

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VTEI / 2025 / 3

4 / Evapotranspirace v prostředí mokřadů

16 / Výsledky sledování cizorodých látek v pevných maticích vodních ekosystémů

43 / Rozhovor s Ivanem Tučníkem, vedoucím udržitelnosti skupiny Asahi Europe & International

Psali jsme před 60 lety

Ve VTEI č. 4 z roku 1964 popisoval inž. Otakar Melzer, CSc., z Katedry chemické technologie vody na VŠCHT v Praze výzkum čištění odpadních vod z pivovarů a sladoven. Jeho příspěvek lektoroval inž. A. Nejedlý, CSc., z VÚV v Praze.

Z poznatků a výsledků získaných od roku 1949 zkoumáním množství, jakosti a čištění odpadních vod pivovarských a sladařských, obsažených ve zprávách Výzkumného ústavu pivovarského a sladařského v Praze, Výzkumného ústavu vodohospodářského v Praze a Výzkumného ústavu královopolských strojů v Brně uvádíme:

1. *Potřeba vody na 1 t zpracovaného ječmene činí 6,8 m³, odpadá 6,45 m³. Potřeba vody na výstav 1 hl piva je 1,2 m³, znečištěných vod odpadá 0,6 m³.*
2. *Koncentrace směsi těchto odpadních vod činí po odstranění nejhrubších látek na sítích s otvory Ø 1 mm průměrně 800–1 100 mg/l O₂ BSK₅ nebo 300–550 mg/l suspendovaných látek nebo 300–500 mg/l O₂ během čtyřhodinové zkoušky nebo 7–10 ml/l kalu usazeného za dvě hodiny v Imhoffově kuželu.*
3. *Množství odpadních vod během dne, týdne i roku značně kolísá. Ing. Pospíšil udává koeficient denní nerovnoměrnosti přítoku $k = 3,0$.*
4. *Ze závodů odpadá značné množství úlomků skla, zátek a písku. Pro ochranu zařízení v čistírně je proto nutné zařadit lapák těchto hmot. Zachycených látek je cca 15 l z každých 1 000 m³ odpadních vod.*
5. *Pokud závod používá dřevěných dopravníkových soudků, je třeba odpadní vody z jejich mytí před a po vysmolování odvést zvláště a před společným čištěním zbavit smoly.*
6. *Aby usazovací nádrže nebyly zbytečně přetěžovány velkým množstvím hrubých suspendovaných látek, je nutno vodu cedit na sítích s otvory v rozmezí 1,0 až 1,4 mm. Při otvorech Ø 1 mm se zachytí průměrně asi 150 l těchto látek z každých 1 000 m³ odpadních vod. Maximálně se zachytí až 800 l z 1 000 m³ odpadních vod.*
7. *Protože vody obsahují značné množství kalu, je nutno podrobit je sedimentaci. Usazený kal jeví značnou soudržnost, a proto není vhodné používat šterbinových nádrží, ale nádrží se stále stíraným dnem. Pokud se vrací zbytný biologický kal do primárních usazovacích nádrží, je nutno stále stírat hladinu. Usazovací nádrže při průměrném zdržení odpadních vod 2 hodiny 30 minut sniží znečištění asi o 25 % – posuzováno dle BSK₅, 25 % – posuzováno dle čtyřhodinové zkoušky, 40 % – posuzováno dle usaditelných látek dvouhodinovou sedimentací v Imhoffově kuželu nebo 20 % – posuzováno dle vážkového stanovení suspendovaných látek. Všechny údaje jsou odvozeny na modelu s hloubkou usazovacího prostoru $h = 1,15$ m.*

8. *Věžový biologický filtr s dosazovací nádrží provozovaný bez recirkulace snížil koncentraci odpadních vod měřeno BSK₅ z 877 na 681 mg/l O₂ při zatížení 11,85 kg/m³ · den a výšce $H = 4,15$ m. Uvedené zatížení je značně vysoké. V jarních měsících filtr poněkud zapáchá. Účinnost vyjádřená v % snížení BSK₅ činí pouze 22 %. Zatím se tedy nejeví věžový filtr jako nejvhodnější zařízení ku čištění těchto odpadních vod.*

9. *Biologický rychlofiltr s dosazovací nádrží snížil koncentraci odpadních vod měřeno BSK₅ z 547 na 423 mg/l O₂ což vztaženo na koncentraci surové vody činí 52 %, přičemž objemové zatížení činilo 8,11 kg/m³ · den O₂ BSK₅ a průměrný recirkulační poměr byl $m = 3,45$. V jarních měsících filtr také poněkud zapáchal. Při podstatně nižším objemovém zatížení bude nutno ještě rychlofiltr přezkoušet.*

10. *Aktivační nádrž s nádrží dosazovací snížila koncentraci odpadních vod měřeno BSK₅ z 888 na 325 mg/l O₂ při zatížení 1,98 kg/m³ · den a zdržení cca 4 hodiny a 30 minut. Toto zatížení je poněkud vyšší, než bude moci být používáno v praxi, a to proto, že účinnost vyjádřená v % snížení BSK₅ činí sice 63 %, avšak vznikající aktivovaný kal špatně sedimentuje a snadno splývá. Proto musí být dosazovací nádrž provedena rovněž se stíranou hladinou. Skutečně provedené nádrže budou muset mít pravděpodobně podstatně snížené objemové zatížení a delší dobu zdržení.*

Uvedené výsledky a poznatky byly získány na pokusné čistírně v pivovaru Velké Popovice. Čistírna se skládala z lapáku písku, skla a korků, děrovaných stíraných žlabů, čerpací stanice a zařízení rozdělovacího vodu na šest stejných dílů. Dále byla voda čištěna mělkou aktivací s dosazovací nádrží, na biologickém věžovém filtru s dosazovací nádrží a na biologickém rychlofiltru s dosazovací nádrží a recirkulací ode dna této nádrže. Každý ze tří biologických způsobů čištění měl předřazen vlastní šterbinovou usazovací nádrž. Další tři díly odpadních vod jsou určeny pro přirozené způsoby čištění. Biologické způsoby čištění s usazovacími nádržemi byly původně navrhovány pro průměrný průtok na každém ze zařízení 0,2 l/sec. Všechny výsledky uvedené u biologických způsobů čištění jsou zatím z dvouměsíčního období. Nelze jich tedy použít jako definitivních kritérií. Dle dosavadních výsledků bude nutno tam, kde jsou kladeny vysoké nároky na čistotu vypouštěných odpadních vod, předřadit ještě chemické srážení nebo druhý stupeň biologického čištění.

Z archivu VÚV TGM

Redakce VTEI

Obsah



3 Úvod

4 Evapotranspirace v prostředí mokřadů

Karel Pátek, Jiří Bruthans



16 Výsledky sledování cizorodých látek v pevných maticích vodních ekosystémů

Hedvika Roztočilová, Libuše Barešová, Vít Kodeš, Markéta Ackermanová, Libor Mikl, Pavel Stierand

26 Potenciál travních pásů z hlediska zadržení povrchového odtoku a sedimentu

Tomáš Laburda, Michal Vrána, Martin Neumann, Jan-František Kubát, David Zumr, Josef Krása, Petr Koudelka, Tomáš Dostál

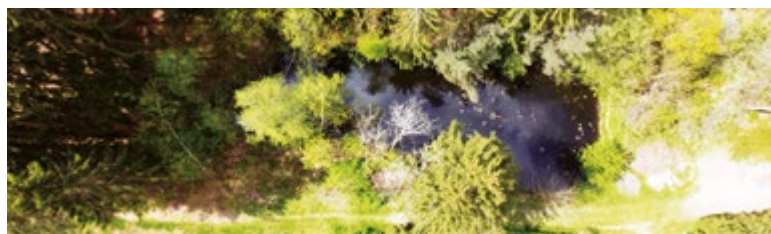


32 Šedá vodní stopa pěstování sladovnického ječmene

Dagmar Vološinová, Libor Ansorge, Lada Stejskalová

42 Rozhovor s Ivanem Tučným, vedoucím udržitelnosti skupiny Asahi Europe & International

Josef Nistler, Tomáš Hrdinka



46 Pivovar Radegast dal slovo: vrátí vodu krajině

Zdeněk Kovář

48 Navždy odešel Ladislav Kašpárek



Vážení čtenáři,

červnové číslo našeho odborného časopisu VTEI vychází v době, kdy si celý svět připomíná Světový den oceánů (8. červen). Tento svátek, vyhlášený v roce 1992 na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiru, má lidem připomenout význam oceánů a jejich životadárnou roli. Již druhým rokem je hlavním tématem tohoto svátku „Catalyzing Action for Our Ocean & Climate“, jež reaguje na celosvětovou krizi klimatu a biodiverzity. Vychází z uvědomění, že ke stabilnímu klimatu potřebujeme zdravý oceán, a apeluje na světové představitele i korporace, aby dodrželi závazky vyplývající z Globální smlouvy o oceánech a akčního plánu 30 × 30, jejichž cílem je mimo jiné směřování k udržitelnější společnosti a ochrana 30 % světových oceánů do roku 2030. Při tom platí, že ochrana oceánů začíná ochranou zdrojů vody, a zde může pomoci každý z nás.

Nyní k obsahu červnového čísla VTEI, které vám přináší pestrý výběr odborných i informativních článků. Prvním z odborných příspěvků je „Evapotranspirace v prostředí mokřadů“. Autoři Karel Pátek a Jiří Bruthans v něm shrnují nejen stav dosavadního poznání, ale prezentují i zajímavé výsledky výzkumu vlivu evapotranspirace na mokřad v západní části české křídové pánve.

Monitoring nebezpečných organických polutantů a těžkých kovů, látek akumulujících se v biotických i abiotických složkách a potravních řetězcích, je zdrojem důležitých informací o znečištění životního prostředí. Odborný příspěvek Hedviky Roztočilové a jejích kolegů o sledování cizorodých látek v pevných matricích vodních ekosystémů představuje výsledky monitoringu prováděného Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ), které poukazují na dlouhodobé zatížení povrchových vod v České republice těmito látkami.

Travní pásy v zemědělské krajině se obecně považují za efektivní metodu při snižování množství povrchového odtoku a zamezení transportu erodovaných částic dále po svahu. V pořadí třetí odborný článek Tomáše Laburdy a kolegů „Potenciál travních pásů z hlediska zadržení povrchového odtoku a sedimentu“ se zaměřuje na kvantifikaci vlivu délky zatravnění

na zachycení sedimentu unášeného povrchovým odtokem na experimentálních plochách.

Je všeobecně známým faktem, že zemědělství je největším spotřebitelem sladké vody na světě, a to v objemu dosahujícím až 70 % veškeré spotřeby vodních zdrojů. Odborný článek Dagmar Vološinové, Libora Ansorgeho a Lady Stejskalové „Šedá vodní stopa pěstování sladovnického ječmene“ se zaměřuje na koncept šedé vodní stopy jako environmentálního ukazatele napomáhajícího hodnocení dopadu zemědělské produkce na vodní zdroje a přináší i pohled na různé přístupy k zahrnutí biologicky aktivních látek do modelů šedé vodní stopy.

Informativní část červnového čísla VTEI se nemůže obejít bez rozhovoru. Pozvání k němu přijal Ivan Tučník, vedoucí udržitelnosti skupiny Asahi Europe & International, vlastníci v České republice např. pivovary Radegast, Plzeňský Prazdroj nebo Velkopopovický Kozel. Tématem rozhovoru se staly nejen spotřeba vody při vaření piva a hospodaření s vodou jako takové, ale i výzkum pěstování plodin nezbytných pro vaření piva, vodní „neutralita“ nebo vývoj pivní kultury u nás. Na rozhovor navazuje informativní článek o realizovaných projektech pivovaru Radegast zaměřených na zadržení vody v krajině.

Dne 27. března 2025 nás náhle a bez rozloučení opustil kolega Ladislav Kašpárek, jenž byl dlouholetou tváří naší instituce. Stalo se tak jen pár dní po křtu knihy *Historické povodně na Rakovnickém potoce*, jejímž byl spoluautorem. Poslední stránky červnového čísla proto věnujeme vzpomínce na tohoto výjimečného odborníka a přítele.

Vážení čtenáři, přejeme vám příjemné čtení a krásný počátek léta.

Redakce VTEI

Evapotranspirace v prostředí mokřadů

KAREL PÁTEK, JIŘÍ BRUTHANS

Klíčová slova: evapotranspirace — mokřad — vodní bilance — kolísání hladiny podzemní vody — zadržování vody v krajině

ABSTRAKT

Mokřad je prostředím, kde je voda pro vegetaci dobře dostupná, dochází zde proto k intenzivní evapotranspiraci (ET) blízké se hodnotě potenciální ET. V budoucnu lze navíc očekávat vyšší intenzitu ET kvůli pozorovanému nárůstu teplot souvisejícímu s klimatickou změnou. Vliv ET na mokřad je nutné uvažovat např. při plánování revitalizací nebo hydrologickém modelování a je při tom důležité vycházet z aktuálních poznatků přinášených velkým množstvím článků věnujících se ve světě tomuto tématu. Práce začíná stručnou rešerší dosavadních výzkumů ET v mokřadech; na ni navazuje praktická demonstrace vlivu ET v mokřadu na západě české křídové pánve.

V první (rešeršní) části práce byly články rozděleny do několika skupin podle toho, zda vycházely ze zkoumání kolísání hladiny podzemní vody (HPV), sledování průtoku vodního toku ovlivněného mokřadem, či z měření transpirace stromů nebo kombinace různých metod. Je tak ukázáno, kam se od původních pozorování kolísání HPV, např. ve Whiteově článku z roku 1932 [1], posunul současný výzkum. Ve druhé (praktické) části práce bylo v mokřadu v horním povodí Liběchovky (mírné klima, západ české křídové pánve) sledováno kolísání HPV v letním období roku 2024. V mokřadu byly instalovány čtyři piezometry reprezentující různé části mokřadu. Z naměřených dat byla vybrána období, ve kterých po několik dní docházelo k výraznému diurnálnímu kolísání HPV. Šlo o osm období o délce tří až 14 dní. Kolísání se projevilo ve všech sledovaných částech mokřadu, maxima a minima HPV nastávala v různých místech mokřadu v podobný čas, lišily se pouze amplitudy kolísání. Nejlépe bylo diurnální kolísání HPV patrné ve střední oblasti mokřadu (ve vrcholném létě dosahovala amplituda až 14,5 cm). Jako doplňující informace o podmínkách v mokřadu byla změněna vlhkost půdy v různých hloubkách na podzim a v létě. Bylo pozorováno, že se půdní profil mění mezi různými, i několik metrů vzdálenými místy, což je způsobeno dynamickou činností protékajícího vodního toku. Vlhkost písčitých vrstev (okolo 40 %) se výrazně lišila oproti vlhkosti jílovito-prachovitých vrstev (kde se pohybovala většinou mezi 70 a 80 %). Ukázalo se také, že půda v mokřadu je v celém profilu velmi blízko nasycenému stavu, a to jak na podzim, kdy neprobíhá významnější ET, tak i během léta. To znamená, že malé množství přidané/spotřebované vody stačí, aby způsobilo výrazný vertikální pohyb HPV, a tudíž může být lépe patrné diurnální kolísání HPV. Pro osm vybraných období, v nichž po několik dní docházelo k výraznému diurnálnímu kolísání HPV, byla na základě tohoto kolísání Whiteovou metodou [1] vypočtena průměrná ET sledovaného mokřadu v horním povodí Liběchovky jako $20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Rešerše i vlastní měření dohromady vypovídají o důležitosti a aktuálnosti tématu ET mokřadů a ukazují, že mokřad je potřeba vidět jako prostředí, kde je voda intenzivně využívána vegetací.

ÚVOD

Evapotranspirace (ET) je obecně důležitou součástí vodního cyklu. Mokřad jako zamokřené území s hladinou podzemní vody (HPV) blízko povrchu je prostředím, kde je voda dobře dostupná pro vegetaci. Skutečná ET je proto velmi vysoká a blíží se potenciální evapotranspiraci (PET), tedy maximální možné hodnotě limitované jen množstvím energie dostupné pro výpar.

Zatímco v půdě dochází k primární ET, v mokřadu se vypařuje vyvěrající podzemní voda nebo přítékající povrchová voda, která už jednou (primární) ET prošla. Vliv mokřadů na hladinu podzemní vody a vodnost toků je proto obzvláště výrazný v době sucha, kdy je sice obecný nedostatek vody v krajině, ale v mokřadu je díky přítoku podzemní vody ještě stále voda dostupná a intenzivní ET tam pokračuje.

Je tak třeba uvažovat vliv ET nejen při plánování revitalizací, počítání vodní bilance, v hydrologických modelech, ale měl by být brán v potaz i v legislativě, např. v souvislosti s konceptem minimálního zůstatkového průtoku nebo minimální hladiny podzemní vody. Dle platné legislativy je během suchých období omezován umělý odběr vody tak, aby byl zajištěn minimální zůstatkový průtok. Při vysokých teplotách je však možné, že spotřeba vody ET bude tak vysoká, že nebude možné dodržet minimální zůstatkový průtok (minimální hladinu) ani v případě, že budou jakékoli další umělé odběry vody zastaveny, protože mokřadní a poříční vegetace je schopná vypařovat podzemní vodu okolo vodního toku [2]. Tato otázka se stává aktuální zejména v kontextu pozorované klimatické změny, jež má za důsledek nárůst teplot a tím zároveň ještě výraznější vliv ET.

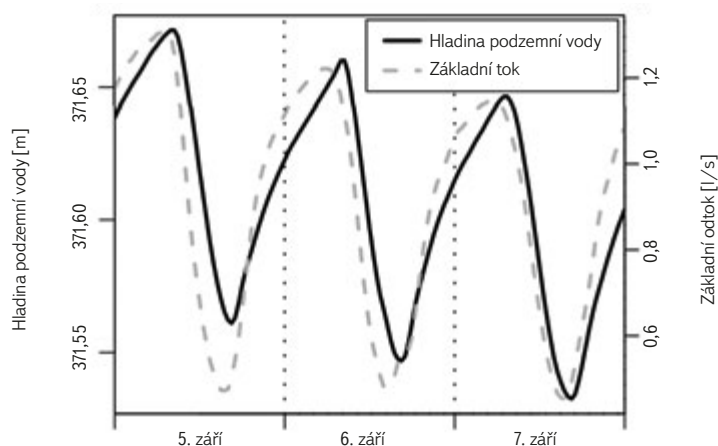
Cílem příspěvku je shrnout hlavní dosavadní výzkum v oblasti ET mokřadů a ukázat, že ET mokřadů je důležitým tématem a že i ve střední Evropě je potřeba ET uvažovat a brát ohled na aktuální poznatky. V první – teoretické – části je zpracována rešerše článků věnujících se vlivu ET v mokřadu. Ve druhé části byl jako praktická demonstrace sledován vliv ET na kolísání HPV a průtok drobného vodního toku v mokřadu v horním povodí Liběchovky.

Stručná rešerše předchozích výzkumů

ET mokřadů byla intenzivně zkoumána již v minulém století, ale zároveň jde i v současnosti o aktuální a řešené téma. Publikované články lze rozdělit do několika skupin, které budou v dalších odstavcích rozebírány podrobněji. První skupina článků detailně zkoumá vliv ET na kolísání HPV. Další skupina sleduje vztah mezi ET a průtokem vodního toku. Jiná skupina kombinuje pozorované kolísání HPV s kolísáním průtoku v drobném vodním toku protékajícím skrze mokřad. Velmi komplexně se uvedené problematice věnuje i další skupina článků, jež spojuje vliv ET, kolísání HPV a pozorování průtoku vodního toku s měřeními transpirace vegetace.

Vliv ET na kolísání HPV

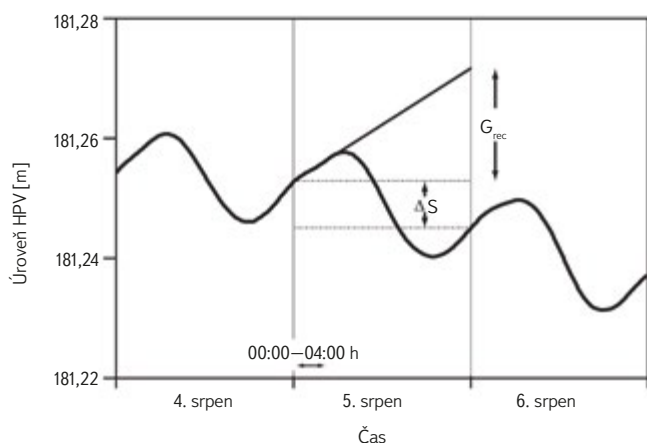
Vztah mezi ET mokřadu a kolísáním HPV sledoval už White v roce 1932 [1]. Pozoroval, že vlivem ET je HPV přes den níže než v noci. Vzniká tím pravidelné kolísání HPV v rámci dne (diurnální kolísání). Typický průběh diurnálního kolísání je dobře popsán např. v článkách Gribovského z let 2006 [3] a 2008 [4] a schematicky ho znázorňuje obr. 1.



Obr. 1. Typické diurnální kolísání HPV a základního odtoku naměřené v experimentálním povodí na úpatí Alp (upraveno podle [4])

Fig. 1. Typical diurnal fluctuation of groundwater level and baseflow measured in the experimental catchment at the foot of the Alps (modified after [4])

White [1] vytvořil metodu, jak na základě diurnálního kolísání určit velikost ET v denním kroku. Princip metody znázorňuje obr. 2. Na vertikální ose je výška HPV, na horizontální ose čas. Pro daný den G_{rec} ukazuje lineární extrapolaci očekávaného vývoje HPV pro případ, kdyby nebyla snižována ET. Extrapolace je prováděna na základě vývoje hladiny v noci mezi půlnocí a čtvrtou hodinou ranní, protože v této části dne lze ET považovat za zanedbatelnou. ΔS reprezentuje změnu zásob podzemní vody za den (tedy změnu hladiny mezi půlnocí aktuálního a předešlého dne). ET je poté získána jako součet G_{rec} a ΔS přenásobený hodnotou storativity.



Obr. 2. Výpočet ET metodou podle Whitea [1] (upraveno podle [5])

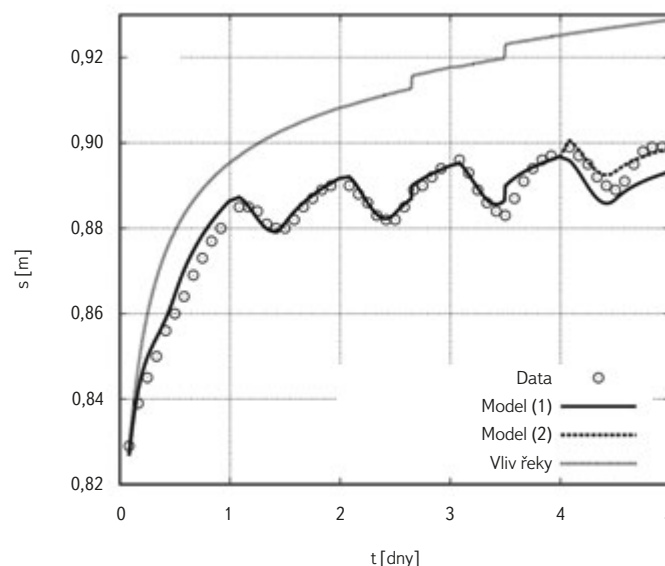
Fig. 2. ET calculation using the White method [1] (modified after [5])

Limity a chování Whiteovy metody byly detailně zkoumány např. s pomocí numerických simulací v článku Loheide [6] z roku 2005. Za nejvýraznější zdroj chyby byla označena nejistota při určování storativity (specific yield). Storativita

2 % znamená, že pokud v horninovém prostředí poklesne hladina o 1 m, bylo z horninového prostředí odebráno stejné vody, jako kdybychom z volného prostředí (např. nádobu) odebrali pouze 2 cm sloupec vody.

Někteří autoři přinesli jiné postupy určování ET z kolísání HPV. Gribovsky v roce 2008 [4] vytvořil modifikaci původní Whiteovy metody vedoucí ke zpřesnění výpočtu. Jinou metodu nabídl např. Loheide v článku rovněž z roku 2008 [7]. Carlson Mazur v roce 2014 [5] poté vytvořila modifikaci umožňující její využití pro větší rozpětí přírodních podmínek. Různé metody výpočtu ET z kolísání HPV jsou diskutovány v článku Fahle a Dietrich z roku 2014 [8]. Hodnoty byly porovnávány oproti referenčnímu měření za použití lysimetru; nejvyšší korelace s referenční hodnotou byla získána při použití metody Gribovského [4].

Významným posunem byl také článek Malamy z roku 2010 [9]. Ten odvodil analytické řešení popisující, jak se ET (zadaná jako vstupní „řídící funkce“) projeví na kolísání HPV (obr. 3). Z řešení Malamy [9] vyplývá i několikahodinové zpoždění maxima a minima HPV oproti chodu slunce, které bylo předtím v terénu pozorováno např. Gribovským [4]. Odvozené analytické řešení lze použít dvěma směry – z naměřeného diurnálního kolísání HPV při znalosti hydraulických parametrů modelovat ET, nebo zpětně z diurnálního kolísání HPV při znalosti ET odvozovat hydraulické parametry prostředí. V článku Malamy byl vytvořený model použit na naměřené diurnální kolísání HPV, čímž byla získána informace o ET, hydraulické vodivosti a změnách hladiny řeky (obr. 3). Bylo tak demonstrováno, že v principu lze z diurnálního kolísání HPV odvozovat ET i hydraulické parametry zároveň.



Obr. 3. Použití vytvořeného modelu na naměřené hodnoty diurnálního kolísání HPV v blízkosti řeky. Model (1) používá stejnou amplitudu ET pro 4. a 5. den, zatímco model (2) zohledňuje různou amplitudu ET během 4. a 5. dne. Tečkováná čára ukazuje vliv kolísající hladiny blízké řeky

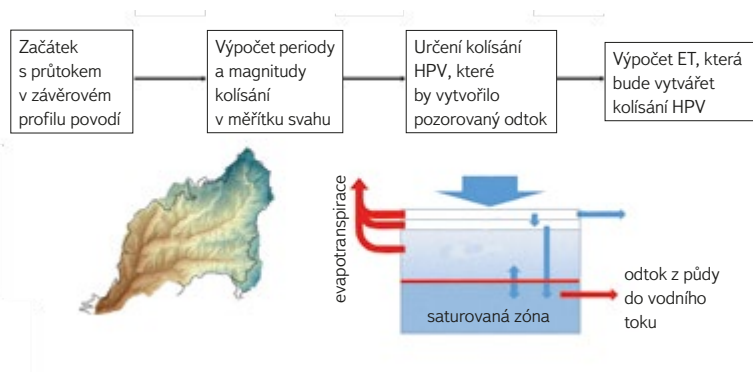
Fig. 3. Model fit of the measured values of diurnal groundwater fluctuation in the vicinity of the river. Model (1) uses the same ET amplitude for the 4th and 5th day, whereas model (2) takes into account the different ET amplitude for the 4th and 5th day. The dotted line represents the effect of fluctuating river stage

Vztah ET a průtoku vodního toku

Následující skupina článků se věnuje přímo vztahu mezi ET a kolísáním průtoku ve vodním toku. Někdy byl vztah posuzován v regionálním měřítku, příkladem je článek Daniela z roku 1976 [10]. Tento příspěvek se věnoval vztahu mezi ET ze zvodně a průtokem v blízkém vodním toku a bylo v něm popsáno analytické

řešení, které je možné využít ve srážkoodtokových modelech a modelech HPV. Dalším příkladem je článek Whittenberga z roku 1999 [11]. Stanovoval hydraulické parametry z křivek popisujících dlouhodobý pokles průtoku v rámci roku a při tom pozoroval, jak jsou průtokové křivky ovlivněny ET.

Jiné články ke vztahu mezi ET a průtokem přistupovaly v měřítku povodí. Příkladem je Zecharias [12] používající v článku z roku 1988 konceptuální model pro popis vztahu mezi odtokem a zvodní. V pozdější době přinesl významný posun také Fonley [13], jenž v roce 2019 odvodil analytický vztah pro zpětný výpočet ET ze záznamu diurnálního kolísání průtoku ve vodním toku (obr. 4).



Obr. 4. Schematický přehled Fonleyova postupu zpětného výpočtu ET ze záznamu diurnálního kolísání průtoku ve vodním toku (upraveno podle [13])

Fig 4. Schematic overview of the Fonley method of calculating ET from diurnal fluctuation of river flow (modified after [13])

ET a kolísání HPV kombinované s kolísáním průtoku ve vodních tocích

Další skupina článků řeší kolísání HPV způsobené ET, ale přidává k tomu i sledování vodního toku protékajícího mokřadem. Částečně by se sem dal přiřadit dříve zmíněný článek Gribovszkého [4], jehož hlavním přínosem bylo vylepšení metod pro výpočet ET z kolísání HPV, ale zmiňoval i vztah s kolísáním hladiny potoka. Dalším příkladem je Yeh [14], který v článku z roku 2008 v regionálním měřítku sledoval vodní bilanci půdy a využíval k tomu řadu 19 let pozorování měsíčních odtoků, úrovně HPV a půdní vlhkosti. Kromě toho i sledoval, jak se mění mocnost podpovrchové vrstvy ovlivněné ET.

Vztah mezi vlhkostí půdy a kolísáním průtoku ve vodním toku poté detailně zkoumal v článku z roku 2011 Moore [15], a to v experimentálním lese HJ Andrews v západním Oregonu. Došel k zajímavému výsledku, že pro všechny časové škály vlhkost půdy velmi dobře koreluje s množstvím vody aktuálně protékající v potoce. Korelace byla nejlepší při vysokých vlhkostech půdy.

ET, kolísání HPV a průtok ve vodních tocích v kombinaci s nezávislým stanovením transpirace vegetace

Nejkomplexněji je ET mokřadů zkoumána v člancích, jež sledují průtok ve vodních tocích, případně i kolísání HPV, ale k tomu zahrnují i nezávislé měření transpirace vegetace, např. skrze měření mizního toku stromů (sap flow). Tyto články lze rozdělit do dvou skupin podle lokality. Jedna část pochází ze semiaridního klimatu Arizony, druhá ze středomořského (mediteránního) klimatu Oregonu.

První skupinou jsou články z Arizony. Tvoří součást rozsáhlého mezinárodního programu SALSA (Semi-Arid-Land-Atmosphere), který byl zaměřen na environmentální změny způsobené člověkem v semiaridních oblastech [16]. ET ze zamokřených území podél vodních toků (riparian zone) tvoří důležitou složku vodní bilance, a byla proto v rámci projektu intenzivně zkoumána

různými metodami [17], např. byla metodou mizního toku (sap flow) měřena transpirace vrb a topolů a hodnoty byly porovnány s velikostí ET nepřímo odvozenou z vodní bilance [18]. Transpirace porostu odvozená z měření mizního toku odpovídala hodnotám naměřeným za pomoci Ramanova lidaru a byla použita pro kalibraci koeficientů v Penman-Monteithově metodě výpočtu ET. Na základě metody Bowenova poměru byla také určována ET travin. Shrnutí těchto výsledků společně s odhadem nepřesnosti stanovování složek vodní bilance a porovnáním oproti hodnotám získaným za použití modelu je detailně rozebíráno v článku Goodriche z roku 2000 [17].

Druhou skupinu tvoří články z Oregonu (experimentální les HJ Andrews). Důležité poznatky přináší článek Bond z roku 2002 [19], kde byl měřen průtok vodního toku a sledována korelace s naměřenými hodnotami mizního toku ve vegetaci. Z naměřených dat bylo odvozováno, kolik vody bylo ET spotřebováno a z jak širokého pásu okolo potoka ET probíhala. Bylo zde také detailně popsáno, v jakých částech roku se objevovalo diurnální kolísání průtoku způsobené ET.

Zajímavým příspěvkem z Oregonu je článek Wondzella z roku 2007 [20], kde bylo detailně zkoumáno zpoždění mezi denním chodem ET a kolísáním průtoku v potoce. Bylo zjištěno, že doba zpoždění závisí na rychlosti toku vody v potoce, přesněji rychlosti šíření hydraulického pulzu korytem. Pokud voda v potoce tekla rychle, konstruktivně se skládal vliv vegetace z různých částí mokřadu. Tím byl původní diurnální signál znásoben. Oproti tomu, když voda v potoce proudila pomalu, vliv vegetace z různých míst mokřadu se skládal destruktivně (vzájemně se rušil) a původní diurnální signál byl tlumen. Wondzell [20] také zmiňuje diurnální kolísání hodnot chemických ukazatelů a naznačuje, že by stejným principem mohlo být zpožděno v závislosti na rychlosti proudění vody v potoce.

Dalším příspěvkem z Oregonu je Barnardův článek z roku 2010 [21]. Cílem bylo popsat vztah transpirace a podpovrchového odtoku. Za tímto účelem byl na vybrané malé ploše měřen podpovrchový odtok z půdy, vlhkost půdy a transpirace stromů. Rovněž bylo provedeno umělé zavlažení a sledován průběh změn, které způsobilo. Bylo zjištěno, že zpoždění diurnálního kolísání vůči ET závisí na vlhkosti půdy. V tomto případě však Barnard [21] považuje za nepravděpodobné, že by se v rámci povodí mohl složit signál z různých částí povodí synchronizovaně tak, aby bylo diurnální kolísání vidět.

Z oblasti Oregonu také pochází zajímavý článek Grahama z roku 2013 [22] vypovídající o tom, jak častým jevem je diurnální kolísání způsobené ET. Bylo sledováno 15 různých povodí a výsledky byly porovnávány s měřeními mizního toku. Diurnální kolísání průtoku způsobené ET se objevilo ve všech letech a ve všech 15 povodích, což naznačuje, že nejde jen o speciální jev vázaný na malé množství lokalit.

Shrnutí stručné rešerše

Evapotranspirace v prostředí mokřadů patří i v současnosti mezi intenzivně zkoumaná témata, což vedlo v posledních 20 letech k výraznému posunu v pochopení. Diurnální kolísání HPV způsobené ET se ukazuje jako jev spojený s mnoha povodími, jak ukázal např. Graham ve svém článku z roku 2013 [22]. Pro výpočet ET z kolísání HPV byly vytvořeny modifikace původní klasické Whiteovy metody, např. metoda Gribovszkého z roku 2008 [4]. Od původních pozorování a popisu se výzkum posunul až k modelování a odvozování analytických vztahů. Ve vztahu ET a kolísání HPV je příkladem článek Malamy z roku 2010 [9], pro vztah mezi ET a kolísáním průtoku vodního toku článek, který publikoval Fonley v roce 2019 [13]. V literatuře lze rovněž najít komplexní projekty kombinující pozorování diurnálního kolísání s nezávislým stanovením ET jinými metodami, např. pomocí měření mizního toku stromů. Hlavní skupiny článků postupujících takto komplexně pocházejí ze semiaridního klimatu Arizony nebo středomořského (mediteránního) klimatu Oregonu.

Obecně je možné aktuální stav shrnout do tří následujících bodů. Zprv je obrovský posun poznání, který nastal od původních pozorování změn hladiny nebo průtoku v mokřadu. Zadruhé jde o skutečnost, že navzdory tomuto obrovskému posunu v poznání je stále potřebné provádět měření v různých lokalitách. Tato měření využívající stále se vyvíjející technologii pomohou ověřit či doplnit hydrologické modely [13]. Třetím a velmi důležitým bodem je nutnost převést tyto již získané poznatky do obecného povědomí odborníků, kteří se věnují praktické činnosti související s hydrologií a ekologií a kteří mohou přenést nové poznatky do běžné praxe. Jde o důležitý krok navazující na předchozí výzkumný posun, který je však nezbytný pro to, aby byly aktuální poznatky zohledňovány v běžné praxi. Příkladem takovéto snahy je i tento článek o ET mokřadů kombinující rešerši s měřením kolísání HPV v dlouhodoběji zkoumaném mokřadu v povodí horní Liběchovky.

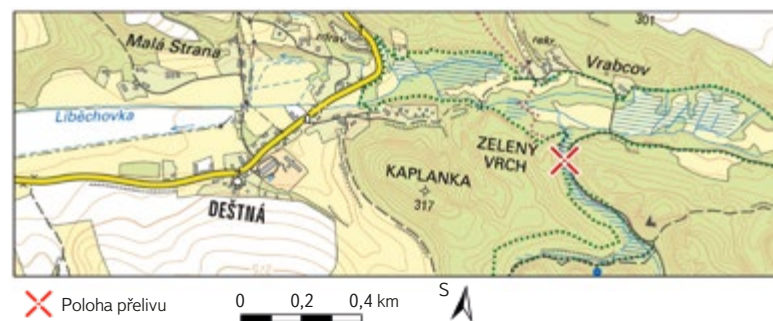
Měření vlivu ET v mokřadu na Liběchovce

Na provedenou rešerši navazuje praktická demonstrace vlivu ET na mokřad na západě české křídové pánve. Bylo sledováno kolísání HPV a odtoku z malého mokřadu na drobném přítoku v horním povodí Liběchovky. Bylo prokázáno, že i v těchto podmínkách lze pozorovat diurnální kolísání HPV způsobené ET. Provedené měření také vypovídá o tom, co lze pro měření jednoduše použít, jaké podmínky musejí být splněny a jak v praxi toto diurnální kolísání vypadá.

LOKALITA

Měření bylo prováděno v mokřadu v horní části povodí Liběchovky (obr. 5). Jde o součást hydrologického rajonu 4522 Křída Liběchovky a Pšovky. Průměrná roční teplota (počítaná na základě let 1981–2010) dosahuje 8,2 °C, průměrný roční úhrn srážek činí 595 mm [23].

Byla zvolena taková lokalita, aby lokální podmínky nebránily projevům ET. Mokřadem protéká drobný vodní tok (Soví potok), jehož hlavním zdrojem vodnosti je podzemní voda z kvádrových pískovců; rychlý odtok je zanedbatelný. Vodní tok má proto vyrovnaný průtok, na němž se může dobře projevit vliv spotřeby vody ET. Rozloha mokřadu byla na základě terénního průzkumu určena jako 19 000 m² [24].



Obr. 5. Poloha mokřadu ([24])

Fig. 5. Wetland area ([24])

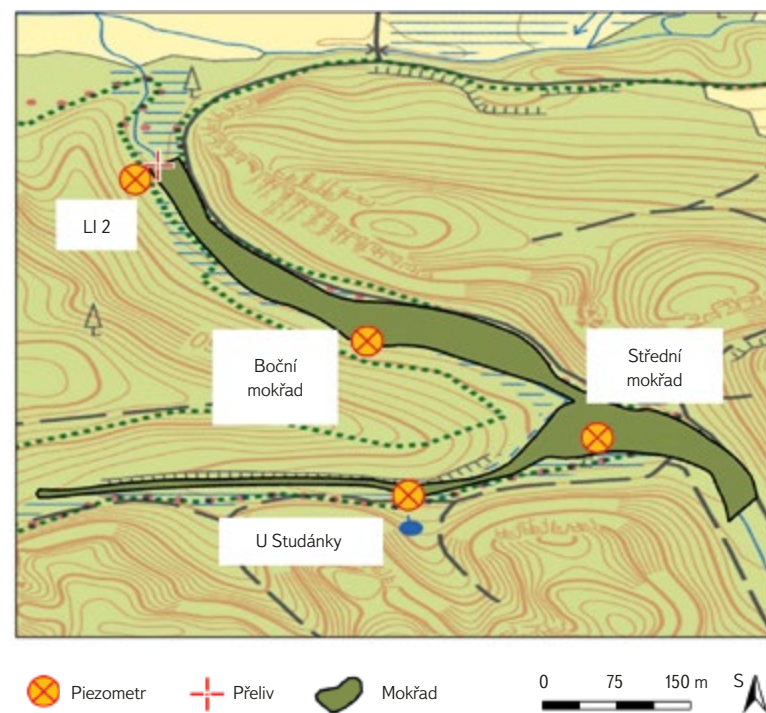
METODIKA

Jako praktická demonstrace vlivu ET v mokřadu byla sledována úroveň HPV a vlhkost půdy. HPV byla měřena piezometry, vlhkost půdy zjišťována odebráním vzorků půdy.

Měření HPV

Současná etapa navázala na předchozí měření stejných autorů [25] ze druhé poloviny léta 2022, kde bylo prokázáno, že diurnální kolísání HPV ve sledovaném mokřadu je způsobeno ET a projevuje se v teplých dnech bez deště. Nově bylo provedeno sledování celého letního období a piezometry byly rozmístěny do různých částí mokřadu, což umožnilo pozorovat postupný vývoj diurnálního kolísání HPV od jara po letní období roku 2024.

Pro zpracování byla využita měření od začátku roku 2024 do 9. září 2024. Polohu nově vybudovaných piezometrů popisujících prostorovou variabilitu HPV v mokřadu ukazuje obr. 6. Piezometr s pracovním názvem LI 2 zachycuje situaci uprostřed dolní části mokřadu, blízko zkonstruovaného přelivu. Centrální oblast mokřadu reprezentuje piezometr Střední mokřad. Piezometr Boční mokřad popisuje okraj mokřadu, kde je terén 2 m nad dnem údolí. Dle charakteru vegetace jde však v tomto místě ještě stále o mokřad s HPV blízko pod povrchem, což naznačuje, že z této strany do mokřadu přitéká podzemní voda. Odpovídá tomu i jílová vrstva, jež se v tomto místě nachází v hloubce okolo 60 cm pod terénem, a může tak tvořit málo propustnou vrstvu, po níž voda stéká. Další oblast přítoku do mokřadu reprezentuje piezometr s pracovním označením U Studánky. Byl umístěn na horní okraj mokřadu poblíž místa, kde pramení jedno z ramen vodního toku protékajícího mokřadem.



Obr. 6. Rozmístění piezometrů v mokřadu; pro celkový přehled byl vyznačen i přeliv zbudovaný v rámci předchozích prací stejného autora, viz [25] (podkladová mapa: Základní mapa 1 : 10 000 získána z [26])

Fig. 6. Location of piezometers in the wetland; for a general overview, location of the weir constructed by the same author during previous work ([25]) is also shown (background map: Base map 1 : 10,000 from [26])

Konstrukci piezometrů detailně popisuje [24]. Šlo o trubky s perforovanou spodní částí, ve kterých byla výška vodního sloupce měřena tlakovými čidly Solinst Logger. Pro přepočítání naměřeného tlaku na vodní sloupec bylo nejprve potřeba od naměřených hodnot odečíst atmosférický tlak, který byl sledován tlakovým čidlem Solinst Logger umístěným ve stejné oblasti jako mokřad. Pro kontrolu měření byla na počátku a na konci období úroveň HPV přeměřena také

ručně hladinoměrem. Pracovní názvy piezometrů a hloubku báze pod terénem ukazují *tab. 1*.

Tab. 1. Hloubka piezometru pod terénem

Tab. 1. Depth of the piezometer

Označení piezometru	Hloubka báze pod terénem [m]
LI 2	0,92
Boční mokřad	1,2
Střední mokřad	0,85
U Studánky	1,16

Měření půdní vlhkosti

Půdní vlhkost byla měřena v okolí všech instalovaných piezometrů, a byly tak zachyceny různé části mokřadu. Aby nebyl piezometr ovlivněn rozrušením okolí trubky, byly pro odběr vzorků vybírány svislice ve vzdálenosti přibližně 1,5 m od piezometru. První vzorkování proběhlo na podzim 2023 (12.–13. listopadu 2023). Jednalo se o chladné vlhké období, v němž bylo předpokládáno, že bude v půdním profilu vázáno nadprůměrné množství vody a HPV bude vysoko. Druhé vzorkování bylo prováděno za horkých letních dnů v období bez srážek (11. a 12. srpna 2024), kdy bylo očekáváno, že v půdním profilu bude podprůměrné množství vody a HPV bude nízké.

Nejprve byl vykopán profil sahající do takové hloubky, než ze stěn začala viditelně prosakovat voda, a charakter jednotlivých vrstev byl orientačně popsán. Poté byly odebrány vzorky. Úroveň vzorkování byla přizpůsobována tak, aby byly zachyceny výrazné půdní vrstvy. Při druhém vzorkování bylo potřeba vybrat místo v blízkosti piezometru, které nebylo porušeno při předchozím vzorkování, proto se pro stejný piezometr mírně odlišují profily mezi prvním a druhým vzorkováním. K odběru byly použity Kopeckého válečky o objemu 100 cm³, zarážené v horizontálním směru. V rámci daného profilu byl z každé sledované úrovně odebrán pro stanovení storativity jeden vzorek. Okamžitě po odběru byly válečky zaklopeny víčky, omotány fólií a uzavřeny do plastového sáčku, aby bylo zabráněno ztrátám vlhkosti. Ihned po návratu z terénu byly odebrané vzorky zváženy na váze s přesností 0,1 g. Na stejné váze byla poté prováděna i všechna následující vážení.

Prvním krokem při zpracování bylo zjištění saturované vlhkosti. Válečky se vzorky byly jednotlivě umístěny do nádoby, odspodu zality vodou a ponechány tři dny ponořené. Poté byly vytaženy z nádoby a zváženy. Ve dvou výjimečných případech došlo k nezanedbatelnému opadu materiálu ze vzorku, čímž byla zkreslena vlhkost vzorku v saturovaném stavu (u příslušných vzorků je přidána poznámka ve výsledných grafech). Druhým krokem bylo změření hmotnosti vysušené půdy. Nejprve byl vzorek po několik dní sušen za laboratorní teploty, poté 1,5 týdne v peci při teplotě 105 °C a na závěr byl okamžitě po vyjmutí z pece zvážen, aby nestačil nasát vzdušnou vlhkost.

Z naměřených dat byla vypočtena objemová vlhkost vzorku ve stavu při odběru (θ_{odb}) a saturovaná (objemová) vlhkost vzorku (θ_{sat}) jako:

$$\theta_{\text{odb}} = \frac{V_{\text{v odb}}}{V_{\text{vzorek}}} = \frac{m_{\text{odb}} - m_{\text{s}}}{\rho_{\text{v}} \cdot V_{\text{vzorek}}} \quad (1)$$

$$\theta_{\text{sat}} = \frac{V_{\text{v sat}}}{V_{\text{vzorek}}} = \frac{m_{\text{sat}} - m_{\text{s}}}{\rho_{\text{v}} \cdot V_{\text{vzorek}}} \quad (2)$$

kde:

- $V_{\text{v odb}}$ je objem vody ve vzorku ve stavu při odběru
- $V_{\text{v sat}}$ objem vody ve vzorku v saturovaném stavu
- V_{vzorek} objem odebraného vzorku (100 cm³)
- m_{odb} hmotnost vzorku při odběru
- m_{s} hmotnost vysušeného vzorku
- m_{sat} hmotnost vzorku v saturovaném stavu
- ρ_{v} hustota vody (1 000 kg · m⁻³)

Výsledné hodnoty vlhkosti byly poté převedeny z desetinného čísla na hodnotu v %.

Odhad ET z kolísání HPV

V prvním kroku bylo na základě měření půdní vlhkosti odhadnuto, jakou storativitu mají půdní vrstvy, v nichž probíhá diurnální kolísání HPV. To umožnilo, aby v následných krocích zpracování dat mohl být měřený pohyb HPV převeden na množství vody, které při pohybu hladiny přibývalo/ubývalo z podzemní vody. Pro odhad storativity byly z vytvořených piezometrů vybrány jen ty, kde při vzorkování v půdním profilu nebylo v hloubkách okolo úrovně HPV zachyceno mnoho různorodých vrstev.

Výpočet ET z diurnálního kolísání HPV byl proveden zjednodušeně na základě původní klasické metody Whitea [1]. Princip metody shrnuje *obr. 2* v rešeršní části článku. Nejprve byla na základě intervalu mezi půlnocí a čtvrtou hodinou ranní vypočtena průměrná změna HPV za hodinu (*r*). Tato hodnota vypovídá o dlouhodobém vývoji HPV bez vlivu denní ET. Následně byla vypočtena změna zásob vody v půdě za den (ΔZ) jako:

$$\Delta Z = h_1 - h_2, \quad (3)$$

kde:

- h_1 je úroveň HPV o půlnoci aktuálního dne
- h_2 úroveň hladiny o půlnoci následujícího dne

Kladná hodnota ΔZ znamená pokles HPV během dne, tedy úbytek vody v prostředí.

V dalším kroku byla vypočtena ET vyjádřená ve formě vodního sloupce za den:

$$ET = S \cdot (24 \cdot r + \Delta Z), \quad (4)$$

kde:

- S* je storativita prostředí
- r* průměrná změna hladiny bez vlivu ET
- ΔZ změna zásob za den

Získaná hodnota ET byla přepočtena z vyjádření ve formě vodního sloupce na vyjádření ve formě průtoku (objemu vody spotřebovaného za jednotku času). Výsledná hodnota ET mokřadu byla vypočtena jako aritmetický průměr

dílčích hodnot pro jednotlivé piezometry. Takto získaná hodnota byla na závěr porovnána s určením ET na základě kolísání průtoku vodního toku a Oudinovy metody výpočtu PET, které bylo provedeno z dřívějších dat na stejné lokalitě týmiž autory [25].

Průměrná hodnota ET vypočtená z piezometrů Whiteovou metodou byla označena jako $ET_{prům}$. Některé piezometry však kvůli výskytu mnoha různých půdních vrstev nebyly k výpočtu ET použity. Pro tyto piezometry bylo na závěr zpětně odhadnuto, jakou storativitu by musely mít, kdyby u nich ze záznamu kolísání HPV měla být Whiteovou metodou vypočtena hodnota ET rovná $ET_{prům}$. Pro tento výpočet byla využita funkce Řešitel v programu MS Excel.

VÝSLEDKY

Měření HPV

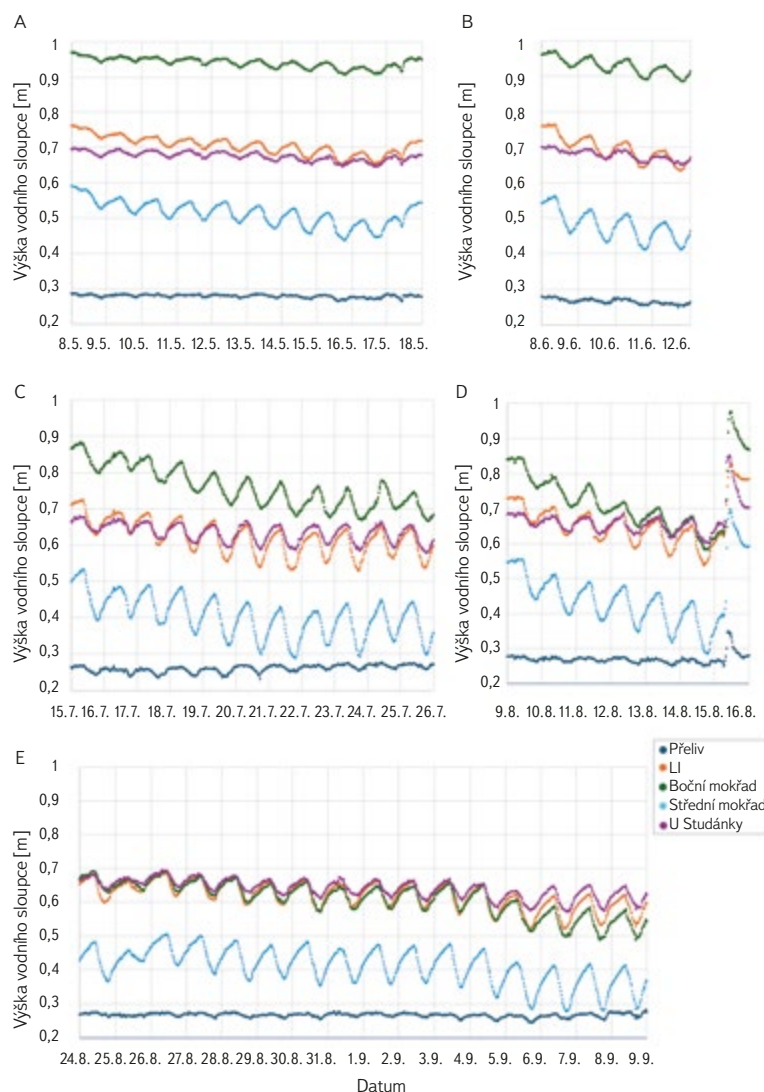
Z naměřených dat byla vybrána období, ve kterých po několik dní docházelo k výraznému diurnálnímu kolísání HPV (tab. 2). Šlo o osm období, délka jednotlivých epizod se pohybovala v rozmezí tří až 14 dní a kolísání bylo patrné vždy ve všech měřených místech mokřadu. V těchto obdobích kolísala zároveň hladina drobného vodního toku na přelivu. Amplituda kolísání hladiny potoka je však výrazně menší, maximálně 2,5 cm ve vrcholném létě, oproti amplitudě kolísání HPV, která ve vrcholném létě dosahuje až 14,5 cm u piezometru Střední mokřad.

Tab. 2. Období s diurnálním kolísáním HPV v mokřadu (rok 2024)

Tab. 2. Periods with diurnal fluctuation in groundwater level in the wetland (2024)

Od	Do	Počet dní
09. 05.	16. 05.	8
08. 06.	12. 06.	5
16. 06.	18. 06.	3
24. 06.	30. 06.	7
07. 07.	10. 07.	4
15. 07.	26. 07.	12
28. 07.	01. 08.	5
10. 08.	15. 08.	6
26. 08.	08. 09.	14

První výrazné projevy diurnálního kolísání HPV byly pozorovány na začátku května (A v obr. 7). V osm dní dlouhém období (9. až 16. května) bylo kolísání větší ve střední části mokřadu (piezometr Střední mokřad) oproti kolísání v ostatních místech mokřadu. Dalším obdobím s dobře viditelným kolísáním HPV byla první polovina června, konkrétně 8. až 12. června (B v obr. 7) a 16. až 18. června. Amplituda kolísání byla oproti květnu výraznější, zejména v případě piezometru Střední mokřad. Výjimkou byl piezometr U Studánky, kde se kolísání oproti ostatním piezometrům projevilo slaběji.



Obr. 7. Diurnální kolísání HPV ve sledovaném mokřadu na jaře (A), pozdním jaře (B), ve vrcholném létě (C, D) a na konci léta (E)

Fig. 7. Diurnal fluctuation in groundwater level in early spring (A), late spring (B), midsummer (C, D), and the end of summer (E)

Od konce července se projevilo výrazné diurnální kolísání hladiny u všech piezometrů (C a D v obr. 7). Šlo o období 24. až 30. června, 7. až 10. července, 15. až 26. července, 28. července až 1. srpna a 10. až 15. srpna, v případě piezometru U Studánky však stále zůstávala amplituda kolísání menší. Nejdelším souvislým obdobím diurnálního kolísání HPV bylo 14 dní na konci léta ve dnech 26. srpna až 8. září (E v obr. 7).

Měření půdní vlhkosti

Výsledky měření půdní vlhkosti jsou uvedeny v tab. 3 a souhrnně znázorněny v obr. 8. Vlhkost písčitých vrstev se při odběru pohybovala okolo 40 %, vlhkost jílovito-prachovitých vrstev byla výrazně vyšší, většinou mezi 70 a 80 %.

Půdní profily vzorkované na podzim a v létě u stejného piezometru byly od sebe vzdáleny jen několik metrů, ale skladba vrstev je často velmi odlišná. Ukazuje to na výrazné rozdíly mezi půdními profily v různých místech mokřadu, jež jsou důsledkem dynamické činnosti vodního toku, což zároveň obecně znamená, že je obtížné reprezentativně určit hydraulické parametry takovéhoto prostředí např. pro účely přesného modelování.

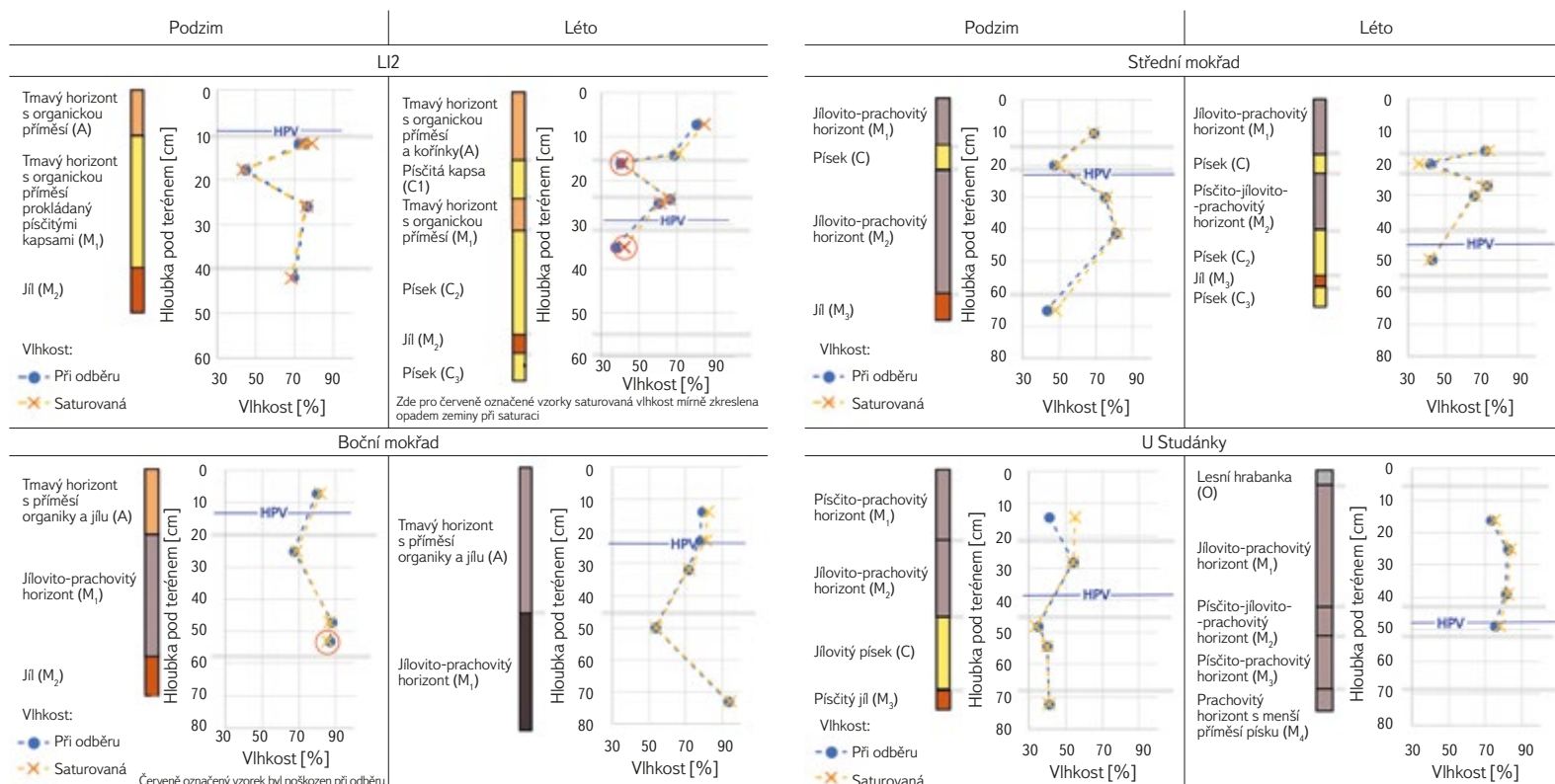
Během podzimního vzorkování byla HPV výše než v létě. V obou obdobích však byla půda v celém půdním profilu velmi blízko nasycenému stavu. Rozdíl mezi vlhkostí při odebrání a saturovanou vlhkostí byl největší v povrchových vrstvách, ale i v tomto případě dosahoval maximálně 4 %.

Bylo odhadnuto, že nepřesnost stanovení vlhkosti se pohybovala mezi 1 a 2 %. Vyplyvá to ze skutečnosti, že u některých vzorků byla naměřena vlhkost při odběru přesahující saturovanou vlhkost nebo že vrstvy pod HPV nebyly saturované. Hodnota 0 rozdílu mezi vlhkostí v saturovaném stavu a při odběru znamená, že vlhkost vzorku při odběru byla stejná nebo větší než saturovaná vlhkost.

V jednom případě vyšlo, že vzorek odebraný hluboko pod HPV nebyl saturovaný o 5 %, u druhého vyšla vlhkost vzorku výrazně převyšující saturovanou vlhkost (5 %). Tyto hodnoty byly považovány za chybu zpracování vzniklou tím, že z daného písčitého vzorku při manipulaci před vážením částečně vytekla voda. U třetího vzorku vyšlo, že těsně pod HPV byl vzorek o 3 % nesaturovaný, což bylo považováno za důsledek toho, že HPV odečtená z blízkého piezometru nemusela přesně odpovídat HPV přímo v místě vzorkovaného profilu a příslušný vzorek byl ve skutečnosti odebrán z úrovně nad hladinou vody.

Tab. 3. Výsledky měření půdní vlhkosti
Tab. 3. Results of soil moisture measurements

Podzim				Léto				
Piezometr	Hloubka pod terénem [cm]	Vlhkost při odběru [%]	Saturovaná vlhkost [%]	Piezometr	Hloubka pod terénem [cm]	Vlhkost při odběru [%]	Saturovaná vlhkost [%]	Rozdíl saturované vlhkosti a vlhkosti při odběru [%]
Boční mokřad	7	80	82	Boční mokřad	14	79	82	3
Boční mokřad	25	67	69	Boční mokřad	23	78	81	3
Boční mokřad	47	88	87	Boční mokřad	32	71	72	1
Boční mokřad	53	87	86	Boční mokřad	50	53	54	1
LI2	12	72	74	Boční mokřad	73	93	94	2
LI2	12	75	79	LI2	7	80	84	4
LI2	18	44	43	LI2	14	68	71	3
LI2	26	76	76	LI2	16	40	41	1
LI2	42	70	68	LI2	24	66	66	0
Střední mokřad	10	69	69	LI2	25	60	61	1
Střední mokřad	20	47	49	LI2	35	37	42	5
Střední mokřad	30	75	76	Střední mokřad	16	72	74	2
Střední mokřad	41	81	82	Střední mokřad	20	42	36	0
Střední mokřad	65	43	48	Střední mokřad	27	73	73	0
U Studánky	14	41	55	Střední mokřad	30	66	67	1
U Studánky	28	54	78	Střední mokřad	50	43	42	0
U Studánky	48	35	34	U Studánky	16	73	75	2
U Studánky	54	40	40	U Studánky	25	82	84	2
U Studánky	72	41	41	U Studánky	39	81	82	1
				U Studánky	49	75	78	3



Obr. 8. Měření půdní vlhkosti v mokřadu (u popisu profilu uveden v závorce půdní horizont dle půdní klasifikace)

Fig 8. Measuring soil moisture content in the wetland (in the profile description, soil horizons are described in brackets according to the soil classification)

Odhad ET z kolísání HPV

Prvním krokem bylo určení storativity vrstev půdy nacházejících se v hloubce výskytu HPV. Bylo použito letní měření vlhkosti, protože diurnální kolísání hladiny bylo zaznamenáno v teplé části roku. Ze vzorkovaných profilů byly pro zpracování vybrány piezometry Boční mokřad a U Studánky, jelikož půdní složení zde bylo s hloubkou málo proměnlivé. Z těchto piezometrů byly vybrány vzorky z úrovně nad HPV a storativita u nich byla určena jako rozdíl saturované vlhkosti a vlhkosti při odebrání. Tímto postupem byla určena storativita jako 2 % s absolutní chybou $\pm 1\%$.

Ve druhém kroku byla použita Whiteova metoda [1] pro výpočet ET na základě naměřeného diurnálního kolísání HPV v piezometrech U Studánky a Boční mokřad. Výsledky shrnuje tab. 4. Uvedené hodnoty jsou průměrnou hodnotou ET vypočtenou na základě osmi období, v nichž po několik dní docházelo k výraznému kolísání HPV. Výsledný odhad ET byl vypočten jako aritmetický průměr hodnot získaných z obou piezometrů a dosáhl hodnoty $20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ (s rozpětím $\pm 10 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ při uvažovaném rozpětí hodnot storativity $\pm 1\%$).

V závěrečném kroku byla získaná hodnota ET porovnávána s výsledky stanovení ET jinou metodou týmiž autory ve stejném mokřadu [25]. V uvedené práci

byla ET vypočtena z kolísání průtoku vodního toku za předpokladu, že nejvyšší hodnota průtoku v daném dni reprezentuje průtok neovlivněný ET. Touto metodou byla stanovena hodnota $ET 11 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Na základě výpočtu PET dle Oudina byla v uvedené práci získána hodnota ET průměrně $25 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Tyto výsledky z roku 2022 jsou v rámci přesnosti určení storativity ve shodě s hodnotami ET získanými Whiteovou metodou, jež činí $20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$.

Aby hodnota $ET 20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ za použití Whiteovy metody vyšla také u piezometru Střední mokřad, bylo zpětně vypočteno, že by storativita v případě tohoto piezometru měla být okolo 2 %. V případě piezometru LI2 bylo stejným způsobem zpětně vypočteno, že by storativita měla činit cca 1 %. Obě hodnoty jsou v rozsahu očekávaných hodnot storativity. V rámci budoucích měření bude přínosné stanovenou hodnotu storativity porovnat se storativitou získanou experimentálně jiným způsobem, např. čerpací zkouškou s malým množstvím vody čerpané z piezometrů, v jejichž okolí bude dalšími jednorázově instalovanými piezometry sledován pokles hladiny a geometrie depresního kuželu. To by mělo vést k určení storativity s výrazně vyšší přesností.

Tab. 4. ET v mokřadu vypočtená Whiteovou metodou

Tab. 4. ET in the wetland calculated using the White method

Boční mokřad				U Studánky			
Storativita	ET [$\text{mm} \cdot \text{den}^{-1}$]	ET [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1}$]	ET [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$]	Storativita	ET [$\text{mm} \cdot \text{den}^{-1}$]	ET [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1}$]	ET [$\text{l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$]
1%	0,94	0,2	11	1%	0,78	0,2	9
2%	1,89	0,4	22	2%	1,56	0,3	18
3%	2,83	0,6	33	3%	2,33	0,5	27

DISKUZE

Uvedená měření navázala na předchozí výzkumné kroky provedené stejným autorem na totožné lokalitě. Výsledky odpovídají poznatkům zahraničních článků prezentovaných v první (rešeršní) části. V práci Pátka z roku 2022 [24] bylo detekováno diurnální kolísání HPV a průtoku na jednom místě v mokřadu. Denní amplituda kolísání (rozdíl mezi maximální a minimální úrovní HPV v daném dni) rostla s vyšší teplotou. Uvedená závislost byla lépe patrná, pokud byly uvažovány jen dny bez deště, a nejvýrazněji se projevovala, jestliže byly vybrány dny s denním úhrnem slunečního svitu nad devět hodin. Tyto poznatky potvrdily předpoklad, že detekované kolísání je způsobeno vlivem ET. V navazujícím článku Pátka a Bruthanse z roku 2023 [25] bylo diurnální kolísání průtoku použito k odhadu množství vody spotřebované vegetací a výsledek byl porovnán s teoretickou metodou výpočtu potenciální ET podle Oudina. Bylo rovněž pozorováno zpoždění minima a maxima průtoku oproti chodu slunce. Obvyklý čas denního maxima (okolo 8:00) a denního minima průtoku (okolo 16:30) je ve shodě např. s výsledky Gribovského [3] získanými z experimentálního povodí na úpatí Alp, kde v srpnu docházelo k maximálnímu průtoku okolo 7:00 a k minimálnímu průtoku okolo 16:00.

Ve sledovaném mokřadu bylo k předcházejícím výzkumným krokům doplněno sledování úrovně HPV v celém mokřadu současně, což umožnilo zhodnotit prostorovou variabilitu diurnálního kolísání HPV. Kolísání probíhá v celém mokřadu včetně okrajových částí stejně a současně, přičemž nejvýrazněji se projevilo v centrální části mokřadu.

Další zajímavé poznatky přineslo měření půdní vlhkosti. Půda nad HPV byla blízko nasycenému stavu a bylo tomu tak i v letních měsících, kdy probíhala intenzivní ET. Je překvapivé, že ačkoli jde o volnou zvodeň, storativita je velmi nízká a dosahuje pouhých několika málo jednotek procent. Důvodem je převážující jemnozrnný materiál, kde je velká většina porů vyplněna vodou (kapilární tráseň) a jen velmi malý objem zabírá vzduch.

Vysoká vlhkost vyskytující se v celém půdním profilu umožňuje, aby se ET projevovala na kolísání HPV výrazněji. Prvním důvodem je snadná dostupnost vody pro kořeny rostlin. Druhým důvodem je skutečnost, že stačí malé množství vody, aby se části půdy nad HPV zcela dosytily do saturevaného stavu, a tím se zvýšila úroveň HPV (storativita je tedy nízká a dosahuje 1–4 %). Malé množství přidané/odebrané vody se tak projevuje výraznými vertikálními pohyby HPV. Vysoká vlhkost půdy v létě zároveň znamená, že voda je dobře dostupná i v suchších obdobích, kdy je ET z oblastí mimo mokřad omezovala nedostatkem vody, a relativní vliv sekundární ET mokřadu na vodní bilanci krajiny je větší.

Naměřená data umožnila provést pouze přibližný odhad storativity. Rozdíly vlhkosti nasycených vzorků oproti vlhkosti vzorků při odběru vycházely v jednotkách %, tedy řádově podobné jako přesnost použité metody. Kromě toho byly silně odlišné vlastnosti jednotlivých vrstev půdního profilu. Tato silná prostorová proměnlivost hodnot storativity naznačuje, že k výraznému zpřesnění by nevedlo ani to, kdyby bylo z jedné konkrétní hloubky daného profilu odebráno více Kopeckého válečků. Ukazuje se tím, že v budoucích pracích bude pro stanovení storativity v mokřadu vhodnější použít jiné metody, např. miniaturní čerpací zkoušku (čerpání v $\text{ml} \cdot \text{s}^{-1}$ a snížení hladiny v decimetrech okolo piezometru). Výhodou této metody navíc bude, že vypovídá o souhrnném chování většího objemu prostředí, a nebude proto tolik citlivá na nesourodé složení půdního profilu v mokřadu ovlivněné dynamickou činností vodního toku.

Diurnální kolísání způsobené ET se projevovalo v mokřadu jak na průtoku vodního toku (tedy poklesu průtoku vodního toku během dne oproti noci), tak na kolísání HPV (poklesu úrovně HPV během dne oproti noci). Spojitost mezi kolísáním obou veličin vyplývá z toho, že hlavním zdrojem vodnosti drobného vodního toku protékajícího mokřadem je podzemní voda. Měření kolísání HPV bylo snazší oproti měření kolísání hladiny vodního toku, protože pohyb HPV měl větší vertikální rozsah, než mělo kolísání hladiny vodního toku, a měření bylo tudíž relativně přesnější. V prostředích, kde je HPV blízko povrchu a zároveň je

malá časová prodleva mezi kolísáním HPV a průtokem, naznačuje tento poznatek alternativní způsob, jak jednoduše a s malými nároky na přístrojové vybavení měřit průtok vodního toku. Těsný vztah mezi úrovní HPV a průtokem vodního toku odpovídá také např. výsledkům článku Moora [15], kde byla popsána dobrá korelace mezi aktuálním průtokem v potoce a vlhkostí půdy a bylo zjištěno, že vztah je přesnější při vysokých vlhkostech půdy.

Provedená měření jsou zároveň ukázkou způsobu, jak lze diurnální kolísání HPV detekovat s relativně jednoduchým a málo nákladným vybavením. K měření dostačovaly piezometry tvořené tlakovými čidly vloženými do perforovaných trubek zapuštěných do země, jejichž instalace byla jen nepatrným zásahem do životního prostředí. Malá náročnost na údržbu umožňuje dlouhodobé sledování, což by bylo možné využít např. ke kontrole stavu mokřadu včetně včasné detekce změn (sucho, úhyn stromů). Doplnění měřicí sítě o jednoduchý přeliv umožnilo přeměřovat ručně objemovou metodou průtok v potoce. Byla vytvořena měrná křivka průtoku a záznam výšky hladiny snímaný čidly mohl být přepočítáván na záznam průtoku v potoce [25].

ZÁVĚR

Rešeršní část práce obsahuje přehled výzkumu věnujícího se vlivu ET v mokřadech na vodní bilanci. Výzkum lze rozdělit do čtyř skupin popisujících spektrum článků od těch zkoumajících detailně kolísání HPV až ke komplexnějším studiím kombinujícím kolísání HPV s průtokem vodního toku a případně také s měřením transpirace vegetace jinými způsoby, např. měřením mízního toku stromů.

Teoretické poznatky byly ve druhé části doplněny praktickým měřením ukazujícím situaci v západní části české křídové pánve. Byl sledován vliv ET na mokřad v horním povodí Liběchovky. V souladu s výsledky rešerše provedené v první části práce byly pozorovány tři hlavní skutečnosti:

- značný vliv sekundární ET v mokřadu na vodní bilanci,
- diurnální kolísání HPV, které se vlivem ET objevuje v letních měsících v celém mokřadu současně,
- časové zpoždění diurnálního kolísání HPV a průtoku vodního toku oproti chodu slunce.

Na základě diurnálního kolísání byla určena ET mokřadu jako $20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Jde o průměrnou hodnotu reprezentující teplá období v letní části roku, kdy po několik dní docházelo k výraznému diurnálnímu kolísání HPV. To je ve shodě s výsledky předchozích měření na stejné lokalitě týmiž autory [25], kde byla ET odvozována z kolísání průtoku drobného vodního toku protékajícího mokřadem a z Oudinovy metody výpočtu PET.

Byla tak podpořena nutnost uvažovat i ve střední Evropě vliv ET mokřadů na vodní bilanci, kterou ukázal Bruthans v článku z roku 2020 [2] na základě měření průtoku vodních toků. Z provedené práce a ostatních prací podobného druhu plyne následující důležitý souhrnný závěr s velkým přesahem do hydrologické praxe. Mokřad a jemu podobná prostředí nejsou prvky zadržujícími vodu v krajině, ale jde o prostředí, kde je voda naopak intenzivně spotřebovávána vegetací a za vysokých letních teplot intenzivně mizí do atmosféry.

Poděkování

Terénní měření byla podpořena projektem Technologické agentury ČR č. SS02030040 „Predikce, hodnocení a výzkum citlivosti vybraných systémů, vlivu sucha a změny klimatu v Česku“.

Literatura

- [1] WHITE, W. N., G. SURVEY (ÉTATS-UNIS). *A Method of Estimating Ground-Water Supplies Based on Discharge by Plants and Evaporation from Soil: Results of Investigations in Escalante Valley, Utah*. B. m.: U. S. Government Printing Office, 1932.
- [2] BRUTHANS, J., KADLECOVÁ, R., SLAVÍK, M., KRÁLOVÁ, M., FRYČ, T., ČURDA, J. Cause of Rapid Decrease of Discharge of Minor Streams in Central Bohemia in Summer 2019, and Extremely Low Specific Runoff: Effect of Evapotranspiration from Riparian Zone and Areas with Shallow Groundwater Table. *Geoscience Research Reports* [on-line]. 2020, s. 47–54 [citováno 2025-03-03]. ISSN 2336-5757, 0514-8057. Dostupné z: <https://doi.org/10.3140/zpravy.geol.2020.06>
- [3] GRIBOVŠZKI, Z., KALICZ, P., KUČSARA, M. Streamflow Characteristics of Two Forested Catchments in the Sopron Hills. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* [on-line]. 2006, 2(1), s. 81–92 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1787-064X, 1786-691X. Dostupné z: <https://doi.org/10.37045/aslh-2006-0007>
- [4] GRIBOVŠZKI, Z., KALICZ, P., SZILÁGYI, J., KUČSARA, M. Riparian Zone Evapotranspiration Estimation from Diurnal Groundwater Level Fluctuations. *Journal of Hydrology* [on-line]. 2008, 349(1), s. 6–17 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0022-1694. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.049>
- [5] CARLSON MAZUR, M. L., WILEY, M. J., WILCOX, D. A. Estimating Evapotranspiration and Groundwater Flow from Water-Table Fluctuations for a General Wetland Scenario. *Ecohydrology* [on-line]. 2014, 7(2), s. 378–390 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1936-0592. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/eco.1356>
- [6] LOHEIDE II, S. P., BUTLER JR., J. J., GORELICK, S. M. Estimation of Groundwater Consumption by Pheophytes Using Diurnal Water Table Fluctuations: A Saturated-Unsaturated Flow Assessment. *Water Resources Research* [on-line]. 2005, 41(7), W07030. [citováno 2025-03-03]. ISSN 1944-7973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2005WR003942>
- [7] LOHEIDE II, S. P. A Method for Estimating Subdaily Evapotranspiration of Shallow Groundwater Using Diurnal Water Table Fluctuations. *Ecohydrology* [on-line]. 2008, 1(1), s. 59–66 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1936-0592. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/eco.7>
- [8] FAHLE, M., DIETRICH, O. Estimation of Evapotranspiration Using Diurnal Groundwater Level Fluctuations: Comparison of Different Approaches with Groundwater Lysimeter Data. *Water Resources Research* [on-line]. 2014, 50(1), s. 273–286 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1944-7973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/2013WR014472>
- [9] MALAMA, B., JOHNSON, B. Analytical Modeling of Saturated Zone Head Response to Evapotranspiration and River-Stage Fluctuations. *Journal of Hydrology* [on-line]. 2010, 382(1), s. 1–9 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0022-1694. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.010>
- [10] DANIEL, J. F. Estimating Groundwater Evapotranspiration from Streamflow Records. *Water Resources Research* [on-line]. 1976, 12(3), s. 360–364 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1944-7973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/WR012i0003p00360>
- [11] WITTENBERG, H., SIVAPALAN, M. Watershed Groundwater Balance Estimation Using Streamflow Recession Analysis and Baseflow Separation. *Journal of Hydrology* [on-line]. 1999, 219(1), s. 20–33 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0022-1694. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00040-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00040-2)
- [12] ZECHARIAS, Y. B., BRUTSAERT, W. Recession Characteristics of Groundwater Outflow and Base Flow from Mountainous Watersheds. *Water Resources Research* [on-line]. 1988, 24(10), s. 1651–1658 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1944-7973. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/WR024i010p01651>
- [13] FONLEY, M., MANTILLA, R., CURTU, R. Doing Hydrology Backwards – Analytic Solution Connecting Streamflow Oscillations at the Basin Outlet to Average Evaporation on a Hillslope. *Hydrology* [on-line]. 2019, 6(4), s. 85 [citováno 2025-03-03]. ISSN 2306-5338. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/hydrology6040085>
- [14] YEH, P. J.-F., FAMIGLIETTI, J. S. Regional Groundwater Evapotranspiration in Illinois. *Journal of Hydrometeorology* [on-line]. 2009, 10(2), s. 464–478 [citováno 2025-03-03]. ISSN 1525-7541, 1525-755X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1175/2008JHM1018.1>
- [15] MOORE, G. W., JONES, J. A., BOND, B. J. How Soil Moisture Mediates the Influence of Transpiration on Streamflow at Hourly to Interannual Scales in a Forested Catchment. *Hydrological Processes* [on-line]. 2011, 25(24), s. 3 701–3 710 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0885-6087, 1099-1085. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/hyp.8095>
- [16] GOODRICH, D. C., CHEHBOUNI, A., GOFF, B., MACNISH, B., MADDOCK, T., MORAN, S., SHUTTLEWORTH, W. J., WILLIAMS, D. G., WATTS, C., HIPPS, L. H., COOPER, D. I., SCHIELDGE, J., KERR, Y. H., ARIAS, H., KIRKLAND, M., CARLOS, R., CAYROL, P., KEPNER, W., JONES, B., AVISSAR, R., BEGUE, A., BONNEFOND, J.-M., BOULET, G., BRANAN, B., BRUNEL, J. P., CHEN, L. C., CLARKE, T., DAVIS, M. R., DEBRUIN, H., DEDIEU, G., ELGUERO, E., EICHINGER, W. E., EVERITT, J., GARATUZA-PAYAN, J., GEMPKO, V. L., GUPTA, H., HARLOW, C., HARTOGSENSIS, O., HELFERT, M., HOLIFIELD, C., HYMER, D., KAHLE, A., KEEFER, T., KRISHNAMOORTHY, S., LHOMME, J.-P., LAGOUARDE, J.-P., LO SEEN, D., LUQUET, D., MARSETT, R., MONTENY, B., NI, W., NOUVELLON, Y., PINKER, R., PETERS, C., POOL, D., QI, J., RAMBAL, S., RODRIGUEZ, J., SANTIAGO, F., SANO, E., SCHAEFFER, S. M., SCHULTE, M., SCOTT, R., SHAO, X., SNYDER, K. A., SOROOSHIAN, S., UNKRICH, C. L., WHITAKER, M., YUCEL, I. Preface Paper to the Semi-Arid Land-Surface-Atmosphere (SALSA) Program Special Issue. *Agricultural and Forest Meteorology* [on-line]. 2000a, 105(1), s. 3–20 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0168-1923. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00178-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00178-7)
- [17] GOODRICH, D. C., SCOTT, R., QI, J., GOFF, B., UNKRICH, C. L., MORAN, M. S., WILLIAMS, D., SCHAEFFER, S., SNYDER, K., MACNISH, R., MADDOCK, T., POOL, D., CHEHBOUNI, A., COOPER, D. I., EICHINGER, W. E., SHUTTLEWORTH, W. J., KERR, Y., MARSETT, R., NI, W. Seasonal Estimates of Riparian Evapotranspiration Using Remote and In Situ Measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* [on-line]. 2000b, 105(1), s. 281–309 [citováno 2025-03-03]. ISSN 0168-1923. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00197-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00197-0)

[18] MAC NISH, R. D., UNKRICH, C. L., SMYTHE, E., GOODRICH, D. C., MADDOCK, T. Comparison of Riparian Evapotranspiration Estimates Based on a Water Balance Approach and Sap Flow Measurements. *Agricultural and Forest Meteorology* [on-line]. 2000, 105(1), s. 271–279 [citováno 2025-03-04]. ISSN 0168-1923. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00196-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00196-9)

[19] BOND, B. J., JONES, J. A., MOORE, G., PHILLIPS, N., POST, D., MCDONNELL, J. J. The Zone of Vegetation Influence on Baseflow Revealed by Diel Patterns of Streamflow and Vegetation Water Use in a Headwater Basin. *Hydrological Processes* [on-line]. 2002, 16(8), s. 1 671–1 677 [citováno 2025-03-04]. ISSN 0885-6087, 1099-1085. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/hyp.5022>

[20] WONDZELL, S. M., GOOSEFF, M. N., MCGLYNN, B. L. Flow Velocity and the Hydrologic Behavior of Streams during Baseflow. *Geophysical Research Letters* [on-line]. 2007, 34(24), 2007GL031256 [citováno 2025-03-04]. ISSN 0094-8276, 1944-8007. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2007GL031256>

[21] BARNARD, H. R., GRAHAM, C. B., VAN VERSEVELD, W. J., BROOKS, J. R., BOND, B. J., MCDONNELL, J. J. Mechanistic Assessment of Hillslope Transpiration Controls of Diel Subsurface Flow: A Steady-State Irrigation Approach. *Ecohydrology* [on-line]. 2010, 3(2), s. 133–142 [citováno 2025-03-04]. ISSN 1936-0584, 1936-0592. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/eco.114>

[22] GRAHAM, C. B., BARNARD, H. R., KAVANAGH, K. L., MCNAMARA, J. P. Catchment Scale Controls the Temporal Connection of Transpiration and Diel Fluctuations in Streamflow. *Hydrological Processes* [on-line]. 2013, 27(18), s. 2541–2556 [citováno 2025-03-04]. ISSN 0885-6087, 1099-1085. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/hyp.9334>

[23] KŮRKOVÁ, I., BURDA, J., ADAMOVIČ, J., BRUTHANS, J., BŮZEK, F., HERČÍK, F., KADLECOVÁ, R., KONDRŮVÁ, L. *Závěrečná zpráva, Příloha č. 2/35, Stanovení zásob podzemních vod, Hydrogeologický rajon 4522 – Křída Liběchovky a Pšovky* [on-line]. B. m.: Česká geologická služba, 2016. Rebalance zásob podzemních vod. Dostupné z: http://www.geology.cz/rebalance/vysledky/4522_zprava.pdf

[24] PÁTEK, K. *Metody stanovení evapotranspirace v mokřadech a spotřeba podzemní vody evapotranspirací mokřadů v povodí Liběchovky a Pšovky. Bakalářská práce* [on-line]. Praha: Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Ústav hydrogeologie, inženýrské geologie a užitá geofyziky, 2022. [citováno 2025-03-04]. Dostupné z: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/173263>

[25] PÁTEK, K., BRUTHANS, J. Snížení základního odtoku kvůli evapotranspiraci povrchové a podzemní vody z mokřadu v povodí Liběchovky: porovnání měření a výpočtu Oudinovou metodou. *Zprávy o geologických výzkumech* [on-line]. 2023, 56(1), s. 3–9 [citováno 2025-05-02]. Dostupné z: <https://app.geology.cz/zg/v/cs/detail/zpravy.geol.2023.07>

[26] ČÚZK 2022. *ČESKÝ ÚŘAD ZEMĚMĚŘICKÝ A KATASTRÁLNÍ, WMS služby. Základní mapa 1: 10 000 (ZM 10)* [on-line]. 12. březen 2022. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/S\(1rrwqvbhvmcmwksyycxa0d3o\)&Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadatalD=CZ-CUZK-WMS-ZM10P&metadataXSL=metadata.sluzba&head_tab=sekce-03-gp&menu=3115](https://geoportal.cuzk.cz/S(1rrwqvbhvmcmwksyycxa0d3o)&Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadatalD=CZ-CUZK-WMS-ZM10P&metadataXSL=metadata.sluzba&head_tab=sekce-03-gp&menu=3115) (již nefunkční odkaz)

Autoři

Mgr. Karel Pátek^{1,2}

✉ patek@ih.cas.cz

ORCID: 0009-0000-4042-5159

doc. RNDr. Jiří Bruthans, Ph.D.^{3,4}

✉ bruthans@natur.cuni.cz

ORCID: 0000-0002-4749-0583

¹Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i., Praha (Česká republika)

²Fakulta životního prostředí ČZU v Praze, Praha (Česká republika)

³Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha (Česká republika)

⁴Česká geologická služba, Praha (Česká republika)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2025.03.002

ISSN 0322-8916/© 2025 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

WETLAND EVAPOTRANSPIRATION

PÁTEK, K.^{1,2}; BRUTHANS, J.^{3,4}

¹Institute of Hydrodynamics of the Czech Academy of Sciences, Prague (Czech Republic)

²Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague (Czech Republic)

³Faculty of Science, Charles University, Prague (Czech Republic)

⁴Czech Geological Survey, Prague (Czech Republic)

Keywords: evapotranspiration — wetland — water balance — groundwater level fluctuation — water retention in the landscape

The wetland is an environment where water is readily available for vegetation, and therefore intensive evapotranspiration (ET) close to the potential ET value occurs. In addition, higher ET intensities can be expected in the future due to the observed increase in temperatures associated with climate change. The impact of wetland ET needs to be considered, for example, in revitalization planning or hydrological modelling, and it is important to draw on the current knowledge provided by the large number of papers worldwide. Therefore, the first part of the paper is a brief review of the wetland ET. The second part of the paper is a practical demonstration of the impact of ET on wetlands in the western part of the Bohemian Cretaceous Basin.

In the first (review) part of the paper, the articles were divided into several groups according to whether they were based on investigations of water table fluctuations, monitoring of wetland-influenced stream flow, or tree transpiration measurements, or a combination of different methods. Thus, it is shown where current research has moved since the original observations of water table fluctuations, for example in White's 1932 paper [1]. In the second (practical) part of the paper, water table fluctuations were monitored in a wetland in the upper part of the Liběchovka catchment (temperate climate, western part of the Bohemian Cretaceous Basin) in the summer of the year 2024. Four piezometers representing different parts of the wetland were installed in the wetland. From the measured data, periods in which significant diurnal water table fluctuations occurred for several days were selected; these were 8 periods of 3 to 14 days. The fluctuations were evident in all parts of the wetland surveyed, with water table maxima and minima occurring at similar times in different parts of the wetland, only the amplitudes of the fluctuations differed. The diurnal fluctuation of water table was most evident in the central part of the wetland (amplitude up to 14.5 cm in peak summer). As additional information on wetland conditions, soil moisture was measured at different depths in autumn and summer. It was observed that the soil profile changes between different locations, even several meters apart, due to the dynamic action of the flowing stream. The moisture content of the sandy layers (around 40 %) differed significantly from that of the clay-loam layers (where it was mostly between 70 and 80 %). The soil in the wetland was also found to be very close to saturated throughout the profile, both in autumn, when no significant ET takes place, and during summer. This means that the small amount of water added/consumed is sufficient to cause significant vertical movement of water table and therefore diurnal variation of water table may be more apparent. For the 8 selected periods in which significant diurnal fluctuations of water table occurred for several days, the average ET of the monitored wetland in the upper catchment of the Liběchovka stream was calculated as $20 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ by White's method [1] based on the water table fluctuation. The two parts of the paper together show that the topic of wetland ET is important and actual and demonstrate that wetlands need to be seen as environments where water is intensively used by vegetation.



Foto: K. Pátek



Výsledky sledování cizorodých látek v pevných maticích vodních ekosystémů

HEDVIKA ROZTOČILOVÁ, LIBUŠE BAREŠOVÁ, VÍT KODEŠ, MARKÉTA ACKERMANOVÁ, LIBOR MIKL, PAVEL STIERAND

Klíčová slova: POPs – rtuť – akumulace – pevné matrice – řeky ČR – biota – sediment

ABSTRAKT

Monitoring látek, jako jsou halogenované a další nebezpečné organické polutanty nebo těžké kovy, přináší důležité informace o znečištění životního prostředí. Jde o látky perzistentní, akumulující se v biotických i abiotických složkách a potravních řetězcích a z velké části také o lidské karcinogeny a endokrinní disruptory. Výsledky každoročního monitoringu prováděného Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ) ukazují dlouhodobé zatížení povrchových vod v České republice (ČR) těmito látkami. Téměř všudypřítomná je rtuť, která se v dospělých rybách nachází v koncentracích výrazně překračujících limit, a perfluorooktansulfonát (PFOS) s nadlimitními koncentracemi na polovině sledovaných profilů v rybím plůdku. Koncentrace dichlordifenyiltrichlorethanu (DDT) a polychlorovaných bifenylů (PCB) v některých případech postupně klesají. Pro vybrané kontaminanty byla zhodnocena jejich distribuce v biotických (bentické organismy, ryby, nárost) a abiotických (sedimenty, sedimentovatelné plaveniny, plaveniny) maticích, dlouhodobé trendy a zatížení jednotlivých profilů. Zahrnuto bylo i porovnání s výsledky z pasivních vzorkovačů a povrchových vod.

ÚVOD

Perzistentní látky vznikají v důsledku řady různých průmyslových a jiných antropogenních činností. Některé z nich jsou nebo byly vyráběny cíleně (pesticidy, bromované zpomalovače hoření, polychlorované bifenylly – PCB, per/polyfluoroalkylované látky – PFAS), zatímco jiné vznikají jako nechtěné vedlejší produkty (polyaromatické uhlovodíky – PAU, dioxinové látky). Zdrojem je také řada spotřebního zboží, ze kterého se mohou tyto látky uvolňovat (zpomalovače hoření používané v nábytku, v domácích spotřebičích nebo textiliích, nanomateriály, chemikálie tvořící nepřilnavé povrchy, plastifikátory, ftaláty atd.). Od místa

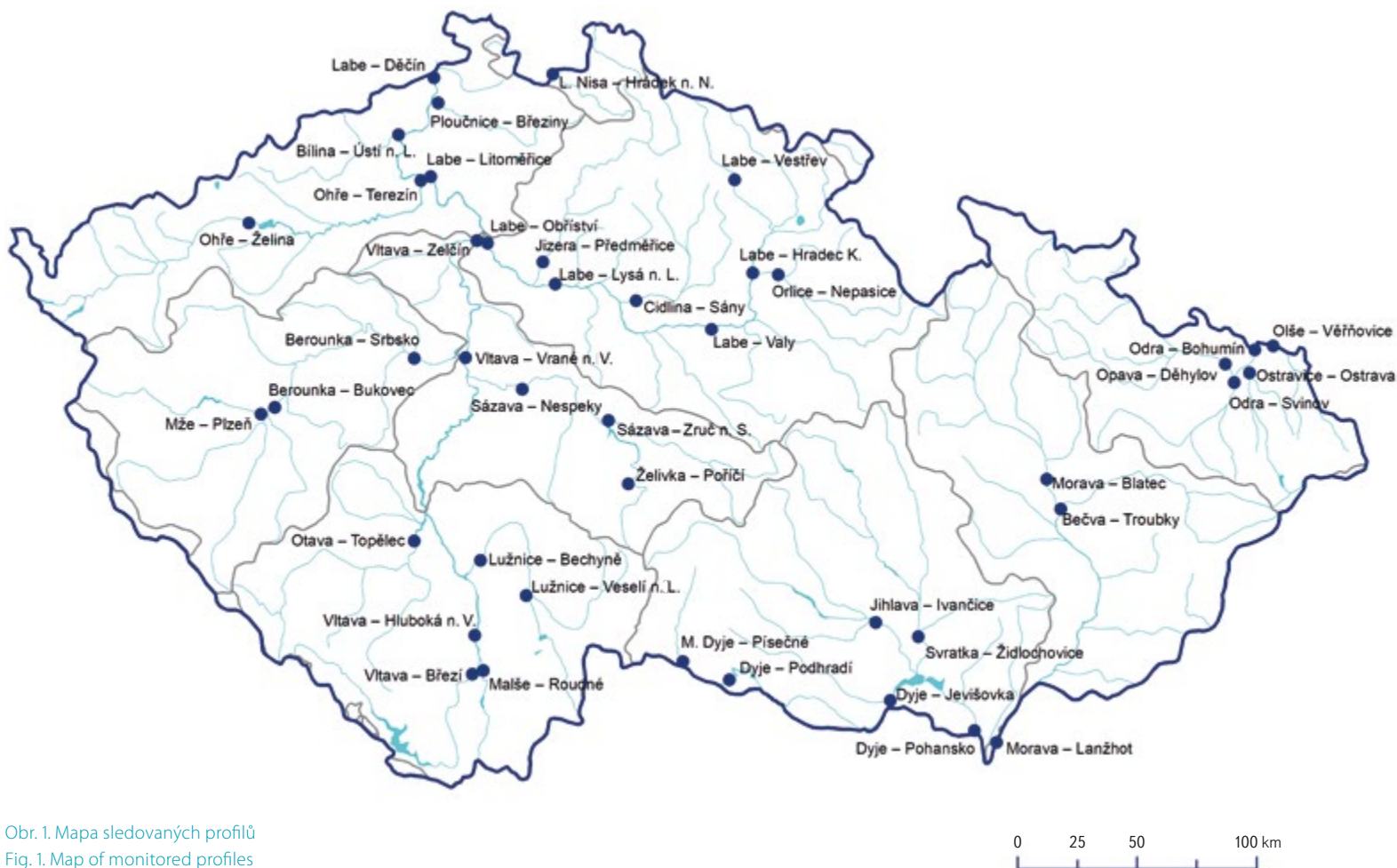
vzniku se kontaminanty mohou přenášet v ovzduší, ze kterého jsou poté globálně distribuovány i do ostatních složek životního prostředí (ŽP). Významnou cestou jejich vstupu do ŽP jsou také odpadní vody, znečištěné půdy nebo skládky odpadů [1]. Vysoká chemická stabilita a lipofilní charakter těchto látek vede k jejich sorpci na pevné částice, akumulaci v organismech a následnému přenosu potravními řetězci. Vzhledem ke schopnosti transportu na velké vzdálenosti od zdroje znečištění mají některé perzistentní organické polutanty (POPs) tendenci kontaminovat i odlehlé ekosystémy a negativně ovlivňovat zdraví organismů v globálním měřítku. U ledních medvědů mohou např. narušovat hormonální procesy [2].

Ve vodním ekosystému dochází k distribuci kontaminantů mezi různé matrice. V závislosti na fyzikálně-chemických vlastnostech mají některé látky vyšší afinitu k organickému uhlíku, a ukládají se tak převážně v sedimentech nebo plaveninách, a jiné se spíše akumulují v tukových tkáních organismů, případně se vážou na bílkoviny – např. PFAS [3]. Ve vodě se většina POPs nachází pouze v minimálních koncentracích, jelikož jejich rozpustnost je velmi nízká. Z tohoto důvodu je pro posouzení stavu znečištění vodního ekosystému určitými kontaminanty (rtuť, ftaláty, DDT nebo PCB) vhodnější sledovat právě pevné matrice. Důležitou roli zde hrají také pasivní vzorkovače, jež koncentrují rozpuštěné látky přímo z vodního sloupce, a efektivně tak umožňují jejich detekci i při velmi nízkých koncentracích [4, 5].

Kromě již dobře charakterizovaných environmentálních kontaminantů (DDT, PCB, PAU) se do ŽP dostává i řada poměrně nových, tzv. emergentních polutantů, jejichž toxické účinky nejsou dosud zcela prozkoumány. Tato skupina zahrnuje široké spektrum chemických látek, jako jsou např. léčiva, produkty osobní péče, pesticidy a jejich metabolity. Mnohé z těchto látek se vyznačují vysokou mobilitou v prostředí díky své rozpustnosti ve vodě, což může mít za následek jejich výskyt i v pitných vodách [6]. Je potřeba brát v úvahu i rozpadové produkty nebo synergické interakce mezi různými polutanty, které mohou vyvolávat toxické účinky i při koncentracích individuálně považovaných za bezpečné [7].

Tab. 1. Hodnocené matrice
Tab. 1. Evaluated matrices

Matrice	Sedimenty	Plaveniny	Sed. plaveniny	Nárost	Bentické organismy	Ryba – plůdek	Ryba – dospělec	SPMD	Voda
Počet odběrů za rok	2	2–4	6	1					12
Jednotky	[µg · kg ⁻¹ sušiny]				[µg · kg ⁻¹ mokré váhy]			[µg · kg ⁻¹ trioleinu]	[µg · l ⁻¹]



Obr. 1. Mapa sledovaných profilů
Fig. 1. Map of monitored profiles

V rámci pravidelného každoročního monitoringu pevných matic ČHMÚ sleduje obsah více než 90 látek, jež mají potenciál akumulovat se v biotických i abiotických částech vodního ekosystému. Hlavním cílem příspěvku je komplexní hodnocení znečištění vodního prostředí nebezpečnými látkami z různých hledisek se zaměřením na rozdíly mezi jednotlivými maticemi, včetně dlouhodobých trendů nebo vlivu konkrétního profilu.

METODIKA

Pro hodnocení bylo vybráno celkem 43 profilů hlavních řek ČR, na nichž se dlouhodobě vzorkují všechny sledované matrice (obr. 1). V případě biotických matic jsou tyto profily rozděleny do dvou sad, které se pravidelně po třech letech střídají. Seznam monitorovaných matic, počet odběrů za rok a příslušné jednotky jsou uvedeny v tab. 1.

Pro analýzy bentických organismů se vzorkují převážně pijavky (*Erpobdella* spp.), chrostíci (*Hydropsyche* spp.) a blešivci (*Gammarus* spp.). U dospělých ryb jde o druh jelec tloušť (*Squalius cephalus*). Pasivní vzorkovače typu SPMD (Semipermeable Membrane Device) pro sledování nepolárních organických mikropolutantů jsou naplněny tukem trioleinem a ve vodách exponovány tři týdny, sedimentovatelné plaveniny se vzorkují po dobu čtyř až osmi týdnů dle konkrétní lokality pomocí sedimentačních pastí a plaveniny se odebírají aktivně mobilní odstředivkou.

Mezi látky vybrané pro analýzu zatížení vodních ekosystémů patří: benzo(a)-pyren (B(a)P) a fluoranten (FLU) jako zástupci polyaromatických uhlovodíků (PAU), di(2-ethylhexyl)ftalát (DEHP), polybromované difenylethery (PBDE), PCB,

DDT a jeho metabolity, perfluorooktansulfonát (PFOS) a rtuť (Hg). V nárostech se z vybraných kontaminantů analyzují pouze PAU. V případě abiotických matic koncentrace nejsou normalizovány na obsah organického uhlíku. Chemické analýzy se provádějí v externích laboratořích v závislosti na matici a skupině sledovaných látek. Pro stanovení kovů a PFAS v adultních rybách byly použity vzorky svaloviny a ostatní organické látky byly analyzovány ve svalovině s kůží.

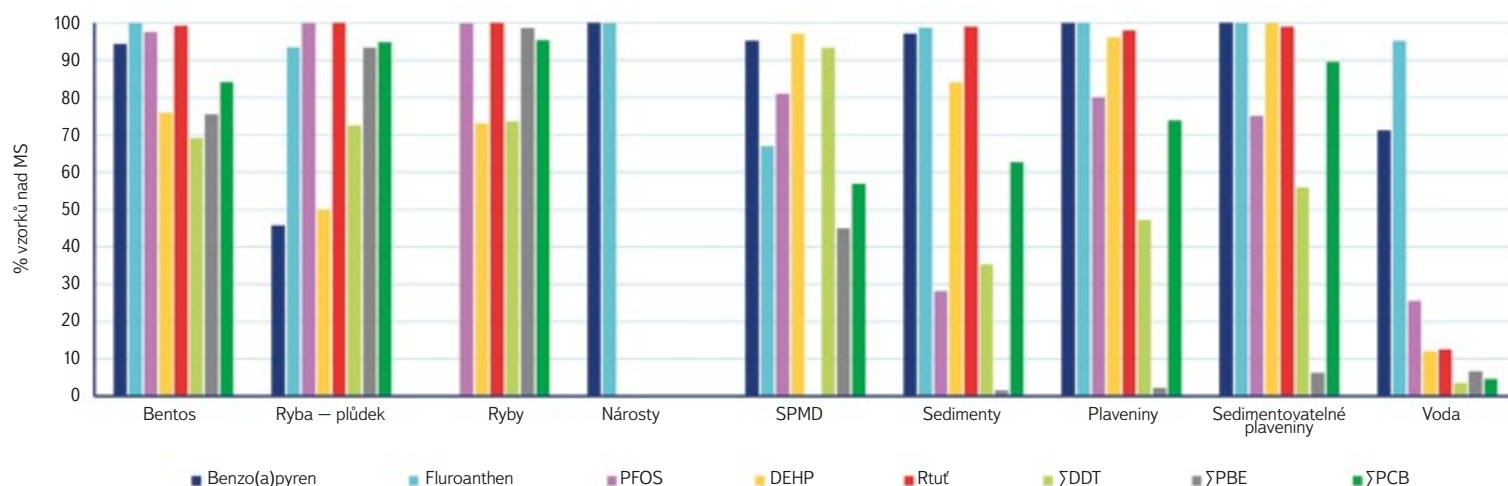
Pro interpretaci dat sloužily boxploty zahrnující data za období 2006–2023 v závislosti na typu matrice a sledované látce. Vybrané látky mají v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., stanovenou limitní koncentraci, tzv. normu environmentální kvality (NEK) pro biotu, s níž se naměřené koncentrace porovnávají.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Výskyt vybraných kontaminantů ve sledovaných maticích

Rozložení látek se mezi jednotlivými zástupci biotických a abiotických matic liší (obr. 2). Specifické rozdíly v distribuci kontaminantů mezi jednotlivými maticemi odrážejí jejich různé fyzikálně-chemické vlastnosti a interakce s prostředím. Významnou roli mohou mít rovněž parametry analytické metody, jako např. mez stanovitelnosti (MS).

PAU se nacházely nad MS ve 100 % vzorků nárostů, plavenin a sedimentovatelných plavenin. V dospělých rybách se v současné době analýzy PAU neprovádějí, jelikož v rybím organismu může docházet ve významné míře k metabolizaci těchto látek [8]. To má částečně vliv i na výskyt PAU v rybím plůdku, kde byl např. B(a)P identifikován v méně než polovině vzorků. PBDE byly nalezeny ve



Obr. 2. Výskyt vybraných látek nad MS [%] v jednotlivých matricích za období 2006–2023 (dle konkrétní matrice a látky)

Fig. 2. Occurrence of selected substances above LOQ [%] in individual matrices for the period 2006–2023 (according to specific matrix and substance)

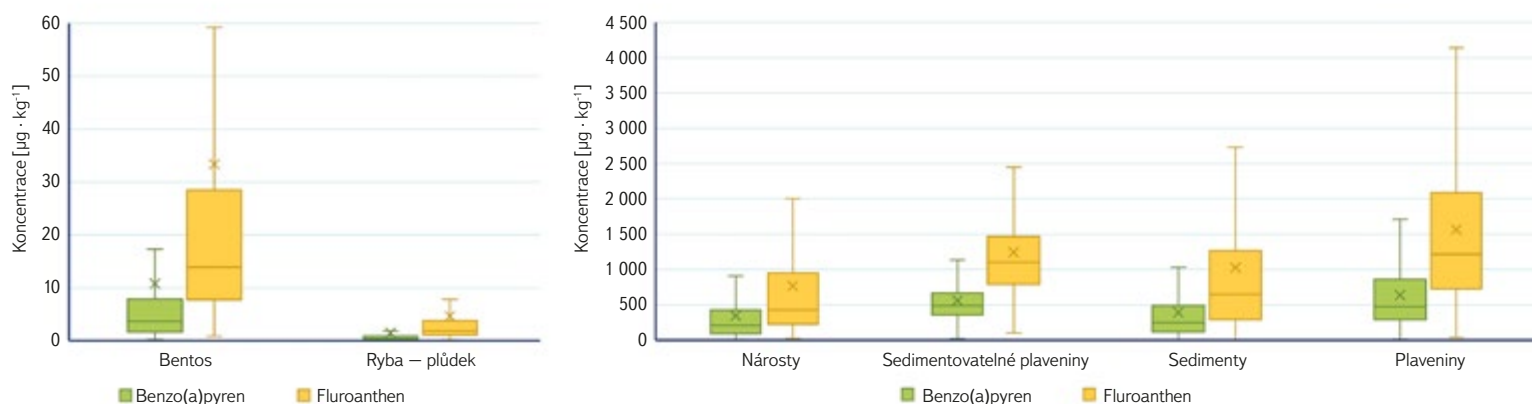
více než 75 % vzorků bioty na rozdíl od abiotických matric a vody, kde se nad MS téměř vůbec nevyskytovaly. PFOS vykazoval téměř 100% zastoupení ve vzorcích bioty, o něco nižší v abiotických matricích, s výjimkou sedimentů, kde byl stejně jako ve vodě nalezen pouze v 25 % vzorků. Rtuť byla ve všech pevných matricích detekována v téměř 100 % vzorků, zatímco ve vodě byl její výskyt zaznamenán pouze v 10 % případů.

Distribuce látek v pevných matricích povrchových vod

Jako zástupci PAU byly hodnoceny B(a)P a FLU, u nichž se koncentrace v biotě pohybují o dva až tři řády níže než v abiotických matricích (obr. 3). Výjimku představují nárosty, které na rozdíl od většiny živočichů nemají mechanismus metabolické transformace PAU, a jejich koncentrace jsou tak srovnatelné s abiotickými matricemi. V nárostech však může být přítomno i určité množství neodělitelné abiotické frakce, což může výsledné koncentrace ovlivňovat. V rybím plůdku jsou koncentrace PAU řádově nižší než v bentosu, což lze přisuzovat nejen rozdílné schopnosti metabolizace, ale i tomu, že bentické

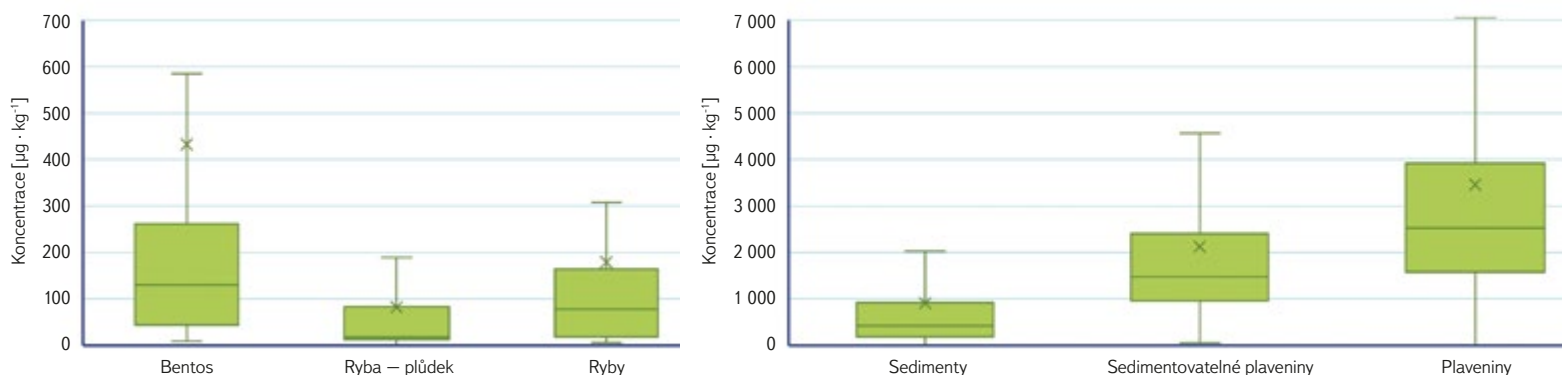
organismy jsou vystaveny významně vyšší expozici PAU ze sedimentů než ryby. Přestože u bentických organismů i plůdku ryb dochází k metabolizaci PAU podobným způsobem, a to prostřednictvím enzymatických systémů cytochromů P450, je u některých druhů bentosu tato schopnost značně limitována [9]. Nicméně nižší naměřené koncentrace původních PAU v organismech mohou být způsobeny právě jejich rychlou přeměnou na potenciálně toxičtější metabolity, jejichž koncentrace mohou být ve srovnání s výchozí látkou vyšší [9]. V abiotických matricích byly koncentrace B(a)P a FLU řádově srovnatelné, přičemž FLU byl detekován ve vyšších koncentracích ve všech matricích. Tento rozdíl lze vysvětlit větším množstvím FLU uvolňovaného při spalovacích procesech a jeho vyšší stabilitou v prostředí [10].

Další hodnocenou látkou byl DEHP, který se z bioty nejvíce kumuluje v bentických organismech (obr. 4). Jde zároveň o látku, která se v bentosu vyskytuje v nejvyšším množství ze všech sledovaných kontaminantů. V abiotických matricích jsou koncentrace DEHP nejvyšší v plaveninách a nejnižší v sedimentech, přímo úměrné obsahu celkového organického uhlíku. Podle Huang et al. [11] byla prokázána pozitivní korelace mezi určitými parametry vody, jako jsou chemická spotřeba kyslíku nebo koncentrace amonného dusíku, a koncentrací



Obr. 3. Dlouhodobá koncentrace vybraných PAU: a) biotické matrice kromě nárostů; b) abiotické matrice, nárost. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky (bentos: 2012–2023, ostatní: 2006–2023). Vyznačeny jsou mediány (–), průměry (x), kvartily (hranice boxů) a „maxima/minima“ (koncové body čar) bez odlehlých hodnot

Fig. 3. Long-term concentration of selected PAHs: a) Biotic matrices without biofilm; b) Abiotic matrices, biofilm. Individual boxes include data from all monitored profiles for selected years (benthos: 2012–2023, others: 2006–2023). Medians (–), means (x), quartiles (box boundaries), and „maximum/minimum“ (line endpoints) are indicated, excluding outliers



Obr. 4. Dlouhodobá koncentrace DEHP: a) biotické matrice; b) abiotické matrice. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky (ryba – dospělec: 2012–2023, ostatní: 2010–2023). Vyznačeny jsou mediány (–), průměry (x), kvartily (hranice boxů) a „maxima/minima“ (koncové body čar) bez odlehlých hodnot
Fig. 4. Long-term concentration of DEHP: a) Biotic matrices; b) Abiotic matrices. Individual boxes include data from all monitored profiles for selected years (adult fish: 2012–2023, others: 2010–2023). Medians (–), means (x), quartiles (box boundaries), and „maximum/minimum“ (line endpoints) are indicated, excluding outliers

DEHP v sedimentech, naopak u teploty vody nebyl žádný vliv prokázán. Na rozdíl od našich výsledků ve zmíněné studii byla naměřena vyšší koncentrace DEHP v rybách než v bentických organismech, šlo ovšem o predátorské ryby (jelec tloušť je všežravec).

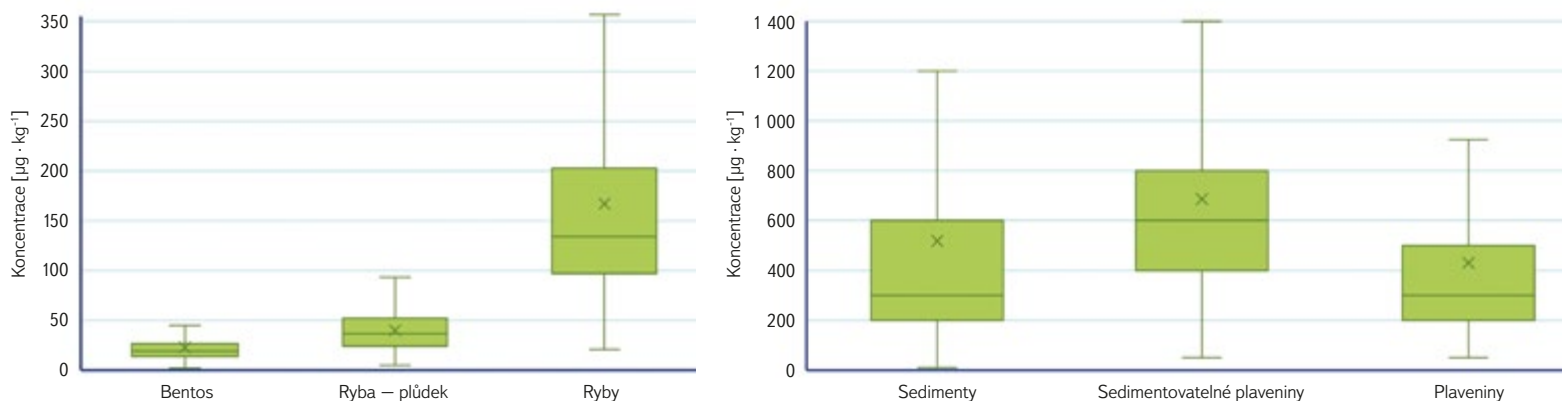
Koncentrace rtuti (obr. 5) vykazují v matricích odlišnou distribuci, než je tomu u DEHP. V rybách se rtuť dlouhodobě vyskytuje v řádově vyšších koncentracích než v ostatních biotických matricích. V dospělých rybách může být většina (až 95 %) z celkového množství rtuti zastoupena ve formě neurotoxické methylrtuti (MeHg), která se silně váže především do svalové tkáně, kde dochází k její dlouhodobé akumulaci, zatímco anorganická rtuť Hg (II) se naopak ukládá spíše do trávicí soustavy a jater, odkud je snadněji eliminována [12]. Důležitou vlastností MeHg je biomagnifikace, kdy se její koncentrace zvyšují s trofickou úrovní organismu – proto se v bentických organismech, které se nacházejí na nižší úrovni potravního řetězce, akumuluje MeHg v prokazatelně nižších koncentracích v porovnání s predátorskými druhy ryb. Na rozdíl od bioty, v abiotických matricích se většina rtuti nachází v anorganické formě (MeHg reprezentuje maximálně jednotky % z celkové Hg [13]), což může vysvětlovat negativní korelaci s obsahem organického uhlíku, kterou potvrzují i naše výsledky.

Koncentrace DDT, PCB a PFOS se z dlouhodobého hlediska vyskytují ve všech matricích v řádově podobném rozsahu (obr. 6). Mírné rozdíly byly naměřeny

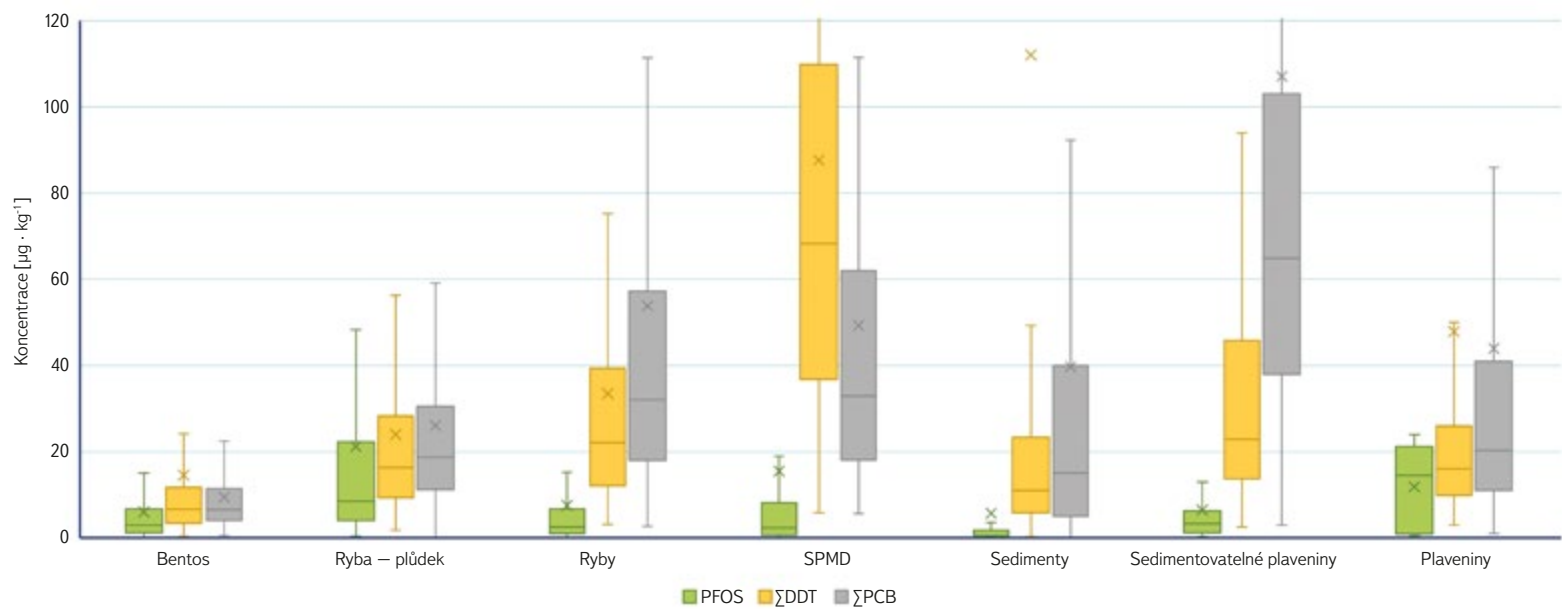
v případě PCB, jež se nacházejí v nejvyšších koncentracích v sedimentovatelných plaveninách, a DDT, u kterého byla nejvyšší míra akumulace zaznamenána v pasivních vzorkovačích typu SPMD. U SPMD jsou koncentrace vztaheny pouze na tuk, což potvrzuje vysokou afinitu DDT k tukům. Nejvyšší koncentrace PFOS jsou z biotických matric pravidelně nalézány v rybím plůdku. To může být způsobeno tím, že na rozdíl od výše zmiňovaných látek má PFOS amfifilní charakter a kromě tukové tkáně a svaloviny se ve vysokých koncentracích nachází také v krvi, kde se váže především na bílkoviny krevní plazmy [3].

Zatížení jednotlivých profilů

Z dlouhodobého hlediska jsou na sledovaných profilech patrné specifické trendy v koncentracích nebezpečných látek. Vliv na zatížení jednotlivých profilů má nejen současný průmysl, ale také staré ekologické zátěže, mezi něž je možné zařadit i říční sedimenty, při jejichž odtěžování může dojít k remobilizaci kontaminantů. V tab. 2 jsou shrnuty dlouhodobě nejzatíženější profily vybranými látkami. PAU se pravidelně nacházely ve zvýšených koncentracích na profilech Moravskoslezského kraje v oblasti Ostravsko-karvinské uhelné pánve. DDT a PCB vykazovaly nejvyšší koncentrace na koncových profilech Labe, konkrétně



Obr. 5. Dlouhodobá koncentrace rtuti: a) biotické matrice; b) abiotické matrice. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky (2006–2023). Vyznačeny jsou mediány (–), průměry (x), kvartily (hranice boxů) a „maxima/minima“ (koncové body čar) bez odlehlých hodnot
Fig. 5. Long-term concentration of mercury: a) Biotic matrices; b) Abiotic matrices. Individual boxes include data from all monitored profiles for selected years (2006–2023). Medians (–), means (x), quartiles (box boundaries), and „maximum/minimum“ (line endpoints) are indicated, excluding outliers



Obr. 6. Dlouhodobá koncentrace vybraných POPs. Jednotlivé boxy zahrnují data ze všech sledovaných profilů za vybrané roky (PCB, DDT: 2006–2023, PFOS biota: 2010–2023). Vyznačeny jsou mediány (–), průměry (x), kvartily (hranice boxů) a „maxima/minima“ (koncové body čar) bez odlehlých hodnot
Fig. 6. Long-term concentration of selected POPs. Individual boxes include data from all monitored profiles for selected years (PCB, DDT: 2006–2023, PFOS biota: 2010–2023). Medians (–), means (x), quartiles (box boundaries), and „maximum/minimum“ (line endpoints) are indicated, excluding outliers

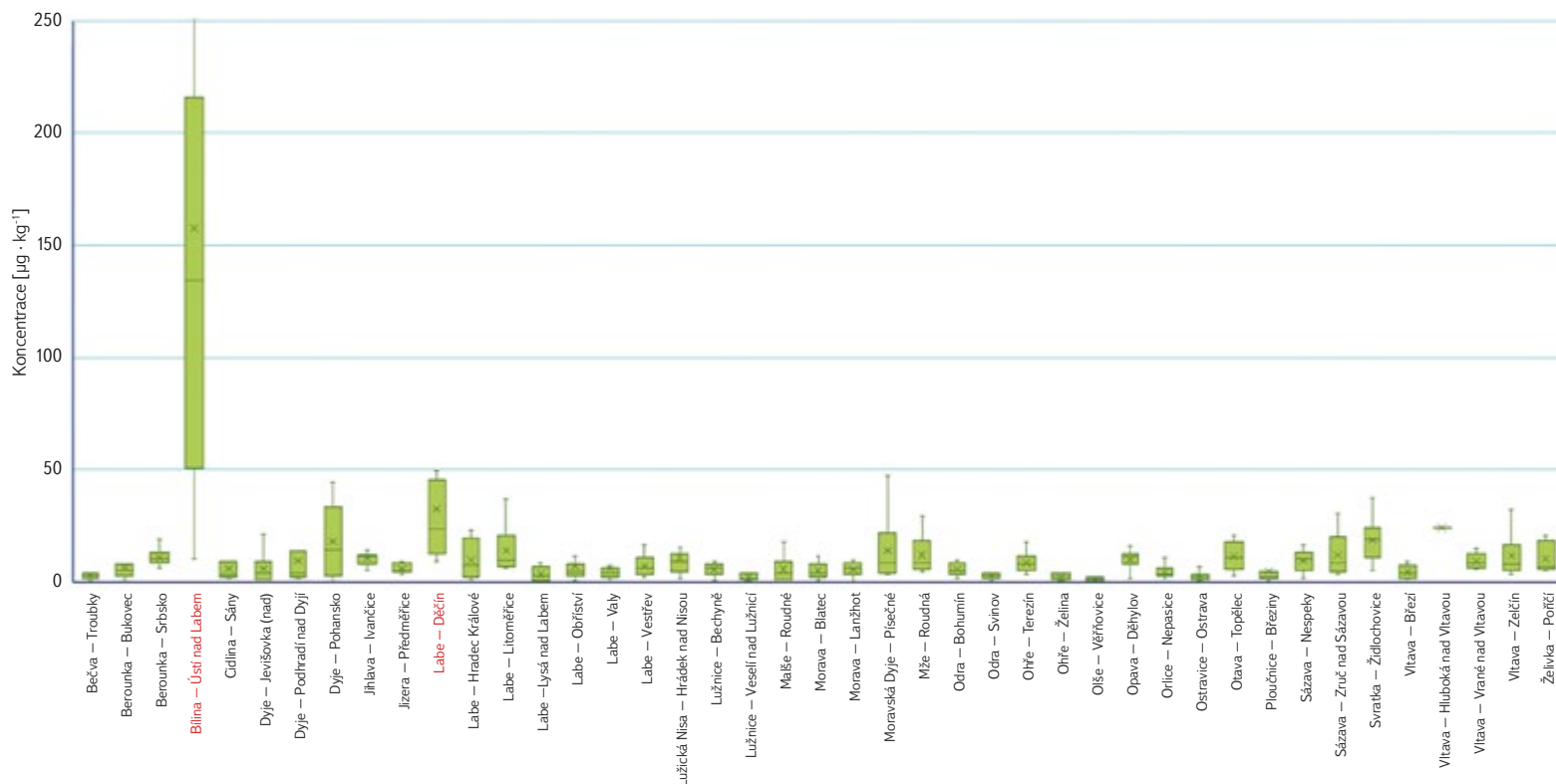
v oblasti Děčína, což může naznačovat kumulativní transport těchto POPs z horních částí povodí. V Ústeckém kraji, na profilech řek Bíliny a Ohře, se v nejvyšších koncentracích nacházel PFOS. Ve vzorcích nejen bioty, ale i v ostatních maticích byly v porovnání s ostatními lokalitami naměřeny nejvyšší koncentrace DDT na profilu Bílina – Ústí nad Labem (obr. 7).

Pro detailnější hodnocení byla analyzována bioakumulace PFOS v rybím plůdku, kde koncentrace pravidelně překračovaly limitní hodnotu NEK stanovenou na 9,1 µg · kg⁻¹ (obr. 8). Mezi hodnocenými biotickými maticemi byla nejvyšší četnost překročení této hodnoty zaznamenána právě u vzorků rybího plůdku, kde se více než 50 % analyzovaných vzorků nacházelo nad NEK. Naproti tomu u bentických organismů a dospělých ryb bylo překročení NEK zaznamenáno pouze ve 20 % vzorků za sledované období.

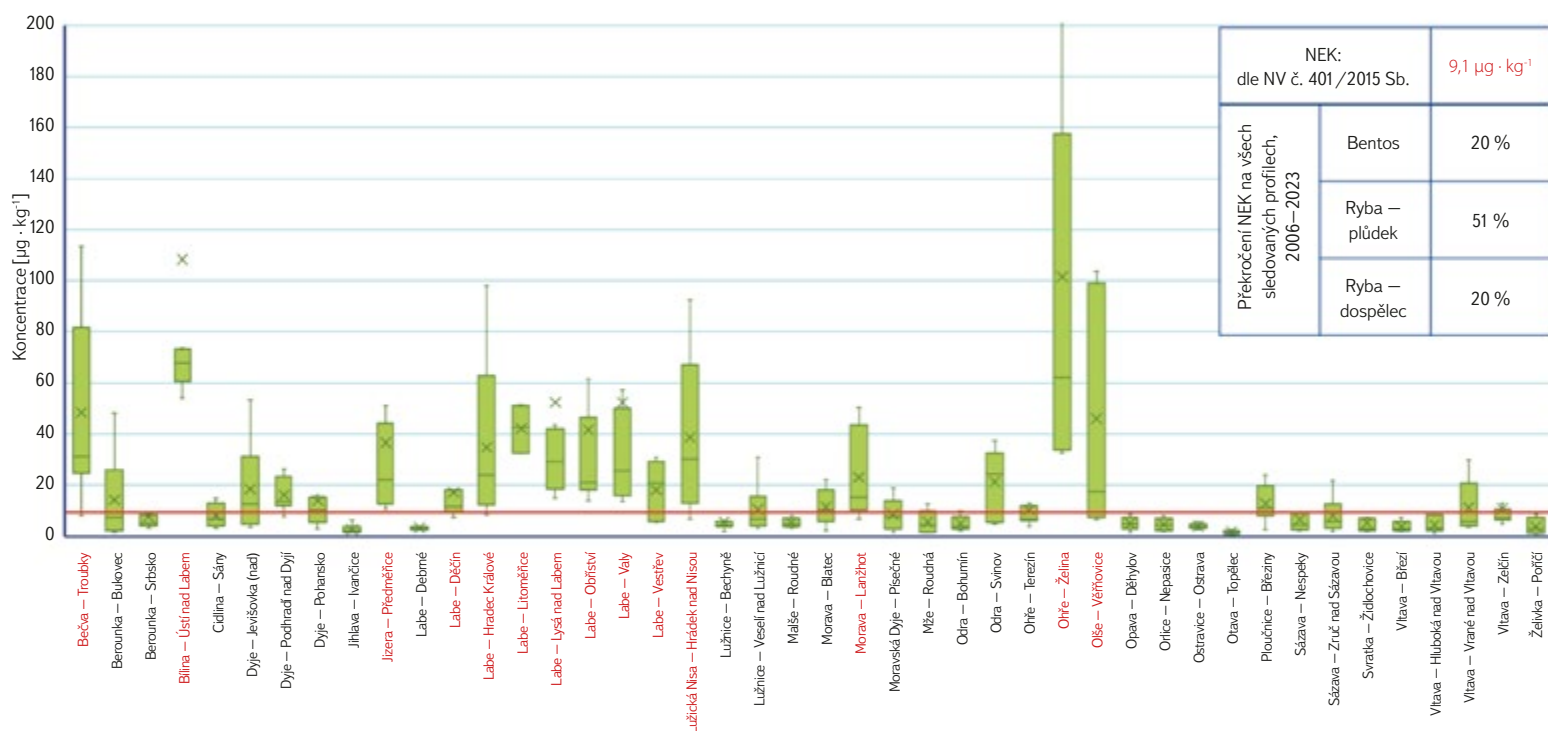
Přehled zatížení jednotlivých profilů rtuti v rybách a porovnání s hodnotou NEK pro všechny biotické matrice shrnuje obr. 9. Norma environmentální kvality pro rtuť, stanovená na 20 µg · kg⁻¹, byla v dospělých rybách překročena ve 100 % vzorků. Přesto ale v rámci evropského hodnocení povrchových vod ČR (obdobně jako řada dalších států), vzhledem k nestandardizovaným hodnotícím postupům, vykazuje z hlediska zatížení rtutí na většině profilů dobrý chemický stav, který byl ovšem vypočítán z koncentrací Hg ve vodě, nikoli v rybách. Naproti tomu např. ve Švédsku, které pro hodnocení chemického stavu využívá právě koncentrace rtuti získané z bioty, vychází na všech měřených profilech špatný stav, přestože koncentrace Hg v rybách mohou být nižší než naše [14, 15].

Tab. 2. Nejzatíženější profily vybranými látkami v jednotlivých maticích
Tab. 2. Profiles exhibiting maximal contamination by target substances in environmental matrices

	Benzo(a)pyren	PFOS	Σ PCB	Σ DDT
Bentos	Odra – Bohumín	Bílina – Ústí n. L.	Labe – Děčín Jizera – Předměřice	Bílina – Ústí n. L.
Ryba – plůdek	Morava – Blatec	Bečva – Troubky Ohře – Želina Labe – Obříství	Labe – Litoměřice Svratka – Židlochovice	Dyje – Pohansko Bílina – Ústí n. L.
Ryba – dospělec	Neměřeno		Labe – Děčín	Labe – Děčín
SPMD	Odra – Bohumín	Bílina – Ústí n. L.	Labe – Valy	Dyje – Pohansko
Sedimenty	Odra – Bohumín	Bílina – Ústí n. L. Ohře – Želina Ohře – Terežín		
Plaveniny	Odra – Bohumín Bečva – Troubky	Labe Bílina – Ústí n. L.	Labe – Děčín	Bílina – Ústí n. L. Labe – Děčín
Sedimentovatelné plaveniny	Morava – Blatec L. Nisa – Hrádek			

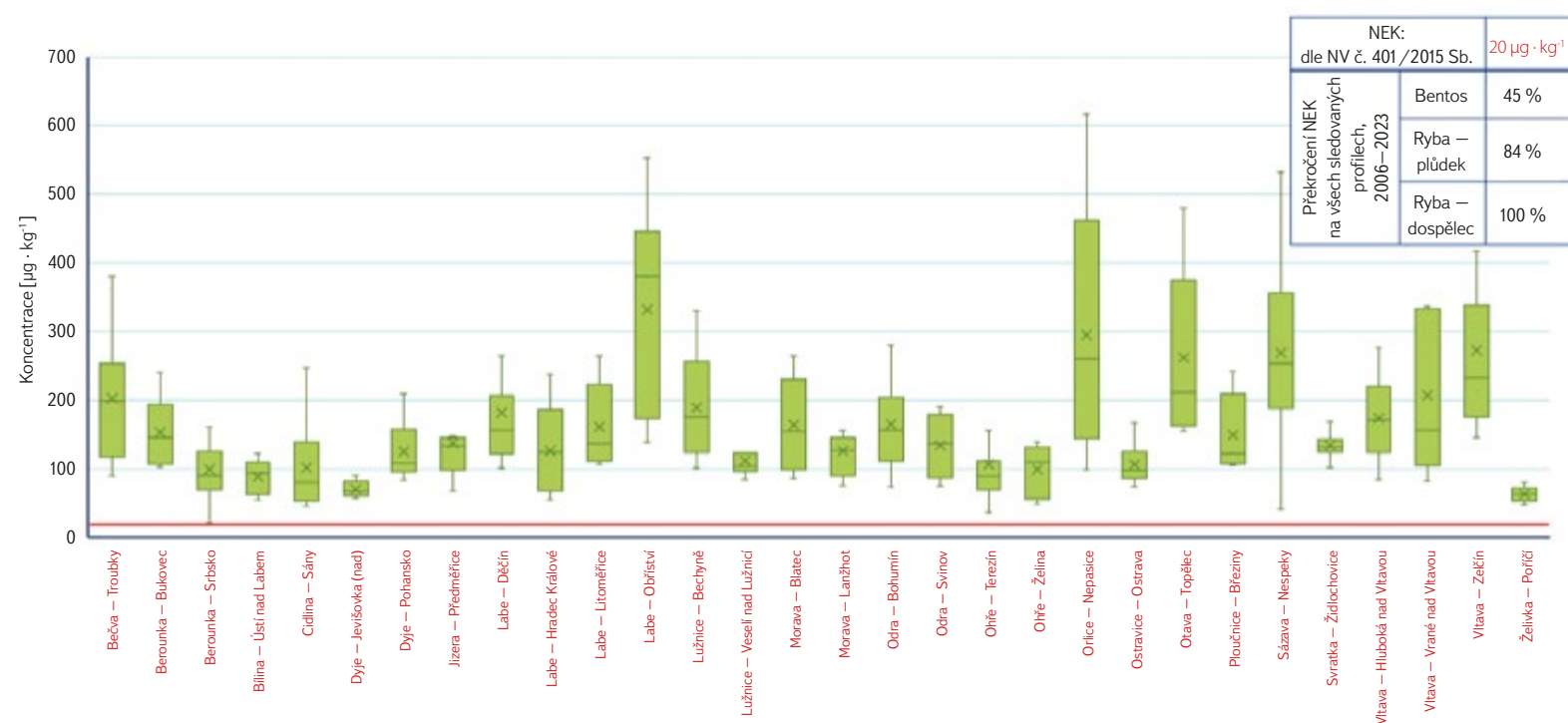


Obr. 7. Koncentrace DDT v bentických organismech na jednotlivých profilech za období 2006–2023; červeně jsou označeny profily s nejvyššími naměřenými koncentracemi
Fig. 7. DDT Concentrations in benthic organisms across monitored profiles for the period 2006–2023; profiles with the highest measured concentrations are marked in red



Obr. 8. Koncentrace PFOS v rybím plůdku na jednotlivých profilech za období 2010–2023; červeně jsou označeny profily, kde byla limitní hodnota NEK (červená linie) překročena u téměř všech vzorků (v tabulce je uvedeno zastoupení profilu [%] s překročenou NEK za sledované období v biotických maticích)

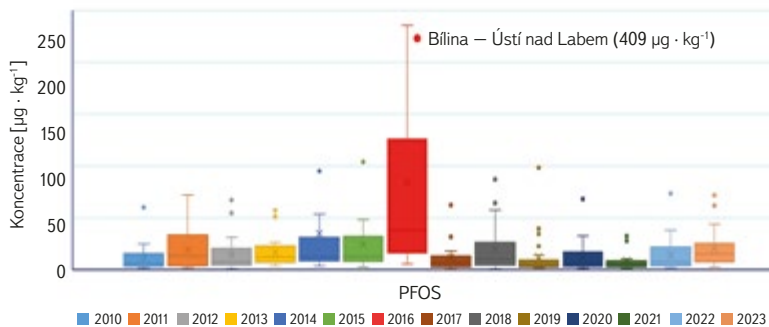
Fig. 8. PFOS concentrations in juvenile fish across monitored profiles for the period 2010–2023; profiles marked in red indicate locations where the Environmental Quality Standard (EQS) limit (red line) was exceeded in almost all samples (the table presents the percentage of profiles exceeding the EQS during the monitored period in biotic matrices)



Obr. 9. Koncentrace Hg v dospělých rybách na jednotlivých profilech za období 2006–2023; červeně jsou označeny profile, kde byla limitní hodnota NEK (červená linie) překročena u téměř všech vzorků (v tabulce je uvedeno zastoupení profilu [%] s překročenou NEK za sledované období v biotických maticích)
Fig. 9. Hg concentrations in adult fish across monitored profiles for the period 2006–2023; profiles marked in red indicate locations where the Environmental Quality Standard (EQS) limit (red line) was exceeded in almost all samples (the table presents the percentage of profiles exceeding the EQS during the monitored period in biotic matrices)

Dlouhodobý trend

Za sledované období byl dále hodnocen dlouhodobý vývoj koncentrací. Pro jednotlivé zástupce biotických a abiotických matic se trendy neliší, ovšem rozdíl mezi těmito dvěma skupinami byl u vybraných látek zaznamenán. Klesající trend byl identifikován na části profilů u biotických matic pouze v případě DDT a PBDE. Koncentrace rtuti ve všech maticích nebo B(a)P v abiotických maticích zůstávají v průběhu let řádově stabilní. Naopak B(a)P v biotě nebo PFOS v abiotických maticích vykazují spíše kolísající vývoj koncentrací bez zjevné systematické závislosti. Např. u koncentrace PFOS v rybím plůdku nebyl zaznamenán klesající trend, a to i přes jeho zařazení do Stockholmské úmluvy v roce 2009, jež výrazně omezila jeho produkci [16] (obr. 10). Historicky nejvyšší koncentrace PFOS (409 µg · kg⁻¹) byla naměřena na profilu Bílina – Ústí nad Labem v roce 2016 v rybím plůdku.



Obr. 10. Dlouhodobý trend pro PFOS v rybím plůdku s vyznačenou maximální koncentrací
Fig. 10. Long-term trend of PFOS in juvenile fish with indicated maximum concentration

ZÁVĚRY

Pro komplexní hodnocení znečištění vodních ekosystémů je třeba provádět systematický monitoring všech matic z důvodu nerovnoměrné distribuce kontaminantů mezi nimi. Z hlediska biotických matic byly v dospělých rybách naměřeny nejvyšší koncentrace rtuti, u níž je akumulace přímo úměrná trofické úrovni potravního řetězce. Naopak PAU a DEHP byly v nejvyšších koncentracích detekovány v benthických organismech, jež nedokážou tyto látky efektivně metabolizovat. V rybím plůdku dominoval PFOS, který se ve významné míře akumuluje nejen v tucích a svalovině, ale také v krvi. U abiotických matic byly zvýšené koncentrace látek detekovány v plaveninách (DEHP, PFOS) a v sedimentovatelných plaveninách (DDT, PCB). V sedimentech jsou koncentrace těchto POPs nižší, což může souviset i s nižším obsahem organického uhlíku v této matici.

Kontinuální vývoj analytických metod umožňuje monitoring stále většího spektra cizorodých látek, což v kombinaci s perspektivními technologiemi pro eliminaci toxických látek, zelenými výrobními postupy a průběžnou aktualizací environmentální legislativy může vést k postupné minimalizaci antropogenní zátěže. Problémem vyhodnocení současných výsledků ovšem zůstává, že i přes velký počet měřených ukazatelů jsou limity zajišťující dobrý stav vodních ekosystémů stanoveny pro biotu jen pro velmi omezené množství látek a pro abiotické pevné matrice vůbec.

Poděkování

Príspevek byl vytvořen za podpory projektu Národní agentury pro zemědělský výzkum (NAZV) č. QL24010384 „Střednědobý trend v chování mikropolutantů pocházejících z odpadní vody nebo kalů z čistíren odpadních vod v půdním prostředí“ a v rámci DKRVO (Dlouhodobá koncepce rozvoje výzkumné organizace) ČHMÚ na období 2023–2027 financované MŽP ČR.

Literatura

- [1] OCHS, C., GARRISON, K., SAXENA, P., ROMME, K., SARKAR, A. Contamination of Aquatic Ecosystems by Persistent Organic Pollutants (POPs) Originating from Landfills in Canada and the United States: A Rapid Scoping Review. *Science of The Total Environment*. 2024, 924, 171490. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.171490>
- [2] OSKAM, I. et al. Organochlorines Affect the Steroid Hormone Cortisol in Free-Ranging Polar Bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard, Norway. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 2004, 67, s. 959–977. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/15287390490443731>
- [3] ZHANG, X., CHEN, L. FEI, X. C., MA, Y. S., GAO, H. W. Binding of PFOS to Serum Albumin and DNA: Insight into the Molecular Toxicity of Perfluorochemicals. *BMC Molecular Biology*. 2009, 10, 16. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/1471-2199-10-16>
- [4] GRABIC, R. *Využití pasivních vzorkovačů POCIS pro monitoring farmak a pesticidů v povrchových vodách*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2018.
- [5] GRABIC, R. *Metodika sledování kontaminace povrchových vod organickými cizorodými látkami pomocí pasivních vzorkovačů*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2015.
- [6] MARUMURE, J. et al. Emerging Organic Contaminants in Drinking Water Systems: Human Intake, Emerging Health Risks, and Future Research Directions. *Chemosphere*. 2024, 356, 141699. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.141699>
- [7] LAGUNAS-RANGEL, F. A., LINNEA-NIEMI, J. V., KUDLAK, B., WILLIAMS, M. J., JÖNSSON, J., SCHIÖTH, H. B. Role of the Synergistic Interactions of Environmental Pollutants in the Development of Cancer. *Geohelth*. 2022, 6(4), e2021GH000552. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2021GH000552>
- [8] WOO, S. J., CHUNG, J. K. Cytochrome P450 1 Enzymes in Black Rockfish, *Sebastes Schlegelii*: Molecular Characterization and Expression Patterns after Exposure to Benzo[a]pyrene. *Aquatic Toxicology*. 2020, 226, 105566. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/J.AQUATOX.2020.105566>
- [9] RUST, A., BURGESS, R., BROWNAWELL, B., MCELROY, A. Relationship between Metabolism and Bioaccumulation of Benzo[a]pyrene in Benthic Invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry/SETAC*. 2004, 23, s. 2 587–2 593. Dostupné z: <https://doi.org/10.1897/03-354>
- [10] STOGIANNIDIS, E., LAANE, R. Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2015, 234, s. 49–133. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-3-319-10638-0_2
- [11] HUANG, P. C., TIEN, C. J., SUN, Y. M., HSIEH, C. Y., LEE, C. C. Occurrence of Phthalates in Sediment and Biota: Relationship to Aquatic Factors and the Biota-Sediment Accumulation Factor. *Chemosphere*. 2008, 73(4), s. 539–544. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2008.06.019>
- [12] LESCORD, G. L., JOHNSTON, T. A., BRANFIREUM, B. A., GUNN, J. M. Percentage of Methylmercury in the Muscle Tissue of Freshwater Fish Varies with Body Size and Age and Among Species. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2018, 37, s. 2 682–2 691. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/etc.4233>
- [13] MANCINI, L. et al. Mercury (Hg) and Methylmercury (MeHg) in Sediment and Biota: A Case Study in a Lagoon in Central Italy. *Mar Pollut Bull*. 2022, 175, 113308. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2021.113308>
- [14] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *European Waters – Assessment of Status and Pressures*. 2012. Dostupné z: <https://doi.org/10.2800/63266>
- [15] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *European Waters – Assessment of Status and Pressures*. 2018. Dostupné z: <https://doi.org/0.2800/303664>
- [16] MCGACHY, L., KROUŽEK, J., ŠKAROHLÍD, R. Perzistentní organické látky PFAS: výzvy, dopady a legislativní opatření. *Chemické Listy*. 2024, 118(12), s. 639–644.

Autoři

Ing. Hedvika Roztočilová

✉ hedvika.roztocilova@chmi.cz

ORCID: 0000-0002-8198-4894

Mgr. Libuše Barešová

✉ libuse.baresova@chmi.cz

ORCID: 0000-0003-2646-8579

Mgr. Vít Kodeš, Ph.D.

✉ vit.kodes@chmi.cz

ORCID: 0000-0001-9637-6237

Mgr. Markéta Ackermanová

✉ marketa.ackermanova@chmi.cz

Mgr. Libor Mikl, Ph.D.

✉ libor.mikl@chmi.cz

ORCID: 0009-0000-0593-5225

RNDr. Pavel Stierand

✉ pavel.stierand@chmi.cz

ORCID: 0009-0004-6899-8556

Český hydrometeorologický ústav, Praha (Česká republika)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2025.03.003

ISSN 0322-8916/© 2025 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

XENOBIOTIC SUBSTANCES IN SOLID MATRICES OF AQUATIC ECOSYSTEMS

**ROZTOČILOVÁ, H.; BAREŠOVÁ, L.; KODEŠ, V.;
ACKERMANOVÁ, M.; MIKL, L.; STIERAND, P.**

Czech Hydrometeorological Institute, Prague (Czech Republic)

Keywords: POPs — mercury — accumulation — solid matrices —
rivers of the Czech Republic — biota — sediment

Monitoring of substances such as halogenated and other hazardous organic pollutants or heavy metals provides important information about environmental pollution. These persistent substances accumulate in both biotic and abiotic compartments, as well as in food chains, and many of them act as human carcinogens and endocrine disruptors. The Czech Hydrometeorological Institute's annual monitoring results show long-term contamination of surface water ecosystem in the Czech Republic by these substances. Mercury contamination was documented practically in all evaluated samples with consistently elevated concentrations exceeding environmental quality standard (EQS) in adult fish. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) was identified at above EQS concentrations in 50 % of monitored profiles in juvenile fish. Concentrations of dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and polychlorinated biphenyls (PCB) show a slightly declining trend in some cases. For selected contaminants, their distribution in biotic (benthic organisms, fish, biofilm) and abiotic (sediments, suspended particulate matter) matrices was evaluated. In addition, results from passive samplers and surface water were also included.





Potenciál travních pásů z hlediska zadržení povrchového odtoku a sedimentu

TOMÁŠ LABURDA, MICHAL VRÁNA, MARTIN NEUMANN, JAN-FRANTIŠEK KUBÁT, DAVID ZUMR, JOSEF KRÁSA, PETR KOUDELKA, TOMÁŠ DOSTÁL

Klíčová slova: travní pásy — vegetační ochranné pásy — povrchový odtok — sediment — eroze půdy

ABSTRAKT

Obecným předpokladem použití travních pásů v zemědělské krajině je jejich schopnost účinně snižovat množství povrchového odtoku a transportu erodovaných částic a zároveň přispívat k vyšší biodiverzitě a stabilitě krajiny. Tato studie se zaměřila na kvantifikaci vlivu délky zatravnění na zachycení sedimentu unášeného povrchovým odtokem při využití experimentálních ploch o rozměrech 8×1 m. Testovány byly čtyři varianty s 0, 2, 4 a 8 metry zatravnění, vždy ve třech replikách. Jako náhrada povrchového odtoku byla vytvořena suspenze vody a mikromletého písku o střední velikosti zrna $27 \mu\text{m}$ s cílenou koncentrací $40 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, která byla do ploch aplikována průtokem $11 \cdot \text{s}^{-1}$ po dobu 20 minut od začátku povrchového odtoku. Na základě výsledků se relativní výše odtoku snížila ze 100 % (varianta 1) na 91 % (varianta 2), 76 % (varianta 3) a 71 % (varianta 4). Transport sedimentu poklesl ještě výrazněji, a to ze 100 % na 51 %, 24 % a 15 %. Rychlost povrchového odtoku klesla v prostoru zatravnění přibližně 6,4krát oproti rychlosti na ploše bez vegetace. Střední velikost zrna smyvu se snížila na hodnotu $6,6 \mu\text{m}$ u varianty se 100% zatravněním oproti hodnotě $36 \mu\text{m}$ u varianty bez zatravnění. Výsledky ukázaly, že za daných podmínek experimentálního měření dochází při rostoucím poměru zatravnění k významnému poklesu povrchového odtoku i sedimentu. Zároveň byl patrný vliv vegetace na selektivní sedimentaci hrubších částic z důvodu výrazného snížení rychlosti povrchového odtoku v prostoru vegetačního pokryvu.

ÚVOD

Travní pásy v zemědělské krajině se obecně považují za efektivní metodu pro snižování množství povrchového odtoku a zamezení transportu erodovaných částic dále po svahu [1] (obr. 1). Z tohoto důvodu jsou běžně využívány jako samostatný agrotechnický prvek nebo mohou být součástí širšího systému ochranných pásů v rámci standardů Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (DZES) a Společné zemědělské politiky EU (SZP).

Přínos travních pásů spočívá nejen v ochraně půdy, ale má i pozitivní vliv na kvalitu vodních ekosystémů a stabilitu krajiny [2–4]. Tím, že poskytují vhodné prostředí pro různé druhy rostlin a živočichů, podporují biodiverzitu a stávají se klíčovým prvkem udržitelného hospodaření s krajinou [5]. Rostliny s hlubokým kořenovým systémem navíc pomáhají zpevnit půdní strukturu a zvyšují její odolnost vůči erozi [6]. Účinnost těchto opatření spočívá nejen ve zpomalování odtoku a zvyšování infiltrace vody [7, 8], ale také v efektu usazování sedimentu před vstupem do travního pásu, což vede k dlouhodobému postupnému vytváření teras a snižování podélného sklonu svahu zpomalujícím další erozi [9]. K hodnocení účinnosti travních pásů se využívají různé experimentální

metody s využitím přirozených srážek [10, 11], simulace deště pomocí dešťových simulátorů [12] nebo přímé simulace povrchového odtoku [13, 14]. Některé studie dokonce kombinují využití dešťových simulátorů s vypouštěním povrchového odtoku pro vytvoření co nejrealističtějších podmínek více metod, aby co nej přesněji analyzovaly vliv vegetace na erozi a sedimentaci v reálných podmínkách [12, 15]. Kromě několik metrů širokých travních pásů se lze setkat i s úzkými travnatými bariérami, jejichž pevná stébla vybraných druhů vegetace s menšími prostorovými nároky účinně zachycují sediment a mohou být efektivnější i při koncentrovaném povrchovém odtoku [16, 17].

Prezentovaná studie se zaměřuje na hodnocení účinnosti travních pásů při snižování eroze půdy, odtoku a transportu sedimentů za kontrolovaných podmínek. Její přínos spočívá především v ověření metodického přístupu pro co nejrealističtější kvantifikaci efektů travních pásů. Hlavními cíli studie jsou (1) vyvinout a otestovat systém simulující povrchový odtok a transport sedimentů na zemědělských pozemcích a (2) testovanou metodiku využít na posouzení vlivu různých délek zatravnění (resp. šířky travního pásu) na schopnost zachycovat povrchový odtok a sediment. Stanovené cíle však představují pouze dílčí krok pro posouzení aplikovatelnosti tohoto měření při rozsáhlejší výzkumu, který by na tuto pilotní aktivitu měl navazovat.

METODIKA

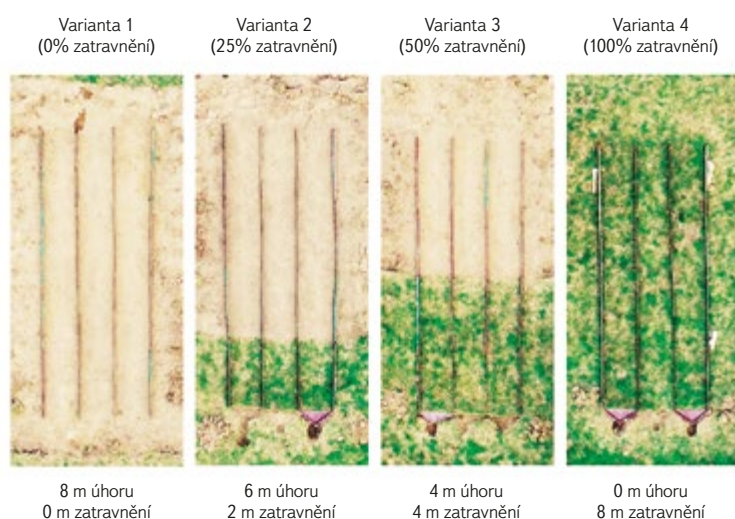
Experimentální měření bylo provedeno v lokalitě Řisuty v České republice, která se nachází ve středních Čechách, přibližně 30 km severozápadně od Prahy (50.2173N, 14.0169E), v nadmořské výšce 310–315 m n. m. Oblast má vlhké kontinentální klima s průměrnou roční teplotou 8°C a průměrným ročním úhrnem srážek 500 mm. Svrchní vrstva půdy obsahuje 9 % jílu, 55 % prachových částic a 36 % písku, což podle klasifikačního systému USDA-NCRS odpovídá prachovité hlíně. Dominantním druhem travního pokryvu byl bojínek luční (*Phleum pratense*) a okrajově byly zastoupeny jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) a kostřava luční (*Festuca pratensis*).

Experimentální plochy měly rozměr 8×1 m a byly vytvořeny ve čtyřech variantách (obr. 2) dle poměru zatravnění od 0 % (varianta 1), 25 % (varianta 2), 50 % (varianta 3) do 100 % (varianta 4). V reálných podmínkách by tyto varianty odpovídaly situaci pole s úhorem bez travního pásu (varianta 1), respektive polím s travním pásem o šířce 2, 4 a 8 m (varianta 2–4). Každá varianta byla vytvořena a testována vždy ve třech replikách z důvodu statistické relevance.



Obr. 1. Ukázka erozní události na rozhraní travního pásu a orné půdy (foto: T. Laburda)

Fig. 1. Example of an erosion event at the boundary between a grass strip and arable land (photo: T. Laburda)



Obr. 2. Ortofoto snímky experimentálních ploch testovaných variant 1–4

Fig. 2. Orthophoto images of the experimental plots for tested variants 1–4

Experimentální měření spočívalo ve vypouštění připravené suspenze směsi pevných částic simulujících erozní sediment a vody do experimentální ohraničené plochy a následné zachytávání povrchového odtoku na výtok z plochy. Koncentrace suspenze byla cílena na $40 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ a jako materiál byl vybrán

mikromletý písek se střední velikostí zrna $27 \mu\text{m}$. Přítok do plochy na její horní hraně byl nastaven na $1 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Tyto hodnoty byly zvoleny na základě ustálených hodnot odtoku při předchozích opakovaných měřeních pomocí dešťového simulátoru na téže lokalitě. Jedná se tedy o hodnoty reálné, které během skutečných erozních situací mohou nastat. Mikromletý písek byl zvolen jako velmi dobře definovaný zrnitý materiál, jehož zrnitost i objemová hmotnost opět velmi dobře odpovídaly hodnotám erozního smyvu, měřeným během reálných erozních experimentů s dešťovým simulátorem na reálných pozemcích. Suspenze byla připravována v nádrži o objemu 500 l , do které byl konstantně přiváděn přítok vody tak, aby byla udržena konstantní úroveň hladiny (pro zajištění ustáleného gravitačního vypouštění průtoku na pozemek). Do nádrže byl v krátkých intervalech dávkován uvedený sediment, který byl udržován ve vznosu kalovým čerpadlem pracujícím nepřetržitě v nádrži. Homogenita suspenze byla kontrolována opakovanými odběry vzorků z prostoru nádrže a na nátok do experimentálních ploch.

Experiment trval vždy 20 minut od začátku vzniku povrchového odtoku v uzávěrovém profilu. Povrchový odtok se měřil prvních deset minut v jednodominutových intervalech a dalších deset minut ve dvouminutových intervalech. Vždy se měřil čas odběru vzorku pro zjištění průtoku v čase. Další vyhodnocení odebraných vzorků probíhalo v laboratoři, kde byly vzorky filtrovány, vysušeny a bylo zjištěno množství (hmotnost) sedimentu.

Vybraný počet vzorků (celkem tři vzorky z průběhu každého měření, a to ve 4., 9. a 20. minutě povrchového odtoku) byl dále analyzován pomocí laserového difraktometru Mastersizer 3000 (Malvern Panalytical) pro zjištění zrnitostního složení.

Rychlost povrchového odtoku byla měřena na každé variantě a replikaci třikrát po sobě po 15. minutě experimentu. Byla použita metoda měření pomocí barevného roztoku (Brilliant blue), který byl aplikován na začátek souvislé plochy s holou ornou půdou a zatrávnění a zároveň byl měřen čas k dosažení konce tohoto úseku.

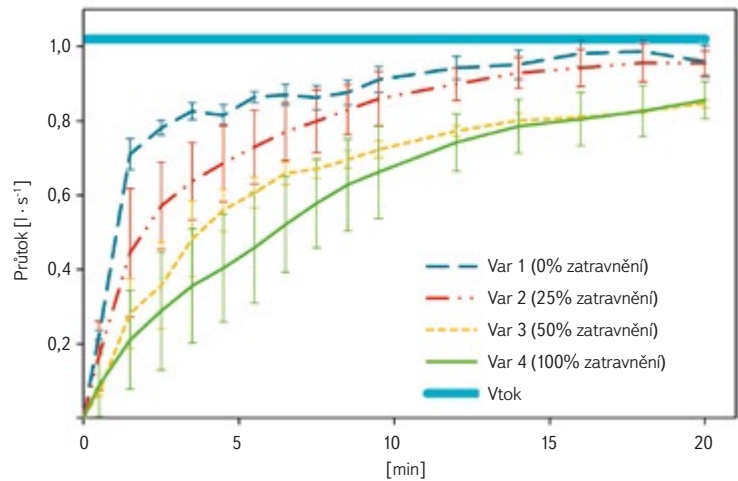
Experimentální měření bylo provedeno na základě předchozích zkušeností získaných v rámci mezinárodního projektu LTAUSA19019, během něhož bylo otestováno zařízení pro vypuštění suspenze nahrazující povrchový odtok na několika dalších lokalitách za stejných podmínek.

VÝSLEDKY

Na základě kontrolních měření byl vypočítán skutečný průměrný průtok a koncentrace suspenze na přítoku do experimentálních ploch. Průměrný přítok do plochy dosáhl hodnoty $1,02 \pm 0,13 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ a průměrná koncentrace vytvořené suspenze byla $33,5 \pm 3,7 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$.

Povrchový odtok

Graf na obr. 3 ukazuje průměrné hodnoty odtoku jednotlivých repetíc z ploch pro varianty 1–4 od počátku povrchového odtoku. Nejrychlejší vzestup odtoku byl dosažen u varianty 1 bez travního pokryvu. U dalších variant byl vzestup odtoku pomalejší dle poměru zatrávnění. Po 20 minutách povrchového odtoku bylo u varianty 2 dosaženo téměř shodného odtoku přibližně $0,95 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ jako v případě varianty 1 bez zatrávnění. Také varianty 3 a 4 dosáhly na konci experimentu velmi podobné hodnoty přibližně $0,85 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.



Obr. 3. Průběh povrchového odtoku testovaných variant 1–4. Jde o průměrné hodnoty ze tří replikací pro každou variantu; chybové úsečky reprezentují směrodatnou odchylku jednotlivých replikací
Fig. 3. Surface runoff progression for tested variants 1–4. The values shown are the averages of three replicates for each variant; error bars represent the standard deviation of the individual replicates

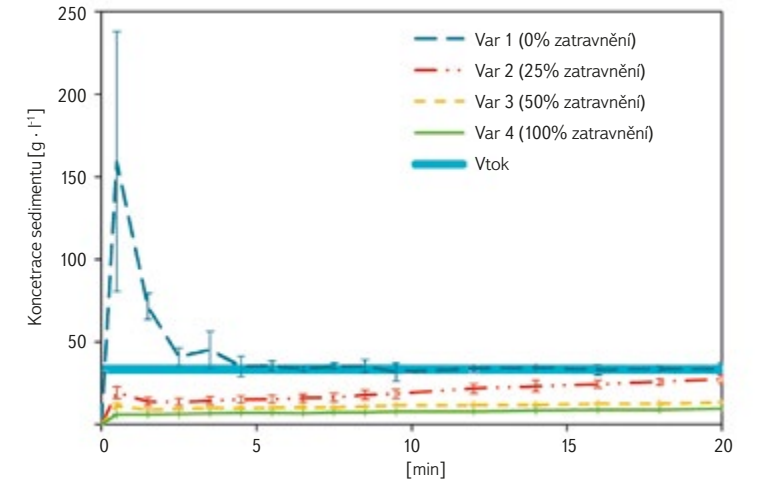
Průměrné hodnoty rychlosti povrchového odtoku jednotlivých variant ploch jsou uvedeny v tab. 1. Celková průměrná rychlost povrchového odtoku dosáhla na části s úhorem hodnoty $0,58 \pm 0,04 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ s velmi malým rozptylem mezi jednotlivými variantami. Na zatrávněné části byla průměrná rychlost povrchového odtoku $0,09 \pm 0,01 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Průměrně došlo na ploše se zatrávněním k poklesu rychlosti přibližně 6,4krát oproti ploše bez vegetačního pokryvu.

Tab. 1. Průměrné rychlosti povrchového odtoku varianty 1–4
Tab. 1. Average surface runoff velocities of variants 1–4

Povrch	Průměrná rychlost povrchového odtoku [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]			
	Varianta 1	Varianta 2	Varianta 3	Varianta 4
Úhor	0,60	0,59	0,55	-
Zatrávnění	-	0,09	0,09	0,08

Sediment

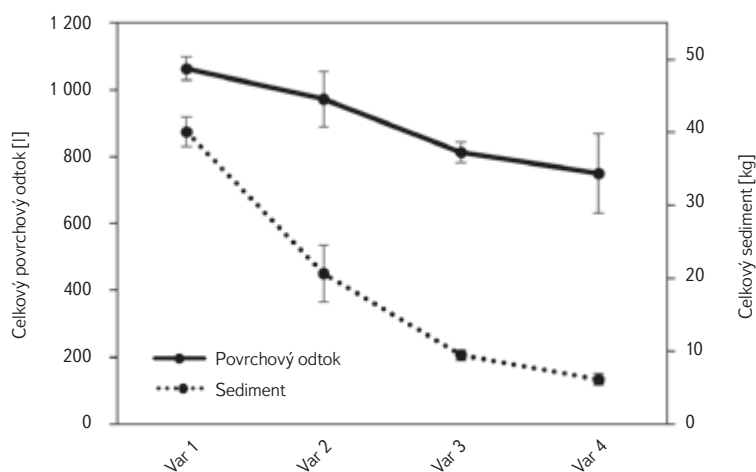
Graf na obr. 4 ukazuje průměrné hodnoty koncentrace odtoku z ploch variant 1–4 od počátku povrchového odtoku. Varianta 1, bez zatrávnění, dosahuje v prvních dvou minutách odtoku velmi vysokých hodnot až ke $160 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, následuje rychlý pokles na ustálenou hodnotu přibližně $33 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Tento vývoj ukazuje na velmi vysokou erozi nechráněné půdy na počátku a následně téměř žádnou schopnost zachytávat další sediment z vypouštěné suspenze. Naopak u varianty 2 lze pozorovat, že počáteční eroze z holé půdy je díky – byť minimálnímu – zatrávnění silně redukována. V prvních dvou minutách odtoku dosahuje koncentrace ve svém maximu hodnoty pouze $19 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Následně také dochází k rychlému poklesu a poté k pouze mírnému růstu s tím, jak se vyčerpává kapacita zatrávnění zachytávat částice sedimentu z vypouštěné suspenze. Na konci experimentu je dosaženo hodnot přibližně $27 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Varianta 3 má na začátku také lokální zvýšení koncentrace kvůli erozi holé půdy, ale následný nárůst je již velmi pozvolný a na konci experimentu dosahuje hodnot přibližně $13 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. U varianty 4 lze sledovat chybějící lokální nárůst koncentrace při začátku odtoku díky absenci plochy s holou nechráněnou půdou. Přesto dochází i u této varianty k velmi pomalému nárůstu koncentrace odtoku na hodnotu přibližně $9 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$.



Obr. 4. Průběh koncentrace povrchového odtoku testovaných variant 1–4. Jde o průměrné hodnoty ze tří replikací pro každou variantu; chybové úsečky reprezentují směrodatnou odchylku jednotlivých replikací
Fig. 4. Surface runoff concentration progression for tested variants 1–4. These values represent the averages of three replicates for each variant, with error bars indicating the standard deviation of the individual replicates

Efektivita zachycení sedimentu a snížení odtoku

Na základě naměřených hodnot v průběhu experimentů byly spočítány kumulativní hodnoty množství odtoku a sedimentu pro jednotlivé varianty, které jsou zobrazeny na obr. 5. Koncentrace sedimentu na odtoku z ploch varianty 1 bez zatravnění byly dle očekávání nejvyšší, a proto byly považovány za 100 %. Poměrově k hodnotám varianty 1 byly dopočítány poklesy ostatních variant.



Obr. 5. Celkové množství povrchového odtoku a sedimentu variant 1–4. Jde o průměrné hodnoty ze tří replikací pro každou variantu; chybové úsečky reprezentují směrodatnou odchylku jednotlivých replikací

Fig. 5. Total amount of surface runoff and sediment for variants 1–4. These values represent the averages of three replicates for each variant, with error bars indicating the standard deviation of the individual replicates

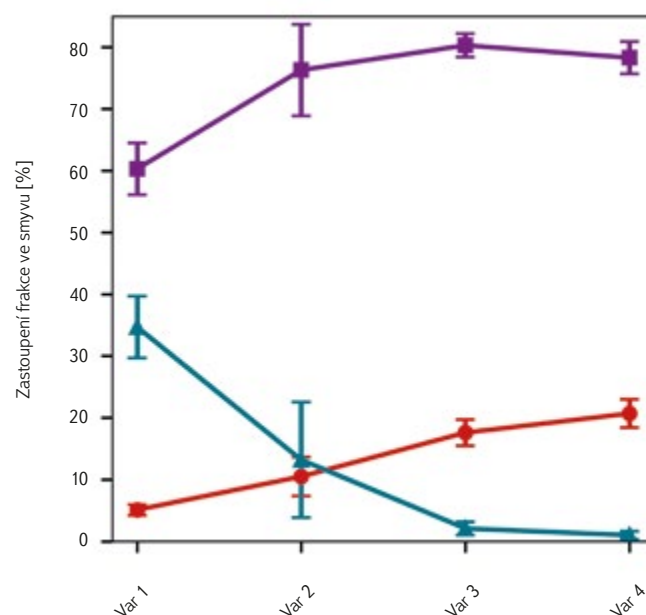
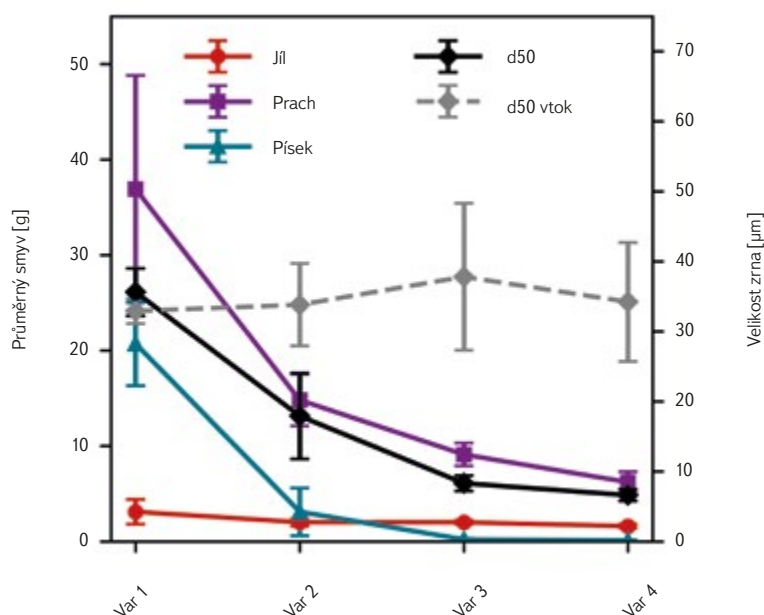
Výše uvedený graf ukazuje, že s vyšším podílem zatravnění klesá celkové množství odtoku i smyvu. U varianty 2 (25% zatravnění) došlo ke snížení odtoku

o 9 %, u varianty 3 (50% zatravnění) k poklesu o 24 % a u varianty 4 (100% zatravnění) se povrchový odtok snížil o 29 %. Celkem tak došlo k poklesu z 1 063 l na 972 l a z 812 l až na 750 l. Množství sedimentu kleslo díky efektu zatravnění ještě výrazněji. U varianty 2 (25% zatravnění) došlo ke snížení množství sedimentu již o 49 %, u varianty 3 (50% zatravnění) ke snížení o 76 % a u varianty 4 (100% zatravnění) se množství sedimentu snížilo o 85 %. Celkem množství sedimentu ubylo z původních 40 kg na 21 kg a z 9 kg až na 6 kg.

Zrnitostní složení

Graf na obr. 6 ukazuje zastoupení jednotlivých zrnitostních frakcí částic v odtoku pro varianty 1–4 spolu se střední velikostí zrna d_{50} . Převedením celkového rozdělení zrnitostního složení sedimentu na kategorie jíl (částice menší než 2 μm), prach (částice od 2 μm do 50 μm) a písek (částice od 50 μm do 2 mm) je zobrazen efekt travních pásů z hlediska selektivní sedimentace. Většina nutrientů, které negativně ovlivňují vodní toky a nádrže, jako jsou fosfor, dusík a draslík, je mobilizována právě s částicemi jílové, tedy nejjemnější frakce. Porovnání jednotlivých variant ukazuje, že podíl pískové frakce se výrazně snižuje již u varianty 2 a je téměř nulový u variant 3 a 4. Tento výrazný pokles lze pozorovat i u prachové frakce u varianty 2, avšak následný úbytek již není tak výrazný. V případě jílové frakce dochází mezi variantou 1 a variantou 2 k poklesu v průměru o 1 g (33 %), avšak u dalších variant je změna již zanedbatelná.

Tento aspekt je vyjádřen i hodnotou d_{50} . U varianty 1 bylo na výtoku z plochy dosaženo hodnoty 36 μm z důvodu vysoké eroze nechráněné půdy. U varianty 2 se již projevila filtrace unášeného materiálu travním porostem, a tím postupného snižování střední velikosti zrna – u varianty 2 na 17,9 μm , u varianty 3 na 8,3 μm a u varianty 4 na 6,6 μm . Z výše uvedeného vyplývá, že travní pásy účinně zpomalují pohyb hrubých částic, ale mají podstatně menší vliv na mobilitu jílových částic, jež jsou z hlediska kvalitativního znečištění nejrizikovější. Je třeba zopakovat, že jde o výsledky předběžné a orientované na ověření metodiky experimentu. Poměr zachycení bude silně záviset na šířce pásu a na délce odtokové epizody, stejně jako na množství odtékající vody.



Obr. 6. Průměrný smyv (g) a zastoupení (%) jílu, prachu a písku varianty 1–4 včetně hodnoty střední velikosti zrna d_{50} smyvu a vtoku (připravené suspenze); chybové úsečky zobrazují výběrovou směrodatnou odchylku

Fig. 6. Average soil erosion (g) and particle size distribution (%) of clay, silt, and sand for variants 1–4, including median grain size d_{50} of both the transported material and the inlet (prepared suspension); error bars represent the sample standard deviation

DISKUZE

Výsledky ukazují, že travní pásy mohou být velmi efektivním opatřením pro snížení povrchového odtoku a transportu sedimentu. Celková efektivita však velmi závisí na šířce travního pásu a je různá pro redukci odtoku a sedimentu. Např. hodnoty u plně zatravněné varianty 4 dosahovaly, v porovnání s celkovými hodnotami varianty 1, pouze 71 % celkového množství povrchového odtoku a 15 % celkového množství sedimentu. Trend výsledků zcela jednoznačně prokázal, že se zvětšujícím se podílem vegetace dochází k větší redukci odtoku i sedimentu, což jsou závěry, jež se shodují s dalšími studiemi [4, 18]. Ačkoli prezentovaná studie netestovala více variant sklonu, jiné studie [19, 20] naznačují, že primární vliv na efektivitu redukce odtoku a smyvu má především délka travního pásu, a nikoli sklon, v němž se pás nachází.

Na základě analýzy zrnitostního složení byl zjištěn pokles střední velikosti zrna smyvu se zvětšujícím se podílem vegetace, což naznačuje schopnost travních pásů efektivně zachytávat pouze určité frakce částic. Tento efekt byl potvrzen i v dalších studiích [4, 8, 10]. Efekt selektivní sedimentace v prostoru vegetačního pokryvu je zcela zásadní s ohledem na transport nutrientů, který je spojen především s transportem jílovitých částic (< 2 µm). V tomto ohledu lze říci, že v rámci testovaných podmínek s touto druhovou skladbou a hustotou vegetace představují travní pásy pouze minimální překážku pro transport jílovitých částic.

ZÁVĚR

Uvedené experimenty byly provedeny na základě požadavku na stanovení jednoduše porovnatelných parametrů různých variant délky zatravnění. Z výsledků experimentů vyvstává celá řada otázek souvisejících s vlivem velikostí zvoleného průtoku, sklonem svahu, hustotou a druhovou skladbou vegetace, s dobou odtoku a šířkou travního pásu. Nicméně tato pilotní studie s omezeným počtem experimentů prokázala, že i relativně úzké travní pásy mohou výrazně snižovat povrchový odtok a množství sedimentu. Při úplném zatravnění bylo dosaženo až 29% redukce odtoku a 85% redukce sedimentu, což zdůrazňuje potenciál těchto opatření v ochraně zemědělské půdy před erozí i vodních zdrojů před zanášením sedimentem. Předpokládaný efekt na snižování transportu živin je nižší, neboť travní pásy zachycují především větší částice, což mění poměr obohacení. Přesto mohou být travní pásy účinným řešením jak pro zemědělskou produkci, tak pro ochranu kvality vody. K dalšímu rozvoji a pochopení všech přínosů, stejně jako k optimalizaci návrhu, dimenzování a údržby travních pásů, může významně přispět prezentovaná pilotní studie společně s navazujícím výzkumem. Aby bylo možné získat reprezentativní měření, je vhodné zvažovat různé konfigurace experimentálních ploch. Kromě zvoleného vypouštění uměle připravené suspenze může být další možností využití holé orné půdy před travním pásem, která by zajistila dostatečné množství erodovaného materiálu bez nutnosti dodatečného vypouštění suspendovaných částic. V tomto případě by se mohl osvědčit dešťový simulátor schopný generovat potřebný erodovaný materiál. Další možností je aplikace suspenze přímo na zatravněné plochy, kdy by naopak nebyl využit efekt sedimentace před travním pásem (stejně jako v případě varianty 4). Experimentální ověření by bylo nutné provést i pro různé podélné sklony, různé průtoky vypouštěné suspenze a dobu vypouštění s cílem dosáhnout ustálených podmínek. V neposlední řadě je možné ověřovat tyto přístupy i na různých typech porostů s odlišnou druhovou skladbou, stářím a hustotou, což by mohlo přinést další poznatky o účinnosti vegetace při snižování odnosu půdních částic.

Poděkování

Tento výzkum byl podpořen grantem Technologické agentury ČR č. SS02030027 „Vodní systémy a vodní hospodářství v ČR v podmínkách změny klimatu (Centrum Voda)“ a SGS23/155/OHK1/3T/11 „Experimentální výzkum a monitoring srážkoodtokových a erozních procesů na zemědělských půdách“.

Literatura

- [1] MUÑOZ-CARPENA, R., PARSONS, J. E., GILLIAM, J. W. Modeling Hydrology and Sediment Transport in Vegetative Filter Strips. *Journal of Hydrology*. 1999, 214(1–4), s. 111–129. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00272-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00272-8)
- [2] ARPINO, M. et al. Effectiveness of Side-Inlet Vegetated Filter Strips at Trapping Pesticides from Agricultural Runoff. *Science of the Total Environment*. 2022, 879, 162881. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162881>
- [3] LEI, J., CHEN, J., YIN, W. Retention Efficiency of Vegetative Filter Strips for Nitrogen in Danjiangkou Reservoir Area, Central China. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2019, 26(2), s. 279–297. Dostupné z: <https://doi.org/10.1515/eces-2019-0020>
- [4] YU, C., DUAN, P., YU, Z., GAO, B. Experimental and Model Investigations of Vegetative Filter Strips for Contaminant Removal: A Review. *Ecological Engineering*. 2019, 126, s. 25–36. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.020>
- [5] HADDADAWAY, R. et al. The Multifunctional Roles of Vegetated Strips Around and within Agricultural Fields. A Systematic Map Protocol. *Environmental Evidence*. 2016, 5(1), s. 1–11. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0067-6>
- [6] BLANCO-CANQUI, H., GANTZER, C. J., ANDERSON, S. H., ALBERTS, E. E. Grass Barriers for Reduced Concentrated Flow Induced Soil and Nutrient Loss. *Soil Science Society of America Journal*. 2007, 68(6), s. 1963–1972. Dostupné z: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1963>
- [7] KRUTZ, L. J., SENSEMAN, S. A., ZABLOTOWICZ, R. M., MATOCHA, M. A. Reducing Herbicide Runoff from Agricultural Fields with Vegetative Filter Strips: A Review. *Weed Science*. 2005, 53(3), s. 353–367. Dostupné z: <https://doi.org/10.1614/WS-03-079R2>
- [8] LAMBRECHTS, T., FRANÇOIS, S., LUTTS, S., MUÑOZ-CARPENA, R., BIELDERS, C. L. Impact of Plant Growth and Morphology and of Sediment Concentration on Sediment Retention Efficiency of Vegetative Filter Strips: Flume Experiments and VFSMOD Modeling. *Journal of Hydrology*. 2014, 511, s. 800–810. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.030>
- [9] WELLE, S., CHANTAWARANGUL, K., NONTANANANDH, S., JANTAWAT, S. Effectiveness of Grass Strips as Barrier against Runoff and Soil Loss in Jijiga Area, Northern Part of Somali Region, Ethiopia. *Kasetsart Journal – Natural Science*. 2006, 40(2), s. 549–558. Dostupné z: <https://coilink.org/20.500.12592/c5v59j>
- [10] BISSONNAIS, Y. L., LECOMTE, V., CERDAN, O. Grass Strip Effects on Runoff and Soil Loss. *Agronomie*. 2004, 24(3), s. 129–136. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/agro:2004010>
- [11] ZHANG, Y., GAO, J., LI, Q., ZHUANG, S. Reduction of Nitrogen Loss in Runoff from Sloping Farmland by a Ridged Biochar Permeable Reactive Barrier with Vegetated Filter Strips. *Frontiers in Environmental Science*. 2024, 12, s. 1–12. Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1381781>
- [12] PAN, C., MA, L., SHANGGUAN, Z. Effectiveness of Grass Strips in Trapping Suspended Sediments from Runoff. *Earth Surface Processes Landforms*. 2010, 35(9), s. 1006–1013. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/esp.1997>
- [13] VAN DIJK, P. M., KWAAD, F. J. P. M., KLAPWIJK, M. Retention of Water and Sediment by Grass Strips. *Hydrological Processes*. 1996, 10(8), s. 1069–1080.
- [14] WU, S., CHUI, T. F. M., LI, C., LUO, M., PAN, C. A Trapping Capacity Constraint Model for Sediment Transport in Vegetative Filter Strips (VFS) on Sloping Surfaces. *Hydrological Processes*. 2023, 37(4), s. 1–13. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/hyp.14868>
- [15] LEE, K. H., ISENHART, T. M., SCHULTZ, R. C., MICKELSON, S. K. Nutrient and Sediment Removal by Switchgrass and Cool-Season Grass Filter Strips in Central Iowa, USA. *Agroforestry Systems*. 1998, 44(2–3), s. 121–132. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1006201302242>
- [16] RITCHIE, J. C., KEMPER, W. D., ENGLERT, J. M. Narrow Stiff Grass Hedges for Erosion Control. *Human Impact on Erosion and Sedimentation. Proceedings of the Rabat Symposium, April*. 1997, 245, pp. 195–203. Dostupné z: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:134059258>
- [17] BLANCO-CANQUI, H., GANTZER, C. J., ANDERSON, S. H., ALBERTS, E. E., THOMPSON, A. L. Grass Barrier and Vegetative Filter Strip Effectiveness in Reducing Runoff, Sediment, Nitrogen, and Phosphorus Loss. *Soil Science Society of America Journal*. 2004, 68(5), s. 1670–1678. Dostupné z: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1670>
- [18] REICHENBERGER, S., BACH, M., SKITSCHAK, A., FREDE, H. G. Mitigation Strategies to Reduce Pesticide Inputs into Ground- and Surface Water and Their Effectiveness: A Review. *Science of The Total Environment*. 2007, 384(1–3), s. 1–35. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.046>

[19] BARTOLOZO, F. R., FAVARETTO, N., DIECKOW, J., DE MORAES, A., VEZZANI, F. M., BORGES DA SILVA, É. D. Water, Sediment and Nutrient Retention in Native Vegetative Filter Strips of Southern Brazil. *International Journal of Plant and Soil Science*. 2015, 4(5), s. 426–436. Dostupné z: <https://doi.org/10.9734/IJPSS/2015/13788>

[20] ZHANG, Y., BHATTARAI, R., MUÑOZ-CARPENA, R. Effectiveness of Vegetative Filter Strips for Sediment Control from Steep Construction Landscapes. *Catena*. 2023, 226, 107057. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107057>

Autoři

Ing. Tomáš Laburda, Ph.D.

✉ tomas.laburda@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0001-6022-1604

Ing. Michal Vrána

✉ michal.vrana@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0002-9849-0217

Ing. Martin Neumann, Ph.D.

✉ martin.neumann@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0003-2416-9700

Ing. Jan-František Kubát

✉ jan-frantisek.kubat@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0001-9160-3277

doc. Ing. David Zumr, Ph.D.

✉ david.zumr@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0002-0330-7716

doc. Ing. Josef Krása, Ph.D.

✉ josef.krasa@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0003-4067-5806

Ing. Petr Koudelka, Ph.D.

✉ petr.koudelka@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0001-6961-2249

prof. Dr. Ing. Tomáš Dostál

✉ dostal@fsv.cvut.cz

ORCID: 0000-0003-3984-3462

České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební,
Katedra hydromelioreací a krajinného inženýrství, Praha (Česká republika)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2025.03.004

ISSN 0322-8916/© 2025 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněně šířit a využívat
za podmínek licence CC BY-NC 4.0

THE POTENTIAL OF GRASS STRIPS FOR RETAINING SURFACE RUNOFF AND SEDIMENT

LABURDA, T.; VRÁNA, M.; NEUMANN, M.; KUBÁT, J.-F.; ZUMR, D.; KRÁSA, J.; KOUDELKA, P.; DOSTÁL, T.

Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague
(Czech Republic)

Keywords: grass strips — vegetative filter strips —
surface runoff — sediment — soil erosion

The use of grass strips in agricultural landscapes is widely recognized for their ability to effectively reduce surface runoff and the transport of eroded particles while simultaneously enhancing biodiversity and landscape stability. This study aimed to quantify the impact of grass strip length on sediment retention in surface runoff. Experimental measurements were conducted on enclosed plots measuring 8 × 1 meters, each with varying proportions of grass cover to simulate different grass strip widths under real-world conditions. Four treatment variants were tested: Variant 1 with 0% grass cover (8 meters of bare soil), Variant 2 with 25% grass cover (6 meters of bare soil and 2 meters of grass), Variant 3 with 50% grass cover (4 meters of bare soil and 4 meters of grass), and Variant 4 with 100% grass cover (8 meters of grass). Each variant was tested in triplicate. To simulate surface runoff with a high sediment load, an artificial suspension composed of water and finely ground sand with an average particle size of 27 µm and a target concentration of 40 g · l⁻¹ was applied to the plots via a distribution system at a flow rate of 1 l · s⁻¹ for 20 minutes from the onset of runoff. Results indicated that the relative runoff volume decreased progressively with increasing grass cover, from 100% in the bare soil variant to 91%, 76%, and 71% in the 25%, 50%, and 100% grass cover treatments, respectively. Sediment transport was reduced even more substantially, from 100% in bare soil conditions to 51%, 24%, and 15% with increasing grass cover. Additionally, the velocity of surface runoff within the grass-covered areas was approximately 6.4 times lower than in bare soil conditions. The mean grain size of transported sediment decreased from 36 µm in the bare soil variant to 6.6 µm in the 100% grass cover treatment. These findings demonstrate that, under the given experimental conditions, increasing the proportion of grass cover significantly reduces both surface runoff and sediment transport. Moreover, vegetation plays a crucial role in promoting the selective deposition of coarser sediment particles due to the substantial reduction in runoff velocity within the vegetated area.

Šedá vodní stopa pěstování sladovnického ječmene

DAGMAR VOLOŠINOVÁ, LIBOR ANSORGE, LADA STEJSKALOVÁ

Klíčová slova: šedá vodní stopa — mikropolutanty — pesticidy — hnojiva — sladovnický ječmen

ABSTRAKT

Zemědělství je celosvětově hlavním spotřebitelem sladké vody. Zároveň však přispívá k její kontaminaci prostřednictvím hnojiv a pesticidů. Tento článek se zaměřuje na koncept šedé vodní stopy (GWF) jako environmentálního ukazatele hodnotícího dopad zemědělské produkce na vodní zdroje. Studie analyzuje GWF pěstování sladovnického ječmene na ploše 9 674 ha v různých regionech České republiky (ČR). Zvláštní důraz je kladen na započtení pesticidů do výpočtu GWF, jelikož jejich vliv na sladkovodní ekosystémy a lidské zdraví může převyšovat dopad hnojiv. Analýza ukazuje, že nejvyšší GWF vykazují insekticidy, zejména deltamethrin, jehož GWF je o řád vyšší než u ostatních agrochemikálií. Studie podtrhuje důležitost zahrnutí pesticidů do budoucích hodnocení GWF, aby bylo možné lépe posoudit environmentální dopady zemědělské produkce a optimalizovat strategie udržitelného hospodaření s vodními zdroji. Zároveň studie diskutuje různé přístupy zahrnutí biologicky aktivních látek do modelů šedé vodní stopy.

ÚVOD

Zemědělství je největším spotřebitelem sladké vody na světě, přičemž představuje přibližně 70 % celkové spotřeby vodních zdrojů [1, 2]. Intenzivní zemědělské postupy zahrnující nadměrné používání pesticidů a hnojiv mají výrazný dopad na vodní ekosystémy v důsledku vymývání přebytků těchto látek do vodního prostředí. Vyplavování živin, zejména dusičnanů, do podzemních vod často přispívá k překročení povolených limitů pro pitnou vodu. V povrchových vodách zvýšený obsah dusičnanů podporuje růst fytoplanktonu, jehož dominantními složkami jsou řasy a sinice. Ty snižují obsah kyslíku ve vodě a následně vedou k hypoxii či anoxii. Tyto změny způsobují úbytek biologické rozmanitosti a mohou vést až k masivnímu úhynu vodních organismů [3].

Pesticidy, které se aplikují k ochraně plodin před škůdci a chorobami, pronikají do půdy i vodních útvarů, kde mohou ohrožovat vodní ekosystémy i lidské zdraví. Dlouhodobá expozice těmto látkám je spojována s narušením endokrinního systému, se zvýšeným rizikem rakoviny a dalšími zdravotními problémy [2]. Kontaminace vod pesticidy je problematická zejména kvůli jejich perzistenci a schopnosti šířit se vodním prostředím, čímž dochází k ovlivnění i oblastí vzdálených od jejich aplikace.

Pro kvantifikaci environmentálního dopadu zemědělství byly vyvinuty různé metody, včetně ekologické stopy [4], dusíkové stopy [5] a vodní stopy, konkrétně šedé vodní stopy (Grey Water Footprint, GWF) [6, 7]. Vodní stopa [8] se skládá ze tří složek. Modrá a zelená vodní stopa představují fyzický objem sladké vody spotřebované pro produkci výrobků. Spotřebou se myslí nedostupnost spotřebované vody jiným uživatelům v příslušném povodí a v dané časové periodě;

tím se vodní stopa odlišuje od jiných environmentálních ukazatelů, jež vyjadřují jakékoli užití vody, bez ohledu na to, zda je dostupná pro další uživatele, či nikoli. Šedá vodní stopa představuje teoretický objem vody potřebný k naředění znečišťujících látek, které vstupují do vod, na úroveň splňující normy kvality vody v recipientu v daném místě. Představuje taktéž „spotřebu“ vody, protože daný objem vody již není k dispozici pro naředění stejné znečišťující látky. Tento ukazatel umožňuje hodnotit míru znečištění vodních zdrojů a poskytuje podklad pro rozhodování o udržitelném využívání vody.

Výpočet GWF v této studii se zaměřuje na identifikaci množství vody potřebné k naředění znečišťujících látek, zejména dusíku, fosforu a pesticidů, použitých při pěstování sladovnického ječmene v ČR. Předchozí studie se při výpočtu šedé vodní stopy při produkci plodin soustředily především na hnojiva, zatímco vliv pesticidů je často podceňován.

Vyplavování živin do povrchových vod vede k eutrofizaci a následnému poklesu kvality vody [9]. Dusík má vysokou mobilitu a jeho přítomnost v povrchových i podzemních vodách může způsobit významné ekologické problémy. Nedostatek dat o perzistenci pesticidů ve vodním prostředí a jejich kumulativních dopadech na ekosystémy ztěžuje přesné vyčíslení jejich podílu na GWF. Novější studie Yi et al. [10], stejně jako naše studie, však zdůrazňují nutnost zahrnout i pesticidy, neboť jejich environmentální dopad může být vyšší než u hnojiv.

V oblastech s omezenými vodními zdroji nebo zranitelnými ekosystémy může být negativní dopad kontaminace výraznější než v regionech s vyšší kapacitou přírodních systémů ke zředění znečištění. Proto má sledování a snižování GWF zásadní význam nejen pro zemědělství, ale i pro navazující průmyslová odvětví, jež využívají zemědělské produkty jako vstupní surovinu, např. potravinářský a nápojový průmysl. Kvantifikace GWF [11] umožňuje identifikaci kritických bodů v dodavatelském řetězci a ve výrobním procesu. Hodnocení GWF při pěstování ječmene tak poskytuje důležité informace pro environmentální politiku, zemědělskou praxi i navazující potravinářský a nápojový průmysl. Tento přístup umožňuje efektivnější využívání vodních zdrojů a minimalizaci jejich znečištění, ale i environmentálně udržitelnou produkci potravin, nápojů a dalších produktů založených na zemědělské produkci.

Použitá metodika poskytuje komplexní přístup k výpočtu GWF sladovnického ječmene a umožňuje detailní analýzu vlivu zemědělské produkce na vodní zdroje. Výsledky studie mohou být klíčové pro návrh udržitelnějších zemědělských postupů a lepší správu vodních ekosystémů. Sledování a optimalizace GWF představuje důležitý nástroj pro zemědělce, průmyslové výrobce i environmentální politiky s cílem minimalizovat negativní dopady na životní prostředí a zvýšit efektivitu využívání vodních zdrojů.

METODIKA A ZDROJE DAT

Tato studie se zaměřuje na analýzu GWF sladovnického ječmene pěstovaného na ploše 9 674,05 ha v různých částech ČR, konkrétně v okresech Bruntál, Frýdek-Místek, Hodonín, Jeseník, Karviná, Kroměříž, Nový Jičín, Olomouc, Opava, Ostrava-město, Prostějov, Přerov, Rychnov nad Kněžnou, Semily, Svitavy, Šumperk a Ústí nad Orlicí. Pro výpočet GWF pěstování sladovnického ječmene byly získány podrobné údaje o množství použitých hnojiv a pesticidů přímo od pěstitelů dodávajících sladovnický ječmen pro Pivovar Radegast. Pro sběr dat byl připraven dotazník a zástupci Pivovaru Radegast zajistili jeho vyplnění u svých dodavatelů. Shromážděná data byla zpracovateli studie předána již v agregované formě, tj. jako průměrné množství aplikovaných látek na 1 hektar pěstební plochy.

Dotazníkové šetření se zaměřilo na detailní informace o druzích a množství aplikovaných hnojiv a přípravků s obsahem pesticidů při pěstování sladovnického ječmene. Na základě používaných přípravků a jejich objemu bylo stanoveno množství aplikované účinné látky.

Pro výpočet GWF v metrech krychlových na tunu pěstované plodiny byly použity rovnice dle Hoekstry a Hunga [9] a podle *Water Footprint Assessment Manual* [8]:

$$WF_{grey\ li} = \frac{\alpha \times AR_{li}}{\frac{C_{max\ li} - C_{nat\ li}}{Y}}$$

$$WF_{grey\ l} = \max\{WF_{grey\ l,1}, WF_{grey\ l,2}, \dots, WF_{grey\ l,i}\}$$

$$WF_{grey} = \sum_{l=1}^n WF_{grey\ l}$$

- kde:
- α

je

podíl ztráty hnojiv a pesticidů (%), tzv. vyluhovací faktor

AR

množství aplikovaných hnojiv a pesticidů pro každou plodinu (kg/ha)

C_{max}

kritická koncentrace sledované látky z hnojiv a pesticidů (g/m³)

C_{nat}

přirozená koncentrace sledované látky z hnojiv a pesticidů v recipientu (g/m³)

Y

produkce plodiny (t/ha)

Průměrný vyluhovací faktor α byl stanoven na základě oficiální metodiky *Water Footprint Network* [12]. Má následující hodnoty: pro dusíkatá hnojiva 0,1, fosforečná hnojiva 0,03, draselná hnojiva 0,7 a pesticidy 0,01. Faktor vyluhování pesticidů byl stanoven na 0,01 kvůli absenci detailních údajů o půdních vlastnostech daných lokalit. Pro výpočet regionalizovaného koeficientu α v souladu s metodikou [12] nebyla poskytnuta potřebná data.

Rozdíl mezi hodnotami C_{max} a C_{nat} představuje asimilační kapacitu toku. Pro hnojiva dusík, fosfor a draslík byly stanoveny tyto hodnoty asimilační kapacity: dusík 3 g/m³, fosfor 0,1 g/m³ a draslík 5 g/m³ [12]. U pesticidů byla hodnota C_{nat} nastavena na nulu, zatímco hodnoty C_{max} byly odvozeny z nejnižších hodnot předpovídaných sladkovodních koncentrací bez účinku (Predicted No Effect Concentration, PNEC) z databáze NORMAN [13]. Hodnoty PNEC se

běžně používají jako c_{max} ve studiích GWF odpadních vod [14–17], lze je také použít při výpočtu GWF pesticidů v zemědělství [18]. Hodnoty PNEC použité pro tuto studii uvádí *tab. 2*.

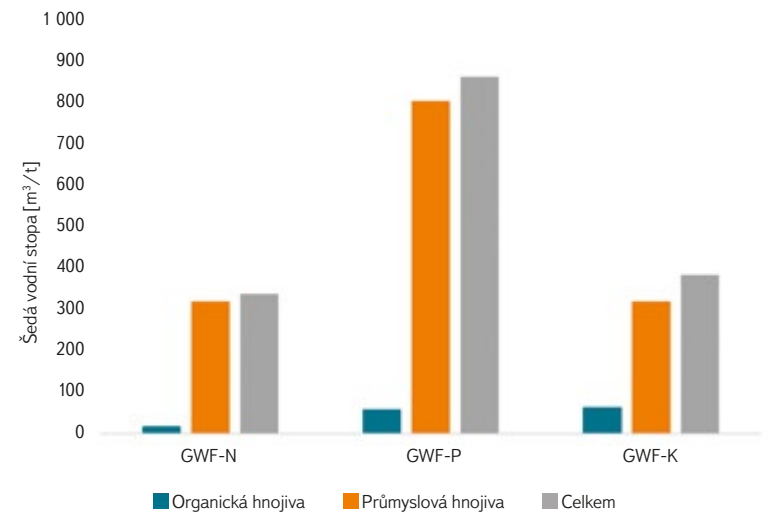
Informace o produkci pivovarnického ječmene Y ve sledovaných okresech poskytly opět zástupci Pivovaru Radegast na základě informací z dotazníkového šetření u zemědělců. Všechna data byla platná pro rok 2022 a pro tento rok jsou tak platné i výsledky studie.

VÝSLEDKY

Tab. 1 ukazuje hodnoty GWF jednotlivých hnojiv aplikovaných na pole sladovnického ječmene. Nejvyšší hodnoty GWF byly zjištěny u fosforu. *Tab. 2* ukazuje hodnoty GWF jednotlivých pesticidů aplikovaných na pole se sladovnickým ječmenem. Insekticidy dosahují daleko nejvyšších hodnot GWF kvůli své vysoké ekotoxicitě pro vodní organismy. Výrazně nejvyšší GWF má insekticid deltamethrin, i když jej bylo použito jen malé množství. Hodnota GWF deltamethrinu je o jeden řád vyšší než hodnoty GWF dalších dvou důležitých insekticidů (gamma-cyhalothrin a esfenvalerate) a o tři řády vyšší než GWF fungicidů (prothioconazol), herbicidů (2,4-D 2-EHE), hnojiv (fosforu) a o čtyři řády vyšší než GWF morforegulátoru (trinexapac-ethyl).

Tab. 1. Šedá vodní stopa hnojiv – sladovnický ječmen
Tab. 1. Grey water footprint of nutrients – malting barley

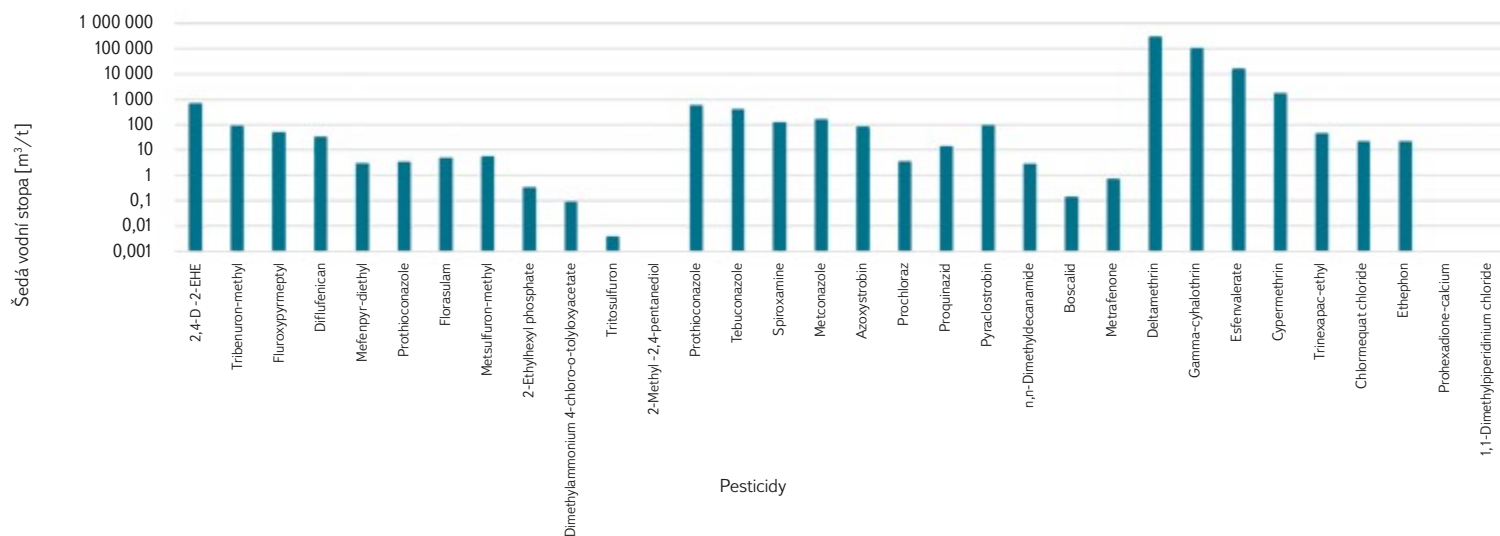
	GWF-N	GWF-P	GWF-K
	[m ³ /t]		
Organická hnojiva	18,65	57,96	63,72
Průmyslová hnojiva	318,40	801,85	318,37
Celkem	337,05	859,81	382,09



Obr. 1. Šedá vodní stopa hnojiv – sladovnický ječmen
Fig. 1. Grey water footprint of nutrients – malting barley

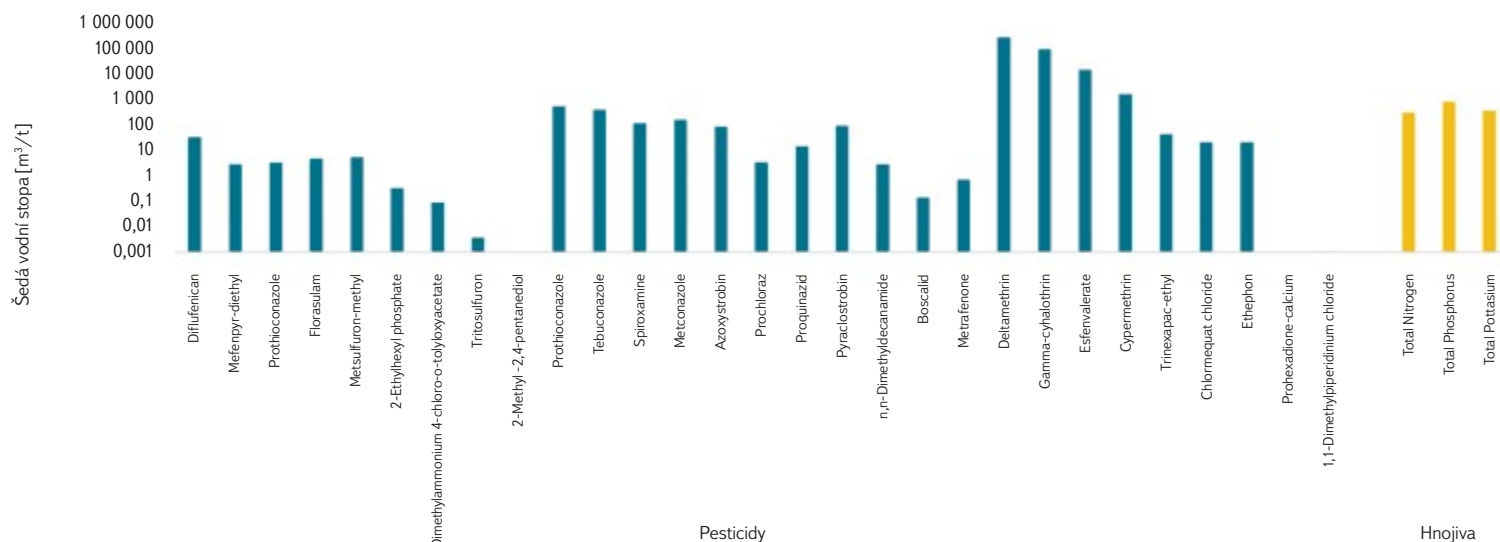
Tab. 2. Šedá vodní stopa pesticidů – sladovnický ječmen
Tab. 2. Grey water footprint of pesticides – malting barley

Hlavní aktivní složka	Druh pesticidu	Aplikované množství [kg/ha]	Smyv do vody [kg/ha]	PNEC (c _{max} - c _{nat}) [mg/m³]	GWF [m³/t]
2,4-D -2-EHE	herbicide	276,768	2,768	0,051	714,923
Tribenuron-methyl	herbicide	67,449	0,674	0,100	88,856
Fluroxypyrmeptyl	herbicide	70,357	0,704	0,179	51,780
Diflufenican	herbicide	193,485	1,935	0,010	34,917
Mefenpyr-diethyl	herbicide	37,400	0,374	1,650	2,986
Prothioconazole	herbicide	8,557	0,086	0,330	3,416
Florasulam	herbicide	2,350	0,024	0,062	4,993
Metsulfuron-methyl	herbicide	0,450	0,005	0,010	5,930
2-Ethylhexyl phosphate	herbicide	44,266	0,443	17,100	0,341
Dimethylammonium 4-chloro-o-tolyloxyacetate	herbicide	29,352	0,294	41,300	0,094
Tritosulfuron	herbicide	0,021	0,000	0,750	0,004
2-Methyl -2,4-pentanediol	herbicide	4,787	0,048	822,000	0,001
Prothioconazole	fungicide	1 471,041	14,710	0,330	587,251
Tebuconazole	fungicide	758,947	7,589	0,240	416,594
Spiroxamine	fungicide	598,644	5,986	0,630	125,182
Metconazole	fungicide	368,477	3,685	0,290	167,389
Azoxystrobin	fungicide	134,723	1,347	0,200	88,741
Prochloraz	fungicide	42,643	0,426	1,560	3,601
Proquinazid	fungicide	20,420	0,204	0,180	14,945
Pyraclostrobin	fungicide	147,911	1,479	0,200	97,428
n,n-Dimethyldecanamide	fungicide	42,832	0,428	1,940	2,909
Boscalid	fungicide	13,036	0,130	12,000	0,143
Metrafenone	fungicide	25,455	0,255	4,500	0,745
Deltamethrin	insecticide	3,903	0,039	0,0000017	302 440,814
Gamma-cyhalothrin	insecticide	17,779	0,178	0,0000220	106 461,850
Esfenvalerate	insecticide	12,134	0,121	0,0001000	15 984,660
Cypermethrin	insecticide	1,094	0,011	0,00008	1 800,702
Trinexapac-ethyl	morforegulátor	381,223	3,812	1,100	45,656
Chlormequat chloride	morforegulátor	1 689,165	16,892	10,000	22,253
Ethephon	morforegulátor	801,548	8,015	4,700	22,467
Prohexadione-calcium	morforegulátor	40,265	0,403	10 000,000	0,001
1,1-Dimethylpiperidinium chloride	morforegulátor	2,030	0,020	260,000	0,001029



Obr. 2. Šedá vodní stopa pesticidů – sladovnický ječmen

Fig. 2. Grey water footprint of pesticides – malting barley



Obr. 3. Šedá vodní stopa pěstování sladovnického ječmene

Fig. 3. Grey water footprint of malting barley production

Obr. 3 podává souhrnné hodnoty GWF spojené s použitím hnojiv a pesticidů při pěstování sladovnického ječmene. Nejvyšší hodnoty GWF vykazují insekticidy, což souvisí s jejich vysokou ekotoxicitou pro vodní organismy. Mezi nimi jednoznačně dominuje deltamethrin, jehož GWF je přibližně o jeden řád vyšší než u dalších dvou významných insekticidů (gamma-cyhalothrin a esfenvalérát). Zároveň je o tři řády vyšší než GWF fungicidů (prothioconazol), herbicidů (2,4-D-2-EHE) a fosforečných hnojiv, a dokonce o čtyři řády vyšší než u morforegulátoru (trinexapac-ethyl). Ačkoli bylo deltamethrinu aplikováno pouze malé množství, jeho celkový dopad na vodní ekosystémy je nejvýraznější. Celková šedá vodní stopa spojená s pěstováním sladovnického ječmene dosahuje hodnoty 302 440,814 m³/t, přičemž právě insekticidní přípravky s účinnou látkou deltamethrin představují nejvýznamnější složku tohoto znečištění.

DISKUZE

I když má aplikace hnojiv a pesticidů znatelný pozitivní vliv na podporu výnosu plodin, masivní používání těchto látek způsobuje kontaminaci životního prostředí jak v místním, tak globálním měřítku. Dosud publikované studie se obvykle soustředily na GWF způsobenou hnojivou, kterých je obecně používáno velké množství. Pesticidy nebyly ve většině studií zahrnuty – jednak s ohledem na jejich relativně malé množství (v porovnání s hnojivou) a jednak s ohledem na metodické problémy spojené s jejich zahrnutím do modelu GWF.

Pesticidy se obvykle rozkládají velmi pomalu, a proto jejich rezidua zůstávají v zemědělské půdě i mnoho let po jejich aplikaci. Na druhou stranu je jejich negativní vliv ve vodách patrný již při výrazně nižších koncentracích než v případě živin. Člověku vystavenému vodě kontaminované zbytky pesticidů hrozí onemocnění, jako jsou rakovina, endokrinní poruchy atd. Vodní ekosystémy jsou na vliv těchto látek ještě citlivější.

Výše popsané výsledky ukazují, že pesticidy mohou být nezbytné pro správné posouzení GWF plodin. Na základě současných poznatků již nelze považovat studie GWF pěstování zemědělských plodin za reprezentativní, pokud se zaměřují jen na GWF hnojiv. Na základě výše uvedených informací se ukazuje potřeba porovnat GWF hnojiv s GWF pesticidů v budoucích studiích GWF pěstování zemědělských plodin. Bez tohoto porovnání mohou být výsledky takových studií zavádějící.

Na druhou stranu je třeba upozornit na možná omezení našich výsledků. Prvním omezením je aplikace na jeden druh plodiny pěstované na 9 674,05 ha. Množství aplikovaných hnojiv i pesticidů a jejich složení se liší podle pěstované plodiny, vlastností půd i způsobu hospodaření. Tyto proměnné faktory pak ovlivňují hodnotu GWF, jak jednoznačně prokázala studie Borsata et al. [19]. Druhým omezením je použití konstantního vyluhovacího faktoru α , což je v souladu s TIER 1 dle Frankeho et al. [12]. Použití konstantního vyluhovacího faktoru α představuje určité zjednodušení heterogenních podmínek, jež panují v zemědělství. Takové zjednodušení je proto vhodné pro velkoplošné studie nebo v případě nedostatku podkladových dat pro podrobnější přístupy k vyjádření leaching faktoru (TIER 2 či TIER 3). V našem případě bylo použito z důvodu nedostatku podkladových informací pro aplikaci podrobnějšího řešení.

Posledním zjednodušením, které jsme použili z důvodu nedostatku podrobných dat, je složení jednotlivých směsí aplikovaných na jednotlivá pole v rámci zkoumaného území. Údaje, jež byly získány od jednotlivých zemědělců a předány zástupci Pivovaru Radegast, uváděly pouze celková množství aplikovaného přípravku na zájmovém území, a nikoli na konkrétním poli. Proto jsme uvažovali aplikaci použitého množství na celé zájmové území 9 674,05 ha. Směs přípravků uvedená v tab. 2 a 3 tak představuje jakousi „zprůměrovanou směs“ použitou při produkci.

Problém při stanovení GWF pesticidů spočívá v obvyklé aplikaci pesticidů ve formě směsí různých účinných látek. Všechny znečišťující látky, které se do vod dostávají z lidské činnosti, mají charakter směsi více látek. *Water Footprint Assessment Manual* [8] předpokládá, že jednotlivé látky ve směsi spolu neinteragují a GWF je určena látkou s nejvyšší hodnotou. Tento předpoklad modelu GWF však ve skutečnosti často není splněn. Při smíchání různých bioaktivních látek dochází k jejich vzájemnému působení a mění se jejich toxicita a dopad na přijímající vodní útvar v závislosti na složení směsi. Někteří výzkumníci proto navrhli alternativní přístupy k řešení GWF směsí.

Jedním z přístupů je úprava modelu GWF. Paraíba et al. [18] navrhli model, který předpokládá, že toxicita směsi je součtem toxicit každé látky ve směsi. De Lavor Paes Barreto et al. [20] porovnali takový přístup s původním přístupem popsaným ve *Water Footprint Assessment Manual* [8] a zjistili, že model navržený Paraibou et al. [18] je obvykle přísnější. To je logický závěr, když si uvědomíme, že v modelu každá další látka přidaná do modelové směsi zvýší její toxicitu.

Dalším přístupem k nakládání se směsmi je zahrnutí samočisticí schopnosti vodního toku. Např. studie GWF komunálních odpadních vod [21] identifikovala amonný dusík (N-NH_4^+) jako látku nejčastěji určující GWF. V řekách se amonný dusík rychle oxiduje na jiné formy dusíku, nicméně model GWF podle *Water Footprint Assessment Manual* s touto skutečností nepočítá. Proto několik výzkumníků zahrnuje samočisticí efekt ve vodních tocích přímo do modelů GWF [22, 23].

Ještě jiný přístup k řešení GWF směsí lze nalézt v článku o ekodesignu výrobků L'Oréal [24]. Jejich metodika je založena na využití postupů používaných v LCA, tedy na principu aditivity účinků každé složky v poměru k její koncentraci v receptuře.

Výše uvedené nejistoty řešení i různé přístupy různých autorů ke GWF zdůrazňují potřebu dalšího výzkumu v oblasti GWF. Podle našeho názoru by se tento výzkum měl zaměřit na tři oblasti:

- První oblastí je identifikace látek, které mohou určovat GWF. Naše studie GWF sladovnického ječmene (tento článek) nebo mikropolutantů ve vyčištěných městských odpadních vodách [14] ukázaly, že běžně sledované polutanty nemusejí být (a často nejsou) těmi rozhodujícími pro stanovení GWF.

Výběr nereprezentativních znečišťujících látek tak vede k systematickému podhodnocování hodnot GWF. K nalezení relevantních znečišťujících látek pro různá odvětví a použití vody je zapotřebí řada výzkumných studií v různých oblastech souvisejících s vodním hospodářstvím.

- Druhá oblast se zabývá směsmi v modelech GWF. Na jedné straně musí být zachována „nezávislost“ hodnot vodní stopy na vnějších vlivech. Vodní stopa je jedním z environmentálních indikátorů, který popisuje chování hodnoceného systému. Indikátor, jehož hodnota by se beze změny samotného posuzovaného systému měnila, není dobře navržen. Na druhou stranu je třeba adekvátně řešit otázky související s novými, tzv. emergentními polutanty, které jsou často bioaktivními látkami a chovají se v různých směsích odlišně.
- Třetí oblastí, kde považujeme současný stav znalostí za neúplný, je posouzení udržitelnosti GWF. Přístupy, jež do modelů GWF zavádějí samočisticí proces, nepovažujeme za vhodnou praxi. Samočisticí schopnost vodního prostředí je nezávislá na produktových systémech hodnocených pomocí GWF. Samočisticí schopnost vody by proto neměla být zahrnuta do modelu GWF. Vhodnějším řešením se jeví úprava hodnocení udržitelnosti. Současný systém, popsaný ve *Water Footprint Assessment Manual* [8], porovnává hodnoty GWF s dostupnými zdroji pro zředění znečištění pomocí aktuálního odtoku z povodí. Tento přístup tedy srovnává odtok v určitém povodí s potřebami ředící vody v jednotlivých částech posuzovaného povodí. To může vést k přecenění vlivu vypouštěného znečištění právě v důsledku zanedbání samočisticí schopnosti ve vodním prostředí.

ZÁVĚR

Tato studie potvrdila, že GWF je významným ukazatelem pro hodnocení environmentálních dopadů zemědělství, přičemž je nutné zahrnout všechny aplikované látky, tedy nejen hnojiva, ale i pesticidy. Největší dopad na vodní zdroje v rámci pěstování sladovnického ječmene měl insekticid deltamethrin. Vzhledem k vysoké ekotoxicitě pesticidů a jejich dlouhodobé perzistenci ve vodních ekosystémech je důležité, aby budoucí studie zahrnovaly jejich podrobnou analýzu. Při posuzování GWF je nezbytné zohlednit lokální podmínky, např. klimatické faktory, typy půd a dostupnost vody. Implementace opatření ke snížení GWF, jako jsou optimalizace použití agrochemikálií a inovativní technologie v zemědělství, mohou významně přispět k udržitelnějšímu využití vodních zdrojů a ochraně životního prostředí.

Poděkování

Tato studie vznikla v rámci komerční zakázky pro Pivovar Radegast. Rádi bychom poděkovali zástupcům Pivovaru Radegast za pomoc, kterou poskytli při získávání vstupních dat pro studii.

Samotný článek byl podpořen finančními prostředky tzv. Institucionální podpory v rámci interních grantů poskytovaných Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka.

Prohlášení o střetu zájmů

Zástupci Pivovaru Radegast ani propojených firem neměli žádný vliv na výsledky studie. Druhý autor je součástí managementu VÚV TGM, který časopis VTEI vydává, a předsedou Redakční rady časopisu VTEI. Tyto skutečnosti však neměly žádný vliv na podporu poskytnutou na sepsání článku ani na přijetí článku k publikaci v časopise VTEI.

Literatura

- [1] *State of the World's Drinking Water: An Urgent Call to Action to Accelerate Progress on Ensuring Safe Drinking Water for All*. 1st ed. Geneva: World Health Organization, 2022. ISBN 978-92-4-006080-7.
- [2] WORLD HEALTH ORGANIZATION. *World Health Statistics 2017: Monitoring Health for the SDGs, Sustainable Development Goals* [on-line]. Geneva: World Health Organization, 2017 [citováno 2025-02-19]. ISBN 978-92-4-156548-6. Dostupné z: <https://iris.who.int/handle/10665/255336>
- [3] BIJAY-SINGH, CRASWELL, E. Fertilizers and Nitrate Pollution of Surface and Ground Water: An Increasingly Pervasive Global Problem. *SN Applied Sciences* [on-line]. 2021, 3(4), 518. ISSN 2523-3963, 2523-3971. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8>
- [4] WACKERNAGEL, M., ONISTO, L., BELLO, P., CALLEJAS LINARES, A., LÓPEZ FALFÁN, I. S., MÉNDEZ GARCÍA, J., SUÁREZ GUERRERO, A. I., GUADALUPE SUÁREZ GUERRERO, M. National Natural Capital Accounting with the Ecological Footprint Concept. *Ecological Economics* [on-line]. 1999, 29(3), s. 375–390. ISSN 0921-8009. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)90063-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)90063-5)
- [5] LEACH, A. M., GALLOWAY, J. N., BLEEKER, A., ERISMAN, J. W., KOHN, R., KITZES, J. A Nitrogen Footprint Model to Help Consumers Understand their Role in Nitrogen Losses to the Environment. *Environmental Development* [on-line]. 2012, 1(1), s. 40–66. ISSN 2211-4645. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2011.12.005>
- [6] HOEKSTRA, A. Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management* [on-line]. 2017, 31(10), s. 3 061–3 081. ISSN 0920-4741, 1573-1650. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- [7] HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K. *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*. Malden, MA: Blackwell Pub, 2008. ISBN 978-1-4051-6335-4.
- [8] HOEKSTRA, A. Y., CHAPAGAIN, A. K., ALDAYA, M. M., MEKONNEN, M. M. *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard*. London, Washington, DC: Earthscan, 2011. ISBN 978-1-84971-279-8.
- [9] HOEKSTRA, A. Y., HUNG, P. Q. Globalisation of Water Resources: International Virtual Water Flows in Relation to Crop Trade. *Global Environmental Change* [on-line]. 2005, 15(1), s. 45–56. ISSN 0959-3780. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.06.004>
- [10] YI, J., GERBENS-LEENES, P. W., ALDAYA, M. M. Crop Grey Water Footprints in China: The Impact of Pesticides on Water Pollution. *Science of The Total Environment* [on-line]. 2024, 935, 173464. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173464>
- [11] MEKONNEN, M. M., HOEKSTRA, A. Y. *National Water Footprint Accounts: The Green, Blue and Grey Water Footprint of Production and Consumption* [on-line]. 50. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE, 2011 [citováno 2018-02-03]. Value of Water Research Report Series. Dostupné z: <http://waterfootprint.org/media/downloads/Report50-NationalWaterFootprints-Vol1.pdf>
- [12] FRANKE, N. A., BOYACIOGLU, H., HOEKSTRA, A. Y. *The Grey Water Footprint Accounting: Tier 1 Supporting Guidelines* [on-line]. Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2013 [citováno 2018-05-24]. Water Research Report Series, 65. Dostupné z: <http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines.pdf>
- [13] DULIO, V., KOSCHORRECK, J., VAN BAVEL, B., VAN DEN BRINK, P., HOLLENDER, J., MUNTHE, J., SCHLABACH, M., AALIZADEH, R., AGERSTRAND, M., AHRENS, L., ALLAN, I., ALYGIZAKIS, N., BARCELO, D., BOHLIN-NIZZETTO, P., BOUTROUP, S., BRACK, W., BRESSY, A., CHRISTENSEN, J. H., CIRKA, L., COVACI, A., DERKSEN, A., DEVILLER, G., DINGEMANS, M. M. L., ENGWALL, M., FATTA-KASSINOS, D., GAGO-FERRERO, P., HERNÁNDEZ, F., HERZKE, D., HILSCEROVÁ, K., HOLLERT, H., JUNGHANS, M., KASPRZYK-HORDERN, B., KEITER, S., KOOLS, S. A. E., KRUIJE, A., LAMBROPOULOU, D., LAMOREE, M., LEONARDS, P., LOPEZ, B., LÓPEZ DE ALDA, M., LUNDY, L., MAKOVINSKÁ, J., MARIGÓMEZ, I., MARTIN, J. W., MCHUGH, B., MIÉGE, C., O'TOOLE, S., PERKOLA, N., POLESSELLO, S., POSTHUMA, L., RODRIGUEZ-MOZAZ, S., ROESSINK, I., ROSTKOWSKI, P., RUEDER, H., SAMANIPOUR, S., SCHULZE, T., SCHYMANSKI, E. L., SENGL, M., TARÁBEK, P., TEN HULSCHER, D., THOMADIS, N., TOGOLA, A., VALSECCHI, S., VAN LEEUWEN, S., VON DER OHE, P., VORKAMP, K., VRANA, B., SLOBODNIK, J. The NORMAN Association and the European Partnership for Chemicals Risk Assessment (PARC): Let's Cooperate! *Environmental Sciences Europe* [on-line]. 2020, 32(1), 100. ISSN 2190-4707, 2190-4715. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00375-w>
- [14] ANSORGE, L., STEJSKALOVÁ, L., SOLDÁN, P. Nové znečišťující látky v odpadních vodách – výsledky Společného průzkumu Dunaje 4 pohledem šedé vodní stopy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [on-line]. 2024, 66(1), s. 38. ISSN 0322-8916. Dostupné z: <https://doi.org/10.46555/VTEI.2023.11.002>
- [15] MARTÍNEZ-ALCALÁ, I., PELLICER-MARTÍNEZ, F., FERNÁNDEZ-LÓPEZ, C. Pharmaceutical Grey Water Footprint: Accounting, Influence of Wastewater Treatment Plants and Implications of the Reuse. *Water Research* [on-line]. 2018, 135, s. 278–287. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.033>
- [16] WÖHLER, L., NIEBAUM, G., KROL, M., HOEKSTRA, A. Y. The Grey Water Footprint of Human and Veterinary Pharmaceuticals. *Water Research* x [on-line]. 2020, 7, 100044. ISSN 2589-9147. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100044>
- [17] WÖHLER, L., BROUWER, P., AUGUSTIJN, D. C. M., HOEKSTRA, A. Y., HOGEBOM, R. J., IRVINE, B., LÄMMCHEN, V., NIEBAUM, G., KROL, M. S. An Integrated Modelling Approach to Derive the Grey Water Footprint of Veterinary Antibiotics. *Environmental Pollution* [on-line]. 2021, 288, 117746. ISSN 0269-7491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117746>
- [18] PARAIBA, L. C., PAZIANOTTO, R. A. A., LUIZ, A. J. B., MAIA, A. D. H. N., JONSSON, C. M. A Mathematical Model to Estimate the Volume of Grey Water of Pesticide Mixtures. *Spanish Journal of Agricultural Research* [on-line]. 2014, 12(2), s. 509–518. ISSN 2171-9292, 1695-971X. Dostupné z: <https://doi.org/10.5424/sjar/2014122-4059>

[19] BORSATO, E., GALINDO, A., TAROLLI, P., SARTORI, L., MARINELLO, F. Evaluation of the Grey Water Footprint Comparing the Indirect Effects of Different Agricultural Practices. *Sustainability* [on-line]. 2018, 10(11), 3992. ISSN 2071-1050. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/su10113992>

[20] BARRETO, M. D. L. P., NETTO, A. M., SILVA, J. P. S. D., AMARAL, A., BORGES, E., FRANÇA, E. J. D., VALE, R. L. Gray Water Footprint Assessment for Pesticide Mixtures Applied to a Sugarcane Crop in Brazil: A Comparison between Two Models. *Journal of Cleaner Production* [on-line]. 2020, 276, 124254. ISSN 0959-6526. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124254>

[21] ANSORGE, L., STEJSKALOVA, L., DLABAL, J. Effect of WWTP Size on Grey Water Footprint-Czech Republic Case Study. *Environmental Research Letters* [on-line]. 2020, 15(10), 104020. ISSN 1748-9326. Dostupné z: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba6ae>

[22] LAHLOU, F.-Z., MACKAY, H. R., AL-ANSARI, T. Towards the Development of an Improved Mass Balance and Water Quality Index Based Grey Water Footprint Model. *Environmental and Sustainability Indicators* [on-line]. 2023, 18, 100236. ISSN 2665-9727. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2023.100236>

[23] LI, H., LIU, G., YANG, Z. Improved Gray Water Footprint Calculation Method Based on a Mass-Balance Model and on Fuzzy Synthetic Evaluation. *Journal of Cleaner Production* [on-line]. 2019, 219, s. 377–390. ISSN 0959-6526. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.080>

[24] L'HARIDON, J., MARTZ, P., CHENÉBLE, J.-C., CAMPION, J.-F., COLOMBE, L. Ecodesign of Cosmetic Formulae: Methodology and Application. *International Journal of Cosmetic Science* [on-line]. 2018, 40(2), s. 165–177. ISSN 0142-5463, 1468-2494. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/ics.12448>

Autoři

Ing. Dagmar Vološinová

✉ dagmar.volosinova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-1195-7046

Ing. Libor Ansorge, Ph.D.

✉ libor.ansorge@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-3963-8290

Mgr. Lada Stejskalová

✉ lada.stejskalova@vuv.cz

ORCID: 0000-0003-2271-7574

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha (Česká republika)

Příspěvek prošel recenzním řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2025.03.001

ISSN 0322-8916/© 2025 Autoři. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

GREY WATER FOOTPRINT OF MALTING BARLEY PRODUCTION

VOLOŠINOVÁ, D.; ANSORGE, L.; STEJSKALOVÁ, L.

T. G. Masaryk Water Research Institute, Prague (Czech Republic)

Keywords: grey water footprint — micropollutants — pesticides — fertilizers — malting barley

Agriculture is the world's main freshwater consumer and contributes to its contamination through fertilizers and pesticides. This article focuses on the grey water footprint (GWF) as an environmental indicator assessing the impact of agricultural production on water resources. The study analyses the GWF of malting barley cultivation on an area of 9,674 ha in different regions of the Czech Republic. Special emphasis is placed on including pesticides in the GWF calculation, as their impact on freshwater ecosystems and human health may exceed the effect of fertilizers. The analysis shows that insecticides have the highest GWF, especially Deltamethrin, whose GWF is an order of magnitude higher than other agrochemicals. The study underlines the importance of including pesticides in future GWF assessments to better assess the environmental impacts of agricultural production and optimize sustainable water resource management strategies. At the same time, the study discusses different approaches to including biologically active substances in grey water footprint models.







Autoři VTEI

Ing. Tomáš Laburda, Ph.D.

ČVUT v Praze (Česká republika)

✉ tomas.laburda@fsv.cvut.cz

www.fsv.cvut.cz



Ing. Tomáš Laburda je vědeckým pracovníkem na Katedře hydromeliorací a krajinného inženýrství na Fakultě stavební ČVUT v Praze. V rámci svého doktorského studia se zabýval kvantifikací eroze půdy pomocí fotogrammetrické metody a s využitím dešťových simulátorů. V současnosti se věnuje využití UAV a fotogrammetrické metody pro hodnocení erozních projevů na zemědělských pozemcích.

Mgr. Karel Pátek

Ústav pro hydrodynamiku,

Akademie věd České republiky, v. v. i., Praha (Česká republika)

✉ patek@ih.cas.cz

www.ih.cas.cz



Mgr. Karel Pátek v roce 2022 ukončil bakalářské studium hydrologie a hydrogeologie na Přírodovědecké fakultě UK, bakalářská práce pod vedením doc. RNDr. Jiřího Bruthanse, Ph.D., byla zaměřena na evapotranspiraci mokřadů. V roce 2024 na stejné fakultě ukončil navazující magisterské studium, v diplomové práci pod vedením doc. RNDr. Jiřího Bruthanse, Ph.D., bylo zkoumáno proudění podzemní vody v západní části české křídové pánve. Od roku 2024 je Mgr. Karel Pátek zaměstnán v Ústavu pro hydrodynamiku Akademie věd České republiky, v. v. i., kde se pod vedením RNDr. Václava Šípka, Ph.D., věnuje zkoumání transpirace buků a smrků v horských lesních povodích a vlivu transpirace na vodní bilanci. Současně je studentem doktorského studijního programu Environmentální vědy o Zemi na Fakultě životního prostředí ČZU.

Ing. Hedvika Roztočilová

ČHMÚ, Praha (Česká republika)

✉ hedvika.roztocilova@chmi.cz

www.chmi.cz



Ing. Hedvika Roztočilová je zaměstnankyní ČHMÚ od roku 2023, a to v oddělení jakosti vody, kde se zabývá např. vzorkováním bentických organismů a dalších pevných matric povrchových vod. Absolvovala Vysokou školu chemicko-technologickou v Praze, Fakultu životního prostředí s bakalářským zaměřením na toxikologii a magisterským na environmentální inženýrství a analýzu životního prostředí.

Ing. Dagmar Vološinová

VÚV TGM, v. v. i., Praha (Česká republika)

✉ dagmar.volosinova@vuv.cz

www.vuv.cz



Ing. Dagmar Vološinová působí ve VÚV TGM, v. v. i., v Praze od roku 2002. Vystudovala Fakultu agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů České zemědělské univerzity v Praze. V Centru pro hospodaření s odpady (CeHO) se zaměřuje na problematiku vodních stop odpadového a oběhového hospodářství. Jako hlavní řešitelka či spoluřešitelka se podílí na projektech zaměřených na nakládání s odpady, zejména potravinovými, biologicky rozložitelnými a komunálními, a to jak v České republice, tak v zahraničí.



Rozhovor s Ivanem Tučníkem, vedoucím udržitelnosti skupiny Asahi Europe & International

Jak se v pivovaru Radegast při vaření piva pracuje s vodou, jaké jsou ambice tohoto pivovaru směrem k udržitelnosti, nakolik pivovar při své produkci využívá nejnovější technologické trendy nebo proč máme v Česku rádi hořké pivo? Nabídku k rozhovoru do našeho časopisu VTEI přijal Ing. Mgr. et Mgr. Ivan Tučník ze společnosti Asahi Europe & International. Tato společnost v České republice vlastní pivovary Radegast, Plzeňský Prazdroj, Velkopopovický Kozel a řadu dalších po celé Evropě.

Pane Tučníku, Radegast patří dlouhodobě ke světové špičce v úspoře vody při výrobě piva. Kam až se dá v úspoře vody zajít?

Hodně závisí na tom, kam až si nastavíte limity. Ve světě jsou pivovary, které dokážou jít až na úroveň 1,6 až 1,7 litru na litr vyrobeného piva. Otázkou pak zůstává, kolik stojí každá ušetřená desetina litru. Dostáváte se do fáze, kdy pro další úsporu vody potřebujete využít např. technologii reverzní osmózy, což je proces nejen energeticky náročný, ale také v jeho rámci vzniká nebezpečný odpad. U nás jsme si tuto hranici nastavili na námi zmapovanou úroveň, především však na úroveň, kterou jsme schopni ve výrobě aplikovat. Navíc v Česku zatím nemáme žádný pivovar, který by byl ohrožen rizikem nedostatku vody, a proto není potřeba tuto hranici dále snižovat. Přesto se snažíme nacházet cesty maximálního zefektivňování využití vody, aniž bychom ji museli tak složitým způsobem čistit. V podstatě již nyní, když to řeknu s nadsázkou, „vymetáme všechny kouty“. Důkazem toho je i skutečnost, že už jsme se za poslední dva roky ve snižování spotřeby neposunuli. Naším cílem je spíše tuto hranici udržet.

Jak jsou na tom s úsporou vody ostatní pivovary z koncernu Asahi? Do jaké míry je Radegast pro ostatní pivovary vzorem?

Máme štěstí, že v Radegastu jsou lidé, které hospodaření s vodou během procesu výroby piva zajímá a kteří na toto téma kladou velký důraz. Co je však důležité a v čem má pivovar Radegast nespornou výhodu oproti třeba plzeňskému pivovaru, je komplexita samotného provozu a výroby piva. Čím více druhů piva vaříte v rámci jednoho pivovaru, tím vyšší je spotřeba vody. Vždy když začnete vařit jiný druh piva, znamená to kompletní sanitaci celého systému, což se odráží ve zmíněné spotřebě vody. Pivovar Radegast má výhodu, že druhů piv, jež se zde vaří, není zase až tolik ve srovnání s jinými pivovary, které máme ve skupině. Rozhodně je to inspirace pro ostatní, ale s tou drobnou poznámkou pod čarou, že ne všechno, co je možné u Radegastu, je možné jinde. Pivovar Radegast je z pohledu spotřeby vody naprostou špičkou, a to nejen ve srovnání celé skupiny pivovarů patřící společnosti Asahi, ale i celosvětově.

Nakolik dokážete toto know-how využít u ostatních pivovarů?

Hodně. My se vždy snažíme sdílet získané zkušenosti mezi sebou, a pokud se něco někde osvědčí, tak je samozřejmě snaha tyto zkušenosti aplikovat i dále. Musíme však pokaždé brát v potaz lokální kontext. Míra možností replikace řešení je někdy omezená. V Česku a na Slovensku provozujeme čtyři pivovary s celkovým průměrem spotřeby 2,8 litru vody na výrobu jednoho piva. Naší ambicí je dostat se na hodnotu 2,75 bez použití energeticky náročných technologií.

Tak nízká spotřeba vody určitě funguje i jako reklama...

Samozřejmě, našimi spotřebiteli je to velmi pozitivně vnímáno. Tento přístup nezačal jako marketingový koncept pocházející z nápadu marketingového týmu nebo PR manažera. Celý současný přístup má své základy zezdola a na ně se časem nabalovaly další věci. Jsou zde i jiné aktivity, které v Radegastu děláme.

Jedním z důkazů je nejen hospodaření s vodou v provozu, ale i nakládání se srážkovými vodami. Jaký je přístup pivovaru Radegast v tomto směru?

Máme poměrně unikátní způsob čištění srážkových vod přímo v pivovaru. Říkáme tomu pivovarské rybníčky, což je biotop, který jsme zde vybudovali zhruba před dvaceti lety. Jde o soustavu několika rybníků, přes kterou dočistíme srážkovou vodu z areálu předtím, než ji vypustíme do Morávky. Mimo to máme grantový program, jehož prostřednictvím podporujeme komunitní projekty v okolí pivovarů, například péči o beskydskou krajinu.

Známa je spolupráce pivovaru se státním podnikem Lesy České republiky...

Ano, spolupráce s Lesy České republiky je v podstatě způsob, jak náš přístup k péči o krajinu rozšířit na celou republiku. V současné chvíli připravujeme vyhodnocení, jaký efekt tyto naše aktivity doposud měly v celkovém objemu zadržené vody.

Jak moc finančně náročné jsou tyto aktivity?

Tyto aktivity něco stojí, ale jsou pro nás velmi důležité. A zároveň pomáhají značně. Naše začátky v komunikaci této iniciativy byly v tomto směru hodně opatrné především proto, že využívání udržitelnosti v komunikaci v Česku není až tak rozšířené. Klademe velký důraz na to, abychom veškeré naše aktivity byly schopny prokázat a doložit je validním výzkumem a robustní metodologií. Proto spolupracujeme s vysokými školami a výzkumnými institucemi.

Do roku 2030 chcete být neutrální, co se týká spotřeby vody.

Díky projektům, prostřednictvím kterých budujeme tůň a obnovujeme mokřady, plánujeme v krajině zadržet stejný objem vody, jaký spotřebujeme v rámci provozu. Do roku 2030 chceme podobných projektů realizovat tolik, abychom v konečném důsledku zadrželi objem vody, který se při současné úrovni provozu rovná zhruba 570 milionům litrů, což je naše roční spotřeba v pivovaru Radegast.

Kam dál se rozšiřují či směřují vaše aktivity?

Spolupráce s Lesy České republiky při budování tůň a obnově mokřadů je to, co je nyní asi nejvíc viditelné. Velké úsilí však zaměřujeme i na spolupráci se zemědělci. Uvědomujeme si, že Česká republika se začíná potýkat se suchem,

což vidíme například u našich dodavatelů ječmene a chmele. Vnímáme, že spolupráce s našimi dodavateli z pohledu hodnotového řetězce je pro nás nejpřírozanější. Vezměme to na příkladu naší nejznámější odrůdy chmele – žateckého poloraného červeňáku. Pokud by tady tato odrůda nějakým způsobem zanikla nebo se dramaticky snížila její produkce, mělo by to velký dopad na české pivovarnictví a na kvalitu českého piva. Rád chmel přirovnávám ke koření do jídla. Pro výrobu piva ho nepotřebujete hodně, ale pro jeho chuť a kvalitu je naprosto zásadní. Bez žateckého červeňáku by nebyl náš plzeňský ležák tím, na co jsme zvyklí.

Popište, prosím, našim čtenářům, jak taková spolupráce se zemědělci funguje.

Pro příklad mohu uvést náš tříletý výzkum v projektu „Pro chmel“, v jehož rámci jsme se snažili pochopit, jak samotný chmel dokáže hospodařit s vodou a jak reaguje na vnější podněty. Na šesti lokalitách jsme instalovali technologii pro sběr a hodnocení meteorologických dat včetně dat procesů probíhající v půdě. Ve dvanácti různých hloubkových horizontech jsme měřili vlhkost a teplotu půdy. Současně jsme pomocí časosběrných kamer sledovali vývoj chmelnice. Šli jsme až tak daleko, že jsme pomocí senzorů u vybraných rostlin sledovali průtok mízy a smršťování stonků a vyhodnocovali jsme úroveň stresu rostliny v reakci na množství vody a teplotu. Výstupem je první softwarové řešení zaměřené na efektivní zavlažování chmele. Sám jsem byl překvapen, jak málo o chmelu vlastně víme.

Jak budete výsledky tohoto výzkumu dále využívat?

Loni jsme toto řešení testovali na dvaceti osmi chmelnicích, zhruba s desetinou českých pěstitelů chmele. Teď jsme ve fázi, že budujeme síť meteostanic napříč všemi chmelařskými oblastmi, a naše řešení budeme nabízet i ostatním pěstitelům chmele v České republice. Na projektu spolupracujeme se třemi technologickými start-upy, mezi nimiž je i jedna česká softwarová firma, a po odborné stránce s Chmelařským institutem v Žatci. Je to poměrně komplexní spolupráce zhruba čtyřiceti lidí, kteří žijí na třech kontinentech a asi ve čtrnácti různých městech, což je někdy trochu složité na koordinaci.

To zní velmi zajímavě. Můžete prozradit, jak velký je zájem o tento produkt?

Zájem rozhodně je, a co bych rád podotkl, od pěstitelů za to nic nechceme. Uvědomujeme si, že rozhodnutí zemědělce věnovat se pěstování chmele není rozhodnutí z roku na rok, jako například u pěstování jiných zemědělských plodin. Je to rozhodnutí na několik let, často desetiletí. Naše nabídka je v podstatě službou pro úzkou komunitu pěstitelů chmele, který je pro nás důležitou surovinou.

Mimo zmíněné technologické iniciativy máme projekt, kdy testujeme regenerativní pěstování chmele, což v podstatě znamená, že se zaměřujeme na pěstování plodin v meziřadí, jež standardně bývá rozorané a nic tam neroste. Třetím rokem spolupracujeme s Českou zemědělskou univerzitou na zhruba dvaceti pěti hektarech. Sledujeme dopady využití mezplodin na výnos, kvalitu, na půdu, ale také na množství organické hmoty v půdě, vodozadržnou schopnost, ochlazování půdy v průběhu horkých dnů a na řadu dalších věcí. Máme vypořádáno, že vhodnou volbou meziřádkových plodin jsme schopni ochladit půdu o dva až pět stupňů.

Jak pivovar Radegast hospodaří s odpadními vodami? Využíváte nějaké vyšší stupně čištění nebo recyklaci vody?

Nechceme mít takové to tunelové vidění, kdy teď řešíme jenom vodu a nezajímá nás, že si tím natropíme problémy někde jinde. Související vysoká

energetická spotřeba totiž není jenom o nákladech, ale třeba i o uhlíkové stopě. Snažíme se tedy balancovat jednotlivé části procesu, na které se zaměřujeme, a naše možnosti jsou tím proto omezené. Úplně to tedy nevidíme jako cestu pro pivovary v Česku, kterou bychom chtěli aplikovat intenzivně a ve velké míře, protože nám to teď v našich podmínkách vlastně nedává smysl.

Energetickou potřebu by mohla pokrýt solární energie...

Ve všech pivovarech, kde to bylo možné, máme na střechách solární panely. V Nošovicích je máme na automatizovaném skladu a ten je díky tomu v podstatě energeticky neutrální, ale z pohledu celkové spotřeby pivovaru jsou to asi tři procenta. Takže pro nás je to spíše doplněk, nikoli finální řešení. To se nám však podařilo najít na Slovensku. Zatímco v Česku partnera ještě hledáme, na východě Slovenska asi padesát kilometrů od našeho pivovaru jsme v rámci tzv. VPPA projektu právě rozbíhali největší tamní solární park na zelené louce, jenž dodává elektřinu do sítě, a my ji pak z té sítě v pivovaru využíváme.

Co se týká kvality vody na vstupech, používáte surovou vodu z vlastních zdrojů, nebo vodu z řádu?

Máme úpravny vody ve všech našich pivovarech, abychom zajistili parametry, jaké potřebujeme. V Nošovicích máme tři vlastní studny, ale ve většině pivovarů je to kombinace. Třeba v Plzni máme vlastní sto metrů hluboké studny, které používáme pro pivo jako takové, ale pak bereme povrchovou vodu z vodovodního řádu na všechny technické procesy kolem, protože používat na to podzemní vodu je škoda. Mimochodem, také proto se plzeňský ležák nikde jinde než v Plzni nevaří – ať si ho dáte v Tokiu, nebo ve Washingtonu, vždycky pochází ze stejného pivovaru a ze stejné varny. Jinak máme několikastupňový systém kontroly kvality vody a jejích parametrů. Uhlíkovou filtraci vody zatím nepoužíváme, naše úprava vody je spíše parametrická z pohledu obsahu minerálů, odželeznění a věcí tohoto typu. A její kvalitu nám v dalším stupni kontroly, stejně jako třeba na Želivce, hlídají živí pstruzi (*směje se*). Kvalitu reziduí agropřípravků a pesticidů, ať už u chmele, nebo ječmene, si sleduje jak agronom, tak my při přejímání zboží, a pokud analýzy nevyjdou, várku odmítneme a do piva už se tak tyto látky nedostanou.

Napadá mě pořizovat tyto produkty z ekologického zemědělství přímo v biokvalitě...

Kdybychom chtěli při našich objemech překlomit všechno na bio, nevidíme to jako realistické. Existují například snad jen tři nebo čtyři biochmelnice v Česku, což možná postačí pro nějaký minipivovar, ale ne pro nás. My vidíme budoucnost hlavně ve zvyšování kvality půdy pro pěstování chmele i ječmene, a to jak z hlediska bonity a obsahu uhlíku, tak z pohledu vodozadržné schopnosti půdy. To je jedna z věcí, k nimž jsme se v Radegastu zavázali. Máme na to teď dva výzkumné projekty a na základě jejich výsledků pak budeme hledat cesty, jak to celé škálovat napříč našimi dodavateli.

Jsmo v období klimatické změny. Projevuje se nějak na kvalitě našeho chmele?

Primárně se projevuje v tom, že se zvětšují výkyvy ve výnosech a obsahu hořkých látek v chmelu. Asi před třemi roky byla třeba nejlepší sklizeň za poslední století a hned rok poté byla nejhorší sklizeň od šedesátých let. Tudíž je to o tom, že se vám snižuje předvídatelnost, což má dopady na střednědobé závazky s našimi partnery. Tím, že my máme receptury standardizované na obsah alfa hořkých kyselin, silic a dalších věcí, jsme schopni to vykompenzovat, takže na pivo nic nepoznáte. Ale může to třeba vést k tomu, že potřebujete dvakrát tolik chmele než před rokem, abyste dosáhli stejné kvality piva, protože míra

koncentrace daných látek je v té konkrétní sklizni nižší. A pokud zkombinujeme výkyvy v kvalitě i kvantitě, je meziroční variabilita velmi znát. Nejhorší variantou je pak slabá sklizeň s nízkým obsahem alfa kyselin. Nelze ale říct, že teplejší a slunečnější rok – jako třeba u vinařů – znamená lepší kvalitu chmele; působí tam mnohem více faktorů. Problémy nám obecně dělá vyšší počet tropických dní za sebou v delším bezsrážkovém období. Lze to do jisté míry kompenzovat snížením teploty půdy v rámci regenerativního pěstování a rostlin v podrostu. Více napoví výsledky našich výzkumů.

A co druhá důležitá surovina, ječmen?

V diskuzích o pivu ječmen tak trochu zanedbáváme. Změna klimatu nemá až takový dopad na výnosy, ale má dopad na sladovnickou kvalitu. Potřebujeme, aby v něm byl určitý poměr dusíku, bílkovin a dalších látek, aby byl pro nás sladovatelný. Ono je to vlastně z pohledu pěstitele tak trochu hop, nebo trop, protože vy až do té sklizně nevíte, zda u ječmene dosáhnete na sladovnické parametry, nebo ho prodáte jako krmný. A rozdíl ve výkupní ceně je často dvojnásobný. Toto riziko vede k tomu, že se spousta pěstitelů odklání od sladovnického ječmene. Proto za posledních dvacet pět let klesla výměra sladovnického ječmene na polovinu. My hledáme v rámci výzkumu cestu, jak pro pěstitele stabilizovat kvalitu. Věnujeme se změnám v osevním postupu a zlepšování bonity půdy a věříme, že toto by mohla být správná cesta – někde mezi bio a konvenční produkcí.

Lze spočítat, kolik ječmene se spotřebuje na výrobu piva v porovnání s výrobou chleba? Pivo se říká tekutý chléb...

Potřebujeme zhruba sto padesát tisíc tun ječmene ročně, což je zhruba třicet tisíc hektarů. A když si vezmu, že orná půda v Česku činí dva miliony hektarů, tak už to vlastně není úplně zanedbatelné množství. Jinak se v Česku vypěstuje sladovnického ječmene ročně zhruba milion tun, z čehož my tvoříme zhruba patnáct procent. Ona je to také hodně významná exportní komodita. Ať už ječmen jako takový, anebo slad se z Česka vyváží do spousty zemí Evropy. Jako Česko jsme v jeho produkci plně soběstační.

A jak vnímáte trend, kdy „hospodovitost“ v Česku klesá?

Zhruba třicet pět procent piva prodáme do hospod a zbytek je domácí spotřeba. Děláme, co můžeme, aby se tento podíl nesnižoval. Hodně pracujeme s hospodami a investujeme do nich ročně zhruba čtyři sta milionů, abychom přispěli k tomu, že zůstanou pro lidi atraktivním místem. Investujeme do oprav jejich fasád i do oprav interiérů a toalet, takže to není jen o tom, že od nás mají pouze výčepy a sklo. Hlídáme si zejména kvalitu piva, a tak hodně investujeme do školení, aby hospodští věděli, jak s pivem dobře zacházet. Pivo v hospodě je o zážitku, musí tam být nějaká přidaná hodnota – správně vychlazené sklo, dobře seřízená pípa. My tomu říkáme, že sládek pivo vaří a hospodský ho dělá. Kvalita piva a kvalita jeho čepování, to je tak půl na půl.

A co se týče fenoménu, že Češi už třeba tolik „nejedou“ klasické desítky a dvanáctky a ohlížejí se po moderních typech piv?

To vás překvapím. Když vezmu spodně kvašené ve smyslu ležáky a výčepní piva, je jejich produkce určitě nad devadesát procent. V reálu Češi chtějí stále spodně kvašené pivo a ten obecný trend je spíš ležák než desítka. Česko je v tomto hodně konzervativní a je postavené na spodně kvašených pivech, především plzeňského typu. Ale ve větších městech se více experimentuje i s jinými druhy piv.

České pivovary se předhánějí, kdo přijde s více hořkým pivem. Proč mají Češi podle vás tak rádi hořké pivo, kdežto třeba západní Evropa tíhne spíš ke sladším, sladovějším nebo kyselejšímu pivům?

Když se podíváme na naše nejoblíbenější značky a charakter piva, tak v Česku je obecně pivo více chmelené než v západní Evropě. Je to české specifikum. Na Slovensku příklon k více hořkým a více chmeleným pivům vidíme také. Jde o historický vývoj a to, na co jsou tu lidé dlouhodobě zvyklí. V podstatě od vzniku Pilsner Urquell jako etalonu hořkého piva, který má charakter postavený na zdejší žateckém chmelu, se to dostalo do české pivní kultury. V posledních letech ale vidíme i sladší či kyselejší druhy piv, které mají své slavné předobrazy jinde ve světě. A zároveň je to o tom, co komu chutná, zda je pivo dobře uvařené, ošetřené a správně načepované. Je zřejmé, že mladší dospělá generace spíš preferuje méně hořká piva, čemuž jdeme naproti s naší nabídkou v čele s pivem Proud.

Mění se nějak preference i ve velikostech láhví a v obalech?

Je mnohem větší poptávka po menších baleních, což souvisí i s moderními trendy v omezování konzumace alkoholu. Proto teď máme Radegast i v třetinových vratných láhvích. Ale co se týče typu obalu, dlouhodobě roste obliba plechovek. My jsme rádi, že se nám daří držet vratné láhve, protože z environmentálního pohledu jsou skvělé, každou láhev naplníme v průměru šestadvacetkrát a máme návratnost devadesát osm procent. Životnost láhve je zhruba sedm až osm let. Pokud se láhev v systému tolikrát otočí, jde o neekologičtější způsob balení piva vůbec. Ty starší láhve mohou být pochopitelně již poněkud ošoupané, nicméně před plněním kontrolujeme třicet parametrů láhví z pohledu jejich kvality, a pokud jediný z nich nesedí, tak se láhev vyřazuje a jde na recyklaci. Naopak nejhorší varianta pro pivo z pohledu uhlíkové stopy a všech dalších věcí je, pokud nově vyrobenou láhev od piva po vypití vyhodíte. To znamená nevratnou láhev, protože je z pohledu distribuce těžká a je energeticky náročné ji vyrobit. Nám to vychází trojnásobně až čtyřnásobně víc oproti tomu, když jde o vratnou láhev. A před čtyřmi lety jsme navíc snížili ekologickou stopu ještě tím, že jsme hliníkovou a plastovou část etikety plzeňského piva nahradili papírem. I takový detail má významný dopad na ekologii provozu a jen podtrhuje naši dlouhodobou cestu a vizi.

Pane Tučnicku, děkujeme vám za čas, který jste věnoval našemu rozhovoru.

Ing. Josef Nistler
RNDr. Tomáš Hrdinka, Ph.D.

Ing. Mgr. et Mgr. Ivan Tučník

Ing. Mgr. et Mgr. Ivan Tučník, narozen 26. února 1986 v Považské Bystrici, vystudoval na Masarykově univerzitě v Brně magisterské obory Mezinárodní vztahy, obchod a management a Evropská studia. Před jeho nástupem do společnosti Asahi Europe & International a Plzeňský Prazdroj (od září roku 2017) působil na pozicích konzultanta a komunikačního manažera u společností MAKRO Cash & Carry, Bison & Rose nebo AMI Communications.





Obr. 1. V posledních dvou letech pivovar Radegast vybudoval 60 tůň v 19 lokalitách napříč celou Českou republikou

Pivovar Radegast dal slovo: vrátí vodu krajině



Pivovar Radegast, součást Plzeňského Prazdroje, se pustil do boje o vodu. Do roku 2030 zadrží v české krajině více vody, než sám spotřebuje.

Radegast patří mezi pivovary s nejnižší spotřebou vody na světě. S hodnotou 2,3 hektolitrů vody na jeden hektolitr piva se řadí mezi absolutní světovou špičku. Do spotřeby se počítá voda na kompletní výrobu piva, sanitaci zařízení, na úklid v pivovaru, voda na toaletách atd. Tohoto úspěchu nošovický pivovar dosáhl technologickými inovacemi, které za posledních 15 let snížily spotřebu vody v pivovaru o 44 %. S takto nízkou spotřebou však hledání dalších úspor již není snadné.

Z toho důvodu Radegast směřuje svou pozornost k projektům, jež podporují zadržování vody v krajině. V jejich rámci Pivovar Radegast investoval od roku 2015 již více než osm milionů korun do výstavby a obnovy vodních prvků, jako jsou tůňe a mokřady, včetně pivovarských rybníčků v těsné blízkosti pivovaru, které pomáhají vsakování dešťové vody z jeho areálu. Všechny projekty pivovar realizuje ve spolupráci s experty na danou oblast.

Nové tůňe po celé republice

Spolupráce s Lesy ČR a podpora výstavby nových tůň jsou klíčové kroky, jimiž Radegast usiluje o dosažení svého cíle. V roce 2023 pivovar společně s Lesy ČR postavily 29 zádržných tůň a v roce 2024 přidaly dalších 30 po celém Česku. Společným cílem je zlepšovat vodní režim v krajině a podpořit biodiverzitu. Tůňe tak nejen zadrží vodu v krajině, ale zároveň vytvoří biotop pro vodní rostliny a živočichy.

Spolupráce Pivovaru Radegast s Lesy ČR vznikla v roce 2023. Radegast se dlouhodobě věnuje minimalizaci spotřeby vody v pivovaru a zároveň podporuje řadu projektů přispívajících k zadržování vody v krajině. Lesy ČR, jež mají vlastní program „Vracíme vodu lesu“, zase vítají každý projekt podporující adaptaci lesů na změnu klimatu. Tudíž spolupráci s Radegastem vnímají pozitivně, jelikož vznikla přirozeně a je postavena na stejných hodnotách.



Obr. 2. Tůňě pomáhají zadržet srážkovou vodu a také přispívají k ochraně proti povodním

Péče o mokřady v Beskydech

Dlouhodobá spolupráce s organizací ČSOP Salamandr, zaměřená na ochranu a obnovu beskydských mokřadů, je dalším příkladem, jak Radegast podporuje biodiverzitu a zadržování vody v krajině. Mokřady zmírňují dopady sucha i přívalových dešťů a jsou útočištěm pro rozmanitou škálu rostlinných a živočišných druhů.

Boj o vodu 2030

Pivovar Radegast potřebuje ročně pro výrobu piva a celkovou činnost asi 570 milionů litrů vody, a proto podporuje výstavbu nových tůňí a meandrů s cílem naplňovat daný závazek k roku 2030. Zároveň se zaměřuje i na další klíčové pilíře svého závazku – podporu regenerativního zemědělství, jež pomáhá zlepšit schopnost půdy zadržovat vodu a posiluje celkovou odolnost krajiny vůči suchu. Úsporu v rámci jednotlivých opatření na zadržování vody v krajině spočítá coby garant projektu Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka,



Obr. 3. Zadržováním vody tůňě přispívají k podpoře biodiverzity



Obr. 4. Zhruba do jednoho roku od výstavby kolem tůňí vznikne přirozený biotop pro rostliny i živočichy

který podle vytvořené metodologie vyhodnotí dopad těchto projektů a postupně vyčíslí objem zadržené vody v krajině.

Pivovar Radegast tak bude prvním pivovarem v Česku a jedním z prvních na světě, jenž vrátí vodu krajině – tam, kam patří.

Autor

Zdeněk Kovář, tiskový mluvčí

✉ Zdenek.Kovar@asahibeer.cz

Plzeňský Prazdroj, a. s. (Česká republika)

Informativní článek, který nepodléhá recenznímu řízení.

ISSN 0322-8916/© 2025 Autor. Tuto práci je kdokoli oprávněn šířit a využívat za podmínek licence CC BY-NC 4.0

Navždy odešel Ladislav Kašpárek

S hlubokým zármutkem oznamujeme, že nás dne 27. března 2025 opustil náš kolega a přítel Ladislav Kašpárek. Stalo se to nečekaně – o to více zasáhl tento odchod nás všechny, kteří jsme ho ještě v polovině března viděli v dobré náladě a kondici, jak s nadšením představuje svou novou, a zároveň poslední knihu na dvouhodinové autogramiádě ve Výzkumném ústavu vodohospodářském T. G. Masaryka.

Narodil se 27. června 1943 v Čáslavi – na svátek Ladislava, což určilo i jeho křestní jméno. Přátelé a kolegové mu však neřekli jinak než Slávek. Mládí prožil v Čáslavi a okolí, v kraji Železných hor a říček Doubravy a Klejnárky. Jeho otec pracoval jako vodohospodář, a tak se s tímto oborem seznamoval doslova od dětství – vodohospodářské plány, literatura i přímé kontakty byly součástí každodenního života rodiny. V padesátých letech trávil s rodinou léta u přehrady Pařížov, kde se zrodil i jeho celoživotní vztah k vodáctví.

Vzhledem ke školským reformám padesátých let 20. století maturoval už v 17 letech a nastoupil na ČVUT, obor Vodní stavby a zdravotní technika. Po vojenské službě začal pracovat v podniku Ředitelství vodohospodářského rozvoje (dnes Vodohospodářský rozvoj a výstavba, VRV), odkud přešel v roce 1968 do Hydrometeorologického ústavu (HMÚ). Obě instituce tehdy sídlily téměř vedle sebe a vzájemně se odborně doplňovaly.

V roce 1969 se oženil, krátce poté se mu narodili synové Jan a Pavel. V té době začínal v oboru hydroprognózy. Část své vilky v pražském Suchdole proměnil v malé oddělení tehdy již Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) – tzv. „laboratoř hydrologie“, čímž se stal jedním z prvních průkopníků práce z domova.

V roce 1979 se stal vedoucím oddělení režimových informací. Když se ČHMÚ v druhé polovině osmdesátých let přestěhoval do Komořan, Ladislav Kašpárek se roku 1987 rozhodl přejít do Výzkumného ústavu vodohospodářského (později VÚV TGM). Ve VÚV TGM působil jako výzkumný pracovník, místopředseda Rady VÚV TGM a zastával funkce vedoucího oddělení hydrologie a vedoucího odboru. V této instituci poté strávil zbytek své odborné kariéry. Současně si však ponechal metodickou garanci v oblasti režimové hydrologie na ČHMÚ.

Vědeckou hodnost kandidáta technických věd v oboru Hydrologie a vodní hospodářství získal v roce 1987 na Českém vysokém učení technickém.

Ladislav Kašpárek měl obrovský odborný záběr – od stochastických přístupů v hydrologii přes vodní bilanci, výpar, sucho, podzemní vody až po dopady



klimatické změny. Z jeho významných prací poslední doby lze uvést vedení hydrologické části projektu „Rebalance zásob podzemních vod“. Uměl nejen navrhnout řešení, ale hlavně je srozumitelně a často s úsměvem vysvětlovat i neodborníkům. Byl oblíbeným konzultantem studentů a kolegů na Univerzitě Karlově, České zemědělské univerzitě v Praze a dalších pracovištích.

Zvláštní místo v jeho práci zaujímaly extrémní hydrologické jevy, především povodně. Už při mapování povodně z roku 1981 ho začala zajímat historie, zejména zapomenutá povodeň z roku 1872, kterou podrobně zpracovával i později. Tento zájem vyústil v jeho poslední monografii *Historické povodně na Rakovnickém potoce*, která završila jeho dlouholetý výzkum v oblasti extrémních událostí, zvláště na Rakovnicku. Vždy kladl důraz na jejich důslednou dokumentaci, aby mohly být správně zachyceny ve statistických analýzách a modelech.

Jeho poslední veřejné vystoupení – prezentace již zmíněné knihy dne 18. března 2025 – bylo vyvrcholením mnohaleté práce a osobního zaujetí. Přestože v posledních letech čelil těžkým osobním zkouškám, včetně náhlé ztráty prvorozeného syna Jana, zůstával skromným, laskavým a moudrým člověkem, jenž dokázal poradit, povzbudit a rozptýlit chmury.

Odchodem Ladislava Kašpárka ztrácíme nejen výjimečného odborníka, ale především mimořádného člověka, který za sebou zanechal hlubokou stopu v hydrologii i v našich srdcích.

Sbohem, Slávku. A děkujeme.

Přátelé a kolegové z VÚV TGM a ČHMÚ



VTEI/2025/3

Od roku 1959

VODOHOSPODÁŘSKÉ
TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

WATER MANAGEMENT
TECHNICAL AND ECONOMICAL INFORMATION

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství.
Je uveden v Seznamu recenzovaných neimpaktovaných periodik vydávaných v ČR.

Ročník 67

Vydává: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka,
veřejná výzkumná instituce, Podbabská 2582/30, 160 00 Praha 6

Redakční rada:

Ing. Libor Ansorge, Ph.D., RNDr. Jan Daňhelka, Ph.D., doc. Ing. Michaela Danáčová, Ph.D.,
doc. Dr. Ing. Pavel Fošumpaur, prof. Ing. Silvie Heviánková, Ph.D., Mgr. Róbert Chriateľ,
Mgr. Vít Kodeš, Ph.D., Ing. Jiří Kučera, PharmD. Markéta Marvanová, Ph.D., BCGP, BCPP, FASCP,
prof. Juraj Parajka, Ing. Martin Pavel, Ing. Jana Poárová, Ph.D., Mgr. Martin Pták,
Mgr. Hana Sezimová, Ph.D., Dr. Ing. Antonín Tůma, Mgr. Lukáš Záruba, Ing. Marcela Zrubková, Ph.D.

Vědecká rada:

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D., prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.,
prof. Ing. Radka Kodešová, CSc., RNDr. Petr Kubala, Ing. Tomáš Mičaník, Ph.D.,
Ing. Michael Trnka, CSc., Dr. rer. nat. Slavomír Vosika

Šéfredaktor:

Ing. Josef Nistler (josef.nistler@vuv.cz)

Odborné redaktorky:

Mgr. Zuzana Řehořová (zuzana.rehoro@vuv.cz)
Mgr. Hana Beránková (web) (hana.berankova@vuv.cz)

Zdroje fotografií tohoto čísla:

VÚV TGM, 123RF.com, doc. RNDr. Jan Unucka, Ph.D., Mgr. Karel Pátek, Ing. Tomáš Laburda, Ph.D.

Grafická úprava, sazba, tisk:

ABALON s. r. o., www.abalon.cz

Náklad 400 ks. Časopis VTEI vychází od roku 2022 v anglické mutaci,
která je k dispozici na <https://www.vtei.cz/en/>

Příští číslo časopisu vyjde v srpnu. Pokyny autorům časopisu jsou uvedeny na www.vtei.cz

VTEI je součástí databází Scopus a DOAJ.

CC BY-NC 4.0

ISSN 0322-8916

ISSN 1805-6555 (on-line)

MK ČR E 6365



VTEI.cz



DLOUHÉ STRÁNĚ

Přečerpávací vodní elektrárna Dlouhé Stráně (PVE DS) vzbuzovala velké diskuze již v období výstavby, jež bylo zakončeno roku 1996. A budí je dodnes. Každopádně představuje unikátní vodní a energetické dílo, které nemá v České republice ani v Evropě obdoby. Ponechme stranou technické parametry tohoto vodního díla a zaměříme se na několik zajímavostí. Zátoka dolní nádrže PVE DS (viz foto) začíná na soutoku Divoké Desné a Česnekového potoka, přičemž oba závěrové profily jsou vybaveny limnigrafickou stanicí. Na Česnekovém potoce loni proběhla rekonstrukce historické přehrážky, jimiž je horní část povodí typická. Tyto masivní stavby najdeme také na Sviním potoce, Velkém a Malém Dědově potoce, Zámeckém potoce a dalších lokalitách, včetně samotné Hučivé Desné nad dolní nádrží. Dokreslují technický um a houževnatost tehdejších obyvatel Jeseníků. Obdobné stavby nalezneme např. i v horních částech povodí Moravice. Zajímavou lokalitou je Zámčisko, kde se výše uvedené toky stékají a monumentálnost údolí dokreslují skalní výchozy. Nad tímto soutokovým uzlem Hučivá Desná protéká Medvědí dolem, který představuje typické údolí horské bystřiny s těžko prostupným terénem a rostoucím výskytem horské a boreální fauny a flóry. Ze zajímavých druhů lze zmínit např. sýce rousného (*Aegolius funereus*) nebo škardu sibiřskou (*Crepis sibirica*). Také se zde vyskytuje velmi vzácný hořec tečkovaný (*Gentiana punctata*).

PVE DS rovněž sehrála pozitivní roli při zmírnění kulminačních průtoků Desné během zářijové povodně loňského roku. Provoz PVE DS se snaží o další optimalizaci provozu vodního díla z hydrologického a vodohospodářského hlediska, na čemž spolupracuje mimo jiné s Českým hydrometeorologickým ústavem.

Text a fotografii dodal doc. RNDr. Jan Unucka, Ph.D.

**VÝZKUMNÝ ÚSTAV
VODOHOSPODÁŘSKÝ
T.G. MASARYKA**

veřejná výzkumná instituce

VTEI.cz