpha = 0,05$  hladině významnosti stanovena  $H_0$ : Stavební činnost nemá vliv na zvýšené hodnoty sledovaných parametrů níže po proudu.

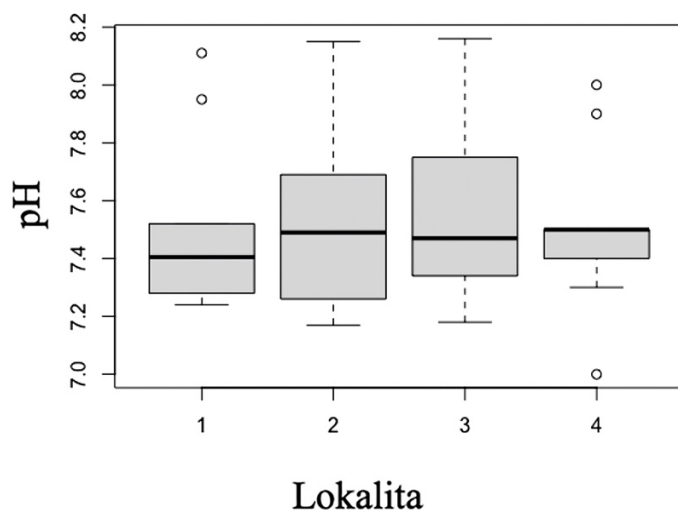
## 5 Výsledky

Hodnoty konduktivity kolísaly od 172–387  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Obr. 14). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na první lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,569$ ;  $SD = 38,59$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,830$ ;  $SD = 38,58$ ).



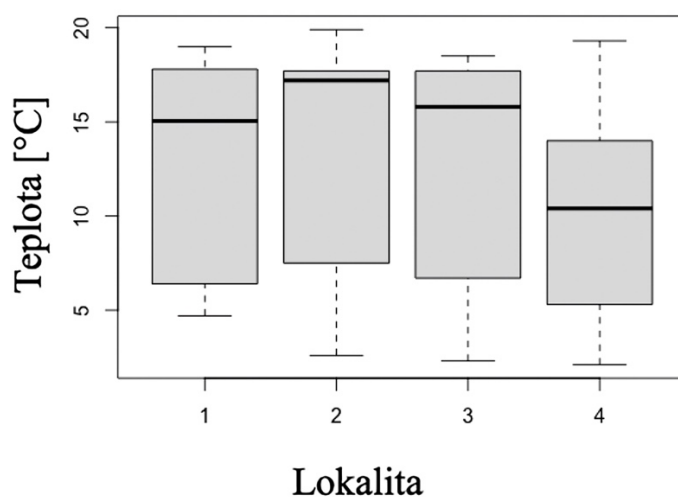
Obrázek 14 - Boxplot pro konduktivitu ve vodě na sledovaných lokalitách

Hodnoty pH se pohybovaly od 7,17–8,16 (Obr. 15). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na druhé lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,78$ ;  $SD = 0,30$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,89$ ;  $SD = 0,29$ ).



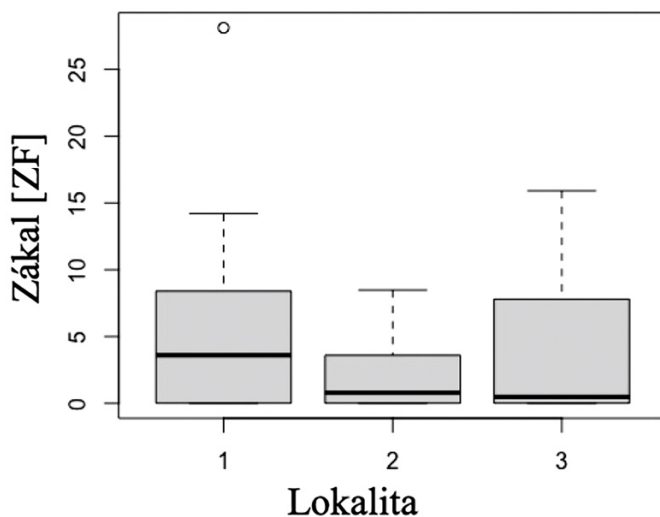
Obrázek 15 - Boxplot pro hodnoty pH ve vodě na sledovaných lokalitách

Hodnoty teplot se pohybovaly mezi 2,11–19,9 (Obr. 16). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na druhé lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,802$ ;  $SD = 6,10$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,99$ ;  $SD = 6,16$ ).



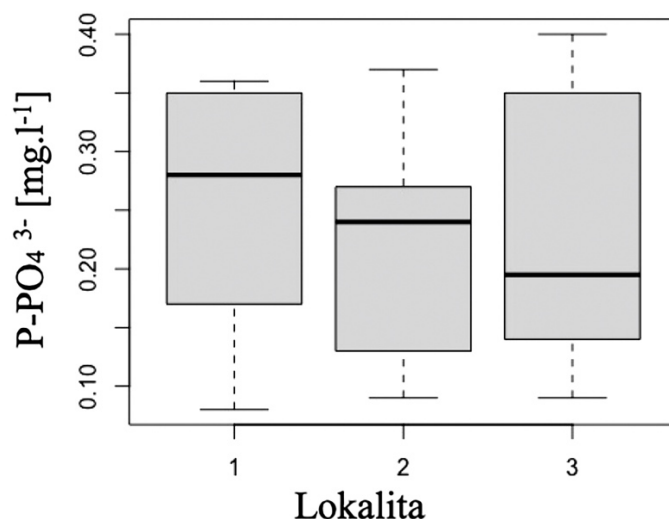
Obrázek 16 - Boxplot pro teplotu ve vodě na sledovaných lokalitách

Hodnoty zákalu se pohybovaly mezi <math>0,01-15,9</math> ZF (Obr. 17). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na první lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,247$ ;  $SD = 6,99$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,350$ ;  $SD = 6,38$ ).



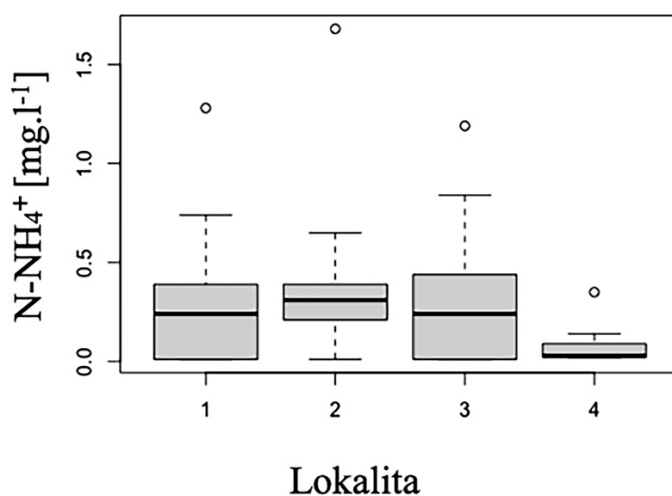
Obrázek 17 - Boxplot pro zákal ve vodě na sledovaných lokalitách

Hodnoty fosforečnanů se pohybovaly od  $0,08-0,4$   $\text{mg.l}^{-1}$  (Obr. 18). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na první lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,658$ ;  $SD = 0,09$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,850$ ;  $SD = 0,1$ ).



Obrázek 18 - Boxplot pro fosforečnany ve vodě na sledovaných lokalitách

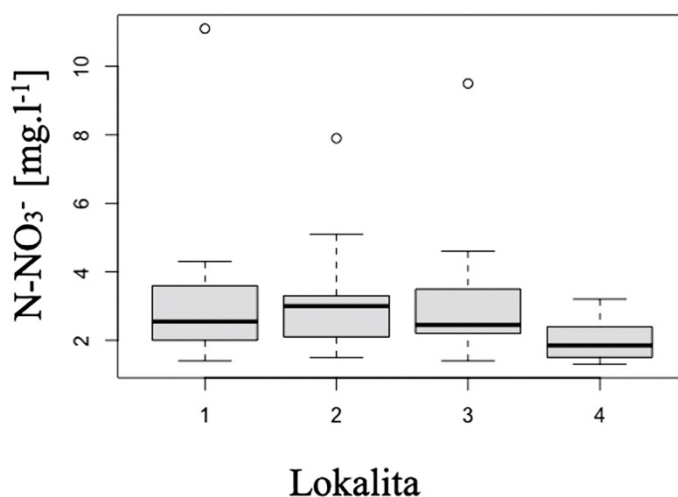
Koncentrace amoniakálního dusíku se pohybovaly mezi  $<0,01$ – $1,68$   $\text{mg.l}^{-1}$  (Obr. 19). Nejvyšší průměrné hodnoty byly zaznamenány na druhé lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,632$ ;  $SD = 0,434$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,94$ ;  $SD = 0,41$ ).



Obrázek 19 - Boxplot pro amoniakální dusík ve vodě na sledovaných lokalitách



Koncentrace dusičnanového dusíku se nacházely mezi 1,3–11,1 mg.l<sup>-1</sup> (Obr. 20). Nejvyšší průměrné hodnoty byly naměřeny na druhé lokalitě. Mezi lokalitou 1 a 2, tedy nad a pod úsekem, kde docházelo ke stavební činnosti, nebyl na hladině významnosti ( $\alpha = 0,05$ ) zjištěn statisticky signifikantní rozdíl ( $P = 0,911$ ;  $SD = 2,42$ ). Výsledky včetně lokality 3 se z hlediska statistické významnosti nelišily ( $P = 0,97$ ;  $SD = 2,34$ ).



Obrázek 20 - Boxplot pro dusičnanový dusík ve vodě na sledovaných lokalitách

Tabulka 1 - Průměrné hodnoty koncentrací na daných lokalitách

Lokalita	Teplota [°C]	Konduktivita [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	pH
1	12,6	335,6	0,3	3,4	0,3	7,5
2	12,5	328,7	0,3	3,3	0,2	7,5
3	12,5	325,3	0,3	3,3	0,2	7,6
4	10,6	242,9	0,08	2,04	-	7,5

Tabulka 2 - Zařazení jednotlivých lokalit do tříd jakosti vody podle ČSN 75 7221

Lokalita	Teplota [°C]	Konduktivita [ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ]	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	P <sub>celk.</sub>
1	I	I	I	III	-
2	I	I	II	II	-
3	I	I	I	II	-
4	I	I	I	II	II

## 6 Diskuze

Existuje dostatek empirických důkazů, že stavební činnosti jsou významným zdrojem vysokého zatížení povrchových vod sedimenty a že jsou zapotřebí kontroly na stanovištích, které by negativním dopadům na kvalitu povrchové vody zamezily. Zatímco dopady na faunu jsou často dokumentovány, existuje relativně málo studií zabývajících se dopady na chemismus vodního toku.

Jak o zásazích stavby do vodního toku píše Ing. Jan Jurkovský (správce stavby PPO Olomouc, etapy II.B):

*„Ty jsou možné během úplné srážky na jezu, kdy hladina v Moravě poklesne na úroveň, která umožní práce v korytě. K této srážce je nutné předem získané povolení vodoprávního úřadu a v Olomouci k ní dochází cca 5 týdnů v roce. Během této doby probíhá zvýšený dohled hydrobiologů ve vztahu k živočichům (záchranný transfer).*

*Konkrétně v roce 2020 byla srážka kvůli demolici části mostu na Masarykově třídě v dubnu a první týden v květnu. Srážky v červnu a říjnu loňského roku byly velmi vydatné a zvýšené průtoky nám stavební práce na nových snížených bermách (avšak mimo hlavní koryto) pozastavily.“* (e-mailová korespondence, 9.7.2021).

Diskuzi o vlivu stavební činnosti na toku lze vést na základě porovnání hodnot naměřených nad místem stavby s lokalitami dále po toku (přítomnost rozdílu průměrných hodnot sledovaných parametrů mezi první a druhou lokalitou). Na lokalitě dále po proudu od sledovaných úprav byly naměřeny vyšší hodnoty amoniakálního a dusičnanového dusíku, pH a teploty. Vyšší průměrné koncentrace na první lokalitě se týkaly konduktivity, zákalu a fosforečnanů. Naměřené hladiny sledovaných parametrů nebyly statisticky signifikantní, což vypovídá o neexistenci významných rozdílů mezi parametry jednotlivých lokalit. Na základě posouzení jakosti vody podle ČSN 75 7221, která stanovuje limity u vybraných parametrů pro pět tříd jakosti a zařazení provádí podle nejhorších zjištěných stavů, se sledované parametry pohybovaly v prvních třech kategoriích znečištění. Co se týká naměřených hodnot ze čtvrté lokality, poskytnutá data o přítoku Bystřice (Povodí Moravy, s.p., 2022) svědčí o vyšší čistotě a nižší teplotě daného toku, což mohlo pomoci zmírnit vliv znečišťujících látek na vodní organismy.

Konduktivita na první lokalitě vykazovala, oproti zbývajícím, vyšší průměrné hodnoty. Mezi první a druhou lokalitou nebyly naměřeny statisticky signifikantní rozdíly. V porovnání s řekou Bystřicí byla na všech 3 lokalitách konduktivita průměrně vyšší avšak hodnocení jakosti vody (podle ČSN 75 7221) ve všech lokalitách stále odpovídalo první třídě. Vyšší hodnoty

můžeme přisuzovat menšímu objemu vody v čase jezové srážky, zbytkům betonové suti, která byla dočasně ponechána v korytě řeky v souvislosti s demolicí mostu na Masarykově třídě a následným vnášením úlomků stavebních materiálů s různým obsahem minerálů ovlivňujících vodivost říčního toku (Seiyaboh et al., 2013). Naměřené koncentrace mohly souviset i se zvýšeným přísunem dešťových srážek do toku a následnými splachy z okolních břehů, přepady s dešťovou vodou, mechanickými úpravami břehové linie a kanalizace a v zimním období například vtoky s posypovou solí z přilehlých komunikací (Kopp, 2015).

Nejvyšší průměrné hodnoty pH byly naměřeny na druhé lokalitě a v porovnání hodnot pH mezi řekou Moravou a Bystřicí nebyl rozdíl příliš patrný. Vyšší hodnoty mohly souviset se suchem a snížením hladiny vody. Též odpadní voda ze stavební činnosti může zapříčinit zvýšené hodnoty pH, avšak hodnoty do 8,5 se u povrchově tekoucích vod stále řadí mezi běžný průměr. V průběhu roku byly hodnoty relativně konstantní a sledované hodnoty odpovídaly dostatečnému dozoru nad stavenišťem. Výše uvedení autoři jako možné příčiny zvýšeného pH v aktivní fázi výstavby uvádějí vymývání betonu, vystavení toků vrstvě práškového vápence, selhání v kontrolách znečišťujících látek a nesedimentárních polutantů, nebo kontaminace chemikáliemi s vysokým pH (Houser & Pruess, 2008).

Průměrné hodnoty teploty vody byly značně zvýšené na druhé a třetí lokalitě, to pravděpodobně díky působení přírodních vlivů - denními a sezónními oscilacemi (Lellák & Kubíček, 1991). V tomto případě patrně v návaznosti na zvětšení průtočné šířky koryta a následného snížení hladiny, díky čemuž docházelo k rychlejšímu prohřívání.

Naměřené hodnoty byly stále příznivé pro rychlost biochemických procesů, procesy samočištění i rozpustnost kyslíku, neboť odpovídaly první třídě v hodnocení jakosti povrchových vod. Vliv na změnu teploty proudu lze jen s těžší připsat stavební činnosti spojené s budováním nového mostu (Houser & Pruess, 2008).

Na sledovaném úseku Moravy ke zvýšeným hodnotám zákalu v době mezi aktivními zásahy do koryta či břehů řeky přispěly pravděpodobně splachy ze zpevněných městských ploch a přepady kanalizací (zaznamenané převážně po vydatném dešti, kdy dojde k vypláchnutí usazených sedimentů). Vyšší hodnoty mohou být ovlivněny také erozí zemědělských ploch ve výše položených oblastech (Konečná et al., 2018).

Po proudu od stavebních činností byly naměřeny nižší hodnoty zákalu než na první lokalitě, a to i v době, kdy stavební práce v korytě řeky probíhaly. Tyto aktivity nebyly v naměřených hodnotách patrné zřejmě kvůli velké vzdálenosti pro usazování sedimentů od místa prováděných prací. Vzhledem k tomu, že vzdálenost od samotného místa stavby byla téměř 1 km, ve sledovaném období aktivní fáze byly hodnoty zákalu často pod mezí detekce

přístroje. I dle výše zmíněné literatury (Seiyaboh et al., 2013) je běžné, že je zákal patrný zejména ve velmi těsné blízkosti stavebních činností a převážně během 24 h po zásahu do říčního koryta (např. po bagrování), je tedy poměrně náročné se do tohoto časového okna trefit (Ručka et al., n.d; Koebel et al., 1999). Přestože Houser & Pruess (2008) zvolili pro vzorkování lokality vzdálené cca 180 m po proudu od ohniska stavby a cca 80 m proti proudu. V měřeních také zaznamenali minimální rozdíly v zatížení toku nerozpuštěnými látkami po proudu a proti proudu. Colangelo & Jones (2005) zvýšené úrovně zákalu po proudu od stavebního projektu zaznamenali po dobu pouhých 2 týdnů během téměř dvouletého projektu. Koebel et al. (1999) uvádějí, že stavební činnost sice vede k přechodně zvýšeným hladinám nerozpuštěných látek a zákalu v blízkosti pracovní zóny během aktivní fáze výstavby, ale celkově významný dopad po proudu znatelný nebyl.

U koncentrací amoniakálního dusíku může trend vyšších hodnot v první polovině roku souviset se sezónní dynamikou, vyplavováním amonických iontů z půd a antropogenním znečištěním. Při porovnání vybraných emisních standardů přípustného znečištění povrchových vod (podle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.) došlo k překročení uvedeného limitu (tedy 0,5 mg.l<sup>-1</sup>) celkem šestkrát. U amoniakálního dusíku byly průměrné hodnoty vyšší po proudu od sledované stavby. Značné výkyvy zaznamenané v naměřených koncentracích mohly být důsledkem zemědělské činnosti ve výše položených oblastech, či odpadních vod nezaústěných do stokové sítě (např. ze zahrádkářských kolonií). Snížená koncentrace amoniakálního dusíku pod mez detekce přístroje mohla být důsledkem procesů nitrifikace (Mendiguchia et al., 2007) a na třetí lokalitě také provzdušňováním toku pod jezem, kde se tříštěním dostává do vody kyslík (Pitter, 2009). Je třeba doplnit, že při „Nesslerově metodě“ pro rutinní stanovení amoniakálního dusíku, která probíhá v silně alkalickém prostředí, vykazují stejnou absorpční schopnost jako jodid oxidimerkuriidu i huminové látky, které se v přírodních vodách běžně vyskytují, je tedy možné, že výsledky analýzy byly zatíženy pozitivní chybou (Horáková et al., 2007).

Koncentrace dusičnanového dusíku vykazovaly nejvyšší průměrné hodnoty na druhé lokalitě. V průběhu roku byly hodnoty na vybraných lokalitách víceméně konstantní a nevykazovaly žádnou periodičnost. Většina odběrů byla zařazena do první nebo druhé kategorie znečištění (podle ČSN 75 7221). K překročení přípustného znečištění (7,0 mg.l<sup>-1</sup>), povrchových vod (podle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.) došlo celkem třikrát.

Zdrojem největšího znečištění na všech třech lokalitách, které bylo zaznamenáno v srpnu, mohly být splachy z výše položených hnojených polí a atmosférické depozice (Konečná et al., 2018). Podle Seiyaboh et al. (2007) však zvýšené hodnoty dusičnanů, fosforečnanů a zákalu indikují vliv aktivit při stavbě a to díky resuspendaci sedimentů, která

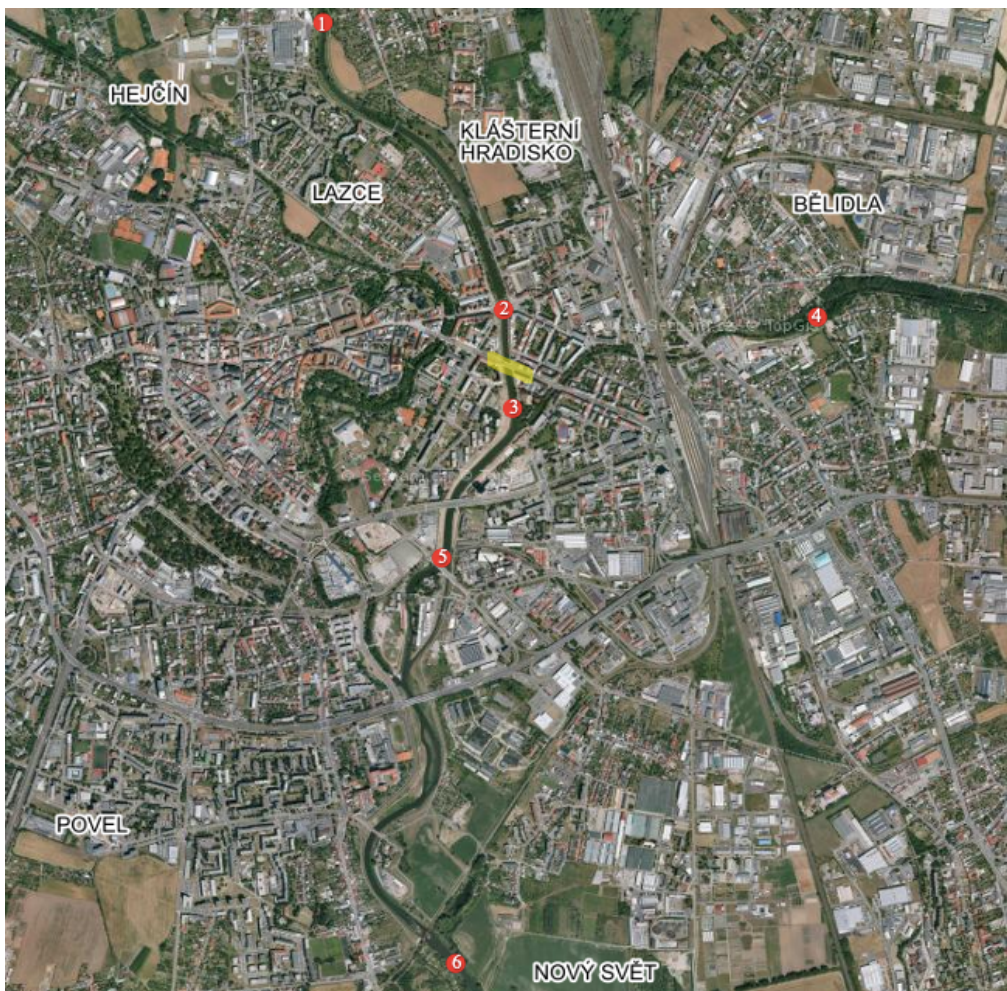
následuje po aktivní činnosti v korytě toku. Dalším potenciálním zdrojem znečištění může být městský povrchový odtok. Díky vysoké antropogenní činnosti města generují atmosférické emise, které se následně usazují na střešních krytinách a jsou vymývány atmosférickými srážkami. Množství srážek je tedy významným faktorem, jež ovlivňuje zatížení střešního odtoku dusíkem a fosforem (Hou et al., 2012).

Míra rozpětí naměřených koncentrací fosforečnanů může být způsobena různorodými proměnnými. V případě Moravy byly nejvyšší průměry naměřeny na první lokalitě, a to převážně v letním období, kdy se mohl projevit splach z výše položených polí, kde byla aplikována fosforečná hnojiva. Na dalších lokalitách se mohly projevit důsledky samotného působení na sediment mechanickou prací v korytě řeky, demolicí a demontáží mostu, přítomností sutí v říčním korytě, úpravami nábřeží a následnou změnou v hydrodynamice toku (Гулицкая et al., 2012). V nejméně chladnější části roku mohly být zvýšené koncentrace způsobeny mineralizací odumřelých organismů, aniž by docházelo k jejich spotřebování primárními producenty.

Získané hodnoty nelze porovnávat jako u výše uvedených (tedy z hlediska přípustného znečištění emisních standardů), ani je zařadit do kategorie znečištění podle ČSN 75 7221, protože nebyl měřen organický fosfor a jeho nerozpuštěné formy. *Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2019-2020* (Procházková et al., 2021) nicméně na většině sledovaných profilů u celkového fosforu uvádí zlepšení oproti předchozím letem.

Pro skutečné prokázání vlivu stavby v urbánním toku intravilánu města by musely být vybrány a zpřístupněny jiné lokality (viz Obr. 21), kde by došlo k zachycení hodnot relativně blízko od sledované stavby. Pro tuto situaci by byly stanoveny hypotézy tvrdící, že pokud budou na třetí lokalitě naměřeny hodnoty vyšší, než na lokalitě druhé (popř. první), pak je vliv stavby průkazný. Pokud by byly hodnoty z páté lokality vyšší než ze třetí, pak by se prokázal vliv přítoku Bystřice. Pokud by byly tyto hodnoty naopak nižší, znamenalo by to zředění toku řekou Bystřicí. První lokalita by prezentovala stav před průtokem města a šestá lokalita by prezentovala hladiny měřených parametrů po průtoku celou aglomerací.

Pro snazší zachycení náhodných efektů staveních činností by bylo po vzoru zahraniční literatury (Houser & Pruess, 2008; Seiyaboh et al., 2007) příhodné týdenní vzorkování a biologický monitoring - vzorky se tímto způsobem stávají reprezentativnějšími pro určení skutečných lokálních podmínek.



Obrázek 21 - Mapa lokalit pro odběr vzorků při ideálních podmínkách (mapy.cz)

## 7 Závěr

Pro hodnocení jakosti vody byla využita Klasifikace kvality vody ČSN 75 7221 a nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod. Nejvíce byl chemismus vody ve sledovaném úseku ovlivněn dusičnany a fosforečnany.

Zatímco grafické statistiky provedené na datech ilustrovaly odchylky mezi lokalitami proti proudu a po proudu, výsledky jednosměrné analýzy rozptylu použité k porovnání jednotlivých parametrů kvality vody prokazují, že se mezi lokalitami nejednalo o statisticky významné rozdíly (na základě hodnot analyzujících konduktivitu, teplotu, pH, zákal, fosforečnany, dusičnanový a amoniakální dusík), a nedošlo tedy k zamítnutí nulové hypotézy tvrdící, že stavební činnost po proudu neměla vliv na zvýšené hodnoty vybraných fyzikálně-chemických parametrů.

Trendy na každé z lokalit pomohly analyzovat souhrnné statistiky; průměr, maximum, minimum a standardní odchylka. Výsledky této práce, jež jsou v souladu s výsledky v ní uvedených zahraničních zdrojů, prokazují, že stavební projekty využívající vhodný management mohou mít minimální dopad na celkovou kvalitu vody. Ve zmírnění případných vlivů stavby se mohl projevit přítok čistší a studenější řeky Bystřice, odborný dohled nad stavbou a také fakt, že k výraznému ovlivnění toku došlo pouze v úseku několika stovek metrů.

Protipovodňová ochrana města Olomouce je stále ve fázi výstavby, což znamená, že ještě nějakou dobu bude částečně ovlivňovat chemismus řeky Moravy.

Ze studia vyplývá, že by bylo do budoucna příhodné zaměřit se na řízení povrchových vod, biologický monitoring a transport sedimentů a nadále pokračovat v hodnocení chemismu vody. Data by v širších souvislostech mohla mít větší vypovídající hodnotu, pokud totiž nedojde k omezení produkce z bodových a plošných zdrojů znečištění, koncentrace živin a rizikových látek bude ve vodě nutně stoupat. Stav říční krajiny je ve výsledku určován kvalitou a charakterem ekologických, ekonomických, sociálních a kulturních interakcí.

## 8 Použité zdroje

- Biselli, S., Reineke, N., Kammann, U., Franke, S., Huhnerfuss & Theobald, N., (2005). *Bioassay – directed Fractionation of Organic Extracts of Marine Surface Sediments from North and Baltic Sea – Part 1: Determination and Identification of Organic Pollutants*, Journal of Soils and Sediments 5 (3), 171–181.
- Brázdil, R. (2005). *Historie počasí a podnebí v Českých zemích*. Brno: Masarykova univerzita v Brně. ISBN 80-210-3864-0.
- Dub, O., & Němec, J. (1969). *Hydrologie*. Praha: SNTL.
- Ekka, A., Pande, S., Jiang, Y., & Zaag, P. (2020). *Antropogenic Modifications and River Ecosystem Services: A Landscape Perspective*. Department of Water Management, Delft University of Technology, The Netherlands. *Water* 2020, 12, 2706.
- Eriksson, E. (1977). *Water Chemistry and Water Quality*. Springer on behalf of Royal Swedish Academy of Sciences. *Ambio*, 6 (1), 27–30.
- Fiala, J. (1979). *Stavby vodní a meliorační*. Praha: SNTL.
- Гулицкая, Л. В., Куш, Н. Н., Шиманская, О. С. (2012). О Загрязнении Рек При Строительстве И Капитальном Ремонте Мостов, Белорусский Национальный Технический Университет, 6, 55–57.
- Guoquan, G. & Jiongxin, X. (1987). *Environmental effects of human activities on rivers in the Huanghe-Huaihe-Haihe Plain, China*. Institute of Geography, Academia Sinica, Beijing. *Geogr. Ann.* 69 A (1), 181–188.
- Haan, C.T., Barfield, B.J., Hayes, J. (1994). *Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments*, Academic Press, NY, 588.
- Hellawell, J. (1988). *Toxic Substances in Rivers and Streams*. Nature Conservancy Council, Peterborough, PE1 1UA, Great Britain. *Environmental Pollution* 50, 61–85.
- Hladný, J., & Matějček, J. (1999). *Povodňová katastrofa 20. století na území České republiky*. Praha: Ministerstvo životního prostředí.
- Horáková, M. (2007). *Analytika vody*. Praha: VŠCHT.
- Houser, L., & Pruess, H. (2008). *The effects of construction on water quality: a case study of the culverting of Abram Creek*. *Environmental Monitoring Assessment* (2009) 155, 431–442.



- Hruška, J. (1996). *Vliv kyselého deště na povrchové vody*. Vesmír 75, 373.
- Hubačíková, V. & Oppeltová, P. (2008). *Upravy vodních toků a ochrana vodních zdrojů*. Brno: Mendelova univerzita.
- Hyeonju, L., Min-Ho, K., Kisu, K., Yongcheol, K. (2015). *Spatio-Temporal Variations in Stream–Aquifer Interactions Following Construction of Weirs in Korea*. Groundwater, 54 (3), 448–458.
- Kerner, M. (2007). *Effects of deepening the Elbe Estuary on sediment régime and water quality*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75,492–500.
- Konečná, J., Karásek, P., Fučík, P., Podhrázská, J., Hanák, R., Ryšavý, S., Sýkora, L., Doležal, L., Křiška, M., Pochop, M., Kučera, J. & Křížková, S. (2018). *Principles of approach to optimization of water and soil protection in the Svatka river sub-basins*. Research Institute for Soil and Water Conservation, p.r.i., AQUATIS a.s., BUT in Brno. VTEI, 2.
- Kopp, R. (2015). *Hydrochemie nejen pro rybáře*. Brno: Mendelova univerzita.
- Kováč, M. (1993). *Alpínský vývoj Západných Karpát*. Brno: Masarykova univerzita.
- Langhammer, J. (ed.) (2007). *Povodně a změny v krajině*. Praha: Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. ISBN 978-80-86561-86-8.
- Lellák, J., & Kubíček, F. (1991). *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha: Vydavatelství Karolinum.
- Matějčík, J. (1998). *Povodeň v povodí Moravy v roce 1997*. Povodí Moravy a.s.
- Mendiguchía, C., Moreno, C., & García-Vargas, M. (2007). *Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients*. Department of Analytical Chemistry, Faculty of Marine and Environmental Science, University of Cádiz, 1510–1517.
- Milerski, R., Mičín, J., Veselý, J. (2005). *Vodohospodářské stavby*. Brno: CERM.
- Nováková, P. (2004). *Zhodnocení vlivů vnějších činitelů povodí na jakost vody*. Disertační práce. Brno: MZLU Brno, 1–5.
- Pitter, P. (1999). *Hydrochemie*. Praha: Vydavatelství VŠCHT.
- Ristola, T., Pellinen, J., Ruokolainen, M., Jussi, V. (1999). *Effect of Sedimentary Type, Feeding Level and Larval Density on Growth and Development of a Midge (Chironomus riparius)*. Solar Journal, Environmental Toxicology and Chemistry 18, 756–764.

- Sang, L., Kwang, A. (2018). *Influence of weir construction on chemical water quality, physical habitat, and biological integrity of fish in the Geum River, South Korea*. Polish Journal of Environmental Studies, 28 (4), 2175–2186.
- Singkran, N., Anantawong, P., Intharawichian, N., & Kunta, K. (2019). *The Chao Phraya River Basin: water quality and anthropogenic influences*. Water Supply 1, 19 (5), 1287–1294.
- Stehlík, F., & Kadlec, J. (2012). *Dolní tok Moravy v holocénu aneb co řeka napsala do svého archivu*. Vesmír, 91 (2), 100.
- Stevens, R. J., & Stewart, B. M. (1982). *Concentration, fractionation and characterisation of soluble organic phosphorus in river water entering Lough Neagh*. Department of Agriculture, Freshwater Biological Investigation Unit, Greenmount Road, Muckamore. Water Res. 16, 1507–1519.
- Sung, M., Min-Ji, K., Yongeun, P., Seung, W. & Joon K. (2015). *Water quality changes according to the midstream weir construction in the Yeongsan River, Korea*. Desalination and Water Treatment, 53 (11), 3066–3071.
- Xiao-long, W., Yong-long, L., Jing-yi, H., Gui-zhen, H., & Tie-yu, W. (2006). *Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed*. Chinese Academy of Sciences, Beijing. Journal of Environmental Sciences 19 (2007), 475–481.
- Zeman, A., Havlíček, P., Minaříková, D., Růžička, M., & Fejfar, O. (1980). *Kvartérní sedimenty střední Moravy*. Praha: Sborník geologických věd, Antropozoikum, 13, 37–55.

## Internetové zdroje

- CHMU – Český hydrometeorologický ústav: *Historická data – hydrologie* [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: [https://hydro.chmi.cz/hpps/hpps\\_prfbk\\_detail.php?seq=2505266](https://hydro.chmi.cz/hpps/hpps_prfbk_detail.php?seq=2505266).
- Colangelo, D., & Jones. B. (2005). *Phase I of the Kissimmee River restoration project, Florida, USA: Impacts of construction on water quality*. Environmental Monitoring and Assessment, 102, 139–158. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/7869603\\_Phase\\_I\\_of\\_the\\_Kissimmee\\_River\\_Restoration\\_Project\\_Florida\\_USA\\_impacts\\_of\\_construction\\_on\\_water\\_quality](https://www.researchgate.net/publication/7869603_Phase_I_of_the_Kissimmee_River_Restoration_Project_Florida_USA_impacts_of_construction_on_water_quality)

Čermák, V. (2001). *Zkapacitnění koryta řeky Moravy v Olomouci, zpřírodnění poriční zóny a zapojení řeky do struktury města*. [Internet]. [cit. 2021-03-05]. Dostupné z: <http://www.uprm.cz/data/docs/studie/olomouc.pdf>.

Drbal, K. (2016). *Strategie ochrany před negativními dopady povodní a erozními jevy přírodě blízkými opatřeními v České republice*. 58(6), 4. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <https://www.vtei.cz/2016/08/strategie-ochrany-pred-negativnimi-dopady-povodni-a-eroznimi-jevy-prirode-blizkymi-opatrenimi-v-ceske-republice/>

Environment Agency. (2002). *Scoping the environmental impact of bridges and culverts*. Environment Agency, Bristol [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: [https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/297112/geho0112bwak-e-e.pdf](https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297112/geho0112bwak-e-e.pdf)

Hore, P., Patil, K., Prabhakar, M. (2020). *Water quality analysis of Mula-Mutha river*. International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology, 8 (12), 489–495. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <https://www.scribd.com/document/488826043/Water-Quality-Analysis-of-Mula-Mutha-River>

Hou, P., Ren, Y., Zhang, Q., Lu, F., Ouyang, Z., & Wang, X. (2012). *Nitrogen and Phosphorous in Atmospheric Deposition and Roof Runoff*. Polish Journal of Environmental studies, 21 (6), 1621–1627. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <http://www.pjoes.com/Nitrogen-and-Phosphorous-in-Atmospheric-r-nDeposition-and-Roof-Runoff,88910,0,2.html>

Koebel, Jr., Jones, B. & Arrington, D. (1999). *Restoration of the Kissimmee River, Florida: Water quality impacts from canal backfilling*. Environmental Monitoring and Assessment, 57, 85-107. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.12063>

Klánová, J. (2008). *Analytická chemie životního prostředí, organické polutanty*. [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: <https://is.muni.cz/el/sci/podzim2012/C8610/ACHZP2007E.pdf>

Konečný, T., & Novák, O., & Hanzlík, P. (2013). *Management vodních toků*. Asociace pro mezinárodní otázky [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: <https://www.studentsummit.cz/wp-content/uploads/2019/02/PSS-Management-vodn%C3%ADch-tok%C5%AF-UNEP.pdf>.

Langhammer, J. (2010). *Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition*. *GeoJournal* 75, 185–198 [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10708-009-9292-7> .

Medek, J. (2017). *Sedimenty vodných tokov a nádrží. Slovenská vodohospodárska spoločnosť*. [Internet]. [cit. 2022 – 04-19]. Dostupné z: [http://www.vuvh.sk/Documents/konferencie/sedimenty\\_vodnych\\_tokov\\_a\\_nadrzi\\_2017/Zbornik\\_SVTN\\_2017.pdf](http://www.vuvh.sk/Documents/konferencie/sedimenty_vodnych_tokov_a_nadrzi_2017/Zbornik_SVTN_2017.pdf)

Mestskeklima.upol.cz. (n.d.). *Grantová agentura České republiky*. [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: [http://mestskeklima.upol.cz/olomouc.html#srazky\\_koli](http://mestskeklima.upol.cz/olomouc.html#srazky_koli).

Ofosforu.cz. (n.d.). *Web o fosforu a jeho měření v CHKO Moravský kras*. [Internet]. [cit. 2021-07-12]. Dostupné z: <http://ofosforu.cz/role-fosforu/>.

Olomouc.eu. (n.d.). *Koncepce vodního hospodářství města Olomouce*. D. Studie odtokových poměrů. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: [https://www.olomouc.eu/administrace/repository/gallery/articles/19\\_/19851/d\\_sop.cs.pdf](https://www.olomouc.eu/administrace/repository/gallery/articles/19_/19851/d_sop.cs.pdf)

Olomouc.eu (2018). *Město a Povodí Moravy spolupracují při IV. etapě protipovodňových opatření*. [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: <https://www.olomouc.eu/aktualni-informace/aktuality/23356> .

Procházková, L., Lošťáková, Z., Kosour, D., Geriš, R., Jahodová, D., & Husák, V. (2021). *Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2019-2020*. Povodí Moravy s.p., [Internet] [cit. 2021-02-28] Dostupné z: <http://www.pmo.cz/download/souhrnna-zprava-2019-20-internet.pdf>

Protipovodňová opatření Olomouc. (n.d.). *Přehled všech jednotlivých etap protipovodňových opatření v Olomouci*. [Internet] [cit. 2021-02-28] Dostupné z: <https://protipovodnovaopatrzeni.olomouc.eu/prehled-etap>.

Ručka, J., Tuhovčák, L., & Kadlecová, V. (n.d.). *Zákal ve vodovodní síti, metody predikce jeho vzniku a šíření*. VUT v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. [Internet]. [cit. 2021-07-24]. Dostupné z: <https://docplayer.cz/16503453-Zakal-ve-vodovodni-siti-metody-predikce.html>

Seiyaboh, E. I., Inyang, i. R., & Gijo, A. H. (2007). *Environmental Impact of Tombia bridge construction across Nun river in central niger delta*. *The International Journal of Education and Science*, 2(11), 32–41. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z:

<https://www.semanticscholar.org/paper/Environmental-Impact-of-Tombia-Bridge-Construction-Seiyaboh-Inyang/0b557cf25be878166e676c42256b380d490bfb6a#paper-header>

Seiyaboh, E. I., Ogamba, E. N., & Utibe, D. I. (2013). *Impact of dredging on the water quality of Igbedi creek*. The International Journal of Education and Science, 7(5), 51–56. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <https://www.iosrjournals.org/iosr-jestft/papers/vol7-issue5/H0755156.pdf>

USEPA – United States Environmental Protection Agency. (1999). *EPA Guidance Manual Turbidity Provisions*. [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: [nepis.epa.gov](https://nepis.epa.gov).

USEPA – United States Environmental Protection Agency. (2005). *National management measures to control nonpoint source pollution from urban areas*. EPA-841-B-05-004. [Internet]. [cit. 2022-02-28]. Dostupné z: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/urban\\_ch12.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/urban_ch12.pdf)

Štěpánková, P.; Chlubna, L.; Drbal, K.; Sobotková, V.; Dumbrovský, M. (2011). *Identifikace antropogenních tlaků na kvalitativní stav vod a vodních ekosystémů v oblastech povodí Moravy a Dyje*. 53(1), 1–24. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: [https://www.vtei.cz/wp-content/uploads/2015/08/vtei\\_2011\\_1.pdf](https://www.vtei.cz/wp-content/uploads/2015/08/vtei_2011_1.pdf)

UWM – UNIVERSITY of WISCONSIN–MADISON. (2005). *Contaminated Harbour and River Sediment Analysis*. University of Wisconsin Madison. Engineering Professional Development. [Internet]. [cit. 2022-02-17]. Dostupné z: <http://epdweb.engr.wisc.edu/onsite/courses/ee01./asso>

Zimová J. (2008). *Protipovodňová opatření v povodí Moravy – příklad Olomouce*. Urbanismus a územní rozvoj 11 (2), 43–51, [Internet]. [cit. 2021-02-28]. Dostupné z: [https://www.uur.cz/images/5-publikacni-cinnost-a-knihovna/casopis/2008/2008-02/07\\_protipovodnova.pdf](https://www.uur.cz/images/5-publikacni-cinnost-a-knihovna/casopis/2008/2008-02/07_protipovodnova.pdf).

## **Legislativní předpisy a normy**

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

ČSN 75 7051. Kvalita vod. Odběr vzorků. Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi.

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.

## 9 Přílohy

Období	Lokalita	Zákal [ZF]	Teplota [°C]	Konduktivita [μS.cm <sup>-1</sup> ]	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [mg.l <sup>-1</sup> ]	Pcelk. [mg.l <sup>-1</sup> ]	pH
Únor, 2020	1.	28,10	4,7	284	0,36	3,6	0,17	–	7,28
	2.	6,99	4,7	276	0,35	3,3	0,13	–	7,25
	3.	15,90	6,7	273	1,19	3,5	0,15	–	7,34
	4.	–	5,3	182	0,03	3,2	–	0,029	7,30
Březen, 2020	1.	14,20	7,8	266	0,24	2,1	0,12	–	7,39
	2.	3,10	7,5	263	0,31	2,2	0,24	–	7,17
	3.	2,12	7,0	247	0,23	2,3	0,12	–	7,18
	4.	–	6,4	242	0,05	2,1	–	0,054	8,00
Duben, 2020	1.	< 0,01	13,5	316	1,28	1,4	0,08	–	8,11
	2.	< 0,01	14,0	303	0,39	1,6	0,09	–	8,15
	3.	< 0,01	14,6	304	0,34	1,5	0,09	–	8,16
	4.	–	8,9	281	0,35	1,9	–	0,164	7,50
Květen, 2020	1.	0,01	17,1	342	0,24	1,8	0,32	–	7,95
	2.	< 0,01	17,2	336	0,27	1,5	0,27	–	7,84
	3.	< 0,01	17,4	336	0,25	1,4	0,31	–	7,86
	4.	–	14	296	0,14	1,5	–	0,165	7,50
Červen, 2020	1.	6,54	17,8	345	0,39	4,3	0,32	–	7,25
	2.	8,48	17,7	345	1,68	5,1	0,37	–	7,26
	3.	9,27	17,7	344	0,44	4,6	0,35	–	7,39
	4.	–	16,2	252	0,03	1,5	–	0,119	7,50
Červenec, 2020	1.	6,37	16,6	341	0,01	2,8	0,24	–	7,38
	2.	1,58	17,5	338	0,21	3,0	0,24	–	7,68
	3.	0,41	17,0	330	< 0,01	2,7	0,23	–	7,66
	4.	–	13,4	172	0,02	1,3	–	0,101	7,40
Srpen, 2020	1.	8,40	19,0	320	0,74	11,1	0,35	–	7,52
	2.	3,60	18,9	322	0,65	7,9	0,35	–	7,69
	3.	7,80	18,5	319	0,84	9,5	0,35	–	7,75
	4.	–	19,3	295	0,03	1,5	–	0,188	7,50
Září, 2020	1.	0,83	18,2	387	< 0,01	2,0	0,35	–	7,42
	2.	< 0,01	19,9	378	< 0,01	2,1	0,26	–	7,49
	3.	< 0,01	18,3	384	< 0,01	2,2	0,40	–	7,51
	4.	–	11,9	307	0,02	1,8	–	0,197	7,50
Prosinec, 2020	1.	< 0,01	6,4	376	< 0,01	2,3	0,36	–	7,42
	2.	< 0,01	4,8	360	< 0,01	1,9	0,19	–	7,41
	3.	< 0,01	5,3	361	< 0,01	2,2	0,14	–	7,43
	4.	–	3,1	225	0,02	2,4	–	0,066	7,90
Leden, 2021	1.	0,06	4,9	379	0,21	2,9	0,20	–	7,24
	2.	< 0,01	2,6	365	0,19	3,0	0,12	–	7,30
	3.	0,56	2,3	350	0,19	2,6	0,16	–	7,31
	4.	–	2,1	177	0,09	3,2	–	0,06	7,00

Příloha 1 - Tab. výsledků analýz fyzikálně-chemických parametrů (Data pro čtvrtou lokalitu byla pro tuto práci poskytnuta Povodím Moravy s.p., (Procházková L., e-mailová

korespondence, 26.1.2022), a to s výjimkou dat o zákalu a fosforečnanech, které nebyly měřeny.)

Ukazatel	Symbol	Jednotka	Třída				
			I.	II.	III.	IV.	V.
Teplota vody	t	°C	< 22	< 23	< 24	< 26	≥ 26
Konduktivita	x	mS/cm	< 400	< 700	< 1100	< 1600	≥ 1600
Amoniakální dusík	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	< 0,3	< 0,5	< 1,5	< 5,0	≥ 5,0
Dusičnanový dusík	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	< 1,0	< 3,4	< 7,0	< 11,0	≥ 11
Celkový fosfor	P <sub>celk.</sub>	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,3	< 0,6	≥ 0,6

Příloha 2 - Tab. vybraných parametrů jakosti povrchových vod (ČSN 75 722)

Třída I – neznečištěná voda: stav povrchové vody nebyl významně ovlivněn lidskou činností. Ukazatele jakosti vody nepřesahují hodnoty odpovídající přirozenému pozadí v tocích. Voda je vhodná pro veškerá možná využití (např. chov ryb, průmyslové nebo vodárenské účely).

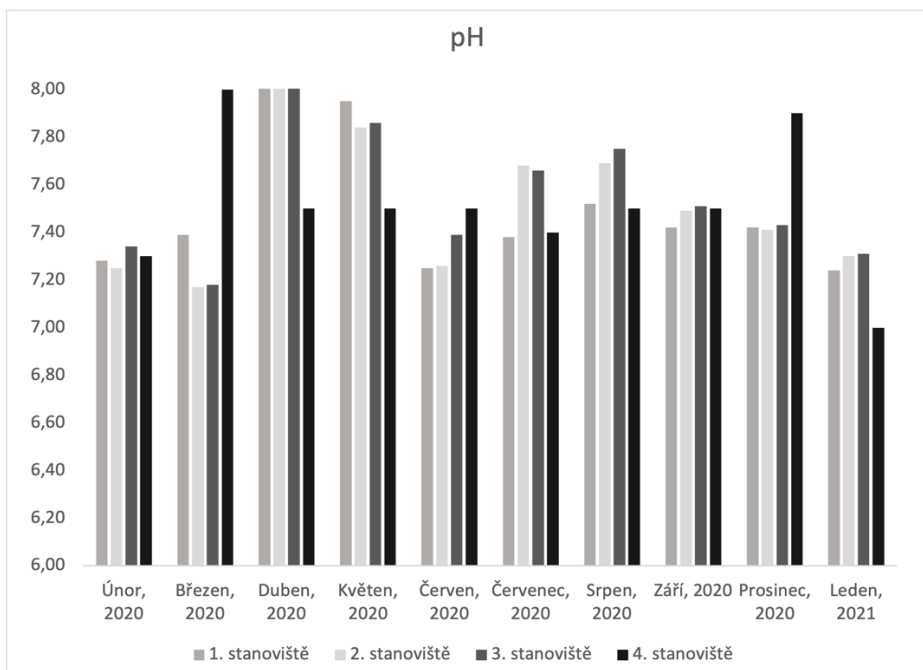
Třída II – mírně znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností v malé míře. Ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci vyváženého a udržitelného ekosystému.

Třída III – znečištěná voda: stav povrchové vody byl ovlivněn lidskou činností tak, že její využití je částečně omezeno. Ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí vytvořit podmínky pro udržitelný ekosystém.

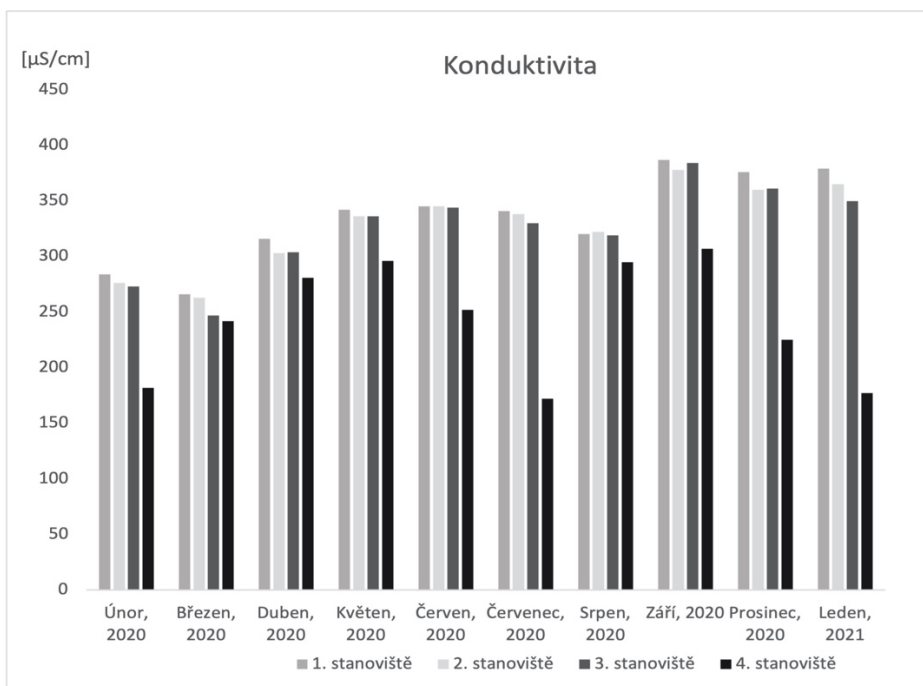
Třída IV – silně znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl lidskou činností ovlivněn do takové míry, že ukazatele jakosti vody značí o existenci nevyváženého ekosystému.

Třída V – velmi silně znečištěná voda: stav povrchové vody byl lidskou činností ovlivněn natolik, že ukazatele jakosti vody vypovídají o silně nevyváženém ekosystému (ČSN 75 7221).

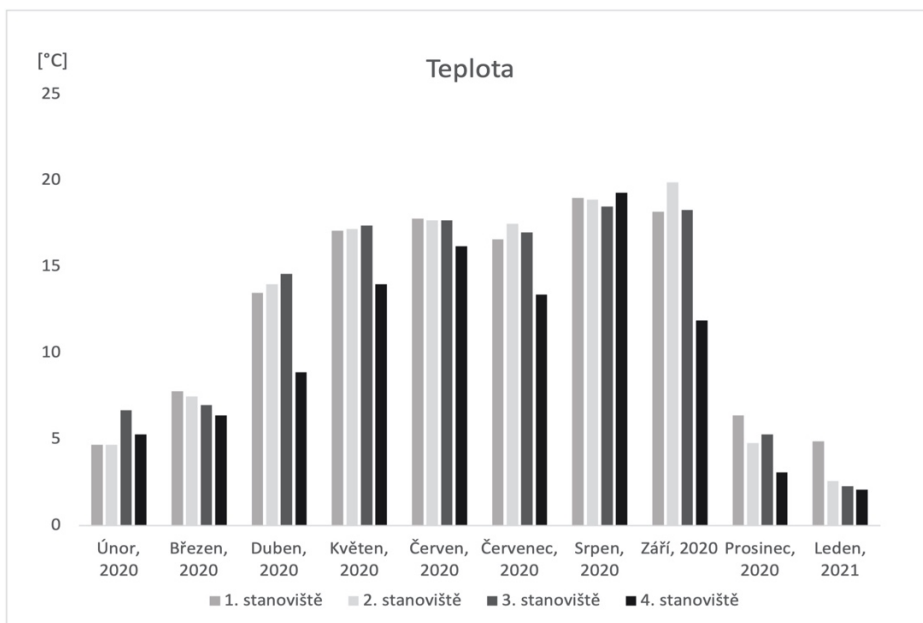




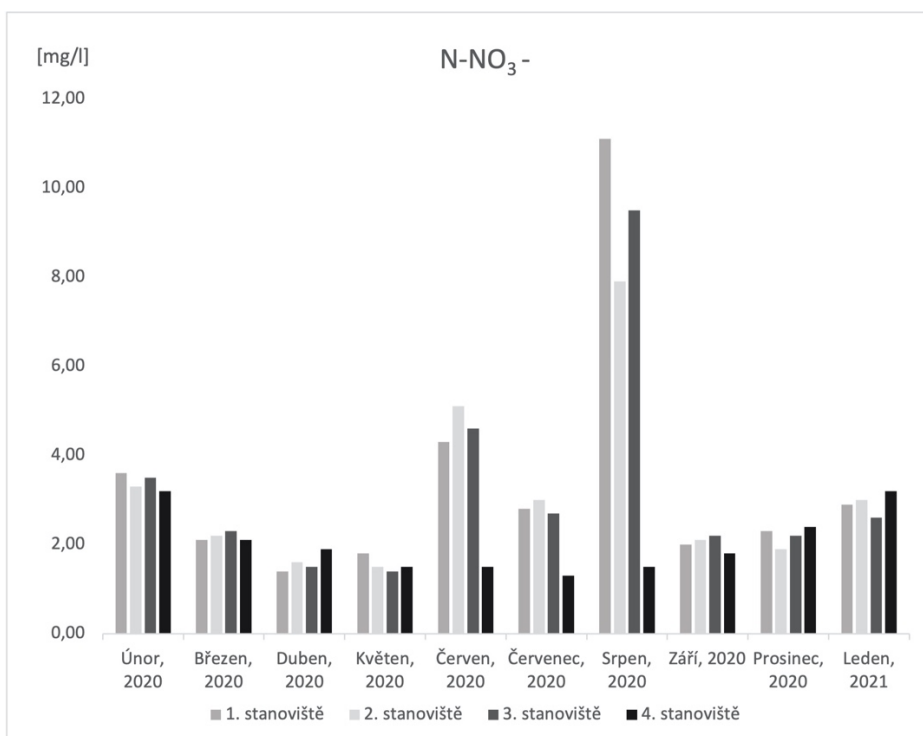
Příloha 3 - Vývoj hodnot pH



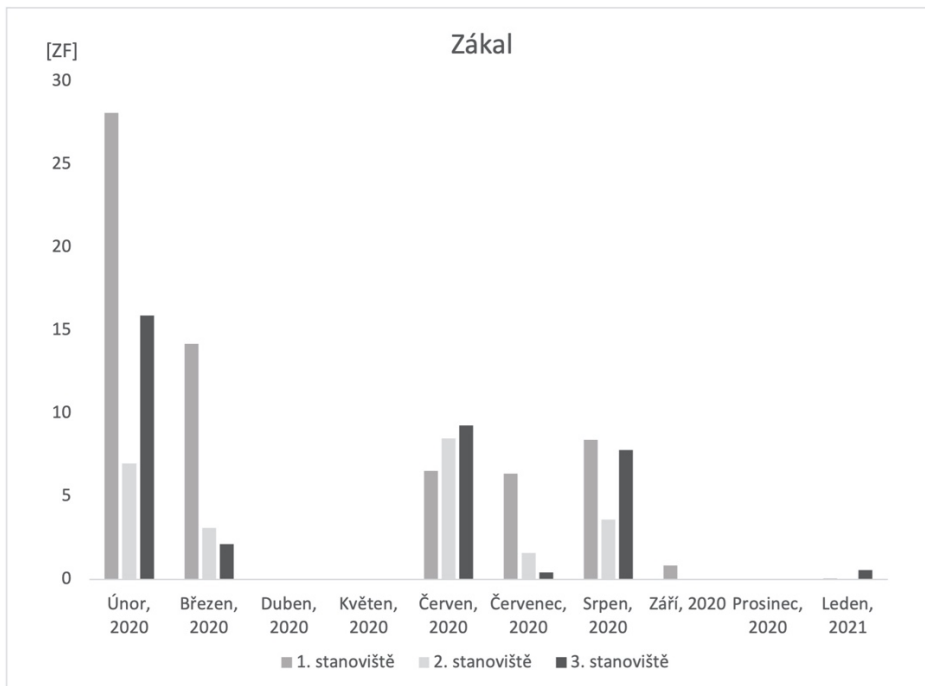
Příloha 4 - Vývoj hodnot konduktivity



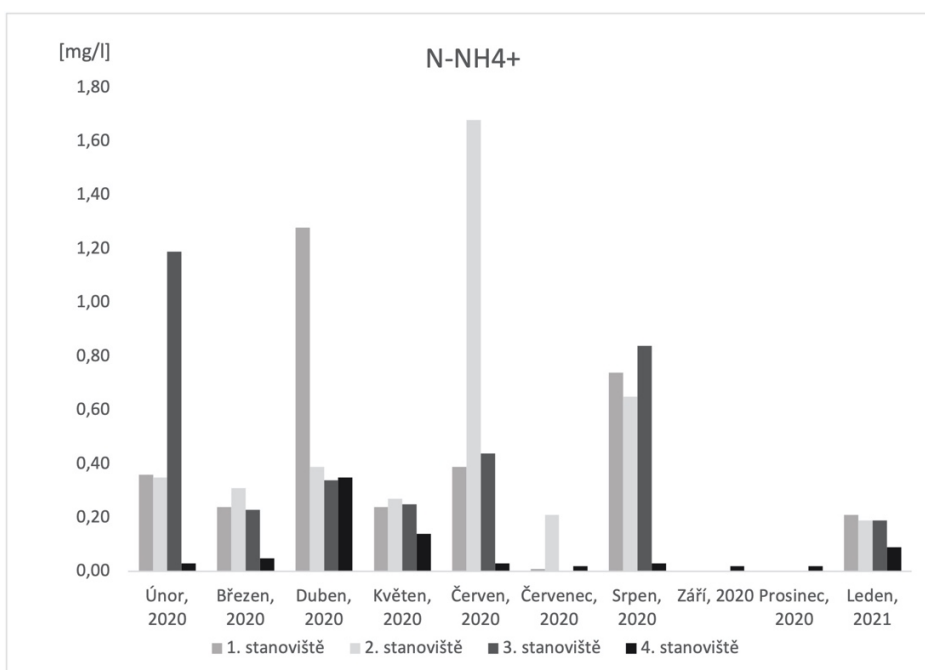
Příloha 5 - Vývoj hodnot teploty



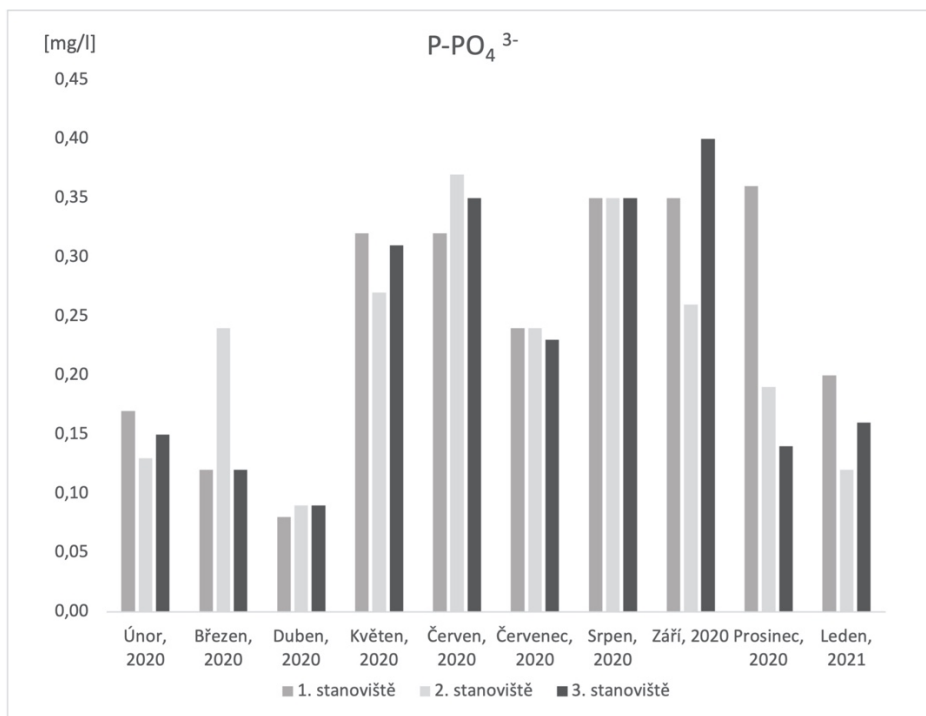
Příloha 6 - Vývoj hodnot dusičnanového dusíku



Příloha 7 - Vývoj hodnot zákalu



Příloha 8 - Vývoj hodnot amoniakálního dusíku



Příloha 9 - Vývoj hodnot fosforečnanů

## 9.1 Fotodokumentace stavebních úprav



Příloha 10 - Bourání nábreží při mostě na Komenského ulici, červenec 2020 (foto autor)



Příloha 11 - Pohled na pravý břeh z mostu na Komenského ulici, červenec 2020 (foto autor)



Příloha 12 - Pohled na průběh bourání první poloviny mostu na Masarykově třídě, červenec 2020 (foto autor)



Příloha 13 - Průběh stavebních úprav, červenec 2020 (foto autor)



Příloha 14 - Pohled z mostu Komenského, září 2020 (foto autor)



Příloha 15 - Pohled na nábřeží z mostu Komenského, prosinec 2020 (foto autor)

## 9.2 Fotodokumentace demolice mostu na Masarykově třídě



Příloha 16 - Bourání mostu na Masarykově třídě, duben 2020  
(protipovodnovaopatreni.olomouc.eu)



Příloha 17 - Materiál z bouraného mostu, duben 2020  
(protipovodnovaopatreni.olomouc.eu)





Příloha 18 - Pohled z výšky na demolici mostu, duben 2020  
(protipovodnovaopatreni.olomouc.eu)