

**EXPERIMENTÁLNE STANOVENIE KOEFICIENTA
POZDĽŽNEJ HYDRODYNAMICKEJ DISPERZIE VO VODNOM TOKU
S VÝSKYTOM MŕTVYCH ZÓN**

Marek Sokáč, Yvetta Velísková

Príspevok opisuje terénné stopovacie pokusy – stanovenie koeficientu pozdĺžnej disperzie v toku s predpokladaným výskytom mŕtvych zón. Stopovacie pokusy boli vykonané na 1415 m dlhom úseku toku Malina. Pri realizácii pokusov bolo ako stopovacia látka úspešne využité potravinárske farbivo. Pri vyhodnocovaní terénnych meraní sme v toku potvrdili prítomnosť mŕtvych zón, t.j. úsekov a oblastí toku s výskytom malých (prípadne nulových alebo až záporných) rýchlosťí, ktoré sa sformovali v dôsledku výskytu bujnej vodnej vegetácie v toku. Tieto oblasti zachytávajú časť transportovanej látky (stopovača) a následne túto látku postupne uvoľňujú a včleňujú späť do prúdu, čím vzniká výrazná deformácia časového priebehu koncentrácie stopovacej látky. Veľká miera vplyvu mŕtvych zón vyvoláva otázku adekvatnosti použitia štandardných analytických riešení, či už za účelom stanovenia koeficientu pozdĺžnej disperzie alebo za účelom modelovania rozptylu znečistenia alebo inej nesenej látky v danom toku.

KLÚČOVÉ SLOVÁ: hydrodynamická disperzia, koeficient pozdĺžnej disperzie, terénný stopovací pokus, stopovač, farbivo

DETERMINATION OF THE HYDRODYNAMIC DISPERSION IN RIVER WITH PRESENCE OF TRANSIENT STORAGE. Paper describes the field tracer experiments - determination of the coefficient of longitudinal dispersion in river with expected occurrence of dead zones. Tracer experiments were carried out on 1415 m section of Malina channel. During the experiments was a food colouring agent successfully used as tracer. The evaluation of field measurements confirmed the presence of dead zones, i.e. river sections and regions with the appearance of small (zero or even negative) velocities that were formed due to the extensive presence of vegetation in the river. These areas capture part of the transported substance (tracer) and then gradually release the substance and incorporated back into the stream, creating a significant distortion of the tracer concentration time course. Strong influence of the dead zones raises the question of the adequacy using standard analytical solutions, whether for the purpose of determining the coefficient of longitudinal dispersion or for modelling the dispersion of pollution or other substances carried by the river.

KEY WORDS: hydrodynamic dispersion, longitudinal dispersion coefficient, tracer field experiment, tracer, colouring agent

Úvod

Disperzia je v hydrodynamickom zmysle slova rozptyl rozpustenej látky, ktorý je výsledkom štatisticky náhodného rozdelenia rýchlosťí prenosu jednotlivých častic hmoty vo vodnom prostredí. Disperzia sa prejavuje v prvom rade na koncentračných krivkách sledovanej látky. V trojrozmernom priestore uvažujeme so zložkami disperzie v pozdĺžnom smere – pozdĺžna (longitudinalna), priečnom smere – horizontálna (transverzálna) (v smere osi y) a v zvislom smere - vertikálna (v smere

osi z). Pre široké plytké toky uvažujeme len s pozdĺžnou a priečnou disperziou. Pozdĺžnu a priečnu disperziu predstavujú procesy, vplyvom ktorých dochádza v prípade pozdĺžnej disperzie k pozdĺžnemu a v prípade priečnej disperzie k priečnemu rozptylu látky, a je definovaná koeficientom disperzie (Landa, 2007). Hydrodynamická disperzia sa skladá z dvoch čiastkových procesov, mechanického procesu turbulentnej difúzie a disperzie (prúdenie vody, resp. proces nastáva v dôsledku turbulencie prúdenia a nerovnomerného rozdelenia rýchlosťi prúdenia vody) a molekulárnej difúzie

(proces nastáva v dôsledku rozdielov koncentrácie látky). Procesy sú neoddeliteľné, a proces, ktorý v daných podmienkach prevláda, je charakterizovaný Pecletovým číslom.

Disperzia látok v toku je spolu s advekciou základným mechanizmom pohybu rozpustených častíc vo vodnom prostredí. Jej pôsobením dochádza ku znižovaniu maximálnych hodnôt koncentrácie rozpustenej látky v toku. Rozpustená látka nesleduje len prúdniciu, ale dochádza k jej pozvoľnému šíreniu do strán v dôsledku pulzácie rýchlosťi a rozdielu koncentrácie látky. Hlavnou charakteristikou disperzie, ako bolo už spomenuté, sú koeficienty disperzie v príslušnom smere. Stanovenie týchto charakteristík disperzie je preto klíčovou úlohou pri riešení úloh transportu znečisťujúcich látok v tokoch a pri modelovaní kvality vody.

Teoretický úvod

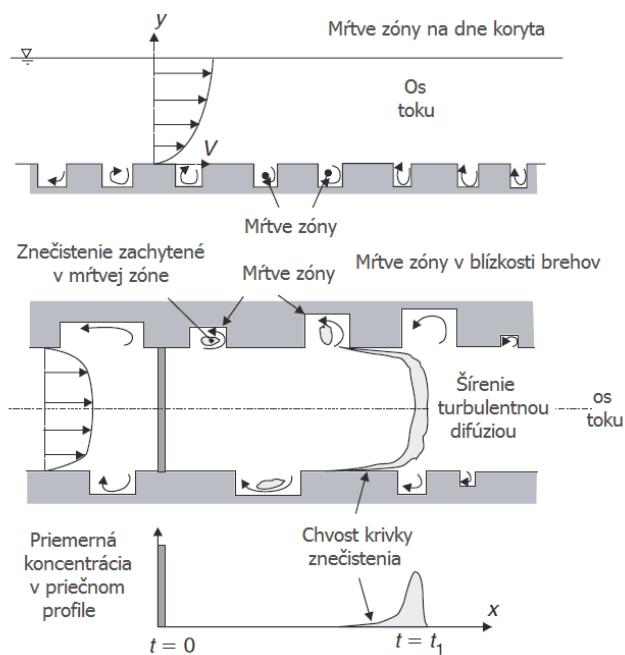
Riešenie všeobecnej úlohy transportu a disperzie látky v kvapaline sa pre potreby numerického modelovania zjednodušuje priatím nasledovných predpokladov (Jandora, et al., 2002):

- všeobecný priestorový problém sa redukuje na jednorozmerný problém – predpokladáme zanedbateľné rozmery šírky a hĺbky vodného toku vzhľadom k jeho dĺžke; takisto predpokladáme homogenizáciu koncentrácie látky po šírke a hĺbke profile toku,
- transportovaná látka je konzervatívna, t. j. nepodlieha fyzikálnym, chemickým ani biologickým pro-

- cesom, nereaguje s vonkajším prostredím. Ak je látka nekonzervatívna, predpokladáme možnosť jej opisu diferenciálnou rovnicou prvého rádu,
- transportovaná látka neovplyvňuje fyzikálne vlastnosti transportnej kvapaliny – vody, nejde o združený problém,
- pre difúziu látky v transportnej kvapaline platí Fickov difúzny zákon, t. j. difúzny transport je priamo úmerný gradientu koncentrácie,
- pri odvodení analytických riešení sa často predpokladá prizmatické koryto vodného toku a ustálené, rovnometerné prúdenie vody v toku.

Použitie jednorozmernej advekčno - disperznej rovnice naráža v podmienkach prirodzených tokov na určité obmedzenia, z ktorých za najvýznamnejšie považujeme existenciu mŕtvyx zón.

Mŕtve zóny sú úseky a oblasti tokov s výskytom sekundárnych prúdov a zón s malými (prípadne nulovými alebo až zápornými) rýchlosťami. Tieto môžeme nájsť na dne a pozdĺž brehov toku, kde z pohľadu hydrodynamiky prúdenia zachytávajú časť prúdiacej vody; tým sa izoluje od hlavného prúdu časť transportovanej látky. Následne sa táto látka postupne uvoľňuje a včleňuje späť do hlavného prúdu. V korytách tokov sú tieto zóny vytvárané väčšími prekážkami, brehovým a dnovým porastom, vyvrátenými kmeňmi a spadnutými konármami stromov, ale aj usmerňovacími stavbami, mŕtvmi ramenami, prieplabinami a stavebnými objektmi. Schému pôsobenia mŕtvyx zón podľa (Chanson, 2004) uvádzame na Obr. 1.



Obr. 1. Schematický náčrt koryta toku s „mŕtvmi zónami“ (upravené podľa (Chanson, 2004)).
Fig. 1. Scheme of channel with „dead zones“ (by (Chanson, 2004)).

Efekt týchto zón bol opísaný vo viacerých štúdiach, napr. (Runkel, et al., 1991), (De Smedt, et al., 2005).

Výskyt týchto zón s dočasnou akumuláciou transportovanej látky obyčajne spôsobuje deformáciu krvky rozdelenia koncentrácie tým, že z „vačkov“ tvorených nepravidelnými hranicami prúdenia sa znečisťujúce látky uvoľňujú neskôr a pomalšie, čím vzniká na krvke rozdelenia koncentrácie strmý nábeh a následne pomalé klesanie – „chvost“ krvky koncentrácií (pozri Obr. 1). Je zrejmé, že v mnohých tokoch s nepravidelnou geometriou priečného profilu pozdĺž toku nemožno aplikovať Fickov zákon (Fischer, et al., 1979) ani po veľmi dlhom čase, pretože rozdelenie koncentrácie v dôsledku veľkých nepravidelností koryta sa nikdy nestane Gausso-vým (Nordin, et al., 1980). Všeobecnú jednorozmernú rovniciu advekcie - disperzie môžeme nájsť v literatúre, napr. (Socolofsky, et al., 2005) v tvare:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) + S_s \quad (1)$$

kde

t je čas [s],

C je koncentrácia látky [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$],

D_x je koeficient disperzie v pozdĺžnom smere [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$],

v_x je rýchlosť prúdenia vody v danom smere v toku [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$],

S_s je funkcia, reprezentujúca zdroje znečistenia [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$],

x je priestorová súradnica – vzdialenosť [m].

Analytickým riešením pre prípad okamžitého bodového zdroja (1) so zjednodušujúcimi predpokladmi prizmatického koryta vodného toku a ustáleného a rovnomerného prúdenia v ňom dostávame jednorozmerné riešenie v tvare (Fischer, et al., 1979)

$$C(x, t) = \frac{M}{2A\sqrt{\pi D_x t}} \exp\left(-\frac{(x-v_x t)^2}{4 D_x t}\right) \quad (2)$$

kde

A je prietocná plocha [m^2],

M je hmotnosť transportovanej látky [kg].

Pri interpretácii tohto riešenia autori (Socolofsky, et al., 2005) uvádzajú, že analytické riešenie rov. (1), uvedené ako rov.(2), má tvar Gaussovej krvky normálneho rozdelenia s parametrami normálneho rozdelenia (napr. štandardná odchýlka σ a pod.). V skutočnosti táto krvka nemá tvar Gaussovo normálneho rozdelenia, ale je asymetrická. Vyplýva to z pevnej pozície pozorovateľa na brehu (pokiaľ by sa pozorovateľ pohyboval rovnakou rýchlosťou ako prúd vody, rozdelenie koncentrácií by malo symetrický tvar Gaussovo normálneho rozdelenia).

Toto analytické riešenie so zjednodušujúcimi predpokladmi sa v súčasnosti považuje za štandard, ale plat-

nosť tohto riešenia je obmedzená na prúdenie bez prekážok, kde je predpoklad symetrického pohybu častic v smere prúdenia rovnako ako proti smeru prúdenia. V reálnych tokoch však tento predpoklad neplatí: pohyb častic v smere prúdenia, rovnako aj pohyb častic proti smeru prúdenia je spomaľovaný (retardovaný) akumuláciou častic v tzv. mítvych zónach tokov.

Materiál a metódy

Skúmaný úsek toku Malina sa nachádza v katastrálnom území obcí Láb a Zohor. ($N+ 48.334771^\circ$, $E+ 16.967445^\circ$) – pozri Obr. 2. Pokusy, opísané v tomto príspevku boli realizované na vybranom úseku toku s dĺžkou 1415 m. Išlo o priamy úsek toku, bez výrazných smerových zmien. Pôvodne upravený tvar priečneho profilu sa nezachoval v dôsledku prebiehajúcich morfológických procesov, resp. prietočný profil bol výrazne ovplyvnený vegetáciou. Počas experimentov sme vykonali hydrometrické merania bodových rýchlosťí v prietočnom profile, nameraný prietok bol $0,408 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Sklon hladiny, určený nivelačiou, bol približne 0,45 %. Tvar koryta môžeme považovať v skúmanom úseku za prizmatický so šírkou v hladine približne 5 m a s priemernou hĺbkou 0,88 m (maximálna hĺbka bola cca 1 m).

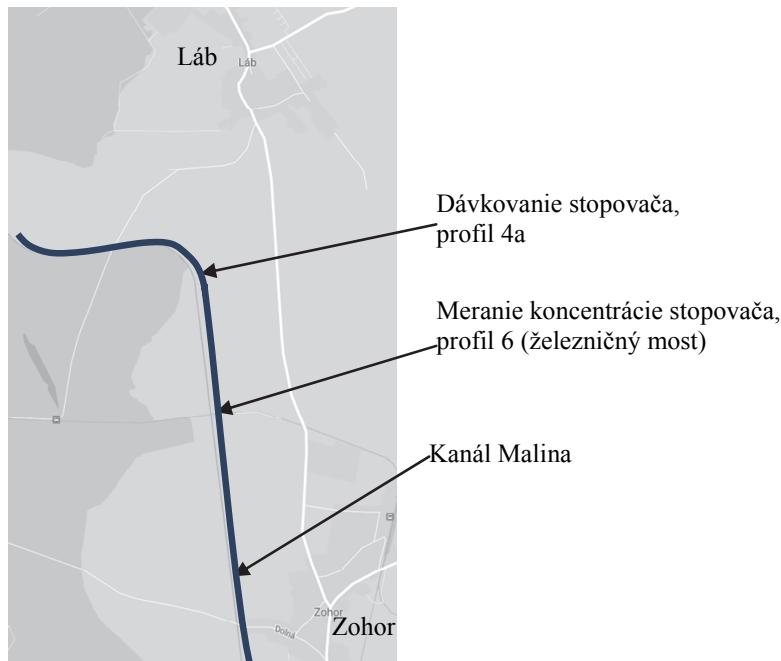
V čase meraní bol tok Malina silno zarastený vodnou vegetáciou, ktorá prakticky zúžila aktívny prietocný profil koryta z každej strany o približne 1 m, nezriedka bola vodná vegetácia aj v strednej časti samotného toku (pozri Obr. 3). Dôsledkom tejto vegetácie na prúdenie vo vodnom toku bola zmena podmienok prúdenia oproti vegetáciou nezarastenému korytu, zmena rýchlosťného profilu, ale z hľadiska stopovacieho pokusu vodná vegetácia vytvorila pomerne rozsiahle mítve zóny, ktoré deformovali časový priebeh rozdelenia koncentrácií v meranom profile.

V našom prípade sme sledovali transport látky – stopovača a jeho rozdelenie v profiloch toku pri bodovom jednorazovom (okamžitom) dávkovaní stopovača, ktorý bol rozpustený v objeme 50 l riečnej vody.

Ako stopovač sme použili potravinárske farbivo E133 (brilantná modrá). Je to syntetické farbivo, používané v potravinárskom priemysle (číslo CAS 3844-45-9, chemický vzorec $C_{37}H_{34}N_2Na_2O_9S_3$). Vo vode je toto farbivo rozpustné, je termo- a fotostabilné v širokom spektre podmienok. Zdravotné riziká sú pomerne nízke, legislatíva EÚ pripúšťa koncentráciu 150 až 300 mg farbiva E133 na kg potravinárskeho produktu v závislosti na type výrobku. Je veľmi málo adsorbovateľné v gastrointestinálnom trakte (iba približne 5 %), t. j. 95 % sa z tela vylúči prirodzenou cestou a farmakologicky sa považuje za neaktívnu látku (Wikipedia). Detekciu prítomnosti farbiva E133, resp. jeho koncentráciu sme určovali spektrofotometricky pomocou prenosného spektrofotometra HACH DR 2000. O použití farbiva E133 rozhodla práve možnosť jednoduchej a rýchlej spektrofotometrickej detekcie. Pri skúmaní

pohltivosti (absorbancie) emitovaného svetla pri rôznych vlnových dĺžkach sme našli zvláštnu anomáliu – náhle zvýšenie absorbancie v oblasti vlnových dĺžok emitovaného svetla okolo 625 nm. Toto zistenie sa zhoduje aj s literárnymi zdrojmi (Jingbo, et al., 2013). Na meranú závislosť absorbancie od vlnovej dĺžky uvádzame na Obr. 4. Ako je vidieť na tomto obrázku, aj absorbancia na vlnovej dĺžke 625 nm v riečnej vode nevykazovala žiadne zvýšenie absorbancie oproti destilovanej

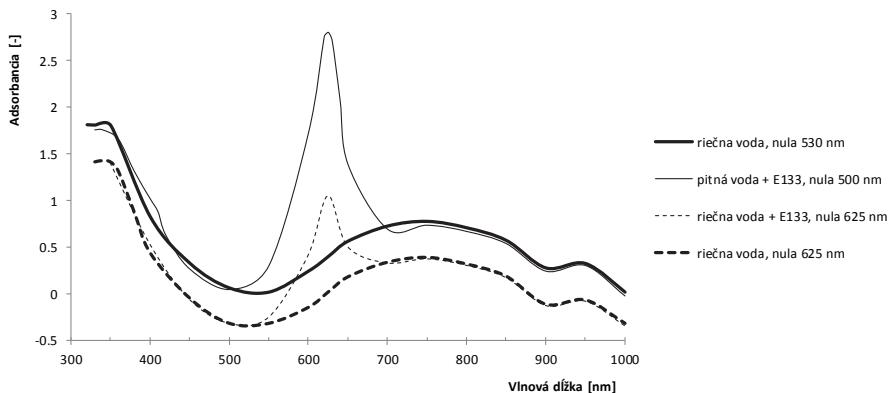
vode, takže stanovenie koncentrácie farbiva E133 pri stopovacom pokuse nebolo ovplyvnené vlastnosťami riečnej vody. Pri laboratórnych testoch sme zistili aj linearitu závislosti absorbancie na koncentráciu farbiva v riečnej vode v rozsahu hodnôt koncentrácie E133 od 0 až $0,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, pri vyšších koncentráciách bola táto závislosť nelineárna (pozri Obr. 5). Minimálny limit detektie sme určili s ohľadom na spoľahlivosť meraní na približne $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.



Obr. 2. Situácia stopovacieho pokusu.
Fig. 2. Layout scheme of the tracer experiment.

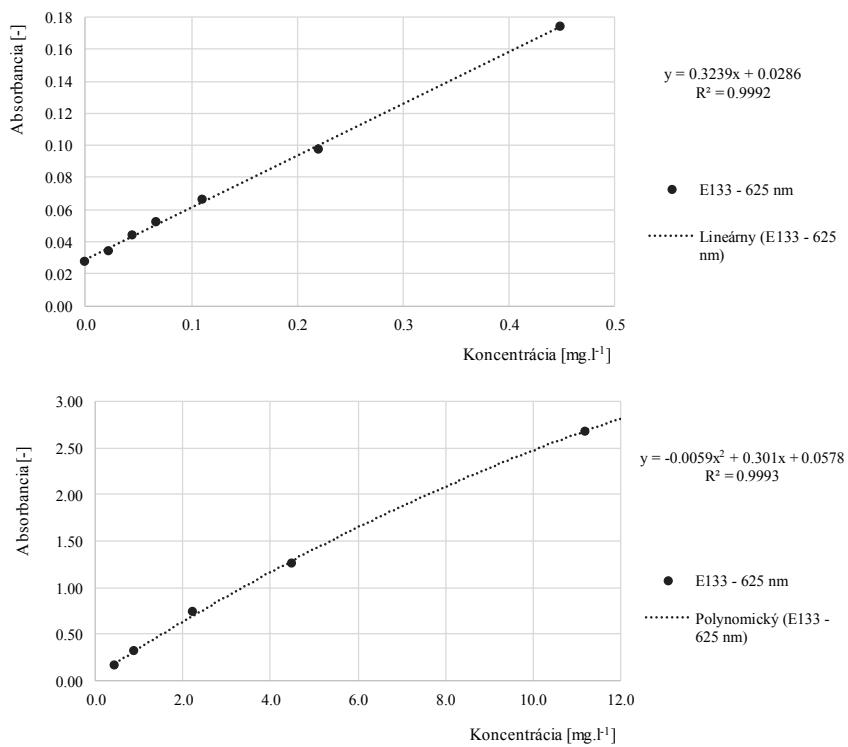


Obr. 3. Vodná vegetácia v toku Malina.
Fig. 3. Water vegetation in Malina channel.



Obr. 4. Absorbancia roztoku E133 s koncentráciou $8,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ pri rôznych vlnových dĺžkach.

Fig. 4. Absorbance of E133 solute (concentration $8,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) for different wavelengths.



Obr. 5. Absorbancia roztoku E133 pri rôznych koncentráciách a pri vlnovej dĺžke 625 nm.

Fig. 5. Absorbance of E133 - for various solute concentration at the wavelength 625 nm.

Vzorky riečnej vody sme odoberali v pravidelných 1-minútových intervaloch, v prípade zostupnej časti krivky priebehu koncentrácie sme intervaly zväčšili na 2 min, resp. až 5 minút. Ako výhoda sa pri meraniach ukázala základná vlastnosť použitého stopovača – výrazné modré zafarbenie vody, ktoré bolo možné pri vyšších koncentráciách detektovať aj vizuálne.

Vzorky sme odoberali 500 ml nádobou zo stredu prietocného profilu, približne 100 mm pod hladinou.

Z odobratej vzorky sme oddelili 25 ml, ktoré sme potom naliali do kalibrované spektrofotometrickej kyvety, vsunuli do spektrofotometra a odčítali hodnotu absorbancie, príslušnú k časovému údaju odberu vzorky. Celkovo sme v rámci jedného pokusu urobili približne sto meraní. Vzhľadom na tento počet meraní bolo potrebné upraviť zdroj energie pre spektrofotometer – štandardné batérie (6 ks monočlánkov typu D) by pravdepodobne tento počet meraní nedokázali zvládnut’.

Ako zdroj napájania sme použili autobatériu s redukciou napäťa z 12 na 9 V.

Vyhodnotenie výsledkov meraní koeficienta pozdĺžnej (longitudinálnej) disperzie prebiehalo dvoma metódami. Prvou metódou na vyhodnotenie bola „štandardná“ metóda vyhodnotenia, ktorá je opísaná v literatúre, napr. (Socolofsky, et al., 2005). Táto metóda vychádza z predpokladu, že disperzia v toku približne zachováva Gaussovo normálne rozdelenie koncentrácií stopovacej látky, ale mení jeho parametre, t.j. disperzné koeficienty určujeme na základe časových zmien rozdelenia nameraných údajov, presnejšie na základe vyhodnotenia rozptylu nameraných hodnôt. Druhou použitou metódou bola metóda založená na porovnávaní analytických riešení advekčno – disperznej rovnice, odvodenej s prijatím zjednodušujúcich predpokladov, s nameranými hodnotami časového priebehu stopovača v sledovanom profile.

Výsledky a diskusia

Výsledkom meraní bol časový priebeh stopovača v profile 6, vzdialenosť od dávkovacieho profilu 1415 m (profil 4a), grafické zobrazenie časového priebehu uvádzame na Obr. 6. Ako je vidieť z obrázku, stopovaci experiment trval pomerne dlho – približne 8 hodín. Príčinou tohto dlhého trvania pokusu bola jednoznačne nízka rýchlosť prúdenia vody v dôsledku vegetácie v toku – postupová rýchlosť, určená na základe časového priebehu koncentrácie stopovača, bola $0,078 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Ďalej opisujeme výsledky terénnych pokusov, ktoré boli vyhodnotené oboma metódami – „štandardnou“, ako aj metódou založenou na analytickom riešení advekčno – disperznej rovnice – rov. (2).

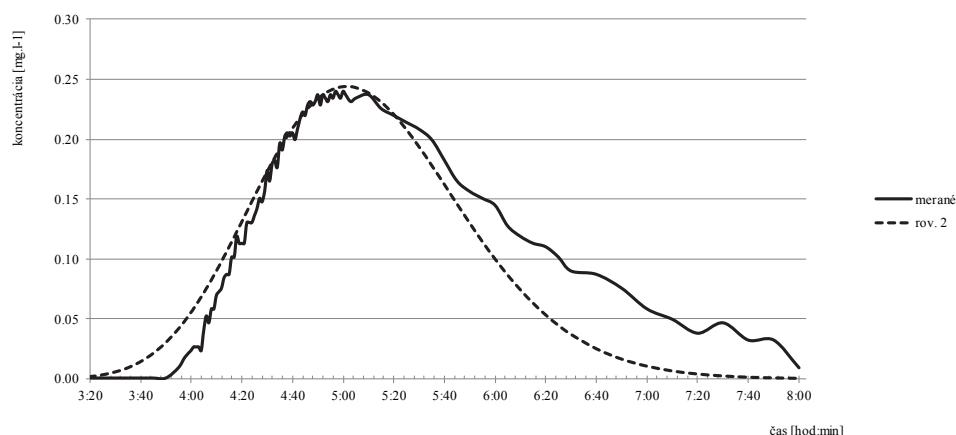
Pri určovaní súčiniteľa disperzie podľa prvej metódy sme sledovali charakteristiky rozdelenia v rozsahu od -2σ po $+2\sigma$, t.j. približne 13,6 a 86,4 percentný kvantil celkovo nameraných hodnôt. Hodnoty súčiniteľa disperzie sme potom stanovovali na základe vzťahu (Socolofsky, et al., 2005).

$$D_x = \frac{(\bar{v}_x)^2 \sigma^2}{2t_v} = \frac{L^2 \sigma^2}{2t_v^3} \quad (1)$$

kde

D_x je koeficient pozdĺžnej disperzie [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$],
 σ je smerodajná odchýlka nameranej krivky koncentrácie [-],
 \bar{v}_x priemerná rýchlosť prúdenia [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],
 t_v čas, za ktorý sa vytvorí vrchol krivky stopovača (čas, v ktorom je dosiahnutá maximálna koncentrácia stopovača),
 L dĺžka meraného úseku [m].

Vyhodnotením výsledkov meraní podľa tejto metódy sme stanovili hodnotu pozdĺžneho koeficientu disperzie na $0,607 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$, čo zodpovedá hodnote, stanovenej z doterajších meraní, vykonaných na podobných tokoch (Sokáč, et al., 2012). Spôsob určenia pozdĺžneho disperzného koeficienta podľa druhej metódy je založený na porovnávaní výsledkov jednorozmerného analytického riešenia advekčno – disperznej rovnice – rov. (2) s nameranými údajmi. Pri použití tejto metódy simulujeme zjednodušenou metódou terénny pokus pre rôzne hodnoty koeficiente pozdĺžnej disperzie a hľadáme najlepšiu zhodu medzi simulovanými a nameranými hodnotami. Hodnotu koeficiente pozdĺžnej disperzie pre každý jednotlivý pokus určuje minimum štvorcov odchýlok medzi nameranými a simulovanými hodnotami. Pri použití tejto druhej metódy nám vyšla hodnota koeficiente pozdĺžnej disperzie o niečo vyššia, menovite $0,95 \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$. Je potrebné uviesť, že túto metódu stanovovania hodnoty koeficiente pozdĺžnej disperzie považujeme za presnejšiu, aj keď pri pohľade na Obr. 6 je zrejmé, že sme nedosiahli veľkú zhodu medzi nameranými a modelovanými údajmi. Odchýlky medzi týmito údajmi, ako v stúpajúcej časti krivky, tak aj v jej klesajúcej časti sú spôsobené najmä prítomnosťou mŕtvyx zón v toku, ktoré takýmto spôsobom menia časové rozdiely koncentrácií stopovača.



Obr. 6. Časový priebeh koncentrácie stopovača v profile 6.
 Fig. 6. Concentration distribution in time – cross-section 6.

Záver

Príspevok opisuje terénné stopovacie pokusy, ktoré boli realizované na toku Malina. Cieľom týchto stopovacích pokusov bolo stanovenie koeficientu pozdĺžnej disperzie v skúmanom toku, ktorý má nízinný charakter. V čase realizácie experimentu bol tento vodný tok rozsiahlo zarastený vodnou vegetáciou, takže sme predpokladali výskyt tzv. mŕtvyx zón.

Pri meraniach sme použili stopovaciú látku – potravnárske farbivo E133. Pri realizácii terénnych stopovacích pokusov sa táto látka ukázala ako vhodná, pričom výhodou je jej ľahká spektrofotometrická detekcia v pomerne širokom rozsahu hodnôt koncentrácií, zdravotná nezávadnosť a možnosť vizuálnej kontroly a relativne nízkej ceny. Ako nevýhodu použitia tejto látky ako stopovača je potrebné uviesť potrebu pomerne veľkých dávok, pokiaľ by sa merania realizovali na väčšie vzdialenosť, resp. pri väčšom prietoku (s ohľadom na zriedenie stopovača). Ako nevýhodu je možné tiež uviesť diskontinuálny spôsob odberu vzoriek a zážnamu koncentrácie tohto stopovača, ktorý je teoreticky možné odstrániť použitím terénnego spektrofotometra s kontinuálnym prietokom vzorky. Takýto prístroj však nie je bežný a jeho obstaranie je finančne nákladnou záležitosťou. Alternatívou sú rôzne doplnky na štandardné terénné spektrofotometry, umožňujúce kontinuálny prietok cez vyhodnocovací priestor (kyvetu). Pri vyhodnocovaní stopovacích pokusov na toku Malina sme na základe priamej obhliadky predpokladali prítomnosť mŕtvyx zón, čo preukázali aj deformácie časového priebehu koncentrácie stopovača. Mŕtve zóny boli vytvorené nepravidelnosťou koryta toku, ako hlavné vegetáciou na brehoch a dne toku.

Ako je naznačené v samotnom príspevku, za zásadný problém pri stanovovaní hodnôt súčiniteľa pozdĺžnej disperzie považujeme existenciu „mŕtvyx zón“ v toku a zohľadnenie tohto javu pri modelovaní, resp. pri metodike stanovenia hodnôt súčiniteľov disperzie. Na (Obr. 6) sú zobrazené namerané krvinky časového priebehu koncentrácií, ako aj krvinky modelovaného časového priebehu koncentrácií, ktoré boli simulované na základe rov. (2). Ako je zrejmé z obrázkov, medzi nameranými a modelovanými hodnotami nie je veľká zhoda, dokonca štatistickou analýzou bolo preukázané, že namerané hodnoty nemajú charakter podľa rovnice (2), ktorá vychádza z Gaussovo normálneho rozdelenia. Ako už bolo spomínané vyššie, pri predpoklade existencie mŕtvyx zón v toku je možné ich prítomnosť detektovať (ale ani to nie v plnej miere), ale jednoznačne určiť mieru ich vplyvu na zmiešavanie nesenej látky je možné iba stopovacím pokusom.

Z tohto dôvodu považujeme použitie štandardných analytických vzťahov na modelovanie disperzie za problematické a podmienené malým vplyvom mŕtvyx zón na proces disperzie vo vodnom toku. Ako alternatíva použitia analytických vzťahov je možné uvažovať zjednodušené analytické vzťahy, ktoré v sebe zahŕňajú

aj vplyv mŕtvyx zón v toku, napr. (Mazijk, 1996), alebo 1D matematické modely, napr. (Runkel, et al., 1991). Aj tieto modely však vyžadujú zadanie parametrov týchto mŕtvyx zón (napr. plocha mŕtvej / aktívnej zóny, koeficienty prestupu a pod.) Tieto koeficienty je takisto možné určiť viacerými spôsobmi, ale najspôľahlivejší spôsob je realizácia stopovacieho pokusu a priame určenie požadovaných parametrov na základe meraní. Domnievame sa, že ďalší výskum by sa mal zameriť na otázku čo najjednoduchšej aproximácie (analytické riešenie) modelovania disperzie v tokoch s výrazným vplyvom mŕtvyx zón. V tokoch s výrazným vplyvom mŕtvyx zón považujeme aj za otázne splnenie základného predpokladu, použitého pre odvodenie rov. (2) – predpokladu symetrickej disperzie znečistenia v toku, matematicky opísanom Gaussovým normálnym rozdelením.

Vzhľadom na všeobecnú snahu o čo najväčšiu zhodu nameraných a modelovaných časových priebehov koncentrácií je namieste otázka spôsobu určovania súčiniteľa disperzie. Domnievame sa, že spôsob určovania tohto klúčového parametra by mal byť v zhode so spôsobom (podmienkami) jeho použitia konkrétnym modelom tak, aby sme dosiahli maximálnu zhodu medzi modelovanými a nameranými údajmi. Takýto postup predpokladá realizáciu stopovacieho pokusu a určenie súčiniteľa disperzie v podstate formou kalibrácie modelu.

Podákovanie

Tento príspevok vznikol za podpory vedeckej grantovej agentúry VEGA v rámci riešenej grantovej úlohy č. VEGA 1/0805/16 „Lokalizácia bodových zdrojov havarijného znečistenia vodných tokov na základe údajov z on-line monitoringu“, ako aj vďaka podpore v rámci OP Výskum a vývoj pre dopytovo orientovaný projekt: Centrum excelentnosti integrovanej protipovodňovej ochrany územia ITMS 262401200004, spolufinancovaný zo zdrojov Európskeho fondu regionálneho rozvoja.

Literatúra

- De Smedt, F., Brevis, W. a Debels, P. (2005): Analytical solution for solute transport resulting from instantaneous injection in streams with transient storage. J. Hydrol. 2005, 315, 25 – 39.
Fischer, H. B., et al. (1979): Mixing in Inland and Coastal Waters. New York: Academic Press, 1979.
Chanson, H. (2004): Environmental Hydraulics of Open Channel Flows. s.l.: Elsevier Butterworth-Heinemann Linacre House, Jordan Hill, Oxford OX2 8DP 200 Wheeler Road, Burlington, 2004. s. 430. MA 01803.
Jingbo, Guo, et al. (2013): Determination of Brilliant Blue FCF in food and cosmetic samples by ionic liquid independent disperse liquid-liquid micro-extraction. Analytical Methods. 2013, Vol. 5, 4021 – 4026.
Landa, I. (2007): Speciální hydrogeologie, Skriptum CZU. Praha: CZU Praha, 2007.

- Mazijk, A., van. (1996): One-dimensional approach of transport phenomena of dissolved matter in rivers. TR diss 2796. Delft: Technische Universiteit Delft, 1996.
- Nordin, C.F. and Troutman, B.M. (1980): Longitudinal dispersion in rivers: The persistence of skewness in observed data. Water Resour. Res. vol. 16/1, 123 – 128.
- Runkel, Robert, L. a Broshears, Robert, E. (1991): One-Dimensional Transport with Inflow and Storage (OTIS): A Solute Transport Model for Small Streams. s.l. : Department of Civil Engineering, University of Colorado, 1991. s. 91.
- Socolofsky, Scott A. and Jirka, Gerhard H. (2005): Mixing and transport processes in the environment. Texas : Texas A&M University, 2005. TX 77843-3136.
- Sokáč, M., Velíšková, Y. and Berta, P. (2012): Príspevok k metódike stanovenia disperzných koeficientov na základe výsledkovej terénnych meraní vo vodnom toku. Acta Hydrologica Slovaca. 2012, Vol. 13, 2, pp. 430 – 435.
- Wikipedia. (2016): Brilliant Blue FCF. [Online] 2016. [Dátum: 20. 09 2016.] https://en.wikipedia.org/wiki/Brilliant_Blue_FCF.

DETERMINATION OF THE HYDRODYNAMIC DISPERSION IN RIVER WITH PRESENCE OF TRANSIENT STORAGE.

Hydrodynamic dispersion is, in hydrodynamic sense, the spreading of solute, which occurs in the flowing fluid. The dispersion of the substances together with the advection in the flow are underlying mechanism of dissolved particles movement in an aqueous medium. These phenomena help reduce the maximum concentration values of the solute in the flow. Solute spreads gradual to the sides due to the pulsation rate and different concentrations of the substance. The main characteristics of the dispersion are the dispersion coefficients in the corresponding direction. Determination of these dispersion characteristics, plays therefore a key role in tasks solving the transport of pollutants in streams and in modelling water quality.

Use of one dimensional dispersion equation in condition of natural streams has some limitations. We regard as the most important limitation factor the influence of so called "dead zones". Dead zones are river sections with occurrence of secondary currents and with occurrence of small (eventually with zero or even negative) velocities. These can be found on the bottom or along the river banks. Dead zones from hydrodynamic point of view collects and separate part of the solute from the main current. Subsequently the solute is being released and incorporated back to the main current in the stream. In natural streams are such dead zones formed by the bigger obstacles, bank vegetation, uprooted trees, but also by the groins, dead arms, depressions and hydraulic objects.

The tracer experiments were performed on the Malina channel, located in the cadastral areas of Lab and Zohor municipalities. ($N+ 48.334771^\circ$, $E+16.967445^\circ$), see Fig. 2. The experiments described in this paper were carried out on selected river section with a length of 1415 m. It was a straight section of the Malina channel, without significant directional changes. Originally constructed cross section shape was modified as a result of ongoing morphological processes, respectively its flow profile was significantly influenced by vegetation. Measured flow during the experiments was $0,408 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. The water level slope, specified by levelling

measurements, was about 0.45 %. The channel shape in the examined channel section can be considered prismatic, the surface width was about 5 m, the average depth was 0.88 m (maximum depth was about 1 m).

During the measurements we found deformation of the concentration time courses, which shows significant presence of dead zones. These were formed by the river bed irregularities, but mainly by the vegetation along the river banks and on the river bed (see Fig. 3).

Evaluation of the measurement of a longitudinal (longitudinal) dispersion was carried out by two methods. The first method was the "standard" evaluation method as described in the literature, e.g. (Socolofsky, et al., 2005). This method assumes that the dispersion in the river maintains the form of the Gaussian distribution of the tracer concentration, but changes its parameters, ie dispersion coefficients can be determined based on temporal distribution changes of measured data.

The second method of the longitudinal dispersion coefficient determination was based on the assumption of the concentration time course according the eq. (2) and direct dispersion coefficient determination from measured data. Such method is in fact a model calibration, whereas the only calibrated parameter is the longitudinal dispersion coefficient and the goal is the best fit between simulated and modelled data.

The determined value of the longitudinal dispersion coefficient was set up to $0,607 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (first method) and $0,0,97 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (second method).

As indicated in the paper, we consider the existence of "dead zones" in the rivers as a fundamental problem when determining the longitudinal dispersion coefficient. This phenomenon should be taken into account in modelling, respectively. in the dispersion coefficients values determination methods. In the Fig. 6, the measured concentration time course curves are indicated, as well as the time courses of the modelled concentration curves, which are computed on the assumption of a Gaussian distribution, resulting from Eq. (2). As shown in the Fig. 6, between the measured

and modelled values is a weak conformity. Even statistical analysis of the modelled data has shown, that the measured values do not correspond with the eq. (2), which is based on the Gaussian normal distribution. As mentioned above, the presence of dead zones in the flow, although it can be expected, but their influence on the dispersion process can be clearly determined more or less only by performing the tracer experiment.

For this reason, we consider the use of the analytical solutions for dispersion modelling problematic and limited to the rivers, where the influence of dead zones in the dispersion process can be neglected. As an alternative to use of the analytical solutions may be a simplified (one-dimensional) mathematical models considered. Such model can comprise the impact of dead zones in the river. Also these models, however, require input of the dead zones parameters (e.g. cross

sectional area ratio between dead /mainstream zone, transfer coefficients etc.). These coefficients can also be determined in several ways, but the most reliable way is to perform the tracer experiment and to determine required parameters based on the measurements.

In relation to the general effort to the closest possible conformity between measured and modelled concentration time courses, the method of determining the coefficient of dispersion has to be carefully selected. We believe that the determination method of this key parameter should be in accordance with the method of use of a particular model or method to achieve maximum conformity between modelled and measured data. Such an approach would require in most cases to perform tracer experiment and determination of the dispersion coefficient in an essential form of the future used model calibration.

doc. Ing. Marek Sokáč, PhD.
Stavebná fakulta STU Bratislava
Radlinského 11
810 05 Bratislava
E-mail: marek.sokac@stuba.sk

Ing. Yvetta Velísková, PhD.
Ústav hydrologie SAV
Dúbravská cesta 9
841 01 Bratislava
E-mail: veliskova@uh.savba.sk