

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie – Péče o krajinu

Katedra: Katedra krajinného managementu

Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vliv antropogenní činnosti na znečištění vybraných
vodních nádrží v povodí Jordánu

Vedoucí diplomové práce: Ing. Václav Nedbal, Ph.D.

Autor: Bc. Šímová Barbora

České Budějovice, duben 2017

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2015/2016

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Barbora ŠÍMOVÁ**
Osobní číslo: **Z14339**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie - Péče o krajinu**
Název tématu: **Vliv antropogenní činnosti na znečištění vybraných vodních nádrží v povodí Jordánu.**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Práce se bude zabývat znečištěním vod vodních děl vodárenských nádrží. Vodní díla jsou mnohoúčelové objekty sloužící k jímání vody a jejímu využití. Obsah znečišťujících látek je zásadním faktorem ovlivňujícím kvalitu zadržené vody. Cílem diplomové práce je analyzovat znečištění vodárenských nádrží s důrazem na dusičnany a fosforečnany. Liderovické a Radimovické rybníční nádrže jsou součástí vodárenské soustavy rybníka Jordán a voda v nich je používána jako pitná.

Dílejší cíle:

1. Seznámení s problematikou dynamiky PO_4 a NO_3 .
2. Vypracování literární rešerše.
3. Odběry vzorků.
4. Analýza získaných dat.
5. Zpracování zjištěných výsledků.

Rozsah grafických prací: 5 - 10 str. grafů a tabulek

Rozsah pracovní zprávy: 40-60 stran textu

Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

Forman R. T. T. 1993: Krajinná ekologie, Academia, Praha.

Chapin F. S. III., Matson P. A., Mooney H. A. 2002: Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Science and Business Media, New York.

Schlesinger W. H. 1997: Biogeochemistry - an analysis of global change. Academic Press, San Diego, California.

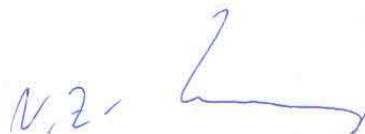
Pitter P: Hydrochemie. VŠCHT Praha, 2009 Praha.

Horáková M., Lischke P., Grünwald A.: Chemické a fyzikální metody analýzy vod. 1989, Praha.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Václav Nedbal, Ph.D.**
Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: **19. ledna 2016**

Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2016**



prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 1688, 370 05 České Budějovice

L.S.



doc. Ing. Pavel Onátr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 19. ledna 2016

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 10. 4. 2017

Bc. Barbora Šímová

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu své diplomové práce panu Ing. Václavovi Nedbalovi, Ph.D., za veškerou pomoc, rady a odborné vedení při zpracování práce. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Martině Kobesové za pomoc v laboratoři. A nakonec i své rodině za trpělivost a psychickou podporu během studia a psaní diplomové práce.

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá posouzením vlivu soustav vodních nádrží a zemědělského hospodaření na kvalitu povrchových vod v povodí Košínského potoka v okrese Tábor. Byl posuzován vliv na kvalitu povrchových vod několika vodních toků v úsecích, které se od sebe výrazně liší krajinným pokryvem, způsobem hospodaření, plochou povodí a rozdílnými vodními nádržemi. Sledovány byly základní hydrochemické parametry, jako jsou obsahy živin, anorganického i organického uhlíku, či nerozpuštěných látek. Vzorke povrchových vod byly odebírány ze stálých odběrových míst v průběhu vegetační sezóny. Obsahy sledovaných látek byly laboratorně stanoveny titrací, gravimetricky a spektrofotometricky. Z naměřených dat byly v rámci základní popisné statistiky stanoveny průměrné hodnoty, mediány, mezikvartilová rozpětí a rozsahy hodnot, data byla dále statisticky zpracována neparametrickými testy. Výsledky ukázaly především zásadní vliv břehové vegetace a širších pásů vzrostlé stromové vegetace jako účinného filtru proti znečišťování povrchových vod ve vodních tocích splachem živin. V některých případech se projevil pozitivní vliv vegetačního krajinného pokryvu v zamezení znečištění vodního toku nad úroveň stanovenou legislativou, lze tedy význam vegetace v boji proti znečištění vodních toků považovat za zásadní. Ze získaných dat je možné vyvodit, že antropogenní vliv na povrchové vody v povodí je často zásadní, lze jej však vhodným uspořádáním krajinného pokryvu minimalizovat.

Klíčová slova: povrchové vody, hydrochemické parametry, vliv zemědělství na kvalitu vod, krajinný pokryv, dusičnany, eutrofizace

Abstract

The master thesis deals with influence of system of water reservoirs and farming on surface water quality in catchment Košíns stream in the Tabor region. There were investigated effect on surface water quality of several watercourses flowing through farmland with markedly different land cover, farming, size of catchment area and different water reservoirs. The fundamental hydrochemical parameters such as content of nutrient, inorganic and organic carbon and undissolved substances were monitored. The water samples were collected from permanent

sampling points during the growing season. The investigated compounds were determined in the laboratory by titration, gravimetry and spectrophotometry. Mean, median, interquartile range were determined within the basic descriptive statistics and the data were statistically processed by nonparametric tests. Results showed particularly significant influence of the littoral vegetation and wide strips of tree vegetation as an effective filter, which prevent pollution of surface water by nutrient runoff. In some cases, the land cover was reflected positive impact of vegetation on reducing contamination of the water above the level specified by legislation, therefore vegetation is great importance in the fight pollution of waterways. From the obtained data it is obvious that influence of anthropogenic pollution on surface water is very important, but appropriate land cover can minimalize this impact.

Keywords: surface water, hydrochemical parameters, the influence of farming on water quality, land cover, nitrates, eutrophication

Obsah

1	Úvod	11
2	Literární rešerše	12
2.1	Voda a její vlastnosti	12
2.1.1	Chemicko-fyzikální vlastnosti	13
2.1.2	Organoleptické vlastnosti	13
2.2	Koloběh látek v přírodě	14
2.2.1	Koloběh vody	14
2.2.2	Koloběh kyslíku	15
2.2.3	Koloběh uhlíku	15
2.2.4	Koloběh dusíku	16
2.2.5	Koloběh fosforu	18
2.3	Faktory ovlivňující vyplavování látek do vody	19
2.3.1	Land use	19
2.3.2	Atmosféra	19
2.3.3	Půda	19
2.3.4	Antropogenní činnost	20
2.4	Důsledky znečišťování vod	21
2.4.1	Acidifikace	22
2.4.2	Eutrofizace	22
2.4.3	Kvalita vody	23
2.5	Legislativa	23
3	Cíl práce a hypotéza	25
4	Metodika	26
4.1	Popis hydrografie území	26
4.2	Design pokusu	29
4.3	Popis sběru vzorků	35

4.4	Zpracování vzorků.....	35
4.4.1	Základní analýza.....	35
4.4.2	Analýza NO_3^- -N, NH_4^+ -N, a PO_4^{3-} -P.....	36
4.4.3	Analýza TN, TOC, TC a IC.....	37
4.5	Způsob vyhodnocení získaných.....	38
5	Výsledky.....	39
5.1	Vodivost.....	39
5.2	pH.....	40
5.3	Amoniakální dusík (NH_4^+ -N).....	40
5.4	Dusičnanový dusík (NO_3^- -N).....	41
5.5	Celkový dusík (TN).....	42
5.6	Celkový dusík filtrovaný vzorek ($\text{TN}_{1,2}$).....	43
5.7	Fosforečnanový fosfor (PO_4^{3-} -P).....	44
5.8	Kyselinová neutralizační kapacita (KNK).....	45
5.9	Nerozpuštěné látky (NL_{105}).....	46
5.10	Anorganický uhlík (IC).....	47
5.11	Anorganický uhlík filtrovaný vzorek ($\text{IC}_{1,2}$).....	48
5.12	Celkový organický uhlík (TOC).....	49
5.13	Celkový organický uhlík filtrovaný vzorek ($\text{TOC}_{1,2}$).....	50
5.14	Celkový uhlík (TC).....	51
5.15	Celkový uhlík filtrovaný vzorek ($\text{TC}_{1,2}$).....	52
6	Diskuze.....	56
6.1	Vodivost.....	56
6.2	pH.....	56
6.3	Amoniakální dusík.....	56
6.4	Dusičnanový dusík.....	57
6.5	Celkový dusík (TN a $\text{TN}_{1,2}$).....	58

6.6	Fosforečnanový fosfor	58
6.7	Nerozpuštěné látky (NL ₁₀₅)	59
6.8	Anorganický uhlík (IC) a kyselinová neutralizační kapacita	60
6.9	Celkový organický uhlík (TOC).....	60
6.10	Celkový uhlík (TC)	60
7	Závěr	61
8	Seznam použité literatury	63
9	Přílohy	67

1 Úvod

Vodní díla jsou stavby sloužící pro potřeby vodního hospodářství. Pro člověka plní řadu funkcí, od rekreace, výroby elektrické energie, až po protipovodňovou ochranu a klíčové zásobování pitnou vodou. Zásadním faktorem ovlivňujícím kvalitu zadržené vody je obsah znečišťujících látek, který může být z velké části ovlivněn činností člověka. Podobně může být kvalita povrchových vod antropogenně ovlivněna splachem znečišťujících látek z povodí přímo do vodního toku, mimo plochy vodních nádrží.

Cílem diplomové práce je analyzovat znečištění vodárenských nádrží a vodních toků v určitém úseku povodí s důrazem na živiny, především na dusičnany a fosforečnany. Pomocí hydrochemických parametrů posoudit vliv vodních nádrží (rybníčních soustav) a zatížení zemědělským hospodařením na kvalitu povrchových vod v povodí Košínského potoka nad vodní nádrží Jordán.

Předpokládám, že rozdílné vodní soustavy budou mít vliv na sledované hydrochemické parametry ve vodních tocích a že v některých případech budou překročeny limitní hodnoty uvedené v zákoně. K tomuto účelu je vybráno území, kde dva vodní toky protékají různými soustavami vodních nádrží a krajinou s rozdílným krajinným pokryvem.

2 Literární řešerše

2.1 Voda a její vlastnosti

Voda je nezbytnou složkou pro život na Zemi, je nenahraditelná díky svým mimořádným vlastnostem. Vyskytuje se jako jediná látka při normálních podmínkách ve třech skupenstvích zároveň, plynném, kapalném a pevném (Kalač a kol. 2010). Pro fungování metabolických a fyziologických procesů je voda využitelná jako tekutina, neboť i u suchozemských organismů většina dějů probíhá ve vodním prostředí (Benda a kol. 2005). Podle Doušové a Bůzka (2016) možnost výskytu kapalného skupenství vody umožnila vzdálenost Země od Slunce, velikost obou těles, teplota zemského povrchu a evoluce.

Zemi pokývají vody mořské, které zabírají asi 2/3 povrchu a z 95 % tvoří objem všech vod. Vody vnitrozemské tvoří zbylých 5 % (Hartman a kol. 1998). Hlavní zásobárna sladké vody se na pevnině nachází v ledovcích a tzv. věčném sněhu. Dalšími zdroji jsou vodní toky, přirozené nebo umělé vodní nádrže, voda atmosférická, vody gravitační, kapilární a hydroskopické v půdě a voda zadržovaná v biomase (Říhová 2003, Šilar a kol. 1983). V oblasti říčních delt, kde se sladká voda mísí s mořskou, se vyskytuje voda brakická (Doušová a Bůzek 2016).

Podle Lelláka a Kubíčka (1991) lze vnitrozemské vody rozdělit podle typu, stability a periodicity na vody podzemní a povrchové.

Podzemní vody mají relativně stálé fyzikálně-chemické složení (stálá teplota, minimální koncentrace kyslíku a organických látek). Jejich jakost může být ovlivněna vyluhováním minerálních a organických složek z půd, adsorpcí rozpuštěných látek z půdy a hornin (Šilar a kol. 1983).

Povrchové vody mají oproti podzemní proměnlivé a méně stálé vlastnosti, které se mění v průběhu dne, ale i roční doby (Hartman a kol. 1998). Povrchové vody obsahují větší koncentrace organických látek a méně oxidu uhličitého, mají vyšší proměnlivost teploty a mnohdy i mnohonásobně větší zastoupení obsahu mikroorganismů (Bindzar a kol. 2009). Povrchové vody se dají rozdělit na stojaté (lentické) a tekoucí (lotické). Podle stálosti podmínek na eustatické a astatické (Hartman a kol. 1998). Podle zásobenosti živinami na oligotrofní, s nízkou produkcí primárního fytoplanktonu a eutrofní s vysokou produktivitou (Říhová 2003). Další rozdělení může být na základě chemických, fyzikálních nebo organoleptických vlastností.

2.1.1 Chemicko-fyzikální vlastnosti

Molekula vody je z chemického a fyzikálního pohledu jedinečná pro svoje vlastnosti, vyplývající ze struktury a elektronového uspořádání molekuly (Doušová a Bůzek 2016). Molekula vody má tvar rovnoramenného trojúhelníku, jehož ramena svírají úhel 105° . Jednotlivé molekuly se vzájemně spojují pomocí vodíkových můstků a získávají tím specifické vlastnosti jako je tepelná roztažnost, povrchové napětí a viskozita, teplota tání, varu, tvrdost vody, pH a další (Hartman a kol. 1998).

Reakce pH je jedním ze zásadních ukazatelů vlastností vod, je záporným dekadickým logaritmem koncentrace oxoniových kationtů (Pitter 1999). Kyselost nebo zásaditost je způsobena množstvím iontů rozpuštěných v roztoku. Kyselost je způsobena převahou vodíkových iontů a zásaditost převahou hydroxylových iontů. Neutrální reakce vzniká v případě rovnováhy. Celkový rozsah stupnice je od 1 do 14 a v přirozených vodách se reakce pH pohybuje od 3 v kyselých rašeliništích do 10 ve vodách s vysokým obsahem uhličitánů (Lellák a Kubíček 1991).

2.1.2 Organoleptické vlastnosti

Organoleptické vlastnosti mohou být zjištěny smyslovými orgány pomocí zraku, čichu a chuti. Zařazuje se mezi ně teplota, barva, zákal, pach a chuť (Sýkora a kol. 2016).

Teplota má velký význam pro průběh většiny biochemických reakcí. Ty mohou probíhat v rozmezí od 0°C asi do 30°C , s klesající teplotou se reaktivnost většinou snižuje. V nádržích s větší hloubkou dochází k teplotní stratifikaci, kde u dna zůstává voda nejhustší, která si udržuje teplotu cca 4°C (Pitter 1999).

Barva čisté vody je v silné vrstvě světla modrá, avšak vlivem obsahu rozpuštěných i nerozpuštěných látek se mění propustnost dopadajícího světla. Barvu může změnit obsah huminových látek, obsah řas, sinic a bakterií, tající sněh, splaveniny i antropogenní činnost (Lellák a Kubíček 1991).

Zákal je nežádoucí vlastností u hodnocení jakosti pitné a užitkové vody i v případě, že je hygienicky nezávadný. Původci zákalu mohou být přírodního nebo antropogenního charakteru, organického nebo anorganického, jako např. jílové minerály, hydratované oxidy kovů, plankton, detrit aj. (Sýkora a kol. 2016).

Pach stejně jako zákal snižuje jakost vody, k jeho posouzení se využívá senzorické analýzy a popřípadě dalšího chemického rozboru. Do vody se může dostat primárně jako přirozená součást vody činností mikroorganismů nebo

sekundárně; například při chloraci může docházet ke změně pachu reakcí s přítomnými organickými látkami (Pitter 1999).

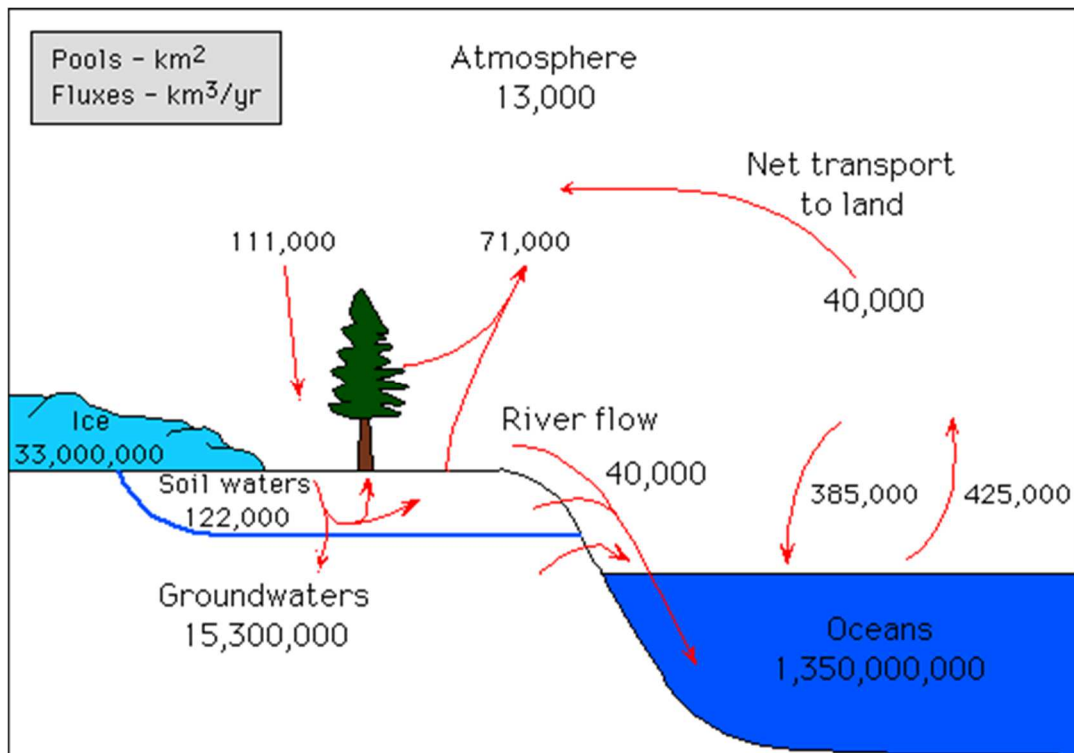
Podmínek ovlivňujících chuť je mnohem více než u pachu, přestože se nezdá, že tyto podmínky překrývají. Chuťové závady mohou vznikat při změně koncentrace vápníku, hořčíku, železa, manganu, zinku, mědi, hydrogenuhličitanů, chloridů, síranů, oxidu uhličitého aj. Významnou roli zde hraje pH, které při hodnotách nad 8 způsobuje louhovitě mýdlovou příchut'. Optimální hodnota pH je asi 6,5 až 7,5. V senzoričké analýze se využívá nejen základních chutí jako sladká, slaná, kyselá a hořká, ale pro podrobnější zjištění závad i chuť svíravá, kovová, zemitá, trpká, louhovitá, železitá aj. (Pitter 1999).

2.2 Koloběh látek v přírodě

Mezi prostředím a organismy probíhá neustálá látková výměna. Do vody se látky dostávají z atmosféry, ze srážek, při vyplavování podloží a erozí břehů i ve formě rostlinných zbytků podléhajících rozkladu. Při nespotebování se látky ukládají v sedimentech na dně vodních nádrží. Na druhou stranu probíhá zpětné uvolnění látek a živin do okolí. Zpět do atmosféry se látky uvolňují v podobě plynů (Říhová 2003).

2.2.1 Koloběh vody

Koloběh vody je uzavřený a nepřetržitý proces cirkulace vody na Zemi. Podmínkou je sluneční záření a působení zemské tíže. Z moří a oceánů dochází k odpaření vody ve formě vodní páry, která se shromažďuje nad kontinenty, odkud je následně v podobě kapalných nebo tuhých srážek dopravena na zemský povrch (Říhová 2003). Srážky obsahují i rozpuštěné plyny a atmosférický aerosol, složení se mění v závislosti na místě jejich vzniku. Oceánské srážky jsou obohaceny o prvky z mořské vody. Dále mohou být ovlivněny antropogenní činností, která výrazně snižuje pH srážkových vod. Srážky se následně vracejí zpět do moře povrchovou nebo podpovrchovou vodní sítí (Obr. 1) (Doušová a Bůzek 2016). Vedle tohoto tzv. velkého vodního cyklu existuje i malý vodní cyklus, ve kterém nefiguruje výpar z oceánu a voda je do atmosféry vypařována přímo z terestrického povrchu (Kravčík a kol. 2007)



Obr. 1: Velký vodní cyklus (Schlesinger 1997).

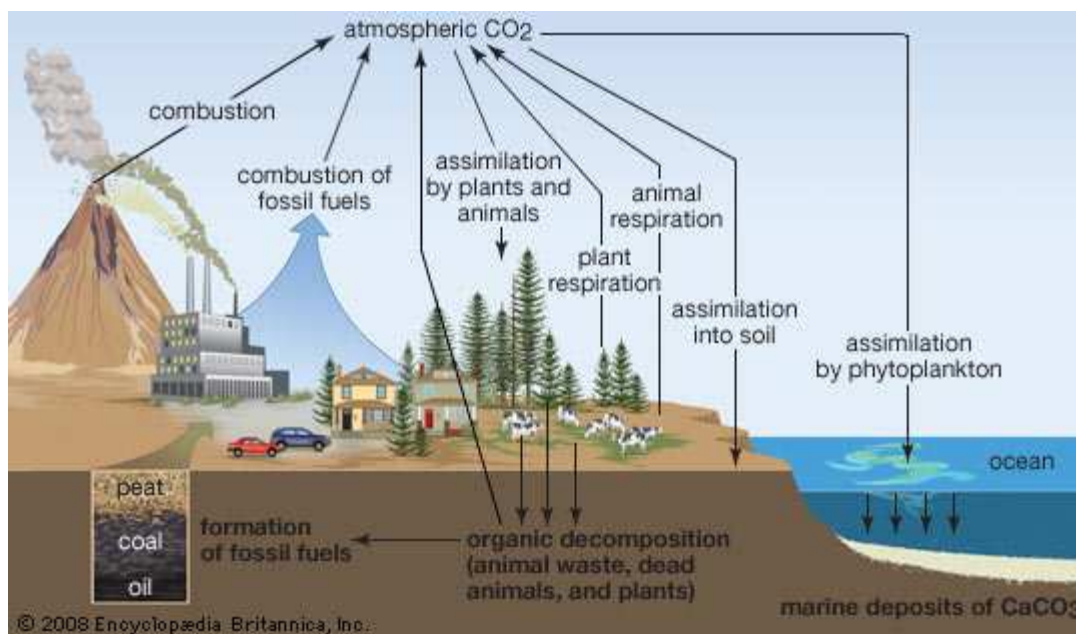
2.2.2 Koloběh kyslíku

Ve vodách je hlavním zdrojem kyslíku atmosféra a fotosyntetická činnost rostlin (Říhová 2003). Z atmosféry se kyslík dostává do povrchových vod difúzí. Závisí na rozdílu parciálních tlaků tohoto plynu ve vrstvě nad vodní hladinou a ve vodě, zda bude kyslík z vody unikat do ovzduší nebo naopak. Při fotosyntéze je pomocí rostlin kyslík uvolňován z molekuly vody do atmosféry (Fott a kol. 1978). Při dýchání rostlin je naopak kyslík spotřebováván. Na rozdíl od uhlíku člověk neovlivňuje obsah molekulárního kyslíku v atmosféře. Funguje zde dynamická rovnováha mezi tvorbou kyslíku fotosyntézou a spotřebou na respiraci (Kalač a kol. 2010).

2.2.3 Koloběh uhlíku

Uhlík patří mezi nejdůležitější biogenní prvky. Řídícími procesy koloběhu uhlíku je činnost organismů. Činnost organismů řídí na jedné straně fixaci oxidu uhličitého a tvorbu organického uhlíku, na druhé straně respiraci a vznik oxidu uhličitého z organické hmoty.

V posledním století dochází k narušení rovnováhy lidskou činností vlivem spalování fosilních paliv a rozsáhlým odlesňováním a tím i k navyšování zásoby oxidu uhličitého v atmosféře (Obr. 2) (Straškrabová a kol. 1996).



Obr. 2: Planetární koloběh uhlíku (Odkaz 1).

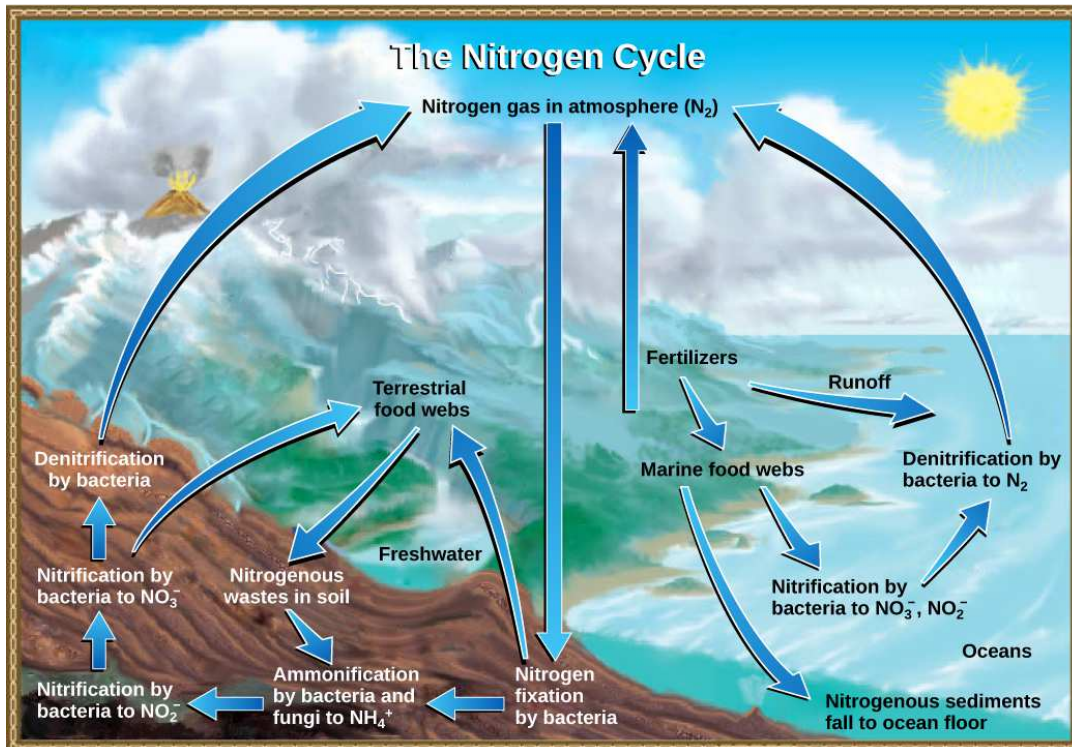
2.2.4 Koloběh dusíku

Dusík spolu s kyslíkem, uhlíkem a vodíkem má nezastupitelnou funkci, patří mezi biogenní prvky (Říhová 2003). V atmosféře se vyskytuje jako netečný plyn ve formě dvouatomové molekuly, ale minimální část může tvořit sloučeniny při dodání velkého množství energie, například při průletu meteoritu atmosférou nebo bouřce (Fott a kol. 1978).

Koloběh dusíku je složitý systém reakcí biologické fixace, amonifikace, nitrifikace a denitrifikace (Říhová 2003). K největšímu podílu biologické fixace dochází v půdě pomocí půdních mikroorganismů nebo symbiotické kombinace mikroorganismů a vyšších rostlin (Fott a kol. 1978). Fixaci provádějí symbiotičtí a volně žijící aerobní, anaerobní a fototrofní vazači atmosférického dusíku. Symbiotickými vazači jsou hlízkaté bakterie rodu *Rhizobium*, které využívají kořenů bobovitých rostlin. Aerobními vazači jsou bakterie rodu *Azotobacter* a anaerobními vazači bakterie rodu *Clostridium* (Říhová 2003). Biologická fixace může probíhat za určitých podmínek jako je dostupnost a kvalita uhlíkových sloučenin, světelná intenzita nebo pH. Proces amonifikace je přeměna organického dusíku na

anorganický, a to převážně na dusík ve formě amoniaku. Tento proces je důležitým zdrojem pro pozdější zásobování rostlin dusíkem a vytváří prvotní optimální podmínky pro rychlou tvorbu primární produkce řas. Nitrifikačními procesy se rozumí přeměna amoniaku na dusitany a následně na dusičnany. Proces je závislý na bakteriích rodu *Nitrosomonas* a *Nitrobacter*, které získávají energii z oxidace amoniakálního dusíku anebo z dusitanového dusíku. Rychlost reakce je závislá na přísunu NH_4^+ , pH, teplotě a přítomnosti nitrifikačních bakterií. Při procesu denitrifikace dochází k redukci dusičnanů na molekulární dusík v anaerobním prostředí (Vymazal 1995). Procesu se účastní více rodů bakterií, například *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, které redukcí získávají kyslík pro svůj metabolismus (Říhová 2003). Inhibičními faktory mohou být obsah kyslíku, pH, teplota a obsah dusičnanů (Vymazal 1995).

Podíl dusíku v ekosystému narůstá spalováním fosilních paliv, v současné době především kvůli stále rostoucímu objemu dopravy a masivnímu užívání spalovacích motorů a používáním dusíkatých hnojiv v zemědělství (Obr. 3) (Říhová 2003).



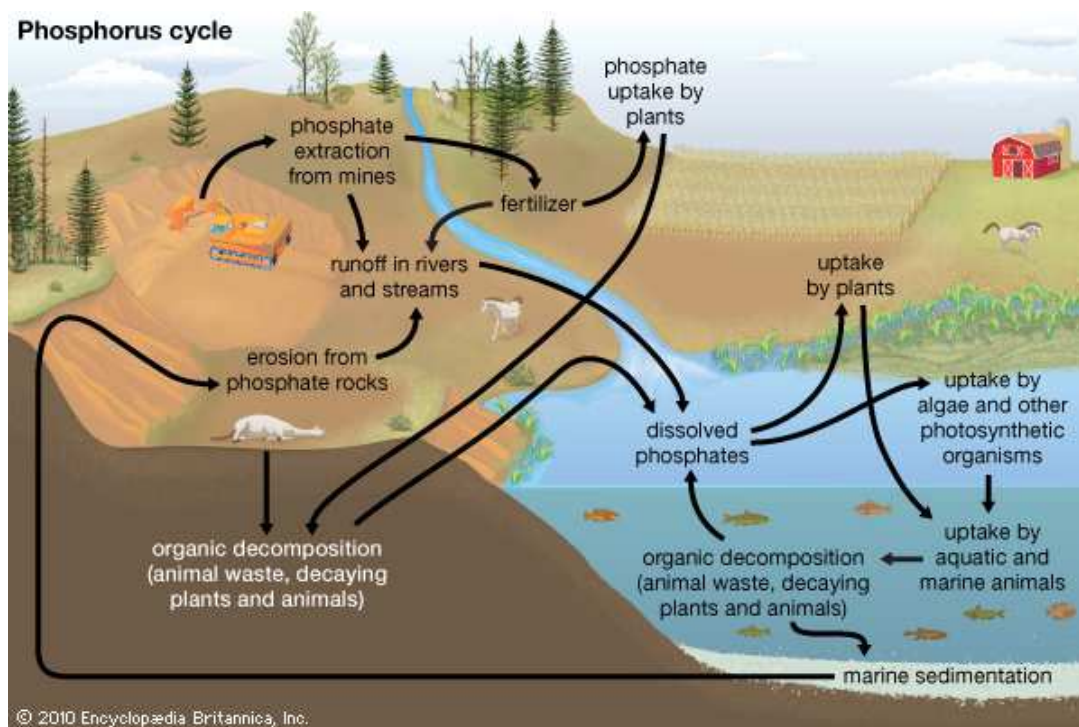
Obr. 3: Planetární koloběh dusíku (Odkaz 2 - John M. Evans and Howard Perlman, USGS).

2.2.5 Koloběh fosforu

Fosfor se v přírodě vykytuje v půdách, minerálech, horninách a v biomase. Do vodních toků se dostává z přírodních nebo antropogenních zdrojů. Antropogenním zdrojem mohou být čistící a prací prostředky nebo aplikace fosforečnanových hnojiv v zemědělství (Sýkora a kol. 2016).

Ve vodách se vyskytuje ve formě ortofosforečnanů a fosforečnanu železitého. Je využíván řasami a bakteriemi při fotosyntéze a je zapojen do biomasy, ze které se po jejím odumření uvolňuje do vodního prostředí a sedimentuje na dno (Říhová 2003). Za určitých podmínek se může ze sedimentu uvolnit zpět do vodního prostředí. Ve vodním prostředí se uplatňuje při růstu zelených organismů (řas a sinic) a výrazně ovlivňuje eutrofizaci povrchových vod (Sýkora a kol. 2016).

Koloběh fosforu je významně ovlivněn činností člověka. Člověk urychluje přesun fosforu ze souše do vody, a nakonec i do moře. Zavedením kanalizace, velkochovů živočišné výroby, monokultur v zemědělství a odlesňováním se urychlil transport látek a s nimi i fosforu, ze souše do vody (Obr. 4) (Fott a kol. 1978).



Obr. 4: Planetární koloběh fosforu (Odkaz 3).

2.3 Faktory ovlivňující vyplavování látek do vody

Zdroje živin v povodí můžou být rozděleny na bodové a plošné. Bodové zdroje zahrnují bodové výpusti odpadních vod z průmyslových podniků, zemědělských velkochovů, komunálních odpadních vod ze sídel a míra znečištění závisí na počtu obyvatel a typu čistících zařízení. Plošné zdroje živin jsou nejčastěji plochy se zemědělskou půdou a jejich vliv závisí na fyzikálně-chemických a biologických procesech, především způsobu obhospodařování (Seminář vodárenské biologie 2002).

Dále se může vyplavování živin rozdělit na faktory, které se nedají ovlivnit, jako např.: meteorologické podmínky a vlastnosti půdy. Mezi faktory ovlivnitelné se zařazuje antropogenní činnost a významný vliv má využití půdy neboli land use (Jirkovská 2014).

2.3.1 Land use

Množství vyplavených látek závisí na pokryvu půdy, pokud půda není obdělávána a je celoročně kryta vegetací (louky, lesy), je rychlost tvorby a degradace půdy víceméně vyrovnaná a zásadně se nemění ani výška půdní vrstvy. U ploch zemědělsky využívaných eroze půdy často převyšuje její tvorbu a může docházet k výraznějšímu odnosu látek z půdy a celkově úbytku půdní vrstvy (Doušová, Bůzek 2016).

2.3.2 Atmosféra

Z atmosféry se do vody dostávají látky převážně difúzí ve formě plynů. Obsah závisí na parciálním tlaku plynů na hladinu vytvářeného vzdušnou atmosférou (s klesajícím tlakem klesá i obsah). Dále je důležitým faktorem nadmořská výška, teplota vody a vývoj počasí (Hartman a kol. 1998).

2.3.3 Půda

Půdu tvoří minerální částice, organická hmota, živé organismy, voda a vzduch. Půda vzniká vlivem působení biologických, chemických a fyzikálních procesů rozpadem podložní horniny (Forman a Gordon 1993).

Vyplavování látek z půdy závisí na více podmínkách utvářející její složení. Půda se dělí podle druhu na půdy lehké (píscité), střední (hlinité), těžké (jílovité)

půdy. Hodnotí se v ní zrnitost, půdní typy a morfologické znaky jako struktura, barva, pórovitost, konzistence atd. (Kalač a kol. 2010).

2.3.4 Antropogenní činnost

Hlavním negativním faktorem ovlivňujícím celý systém je stále se rozšiřující činnost člověka. Lidská činnost produkuje celou řadu znečišťujících látek.

Mezi kontaminující látky se zařazují minerální kaly z průmyslu, toxické radioaktivní odpadní látky, olejové a ropné produkty, vody s patogenními organismy a parazity, oteplené odpadní vody a v neposlední řadě odpadní vody s převahou organických látek. Ty se mohou do vodního toku dostat z domácností, z průmyslové a zemědělské výroby (Lellák a Kubíček 1991).

Zemědělská činnost výrazně ovlivňuje aplikací hnojiv obsah znečišťujících látek ve vodě, hlavně dusíku a fosforu.

Dusík se zúčastňuje všech biologických procesů v povrchových, podzemních a odpadních vodách. Pro rostliny je nejlépe dostupný prostřednictvím rozkladu organické hmoty (Chapin et al. 2002). Vyskytuje se v různých oxidačních stupních jako NH_4^+ , NH_3 , N_2 , NO_2^- , NO_3^- . Sloučeniny dusíku jsou ve vodách málo stabilní a podléhají oxidaci z amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany (nitrifikace). Denitrifikací se pak rozumí naopak redukce dusičnanů až na elementární dusík, podmínkou je přítomnost denitrifikačních bakterií (Vymazal 1995). Obsah dusičnanů se mění v průběhu vegetační sezóny. V době mimo vegetační období bývá koncentrace dusičnanů ve vodách vyšší, protože vlivem nepřítomnosti vegetace na rozsáhlých plochách orné půdy dochází k většímu vyplavování těchto látek z půdy. Ve vegetační sezóně jsou dusičnany spotřebovávány rostlinami, míra závisí na způsobu obdělávání půdy a druhu rostlinného pokryvu (Pitter 1999). Primárně jsou dusičnany pro člověka málo závadné, ale sekundárně mohou škodit v gastrointestinálním traktu, kde může docházet bakteriální činností k jejich redukci na toxičtější dusitany. Převážně u kojenců může vést k onemocnění nazývané dusičnanová alimentární methemoglobinemie, kdy dusitany reagují s hemoglobinem za vzniku methemoglobinu, který v krvi nedokáže přenášet kyslík. Proto byla ve vyhlášce č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, stanovena nejvyšší koncentrace dusičnanů v pitné vodě na 50 mg l^{-1} . V povrchových vodách má vyšší obsah dusičnanů vliv na stupeň eutrofizace (Horáková a kol. 1989). Touto problematikou se

zabývá nařízení vlády č. 401/2015 Sb., kde jsou v příloze č. 3A stanoveny limity přípustného znečištění povrchových vod, mimo jiné právě limity pro dusičnanový dusík ve výši $5,4 \text{ mg l}^{-1}$, amoniakální dusík $0,23 \text{ mg l}^{-1}$ a celkový dusík 6 mg l^{-1} . Na druhou stranu mají dusičnany nezastupitelnou roli, fungují jako oxidoredukční pufr. Přítomnost nitrátů zastavuje redukci sloučenin Fe^{III} na Fe^{II} . Železo ve formě Fe^{III} je nerozpustné a pevně váže fosfor a ten ubývá z vodního sloupce. Při nedostatku dusičnanů dochází k uvolňování fosforu, který je pak využitelný pro růst řas a sinic (Sborník konference pitná voda 2006).

Fosfor se ve vodě vyskytuje ve formě fosforečnanů, podmínkou jeho reaktivnosti je pH, které závisí na látkovém poměru a mělo by se optimálně pohybovat ve slabě kyselém prostředí. Větší koncentrace fosforu se mohou nacházet ve splaškových odpadních vodách, obsaženy jsou ve fekáliích nebo v pracích prostředcích, např. z velkoprádelen. Obsah fosforu je významným indikátorem znečištění a nadměrný přísun má za následek eutrofizaci povrchových vod (Pitter 1999). Podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je v příloze č. 3A stanoveno roční průměrné přípustné znečištění celkovým fosforem $0,15 \text{ mg l}^{-1}$.

2.4 Důsledky znečišťování vod

Co se týče organického znečištění, do určité míry jsou přírodní vodní systémy schopny regulovat zvýšený přísun organických látek tím, že je zapojí do látkových koloběhů v rámci autoregulačního systému samočištění. Samočištění může fungovat při určitých fyzikálních, chemických a biologických podmínkách. Jednou z podmínek je přísun a dobrá koncentrace rozpuštěného kyslíku (Lellák a Kubíček 1991). Pokud samočištění přestane fungovat nebo dojde-li ke zvýšení obsahu živin dochází ke zvyšování úživnosti a procesu zvanému eutrofizace.

Na základě místa vzniku, rozsahu zasažení území a účinku můžeme zdroje znečištění rozdělit na plošné, liniové a bodové. Mezi druhy znečištění zasahující velké území patří acidifikace kontinentálních vod, zvyšování úživnosti a oteplování klimatu (Adámek a kol. 2010).

2.4.1 Acidifikace

Příčinou okyselování půdy a vody jsou často vzdušné imise v suché nebo mokré podobě. Suchou acidifikaci vytváří prach s množstvím kyselých solí a mokrou plyny rozpuštěné ve srážkové vodě, především oxidy síry, dusíku a některými uhlovodíky. Reakcí oxidů ve vodě vznikají kyseliny, jako kyselina sírová, kyselina siřičitá a dusičná. Kyseliny způsobují výrazný pokles pH, v povrchové vodě, někdy až na pH 3 až 4. Následně dochází ke zvýšení koncentrace rozpustných sloučenin kovů, ze kterých se vlivem nízkého pH mohou uvolňovat do prostředí toxické látky (Adámek a kol. 2010). Dále může nízké pH způsobit pokles obsahu hydrogenuhličitanů, voda poté ztrácí pufrční schopnost. V krajní fázi dochází k hnutí rybí obsádky, ke změně složení živočichů i rostlin a voda se navíc stává hygienicky závadnou a toxickou pro člověka (Lellák a Kubíček 1991).

2.4.2 Eutrofizace

Vodní nádrže se dají rozdělit podle obsahu biogenních prvků a primární produkce na oligotrofní a eutrofní typ. Oligotrofní nádrž je chudá na živiny a má malou produkci organické hmoty. Eutrofní vodní nádrž obsahuje hodně minerálních živin společně s vysokou produkcí organické hmoty (Lellák a Kubíček 1991).

Eutrofizace neboli „nutrient pollution“ je proces znečištění povrchových vod živinami (Adámek a kol. 2010).

Zvyšování úživnosti vody je ovlivňováno různými přirozenými procesy, ale výrazně i činností člověka. Indukovaná eutrofizace, která je způsobená člověkem může pocházet z odpadních vod sídlišť, z průmyslu a v neposlední řadě ze zemědělství. Značná část odpadů z živočišné produkce velkochovů a hnojiv používaných v zemědělství se v různé míře dostává do vod. Způsobuje změny chemicko-fyzikálních vlastností vody i biologického režimu vodních ekosystémů (Lellák a Kubíček 1991). Důsledkem je masový rozvoj fytoplanktonu, zhoršení kvality pitné a užitkové vody, vznik kyslíkového deficitu a snížení rekreační využitelnosti nádrže. Pro zlepšení kvality vody a zmenšení dopadů byla navržena nápravná opatření (Fott a kol. 1978). Při obnově již postižených vodních těles omezit vnější přísun prvků způsobujících eutrofizaci (Sborník vodárenské biologie 2002). Následně provést opatření jako např.: úpravy povodí v podobě zřízení ochranného pásma luk a ochranných drenáží, odvést odpadní vody mimo nádrž, zřizování

čističek odpadních vod i pro menší obce, s technologií pro odstranění fosforu, odbahnění nádrže, volit vhodnou skladbu rybí obsádky (Fott a kol. 1978).

2.4.3 Kvalita vody

Dalším důsledkem může být zhoršení kvality podzemních i povrchových zdrojů vody. Může být způsobena antropogenní činností a pocházet z čistíren odpadních a důlních vod, vody z průmyslu, zemědělství a komunálních odpadů (Doušová a Bůzek 2016). Nebo jejich původ může být přírodního charakteru, vzniklý například činností vodních organismů (Sýkora a kol. 2016).

Jakost vody je hodnocena pomocí hygienických limitů na základě mikrobiologických, biologických, fyzikálních, chemických a organoleptických parametrů, které jsou uvedené v zákoně.

2.5 Legislativa

Zákony České republiky a Evropské unie upravují, jak zacházet s vodními zdroji na území ČR. Vymezují pojmy ochrany, využívání vodních zdrojů a trvale udržitelné hospodaření.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, v platném znění („vodní zákon“). Tento zákon má mimo jiné za úkol chránit povrchové a podzemní vody, přispívat k ochraně vodních ekosystémů a zajištění zásobování obyvatelstva pitnou vodou. Má za úkol stanovit podmínky pro využívání, udržení a zlepšení jakosti vodních zdrojů a snižování nepříznivých účinků povodní a sucha.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění. Cílem zákona je mimo jiné zajistit, obnovit a udržet přírodní rovnováhu v krajině, vhodnou pro život vodních a mokřadních ekosystémů, dále šetrně hospodařit s přírodními zdroji. Dále v souladu s právem Evropských společenství vytvořit v České republice soustavu Natura 2000 podle směrnice Rady 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a směrnice Rady 79/409/EHS, o ochraně volně žijících ptáků (Křivánek a kol. 2014).

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. Vyhláška stanovuje limity mikrobiologických, biologických, fyzikálních, chemických a organoleptických ukazatelů jakosti pitné vody.

Nařízení vlády 117/2014 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu, v platném znění. Toto nařízení zpracovává Směrnici Rady 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů. Cílem je zmírnění zatížení způsobené dusičnany (nitráty) ze zemědělských zdrojů tím, že stát vymezí podle kritérií tzv. zranitelná území, kde se nacházejí vody nitráty znečištěné nebo jejich znečištěním ohrožené. A provést opatření, v podobě akčního plánu, která by zabránila dalšímu znečištění. Hlavními opatřeními akčního programu jsou zákaz hnojení mimo vegetační období, střídání plodin, omezení hospodaření v okolí povrchových vod, protierozní opatření, nakládání s hnojivý atd.

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, v platném znění. V souladu s právem Evropské unie stanovuje ukazatele vyjadřující stav povrchové vody, hodnoty přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod. Stanovuje míru přípustného znečištění povrchových vod, které jsou využívány ke koupání, jsou vhodné pro život a reprodukci vodních živočichů a u kterých se předpokládá jejich využití jako zdroje pitné vody.

ČSN 75 7143 jakost vody pro závlahu. Norma slouží k hodnocení a využití vody k závlaze. Rozděluje ji na základě fyzikálních, chemických a biologických ukazatelů do třech kategorií, voda vhodná (tř. I) podmíněně vhodná (tř. II) a nevhodná (tř. III) pro závlahu (Odkaz 4).

ČSN 75 7221 jakost vod, klasifikace jakosti povrchových vod. Tato norma se zabývá rozdělením jakosti vod do pěti tříd na základě vybraných ukazatelů. První třídou jsou vody neznečištěné, třída II-mírně znečištěná voda, třída III-znečištěná voda, třída IV-silně znečištěná voda a třída V-velmi silně znečištěná voda. Vybranými ukazateli jsou saprobní index makrozoobentosu, biochemická spotřeba kyslíku, chemická spotřeba kyslíku dichromanem, dusičnanový dusík, amoniakální dusík a celkový fosfor (Odkaz 5).

3 Cíl práce a hypotéza

Cílem této práce bylo pomocí hydrochemických parametrů posoudit vliv vodních nádrží (rybníčních soustav) a zatížení zemědělským hospodařením na kvalitu povrchových vod v povodí Košínského potoka.

Hypotézou bylo, že rozdílné plochy povodí, lišící se soustavy vodních nádrží, rozdílná vodnatost toků a rozdílný krajinný pokryv a zemědělské hospodaření budou mít vliv na sledované hydrochemické parametry ve vodních tocích. K tomuto účelu bylo vybráno území, kde dva vodní toky protékají různými soustavami vodních nádrží a krajinou s rozdílným krajinným pokryvem.

Radimovická a liderovická větev sledovaného subpovodí se nachází nad vodní nádrží Jordán. Radimovická větev protéká zemědělskou krajinou v napřímeném korytě bez okolní vegetace. Na jejím toku se v horní části nachází mnoho menších vodních nádrží, sloužících převážně k rybářským účelům. Zatímco liderovická větev má v okolí vodního toku značné zastoupení lesů a luk. Významným prvkem je vodní nádrž Košín o délce cca 2 km, pod jeho hrází sledovaný vodní tok meandruje a je chráněn širokým pásem vegetace.

Zde bylo sledováno, jak se tyto rozdílné faktory v okolí vodních toků na radimovické a liderovické větvi projevují na vybraných hydrochemických parametrech povrchových vod ve sledovaných vodních tocích.

4 Metodika

4.1 Popis hydrografie území

Sledovaná oblast se nachází v okrese Tábor v Jihočeském kraji. Lokalitou na sever od města Tábor protéká Košínský potok, který se pod vodní nádrží Jordán vlévá do Lužnice.

Košínský potok pramení u Bonkovic v nadmořské výšce 625 m. n. m. Protéká okolo obce Moraveč, u které se do něho z levé strany vlévá Černý potok, na kterém je rybník Mezno (9,9 ha) a Sudoměřický rybník (7,8 ha). U Liderovic přitéká zleva Košínský potok do trojdílné soustavy vodních nádrží Košín, která se využívá jako zdroj pitné vody pro město Tábor. Do Košína přitékají ještě další dvě ramena. Severní rameno je zásobeno vodou z Kosteleckého potoka a protéká Řevnovem, kde zásobuje několik menších rybníků. Poté v Liderovicích napájí Návesný rybník (1,6 ha). Jižním ramenem je Radkovský potok, který přivádí vodu ze čtyř malých rybníčků do kaskády u Liderovic s jednotlivými rozlohami 1,3 ha, 1,1 ha a 1,2 ha. Za nimi je Liderovický rybník (1,5 ha), kam se obě ramena vlévají a pokračují do vodní nádrže Košín.

Tato vodní nádrž byla založena v roce 1975–1978. Do ní přitéká z východu potůček z rybníka Vosovec (1,6 ha). Pod nádrží Košínský potok téměř 1000 m meandruje a vytváří mokřiny. Zhruba v polovině meandrů přitéká zleva potok ze čtyř rybníčků od Stoklasné Lhoty a rybníků Netušil (2,5 ha), Dlážděný (5,4 ha), Hluboký rybník nad obcí Vrážný. Dalším přítokem je voda z lesního rybníku Bradačka (2 ha) a Homolka (5,3 ha) vlévajícím se z levého břehu do Košínského potoka. Pod meandrováním územím se zprava připojuje Radimovický potok, který pramení mezi obcemi Balkova Lhota a Radkov. V okolí Radimovic u Tábora se nachází kaskáda rybníků s názvy Praporka, Krajánek, Mlynářka, Čtverák, největší Velký rybník s rozlohou 1,8 hektaru, Podedvorní rybník a Komora. Do Radimovického potoka se zprava vlévá Svrabovský potok, který odvodňuje pět malých rybníčků. Soutok Radimovického a Košínského potoka je přímo před vodní nádrží Malý Jordán (4,6 ha). Pod ním se nachází údolní nádrž Jordán (50 ha) vybudovaná v roce 1492 (Liebscher a Rendek 2014). Z nádrže vytéká potok již zvaný Tismenický (Tismenice) a vlévá se zprava do Lužnice. Podle Křivánka a kol. (2014) je Lužnice povodím řeky 3. řádu a je součástí povodí Vltavy.

Liderovická soustava se skládá z rybníků založených před rokem 1955 a z nádrží nově postavených nebo upravených v 70. a 80. letech 20. století. Mezi nově postavené patří Košín I, II, III, které byly vybudovány v letech 1975-1978. Košín II a III sloužil ke krytí narůstajících nároků na odběr vody a dále k zachycení sedimentů. Košín I byl postaven za účelem chovu ryb. Další funkcí byla regulace průtoků vody a omezení zanášení Jordánu splaveninami. Ke stejným účelům byl v letech 1952-1954 vybudován Malý Jordán. Radimovická soustava rybníků patří mezi nejstarší v povodí Košínského potoka. První zmínky pochází z let 1764-1768. Celá soustava slouží primárně k chovu ryb. Sekundárně má protipovodňovou funkci a omezuje odnos sedimentů do Malého Jordánu. Správcem všech rybníků je Český rybářský svaz v Táboře a vlastníkem je Místní organizace Českého rybářského svazu v Táboře (Krejčí 2011).

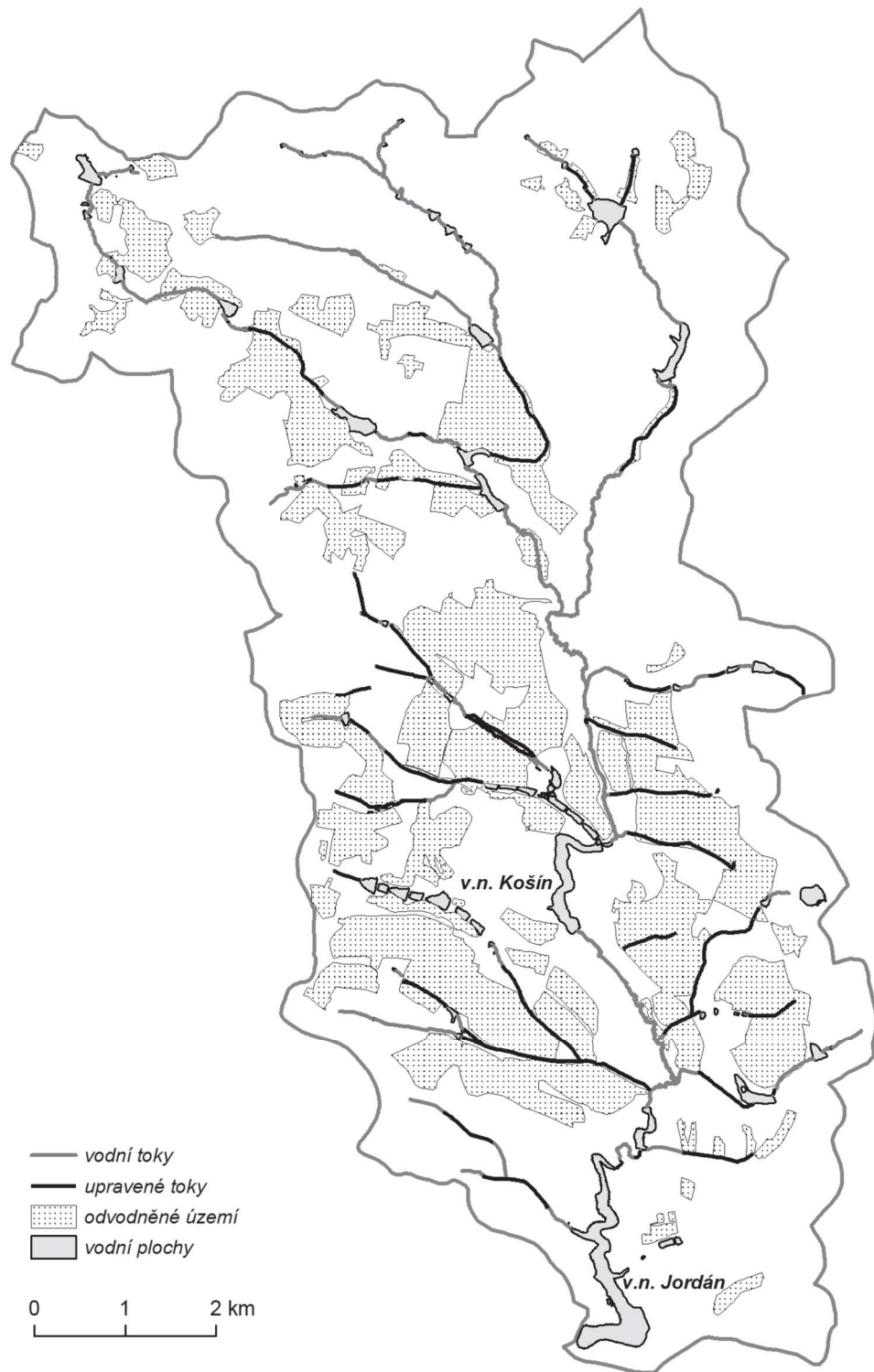
Údolní nádrž Jordán je nejstarší údolní nádrž ve střední Evropě. Její vznik je datován roku 1492. V roce 1996 byla zapsána do Ústředního rejstříku seznamu kulturních památek ČR. Jordán se rozprostírá na ploše přes 50 ha, je dlouhý 3 km a největší hloubka dosahuje 15 ti metrů (Randová a kol. 2006). Původním účelem bylo zásobování města Tábor pitnou vodou. Zásobní funkce Jordánu zůstala i v dnešní době, ačkoliv hlavní zdroj pitné vody je z Jihočeské vodárenské soustavy. V průběhu času bylo využití nádrže rozšířeno o chov ryb. Vypouštění a napouštění nádrže bylo komplikované a v letech 1830-1889 se přešlo na výlov pomocí sítí bez vypuštění nádrže (Koutek 2008). Od roku 1830 se definitivně upustilo od vypouštění nádrže a je zde povoleno pouze sportovní rybaření. Kromě vodárenského a rybochovného využití byla nádrž uzpůsobena pro rekreační účely obyvatel města. Na březích bylo vybudováno několik plováren. Pod výpustí se nachází 18 m vysoký Jordánský vodopád (Liebscher a Rendek 2014). Většími změnami Jordán již neprošel a v nezměněné podobě se nádrž dochovala do dnešní doby (Randová a kol. 2006).

Poprvé po 180 letech byl Jordán v listopadu roku 2011 vypuštěn. Cílem bylo vybudování spodních výpustí, které byly nefunkční a jejich technický stav i umístění byl neznámý. Dalšími cíli bylo zlepšit prostředí pro organismy vázané na vodu, odtěžit sedimenty a snížit tím trofické zatížení fosforem. Dále upravit rybí osádku pro účely sportovního rybářského revíru. Jordán byl rozdělen provizorní hrází na horní a dolní část. V průběhu odbahňování se několikrát vylila voda přes bezpečnostní přeliv provizorní hráze. Koncem roku 2012 došlo k její protržení a zatopení dolní části vodní nádrže, voda z dolní části nádrže protékla přepadovou

výpustí do Tismenického potoka. Z důvodu velkého tlaku ve výpusti uhynulo velké množství ryb. V červnu roku 2013 došlo vlivem velkých srážek k opětovnému protržení provizorní hráze. Po vypuštění nádrže byl proveden pyrotechnický a archeologický průzkum a následně bylo zahájeno odstraňování sedimentů. Spodní výpusť byla vytvořena v boku údolí vytvořením štoly. Krajský úřad schválil podle Českého rybářského svazu zarybňovací plán Jordánu pro rok 2015 a následující roky (Řežábek 2014).

Jordán slouží v případě mimořádných situací jako zdroj pitné vody pro město Tábor. Hlavní přívod pitné vody je realizován dálkovým vodovodem z centrálního zdroje Jihočeské vodárenské soustavy z vodní nádrže Římov na řece Malší. Doplňkovým zdrojem je úpravna vody Tábor – Rytíř, která je schopna upravovat vodu z nádrže Jordán v průběhu celého roku. Funguje v případě mimořádných situací a je schopna během jednoho dne najet na plný výkon. Úpravny vody jsou ve vlastnictví Jihočeského vodárenského svazu. Provoz vodohospodářských zařízení zajišťuje akciová společnost ČEVAK a.s., České Budějovice, provozní středisko Tábor. Celková délka vodovodní sítě ve městě Tábor a jeho příměstských částech je 148,56 km. Odpadní vody jsou jednotnou kanalizační soustavou odváděny a čištěny na původní čistírně odpadních vod v Táboře – Klokotech. Odpadní voda z jižní části města je vedena do areálové čistírny odpadních vod Na Mělké (Odkaz 6). Vlastní čistíčku odpadních vod, která je v provozu od roku 2002, má vybudovanou obec Chotoviny, rovněž i obec Borotín. V osadách Rzavá, Moraveč a v obcích Hejlov, Svrabov, Košín, Radkov, Nasavrky a Sodoměřice u Tábora je uplatňován systém akumulace odpadních vod v jímkách (Randová a kol. 2004).

Část povodí prošla v minulosti jednotlivými úpravami. Docházelo ke scelování ploch orné půdy a k likvidaci protierozních mezí. Do popředí se dostávaly jiné druhy zemědělských plodin s různou schopností vázat vodu (Randová a kol. 2004). Délka většiny toků byla výrazně zkrácena a koryta byla zpevněna proti erozi. Bylo upraveno více než 30 km (Obr. 5: *Úprava toku Košínského potoka (Bicanová 2005)*).



Obr. 5: Úprava toku Košínského potoka (Bicanová 2005).

4.2 Design pokusu

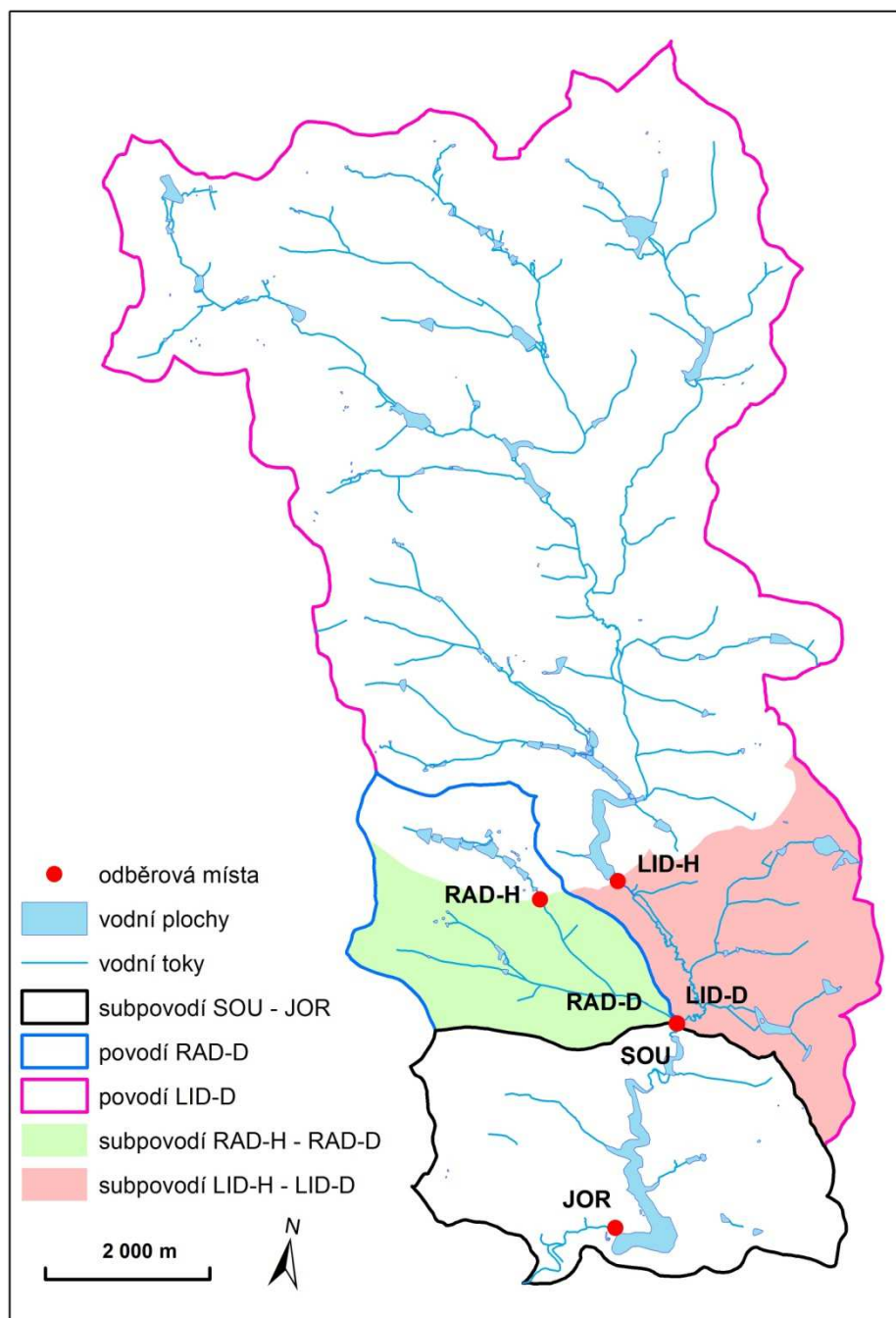
Pro pokus bylo vybráno území, v němž dva vodní toky protékají dvěma různými soustavami vodních nádrží (radimovickou a liderovickou) a dvěma různými

zemědělskými plochami. Následně se oba toky stékají a po soutoku pokračují do nádrže Jordán.

Soustavy vodních nádrží se liší. Zatímco v radimovické soustavě se nachází více menších nádrží, tak v liderovické voda protéká velkou vodní nádrží Košín, o délce cca 2 km.

Také zemědělské plochy se liší. Zatímco po odtoku z radimovické soustavy protéká voda napřímeným vodním tokem bez okolního břehového porostu, tak po odtoku z liderovické soustavy voda meandruje a v přímém okolí toku je břeh pokryt porostem vegetace o střední šířce cca 40 m. Od vodní nádrže Malý Jordán ubývá zemědělsky využívaných ploch, které nahrazuje zástavba města Tábora.

I povodí vodních toků se plošně liší. Radimovická část povodí má rozlohu 810 ha, zatímco liderovická, s rozlohou 6 256 ha, je zhruba 8krát větší. Velikost subpovodí, od soutoku radimovické a liderovické soustavy po soutok Tismenického potoka s Lužnicí, je 1 265 ha. Celková rozloha povodí Košínského potoka je 8 331 ha. Přehledně je situace znázorněna na Obr. 6.



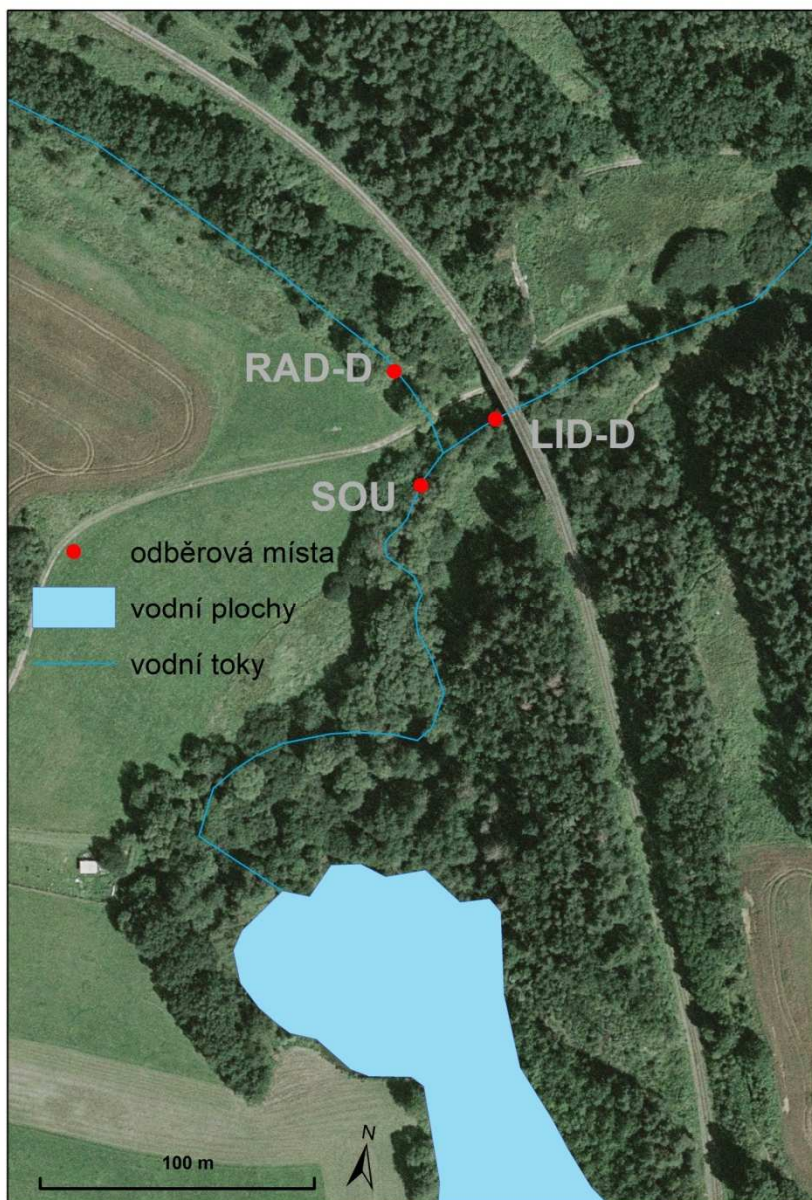
Obr. 6: Schematické znázornění hydrografických poměrů sledované lokality. Červeně jsou označena odběrová místa, kde byly odebírány vzorky povrchových vod z vodních toků. Radimovická část povodí (RAD) je ohraničena modře, liderovická (LID) růžově. Barevně jsou pak vyznačena subpovodí, ve kterých byly sledovány vlivy zemědělských ploch na hydrochemické vlastnosti vody v potocích: radimovická část označena zelenou plochou, liderovická okrovou plochou.

V jednotlivých úsecích vodních toků pak byly odebírány vzorky povrchové vody a zjišťovány jejich hydrochemické parametry. V období od května do prosince 2016 byla navíc odečítána data srážek z meteorologické stanice Tábor-Náchod (ČHMÚ) a data byla srovnána s mírou odtoku dusičnanů z jednotlivých sledovaných lokalit. Povrchové vody byly odebírány v odběrových místech po odtoku z vodních soustav ve spolu souvisejících dvojicích.

Pro odběrová místa radimovické větve povodí bylo použito označení RAD-H (horní odběrové místo radimovické větve) a RAD-D (dolní odběrové místo radimovické větve). RAD-H se nachází v obci Nasavrky, kde byl odběr vody prováděn přímo pod hrází rybníčku, kudy prochází silnice z Košína do Hejlova. Druhá lokalita pod názvem RAD-D se nachází cca 2 km po proudu Radimovického potoka před soutokem s Košínským potokem. Potok zde teče napřímeným korytem bez břehového porostu a vlévá se přes asi 1 m vysokou kamennou kaskádu do Košínského potoka.

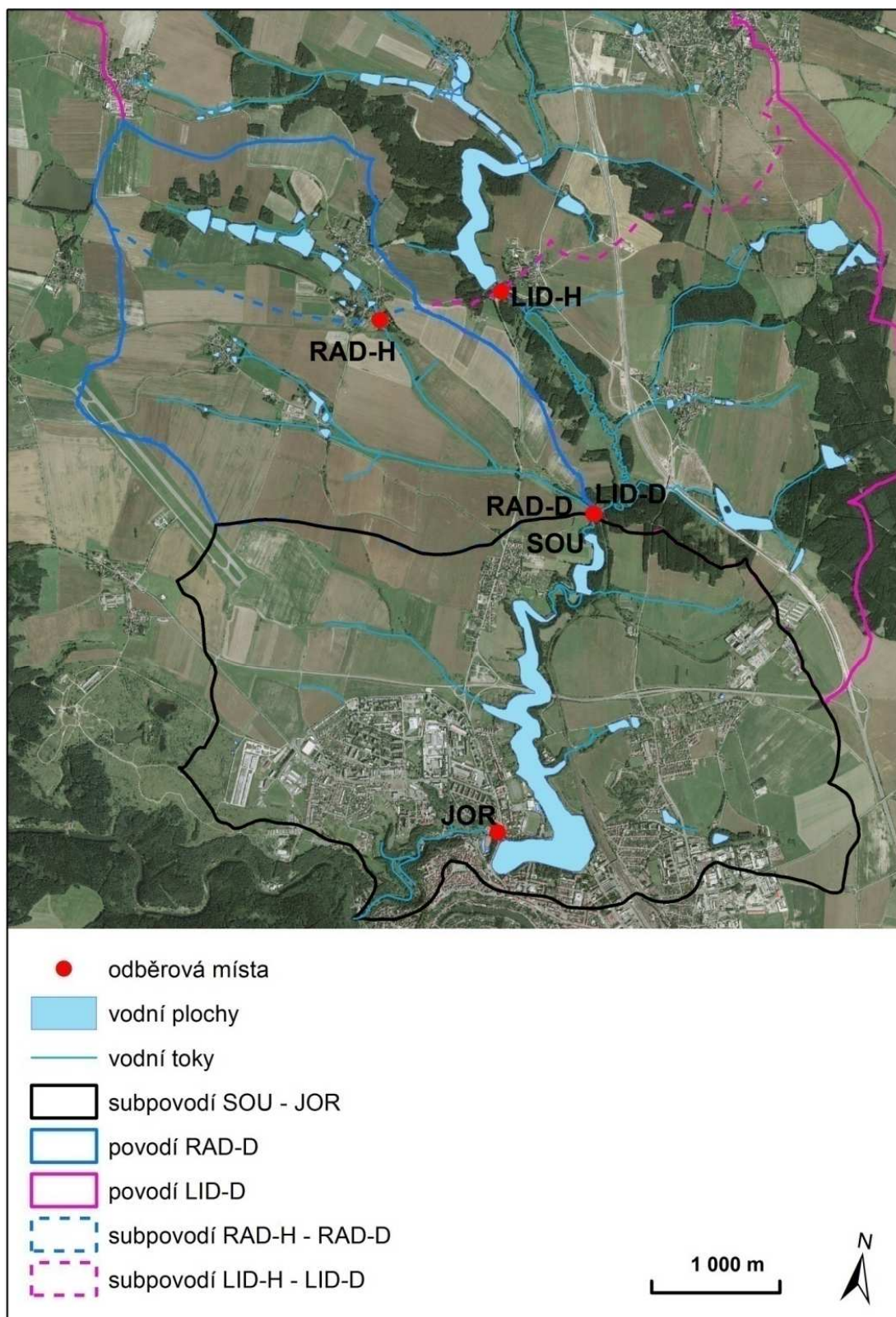
Druhou dvojici tvoří odběrová místa v liderovické větvi povodí. Vzorky vody LID-H (horní odběrové místo liderovické větve) byly odebírány pod hrází vodní nádrže Košín I. Dolní odběrová lokalita liderovické větve (LID-D) se nachází v místě, kde Košínský potok podtéká železniční viadukt na trati Tábor-Písek, ještě před soutokem s Radimovickým potokem.

Po soutoku Košínského a Radimovického potoka (Obr. 7) byly odebírány další vzorky, těsně před vzduťm vodní nádrže Malý Jordán (za soutokem obou vodních toků (SOU)). Poslední odběrové místo je lokalizováno pod Jordánským vodopádem, padající přes hráz vodní nádrže Jordán (JOR).



Obr. 7: Detail soutoku vodních toků z radimovické a liderovické větve (ortofoto: CENIA 2011).

Krajinný pokryv (Obr. 8) v porovnání radimovické a liderovické větve ukazuje, že v okolí radimovické větve převažuje využití půdy pro zemědělství, s ornou půdou bez břehových porostů, zato v okolí liderovické soustavy je vedle zemědělské půdy i vyšší podíl lesních ploch v okolí vodního toku. Většina krajiny je využívána jako zemědělská nebo lesozemědělská, zbytek tvoří urbanizovaná část samotného města Tábor.



Obr. 8: *Krajinný pokryv sledovaných lokalit (ortofoto: CENIA 2011).*

Podle geomorfologického členění území spadá do oblasti Středočeské pahorkatiny, do celku Tábořské pahorkatiny (Odkaz 7). Podloží je tvořeno písčito-hlinitým až hlinito-písčitým sedimentem, pararulou až migmatitem a syenitem. Nejčastějšími půdními typy jsou pseudoglej, kambizem modální a luvizem (Odkaz 8).

Průměrná nadmořská výška činí 450 m. n. m. (VTOPÚ 1999). Klima je přechodného středoevropského typu a počasí zde má značně proměnlivý průběh (Kovaříková 2013). Průměrná roční teplota je 7,5 °C a průměrný roční úhrn srážek 575 mm. (Tolasz et al. 2007).

4.3 Popis sběru vzorků

Odběr vody byl prováděn na vymezených spolu souvisejících odběrových místech RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR vždy jednou měsíčně v průběhu období od dubna 2016 do prosince 2016. Byly odebírány vzorky povrchové vody v odběrových místech do 1000 ml polyethylenových laboratorních lahví. Po odběru se vzorky uchovávaly v lednici, po dobu max. 24 hodin, a poté byly převezeny do Laboratoře aplikované ekologie v Českých Budějovicích, kde byla provedena vlastní analýza.

4.4 Zpracování vzorků

Sledovaly se hydrochemické ukazatele: amoniakální dusík ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), dusičnanový dusík ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), fosforečnanový fosfor ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), celkový organický uhlík (TOC), anorganický uhlík (IC), celkový uhlík (TC), celkový dusík (TN), pH, konduktivita, obsah nerozpuštěných látek (NL_{105}) a kyselinová neutralizační kapacita ($\text{KNK}_{4,5}$).

4.4.1 Základní analýza

Vodivost byla stanovena přímo v polyethylenové laboratorní lahvi z odebraného vzorku.

Pomocí přístroje WTW (MultiLab P5, P4 720) byla zjištěna hodnota pH a kyselinová neutralizační kapacita ($\text{KNK}_{4,5}$), a to potenciometrickou titrací 0,1 M kyselinou chlorovodíkovou.

Pro zjištění obsahu nerozpuštěných látek (NL₁₀₅) bylo potřeba předvážit filtrační papír, poté pomocí filtru Whatman GF/C ze skleněných vláken o velikosti pórů 1,2 µm vzorek přefiltrovat a spočítat hmotnostní rozdíl po vysušení při 105 °C.

4.4.2 Analýza NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, a PO₄³⁻-P

Metodou průtokové injekční analýzy s využitím automatického analyzátoru FIA star 5000 Foss-Tecator byly zjištěny hodnoty dusičnanového dusíku, fosforečnanového fosforu a amoniakálního dusíku. Metoda je založená na vstříkávání vzorku do proudu jednotlivých reagentů s plynulým tokem všech roztoků. V konečné fázi je vzniklý roztok detekován na fotometrickém detektoru při užití záření o vlnové délce 540 nm (NO₃⁻-N), 590 nm (NH₄⁺-N) nebo 720 nm (PO₄³⁻-P) (FOSS 2006).

Dusičnanový dusík se stanovuje tím, že se vzorek vody vstříkne do plynule protékajícího nosiče, dále je nastříknut do roztoku reagentu chloridu amonného. V kadmiovém sloupci, kterým následně vzorek prochází, dochází k redukci dusičnanů na dusitany. Dusitany, které vznikly diazotují druhý reagent, sulfanilamid, na diazoniovou sůl, která je následně spojena se třetím reagentem, N-(1-naftyl)ethylendiaminem za vzniku diazobarviva. Další fází je detektor, který ve vzorku detekuje purpurová barva při vlnové délce 540 nm.

Fosforečnanový fosfor se stanovuje tím, že se vzorek vody vstříkne do plynule protékajícího nosiče. Poté se vzniklý roztok smíchá s reagentem molybdenanu amonného za vzniku fosfomolybdenové komplexní kyseliny. Následně se kyselina redukuje druhým reagentem, chloridem cínatým, na fosfomolybdenan – fosfomolybdenanová modř. Nakonec jde vzorek do detektoru a zde se detekuje intenzivní modrá barva vytvořeného redukovaného fosfomolybdenového komplexu při vlnové délce 720 nm.

Amoniakální dusík se stanovuje tím, že se vzorek vody vstříkne do plynule protékajícího nosiče a následně se smíchá s 0,5 M hydroxidem sodným. Při silně alkalickém prostředí se amonný kation (NH₄⁺) mění na plynný amoniak (NH₃) a prostupuje membránou do proudu druhého reagentu. Druhý reagent, A-B indikátor, obsahuje směs acidobazických indikátorů. Při reakci s plynným amoniakem opět vzniká NH₄⁺ a způsobuje změnu barvy A-B indikátoru, která je detekována fotometricky při vlnové délce 590 nm.

4.4.3 Analýza TN, TOC, TC a IC

Ve vzorcích byly dále měřeny hodnoty celkového dusíku (TN), celkového organického uhlíku (TOC), anorganického uhlíku (IC) a celkového uhlíku (TC). Tyto tři ukazatele byly zjišťovány v nefiltrovaných vzorcích a dále ve vzorcích, filtrovaných přes filtr Whatman GF/C vyrobený ze skleněných vláken o velikosti pórů 1,2 μm . Tyto ukazatele jsou pak označeny jako (TN_{1,2}), (TC_{1,2}), (IC_{1,2}) a (TOC_{1,2}).

Hodnoty byly stanoveny pomocí přístroje FORMACSHT TOC/TN ANALYZER. Celkový organický uhlík (TOC) byl vypočítán z rozdílů vysokoteplotního měření (TC) a nízkoteplotního měření (IC).

Rozsah analyzátorů je vyvinut pro měření TOC analýz a TN analýz v nízkých a vysokých rozsazích v kapalných vzorcích. Měření funguje na principu vysokoteplotního rozkladu pro TOC, nízkoteplotního rozkladu pro IC a chemiluminescentním detektorem pro TN analýzy.

Ke stanovení celkového uhlíku (TC) je třeba vzorek nastříknout do vysokoteplotního reaktoru pomocí integrovaného dávkovače, kde je při vysoké teplotě 950 °C (a s použitím kobaltového katalyzátoru) veškerý organický a anorganický uhlík oxidován na plynný CO₂. Úplnost oxidace zabezpečuje katalyzátor. Vzorek se následně dostává pomocí proudu vzduchu nebo kyslíku do detektorů. Koncentrace CO₂ je měřena infračerveným (IR) detektorem při vlnové délce 4,2 μm a poté přepočítána na obsah TC. Pro stanovení anorganického uhlíku (IC) je potřeba vzorek nastříknout do nízkoteplotního kapalinového reaktoru. Zde se ke vzorku přidá 20 % kyselina fosforečná. Veškerý anorganicky vázaný uhlík se v kyselém prostředí a laboratorní teplotě převede na plynný CO₂. Koncentrace anorganického uhlíku se změří v IR detektoru, kam je transportován proudem kyslíku. TOC je pak vypočten z bilance TC a IC. Stanovení celkového dusíku (TN) je založeno na vysokoteplotním spalování (950 °C). Veškerý chemicky vázaný dusík, je zde převeden na oxid dusnatý. V chemiluminiscenčním detektoru je míchán plyn se vzorkem a ozónem za vzniku excitovaného dusíku ve formě oxidu dusičitého. Excitovaný dusík při rychlém rozpadu produkuje světlo a jeho intenzita se měří fotonásobičem (PMT). Poté se elektrický signál z PMT zesiluje a přenáší se do počítače, kde je vyhodnocen (SKALAR 2002).

4.5 Způsob vyhodnocení získaných

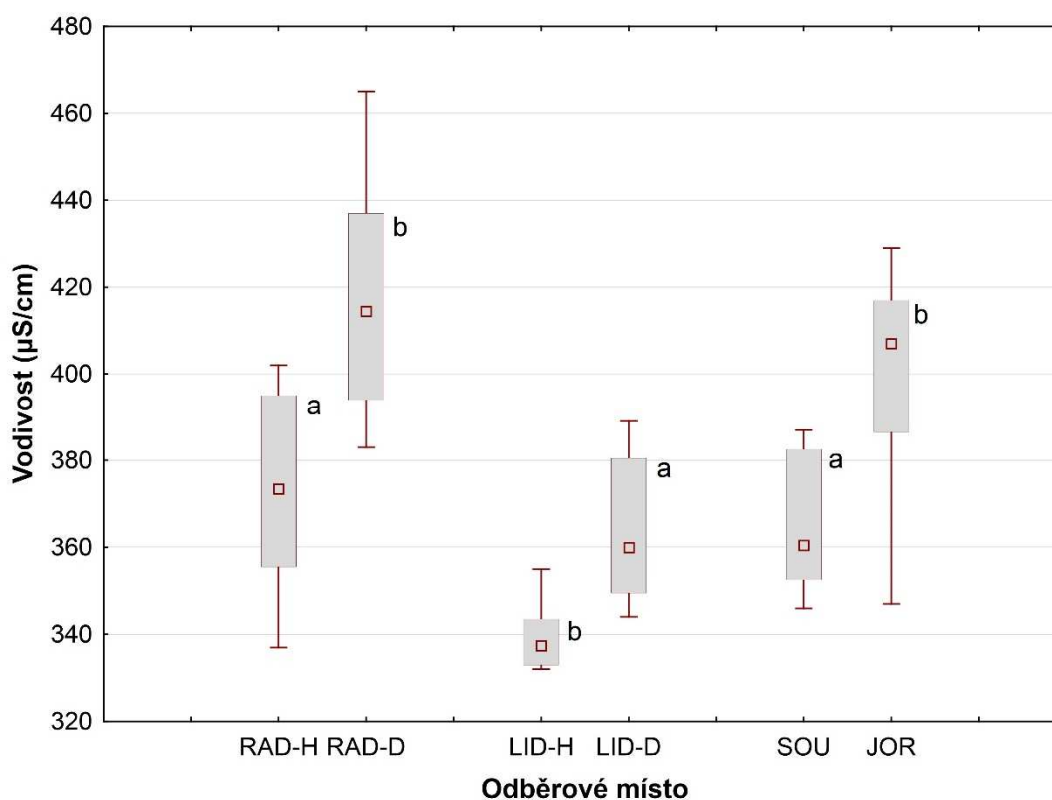
Naměřená data byla statisticky zpracována v programu STATISCITA 12. V rámci základní popisné statistiky byly pro jednotlivá odběrová místa pro sledované období stanoveny průměrné hodnoty, mediány, mezikvartilová rozpětí a rozsahy hodnot. Výsledky byly zobrazeny v krabicových grafech. Rozdíly mezi jednotlivými odběrovými místy byly statisticky vyhodnoceny. Vzhledem k tomu, že data měla časově závislé proměnné a neměla normální rozdělení, byly užity neparametrické Wilcoxonovy párové testy.

5 Výsledky

V diplomové práci byly zpracovány hydrochemické parametry ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D, LID-H / LID-D a SOU / JOR. Všechny naměřené hodnoty jsou uvedeny v kapitole Přílohy.

5.1 Vodivost

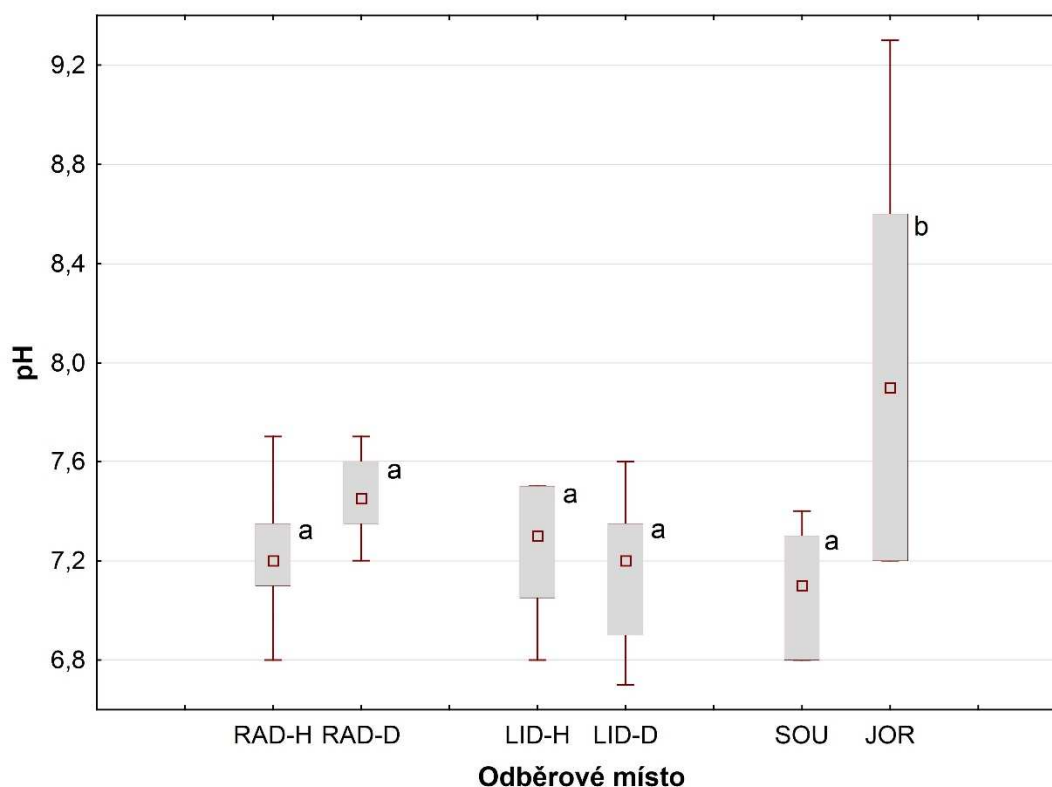
Hodnoty konduktivity se pohybovaly v rozmezí od 213 do 465 $\mu\text{S cm}^{-1}$. V rámci sledovaných dvojic se hodnoty statisticky významně lišily. V dolních odběrových místech byly naměřeny vždy vyšší hodnoty (Obr. 9).



Obr. 9: Hodnoty vodivosti v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot vodivosti v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikanční rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.2 pH

Mediány hodnot pH se pohybovaly v rozmezí 7,1 až 7,5 v lokalitách RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU. V lokalitě Jordán byl medián hodnot 7,9 a maxima dosahovalo v odběru na konci srpna (pH 9,3) (Obr.10).

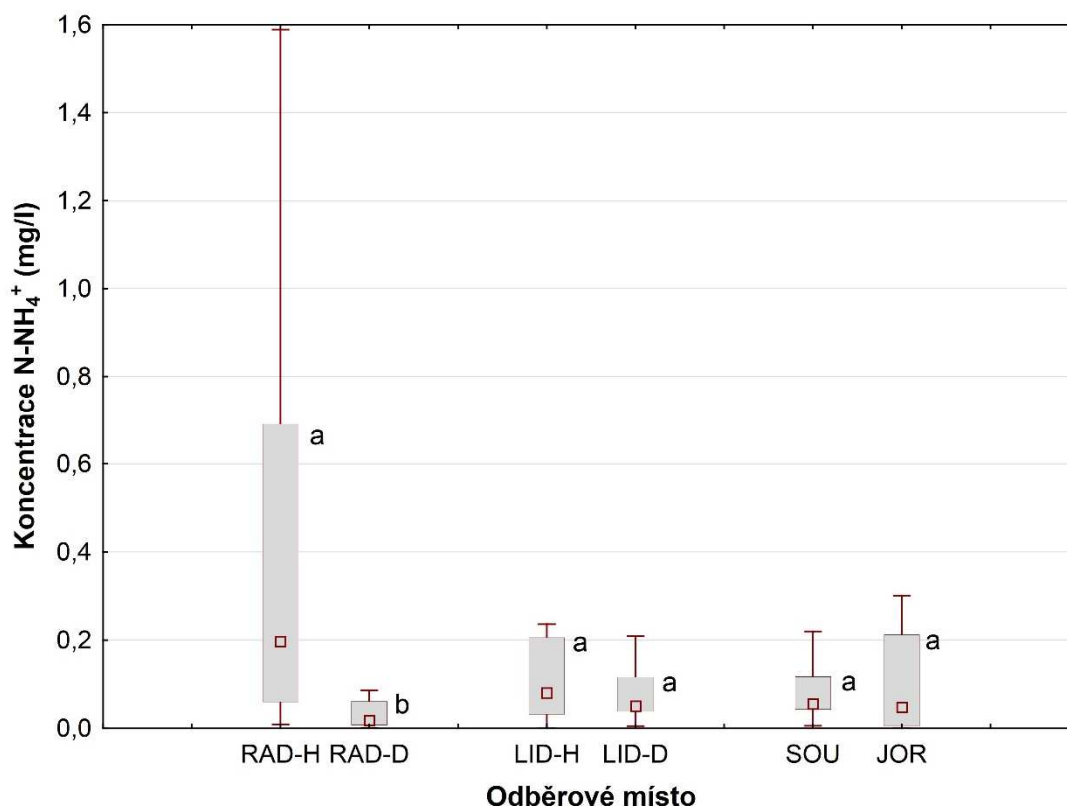


Obr. 10: *pH* v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot *pH* v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikanční rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.3 Amoniakální dusík ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)

Markantně vyšší medián hodnot koncentrace amoniakálního dusíku byl naměřen na odběrovém místě RAD-H a to $0,1977 \text{ mg l}^{-1}$, na dolní lokalitě byl medián hodnot $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $0,0178 \text{ mg l}^{-1}$. V liderovické větvi se mediány hodnot

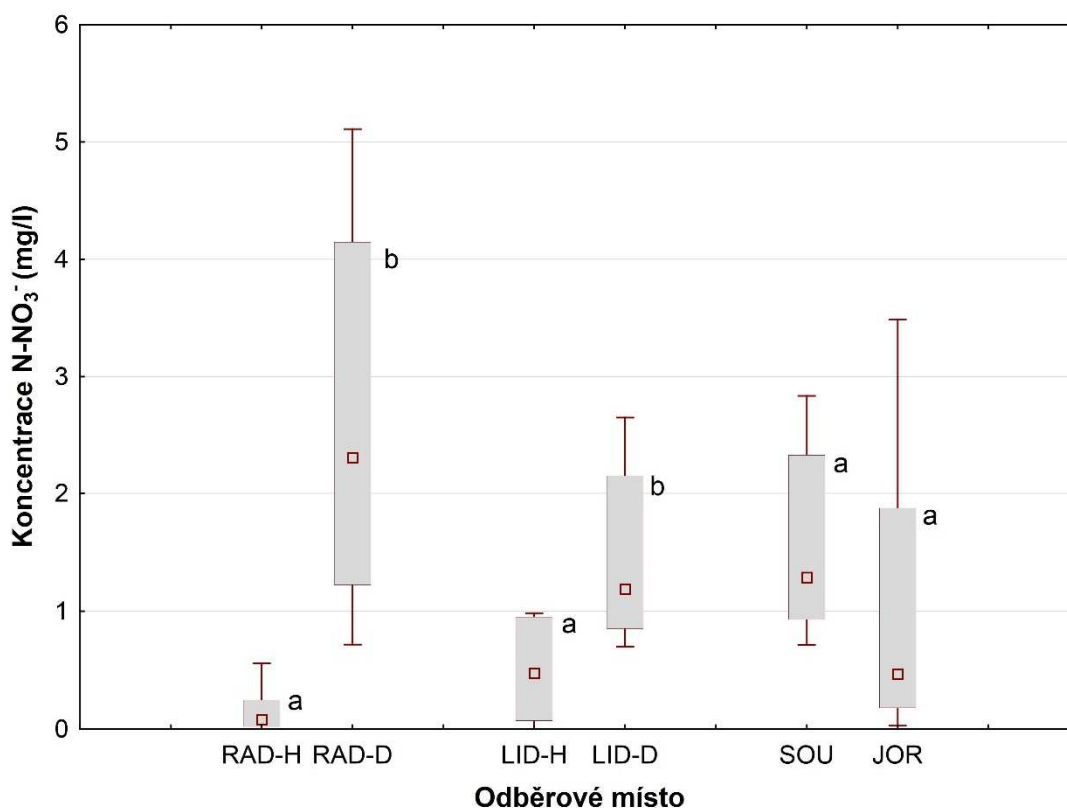
pohybovaly od 0,0508 do 0,0808 mg l⁻¹ a v Jordáně od 0,0479 do 0,0552 mg l⁻¹ (Obr. 11).



Obr. 11: Amoniakální dusík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot amoniakálního dusíku v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace NH₄⁺-N v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.4 Dusičnanový dusík (NO₃⁻-N)

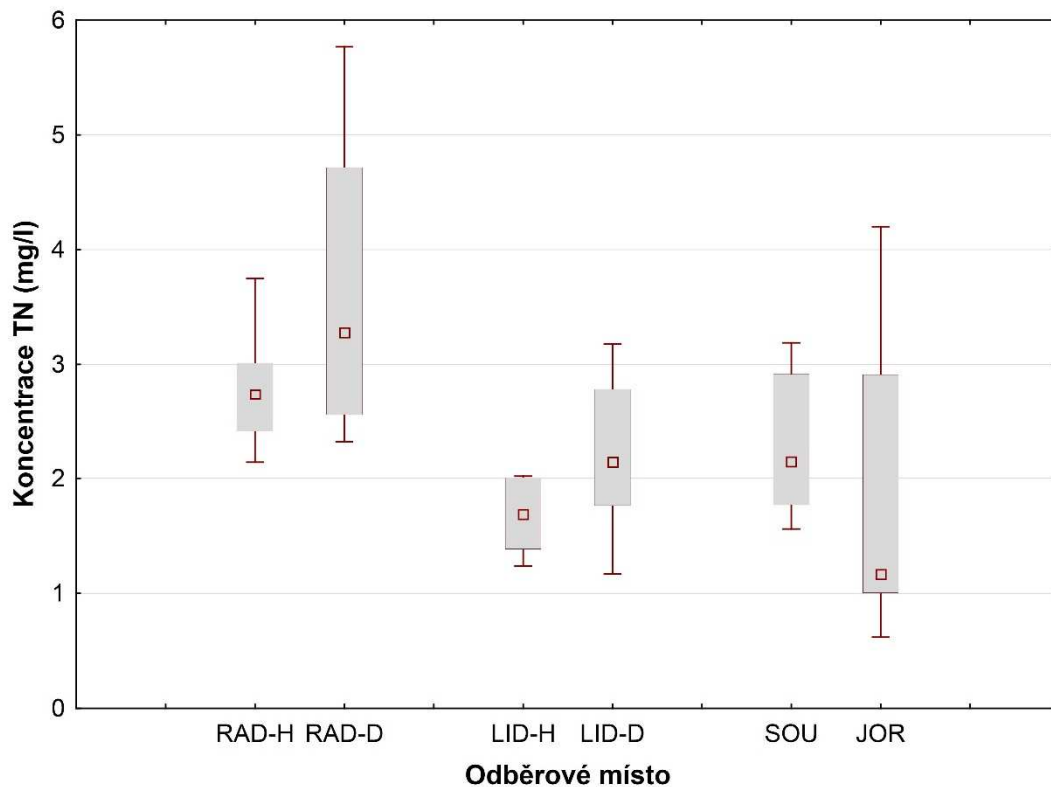
V radimovické a liderovické soustavě byly naměřeny statisticky významně rozdílné hodnoty. Po odtoku z radimovické soustavy byl rozdíl větší, mediány hodnot se pohybovaly od 0,081 do 2,306 mg l⁻¹. Po odtoku z liderovické soustavy od 0,476 do 1,189 mg l⁻¹. Mezi přítokem a odtokem z Jordánu hodnoty klesly z 1,289 na 0,0470 mg l⁻¹ (Obr. 12).



Obr. 12: Dusičnanový dusík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot dusičnanového dusíku v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.5 Celkový dusík (TN)

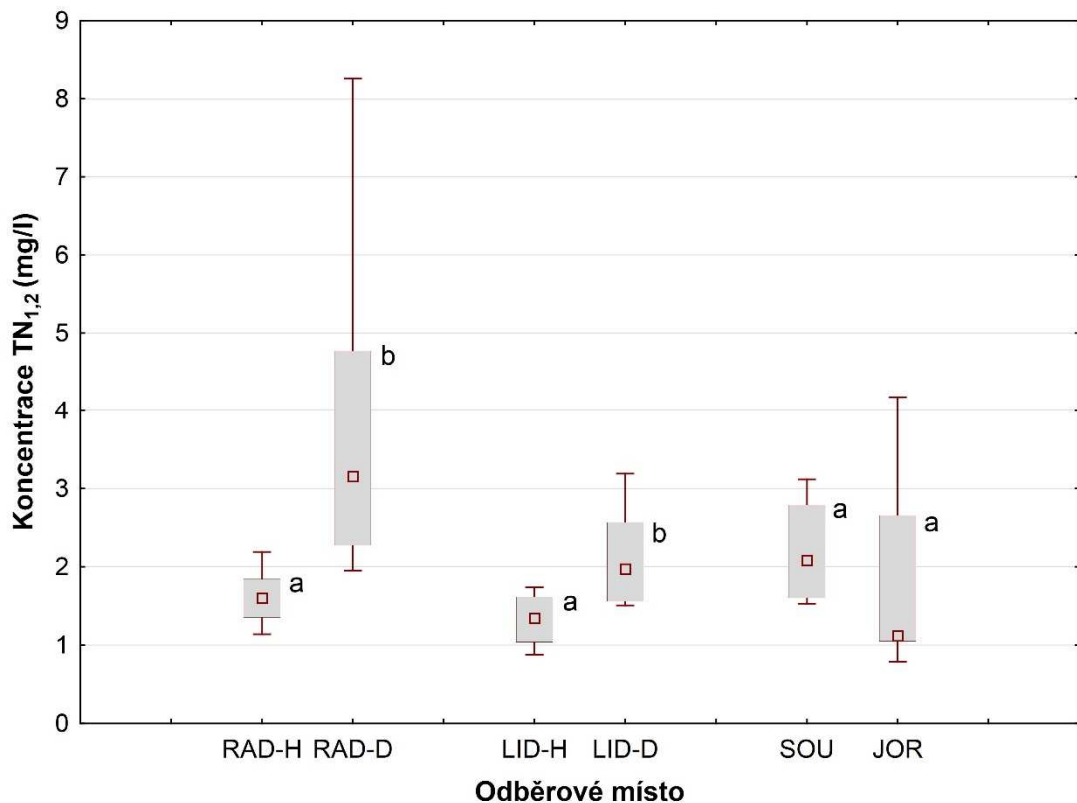
Ve všech sledovaných dvojicích se naměřené hodnoty statisticky významně nelišily (Obr. 13). Mediány hodnot na Radimovickém potoce se pohybovaly od 2,74 do 3,28 mg l⁻¹. Po odtoku z liderovické soustavy se mediány hodnot celkového dusíku pohybovaly od 1,69 do 2,14 mg l⁻¹. Mezi přítokem a odtokem z Jordánu se mediány hodnot pohybovaly od 1,17 do 2,15 mg l⁻¹.



Obr. 13: Celkový dusík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR se žádné dva páry mezi sebou statisticky významně neliší (Wilcoxonův párový test, $p > 0,05$).

5.6 Celkový dusík filtrovaný vzorek (TN_{1,2})

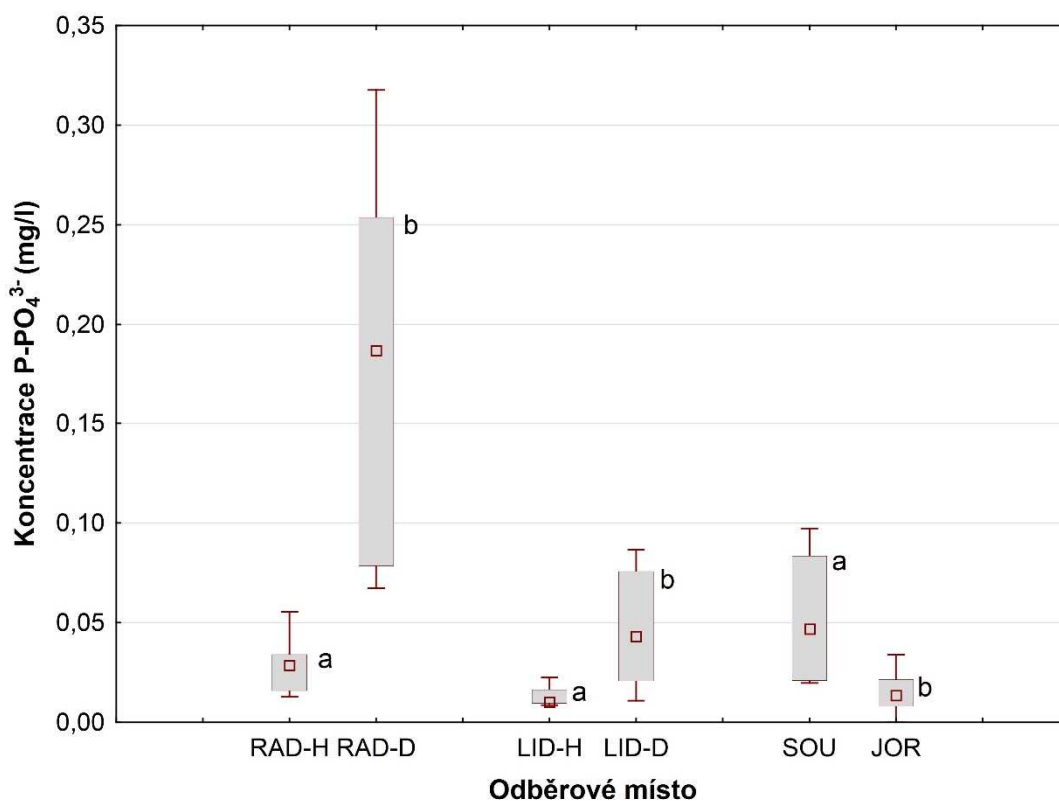
Naměřené hodnoty se významně statisticky lišily v radimovické i liderovické větvi. V RAD-H bylo dosaženo mediánu $1,61 \text{ mg l}^{-1}$, v RAD-D $3,16 \text{ mg l}^{-1}$. Po odtoku z liderovické soustavy se data pohybovala v rozpětí od $0,88$ do $3,33 \text{ mg l}^{-1}$ (Obr. 14). V odběrových místech SOU / JOR se hodnoty významně nelišily a mediány hodnot byly $2,09$ a $1,12 \text{ mg l}^{-1}$.



Obr. 14: Celkový filtrovaný dusík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehklých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.7 Fosforečnanový fosfor ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)

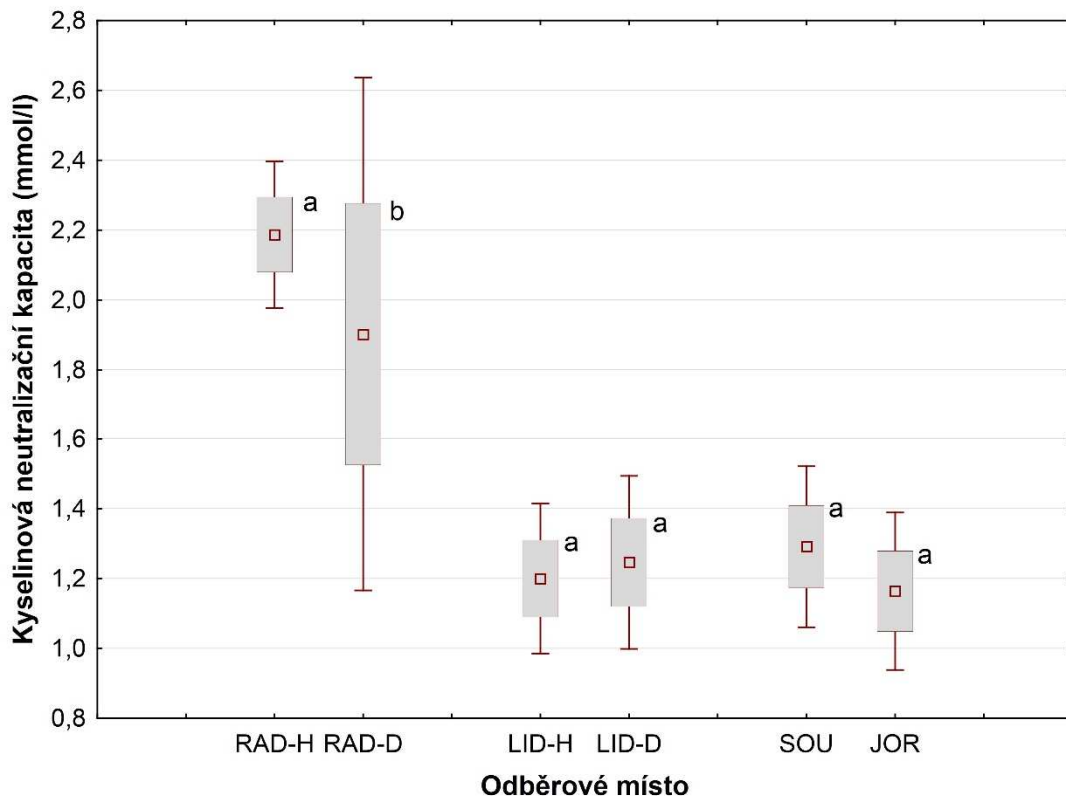
Ve všech sledovaných dvojicích se hodnoty fosforečnanů významně statisticky liší. Po odtoku z radimovické soustavy dosahovaly mediány hodnot od 0,0285 do 0,1870 mg l^{-1} . Po odtoku z liderovické soustavy se mediány hodnot pohybovaly od 0,0103 do 0,0432 mg l^{-1} . Mezi přítokem a odtokem z Jordánu hodnoty klesly z 0,0469 na 0,0135 mg l^{-1} (Obr. 15).



Obr. 15: Fosforečnanový fosfor v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot $PO_4\text{-P}$ v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace fosforečnanového fosforu v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.8 Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)

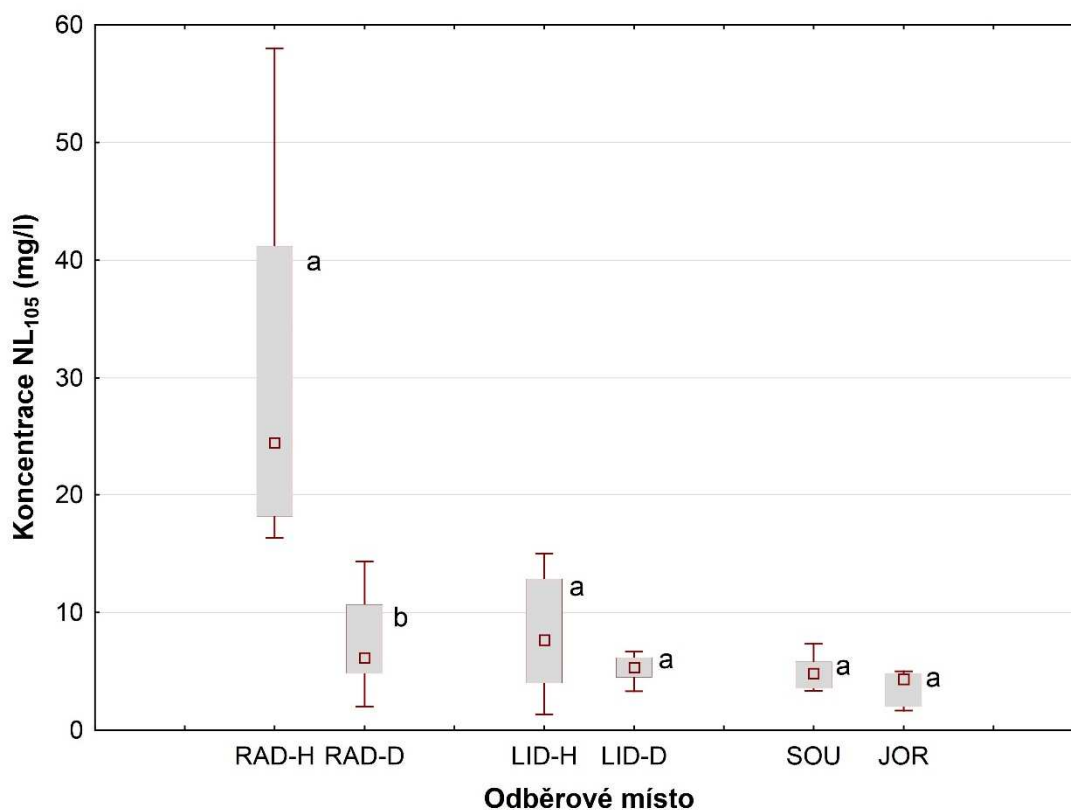
Parametry pod radimovickou soustavou se od sebe statisticky významně lišily. Na odběrovém místě RAD-H byl medián hodnot $2,18 \text{ mmol l}^{-1}$ a na RAD-D $1,99 \text{ mmol l}^{-1}$. Na odběrových místech LID-H, LID-D, SOU a JOR se KNK pohybovala v hodnotách mediánu od $1,14$ do $1,27 \text{ mmol l}^{-1}$ (Obr. 16).



Obr. 16: KNK v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot kyselinové neutralizační kapacity v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace kyselinové neutralizační kapacity v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.9 Nerozpuštěné látky (NL₁₀₅)

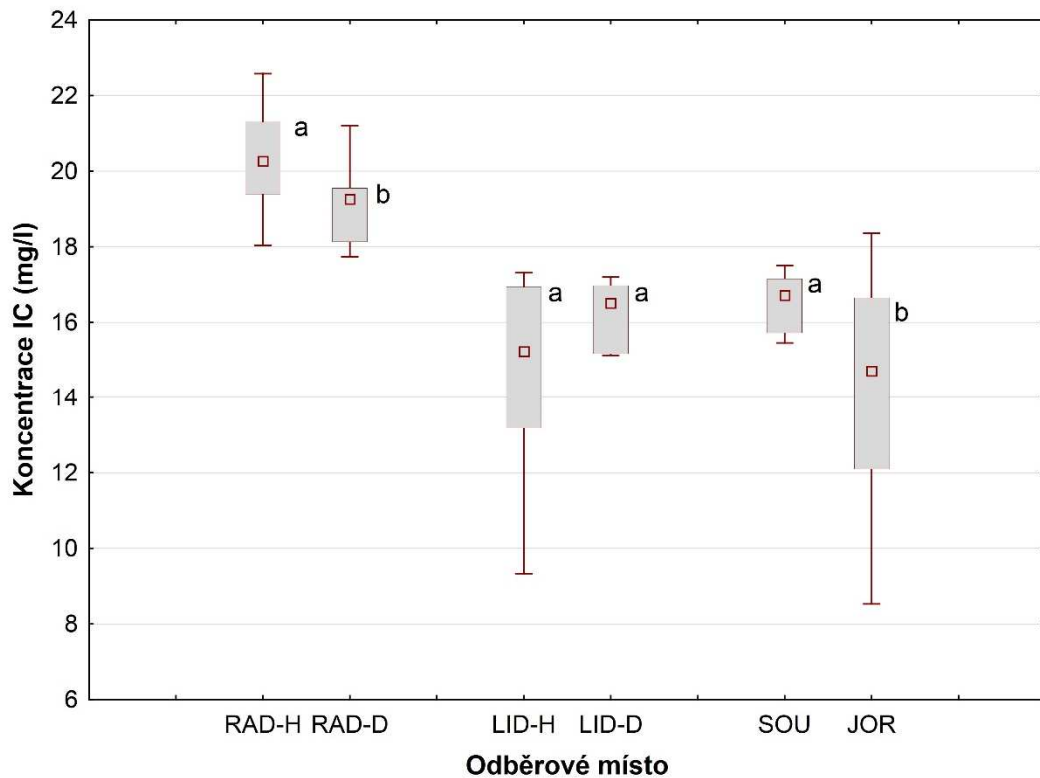
Na Obr. 17 jsou vidět velké rozdíly mezi lokalitami Radimovického potoka RAD-H a RAD-D. V horním odběrovém místě RAD-H bylo naměřeno rozpětí parametrů od 16,33 do 58,00 mg l⁻¹. V RAD-D byl rozsah hodnot 2,00 až 14,33 mg l⁻¹. V liderovické soustavě se mediány hodnot pohybovaly od 5,34 do 7,67 mg l⁻¹. V oblasti SOU/JOR byly mediány hodnot nejnižší ze sledovaných dvojic a dosahovaly 4,33 až 4,84 mg l⁻¹.



Obr. 17: Obsah nerozpuštěných látek v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehklých hodnot nerozpuštěných látek v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.10 Anorganický uhlík (IC)

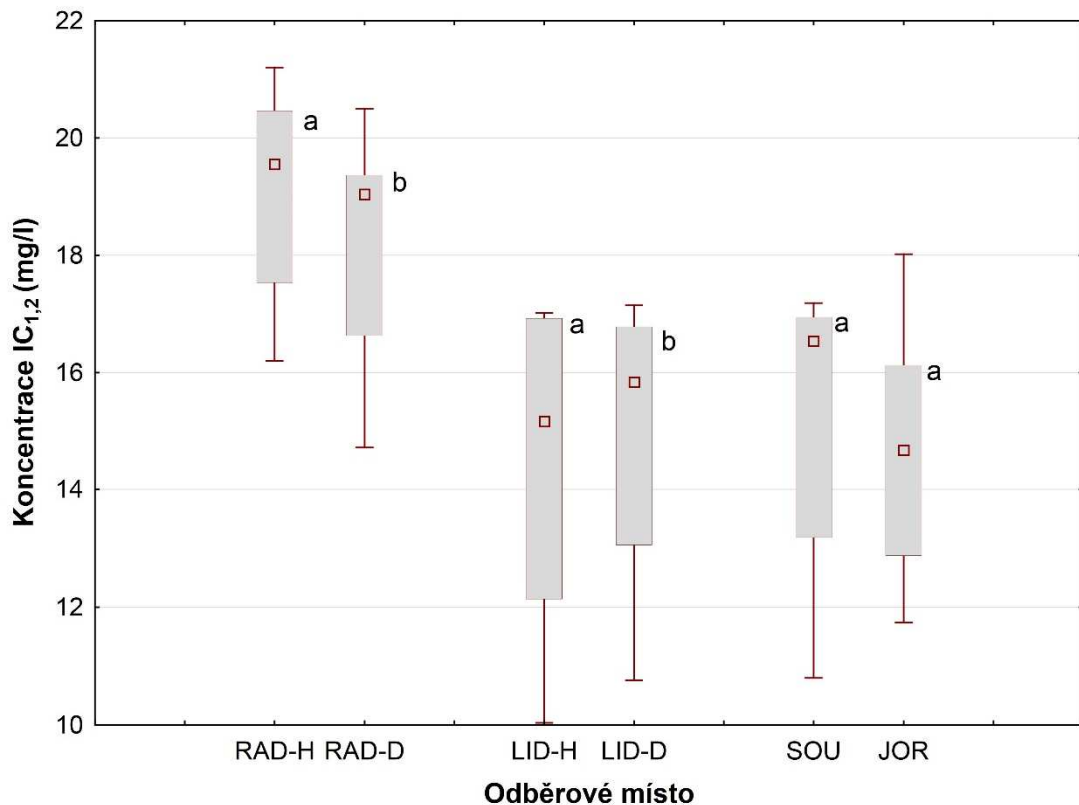
Statisticky rozdílné hodnoty byly naměřeny po odtoku z radimovické soustavy a oblasti mezi přítokem a odtokem z Jordánu. Na Radimovickém potoce byly naměřené parametry vyšší, medián hodnot dosahoval na RAD-H $20,27 \text{ mg l}^{-1}$ a na RAD-D $19,27 \text{ mg l}^{-1}$. Naměřené mediány hodnot z Jordánu v odběrovém místě SOU byly $16,73 \text{ mg l}^{-1}$ a v odběrovém místě JOR $14,72 \text{ mg l}^{-1}$ (Obr. 18).



Obr. 18: Anorganický uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikanční rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.11 Anorganický uhlík filtrovaný vzorek (IC_{1,2})

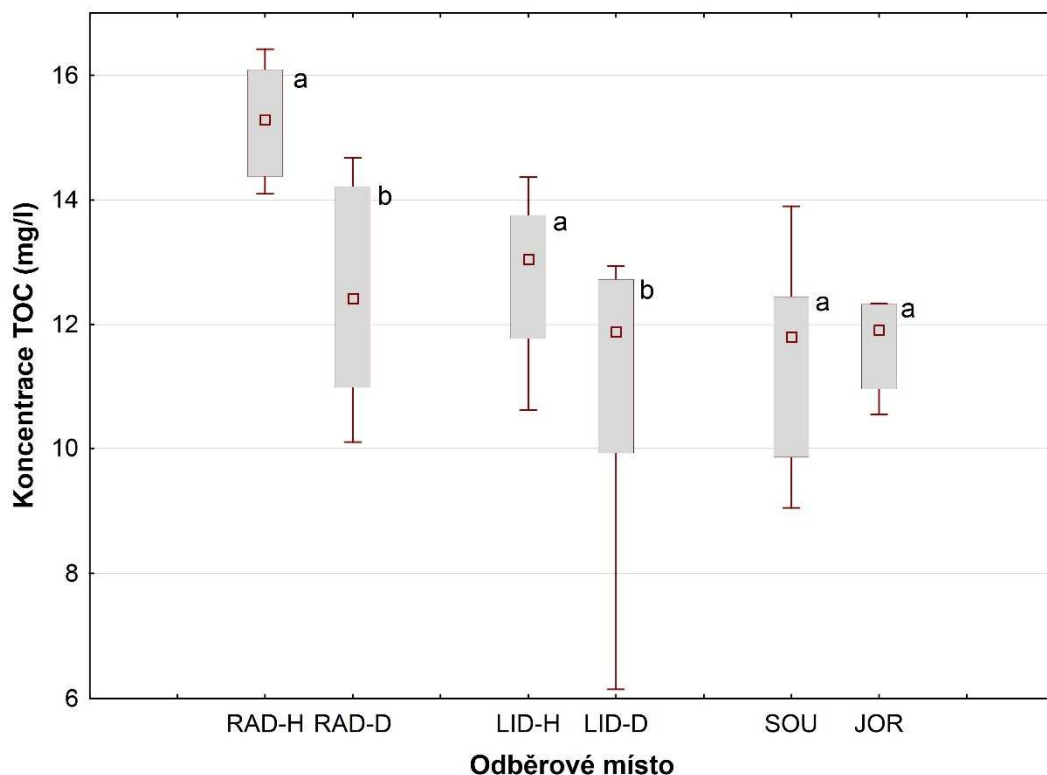
V porovnání s nefiltrovaným vzorkem je z grafu vidět, že se hodnoty statisticky změnil. Výrazný rozdíl je mezi hodnotami po odtoku z radimovické i liderovické soustavy. Mediány hodnot RAD-H byly 19,56 mg l⁻¹ a RAD-D 19,05 mg l⁻¹. V LID-H byl medián 15,16 mg l⁻¹ a v LID-D 15,85 mg l⁻¹. U sledované dvojice SOU, JOR byly mediány hodnot 16,54 a 14,67 mg l⁻¹ (Obr. 19).



Obr. 19: Anorganický filtrovaný uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehklých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.12 Celkový organický uhlík (TOC)

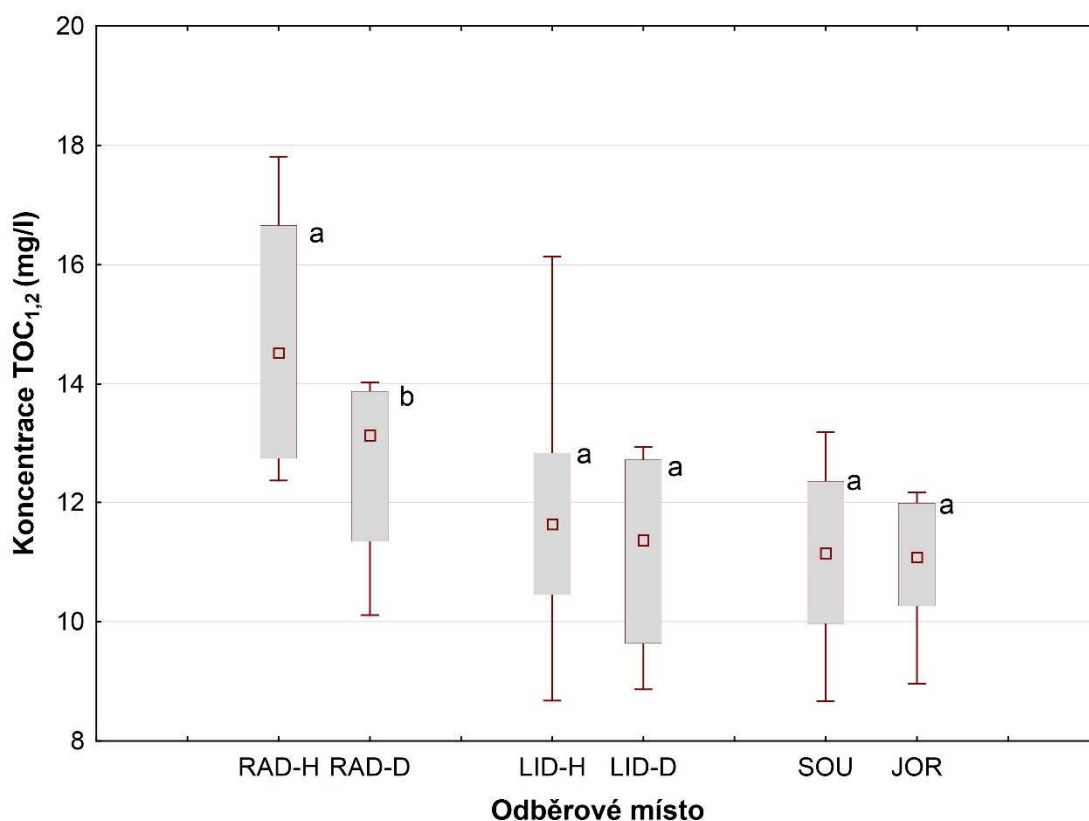
Hodnoty sledovaných dvojic se statisticky významně lišily v radimovické a liderovické soustavě. Po odtoku z radimovické soustavy byly naměřeny mediány hodnot $15,29 \text{ mg l}^{-1}$ a $12,42 \text{ mg l}^{-1}$. Na odběrových místech LID-H a LID-D byly mediány hodnot $13,05$ a $11,88 \text{ mg l}^{-1}$. Nejnižší medián hodnot koncentrace celkového organického uhlíku byl na odběrovém místě SOU $11,81 \text{ mg l}^{-1}$ (Obr. 20).



Obr. 20: Celkový organický uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.13 Celkový organický uhlík filtrovaný vzorek ($\text{TOC}_{1,2}$)

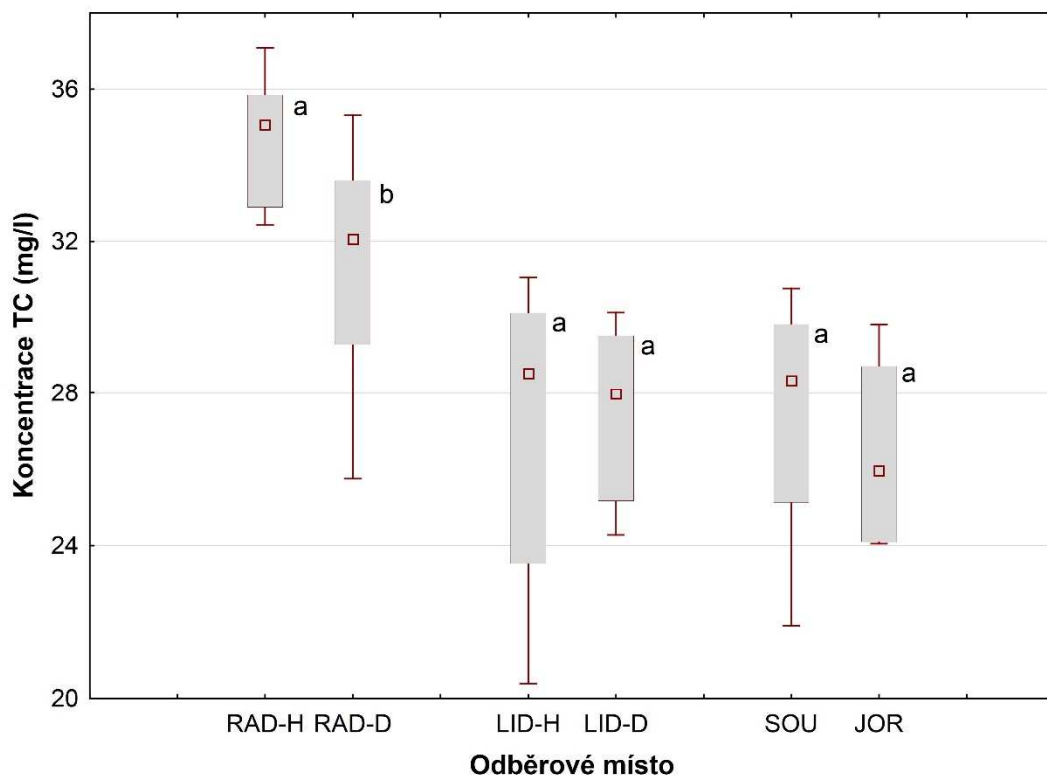
Na Obr. 21 je vidět, že hodnoty liderovické soustavy a Jordánu se statisticky výrazně nelišily. Mediány hodnot po odtoku z radimovické soustavy byly $14,53 \text{ mg l}^{-1}$ v horním odběrovém místě a $13,13 \text{ mg l}^{-1}$ v dolním odběrovém místě.



Obr. 21: Celkový filtrovaný organický uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

5.14 Celkový uhlík (TC)

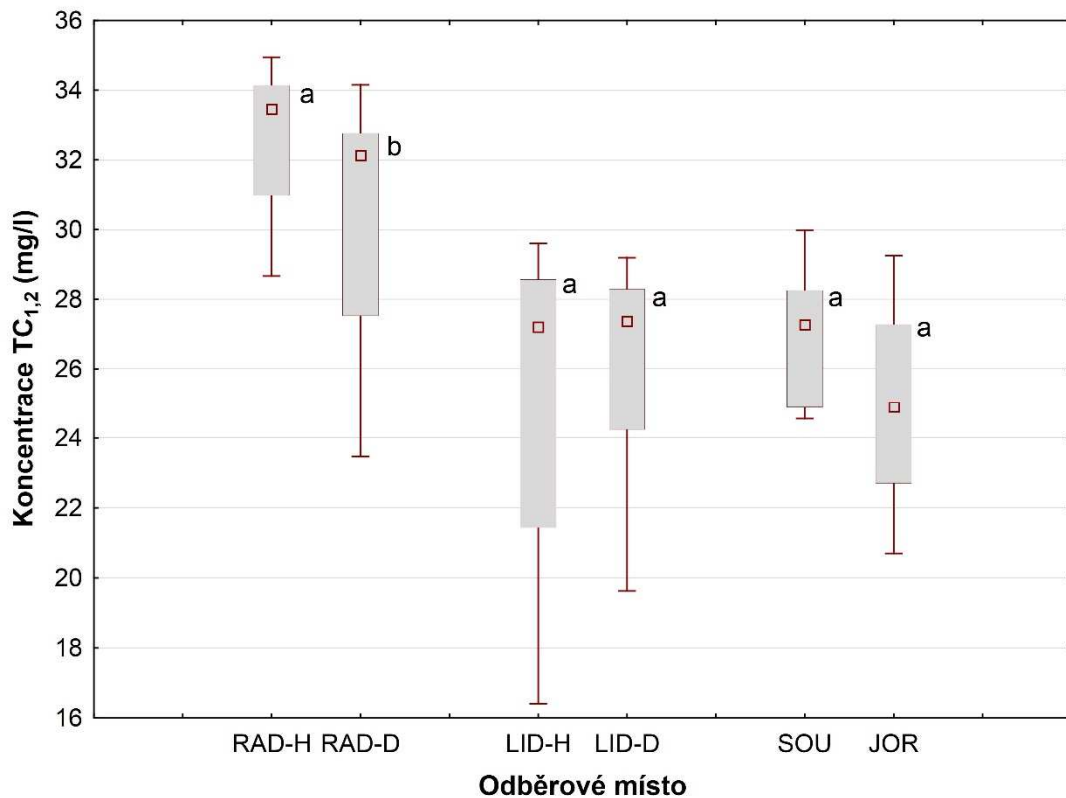
V rámci radimovické soustavy se naměřená data významně statisticky lišila. Na odběrovém místě RAD-H byl medián hodnot $35,06 \text{ mg l}^{-1}$. Na dolním odběrovém místě RAD-D byl medián hodnot $32,06 \text{ mg l}^{-1}$. V liderovické soustavě a Jordánu byly hodnoty podobné a mediány hodnot se pohybovaly od $25,96$ do $28,54 \text{ mg l}^{-1}$ (Obr. 22).



Obr. 22: Celkový uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

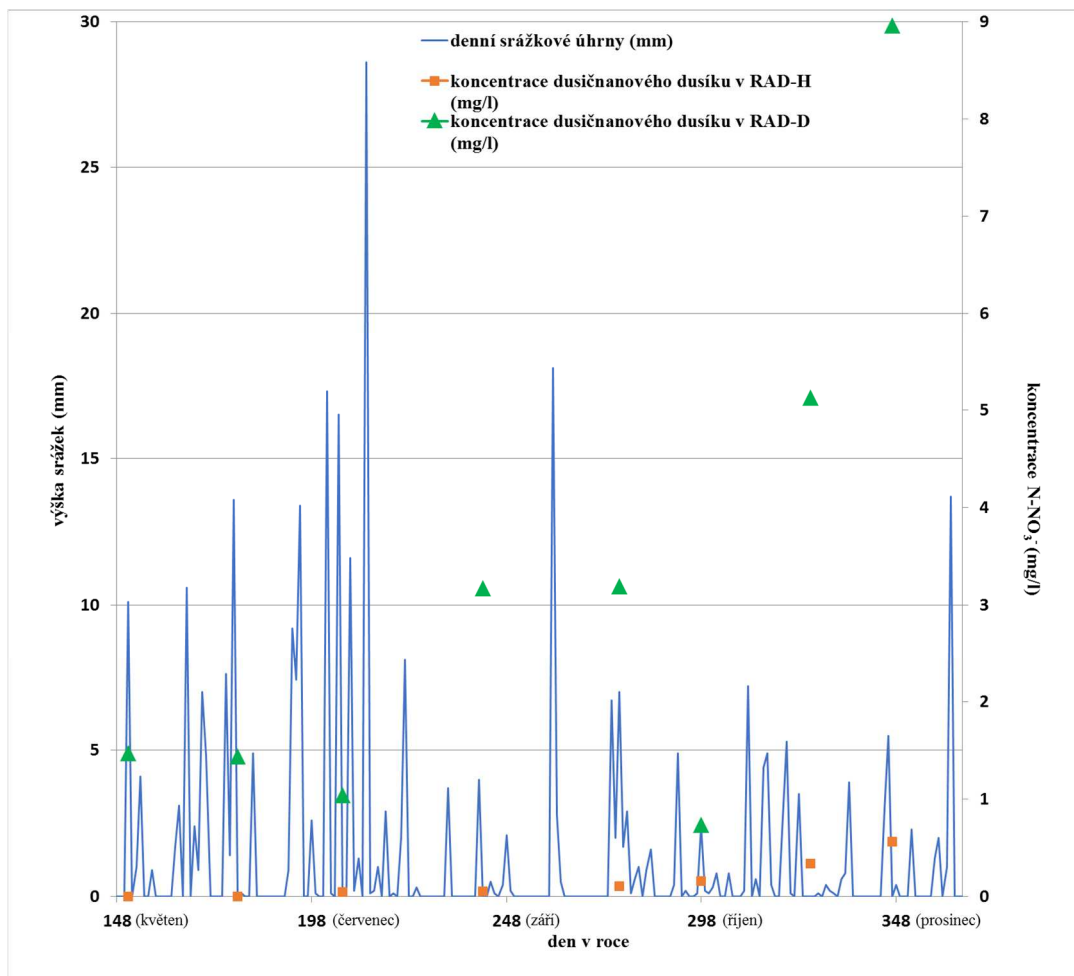
5.15 Celkový uhlík filtrovaný vzorek ($TC_{1,2}$)

Podobně jako u nefiltrovaného vzorku se v rámci radimovické soustavy naměřená data významně statisticky lišila. Na odběrovém místě RAD-H byl medián hodnot $33,46 \text{ mg l}^{-1}$. Na dolním odběrovém místě RAD-D byl medián hodnot $32,13 \text{ mg l}^{-1}$. V liderovické větvi a Jordánu byly hodnoty podobné a v hodnotách mediánu se pohybovaly od $24,90$ do $27,37 \text{ mg l}^{-1}$ (Obr. 23).



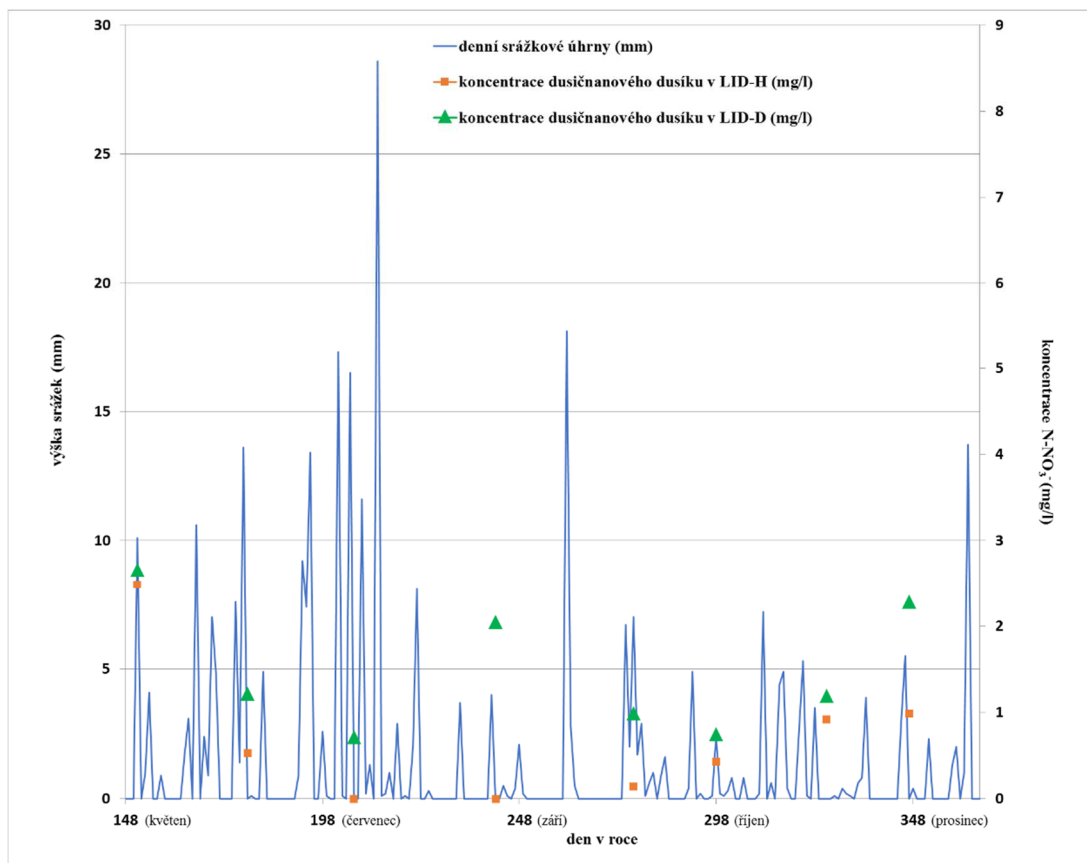
Obr. 23: Celkový filtrovaný uhlík v povrchových vodách ve sledovaných místech. Graf zobrazuje mediány, mezikvartilové rozpětí a celkový rozsah neodlehých hodnot v odběrových místech. Shodná malá písmena u grafů vyznačují statisticky nesignifikantní rozdíly mezi koncentracemi ve spolu souvisejících dvojicích odběrových míst RAD-H / RAD-D; LID-H / LID-D a SOU / JOR. Při rozdílných malých písmenech se koncentrace v souvisejících dvojicích statisticky významně liší (Wilcoxonův párový test, $p < 0,05$).

V období od května do prosince 2016 byla odečítána data srážek z meteorologické stanice Tábor-Náchod. Na Obr. 24 je vidět, že koncentrace dusičnanového dusíku v průběhu této vegetační sezóny roku 2016 odběrovém místě RAD-H byla výrazně nižší než u RAD-D a hodnoty se pohybovaly v rozpětí od 0 do 0,558 mg l⁻¹ pro RAD-H a 0,717 až 8,946 mg l⁻¹ pro RAD-D. V grafu (Obr. 24) je srovnání s vývojem srážek tohoto období. Nejvíce srážek spadlo na konci července a bylo to 28,6 mm.



Obr. 24: *Denní srážkové úhrny a koncentrace dusičnanového dusíku v povrchových vodách a odběrových místech RAD-H / RAD-D. Graf zobrazuje závislost mezi koncentrací dusičnanového dusíku v odběrových místech RAD-H / RAD-D a výškou denních srážkových úhrnů.*

Na Obr. 25 je vidět, že rozpětí hodnot dusičnanového dusíku v odběrovém místě LID-H se pohybovalo od 0 do 2,481 mg l⁻¹. V odběrovém místě LID-D hodnoty dosahovaly od 0,701 do 2,643 mg l⁻¹. V grafu (Obr. 25) je srovnání s vývojem srážek tohoto období. Nejvíce srážek spadlo na konci července a bylo to 28,6 mm.



Obr. 25: *Denní srážkové úhrny a koncentrace dusičnanového dusíku v povrchových vodách a odběrových místech LID-H / LID-D. Graf zobrazuje závislost mezi koncentrací dusičnanového dusíku v odběrových místech LID-H / LID-D a výškou denních srážkových úhrnů.*

6 Diskuze

6.1 Vodivost

Vodivost povrchových vod je u nás způsobena především ionty anorganických látek (Pitter 1999). Vysoké hodnoty vodivosti v povrchových vodách tedy ukazují právě na vysokou míru anorganického znečištění splachem z okolního povodí a z vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Při průtoku úsekem RAD-H / RAD-D je zjevně díky absenci břehového porostu tento splach větší, na což ukazuje mnohem vyšší nárůst vodivosti, než v úseku LID-H / LID-D (Obr. 9). Hodnoty vodivosti mohou být ovlivněny i průtokem jednotlivých úseků. V porovnání je průtok v liderovické soustavě (sbírá vody z povodí o rozloze až 6 256 ha) mnohem větší než v radimovické (sbírá vody z povodí o rozloze jen 810 ha). Po soutoku má tak voda hodnotu vodivosti výrazně bližší liderovické větvi, neboť látky vod z radimovické větve byly při soutoku naředěny.

Splach živin je zřejmě i případ vodní nádrže Jordán, která je obklopena široce městskou zástavbou a splach odpadních vod je tradičně více než pravděpodobný. Mezi přítokem a odtokem z vodní nádrže Jordán byly ve sledovaném období vždy vyšší hodnoty vodivosti v odtokové části (odběrové místo JOR) (Obr. 9).

6.2 pH

V radimovické a liderovické větvi se pH nijak významně ve sledovaném období neměnilo (Obr. 10) Ve vodní nádrži Jordán neprobíhal odběr vzorků v konstantní hodinu, tím mohlo dojít ke značnému rozptylu naměřených hodnot (Obr. 10). V noci probíhá respirace a ta má za následek pokles pH, díky okyselení vody nárůstem obsahu oxidu uhličitého, a tím vlastně i slabé kyseliny uhličitě. Přes den probíhající fotosyntéza naopak oxid uhličitý spotřebovává, což má za následek naopak vzestup pH (Hartman a kol. 1998). Na tento jev by také ukazoval velký rozptyl obsahu anorganického uhlíku (Obr. 18 a 19), ukazující na kolísání obsahu hydrogenuhlíčanů a uhličitánů.

6.3 Amoniakální dusík

Vysoké hodnoty amoniakálního dusíku na odběrovém místě RAD-H (Obr. 11) naznačují, že jsou zde i v rybnících nad odběrovým místem nevhodné kyslíkové podmínky ve vodě. Zvýšená zátěž amoniakálním dusíkem může být způsobena

organickými dusíkatými látkami. Ta může pocházet ze zemědělské produkce, vznikat splachem při prudších deštích, úniku splaškových vod nebo nahromaděním a rozkladem rostlinného materiálu (Plánka 2015). V liderovické soustavě ani v Jordánu není rozdíl tak markantní.

Podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, v platném znění (dále jen nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod), je roční průměrné přípustné znečištění amoniakálním dusíkem $0,23 \text{ mg l}^{-1}$. Ve sledovaných odběrových místech byl tento ukazatel překročen v odběrovém místě RAD-H, kde byla průměrná hodnota amoniakálního dusíku $0,4365 \text{ mg l}^{-1}$ (příloha - Tab. 3).

6.4 Dusičnanový dusík

Dusičnany jsou ve vodě dobře rozpustné a tím v prostředí velmi mobilní. Ve dvojicích odběrových profilů RAD-H / RAD-D a LID-H / LID-D lze vždy pozorovat výrazný nárůst koncentrace dusičnanového dusíku (Obr. 12). Vzhledem k okolní rozlehlé orné půdě je zřejmé, že toto zvýšení zapříčiňuje splach přebytků minerálních (anorganických) hnojiv z obhospodařovaných ploch. Na radimovickém úseku je navíc zvýšení koncentrace dusičnanového dusíku ještě výrazně markantnější než na úseku liderovickém. Je to zjevně dáno tím, že radimovický úsek vodního toku je meliorován, zcela napřímen a bez jakýchkoliv břehových porostů, natož nějakého širšího pásu vzrostlé trvalé vegetace (Obr. 8). V liderovickém úseku potok tvoří meandry a vegetace v přímém okolí zmenšuje splach lehce rozpustných dusičnanů jejich spotřebou rostlinami (Obr. 8).

Od soutoku po Jordán hodnoty klesají, i když rozdíl není statisticky průkazný (Obr. 12). Možným vysvětlením je nedostatek kyslíku ve vodní nádrži. V důsledku chybějícího rozpuštěného kyslíku ve vodě může docházet k jeho čerpání mikroorganismy z dusičnanů a tím probíhá denitrifikace, tedy redukce na dusitany nebo až na plynnou formu dusíku (Fott a kol., 1978).

Z Obr. 24 a 25 je patrné, že odtok dusičnanů přímo nezávisí na množství napršených srážek, avšak po průtoku úsekem s ornou půdou dochází ke zvyšování hodnot dusičnanového dusíku v závěru vegetační sezóny. Může to být způsobeno sklizením vegetace na orných půdách, čímž dojde k omezení jeho spotřeby

rostlinami a tím k jeho většímu splachu. V radimovickém úseku můžeme pozorovat markantnější nárůst hodnot vlivem absence břehové vegetace a umělého napřímení vodního toku. V liderovickém úseku potok vytváří meandry a v přímém okolí se vyskytuje pás vegetace, který pomáhá absorbovat dusičnanový dusík.

Podle nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je roční průměrné přípustné znečištění dusičnanovým dusíkem $5,4 \text{ mg l}^{-1}$. Ve sledovaných odběrových místech nebyl tento ukazatel průměrně překročen, ale v odběrovém místě RAD-D byl obsah dusičnanového dusíku již limitu blízký a v prosinci 2016 jej dokonce hodnotou $8,946 \text{ mg l}^{-1}$ výrazně překročil (příloha - Tab. 4).

6.5 Celkový dusík (TN a $\text{TN}_{1,2}$)

V radimovickém a liderovickém úseku je nárůst koncentrace celkového dusíku statisticky průkazný jen u jeho plně rozpuštěné formy ($\text{TN}_{1,2}$). To je zřejmě způsobeno právě nárůstem dusičnanového dusíku, který největší část plně rozpuštěného dusíku tvoří. To, že je v radimovickém úseku nárůst celkového dusíku způsoben především splachem dusičnanů, lze odvodit z porovnání jejich grafů (Obr. 13 a 14). Zatímco v profilu RAD-H je jen část TN tvořena $\text{TN}_{1,2}$, pak v profilu RAD-D je již téměř všechno TN tvořeno $\text{TN}_{1,2}$.

V Jordánu docházelo v průběhu vegetační sezóny k postupnému snižování koncentrace celkového dusíku, způsobenou poklesem koncentrace dusičnanového dusíku. I zde je totiž celkový pokles TN způsoben téměř výhradně poklesem $\text{TN}_{1,2}$, tedy poklesem zcela rozpustných dusičnanů. Jak je výše uvedeno, může to být způsobeno pokročilejším denitrifikačním procesem, dále na to může mít vliv vyšší příjem dusičnanového dusíku zelenými organismy ve vodním sloupci.

Podle nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je roční průměrné přípustné znečištění celkovým dusíkem 6 mg l^{-1} . Nařízení vlády ve sledování celkového dusíku nebylo překročeno (příloha - Tab. 5 a Tab. 6).

6.6 Fosforečnanový fosfor

V radimovickém úseku značné zastoupení orné půdy přispívá k přímému splachu látek do vodního toku. Koryto je zde uměle napřímené a bez doprovodné břehové vegetace. Voda, která prochází zmíněnou radimovickou soustavou s sebou

unáší spláchnuté fosforečnanové anionty. Proto byly naměřeny vysoké hodnoty fosforečnanového fosforu na odběrovém místě RAD-D (Obr. 15). V liderovickém úseku dochází k výrazně menšímu splachu díky meandrujícímu korytu a vegetaci v bezprostřední blízkosti koryta.

V Jordánu, kde dochází ke zpomalení proudění vody, mohou nerozpustné formy fosforečnanů lépe sedimentovat a ubývat tak z vodního sloupce a tím i z odebíraných vzorků vody. Pokles hodnot může být způsoben i desorpcí fosforečnanových iontů do sedimentu vlivem vyšších hodnot pH (Obr. 10).

Podle nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je roční průměrné přípustné znečištění celkovým fosforem $0,15 \text{ mg l}^{-1}$. Ve sledovaných odběrových místech byl tento ukazatel překročen v lokalitě RAD-D, neboť průměrná hodnota i pouze fosforečnanového fosforu dosáhla $0,1779 \text{ mg l}^{-1}$. V lokalitě LID-D nedošlo k překročení přípustného znečištění v ročním průměru, v srpnovém odběru, jej však naměřená hodnota $0,1726 \text{ mg l}^{-1}$ překročila (příloha - Tab. 7).

6.7 Nerozpuštěné látky (NL₁₀₅)

V horním odběrovém místě radimovické soustavy je hodnota nerozpuštěných látek velmi vysoká (Obr. 17). Může to být způsobeno soustavou menších rybníků nad odběrovým místem, kde se nerozpuštěné látky neustále víří a nemají k dispozici dostatečně dlouhou dráhu k sedimentaci. Může zde docházet také k bioturbaci rybí obsádkou (Hartman a kol. 1998). K sedimentaci a tedy snižování obsahu nerozpuštěných látek ve vodním sloupci dochází až v průběhu vodního toku. V liderovické soustavě se jako její poslední článek nachází rybník Košín. Pravděpodobně díky tomu, že rybník je výrazně větší a delší, mají možnost nerozpuštěné látky na této delší dráze, ve srovnání s radimovickou soustavou, lépe sedimentovat. To je pravděpodobné vysvětlení příkrého rozdílu obsahu NL₁₀₅ mezi RAD-H a LID-H. V LID-H nerozpuštěné látky po usazení v Košínu sedimentují a neodtékají přepadem z rybníka. Od SOU do JOR hodnoty klesají jen minimálně, sedimentace zde probíhá pozvolna. Celkově jsou zde nejnižší hodnoty ze sledovaných dvojic (Obr. 17), což ukazuje na postupující sedimentaci v pomaleji tekoucí vodě dolního úseku vodního toku a velké vodní nádrže.

Podle nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je roční průměrné přípustné znečištění nerozpuštěnými látkami 20 mg l^{-1} . Ve

sledovaných odběrových místech byl tento ukazatel překročen v odběrovém místě RAD-H, bylo zde průměrně 30,24 mg l⁻¹ (příloha - Tab. 9).

6.8 Anorganický uhlík (IC) a kyselinová neutralizační kapacita

Většina anorganického uhlíku v našich povrchových vodách bývá ve formě uhličitanových a hydrogenuhličitanových a dihydrogenuhličitanových aniontů, z nichž některé jsou rozpustné, či alespoň částečně rozpustné. Tomu napovídá v našem případě i fakt, že většina IC je ve formě IC_{1,2} (Obr. 18 a 19). Je patrné, že vody radimovického úseku mají větší obsah anorganického uhlíku než vody úseku liderovického. Důkazem, že většina IC pochází z uhličitanového, hydrogenuhličitanového a dihydrogenuhličitanového anorganického uhlíku je míra kyselinové neutralizační kapacity, která je právě způsobována obsahem těchto iontů. Voda v radimovické soustavě má větší obsah IC a tím pádem i větší hodnoty kyselinové neutralizační kapacity (Obr. 16).

6.9 Celkový organický uhlík (TOC)

V úsecích průtoku zemědělskými plochami dochází k signifikantnímu úbytku celkového organického uhlíku, výrazně se tento efekt projevuje především v radimovickém úseku (Obr. 20). Vzhledem k tomu, že většina TOC je ve formě rozpuštěného TOC_{1,2} a především u něj je pokles pozorován (Obr. 21), nelze tento úbytek pravděpodobně zcela uspokojivě vysvětlit sedimentací. Určitým vysvětlením by mohl být uspíšený rozklad organického uhlíku díky lepšímu provzdušnění vody ve vodním toku, a tedy lepší dostupnosti kyslíku k oxidaci organických látek vodními mikroorganismy.

Podle nařízení vlády o hodnotách přípustného znečištění povrchových vod je roční průměrné přípustné znečištění celkovým organickým uhlíkem 10 mg l⁻¹. Ve sledovaných odběrových místech byl tento ukazatel překročen ve všech případech. Průměrné hodnoty se pohybovaly od 11,02 do 16,01 mg l⁻¹ (příloha - Tab. 12 a Tab. 13).

6.10 Celkový uhlík (TC)

Celkový uhlík byl popsán v kapitolách výše. Jedná se totiž o součet celkového organického uhlíku (TOC) a anorganického uhlíku (IC).

7 Závěr

Hlavním cílem této diplomové práce bylo zjistit, jaký vliv má antropogenní činnost na kvalitu vody vybraných vodních nádrží v povodí Jordánu.

Diplomová práce se zabývala zjištěním hydrochemických parametrů v zájmovém území, které se nachází v povodí Košínského potoka nad vodní nádrží Jordán. Porovnávaly se zde dva rozdílné úseky vodních toků. Větší sledovanou částí subpovodí je liderovický úsek, ve kterém vodní tok protéká územím, kde přirozeně meandruje a je kryt v širokém pásu okolní vegetací. V širším okolí převažuje zastoupení lesů a luk, v blízkém okolí vodního toku pak orná půda. Menší sledovaná větev je radimovická, která protéká uměle napřímeným korytem bez okolní břehové vegetace a v širším okolí výrazně převažuje orná půda.

Výsledky ukázaly, že vliv břehové vegetace je velmi důležitý, pozitivně ovlivňuje vstřebávání dusičnanů a fosforečnanů v půdě a tím snižuje obsah těchto látek ve vodních tocích spotřebou rostlinami a zvyšováním drsnosti povrchu a tím lepší možností vsaku vody. Ukazuje to statisticky průkazně odlišný obsah živin mezi oběma sledovanými větvemi. Limity přípustného znečištění povrchových vod podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb., byly navíc v úseku bez břehové vegetace v některých ukazatelích v tomto směru překročeny.

V rámci získaných dat bylo zjištěno, že limit průměrného přípustného znečištění povrchových vod u celkového organického uhlíku byl překročen ve všech sledovaných odběrových místech. Obsah amoniakálního dusíku a nerozpuštěných látek byl překročen v odběrovém místě RAD-H. Nadlimitní hodnoty byly naměřeny u fosforečnanového fosforu v odběrovém místě RAD-D. Hodnoty dusičnanového dusíku se pak limitům v odběrovém místě RAD-D často blížily.

Ze získaných dat je možné vyvodit, že antropogenní vliv na povodí je signifikantní. Hlavním problémem ovlivňujícím znečištění je splach organických i anorganických látek ze zemědělsky obdělávaných ploch, který má za následek zhoršení kvality povrchových vod, zanášení vodních nádrží a s ním spojenou problematiku ukládání sedimentů v rybníční soustavě. Proto by bylo přínosné volit opatření v podobě např.: změny způsobu využití zemědělské půdy (rozrušení velkých celků orných půd, vytvoření protierozních mezí, změnit zastoupení druhů zemědělských plodin), vybudování ČOV pro obce spadající do povodí. Snižit ve vodách obsah živin např.: odstraněním části rybníčních sedimentů, vysázením

vhodné vegetace, která by pracovala jako filtr pro splach látek do vodních toků, revitalizovat uměle napřímená koryta toků. Pro udržitelnost nebo zlepšení kvality vodních zdrojů je potřeba neustálého sledování, zkoumání a pečování o vodní bohatství naší planety.

8 Seznam použité literatury

- ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M. (2014):** *Applied Hydrobiology*, vydala: JU v ČB, ISBN 978-80-7514-025-8
- AMBROŽOVÁ, J. (2002):** 18. seminář-Aktuální otázky vodárenské biologie, VŠCHT Praha, s. 183, ISBN 80-7080-467-X
- BENDA, V., BABŮREK, I., KOTRBA, P. (2005):** *Základy biologie*. VŠCHT Praha, s.167, ISBN 978-80-7080-587-9
- BICANOVÁ, M. (2005):** *Použití metody ekomorfologického monitoringu v povodí Košínského potoka s pomocí nástrojů GIS*. Diplomová práce. PŘF UK v Praze, Praha.
- BINDZAR a kol. (2009):** *Základy úpravy a čištění vod*. VŠCHT Praha, s. 251, ISBN 978-80-7080-729-3
- CHAPIN, S. et al. (2002):** *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. USA, ISBN 0-387-95439-2
- Česká informační agentura životního prostředí. (2011):** CENIA, dostupné z: <http://www1.cenia.cz/www/>[4.4.2017]
- DOUŠOVÁ, B., BŮZEK, F. (2016):** *Chemie životního prostředí*. VŠCHT Praha, s. 130, ISBN 978-80-7080-979-2
- FORMAN, R., GORDON, M. (1993):** *Krajinná ekologie*. Academia Praha ve spolupráci s MŽP, ISBN 80-200-0464-5
- FOSS Analytical AB. (2006):** FIAstar TM 5000 Spare Parts Manual. FOSS Analytical AB, Höganäs, Sweden.
- FOTT, J., BLAŽKA, P., KOŘÍNEK, V., LELLÁK, J., STRAŠKRABOVÁ, V. (1978):** *Hydrobiologie pro postgraduální studium: skriptum pro posl. přírodověd. fakulty Univ. Karlovy*. [1. vyd.]. Praha: Univerzita Karlova.
- HARTMAN, P. a kol. (1998):** *Hydrobiologie*. 2. vydání. Praha. s. 335, ISBN80-86073-27-0
- HORÁKOVÁ, M. a kol. (1989):** *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. 2. vydání, Praha, vydalo: SNTL
- JIRKOVSKÁ, V. (2014):** *Analýza koncentrací živin ve vodách a jejich odnosů z vybraného povodí*. Diplomová práce. JU v ČB. Fakulta zemědělská, vedoucí práce Ing. Václav Bystřický, Ph.D.

- KALACH, P. a kol. (2010):** *Chemie životního prostředí*. 2. vydání, JU v ČB, Zemědělská fakulta, s. 171, ISBN 978-80-7394-232-8
- KALOUSKOVÁ, N., DOLEJŠ, P. (2006):** *Sborník konference-Pitná voda*, W&ET Team, České Budějovice, ISBN 80-239-7113-1
- KOUTEK, T. (2008):** *Nejkrásnější české rybníky*. Praha: Brána. 440 s. ISBN 978-80-7243-376-6
- KOVAŘÍKOVÁ, I. (2013):** *Ichtyofauna horního a středního toku Lužnice: dynamika, ohrožení a management*. Bakalářská práce. Západočeská univerzita v Plzni. Fakulta pedagogická.
- KRAVČÍK, M., POKORNÝ, J., KOHUTIAR, J., KOVÁČ, M., TÓTH, E. (2007):** *Voda pre ozdravenie Klímy – Nová vodná paradigma*, Krupa Print, Žilina.
- KREJČI, M. (2011):** *Rybníky na tábořsku*. Bakalářská práce. Masarykova Univerzita. Přírodovědecká fakulta. Brno. Vedoucí práce, RNDr. Miroslav Kolář, CSc.
- KŘIVÁNEK, J., NĚMEC, J., KOPP, J., KYZLÍK, P., a kol. (2014):** *Drobné vodní toky v ČR*. Praha: Consult. 296 s. ISBN 978-80-905159-0-1
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991):** *Hydrobiologie*. Praha, ISBN 80-7066-530-0
- LIEBSCHER, P., RENDEK, J. (2014):** *Rybníky České republiky*. 1. vydání. Praha: Academia. ISBN 978-200-80-2368-1
- PITTER, P. (1999):** *Hydrochemie*. 3. přeprac. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, s. 568, ISBN 80-03-00525-62
- PLÁNKA, V. (2015):** *Vliv antropogenní činnosti na znečištění vybraných vodních nádrží v povodí Bečvy*. Olomouc. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Vedoucí práce RNDr. Petr HEKERA, Ph.D.
- RANDOVÁ, H. a kol. (2006):** *Zásady protipovodňové politiky. Cestou opatření k nápravě*. Tábor: MěÚ Tábor, 20 s.
- ŘEŽÁBEK, P. (2014):** *Revitalizace rybníků a ochrana biodiverzity příklad rybníku Jordán*. Č. Bud., bakalářská práce. JČU v ČB. Zemědělská fakulta.
- ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J. (2003):** *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. vydání, VŠCHT Praha, s. 226, ISBN 978-80-7080-521-3
- SCHLESINGER, W., H. (1997):** *Biogeochemistry*. 2. edition, Academic Press, USA, ISBN 978-0-12-625155-5

Skalar Formacs^{HT} TOC/TN Analyser. (2002): Uživatelský manuál. Skalar Analytical B. V., Breda.

ŠTRAŠKRABOVÁ, V. a kol. (1996): *Mikrobiální ekologie vody*. MŽP, ISBN 80-85 368-88-9

SÝKORA, V., KUJALOVÁ, H., PITTER, P. (2016): *Hydrochemie: pro studenty bakalářského studia*. VŠCHT Praha, 1. vydání, s. 219, ISBN 978-80-7080-949-5

ŠILAR, J. a kol. (1983): Všeobecná hydrogeologie. Univerzita Karlova, Praha.

TOLASZ, R. (ed.) et al. (2007): *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, Praha.

Vojenský topografický ústav. (1999): Digitální model území, DMÚ 25, VTOPÚ Dobruška

VYMAZAL, J. (1995): Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. ENVI, BETIS, Třeboň

ČSN 75 7143 jakost vody pro závlahu

ČSN 75 7221 jakost vod, klasifikace jakosti povrchových vod

Nařízení vlády 117/2014 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu, v platném znění

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

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, v platném znění

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění

Odkaz 1: <https://www.britannica.com/science/carbon-cycle>[24.3.2017]

Odkaz 2: <https://www.khanacademy.org/science/biology/ecology/biogeochemical-cycles/a/the-nitrogen-cycle>, modifikace díla John M. Evans a Howard Perlman, USGS[24.3.2017]

Odkaz 3: <https://www.britannica.com/science/phosphorus-cycle>[24.3.2017]

Odkaz 4: http://www.technicke-normy-csn.cz/757143-csn-75-7143_4_3126_4.html [13.3.2017]

Odkaz 5:

http://heis.vuv.cz/data/spusteni/pgstart.asp?pg=jakostpov_i&pgload=1&ico=icoopeni d1.png&nadpis1=Vyhodnocen%ED%20jakosti%20vody%20v%20toc%EDch%20po dle%20C8SN%2075%207221&nadpis2=Informa%ED%20str%ED%20nky%20a %20data%20ke%20sta%9Een%ED&pagenavig=%DAvodn%ED%20str%ED%20nka%20

%20%3EIndex:%A0%A0jakost%20vody%20%3E%20Vyhodnocen%ED%20jakosti
%20vody%20v%20toc%EDch%20podle%20%C8SN%2075%207221%20%3E%20I
nforma%ED%20str%ED%20a%20data%20ke%20sta%9Een%ED%20%3E
%20[13.3.2017]

Odkaz 6: <http://www.taborcz.eu/vodni-hospodarstvi/ds-1118> [27.2.2017]

Odkaz 7: [https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=Transport
networks&keywordList=inspire](https://geoportal.gov.cz/web/guest/map?openNode=Transport%20networks&keywordList=inspire) [12.2.2017]

Odkaz 8: [http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?
mapa=g50zj_2&y=735040&x=1116406&r=2000&s=1&legselect=0](http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g50zj_2&y=735040&x=1116406&r=2000&s=1&legselect=0) [14.2.2017]

9 Přílohy

Tab.1: *Hodnoty vodivosti ve sledovaných místech [$\mu\text{S cm}^{-1}$]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	367	404	355	386	387	429
28.6.2016	344	383	343	389	386	420
25.7.2016	337	384	332	361	361	408
30.8.2016	376	448	338	359	360	374
4.10.2016	398	418	344	353	354	399
25.10.2016	371	465	334	344	351	414
22.11.2016	392	426	337	346	346	406
13.12.2016	402	411	213	375	379	347
PRŮMĚR	373	417	325	364	366	400
MEDIÁN	374	415	338	360	361	407

Tab.2: *Hodnoty pH ve sledovaných místech*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	7,1	8,0	8,3	7,4	7,4	7,9
28.6.2016	7,7	7,3	7,5	7,6	7,0	7,9
25.7.2016	7,4	7,7	7,5	6,8	6,8	8,9
30.8.2016	7,1	7,4	7,4	7,2	7,2	9,3
4.10.2016	6,8	7,2	6,8	6,7	6,8	8,3
25.10.2016	7,2	7,5	7,1	7,3	6,8	7,2
22.11.2016	7,2	7,5	7,2	7,2	7,3	7,2
13.12.2016	7,3	7,4	7,0	7,0	7,3	7,2
PRŮMĚR	7,2	7,5	7,4	7,2	7,1	8,0
MEDIÁN	7,2	7,5	7,3	7,2	7,1	7,9

Tab.3: *Obsah amoniakálního dusíku ve sledovaných místech [mg l^{-1}]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	0,0184	0,0171	0,0576	0,0579	0,0605	0,0550
28.6.2016	0,0091	0,0861	0,1040	0,1065	0,1068	0,0056
25.7.2016	0,1912	0,0184	0,0109	0,0438	0,0484	0,0408
30.8.2016	0,2041	0,0090	0,0000	0,0412	0,0384	0,0000
4.10.2016	0,8988	0,0011	0,2223	0,0055	0,0057	0,0053
25.10.2016	0,1013	0,0412	0,1903	0,0358	0,0498	0,2328
22.11.2016	0,4803	0,0067	0,2365	0,1248	0,1265	0,3013
13.12.2016	1,5885	0,0807	0,0531	0,2094	0,2197	0,1914
PRŮMĚR	0,4365	0,0325	0,1093	0,0781	0,0820	0,1040
MEDIÁN	0,1977	0,0178	0,0808	0,0508	0,0552	0,0479

Tab.4: *Obsah dusičnanového dusíku ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	0,000	1,454	2,481	2,643	2,597	3,490
28.6.2016	0,000	1,425	0,524	1,201	1,245	2,375
25.7.2016	0,046	1,025	0,000	0,701	0,715	1,373
30.8.2016	0,054	3,157	0,000	2,032	2,052	0,305
4.10.2016	0,107	3,179	0,143	0,975	1,125	0,030
25.10.2016	0,158	0,717	0,427	0,730	0,733	0,089
22.11.2016	0,336	5,111	0,917	1,177	1,332	0,275
13.12.2016	0,558	8,946	0,985	2,263	2,836	0,635
PRŮMĚR	0,157	3,127	0,685	1,465	1,579	1,072
MEDIÁN	0,081	2,306	0,476	1,189	1,289	0,470

Tab. 3: *Obsah celkového dusíku ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	2,57	2,61	3,36	3,18	3,19	4,20
28.6.2016	2,33	2,91	2,02	2,16	2,08	3,10
25.7.2016	3,06	2,50	1,71	1,84	1,87	2,72
30.8.2016	2,96	3,66	1,50	2,60	2,81	1,05
4.10.2016	3,75	3,65	1,24	1,17	1,56	0,62
25.10.2016	2,14	2,32	1,67	1,69	1,67	0,96
22.11.2016	2,49	5,77	1,99	2,12	2,21	1,18
13.12.2016	2,90	9,00	1,27	2,97	3,02	1,15
PRŮMĚR	2,78	4,05	1,85	2,22	2,30	1,87
MEDIÁN	2,74	3,28	1,69	2,14	2,15	1,17

Tab. 6: *Obsah celkového dusíku (filtrovaného vzorku) ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	1,27	2,45	3,33	3,19	3,12	4,18
28.6.2016	1,14	2,60	1,49	2,10	2,18	3,05
25.7.2016	1,44	2,10	0,88	1,59	1,59	2,26
30.8.2016	1,76	3,71	1,02	2,69	2,63	1,03
4.10.2016	1,93	3,91	1,06	1,53	1,62	0,79
25.10.2016	1,46	1,95	1,37	1,51	1,53	1,13
22.11.2016	1,75	5,63	1,74	1,85	1,99	1,11
13.12.2016	2,19	8,26	1,32	2,45	2,95	1,07
PRŮMĚR	1,62	3,83	1,53	2,11	2,20	1,83
MEDIÁN	1,61	3,16	1,35	1,98	2,09	1,12

Tab.4: *Obsah fosforečnanového fosforu ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	0,0278	0,2392	0,0226	0,0344	0,0389	0,0205
28.6.2016	0,0292	0,3177	0,0099	0,0866	0,0940	0,0000
25.7.2016	0,0385	0,2680	0,0103	0,0648	0,0728	0,0097
30.8.2016	0,0555	0,1803	0,0190	0,1726	0,0973	0,0223
4.10.2016	0,0163	0,1937	0,0096	0,0520	0,0549	0,0161
25.10.2016	0,0156	0,0674	0,0104	0,0123	0,0203	0,0340
22.11.2016	0,0297	0,0836	0,0135	0,0294	0,0197	0,0108
13.12.2016	0,0129	0,0735	0,0087	0,0108	0,0217	0,0064
PRŮMĚR	0,0282	0,1779	0,0130	0,0579	0,0524	0,0150
MEDIÁN	0,0285	0,1870	0,0103	0,0432	0,0469	0,0135

Tab. 8: *Hodnoty kyselinové neutralizační kapacity ve sledovaných místech [mmol l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	2,14	2,24	0,96	1,15	1,26	1,03
28.6.2016	2,21	2,04	1,13	1,34	1,43	1,10
25.7.2016	2,07	2,20	1,26	1,31	1,35	1,18
30.8.2016	2,30	1,94	1,28	1,49	1,47	1,06
4.10.2016	2,25	1,62	1,27	1,20	1,22	1,23
25.10.2016	2,35	2,24	1,22	1,20	1,27	1,23
22.11.2016	2,12	1,77	1,20	1,18	1,21	1,38
13.12.2016	2,06	1,16	1,28	1,10	1,12	1,10
PRŮMĚR	2,19	1,90	1,20	1,25	1,29	1,16
MEDIÁN	2,18	1,99	1,24	1,20	1,27	1,14

Tab. 9: *Hodnoty nerozpuštěných látek ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	58,00	4,33	1,33	4,33	3,50	2,33
28.6.2016	22,67	8,00	9,00	4,67	3,33	5,00
25.7.2016	26,22	5,33	12,33	6,67	7,33	4,67
30.8.2016	34,80	2,00	15,00	6,00	5,33	9,67
4.10.2016	47,60	6,00	13,33	3,33	3,67	4,67
25.10.2016	18,67	14,33	6,33	6,00	6,33	1,67
22.11.2016	16,33	6,33	5,33	6,33	4,67	4,00
13.12.2016	17,67	13,33	2,67	4,67	5,00	1,67
PRŮMĚR	30,24	7,46	8,17	5,25	4,90	4,21
MEDIÁN	24,44	6,17	7,67	5,34	4,84	4,33

Tab.10: *Obsah anorganického uhlíku ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	19,87	19,33	14,18	15,13	15,46	14,78
28.6.2016	19,09	18,54	14,11	15,21	15,99	13,51
25.7.2016	19,70	19,67	16,29	16,60	16,87	15,38
30.8.2016	20,67	19,44	16,68	17,20	17,23	14,65
4.10.2016	18,04	15,14	12,27	8,49	12,56	8,53
25.10.2016	21,01	21,21	17,32	16,97	17,51	17,92
22.11.2016	21,59	19,21	17,20	16,98	17,07	18,36
13.12.2016	22,58	17,74	9,33	16,43	16,58	10,69
PRŮMĚR	20,32	18,79	14,67	15,38	16,16	14,23
MEDIÁN	20,27	19,27	15,24	16,52	16,73	14,72

Tab. 11: *Obsah anorganického uhlíku (filtrovaného vzorku) ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	19,91	19,36	14,24	15,36	15,57	14,66
28.6.2016	18,87	18,55	14,94	15,43	16,27	14,01
25.7.2016	19,20	19,21	15,37	16,26	16,81	14,68
30.8.2016	20,37	19,38	17,02	17,15	17,19	14,80
4.10.2016	16,20	14,71	10,04	10,76	10,80	11,74
25.10.2016	20,56	20,50	16,90	16,69	17,02	17,45
22.11.2016	21,20	18,88	16,95	16,87	16,87	18,02
13.12.2016	1,75	0,36	0,27	3,55	5,83	0,36
PRŮMĚR	17,26	16,37	13,22	14,01	14,55	13,22
MEDIÁN	19,56	19,05	15,16	15,85	16,54	14,67

Tab. 12: *Obsah celkového organického uhlíku ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	23,56	11,37	13,72	10,22	10,37	12,34
28.6.2016	15,57	14,32	13,27	11,71	11,88	10,54
25.7.2016	15,76	14,68	13,79	12,94	13,90	12,31
30.8.2016	16,42	13,31	14,37	12,93	12,87	11,92
4.10.2016	14,66	10,61	10,61	6,15	9,35	6,95
25.10.2016	15,00	14,11	12,83	12,52	12,02	11,90
22.11.2016	14,10	11,53	12,49	12,05	11,73	11,38
13.12.2016	9,86	10,10	11,06	9,63	9,05	14,66
PRŮMĚR	15,62	12,50	12,77	11,02	11,40	11,50
MEDIÁN	15,29	12,42	13,05	11,88	11,81	11,91

Tab. 13: *Obsah celkového organického uhlíku (filtrovaného vzorku) ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	17,81	11,33	9,86	9,34	10,07	12,17
28.6.2016	14,47	13,72	11,47	12,50	11,53	9,95
25.7.2016	15,51	14,03	13,06	12,93	13,18	11,28
30.8.2016	14,58	12,60	12,59	11,45	11,31	10,89
4.10.2016	12,47	10,11	8,68	8,87	8,67	8,96
25.10.2016	13,01	13,65	11,80	11,29	10,99	11,81
22.11.2016	12,37	11,37	11,05	9,94	9,87	10,58
13.12.2016	27,89	23,11	16,14	19,90	18,73	21,10
PRŮMĚR	16,01	13,74	11,83	12,03	11,79	12,09
MEDIÁN	14,53	13,13	11,64	11,37	11,15	11,09

Tab. 14: *Obsah celkového uhlíku ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	33,10	31,37	24,19	24,28	24,63	24,16
28.6.2016	34,66	32,86	27,38	26,92	27,87	24,05
25.7.2016	35,46	34,35	30,08	29,54	30,77	27,69
30.8.2016	37,09	32,75	31,05	30,13	30,10	26,57
4.10.2016	32,70	25,75	22,88	14,64	21,91	15,48
25.10.2016	36,01	35,32	30,15	29,49	29,53	29,82
22.11.2016	35,69	30,74	29,69	29,03	28,80	29,74
13.12.2016	32,44	27,84	20,39	26,06	25,63	25,35
PRŮMĚR	34,64	31,37	26,98	26,26	27,41	25,36
MEDIÁN	35,06	32,06	28,54	27,98	28,34	25,96

Tab. 15: *Obsah celkového uhlíku (filtrovaného vzorku) ve sledovaných místech [mg l⁻¹]*

	RAD - H	RAD - D	LID - H	LID - D	SOU	JOR
31.5.2016	32,34	32,28	24,16	25,03	25,20	24,11
28.6.2016	33,34	32,27	26,41	27,93	27,80	23,96
25.7.2016	34,71	33,24	28,43	29,19	29,99	25,96
30.8.2016	34,95	31,98	29,61	28,60	28,50	25,69
4.10.2016	28,67	24,82	18,72	19,63	19,47	20,70
25.10.2016	33,57	34,15	28,70	27,98	28,01	29,26
22.11.2016	33,57	30,25	28,00	26,81	26,74	28,60
13.12.2016	29,64	23,47	16,41	23,45	24,56	21,46
PRŮMĚR	32,60	30,31	25,06	26,08	26,28	24,97
MEDIÁN	33,46	32,13	27,21	27,37	27,27	24,90