Zemědělská fakulta
Faculty of Agriculture
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
University of South Bohemia in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Autoreferát disertační práce

Dynamika organických látek v rybničních ekosystémech

Mgr. Ing. Iva Tomková

České Budějovice
2021

Autoreferát disertační práce

Doktorand:	Mgr. Ing. Iva Tomková
Studijní program:	Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor:	Aplikovaná a krajinná ekologie
Název práce:	Dynamika organických látek v rybničních ekosystémech
Školitel:	doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.
Oponenti:	prof. RNDr. Dana Komínková, PhD., Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 160 00 Praha - Suchdol Ing. Jan Potužák, PhD., Povodí Vltavy, s.p. České Budějovice, E. Pittera 1, 370 01 České Budějovice prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc., Hydrobiologický ústav AV ČR, Na Sádkách 702/7, 370 05 České.Budějovice

Obhajoba disertační práce se koná dne 14.12.2021 v 10 hodin v zasedací místnosti vědecké rady Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. S disertační prací se lze seznámit na studijním oddělení Zemědělské fakulty.

Souhrn

Rybniční ekosystémy jsou nejčastějším typem stojatých vod v České republice. Kvalita rybničních vod byla v posledním století velmi ovlivněna intenzivním hospodařením v povodí i v samotných rybnících. V důsledku zvýšených koncentrací živin došlo k eutrofizaci rybníků, která se projevuje nadměrnou primární produkcí fytoplanktonu a vodního květu. Rozkladem nahromaděné organické hmoty dochází k ovlivnění kyslíkového režimu, pH a distribuci živin v rybníce. Organické látky hrají důležitou roli ve fyzikálních, chemických i biologických procesech v ekosystému.

V rámci disertační práce byly vyhodnoceny koncentrace DOC z 6 rybničních soustav na Třeboňsku z let 2010–11 a porovnány s koncentracemi DOC z roku 2020. Dále byl vyhodnocen vztah DOC k vybraným chemickým parametrům vody, ale nebyla zjištěna žádná významná korelace. Koncentrace živin TN a TP se za posledních 10 let snížily, zatímco koncentrace DOC vzrostly. Stejným způsobem byly vyhodnoceny podrobnější data z 5 rybníků z let 2008–2011.

Pro popis dynamiky DOC v rybničních ekosystémech byly poprvé použity optické metody. Měření absorbance a fluorescence bylo použito k popisu DOM a ke sledování sezónních změn na deseti rybnících v Třeboňské a Českobudějovické oblasti v letech 2017–2018. Vzhledem k rozdílným hodnotám vodivosti v těchto oblastech by se dal předpokládat rozdílný chemismus vod, ale koncentrace DOC ani další parametry (TN, TP, Chl-*a*) se nelišily. Průměrná koncentrace DOC v rybnících byla 14,8 mg l^{-1}. Absorpční charakteristiky DOM jako sklon spektrální křivky $S_{275-295}$ a poměr sklonů spektrálních křivek S_R naznačují autochtonní původ DOM. Hodnoty specifické absorbance při 254 nm $SUVA_{254}$ se pohybovaly v rozmezí 1,4–3,0 l mgC^{-1} m^{-1} a také ukazují na autochtonní látky s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem aromatických struktur. Hodnoty $SUVA_{254}$ byly vyšší v Třeboňské oblasti, což naznačuje větší podíl alochtonního DOM s vyšší molekulovou hmotností a s více aromatickými strukturami v DOM na rozdíl od Českobudějovické oblasti.

Hodnocením sezónních změn ve složení DOM pomocí optických metod bylo zjištěno, že v letním období bylo více látek autochtonního původu s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem aromatických struktur v molekulách DOM. Hodnoty S_R negativně korelují s molekulovou hmotností a v létě byly vyšší, zatímco hodnoty FI a BIX, které naznačují autochtonní a mikrobiální původ DOM, se v letním období zvyšovaly.

Summary

Ponds ecosystems are the most common type of lentic waterbodies in Czech Republic. In the last century, the quality of ponds water has been greatly influenced by intensive management in the catchment and ponds alone. As a result of the increasing concentration of nutrients, ponds lead to eutrophication. This is expressed as extensive primary production of phytoplankton and algal blooms. Decomposition of the accumulated organic matter affects the oxygen regime, pH and distribution of nutrients in the pond. Organic matter plays a key role in physical, chemical and biological processes in the ecosystem.

This study included evaluation of DOC concentration from 6 pond systems in the Třeboň region from 2010 to 2011 and a comparison with DOC concentrations from 2020. The relationship of DOC concentration to other selected chemical parameters of water was evaluated but without any significant correlations. The concentration of nutrients TN and TP had decreased over the last 10 years, while DOC concentration had increased. More detailed data from 5 ponds from 2008 to 2011 were evaluated in the same way.

Optical methods were used for the first time to detailed description of DOM characteristics and seasonal dynamics of DOM in ponds. Measurements of absorbance and fluorescence were used to describe DOM in ten ponds from Třeboň and České Budějovice regions during the 2017–2018. Data comparison between these regions showed the difference in conductivity, but no differences in DOC concentration and other chemical parameters were found. The average value of DOC concentration was 14,8 mg l^{-1}. The absorption characteristics of DOM such as spectral slope $S_{275-295}$ and slope ratio S_R suggested an autochthonous source of DOM. Specific absorbance values at 254 nm $SUVA_{254}$ ranged from 1,4–3,0 l mgC^{-1} m^{-1} and indicates autochthonous substances with lower molecular weight and lower content of aromatics. $SUVA_{254}$ values were higher in the Třeboň region, which indicates that there was a more allochthonous DOM with higher molecular weight and more aromatics in DOM in contrast to the České Budějovice region.

Evaluation of seasonal changes in the composition of DOM using optical methods revealed that in summer there were more autochthonous substances with lower molecular weight and lower aromatics DOM. S_R values were negatively correlated to molecular weight and were higher in summer. FI and BIX values indicating autochthonous and microbial source DOM increased in summer.

1. Úvod

Rybniční ekosystémy jsou nejčastějším druhem stojatých vod v České republice. Většina rybníků byla vybudována již ve středověku, kdy společně s propracovanou sítí kanálů a vodních toků odvodňovala mokřadní oblasti (Hesslerová et al., 2012; Květ et al., 2002). Z limnologického hlediska se jedná o rozmanitá mělká umělá jezera. Tato jezera – rybníky jsou využívána především k produkci ryb. Intenzifikace rybničního hospodaření v minulém století je spojená s aplikací velkého množství organických hnojiv a krmiv do rybníků a s velkou rybí obsádkou (Pechar, 2000). Intenzivní rybniční hospodaření společně s intenzivním hospodařením v povodí podporuje globální problém, eutrofizaci povrchových vod. Eutrofizace je proces, kdy se do vodního ekosystému dostává větší množství živin, dusíku a především fosforu. Eutrofizace se projevuje jako masivní rozvoj fytoplanktonu a sinicového vodního květu, tj. zvýšenou primární produkcí ekosystému (Hrbáček, 1981) a nadbytkem organických látek (Pechar, 2000).

Organické látky hrají klíčovou roli ve fyzikálních, chemických a biologických procesech v rybničním ekosystému. Organické látky jsou zodpovědné za barvu vody, průhlednost a průnik světla do vody (Zepp, 2003). Absorpcí fotosynteticky aktivního záření (PAR, z angl. photosynthetically available radiation) je snížena eufotická vrstva a tím i ovlivněna fotosyntéza (Brezonik et Arnold, 2011; Osburn et Morris, 2003). Rozpuštěný organický materiál (DOM, z angl. Dissolved organic matter) se dá rozdělit na hydrofilní a hydrofobní frakci. Peptidy a sacharidy jsou hydrofilní frakcí (Brezonik et Arnold, 2011). Největší část DOM je tvořena hydrofobními barevnými organickými látkami označovanými jako huminové látky. Huminové látky jsou chemicky komplexní a málo charakterizované směsi, vyznačující se zvýšeným obsahem fenolových, karboxylových (Zepp, 2003), karbonylových a hydroxylových skupin (Brezonik et Arnold, 2011; Thurman, 1985; Zepp, 2003). Huminové látky ovlivňují pH a alkalitu a mohou sloužit jako pufr pH (Brezonik et Arnold, 2011). Různé funkční skupiny v molekulové struktuře DOM mohou tvořit komplexy s ionty kovů jako je železo, měď, rtuť a zinek. Tyto komplexy ovlivňují biologickou dostupnost, toxicitu a osud kovových iontů ve vodě (Kopáček et al., 2003; Porcal et al., 2009a; Zepp, 2003). DOM je důležitým transportním činitelem pro biogeochemické cykly kovů (Brezonik et Arnold, 2011). Steinberg (2003) uvádí, že huminové látky tvoří 60–80 % celkového rozpuštěného organického uhlíku (DOC, z angl. dissolved organic carbon). Huminové látky obsahují přibližně 50 % hmotnostních uhlíku, 4–5 % vodíku, 35–40 % kyslíku a 1–2 % dusíku a méně než 1 % síry a fosforu (Thurman, 1985). Organicky vázané živiny, zvané rozpuštěný organický dusík (DON, z angl. dissolved organic nitrogen) a rozpuštěný organický fosfor (DOP, z angl. dissolved organic phosphorus) jsou uvolňovány během fotochemického rozkladu organických sloučenin a biologického rozkladu mikroorganismy (Vähätalo et Järvinen, 2007) a mohou podporovat novou primární a sekundární produkci ve vodách (Mostofa et al., 2013).

Barevné organické látky absorbují sluneční záření, čímž dochází k jejich fotochemickému rozkladu. Fotochemické reakce vedoucí ke změnám DOM jsou pozorovatelné jako pokles absorbance, tzv. photobleaching. Tento pokles je viditelný i pouhým okem jako ztráta barvy (Osburn et Morris, 2003; Steinberg, 2003; Sulzberger et Durisch-Kaiser, 2009) a je doprovázený poklesem molekulové hmotnosti DOM (Brinkmann et al., 2003), poklesem koncentrace DOC (Gao et Zepp, 1998) a rozštěpením aromatických jader (Steinberg, 2003).

Až 90 % DOM v jezerech je těžko dostupných pro mikroorganismy a fotochemickým rozkladem vznikají nízkomolekulární organické látky, které jsou lépe dostupné pro bakterie a následně i další organismy (Brönmark et Hansson, 2005; Vähätalo et al., 1999; Wetzel et al., 1995). DOM je důležitým potenciálním zdrojem energie pro mikroorganismy (Steinberg, 2003). Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících mikrobiální dostupnost je velikost molekul, často vyjadřovaná jako molekulová hmotnost (Steinberg, 2003). Pouze asi 10 % DOM je využitelných přímo jako zdroj pro bakterie (Brönmark et Hansson, 2005; Münster et Chróst, 1990). Většinou se jedná o jednoduché organické látky, jako jsou sacharidy, proteiny, peptidy, aminokyseliny a jednoduché organické kyseliny, kterých je ve vodě málo právě díky jejich rychlému využití (Riemann et Søndergaard, 1986; Wetzel, 2001).

Navzdory významnosti organických látek se většina výzkumů rybničních ekosystémů doposud zabývala živinami a jejich koloběhem v ekosystému (Pechar, 2015, 2000; Potužák et al., 2016, 2007) a složením, případně vzájemnými vztahy společenstev organismů v ekosystému (Fott et al., 1980; Hrbáček, 1981; Šimek et al., 2019; Vrba et al., 2018).

Koncentrace organických látek měřených jako koncentrace rozpuštěného organického uhlíku jsou v posledních letech aktuálním předmětem výzkumů vodních ekosystémů. V České republice byly sledovány koncentrace organického uhlíku v Šumavských jezerech (Kopáček et al., 2003), horských potocích (Hruška et al., 2009), přehradách a tocích v Krušných horách (Oulehle et Hruška, 2009) a v řece Malši (Hejzlar et al., 2003).

Tato disertační práce se jako první zabývá podrobným vyhodnocením dat o množství rozpuštěného organického uhlíku v rybničních vodách s využitím moderních optických metod (absorbance a fluorescence), které přináší nové informace o chemickém charakteru a sezonní dynamice rozpuštěných organických látek v rybnících.

2. Cíle práce

Hlavním cílem práce bylo vyhodnotit dlouhodobá měření koncentrací organického uhlíku, zvláště jeho rozpuštěné formy (DOC) v rybničních vodách a pokusit se určit klíčové faktory, které určují distribuci a dynamiku organického uhlíku v podmínkách silně eutrofizovaných rybničních ekosystémů.

K naplnění hlavního cíle byly definovány dílčí cíle práce:

1) Zjištění rozsahu koncentrací a distribuce organického uhlíku v souboru sledovaných rybníků na Třeboňsku
2) Vyhodnocení vztahů DOC k vodivosti a k ostatním chemickým charakteristikám vody
3) Vyhodnocení sezónních změn v koncentracích DOC
4) Charakteristika rozpuštěných organických látek (DOM) pomocí optických metod a popsání sezónní změny ve složení DOM

3. Metodika

Materiál a data pro disertační práci tvoří dvě části. První část představuje rozsáhlý datový soubor výsledků, které byly shromážděné v letech 2008–2011 v rámci dlouhodobého sledování rybníků společností ENKI, o. p. s., Třeboň v rámci projektu MŽP, SP/2d3/209/07, *Rybniční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity a v rámci smluvního výzkumu rybníků pro AOPK ČR a Rybářství Třeboň, a.s*. Výsledky dlouhodobého sledování rybníků byly částečně publikovány (Hesslerová et al., 2012, Pechar, 2015), ale zejména data o rozpuštěném organickém uhlíku a distribuci celkového organického uhlíku nebyla dosud podrobněji analyzována. Zpracování těchto poskytnutých dat, jejich analýza a statistické hodnocení bylo vstupním zadáním disertační práce.

Druhou část materiálů pro tuto disertační práci tvoří moje vlastní výsledky zaměřené na podrobný popis a charakteristiky rozpuštěných organických látek (DOM). Tato část disertační práce proběhla v rámci řešení společného grantového projektu JU v Českých Budějovicích, Biologického centra AV ČR a společnosti ENKI, o. p. s. v letech 2017 až 2019 s označením GAČR GA17-09310S, *Rybníky jako modely pro studium diversity a dynamiky planktonu hypertrofních mělkých jezer*.

3.1. Data 2008–2011, 2020

Vzorky vody byly odebírány ze 41 rybníků z 6 rybničních soustav na Třeboňsku v letech 2010 a 2011 3x za sezónu (přelom duben – květen, červen – červenec a srpen – září). Stejné schéma odběrů a lokalit bylo použito pro srovnávací monitoring v roce 2020. V rámci podrobného sledování sezónní dynamiky chemismu vody a planktonu rybníků byly odebírány vzorky z 5 rybníků v letech 2008 – 2011 ve čtrnáctidenních intervalech od dubna do října. Čtyři rybníky byly součástí Nadějské rybniční soustavy (Rod, Dobrá Vůle, Klec, Potěšil) a rybník Služebný z Lomnické soustavy.
Průhlednost byla měřena v terénu pomocí Secchiho desky v nejhlubší části rybníka.
Vodivost byla měřena jako elektrický odpor na přístroji WTW Multi 340i a Hach HQ40.
Koncentrace celkového fosforu (TP), celkového dusíku (TN), rozpuštěného organického fosforu (DOP), rozpuštěného organického dusíku (DON), celkového organického uhlíku (TOC), rozpuštěného organického uhlíku (DOC) a chlorofylu *a* (Chl-*a*) byly stanoveny standardně v laboratoři ENKI, o. p. s., Třeboň, akreditované Českým, institutem pro akreditaci, pod číslem L1612 a v souladu s normou ČSN EN ISO/IEC 17 025:2018. Pro zpracování disertační práce byla využita jen část poskytnutých údajů.

3.2. Data 2017 a 2018

Vzorky vody byly odebrány z 10 rybníků lokalizovaných ve dvou oblastech v jižních Čechách. Sedm rybníků se nacházelo západně od Českých Budějovic. Největším sledovaným rybníkem byl Dehtář s plochou je 228 ha (Rutegwa et al., 2019). Mezi dalšími sledovanými rybníky byl Posměch, Roubíček, Beranov, Kvítkovický, Podvrážský a Zběhov. Další tři rybníky (Rod, Klec a Potěšil) se nacházely asi 15 km severně od Třeboně a jsou součástí Nadějské rybniční soustavy.

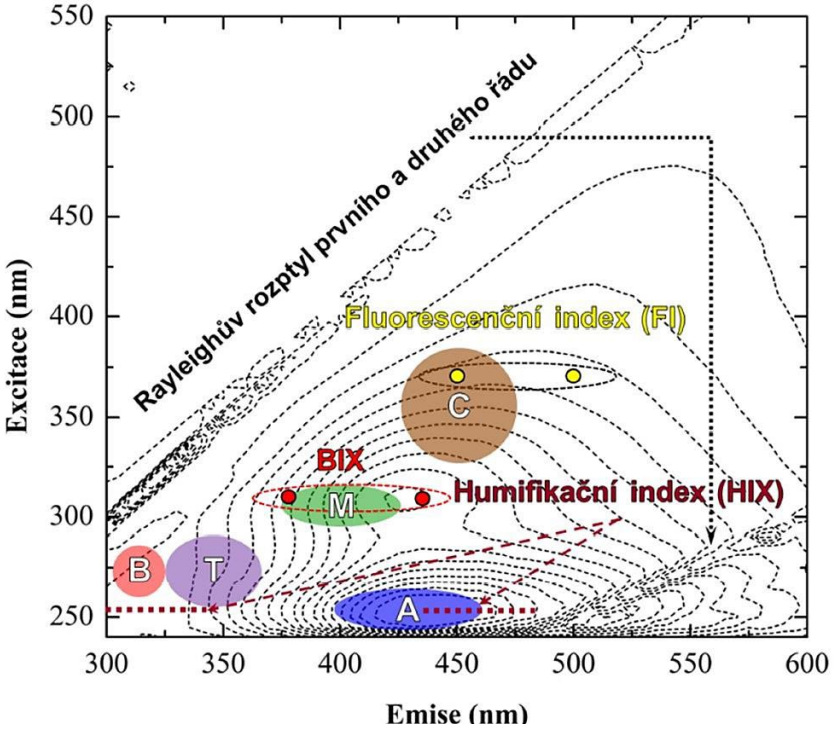
Vzorky vody byly odebírány ze všech deseti rybníků od dubna do srpna dvakrát až čtyřikrát v roce 2017. V roce 2018 byly vzorky vody odebírány ze 4 vybraných rybníků (Rod, Klec, Dehtář a Kvítkovický) měsíčně od dubna do září.

Průhlednost, vodivost, koncentrace Chl-*a*, TOC, DOC, TN a TP byly měřené stejně jako v letech 2008–2011, v terénu a v laboratoři Enki, o. p. s.

Absorpční spektra mezi 200–800 nm v 1 nm intervalu byla měřena na spektrofotometru Shimadzu UV-2700 UV-Vis. Z absorbance byl vypočítán absorpční koeficient a_λ (Helms et al., 2008; Zepp, 2003), specifická absorbance při 254 a 350 nm ($SUVA_{254}$ a $SUVA_{350}$) (Hernes et Benner, 2003; Weishaar et al., 2003). Ze $SUVA_{254}$ byl dále vypočítán obsah aromatických struktur DOM (Weishaar et al., 2003). Ze spektrálních křivek absorbance byly vypočítány sklony spektrálních křivek $S_{275\text{-}295}$ a $S_{350\text{-}400}$ a jejich poměr S_R (Helms *et al.*, 2008).

Fluorescence byla měřena na přístroji FluoroMax 3 (Horiba Jobin-Yvon, New Jersey, USA). Emisní spektra byla spojena do excitačně-emisních matric (EEM). EEM poskytují informace o počtu a typu přítomných fluoroforů a jejich abundanci. EEM byly korigovány na emisní spektrum zdroje (v exitačním spektru), na spektrální citlivost detektoru (v emisním spektru) a na signál pozadí, kdy blank byl odečten a normalizován na plochu pod Rahmanovým píkem při 350 nm. Data jsou v jednotkách Rahman (R.U., z angl. Rahman Unit) (Murphy et al., 2010).

Při interpretaci EEM je DOM tříděn do 5 různých frakcí (Coble, 1996) (Obr. 1): aromatické proteiny jako tyrosin (pík B) a tryptofan (pík T); sloučeniny odpovídající fulvokyselinám (pík A) a huminovým kyselinám (pík C); a látky mikrobiálního původu (pík M) (Chen et al., 2003; Coble, 1996). Na základě EEM (Obr. 1) byl vypočítán fluorescenční index FI (McKnight et al., 2001; Cory et McKnight, 2005), biologický index BIX (Huguet et al., 2009) a humifikační index HIX (Zsolnay et al., 1999) a poměry píků C : T (Baker, 2001; Coble et al., 2014), A : T, C : A (Baker et al., 2008) a C : M (Coble, 1996; Helms et al., 2013).



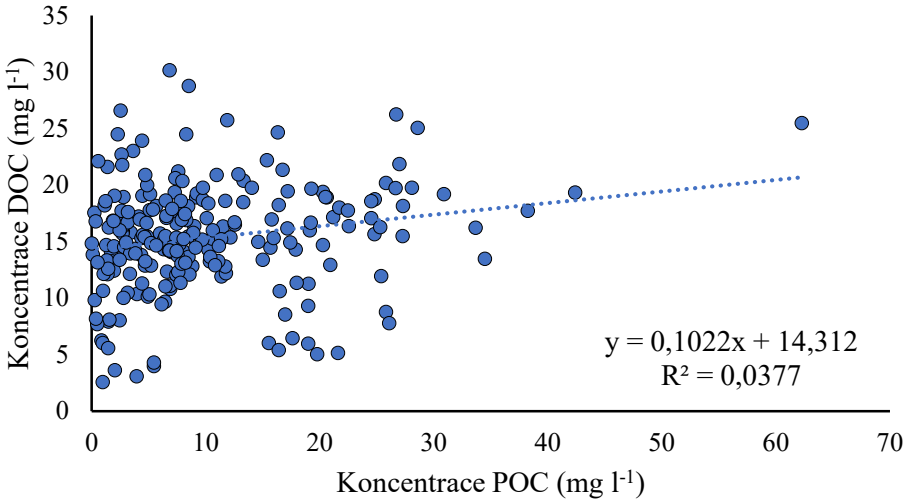
Obr. 1. Příklad EEM přírodní vody Suwannee River (převzato z Birdwell et Engel (2010) a Enev (2015)).

EEM lze analyzovat pomocí techniky vícerozměrného modelování paralelní faktorové analýzy PARAFAC (Stedmon et al., 2003). Tato třícestná metoda rozkládá fluorescenční popis DOM na jednotlivé složky a poskytuje odhad relativního příspěvku každé složky k celkové fluorescenci DOM (Stedmon et al., 2003). Složky PARAFACu poskytují informace o biogeochemickém složení, původu a biogeochemické roli DOM (Fellman et al., 2010).
Srovnání chemických a optických parametrů DOM mezi rybníky bylo provedeno použitím Kruskal-Walisova testu (K-W test) na hladině významnosti $p < 0.05$ a následným Dunnovým post hoc testem ($p < 0.05$) v programu RStudio.
Pearsonova korelace byla použita k určení významných vztahů ($r > 0,5$) s hladinou významnosti $p < 0,001$ mezi DOC a absorpčními a fluorescencenčními parametry DOM. Korelace byla provedena v programu Excel.

4. Výsledky a diskuse

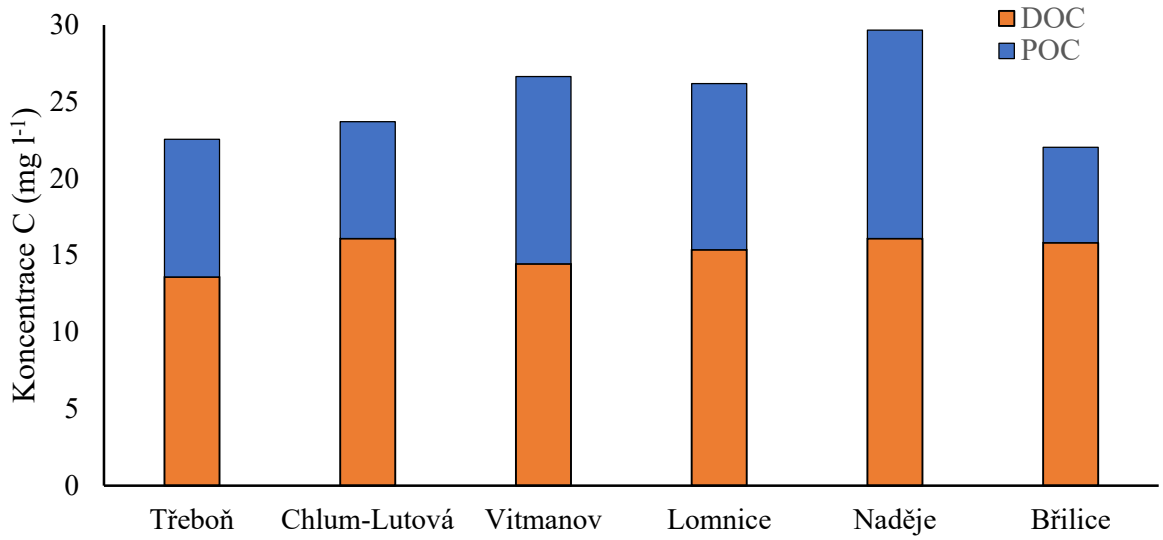
4.1. Rybniční soustavy na Třeboňsku v letech 2010-2011

Trofický stav rybničního ekosystému lze posuzovat podle koncentrace živin, celkového fosforu (TP) a podle biomasy primárních producentů (fytoplanktonu), vyjádřené jako koncentrace chlorofylu (Chl-*a*) (OECD, 1982). Průměrná koncentrace TP ve sledovaných rybnících na Třeboňsku byla 0,27 mg l^{-1} a koncentrace Chl-*a* měla průměrnou hodnotu 131 μg l^{-1}. Podle těchto průměrných hodnot lze zařadit Třeboňské rybníky mezi hypertrofní ekosystémy.
Vysoká koncentrace živin (TP i TN) v rybničních ekosystémech má za následek zvýšenou primární produkci a tudíž enormní nárůst biomasy fytoplanktonu. Toto potvrzuje i korelace koncentrací TN a TP s koncentrací Chl-*a* ($r = 0,84$, $p < 0,01$ pro TN, $r = 0,80$, $p < 0,01$ pro TP). Fytoplankton představuje klíčové společenstvo v produkčních procesech, mimo jiné i v tvorbě organických látek v ekosystému. Koncentrace Chl-*a* korelovala s koncentrací TOC ($r = 0,77$, $p < 0,01$). Korelace mezi koncentrací POC a Chl-*a* ($r = 0,79$, $p < 0,01$) nalezená u sledovaných rybníků na Třeboňsku naznačuje, že většina POC v rybnících je autochtonního původu. Vysoká produkce fytoplanktonu je částečně požírána zooplanktonem nebo se mění na detritus. Ten je buď rozkládán na DOM a anorganické látky nebo sedimentuje (Brönmark et Hansson, 2005).
Průměrná koncentrace DOC ve sledovaných rybnících v průběhu let 2010 – 2011 dosahovala hodnoty 15,3 mg l^{-1}. V průběhu sezóny byl zaznamenán zřetelný trend zvyšování koncentrací DOC, který kondicionuje s nárůstem teploty, vyšší koncentrací Chl-*a* a se zvýšenou primární produkcí v létě. Koncentrace DOC však s koncentrací Chl-*a* významně nekorelovala ($r < 0,5$). Koncentrace DOC měla na jaře průměrnou hodnotu 12,2 mg l^{-1}, na začátku léta 16,3 mg l^{-1} a na konci léta 17,3 mg l^{-1}. Oba roky měly stejný sezónní průběh.
DOC a POC představují dvě složky celkového organického uhlíku (TOC), ale nebyla mezi nimi prokázána významná korelace ($r = 0,194$, $p < 0,005$) (Obr. 2).



Obr. 2. Korelace koncentrací POC a DOC v rybničních soustavách

Nejvyšší průměrná koncentrace DOC byla 16,1 mg l^{-1} v rybniční soustavě Naděje, kde byla zároveň i nejvyšší průměrná koncentrace POC 13,6 mg l^{-1} (Obr. 3) V oligotrofních jezerech je poměr DOC : POC 10 : 1 (Thurman, 1985; Wetzel, 2001), zatímco v eutrofních jezerech se zvyšuje POC a poměr se snižuje na 6:1 (Wetzel, 2001). V hypertrofních jezerech může být poměr DOC : POC dokonce obrácený 1 : 10 (Riemann a Søndergaard, 1986). V rybniční soustavě Naděje byl poměr DOC : POC 1,2 : 1 a stejný byl i v soustavě Vitmanov. Rybniční soustava Vitmanov má v povodí 61 % zalesněné půdy a rybniční soustava Naděje 41% zalesněné půdy (Pechar et al., 2003). Z lesního povodí se do rybničního ekosystému může dostávat více alochtonního POC a hůře rozložitelného alochtonního DOC (Hongve, 1999). Naopak soustava Břilice měla poměr DOC : POC nejvyšší 2,5 : 1 (Obr. 3). Povodí rybniční soustavy Břilice tvoří z 57 % zemědělská půda (Pechar et al., 2003), kde by se dal předpokládat vysoký přísun živin a vysoká primární produkce, ale při srovnání s dalšími soustavami měla naopak rybniční soustava Břilice nejnižší průměrné koncentrace Chl-*a* a POC.



Obr. 3. Formy organického uhlíku DOC a POC v jednotlivých soustavách v letech 2010 – 2011. Sloupce zobrazují celkovou koncentraci TOC

4.2. Změny DOC v rybničních soustavách po 10 letech (2020)

Koncentrace DOC v roce 2020 s průměrnou hodnotou 19,6 mg l^{-1} byla vyšší ve srovnání s roky 2010 – 2011 (15,3 mg l^{-1}) (K-W test, $p < 0,05$). Zatímco průměrné koncentrace DOC se v porovnání po 10 letech zvýšily, koncentrace živin, TN a TP a koncentrace chlorofylu (Chl-*a*) se naopak snížily. Pokles koncentrací živin a Chl-*a* byl dán nejspíše šetrnějším používáním hnojiv v zemědělství (Pechar, 2015; Withers et al., 2014) a menší mírou hnojení rybníků v posledních letech (Pechar, 2015, 2000).

Zvýšení koncentrace DOC bylo zaznamenáno od 90. let 20. století v mnoha evropských a severoamerických vodách (Evans et al., 2005; Monteith et al., 2007). Jednalo se zejména o oblasti, které se zároveň zotavovaly z acidifikace (Monteith et al., 2007). Na našem území to byly horské potoky (Hruška et al., 2009) a šumavská jezera (Kopáček et al., 2003). Nárůst koncentrace DOC byl zaznamenám i v dalších oblastech jako např. rašelinných půdách (Freeman et al., 2001) nebo v řece Malši (Hejzlar et al., 2003), ale dosud není zcela vyjasněn. Vliv na zvýšení koncentrace DOC mohou mít změny v povodí, např. odlesnění (Kopáček et al., 2017), ale také se změny klimatu. Změny klimatu jsou spojené se zvýšenou teplotou, která může zvýšit rychlost mikrobiálního rozkladu (Freeman et al., 2001). Zároveň je v atmosféře více CO_2, který podporuje primární produkci (Hutchins et al., 2007; Sardans et al., 2012) a mění se na organický C (Freeman et al., 2004; Hejzlar et al., 2003). Klimatické změny jsou spojené i s intenzivními srážkami, které mohou vyplavovat DOC z povodí (Porcal et al., 2009b).

4.3. Nadějské rybníky a rybník Služebný v letech 2008-2011

Koncentrace DOC a dalších parametrů mohou v rybnících významně kolísat jak během sezóny, tak se hodnoty mohou lišit v rámci jednotlivých lokalit. Lze to dobře dokumentovat podrobným sledováním vybraných lokalit na Nadějské rybniční soustavě (Rod, Dobrá Vůle, Klec, Potěšil) a rybníku Služebný.

Průměrná koncentrace DOC byla 17,3 mg l^{-1}. Porovnáním pěti rybníků bylo zjištěno, že jsou mezi nimi rozdíly (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Potěšil měl nejnižší koncentrace DOC, POC, Chl-*a*, TN i TP a významně se lišil od rybníků Dobrá Vůle a Rod. Naopak rybník Rod měl nejvyšší koncentrace DOC, POC, Chl-*a*, TN a TP a lišil se ještě od rybníku Klec (Dunnův post hoc, $p < 0,05$). Rybníky Klec a Potěšil mají intenzivní hospodaření na rozdíl od rybníků Rod a Dobrá Vůle, kde je extenzivní hospodaření (Baxa et al., 2013).

Podobně jako v případě hodnocení výsledků rybničních soustav, v podrobně sledovaných rybnících spolu vzájemně korelují koncentrace Chl-*a*, POC, TN a TP. Rozpuštěná forma DOC neměla významnou korelaci ($r > 0,5$, $p < 0,05$) s žádným z měřených parametrů.

Také sezónní nárůst koncentrací vykazuje podobný trend, který je v rybničních soustavách. Koncentrace Chl-*a* a POC se zvyšují v průběhu sezóny, kdy dochází k nárůstu POC a Chl-*a* v důsledku nárůstu primární produkce a biomasy fytoplanktonu (Holland et al., 2018; Rutegwa et al., 2019; Wetzel, 2001). Koncentrace DOC se zvyšuje v průběhu sezóny také. Důvodem může být zvýšená exkrece fytoplanktonu (Jäger et al., 2014; Wetzel, 2001) nebo fotochemický a mikrobiální rozklad POC a vznik DOC (Wetzel, 2001).

V průběhu sezóny dochází také ke změnám v koncentraci DOC. Koncentrace DOC se zvýšila z jarní průměrné hodnoty 15,2 mg l^{-1} na letní průměr 18,3 mg l^{-1}, poté se koncentrace snížila na 17,8 mg l^{-1} v pozdním létě. V případě soustav byl zaznamenán pouze nárůst koncentrace DOC

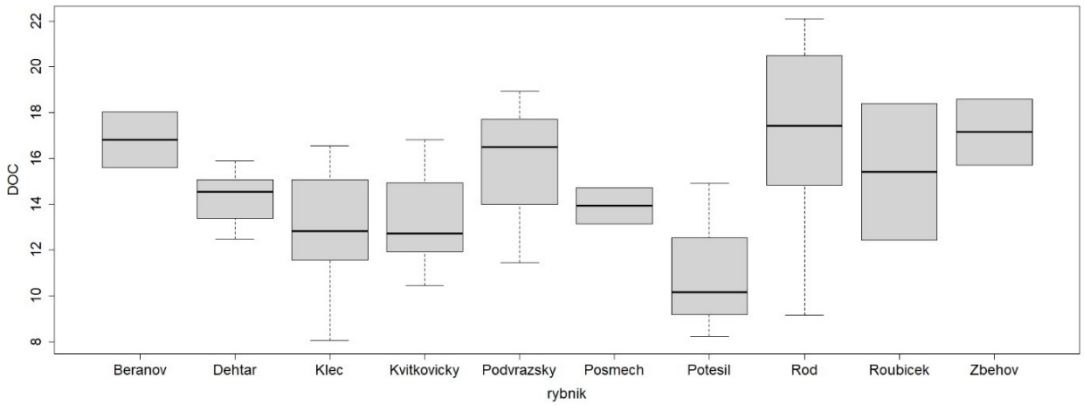
během sezóny, protože v soustavách byly pouze 3 odběry za sezónu a třetí byl na přelomu srpna a září. Zatímco v případě sledování rybníků bylo odebráno více vzorků během sezóny a jako letní odběry jsou označeny vzorky z července až srpna a jako pozdně letní odběry jsou označeny vzorky ze září až října. V tomto období už nebývá tak vysoká primární produkce, velké množství fytoplanktonu odumírá a stává se z něho sedimentující detrit (Brönmark et Hansson, 2005) a zároveň dochází ke snížení teploty a tím i ke zpomalení mikrobiálních procesů (Kořínek et al., 1987).

4.4. Budějovické a Třeboňské rybníky 2017-2018

Všech 10 sledovaných rybníků bylo hypertrofiních podle průměrných hodnot průhlednosti, koncentrací celkového fosforu (TP), dusíku (TN), organického uhlíku (TOC) a chlorofylu (Chl-*a*).

Vodivost vodních vzorků z Třeboňské oblasti s průměrnou hodnotou 182 µS cm^{-1} byla významně nižší než průměrná vodivost v rybnících z Budějovické oblasti (298 µS cm^{-1}). Rozdílné hodnoty vodivosti byly dány rozdílným povodím, protože v povodí Třeboňských rybníků jsou vlhké louky a organogenní půdy nebo lehké půdy na písečném podloží s nedostatkem dvoumocných kationtů (Ca^{2+}, Mg^{2+}) (Květ et al., 2002), což potvrzují i naměřené koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+}, které byly nižší v rybnících z Třeboňské oblasti.

Průměrná koncentrace DOC ze všech deseti sledovaných rybníků byla 14,5 mg l^{-1}. Průměrné koncentrace DOC se lišily mezi rybníky (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Potěšil s nejnižší průměrnou koncentrací DOC se lišil od rybníků Beranov, Zběhov a Rod. Rybník Rod měl významně vyšší koncentraci DOC než rybníky Klec a Kvítkovický. Rybník Zběhov měl významně vyšší koncentraci DOC než Klec (Dunnův post hoc test, $p<0,05$) (Obr. 4). Při porovnání Třeboňské a Budějovické oblasti nebyly nalezeny významné rozdíly (K-W test, $p > 0,05$).



Obr. 4. Boxplot zobrazující koncentrace DOC (mg l^{-1}) v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot).

4.4.1. Původ DOM

DOM může pocházet z alochtonních nebo autochtonních zdrojů. Alochtonní DOM obsahuje více aromatických sloučenin (Schwede-Thomas et al., 2005), má vyšší molekulovou hmotnost a vyšší poměr C : N (50 : 1) (Wetzel, 2001), je více rezistentní biologickému rozkladu

(Riemann et Søndergaard, 1986; Steinberg, 2003) a absorbuje více světla a je více fluorescentní (Gondar et al., 2008) než autochtonní DOM, který je tvořen látkami s menší molekulovou hmotností, nižším poměrem C : N (12 : 1) (Wetzel, 2001) a je relativně snadno rozložitelný neboli labilní (Riemann et Søndergaard, 1986; Wetzel, 2001). Alochtonní DOM má nižší hodnoty $S_{275-295}$, S_R a FI a vyšší hodnoty $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$, CFOI a HIX než autochtonní DOM.

Sklon spektrální křivky $S_{275-295}$ negativně koreluje s průměrnou molekulovou hmotností DOM (Helms et al., 2008) a používá se jako indikátor terestrického neboli alochtonního DOC (Fichot et Benner, 2012). Sledované rybníky měly hodnoty $S_{275-295}$ v rozsahu 0,015 – 0,022 nm^{-1} a $S_{350-400}$ se pohyboval od 0,009 do 0,019 nm^{-1}. Hodnoty $S_{275-295}$ byly vždy vyšší než $S_{350-400}$, což ukazuje na převažující autochtonní zdroj DOM, jak uvádí (Helms et al., 2008).

Poměr spektrálních sklonů S_R se snižuje při fotochemickém rozkladu a negativně koreluje s DOM molekulovou hmotností (Helms et al., 2008). S_R se ve sledovaných rybnících pohyboval od 1,02 do 2,51 a podle Hansena et al. (2016) hodnoty vyšší než 1 v přírodních vodách naznačují primárně produkovaný, tedy autochtonní DOM. Všech 10 sledovaných rybníků mělo autochtonní zdroj DOM s nízkou molekulovou hmotností.

Specifická absorbance při 254 nm $SUVA_{254}$ se používá jako indikátor obsahu aromatických struktur v DOM (Weishaar et al., 2003). Hodnoty $SUVA_{254}$ ze sledovaných rybníků se pohybovaly v rozmezí 1,7 – 3,0 l mgC^{-1} m^{-1}. Hodnoty $SUVA_{254}$ nižší než 3 l mgC^{-1} m^{-1} mají hydrofilní sloučeniny (Edzwald et Tobiason, 1999) s vysokým podílem alifatických sloučenin a fulvokyselin (Matilainen et al., 2011; Thurman, 1985).

Také fluorescenční index FI lze použít k identifikaci původu DOM, kdy hodnoty 1,2 v přírodních vodách naznačují terestrický původ DOM a hodnoty kolem 1,8 mikrobiální původ DOM (Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících se FI pohyboval v rozmezí 1,50 - 1,80, což více odpovídá přítomnosti organických látek autochtonního původu.

Biologický index BIX se používá jako indikátor mikrobiálního autochtonního původu DOM (Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících se BIX pohyboval v rozsahu 0,60 – 0,78. Vysoké hodnoty (> 1) odpovídají nedávno vytvořenému DOM autochtonního původu (Huguet et al., 2009).

Fluorescenční excitačně-emisní matice a následný model PARAFAC určily 4 komponenty, které se ve vzorcích vyskytují. Dva komponenty (C1 a C3) odpovídají huminovým látkám, jeden komponent (C2) odpovídá huminovým látkám mikrobiálního původu a jeden komponent (C4) odpovídá tryptofanu. Komponent C1 je podobný Cobleho píku C a je spojený s vysokou molekulovou hmotností DOM a aromatickými molekulami z alochtonního zdroje DOM. Komponent C2 je podobný píku M, který byl prvně objevený v mořském prostředí (Coble et al., 1998) a poté byl nalezen i v terestrickém a sladkovodním prostředí a odpovídá huminovým látkám mikrobiálního původu (Coble, 1996; Murphy et al., 2008; Osburn et al., 2011). Komponent C3 je podobný píku A, který odpovídá huminovým látkám (Chen et al., 2018; Coble et al., 1998; Kothawala et al., 2012; Søndergaard et al., 2003; Stedmon et al., 2003) a je spojen s vysokou molekulovou hmotností, aromatickými sloučeninami a odpovídá přesněji fulvokyselinám (Cory et McKnight, 2005; Fellman et al., 2010). Komponent C4 je podobný proteinovému píku T (Fellman et al., 2010), který má mikrobiální a autochtonní původ (Stedmon et al., 2003). Komponent C1 koreloval pozitivně s komponentem C3 a negativně s komponentem C2, což naznačuje, že komponenty odpovídající huminovým kyselinám a

fulvokyselinám se vyskytují podobně a komponent C2 souvisí s jejich mikrobiálním rozkladem. Ve sledovaných rybnících byl přítomný i komponent C4, který odpovídá jednoduchým organickým látkám typu tryptofanu. Podle modelu PARAFAC je zřejmé, že se v rybnících nacházejí nejen jednoduché autochtonní látky, ale i huminové látky a fulvokyseliny.

Ve všech sledovaných rybnících z Třeboňské i Budějovické oblasti byl zjištěn z optických charakteristik DOM významný podíl autochtonního DOM. To odpovídá eutrofním a hypertrofním jezerům, kde byl původ naznačen poměrem DOC : POC, který v těchto jezerech klesá. Koncentrace DOC korelovala pozitivně s $S_{275-295}$ a C4 a negativně s $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$ a poměrem C : T, což naznačuje, že při vyšších koncentracích DOC je více jednodušších látek s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem ligninu a vyšším podílem látek odpovídajících tryptofanu.

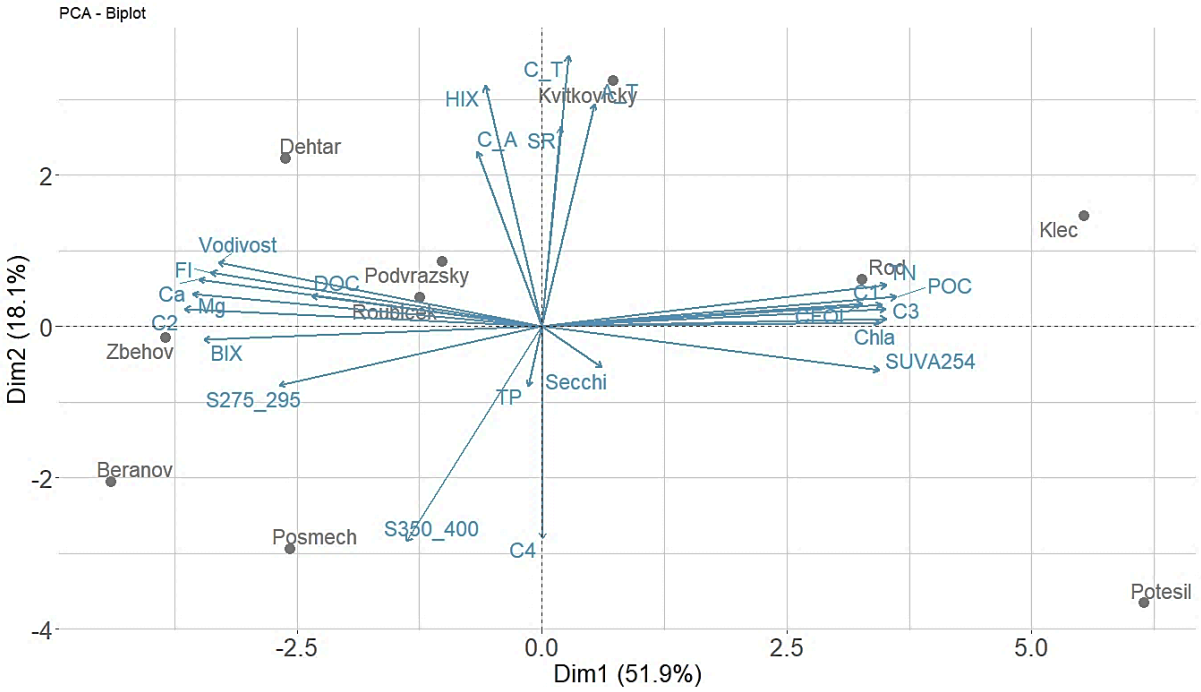
4.4.2. Variabilita mezi rybníky

Třeboňská a Budějovická oblast rybníků se lišila ve vodivosti, ale ostatní chemické parametry jako koncentrace DOC, TN, TP a Chl-*a* nebyly významně rozdílné mezi oblastmi. Při bližším průzkumu DOM, ale byly zjištěny významné rozdíly ve složení DOM. Rybníky z Třeboňské oblasti měly vyšší hodnoty $SUVA_{254}$ a $SUVA_{350}$ a naopak nižší hodnoty S_R, FI, BIX a poměr C : A. $SUVA_{350}$ se používá jako indikátor ligninu, tedy terestrického DOM (Mann et al., 2016), který byl v Třeboňské oblasti vyšší a nejspíš souvisí s mokřady a organogenními půdami v povodí (Květ et al., 2002) a s tím, že v povodí Nadějské rybniční soustavy je 41 % zalesněné půdy (Pechar et al., 2003). $SUVA_{254}$ měla průměrnou hodnotu 2,4 l mgC^{-1} m^{-1} v Třeboňské oblasti a byla významně vyšší než průměrná hodnota 2,0 l mgC^{-1} m^{-1} v Budějovické oblasti. $SUVA_{254}$ slouží jako indikátor aromatických struktur v DOM (Weishaar et al., 2003) a vyšší hodnota v Třeboňské oblasti naznačuje DOM s více aromatickými strukturami v molekulách. Nižší hodnoty sklonu spektrální křivky $S_{275-295}$ a poměru sklonů S_R naznačují vyšší molekulovou hmotnost DOM (Helms et al., 2008) a ve sledovaných rybnících byla nižší hodnota nalezena v Třeboňské oblasti, kde $S_{275-295}$ byl 0,0191 nm^{-1} a S_R byl 1,47, zatímco v Budějovické oblasti byl $S_{275-295}$ byl 0,0196 nm^{-1} a S_R byl 1,53.

Fluorescenční index FI se v přírodních vodách pohybuje v rozsahu mezi 1,2 pro DOM terestrického původu až 1,8 pro DOM mikrobiálního původu (Helms et al., 2013; McKnight et al., 2001; Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících byla průměrná hodnota FI 1,67 v Budějovické oblasti a 1,58 v Třeboňské oblasti, kde byl tedy větší vliv alochtonního DOM, zatímco v Budějovické oblasti je významnější mikrobiální původ DOM.

Biologický index BIX se používá jako indikátor autochtonního a mikrobiálního původu DOM, kde vyšší hodnoty souvisí s vyšším obsahem těchto látek (Hansen et al., 2016). Průměrná hodnota BIX v Třeboňské oblasti 0,66 byla nižší než v Budějovické oblasti (0,73) a to naznačuje menší obsah autochtonního DOM. Fluorescenční pík C je spojen s huminovými kyselinami a pík A s fulvokyselinami (Hansen et al., 2016). Poměr píků C : A se používá jako indikátor množství fluorescence huminových kyselin nebo fulvokyselin ve vzorku (Baker et al., 2008; Cory et al., 2010). V Třeboňské oblasti byl poměr C : A nižší, proto lze předpokládat vyšší obsah DOM odpovídajícího fulvokyselinám. Což naznačovaly i hodnoty $SUVA_{254}$.

Obecně lze říct, že v Třeboňské oblasti je DOM nejen autochtonního původu, ale i významný podíl DOM alochtonního původu s vyšším obsahem aromatických struktur v molekulách DOM a DOM odpovídající huminovým látkám a fulvokyselinám a vyšší koncentrace POC (Obr. 5). Toto složení může být způsobeno organogenními půdami v povodí a množstvím mokřadů v oblasti (Květ et al., 2002).



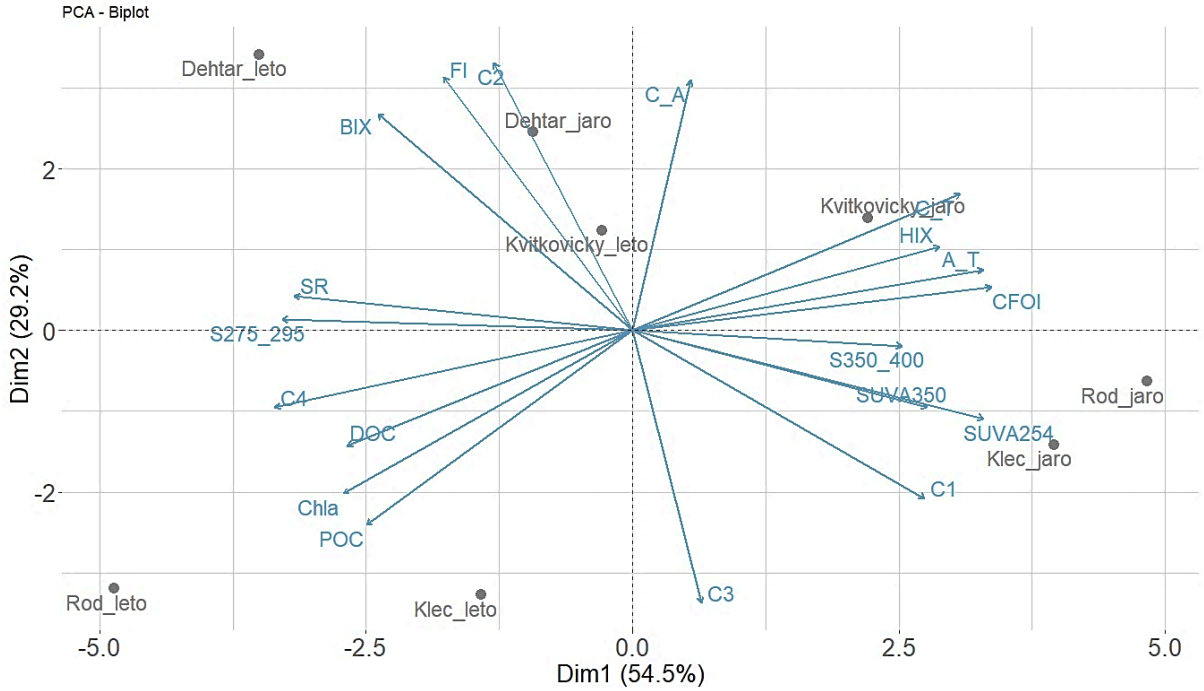
Obr. 5. Analýza hlavních komponent (PCA) chemických, absorpčních a fluorescenčních charakteristik v rozdílných rybnících.

4.4.3. Sezónní změny DOM

Sezónní změny byly nalezeny v koncentraci DOC, TN, TP a Chl-*a*, kdy průměrné jarní (duben – červen) hodnoty byly významně nižší než letní (červenec – září) průměrné hodnoty. Korelace mezi Chl-*a* a DOC nebyla těsná ($r = 0{,}42$), ale byla signifikantní ($p = 0{,}002$). Vyšší koncentrace Chl-*a* a DOC v letním období naznačují, že primární produkce ovlivňuje DOM. Významné změny mezi jarním a letním obdobím byly nalezeny také v optických charakteristikách DOM.

Vyšší hodnoty $SUVA_{254}$ v rybnících v jarním období (2,3 l mgC^{-1} m^{-1}, léto 2,0 l mgC^{-1} m^{-1}) mohou být vysvětleny vyšším alochtonním vstupem DOM z povodí (Zhang et al., 2011). $S_{275\text{-}295}$ a S_R byly nižší v jarním období ($S_{275\text{-}295} = 0{,}019$ nm^{-1}, $S_R = 1{,}30$) a zvyšovaly se v letním období ($S_{275\text{-}295} = 0{,}020$ nm^{-1}, $S_R = 1{,}75$), což naznačuje DOM s vyšší molekulovou hmotností a terestrickým alochtonním původem na jaře. Naopak v létě měl DOM nižší molekulovou hmotnost a byl autochtonního nebo mikrobiálního původu a produkovaný fytoplanktonem a vodním květem (Zhang et al., 2011). S_R negativně koreluje s molekulovou hmotností a zvyšuje se fotochemickým rozkladem (Helms et al., 2008), kdy vyšší hodnoty v létě naznačují větší vliv slunečního záření na fotochemický rozklad DOM.

Humifikační index HIX byl významně vyšší na jaře (0,90) díky zvýšenému alochtonnímu vstupu DOM a nižší hodnoty v létě (0,88) byly způsobeny fotochemickým rozkladem DOM (Bertilsson et Tranvik, 2000; Moran et al., 2000; Moran et Zepp, 1997). HIX negativně koreloval s poměrem píků C : T a A : T, které naznačují, že nižší hodnoty HIX jsou díky vyššímu množství DOM odpovídajícího proteinům a tryptofanu, který souvisí s mikrobiální produkcí.
Biologický index (BIX) používaný jako indikátor přítomnosti autochtonního a nedávno produkovaného mikrobiálního DOM (Hansen et al., 2016) se mění během sezóny. Vyšší hodnoty BIX byly pozorovány v létě (0,71, jaro 0,69). Vyšší hodnoty BIX v létě jsou díky zvýšené primární produkci fytoplanktonu a vodnímu květu a díky mikrobiálním procesům, které jsou také ovlivněny i vyšší teplotou (Chen et Wangersky, 1996).



Obr. 6. PCA chemických, absorpčních a fluorescenčních charakteristik ve čtyřech rybnících ve dvou rozdílných obdobích (jaro a léto).

Koncentrace DOC má významný vliv na fyzikální, chemické a biologické procesy v jezerech a zvláště v eutrofních a hypertrofních rybnících, kde jsou vysoké koncentrace DOC. Z trofického stavu ekosystému lze odhadnout, že v případě eutrofního rybníka bude většina DOC autotrofního původu. Koncentrace DOC pozitivně korelovala s $S_{275-295}$ a s komponentem C4 a negativně korelovala s $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$, CFOI a poměrem C:T, což naznačuje, že za letní vyšší koncentrace DOC je zodpovědný nárůst jednodušších látek odpovídajících tryptofanu a látek s nižší molekulovou hmotností, s nižším obsahem aromatických struktur a ligninu. V létě má větší vliv sluneční záření na rozklad alochtonních látek a tím je podpořen i mikrobiální rozklad (Obr. 6).

4. Závěr

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) hraje klíčovou roli ve fyzikálních, chemických a biologických procesech ve vodních ekosystémech. Zvláště v eutrofních a hypertrofních rybničních ekosystémech, kde jeho význam potvrzují i vysoké koncentrace DOC. Ve sledovaných rybnících se koncentrace DOC nejčastěji pohybovaly mezi 12–18 mg l^{-1} a v letním období se koncentrace DOC zvyšovaly v důsledku vyšší primární produkce a mikrobiálnímu rozkladu POC.

Koncentrace DOC se v rybnících zvýšila za posledních 10 let, přestože koncentrace živin, TN a TP a koncentrace chlorofylu-*a* mírně poklesly. Nárůst koncentrace DOC byl zaznamenán i v jiných oblastech a ekosystémech, ale důvod nárůstu zatím není zcela znám. Jedním z důvodů však mohou být klimatické změny, kdy vyšší teplota podporuje mikrobiální rozklad DOM, víc slunečního záření ovlivňuje fotochemický rozklad DOM a vyšší obsah CO_2 v atmosféře podporuje rozvoj fytoplanktonu ve vodním prostředí.

Mezi koncentrací DOC a vodivostí a dalšími chemickými parametry nebyly nalezeny významné korelace. Významná korelace byla nalezena pouze u partikulované formy organického uhlíku (POC), který významně koreloval s koncentrací Chl-*a*, a koncentracemi živin TN a TP.

Charakteristika DOM pomocí optických metod přináší více informací nejen o původu, ale i o složení DOM. Rybníky z Třeboňské a Českobudějovické oblasti se v koncentraci DOC nelišily, ale při porovnání optických parametrů bylo zjištěno, že třeboňské rybníky mají vyšší obsah alochtonního DOM odpovídajícího huminovým látkám, tedy s vyšší molekulovou hmotností a vyšším množstvím aromatických struktur v molekulách DOM než českobudějovické rybníky, které měly více autochtonního DOM s nižšími molekulovými hmotnostmi a více dostupné pro mikrobiální rozklad a tedy více DOM mikrobiálního původu. Hodnocením charakteristik DOM bylo zjištěno, že na jaře obsahují všechny rybníky více alochtonního DOM s vyšší molekulovou hmotností a obsahem aromatických struktur, zatímco v letním období mohou tyto látky podléhat fotochemickému rozkladu. Navíc v letním období je vysoká primární produkce, při které může velké množství autochtonního DOM vznikat přímo jako extracelulární produkty fotosyntézy. Stejně tak rozpad buněk fytoplanktonu a jeho konzumace zooplanktonem je intenzivním zdrojem autochtonního DOM, který má nižší molekulovou hmotnost a méně aromatických struktur a tudíž je lépe dostupný pro mikrobiální rozklad.

5. Použitá literatura

Baker, A., 2001. Fluorescence excitation - Emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers. Environ. Sci. Technol. 35, 948–953. https://doi.org/10.1021/es000177t

Baker, A., Tipping, E., Thacker, S.A., Gondar, D., 2008. Relating dissolved organic matter fluorescence and functional properties. Chemosphere 73, 1765–1772. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.018

Baxa, M., Benedová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J., 2013. Technická zpráva pilotního projektu: Komplexní systém kontroly kvality rybničních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb. Praha.

Bertilsson, S., Tranvik, L.J., 2000. Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. Limnol. Oceanogr. 45, 753–762. https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.4.0753

Birdwell, J.E., Engel, A.S., 2010. Characterization of dissolved organic matter in cave and spring waters using UV–Vis absorbance and fluorescence spectroscopy. Org. Geochem. 41, 270–280.

Brezonik, P.L., Arnold, W.A., 2011. Water Chemistry: An introduction to the chemistry of natural and engineered aquatic systems. Oxford University Press.

Brinkmann, T., Hörsch, P., Sartorius, D., Frimmel, F.H., 2003. Photoformation of low-molecular-weight organic acids from brown water dissolved organic matter. Environ. Sci. Technol. 37, 4190–4198. https://doi.org/10.1021/es0263339

Brönmark, C., Hansson, L.-A., 2005. The Biology of Lakes and Ponds, 2nd ed. Oxford University Press.

Chen, B., Huang, W., Ma, S., Feng, M., Liu, C., Gu, X., Chen, K., 2018. Characterization of chromophoric dissolved organic matter in the littoral zones of eutrophic lakes Taihu and Hongze during the algal bloom season. Water (Switzerland) 10. https://doi.org/10.3390/w10070861

Chen, J., Gu, B., Royer, R.A., Burgos, W.D., 2003. The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron. Sci. Total Environ. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00538-7

Chen, W., Wangersky, P.J., 1996. Rates of microbial degradation of dissolved organic carbon from phytoplankton cultures. J. Plankton Res. 18, 1521–1533. https://doi.org/10.1093/plankt/18.9.1521

Coble, P.G., 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. Mar. Chem. 51, 325–346. https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3

Coble, P.G., Del Castillo, C.E., Avril, B., 1998. Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 45, 2195–2223. https://doi.org/10.1016/S0967-0645(98)00068-X

Coble, P.G., Spencer, R.G.M., Baker, A., Reanolds, D.M., 2014. Aquatic Organic Matter Fluorescence, in: Coble, P.G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D.M., Spencer, R.G.M. (Ed.), Aquatic Organic Matter Fluorescence. Cambridge university press, New York, s. 75–124.

Cory, R.M., McKnight, D.M., 2005. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter. Environ. Sci. Technol. 39, 8142–8149. https://doi.org/10.1021/es0506962

Cory, R.M., Miller, M.P., Mcknight, D.M., Guerard, J.J., Miller, P.L., 2010. Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra. Limnol. Oceanogr. Methods 8, 67–78. https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.67

Edzwald, J.K., Tobiason, J.E., 1999. Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. Water Sci. Technol. 40, 63–70. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00641-1

Enev, V., 2015. Spectrometrické metody pro výzkum huminových látek. Vysoké učení technické v Brně.
Evans, C.D., Monteith, D.T., Cooper, D.M., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. Environ. Pollut. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031
Fellman, J.B., Hood, E., Spencer, R.G.M., 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. Limnol. Oceanogr. 55, 2452–2462. https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452
Fott, J., Pechar, L., Pražáková, M., 1980. Fish as a Factor Controlling Water Quality in Ponds, in: Barica, J., Mur, L.R. (Ed.), Hypertrophic Ecosystems Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands, Dordrecht, s. 255–261. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9203-0_28
Freeman, C., Evans, C.D., Monteith, D.T., Reynolds, B., Fenner, N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. Nature 412, 785–785. https://doi.org/10.1038/35090628
Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N.J., Kang, H., Dowrick, D.J., Reynolds, B., Lock, M.A., Sleep, D., Hughes, S., Hudson, J., 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. Nature 430, 195–198. https://doi.org/10.1038/nature02707
Gao, H., Zepp, R.G., 1998. Factors Influencing Photoreactions of Dissolved organic Matter in a Coastal River of the South eastern United States 32, 2940–2946.
Gondar, D., Thacker, S.A., Tipping, E., Baker, A., 2008. Functional variability of dissolved organic matter from the surface water of a productive lake. Water Res. 42, 81–90. https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.006
Hansen, A.M., Kraus, T.E.C., Pellerin, B.A., Fleck, J.A., Downing, B.D., Bergamaschi, B.A., 2016. Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. Limnol. Oceanogr. 61, 1015–1032. https://doi.org/10.1002/lno.10270
Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J., Růžička, M., 2003. The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). Sci. Total Environ. 310, 143–152. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00634-4
Helms, J.R., Mao, J., Schmidt-Rohr, K., Abdulla, H., Mopper, K., 2013. Photochemical flocculation of terrestrial dissolved organic matter and iron. Geochim. Cosmochim. Acta 121, 398–413. https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.07.025
Helms, J.R., Stubbins, A., Ritchie, J.D., Minor, E.C., Kieber, D.J., Mopper, K., 2008. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. Limnol. Oceanogr. 53, 955–969.
Hernes, P.J., Benner, R., 2003. Photochemical and microbial degradation of dissolved lignin phenols: Implications for the fate of terrigenous dissolved organic matter in marine environments. J. Geophys. Res. Ocean. 108. https://doi.org/10.1029/2002jc001421
Hesslerová, P., Chmelová, I., Pokorný, J., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pechar, L., 2012. Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions. Ecol. Eng. 49, 146–152.
Holland, A., Stauber, J., Wood, C.M., Trenfield, M., Jolley, D.F., 2018. Dissolved organic matter signatures vary between naturally acidic, circumneutral and groundwater-fed freshwaters in Australia. Water Res. 137, 184–192. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.043
Hongve, D., 1999. Production of dissolved organic carbon in forested catchments. J. Hydrol. 224, 91–99. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00132-8

Hrbáček, J., 1981. Produkční vztahy, výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace údolních nádrží. Academia, Praha.

Hruška, J., Krám, P., Mcdowell, W.H., Oulehle, F., 2009. Increased Dissolved Organic Carbon (DOC) in central European streams is driven by reductions in ionic strength rather than climate change or decreasing acidity. Environ. Sci. Technol. 43, 4320–4326. https://doi.org/10.1021/es803645w

Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J.M., Parlanti, E., 2009. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. Org. Geochem. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002

Hutchins, D.A., Fu, F.X., Zhang, Y., Warner, M.E., Feng, Y., Portune, K., Bernhardt, P.W., Mulholland, M.R., 2007. CO2 control of Trichodesmium N2 fixation, photosynthesis, growth rates, and elemental ratios: Implications for past, present, and future ocean biogeochemistry. Limnol. Oceanogr. 52, 1293–1304. https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.4.1293

Jäger, C.G., Vrede, T., Persson, L., Jansson, M., 2014. Interactions between metazoans, autotrophs, mixotrophs and bacterioplankton in nutrient-depleted high DOC environments: A long-term experiment. Freshw. Biol. 59, 1596–1607. https://doi.org/10.1111/fwb.12366

Kopáček, J., Fluksová, H., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Turek, J., 2017. Changes in surface water chemistry caused by natural forest dieback in an unmanaged mountain catchment. Sci. Total Environ. 584–585, 971–981. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.148

Kopáček, J., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Klementová, S., 2003. Photochemical, chemical, and biological transformations of dissolved organic carbon and its effect on alkalinity production in acidified lakes. Limnol. Oceanogr. 48, 106–117. https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.1.0106

Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M., 1987. Carp ponds of central Europe, in: Michael, R.G. (Ed.), Managed aquatic ecosystems.- Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam, s. 29–63.

Kothawala, D.N., von Wachenfeldt, E., Koehler, B., Tranvik, L.J., 2012. Selective loss and preservation of lake water dissolved organic matter fluorescence during long-term dark incubations. Sci. Total Environ. 433, 238–246. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.029

Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L., 2002. Freshwater wetlands and their sustainable future : a case study of the Trebon Basin Biosphere Reserve, Czech Republic, 28., Man an ed. Boca Raton [Fla.] : Parthenon Pub. Group, Paris:UNESCO.

Mann, P.J., Spencer, R.G.M., Hernes, P.J., Six, J., Aiken, G.R., Tank, S.E., McClelland, J.W., Butler, K.D., Dyda, R.Y., Holmes, R.M., 2016. Pan-arctic trends in terrestrial dissolved organic matter from optical measurements. Front. Earth Sci. 4, 1–18. https://doi.org/10.3389/feart.2016.00025

Matilainen, A., Gjessing, E.T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2011. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. Chemosphere. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.018

McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T., Andersen, D.T., 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. Limnol. Oceanogr. 46, 38–48. https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038

Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., De Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopécek, J., Vesely, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition

chemistry. Nature 450, 537–540. https://doi.org/10.1038/nature06316
Moran, M.A., Sheldon, W.M., Zepp, R.G., 2000. Carbon loss and optical property changes during long-term photochemical and biological degradation of estuarine dissolved organic matter. Limnol. Ocean. 45, 1254–1264.
Moran, M.A., Zepp, R.G., 1997. Role of Photoreactions in the Formation of Biologically Labile Compounds from Dissolved Organic Matter. Limnol. Oceanogr. 42, 1307–1316. https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.6.1307
Mostofa, K.M.G., Liu Cong-qiang, Mottaleb M. Abdul, Wan Guojiang, Ogawa Hiroshi, Vione Davide, Yoshioka Takahito, Wu Fengchang, 2013. Dissolved organic matter in natural waters, in: Mostofa Khan M.G., Yoshioka Takahito, Mottaleb Abdul, Vione Davide (Ed.), Photobiogeochemistry of Organic Matter. Springer Berlin Heidelberg, s. 1–137. https://doi.org/10.1007/978-3-642-32223-5
Münster, U., Chróst, R.J., 1990. Origin, Composition, and Microbial Utilization of Dissolved Organic Matter, in: Overbeck, J., Chróst, R.J. (Ed.), Journal of bacteriology. Springer-Verlag, New York Inc., s. 8–46. https://doi.org/10.1128/jb.72.4.429-432.1956
Murphy, K.R., Butler, K.D., Spencer, R.G.M., Stedmon, C.A., Boehme, J.R., Aiken, G.R., 2010. Measurement of dissolved organic matter fluorescence in aquatic environments: An interlaboratory comparison. Environ. Sci. Technol. 44, 9405–9412. https://doi.org/10.1021/es102362t
Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Waite, T.D., Ruiz, G.M., 2008. Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy. Mar. Chem. 108, 40–58. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.10.003
OECD, 1982. Eutrophication of waters : monitoring, assessment and control. Paris : Organisation for Economic Co-operation and Development, Washington, D.C.
Osburn, C.L., Morris, D.P., 2003. Photochemistry of chromophoric dissolved organic matter in natural waters, in: Helblig, E.W., Zagarese, H. (Ed.), UV Effects in aquatic organisms and ecosystems. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, s. 185–217. https://doi.org/10.1039/9781847552266
Osburn, C.L., Wigdahl, C.R., Fritz, S.C., Saros, J.E., 2011. Dissolved organic matter composition and photoreactivity in prairie lakes of the U.S. Great Plains. Limnol. Oceanogr. 56, 2371–2390. https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2371
Oulehle, F., Hruška, J., 2009. Rising trends of dissolved organic matter in drinking-water reservoirs as a result of recovery from acidification in the Ore Mts., Czech Republic. Environ. Pollut. 157, 3433–3439. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.020
Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. Vodn. hospodářství 1–6.
Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds, in: Fisheries Management and Ecology. https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x
Pechar, L., Bastl, J., Edwards, K., Hais, M., Kučera, Z., Kröpfelova, L., Pokorný, J., Radová, J., Šulcová, J., 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socio-economical transformation in the Czech Republic -experience from fishpond water chemistry of the Třeboň basin, in: Vymazal, J. (Ed.), Wetlands-Nutrients Metals and Mass Cycling. Backhuys Publishers, Leiden, s. 307–320.
Porcal, P., Amirbahman, A., Kopáček, J., Novák, F., Norton, S.A., 2009a. Photochemical release of humic and fulvic acid-bound metals from simulated soil and streamwater. J. Environ. Monit. 11, 1064–1071. https://doi.org/10.1039/b812330f
Porcal, P., Koprivnjak, J.-F., Molot, L.A., Dillon, P.J., 2009b. Humic substances—part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change.

Environ. Sci. Pollut. Res. 16, 714–726. https://doi.org/10.1007/s11356-009-0176-7
Potužák, J., Duras, J., Drozd, B., 2016. Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus? Aquac. Int. 24, 1725–1745. https://doi.org/10.1007/s10499-016-0071-4
Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds - Impact of zooplankton structure. Aquac. Int. 15, 201–210. https://doi.org/10.1007/s10499-007-9085-2
Riemann, B., Søndergaard, M., 1986. Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, The Netherlands.
Rutegwa, M., Potužák, J., Hejzlar, J., Drozd, B., 2019. Carbon metabolism and nutrient balance in a hypereutrophic semi-intensive fishpond. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 49. https://doi.org/10.1051/kmae/2019043
Sardans, J., Rivas-Ubach, A., Peñuelas, J., 2012. The C:N:P stoichiometry of organisms and ecosystems in a changing world: A review and perspectives. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 14, 33–47. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.08.002
Schwede-Thomas, S.B., Chin, Y.P., Dria, K.J., Hatcher, P., Kaiser, E., Sulzberger, B., 2005. Characterizing the properties of dissolved organic matter isolated by XAD and C-18 solid phase extraction and ultrafiltration. Aquat. Sci. 67, 61–71. https://doi.org/10.1007/s00027-004-0735-4
Šimek, K., Grujčić, V., Nedoma, J., Jezberová, J., Šorf, M., Matoušů, A., Pechar, L., Posch, T., Bruni, E.P., Vrba, J., 2019. Microbial food webs in hypertrophic fishponds: Omnivorous ciliate taxa are major protistan bacterivores. Limnol. Oceanogr. 64, 2295–2309. https://doi.org/10.1002/lno.11260
Søndergaard, M., Stedmon, C.A., Borch, N.H., 2003. Fate of terrigenous dissolved organic matter (DOM) in estuaries: Aggregation and bioavailability. Ophelia 57, 161–176. https://doi.org/10.1080/00785236.2003.10409512
Stedmon, C.A., Markager, S., Bro, R., 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. Mar. Chem. 82, 239–254. https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00072-0
Steinberg, C.E.W., 2003. Ecology of Humic Substances in Freshwaters, Springer. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1669/0883-1351(2004)019<0520:br>2.0.co;2
Sulzberger, B., Durisch-Kaiser, E., 2009. Chemical characterization of dissolved organic matter (DOM): A prerequisite for understanding UV-induced changes of DOM absorption properties and bioavailability. Aquat. Sci. 71, 104–126. https://doi.org/10.1007/s00027-008-8082-5
Thurman, E.M., 1985. Organic geochemistry of natural waters, Martinus Nijhoff/Junk Publishers. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1016/0146-6380(87)90051-9
Vähätalo, A. V., Järvinen, M., 2007. Photochemically produced bioavailable nitrogen from biologically recalcitrant dissolved organic matter stimulates production of a nitrogen-limited microbial food web in the Baltic Sea. Limnol. Oceanogr. 52, 132–143. https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0132
Vähätalo, A. V., Salonen, K., Salkinoja-Salonen, M., Hatakka, A., 1999. Photochemical mineralization of synthetic lignin in lake water indicates enhanced turnover of aromatic organic matter under solar radiation. Biodegradation 10, 415–420. https://doi.org/10.1023/A:1008322520299
Vrba, J., Benedová, Z., Jezberová, J., Matoušů, A., Musil, M., Nedoma, J., Pechar, L., Potužák, J., Řeháková, K., Šimek, K., Šorf, M., Zemanová, J., Vrba, J., Benedová, Z., Jezberová, J., Matoušů, A., Musil, M., Nedoma, J., Pechar, L., Potužák, J., Řeháková, K., Šimek, K., Šorf, M., 2018. Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – předběžná zpráva o stavu dnešních

hypertrofních rybničních ekosystémů Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – předběžná zpráva o stavu dnešních hypertrofních rybničních ekosystémů. Vodn. hospodářství 68, 1–5.

Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., Fujii, R., Mopper, K., 2003. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. Environ. Sci. Technol. 37, 4702–4708. https://doi.org/10.1021/es030360x

Wetzel, R.G., 2001. Limnology: lake and river ecosystems, 3rd ed. Academia Press, San Diego.

Wetzel, R.G., Hatcher, P.G., Bianchi, T.S., 1995. Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism. Limnol. Oceanogr. 40, 1369–1380. https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.8.1369

Wilson, H.F., Xenopoulos, M.A., 2009. Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. Nat. Geosci. https://doi.org/10.1038/ngeo391

Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G., 2014. Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? Sustainability 6, 5853–5875. https://doi.org/10.3390/su6095853

Zepp, R.G., 2003. Solar UVR and aquatic carbon, nitroge, sulfur and metal cycles, in: Helbling, E.., Zagarese, H. (Ed.), UV Effects in aquatic organisms and ecosystems. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, s. 137–184.

Zhang, Y., Yin, Y., Liu, X., Shi, Z., Feng, L., Liu, M., Zhu, G., Gong, Z., Qin, B., 2011. Spatial-seasonal dynamics of chromophoric dissolved organic matter in Lake Taihu, a large eutrophic, shallow lake in China. Org. Geochem. 42, 510–519. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.03.007

Publikační činnost

Impaktované publikace

Porcal, P., Kopáček, J., **Tomková, I.**, 2014. Seasonal Photochemical Transformations of Nitrogen Species in a Forest Stream and. PLoS One 9, e116364. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116364

Připraveno k publikaci s IF

Tomková, I. et al. Optical properties of DOM and seasonal changes in eutrophic ponds

Ostatní publikace

Borovec, J., Jan, J., Hubáček, T., **Tomková, I.**, 2017. Spojení výsledku analýz složení částic a pórové vody – nastavení rozhodovacích kritérií pro management sedimentů [Combining the results of particle and pore water analyzes – setting decision criteria for sediment management]. In: Hucko, P., Tölgyessy, P. (eds.) Zborník prednášok z VIII. Konferencie s medzinárodnou účasťou Sedimenty vodných tokov a nádrží, Bratislava, May 17–18, 2017. Slovenská vodohospodárska spoločnosť pri Výskumnom ústave vodného hospodárstva, ISBN 978-80-89740-13-0: pp. 255–260

Jan, J., Borovec, J., Petráš, D., Osafo, N., **Tomková, I.**, Hubáček, T., 2017. Vliv dostupnosti akceptorů elektronů na biogeochemické procesy a cyklus fosforu v sedimentu [Effect of terminal electron acceptors on biogeochemical processess and phosphorus cycle in sed-iment]. In: Kosour, D. et al. (eds.) Sborník konference Vodní nádrže 2017, Brno, October 3–4, 2017. Povodí Moravy, s. p., ISBN 978-80-905368-5-2: pp. 80–85

Jan, J., Borovec, J., Petráš, D., Osafo, N., **Tomková, I.**, Hubáček, T., 2018. Vliv dostupnosti kyslíku a dusičnanů na cyklus fosforu v sedimentu–příklad nádrže Vranov. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 60(3), pp. 18-25

Výzkumné zprávy

Borovec, J., Jan, J., **Tomková, I.**, 2017. VD Sedlice – koagulační experimenty na vzorcích sedimentu. České Budějovice: Povodí Vltavy, s. p.

Životopis

Osobní údaje

Jméno a příjmení **Mgr. Ing. Iva Tomková**
Adresa Sobědraž 32, 39901 Milevsko
E-mail Iva.Tomkova@seznam.cz
Telefon +420723759123
Datum narození 1. 3. 1988

Pracovní zkušenosti

2015 – dosud Technik v chemii
Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Výzkumná infrastruktura SoWa, České Budějovice
Provádění specializovaných laboratorních analýz vody a sedimentu včetně vyhodnocování a zpracování výsledků, práce s přístroji a automatickými analyzátory (spektrofotometr, průtokový analyzátor, chromatograf, ICP-MS), zavádění a rozvoj nových analytických metod, kontrola správné analytické práce, evidence vzorků a výsledků analýz, účast na odběrech vzorků v terénu

2011 – 2014 Pomocné laboratorní práce
Biologické centrum AV ČR, v. v. i., Hydrobiologický ústav, České Budějovice
Příprava vzorků pro analýzy, zpracování a vyhodnocování dat, pomocné práce a mytí laboratorního nádobí, destilace a pomoc při organizaci fotochemických experimentů

Vzdělání

2013 – dosud Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta,
Doktorský obor Aplikovaná a krajinná ekologie
Téma disertační práce: Dynamika organického uhlíku v rybničních ekosystémech

2012 – 2015 Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta,
Magisterský obor Biologie ekosystémů – Hydrobiologie
Téma diplomové práce: Vliv doby ozařování na tvorbu nerozpustných částic v povrchových vodách

2011 – 2013 Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta,
Magisterský obor Agroekologie
Téma diplomové práce: Fotochemická transformace organicky vázaného dusíku v přírodních vodách

2007 – 2011 Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta,
Bakalářský obor Péče o životní prostředí
Téma bakalářské práce: Vliv odlesnění horských povodí na kvalitu povrchových vod

1999 – 2007 Gymnázium Milevsko, všeobecné osmileté gymnázium

Ostatní dovednosti

Angličtina pokročilý B2
Práce v Microsoft Office (Word, Excel, PowerPoint), Internetové vyhledávání
Řidičský průkaz sk. B