

**Česká zemědělská univerzita v Praze**  
**Fakulta životního prostředí**  
**Katedra geoenvironmentálních věd**



# **Teorie a praxe migračních zkoušek v ochraně životního prostředí**

Disertační práce



**Doktorand: Ing. Pavel Šimek**  
**Školitel: doc. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

**Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „Teorie a praxe migračních zkoušek v ochraně životního prostředí“ vypracoval samostatně pod vedením doc. RNDr. Michaela Komárka, Ph.D., a veškerá použitá literatura je citována a uvedena v seznamu literatury.

V Praze dne:

.....  
Ing. Pavel Šimek

### **Poděkování**

Děkuji mému školiteli doc. RNDr. Michaelovi Komárkovi, Ph.D. za rady, připomínky a možnost psát práci pod jeho vedením. Rád bych poděkoval kolegům z katedry Mgr. Lukáši Trakalovi, Ph.D a Ing. Markétě Sequensově za pomoc při práci. V neposlední řadě děkuji prof. RNDr. Ing. Ivanu Landovi, DrSc. za rady, připomínky a nápady, kterými mi během mého studia pomáhal.

## Abstrakt

Úspěšná predikce chování a šíření látek v podzemním prostředí je závislá na dostupnosti spolehlivých transportních parametrů. Pro predikci šíření látek v podzemní vodě jsou vhodná analytická řešení advektivně-disperzní rovnice. V disertační práci jsou popsány analytická řešení dostupná v literatuře popisující jednorozměrný transport v ustáleném hydrodynamickém poli. Tato řešení jsou použita pro vyhodnocení migračních zkoušek. Migrační zkoušky jsou všeobecně považovány za nejspolehlivější metodu pro získání parametrů hydrogeologického prostředí.

Součástí práce je uživatelsky orientovaný program Mipar 2.0, který slouží k vyhodnocování dat získaných z migračních zkoušek. Metody použité pro vyhodnocování dat jsou založeny na popsanych analytických řešeních. Funkčnost programu byla ověřena na vlastních terénních datech, a na datech z literatury.

**Klíčová slova:** stopovací zkoušky, migrační parametry, šíření znečištění, indikátory, interpretace dat

## Abstract

Successful predictions of the fate and transport of solutes in the subsurface based on the availability of accurate transport parameters. Analytical solutions to the advective-dispersive solute-transport equation are useful in predicting the fate of solutes in ground water. Analytical solutions compiled from available literature are presented for one dimension solute transport in uniform ground water flow. These solutions are used for tracer test data interpretation. Tracer testing is generally regarded as the most reliable and efficient method of gathering subsurface hydrogeological information.

A user-oriented computer program Mipar 2.0 was created to for estimating solute transport parameters from observed concentrations (the inverse problem) or for predicting solute concentrations (the direct problem) using the advection-dispersion equation as the transport model. The methods used for interpretation are based on the described analytical solutions. The program usability was verified on field data and on data from literature.

**Key words:** tracer tests, migration parameters, spread pollution, tracers, data interpretation

## OBSAH

1	Úvod.....	7
2	Cíle práce .....	8
3	Literární rešerše .....	9
3.1	Hlavní procesy šíření látek v podzemní vodě .....	9
3.1.1	Advekce .....	10
3.1.2	Hydrodynamická disperze .....	10
3.1.3	Sorpce .....	13
3.1.4	Degradace .....	14
3.1.5	Chemická transformace .....	14
3.2	Význam a možnosti využití migračních zkoušek .....	14
3.3	Indikátory používané při migračních zkouškách .....	17
3.3.1	Výběr indikátoru .....	18
3.3.2	Typy dotace indikátoru .....	19
3.3.3	Příklady indikátorů.....	19
3.3.4	Barevné indikátory.....	20
3.3.5	Soli .....	22
3.3.6	Bioindikátory .....	23
3.4	Typizace migračních zkoušek.....	23
3.4.1	Zkoušky v přirozeném hydrodynamickém poli .....	24
3.4.2	Migrační zkoušky v uměle ovlivněném hydrodynamickém poli.....	26
3.4.3	Migrační zkoušky v umělých mokřadech .....	31
3.5	Interpretace migračních zkoušek .....	33
3.5.1	Interpretace zkoušek v neovlivněném hydrodynamickém poli .....	36
3.5.2	Interpretace zkoušek v ovlivněném hydrodynamickém poli .....	38
3.5.3	Interpretace migračních zkoušek v umělém mokřadu .....	45
3.5.4	Programy používané pro vyhodnocení migračních zkoušek .....	48
4	Metodika .....	50
4.1	Laboratorní umělý mokřad .....	50
4.1.1	Popis laboratorního umělého mokřadu .....	51
4.1.2	Terénní práce .....	51
4.1.3	Model umělého mokřadu .....	51
4.2	Terénní umělý mokřad .....	52
4.2.1	Popis terénního umělého mokřadu.....	52
4.2.2	Terénní práce .....	53
4.2.3	Model .....	53
4.3	Lokalita Trhové Dušníky .....	54
4.3.1	Popis lokality .....	54
4.3.2	Terénní práce .....	54
4.4	Lokalita Dražice.....	55
4.4.1	Popis lokality .....	55

4.4.2	Terénní práce .....	55
4.4.3	Model lokality Dražice .....	57
4.5	Expertní systém Mípar 2.0 .....	58
4.5.1	Přehled použitých řešení a jejich názvů .....	60
4.5.2	Řešení použitá pro výpočet koncentrace .....	62
4.5.3	Řešení použitá pro vyhodnocení migračních zkoušek .....	63
4.5.4	Ověření metod .....	89
5	Výsledky .....	90
5.1	Laboratorní umělý mokřad .....	90
5.2	Terénní umělý mokřad .....	91
5.3	Lokalita Trhové Dušníky .....	93
5.4	Lokalita Dražice .....	95
5.5	Expertní systém .....	97
5.5.1	Popis programu .....	97
5.5.2	Výsledky ověření expertního systému .....	99
5.5.3	Citlivostní analýza .....	100
6	Diskuze .....	103
7	Závěr .....	109
8	Použitá literatura .....	110
9	Seznam použitých symbolů .....	118
10	Přílohy .....	119
10.1	Příloha 1 .....	119
10.2	Příloha 2 .....	129
10.3	Příloha 3 .....	140

# 1 Úvod

Migrace nežádoucích látek v porézním prostředí je v současnosti velmi aktuálním problémem (Wexler 1989, Ptak et al. 2004, Woodman et al. 2015). Teprve na základě znalostí primárních zákonitostí šíření znečištění lze provést prognózu chování kontaminantu a jeho vlivu na podzemní vodu. Tyto znalosti nám umožňují získat provedení a vyhodnocení migračních zkoušek. Největší uplatnění se nachází zejména při mimořádných událostech (havárie, povodně a další), kdy se pro vyhodnocení rizika vyplývajícího z těchto událostí dají použít migrační zkoušky. V současné době se migrační zkoušky začínají také používat při projektování kořenových čistíren, a při ověřování jejich účinnosti (Toscano et al. 2009). Znalost migračních a filtračních parametrů je také nezbytná pro efektivní nakládání s podzemními vodami a pro jejich ochranu. Terénní a laboratorní migrační zkoušky jsou také velmi efektivní metody pro určení řídicích migračních (transportních) procesů a hodnot migračních parametrů pro použití v predikčních modelech (Glass, Finley 2005). Migrační zkoušky jsou tak tématem s velkým aplikačním potenciálem jak v oblasti ochrany životního prostředí, tak i v oblasti vodního hospodářství.

Hlavním tématem disertační práce je využití migračních zkoušek v rámci sanace starých ekologických zátěží, znalosti hodnot migračních parametrů jsou totiž nepostradatelné při projektování sanačních prací. I přesto že se sanace ekologických zátěží v ČR provádějí již relativně dlouho, nejsou doposud rozpracovány postupy pro hodnocení šíření znečištění v porézním prostředí (Landa 2007). Pro tato hodnocení se dá využít právě migračních zkoušek. Výjimkou, kde se můžeme s migračními zkouškami v této oblasti setkat, jsou zkoušky, které se provádějí při biodegradačních metodách a metodách odželeznění in situ. O nezbytnosti provádění migračních zkoušek svědčí i to, že v zahraničí se při výběru nejvhodnější sanační metody běžně používají (např. Gödeke et al. 2002; Schreiber, Bahr 2002; Woodman et al. 2015).

V současné době zájem o migrační zkoušky v ČR roste, jak poukazují práce Mašín et al. (2009), Sequensová et al. (2009). Týká se to určování migračních vlastností nanočástic železa,<sup>1</sup> které je využíváno pro sanace starých ekologických zátěží. Rostoucí zájem dokládá počet příspěvků na odborných konferencích např. Problémem, který nadále trvá, je chybějící metodika, jak pro provádění migračních zkoušek obecně, tak i pro migraci nanočástic kovů. Používání migračních zkoušek v ČR za účelem získání dat pro zvýšení účinnosti sanačního systému dokládá jejich velký aplikační význam, viz např. (Pitřák et al. 2007; Datel et al. 2009; Vojtěchová et al. 2010, Němeček et al. 2015).

---

<sup>1</sup> Částice kovového železa o velikosti v řádu nanometrů

## 2 Cíle práce

### Hlavní cíle práce jsou:

- Využití teoretických základů o migraci kontaminačních látek v podzemních vodách pro vypracování metodologie terénních a laboratorních migračních zkoušek.
- Vytvoření modelu vybraných lokalit (hydrogeologické jednotky (oblasti) a umělý mokřad) ve kterém budou ověřeny výchozí předpoklady, a také vyzkoušen vliv zjištěných migračních parametrů. Provedení a vyhodnocení terénních migračních zkoušek a porovnání zjištěných výsledků s modelovým řešením.
- Ověření použitelnosti různých druhů indikátorů pro dané podmínky a druh znečištění. Zjištění účinnosti/efektivity u konkrétních druhů indikátorů.
- Poukázání na nezbytnost a výhody provádění migračních zkoušek v rámci příprav sanačního projektu.
- Vytvoření uživatelsky jednoduchého programu, který na základě vstupních dat vypočítá hodnoty vstupních parametrů.



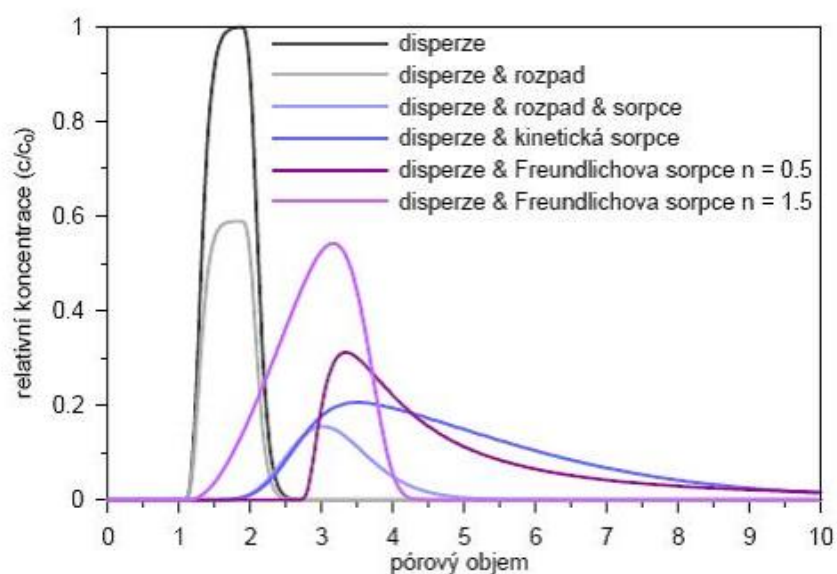
### 3 Literární rešerše

#### 3.1 Hlavní procesy šíření látek v podzemní vodě

Nejdůležitější přírodní procesy ovlivňující šíření nežádoucích látek a tím i kvalitu podzemní vody jsou:

1. Advekce
2. Disperze
3. Molekulární difuze
4. Tvorba komplexních solí
5. Sorpce a iontová výměna
6. Vytváření dynamické rovnováhy
7. Degradční procesy
8. Chemické procesy (rozpuštění, vysrážení, hydrolýza)
9. Chemické transformace (oxidace, redukce).

Při popisu šíření znečištění musíme vycházet z chemických a fyzikálních vlastností jak kontaminantu a horninového prostředí odděleně, tak i z jejich vzájemné interakce. Vliv některých parametrů na tvar koncentrační křivky je zobrazen na obrázku 1 (Obr. 1). Migrační procesy jsou komplexně popsány v literatuře např. Bear (1972), Beneš (1995), Domenico, Schwartz (1998).



Obr. 1 Vliv vybraných procesů na koncentrační křivku při pulsni dotaci (Dušek et al. 2007)

### 3.1.1 Advekce

Je to ta část pohybu rozpuštěné látky (částice), která je podmíněna složce proudění podzemní vody. Pohyb látky probíhá stejným směrem a stejnou rychlostí, jako je směr a velikost střední hodnoty rychlosti proudění podzemní vody. Rychlost je dána gradientem potenciálů a koeficientem filtrace a odpovídá při lineárním proudění Darcyho zákonu

$$v_x = -k \cdot \frac{\partial h}{\partial x}, \quad (1)$$

kde  $k$  = nasycená hydraulická vodivost (koeficient filtrace) ( $m \cdot s^{-1}$ ),  $h$  = potenciál piezometrická výška, výška hladiny podzemní vody) ( $m$ ) a  $\frac{\partial h}{\partial x}$  = gradient potenciálu. Rychlost proudění ve směru osy  $y$  a  $z$  se vypočítají analogicky.

Rychlost  $v_x$  daná Darcyho rovnicí (1) je nazývána darcyovská (filtrační) rychlost. Vydělením této rychlosti efektivní pórovitostí získáme skutečnou rychlost proudění ( $v_s$ ),

$$v_s = \left( \frac{v}{n_e} \right)^w, \quad (2)$$

který zohledňuje i nelinearitu proudění. V této rovnici (2) je  $w$  - empirický exponent,  $n_e$  - efektivní pórovitost. Exponent ( $w$ ) se obvykle (pro praktické účely, kdy lze považovat proudění za lineární) rovná jedné (Beneš 1995).

### 3.1.2 Hydrodynamická disperze

Hydrodynamická disperze (dále disperze) patří mezi hlavní a nejvýznamnější migrační procesy mající vliv na rozptyl látek ve zvodněných hydrogeologických tělesech. Rozlišujeme: a) **podélnou** – longituidální a b) **příčnou** - transversní disperzi.

Disperze je výsledkem statisticky náhodného rozdělení rychlostí přenosu jednotlivých částic hmoty v horninovém prostředí, čímž dochází i ke vzniku přechodové zóny mezi vytěšňovaným a vytěšňujícím roztokem, což se projevuje v první řadě na koncentračních křivkách (Landa 2007).

Hydrodynamická disperze se skládá ze dvou dílčích procesů, mechanické disperze a molekulární difúze. Podle převládající složky se může kontaminant šířit i proti směru proudění. To nastává v případě, že difúze převládá nad mechanickou disperzí.

Poloha advektivní hranice<sup>2</sup> se určí ze vztahu

---

<sup>2</sup> používá se i termín hranice pístového rozhraní, či vytěsnění

$$L = v_s \cdot t \quad (3)$$

Vlivu příčné disperze na proces šíření bylo zatím věnováno málo pozornosti. Obecně se předpokládá, že v průlinovém prostředí je příčná disperze cca 10krát menší než podélná. Ovšem s rostoucím časem tzn. s růstem znečištění, může začít vliv příčné disperze převládat.

### 3.1.2.1 Mechanická disperze

Disperze popisuje míchání a šíření roztoku podél a napříč směru proudění, jako odpověď na lokální změny intersticiální (mezibuněčné) rychlosti tekutiny (Wexler 1989).

Při ustáleném proudění je rozptyl jediný směřovací proces působící v příčném směru. Pro kontaminační mraky, které vznikají z nepřetržitého zdroje, je míchání způsobené příčnou disperzí určující pro poměr délky dosahu mraku a šířky mraku; menší efektivní příčný rozptyl znamená delší mrak.

V měřítku pórů je to příčná disperze, která vede k rozředění mraku (Luo et al. 2006; Cirpka et al. 2006). Ačkoli jsou hodnoty příčného rozptylu malé, pro předpovídání osudu a chování kontaminujících látek musíme znát jejich hodnoty. V ustáleném stavu se podélný koncentrační gradient vyrovná a bude velmi malý. Pouze blízko u vtokové hranice má podélný rozptyl významný dopad na ustálený stav v distribuci koncentrace (Cirpka et al. 2006). Pro velké Pecletovo číslo,  $Pe = x \cdot v/D_x > 30$ , můžeme podélný rozptyl zanedbat (Schulze-Makuch 2005 ex Domenico, Robbins 1985).

Pro praktické využití se uvažuje závislost koeficientu mechanické disperze pouze na absolutní hodnotě filtrační rychlosti proudění. Koeficient příčné a podélné mechanické disperze tedy vypočteme ze vzorce:

$$D_L = \delta_L \cdot |v| \quad (4)$$

$$D_T = \delta_T \cdot |v|, \quad (5)$$

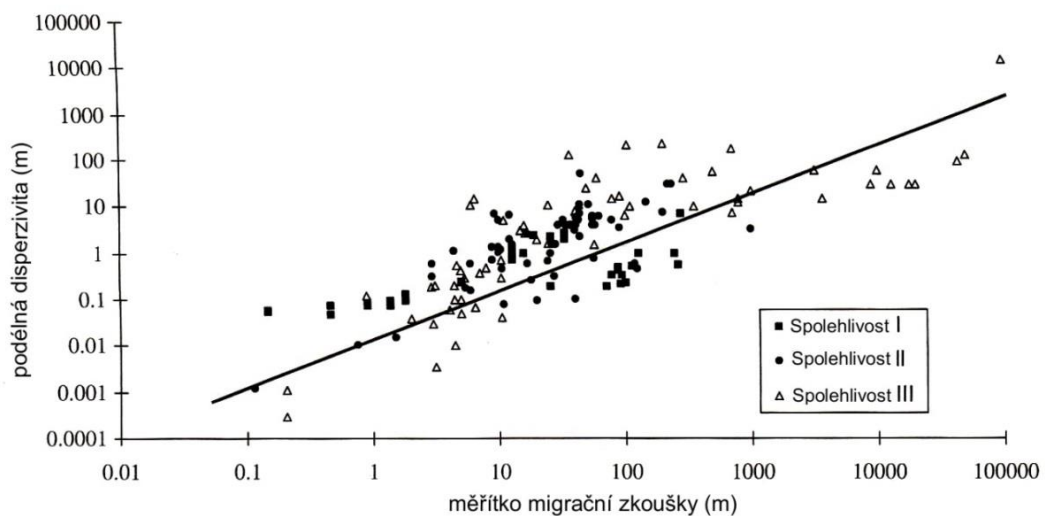
$\delta$  je konstanta, která podle výsledků řady laboratorních a terénních migračních zkoušek koreluje s velikostí prvků tj. zrn, bloků, heterogenit atp. Je označována jako disperzivita.

### 3.1.2.2 Koeficient disperzivity

Disperzivita ( $\delta$ ) fyzikálně odpovídá geometrii a tvaru průlinového prostředí (zrn) a v homogenním, izotropním prostředí je větší v podélném směru proudění vody, než

ve směru příčném. Koeficient příčné disperzivity  $\delta_T$  je pro stejnou horninu 10 - 20 x menší, než koeficient podélné disperzivity, přitom se projevuje značná anizotropie ve směru k proudění. I mezi příčnými disperzivitami ( $\delta_{T\psi}$  - vertikální a  $\delta_{T\zeta}$  - horizontální) se obvykle vyskytují značné rozdíly, které mohou dosahovat až několika řádů.

Ve většině případů platí, že  $\delta_{T\psi} \gg \delta_{T\zeta}$ , což je důsledek rozvrstvení horninového prostředí. Vliv příčné disperze na tvar kontaminačního mraku se může zdát zanedbatelný, což zpravidla platí, ale ukazuje se, že s časem, tzn. s růstem objemu znečištění, může být právě její vliv dominantní, a tak může příčná šířka kontaminačního mraku dosahovat větších rozměrů než jeho podélná délka (Landa 2007). Podélná disperzivita se zvětšuje s velikostí měřítka úlohy, a to kvůli mnoha nezávislým procesům zahrnujícím advekci, rozptyl a difúzi, nestacionární povahu hydraulických vodivostních polí a chyby vznikající při odběru vzorků (Obr. 2). Sice byly prezentovány vztahy ke kvantitativnímu určení závislosti disperzivity na měřítku úlohy, ale žádný nebyl ve vědecké komunitě přijatý, protože neposkytují uspokojivé řešení (Schulze – Makuch 2005). Stejný rozdíl hodnot disperzivity je pozorovatelný i při porovnání laboratorních a terénních zkoušek, kdy se projevuje i lokální heterogenita, např. vrstevnatost, rozpukanost, odlišné uložení zrn atp. (Beneš 1995).



Obr. 2 Závislost podélné disperzivity na měřítku migrační zkoušky (Schulze-Makuch 2005)

### 3.1.2.3 Molekulární difúze

K molekulární difúzi dochází hlavně ve směsi látek, které mají rozdílné koncentrace jednotlivých složek, a to tak, aby vznikal dostatečný koncentrační gradient. Hlavní příčinou difúzního procesu je tepelný pohyb molekul, ale i partikulárních látek (i mikroorganismů), kterým dochází k vyrovnávání nerovnoměrně rozdělených složek v objemu homogenní fáze. Další možnou příčinou molekulární difúze je existence rozdílu jiných fyzikálních veličin než je rozdíl koncentrací (teplota, tlak, energetické a gravitační pole; Domenico, Schwartz 1998).

Koeficient molekulární difúze je nejčastěji zapsán ve tvaru

$$D_d = D_0 \cdot T' \quad (6)$$

kde  $D_0$  - koeficient molekulární difúze látky ve volné vodě ( $m^2 \cdot s^{-1}$ ) a  $T'$  - koeficient tortuosity. Hodnoty koeficientu tortuosity jsou například 0,67 (Beneš 1995 ex Gillham, Chery 1982) nebo 0,71 (Beneš 1995 ex Parkins et al. 1963). Bereme-li v potaz, že médium je homogenní a izotropní, lze považovat tortuositu za konstantní. K rozhodnutí zanedbání nebo nezanedbání difúze se vychází z Pecletova čísla. Jedná se o bezrozměrné číslo udávající relativní vliv mechanické disperze a difúze na transport kontaminantu ve vztahu k advekčnímu transportu. Pecletovo číslo je dáno vztahem (Beneš 1995)

$$Pe = \frac{v_s \cdot x}{D_{sL}} \quad (7)$$

Pro rozhodnutí se používají následující rozmezí:

- $Pe < 0,01$  - převládá difúze
- $0,001 < Pe < 4$  - projevuje se difúze i mechanická disperze
- $4 < Pe < 10^4$  - oba procesy jsou zastoupeny určitým poměrem
- $Pe > 10^4$  - převládá mechanická disperze

### 3.1.3 Sorpce

Reakce mezi roztoky a povrchem pevné fáze mají významnou roli v chemismu podzemní vody. V přirozených systémech mohou tyto reakce zcela změnit chemii kationtů. Během migrace kontaminantů může dojít vlivem sorpce ke zpomalení šíření některých složek, nebo je prakticky imobilizovat (Domenico, Schwartz 1998). Sorpce je proces, během kterého se látky z roztoku vážou na povrch okolní pevné fáze (adsorpce) a při kterém se látka opětovně uvolňuje zpět do roztoku (desorpce). Sorpční procesy mohou být plně reverzibilní nebo ireverzibilní. V případě ireverzibilního procesu se již všechna sorbovaná látka nevrátí zpět do rozpuštěné fáze a to ani při dlouhodobém promývání vodou s nulovou koncentrací sorbované látky. Vyjádřením závislosti mezi množstvím adsorbované látky na povrchu pevné fáze a koncentrací látky rozpuštěné v podzemní vodě při konstantní teplotě je sorpční izoterma. Sorpční izotermy se dělí na rovnovážné a nerovnovážné. Základem rovnovážné izotermy je předpoklad, že dochází k vytvoření rovnováhy mezi koncentrací sorbovanou a koncentrací v rozpuštěné formě. Předpokládá se také to, že změna koncentrace jedné složky okamžitě vyvolá změnu druhé složky. U nerovnovážných izoterm se také předpokládá rovnovážný stav, ale nedochází k němu okamžitě, ale pozvolným vyrovnáváním koncentrací (Beneš 1995). Pro použití izotermy je

vyžadován rovnovážný stav po celou dobu. Předpoklady jsou většinou splněny, když adsorpce probíhá rychle ve srovnání s rychlostí proudění (Wexler 1989).

- Reverzibilní rovnovážné sorpční izotermy
  - Freundlichova sorpční izoterma:
  - Henryho izotermou
- Reverzibilní nerovnovážné sorpční izotermy
- Ireverzibilní sorpční procesy

Sorpce je také závislá na místě migrační zkoušky. Například fluorescein je úspěšně používán v krasových systémech, ale je nevhodný pro použití v písčitých zvodních s vysokým obsahem organických látek (Shook et al. 2004).

### **3.1.4 Degradace**

Mezi degradační procesy můžeme zahrnout rozkladné a některé transformační procesy, např. radioaktivní rozpad, mikrobiální rozklad, transformace uhlovodíků atd. Tyto procesy mohou mít v některých případech zásadní vliv na dynamiku šíření kontaminantů a na změnu jejich škodlivosti během šíření. V analytických vztazích je lze zohlednit zavedením koeficientů ve formě  $\exp(-p t)$ , kde  $p$  – poločas rozpadu,  $t$  – čas. Existují dva odlišné režimy, ve kterých se organické látky účastní biodegradačních reakcí. V prvním případě rozpuštěné organické složky poskytují hlavní zdroj energie a uhlíku pro mikroorganismy. To způsobuje, že mikroorganismy produkují energii elektronovým přenosem probíhajícím v redoxních reakcích. V druhém případě není substrát schopen poskytnout dostatek energie k udržení populace bakterií (Domenico, Schwartz 1998).

### **3.1.5 Chemická transformace**

Doplňkem fyzikálních mechanismů, které hlavní měrou určují pohyb roztoku skrz systém podzemní vody, je chemická transformace, která může měnit koncentrace složek kontaminantu. Mezi procesy chemické transformace patří rozpouštění, srážení, oxidace, redukce, biologická degradace, radioaktivní rozpad, sorpce (viz výše) a iontové výměnné reakce mezi roztokem a pevnou složkou. Dají-li se procesy zahrnuté v chemické transformaci matematicky popsat, měly by být začleněny do členu zdroje v transportní rovnici pro každou chemickou látku (Wexler 1989).

## **3.2 Význam a možnosti využití migračních zkoušek**

Základem migrační zkoušky je dotace indikátoru (vrtem, rozstříkem nebo nálevem) do zkoumaného hydrogeologického tělesa nebo vzorku. V jiném, popřípadě ve stejném

místě (místo dotace), se zjišťuje koncentrace indikátoru. Ze znalostí filtračních podmínek a koncentrační (průnikové, indikační) křivky, pak podle výpočetních vztahů, které nejlépe vyjadřují podmínky migrace, vypočítáme hodnoty migračních parametrů podmiňující podmínky přenosu hmoty (koncentrace) či energie (tepla, radioaktivity) v daném prostředí (Mucha, Šestakov 1987; Beneš 1995; Käss 1998; Field 2002). Mezi základní sledované migrační parametry patří pórovitost, hydrodynamická disperze, disperzivita a sorpce.

Některé standardní průzkumné metody a techniky, jako například čerpací zkoušky, poskytují často jen omezené hodnoty pro charakterizaci kolektoru. Proto by se v určitých případech mělo použít stopování podzemní vody, které je velice dobrou metodou pro charakterizaci zvodní (zvláště v puklinových kolektorech). Kvůli lepší implementaci heterogenit tak většina autorů považuje migrační zkoušky za vhodnější a přesnější metodu (Vandenbohede, Lebbe 2003).

V současné době jsou navrhovány metody, které poskytnou odhady pro parametry proudění podzemní vody a transportu, jako je střední průřezová rychlost, podélná disperze a kinematická pórovitost<sup>3</sup>, a hodnoty pro geometrické parametry puklin, jako objem a průměr. Tyto hodnoty a parametry jsou získány z vyhodnocení migrační průnikové křivky (Tonder et al. 2002, Birk et al. 2005).

Omezená možnost přímého pozorování a odebírání vzorků pod povrchem země dále stěžuje určování parametrů. Terénní migrační zkoušky jsou tak vysoce účinnou metodou pro určení řídicích transportních procesů, stejně tak jako hodnot důležitých transportních parametrů pro použití v predikčních modelech a pro ověření shody remediačního návrhu (Glass, Finley 2005). Migrační zkoušky jsou obecně důležitým nástrojem pro předpovídání vývoje podzemního toku a transportu/osudu kontaminujících látek ve zvodních, za účelem ochrany cenných zdrojů pro pitnou vodu a pro vodu pro průmyslové využití.

Stopovací testy jsou také široce užívané pro zjištění podpovrchových vlastností: jsou často aplikovány na prozkoumání spojitosti puklinových hornin v podloží (např. Birk et al. 2005), a k určení vlastností transportu roztoku a parametrů chemických reakcí, jako je distribuční koeficient pro přenos hmoty mezi kapalinou a pevnou fází (Davis et al. 2001). Vývoj a aplikace migračních (in situ) zkoušek ve vhodných měřítkách se tak stává nutností (Yang et al. 2001).

Výsledky migračních zkoušek se uplatňují pro zvýšení přesnosti modelů, které jsou často omezeny absencí terénních dat ve vhodném měřítku (disperzivita; Jakobsen et al. 1993). Protože jsou modely podzemní vody široce používány (predikce proudění, transport a osud roztoku a znečištění, ochrana zdrojů vod), jsou důležitým nástrojem v hydrogeologické a inženýrsko ekologické praxi (Yang et al. 2001).

---

<sup>3</sup> Aj – kinematic porosity, efektivní pórovitost

Pochopení a popsání procesů kontrolujících podpovrchový transport je také klíčovým prvkem v otázkách bezpečného uložení radioaktivního anebo nebezpečného odpadu. Radioaktivní odpad se v praxi ukládá v betonových a ocelových tancích umístěných pod zemí. Tento odpad je natolik aktivní a dlouhověký, že se nesmí rozšířit do prostředí, a to musí být zaručeno po stovky let (Webster et al. 1970). Právě za účelem bezpečného ukládání odpadu se migrační zkoušky začaly využívat nejdříve.

Migrační zkoušky se využívají i v oblasti geotermálních zdrojů energie, kde je zjišťováno, jak získat větší množství termální energie, a také možný ochlazovací vliv produkčních vrtů (Bloomfield et al. 2001; Axelson et al. 2005; Shook 2005; Ayling et al. 2015). Migrační zkoušky nacházejí uplatnění také v naftovém inženýrství, a to konkrétně při výpočtech vytežitelnosti zásob ložisek ropy (Ramírez-Sabag et al. 2005). Podobný druh zkoušek se provádí také při kontrole těsnosti produktvodů (Golding 2001).

V neposlední řadě jsou migrační zkoušky zásadní pro návrh a provedení efektivní remediace kontaminantu (návrh sanačních opatření). Umožňují nám také určit, na jakou část znečištění je nejlepší zaměřit sanační práce (zdroj, kontaminační mrak apod.; Alter et al. 2003). Navíc je-li migrační zkouška provedena před a po sanaci lze odhadnout její účinnost (Shook et al. 2004). Význam laboratorních migračních zkoušek je hlavně ve verifikaci některých teoretických předpokladů průniků látky do bloků a i po puklinách, tj. v případech, kdy potřebujeme získat představu o kvalitativních procesech přenosu indikátoru v jednotlivých heterogenních blocích. Například simulace kolektoru s dvojí propustností pomocí cihel ve filtrační vaně (Landa 2007).

Uplatnění nacházejí migrační zkoušky i v umělých (konstruovaných) mokřadech (CW<sup>4</sup>) využívaných k čištění odpadní vody, které se v posledních dvou dekadách rychle rozšířily. Ale i když jsou umělé mokřady velmi často používány a zkoumány, jsou obvykle popsány jako black boxové modely, to znamená, že nejsou dobře známy interakce mezi půdou, vegetací, vodou a mikroorganismy (Toscano et al. 2009). Proto se rozšiřuje provádění experimentů, které mají za cíl lepší porozumění mokřadům a jejich neustálé vylepšování (Schmid et al. 2004). Mezi takovéto experimenty můžeme zařadit právě i migrační zkoušky. Provedení migrační zkoušky některého typu nám pomůže objasnit procesy probíhající v mokřadu a určit jeho základní parametry. Výsledky migračních zkoušek prováděných v mokřadech slouží také ke kalibraci a validaci modelů umělých mokřadů, které mohou sloužit pro optimalizaci proudění (např. Langergraber et al. 2009), návrh optimálního designu (např. Su et al. 2009), nebo simulaci a predikci odstraňování různých druhů znečištění (např. Goulet et al. 2001).

Hlavním cílem migračních zkoušek je tedy stanovení podmínek určujících advektivní a difúzně disperzní migraci. Význam mají hlavně v průlinopuklinových a puklinových kolektorech. Shrnutím výše uvedeného můžeme napsat, že migrační zkoušky mají význam pro posouzení:

---

<sup>4</sup> Aj – constructed wetland



- migračních podmínek,
- zásob podzemních vod,
- ukládání odpadu,
- podmínek sanace a sanovatelnosti látky,
- funkčnosti umělého mokřadu.

### 3.3 Indikátory používané při migračních zkouškách

Při migračních zkouškách se používá široká škála indikátorů. Indikátorem může být látka, organismus, fáze (plyn), vlastnost (teplota, radioaktivita, vodivost, barva) atp., odlišné od látky, organismů, fází a dalších vlastností na zkoušeném místě. Za indikátor se dá považovat i kontaminační či nežádoucí látka. Indikátory můžeme dělit do dvou základních skupin (Domenico, Schwartz 1998, Landa 2007).

#### a) Přírodní

I. ionty vyskytující se přirozeně v podzemní vodě -  $\text{Br}^-$ ,  $\text{Cl}^-$

II. přirozené izotopy -  $^2\text{H}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}$

III. látky běžně rozšířené, ale se snadno modifikovatelnými vlastnostmi - spory

#### b) Umělé

I. barvicí látky, zpravidla organická barviva

- fluorescenční látky - fluorescein, pyranin, rhodamin
- nefluorescenční látky - malachitová zeleň

II. partikulární látky

- stabilní (inertní, ne sorbující se)
- nestabilní (neinertní, sorbující se) chemické sloučeniny - PAA
- umělé radioaktivní izotopy -  $\gamma$  zářiče -  $^{82}\text{Br}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,

Dle vlastností můžeme indikátory dělit následovně:

- chemické
  - ne-sorbující (barviva, soli aj.)
  - sorbující, při určování koncentrace používáme některou z analytických, či elektrických a kolorimetrických metod.
- tepelné – používají se termometrická měření
- mikrobiologické – používají se označené bakterie, viry apod.
- izotopy a radionuklidy
- plyny - např. inertní plyn He, Ar aj.
- ostatní - např. korpuskulární částice, propln.

### 3.3.1 Výběr indikátoru

Na vhodné volbě indikátoru závisí z velké části úspěch celé migrační zkoušky. Při výběru je důležité, aby jeho vlastnosti odpovídaly cílům zkoušky. Například chceme-li zkoumat migraci určitého kontaminantu, musí mít indikátor podobné vlastnosti. Základní kritéria pro výběr indikátoru se dají shrnout následovně:

- cíl zkoušky
- organizační a technické možnosti dotace
- technické zabezpečení měření koncentrace indikátoru
- normativní omezení (hygienická omezení)

Dále musíme brát v potaz požadavky, které by měl splňovat každý indikátor obecně. Z nejdůležitějších to jsou podle (Landa 2007):

- jedinečnost – zaručuje, že stačí malé množství a nízká koncentrace
- stabilita – vlastnosti by měly být neměnné. A to jednak vlastnosti chemické, a jednak i migrační, vyjma případů kdy je sledování kinetických migračních procesů cílem zkoušky.
- hygienická nezávadnost – nesmí být hygienicko-epidemiologicky závadný nebo toxický, a to i při přípravě a manipulaci s ním
- snadná migrovatelnost – měl by dobře pronikat horninovým prostředím
- informativnost – měl by dobře odrážet podmínky migrace,
- snadná dávkovatelnost – tím se zlepšuje přesnost stanovení dávky
- lehce odebratelný – vzorky by se měly dít snadno odebrat. Měli by být zjistitelný i při nízkých hodnotách
- levný – vztahuje se to i k přepravě a přípravě
- levně určitelný – rychlé určení koncentrace
- použití indikátoru by nemělo zvyšovat náročnost migrační zkoušky
- na trhu dostupný
- lehce transportovatelný aj.

Je nutné brát v potaz i praktické záležitosti při práci s indikátorem, zejména přístupnost lokality, kdy není možné přepravovat velké množství indikátoru, případně odebraných vzorků. Vzhledem k ceně je důležité zvážit poměr ceny k „efektivnosti“ indikátoru. Je-li indikátor levnější, může ho být potřeba větší množství, čímž rostou náklady a zvyšuje se obtížnost provedení zkoušky (Käss 1998). Na základě dosavadních výsledků je možné předpokládat, že i různé typy testů s injektováním čisté vody poskytují dostatek informací pro další predikce. Kombinovaná detekce konzervativního (nitráty) a reaktivního (radionuklidy zahrnuté v iontových výměnných reakcích a sorpčních procesech) roztoku indikátoru může poskytnout odhad nejen tradičních parametrů (advekce a disperze), ale také hydrochemických interakcí.

### 3.3.2 Typy dotace indikátoru

Typ dotace	Popis	Název zkoušky
trvalá dotace	Dochází k nepřetržité dotaci indikační látky.	zkoušky s trvalou dotací
impulsní	Jednorázová, velmi rychlá dotace indikátoru o vysoké koncentraci. Rychlost dotace indikátoru > 100 x větší, než rychlost proudění.	impulsní zkoušky
dávková	Rychlá dotace indikátoru po určité omezenou dobu.	dávkové (paketové) zkoušky

Tab. 1: Typy dotace indikátoru

Impulsní dotace bývá preferovanější před dotací trvalou. Důvodem je, že se při trvalé dotaci může koncentrace roztoku indikátoru držet po celou dobu pod detekčním limitem. Navíc mají v případě použití impulsní dotace filtrační procesy stejný procentuální vliv jak na indikátor, tak na podzemní vodu (Käss 1998). Zpravidla je tracer injektován v co nejkratším čase, ale protože je proudění podzemní vody pomalé, a doba zdržení vysoká, injektace může trvat i hodiny a stále se dá v některých případech považovat za impulsní dotaci. Po dotaci je nutné roztok indikátoru ve vrtu promíchat s okolní vodou k zajištění rovnoměrné koncentrace v celém vrtu (Shook et al. 2004).

### 3.3.3 Příklady indikátorů

V tabulce (Tab. 2) jsou vyjmenovány nejběžnější skupiny indikátorů, jejich klady a zápory a metoda, která se používá k analýze stopovače ve vzorku.

Indikátor	Výhody	Nevýhody	Metoda analýzy
<b>Barviva</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• levné</li> <li>• lehce dosažitelné</li> <li>• nulová požadovaná koncentrace</li> <li>• snadné vzorkování</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• degradují</li> <li>• snadno sorbují</li> <li>• potřeba velkého množství</li> </ul>	fluorometrie
<b>Anorganické ionty (Br<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• levné</li> <li>• jednoduché vzorkování a analýza</li> <li>• konzervativní</li> <li>• stabilní</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vysoká požadovaná koncentrace</li> <li>• toxicita</li> <li>• srážení na jílových minerálech redukující propustnost</li> </ul>	iontová chromatografie, titrace, měření elektrické vodivosti
<b>Biologické (bakterie, viry...)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• levné</li> <li>• nízké požadované koncentrace</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• speciální příprava a odběr vzorku</li> <li>• rozklad</li> </ul>	Mikroskop, kolonové počítání

		<ul style="list-style-type: none"> <li>• sorpce</li> </ul>	
<b>Florbenzoaty</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• levné</li> <li>• snadno detekovatelné</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• toxicita</li> <li>• sorpce (org. C, jíł)</li> <li>• degradace</li> <li>• potřeba povolení</li> </ul>	vysokovýkonná chromatografie
<b>Radionuklidy</b> ( <sup>131</sup> I, <sup>82</sup> Br, <sup>3</sup> H)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• datování stáří vody</li> <li>• stabilní</li> <li>• nesorbují se</li> <li>• antropogenní vstup</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• drahé</li> <li>• speciální metody analýzy</li> <li>• poločas rozpadu</li> <li>• velký objem vzorku</li> <li>• potřeba povolení</li> <li>• nebezpečí záření</li> </ul>	spektrometrie
<b>Vzácné plyny</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• stabilní</li> <li>• neraktivní</li> <li>• nesorbující</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• drahé</li> <li>• velké objemy vzorku</li> <li>• málo laboratoří co provádějí analýzu</li> <li>• složitější vzorkování</li> </ul>	spektrometrie, chromatografie
<b>Stabilní izotopy</b> ( <sup>2</sup> H, <sup>13</sup> C, <sup>15</sup> N, <sup>10</sup> B, <sup>18</sup> O, <sup>2</sup> H <sub>2</sub> O)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• relativně levné</li> <li>• detekovatelné i při nízkých hodnotách</li> <li>• snadné vzorkování</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• speciální techniky analýzy</li> </ul>	spektrometrie

Tab. 2 Skupiny nejčastěji používaných indikátorů

### 3.3.4 Barevné indikátory

Pro stopování podzemní vody se hojně používají barviva. Nejvíce používanými barvivy jsou fluorescenční barviva, která umožňují detekci velmi nízkých koncentrací. Skládají se z relativně velkých organických molekul, a tak vzájemně reagují s půdou. Je nutné zmínit, že vzhledem k fyzikálně chemickým vlastnostem barevných indikátorů a jejich sorpčním charakteristikám, ideální barevný indikátor vlastně neexistuje (Flury, Wai 2003).

#### 3.3.4.1.1 Rhodamin

Jedním z nejčastěji používaných indikátorů, a to především v umělých mokřadech je rhodamin-WT (Stern et al. 2001; Lin et al. 2003; Giraldi et al. 2009; Sherman et al. 2009). Rhodamin je oblíbený indikátor, protože může být monitorován s velmi vysokou frekvencí, která je prakticky ekvivalentní kontinuálnímu zaznamenávání. To umožňuje sledovat propady a vrcholy koncentrace, a tak vytvořit dobrý odhad rozdělení doby zdržení (Werner, Kadlec 2000). Navíc je rhodamin snadno detekovatelný v místech s nízkou pozadřovou koncentrací, není drahý a je bezpečný. Rhodamin je organická molekula, která je ve většině podmínek stabilní, ale v některých případech může být nekonzervativní, to se

stává hlavně v případech, kdy je zpětná návratnost stopovače malá. Použití rhodaminu se nijak neprojevuje na ekologickém stavu mokřadu. Navíc pozadřová koncentrace stopovače je vždy zanedbatelná (Lin et al. 2003).

I navzdory pouze částečnému zpětnému zachycení indikátoru, může být použití rhodaminu považováno za vhodné. Maximální ztráta stopovače se udává kolem 40 % (Lin et al. 2003). Lin et al. (2003) zjistil, že toto množství ztraceného stopovače je kompletně akceptovatelné, protože v jejich experimentu rhodamin poskytl podobné výsledky jako stopovač s vyšší návratností (bromid). Větší ztráty stopovače mohou být očekávány při nižších hydraulických přítocích do mokřadu, protože delší doba zdržení vede k vyšší adsorpci a dokonce biologické degradaci rhodaminu (Giraldi et al. 2009).

Přestože se rhodamin považuje většinou za stopovač nereaktivní, objevují se výsledky, které tyto závěry zpochybňují. Rhodamin totiž sice příliš nepodléhá sorpci rostlinami, avšak už po týdnu dochází k rozpadu a v některých podmínkách je významná sorpce na půdu (Lin et al. 2003 ex. Smart and Laidlaw 1977; Everts, Kanwar 1994). Rhodamin je tak vhodný tracer pro malé systémy, kde je doba zdržení přibližně šest dní, relativně hluboká voda (0,6 m) a kontakt se sedimenty je omezený. V případě podlehnutí sorpci se totiž jedná o sorpci ireverzibilní. Biologické a fotochemické transformace mají minimální podíl na ztrátách stopovače (Lin et al. 2003). Problémem, který by měl omezovat použití rhodaminu je, že má genotoxické vlastnosti (Behrens et al. 2001). Rhodamine WT i Rhodamin B může reagovat s dusitany za vzniku karcinogenních složek. Potenciálně karcinogenní je i Rhodamin 6G (Käss 1998). Na základě výsledků z literatury se dá předpokládat, že při běžném použití neznámá rhodamin žádné riziko (Flury, Wai 2003 ex Johnson, Steinheimer 1984).

#### **3.3.4.1.2 Fluorescein**

Často používaným indikátorem je též fluorescein (uranin). Je to stejně jako rhodamin fluorescenční barvivo. Pro zvýšení rozpustnosti a fluorescence je vhodné přidat k dotačnímu roztoku indikátoru alkalickou sůl. Během ředění se barva fluoresceinu mění z červené na zelenou (zelené anionty). Jeho největší výhodou je vysoká intenzita fluorescence (nejvyšší ze všech fluorescenčních látek), a limitované sorpční vlastnosti (Käss 1998). Ale při vysokých koncentracích dochází k poklesu intenzity fluorescence a intenzita fluorescence se snižuje také s klesajícím pH. Při používání fluoresceinu je nutné brát v potaz, že okysličovadla (hlavně desinfekční prostředky vody) způsobují jeho rozpad. Je považován za kvazi-ideální indikátor a nejlépe vystihuje proudění podzemní vody (Käss 1998; Flury, Wai 2003). Fluorescein není toxický, ale s každým syntetickým barvivem by se mělo zacházet jako s toxickým pro životní prostředí (Flury, Wai 2003). Nevýhodou oproti rhodaminu je, že fluorescein více podléhá rozkladu na světlo. K sorpci fluoresceinu dochází hlavně na organický materiál (Sabatini, Austin 1991).

### 3.3.5 Soli

Často se používají také různé soli. Avšak ukázalo se, že existují zřetelné limity jejich injektovaného množství. Často totiž docházelo ke zdeformování koncentračních křivek vlivem efektů hustoty indikačního roztoku (Schmid et al. 2004). Je tedy nezbytné, brát v potaz efekt hustoty v případě, že používáme sůl jako indikátor (Wachniew et al. 2003). Roztok indikátoru je totiž hustší než voda, a proto je nezbytným předpokladem zajištění míchání indikátoru s vodou, aby byl pohyb indikačního roztoku a podzemní (případně znečištěné) vody obdobný. V případě použití solí jako indikátoru v umělém mokřadu je nutné jeho promíchání ještě před přítokem do mokřadu (Sherman et al. 2009). Kationty jsou náchylnější ke ztrátám kvůli sorpci a iontové výměně, přičemž ztráty jsou větší v porézních systémech než v systémech krasových. Se zvýšenou sorpční kapacitou je nezbytné počítat také v případě organických látek jako je humus a rašelina. Kationty můžou zapříčinit další ztráty množství roztoku indikátoru vlivem komplexace. Anionty se kvůli zápornému náboji pohybují rychleji než molekuly vody. Nevýhodou je, že při vysokých koncentracích působí soli negativně na mikroorganismy. Při vysokých koncentracích může také docházet ke srážení jílových minerálů, což snižuje propustnost prostředí. Použití solí jako indikátoru je možné zkombinovat s fluorescenčním indikátorem, protože nedochází k jejich vzájemnému ovlivňování (Käss 1998). Výhodou při používání roztoků solí je také snadné monitorování měřením elektrické vodivosti, která se dá zaznamenávat v podstatě kontinuálně. Bohužel tyto levné techniky zjišťování koncentrace poskytují informace pouze o celkové koncentraci iontů v roztoku. Je nutné poznamenat, že za konzervativní indikátor lze označit pouze anionty jako např. chlorid a bromid (Colombani et al. 2015).

#### 3.3.5.1.1 Bromid

Bromid se většinou využívá z důvodů nízké hodnoty pozad'ové koncentrace (třistakrát nižší než  $\text{Cl}^-$ ) a nízké biologické a chemické reaktivity (Simi, Mitchell 1999). Navíc je bromid skutečně konzervativní indikátor (Małoszewski et al. 2006). Jeho nevýhodou je, že reaguje s oxidačními činidly používanými při výrobě pitné vody, přičemž se vytváří karcinogenní látky (Käss 1998). Bromid se často vyskytuje v přírodě, ale většinou jsou pozad'ové koncentrace velmi nízké, proto je velké množství dotačního roztoku nutné jen v málo případech. Neinklinuje k sorpci a je stabilní vzhledem k mikrobiologickým aktivitám. Nevýhodou je vysoká cena a náročná analýza  $\text{Br}^-$  na místě terénní zkoušky (Käss 1998; Lin et al. 2003). V podzemní vodě se pohybuje pomaleji než chlorid. Nejvhodnější je bromid dotovat jako  $\text{NaBr}$ , protože je poměrně levný a dobře rozpustný (850 g/l při  $10^\circ\text{C}$ ; Käss 1998).

### 3.3.5.1.2 Chlorid

I přesto, že má několik nevýhod a omezení, jedná se o nejužívanější indikátor. Jeho největší nevýhodou jsou relativně velké hodnoty pozadí. V případě dotace chloridů jako NaCl, se dají využít oba ionty k migrační zkoušce, to umožní získat informaci o kapacitě iontové výměny (Käss 1998). Dotované množství nesmí být příliš vysoké, jinak hrozí ovlivnění koncentrační křivky vlivem hustoty roztoku indikátoru. Chlorid je relativně nereaktivní, a to i v jílech. To umožňuje, že všechny jeho objemy projde skrz zkoumanou oblast, i když to kvůli difuzi může trvat relativně dlouho (Jorgensen 1998). Elektrická vodivost roztoku se mění rychleji v případě chloridů, než v případě bromidu. Převod vodivosti na koncentraci je tak v případě chloridu přesnější (Schmid et al. 2004).

### 3.3.6 Bioindikátory

Úspěšně se začínají používat také biotracer (bakteriofágy, endospory), které dávají obdobné výsledky jako běžně používané indikátory. Jejich nevýhodou je, že výpočet koncentrace biotracerů je složitější než u chemických látek (Hodgson et al. 2003; Hodgson et al. 2004). V některých případech se spory před použitím obarvují, lze je pak využít jako vícenásobný indikátor. Nevýhodou mikroorganismů jako jsou bakterie a viry je, že reagují s pevnou fází zvodně. Využití tak nacházejí především v krasových oblastech (Flury, Wai 2003).

## 3.4 Typizace migračních zkoušek

Migrační zkoušky je možné rozdělit podle několika kritérií (počet vrtů, způsob dotace indikátoru, režim proudění atd.). Dle dosahu migrační zkoušky, se dají migrační zkoušky dělit na zkoušky s krátkým (metry), středním (desítky metrů) a dlouhým (stovky metrů) dosahem. Je důležité poznamenat, že odvozené parametry (zejména disperzivita) jsou platné pouze ve stejném měřítku, v kterém byla migrační zkouška provedena (Ptak et al. 2004), viz Obr. 2, který vyjadřuje závislost podélné disperzivity na měřítku ve kterém je migrační zkouška prováděna (Schulze-Makuch 2005).

Dále se zkoušky dělí na:

- terénní
- laboratorní.

Nejvhodnější a také nejpoužívanější je rozdělení podle typu hydrodynamického pole a to na zkoušky prováděné v:

- uměle ovlivněném (vytvořeném) hydrodynamickém poli
- v přirozeném (neovlivněném) hydrodynamickém poli

Další dílčí dělení je vytvořeno podle počtu vrtů. Rozdělení a popis metod vychází z prací Mironěnka et al. (1994) a Landy (2007).

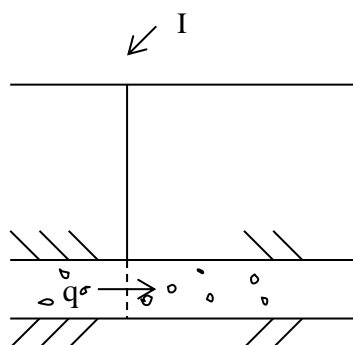
### 3.4.1 Zkoušky v přirozeném hydrodynamickém poli

Tento druh zkoušek nachází uplatnění v případech, kdy je potřeba rychle zjistit parametry hydrogeologického prostředí a to i s tím rizikem, že jejich hodnoty jsou spíše orientační. V případě sanačních prací se tak jedná hlavně o situace náhlé havárie, eventuálně situace kdy se uvažuje o atenuaci<sup>5</sup> jako o možném způsobu remediac<sup>6</sup> (Burbery et al. 2003). Jejich nevýhodou je, že v případě pomalé rychlosti podzemní vody mohou mít dlouhé trvání. Také mohou být v situacích, kdy je potřeba více vrtů relativně drahé. Pro zvýšení přesnosti výsledku je vhodnější používat permanentní dotaci (Mucha, Šestakov 1987; Tonder et al. 2002).

#### 3.4.1.1 Migrační zkoušky na jednom vrtu

##### Dotace a ředění ve vrtu<sup>7</sup>

V této metodě je monitorován pokles koncentrace indikátoru ve vrtu za účelem vypočtení průměrné rychlosti podzemní vody ve zvodni (Obr. 3). Vlivem proudění podzemní vody dochází k vyplavování stopovače z vrtu a vytváří se závislost koncentrace na čase. Stopovač není zpětně čerpán (např. Tonder et al. 2002; Tick et al. 2007). Je vhodné rozšířit metodu o měření koncentrace indikátoru ve více úrovních. To umožní vytvořit rychlostí profil a získat tak přehled o nehomogenitách ve vrtu (Sottani, Dal 1995; Hall 1996). Brouyère et al. (2008) metodu modifikoval tím, že koncentrace je měřena již při dotaci indikátoru, tzn. sleduje se nejdříve nárůst koncentrace ve vrtu. To umožňuje získat přesnější výsledky.



Obr. 3 MZ v neovlivněném hydrodynamickém poli s využitím jednoho vrtu

<sup>5</sup> Postupný přirozený pokles znečištění

<sup>6</sup> Odstranění kontaminantu nebo jeho stabilizace

<sup>7</sup> Aj - The single – well point – dilution tracer test

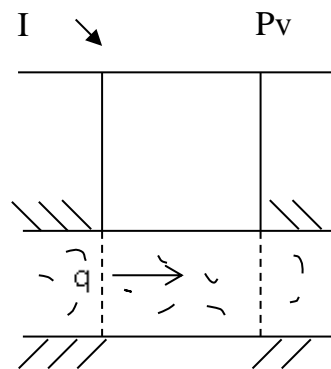


Tento typ migrační zkoušky je podobný metodě rezistivimetrie (Datel et al. 2009). Při rezistivimetrii kapaliny ve vrtu se měří měrný elektrický odpor vody. Rezistivimetrie tak dává podobné výsledky. V některých případech se i při rezistivimetrii přidává do vrtu indikátor (sůl) za účelem lepší identifikace prostorové variability hydraulické vodivosti (Perri et al. 2012).

### 3.4.1.2 Migrační zkoušky s využitím dvou a více vrtů

#### Metoda dvou vrtů<sup>8</sup>

Pro tento typ zkoušek je nutné mít podrobné informace o směru proudění, protože pozorovací vrt by měl být umístěn na proudnici, která spojuje místo dotace a monitorovací bod (Obr. 4). V případě, kdy vyžadujeme, aby byly získané hodnoty přesné, je potřeba relativně hodně vrtů. Pro zjištění příčné disperze je vhodné pozorovací vrty umístit i na příčné ose ve směru k ose systému vrtů. Na začátku migrační zkoušky dotujeme do vrtu omezený objem vody obsahující indikátor, a v druhém vrtu nebo ve skupině vrtů zjišťujeme jeho koncentraci. Tak je sledována migrace ve zvodni, která je způsobena vynucenou (dáno hydrodynamickým gradientem) a přírodní advekcí doplněnou disperzí. Procesy mají 3D formu, a jejich interpretace je zahrnuta do 3D numerického modelu. Nicméně použitím jednoduchých analytických řešení můžeme získat hrubý odhad hodnot migračních parametrů. Výhodou metody je, že se dají určit hodnoty podélné i příčné disperze popřípadě disperzivity (např. Leblanc et al. 1991; Jakobsen et al. 1993; Krueger et al. 1998; Schreiber, Bahr 2002; Lai et al. 2006).



Obr. 4 MZ v neovlivněném hydrodynamickém poli s využitím 2 vrtů

<sup>8</sup> Aj - Two wells natural gradient flow tracer test

V případě mělkého kolektoru je vhodné spojit zkoušku s geofyzikální metodou nabitého tělesa (při hloubce mraku cca 10 m pod terénem). Problémy se vyskytují, je-li filtrační pole více rozměrné a dochází-li k jeho deformacím. V těchto případech je dobré prodloužit dobu migrační zkoušky. Patří sem zkoušky v blízkosti řek atp. (Landa 2007).

### **3.4.2 Migrační zkoušky v uměle ovlivněném hydrodynamickém poli**

Migrační zkoušky v uměle ovlivněném hydrodynamickém poli mohou být provedeny v konvergentním, divergentním a dipólovém proudovém poli. Kvůli vynucenému gradientu jsou podmínky dobře definovány a vliv změn přirozeného gradientu je minimalizován. Také se ve srovnání s migrační zkouškou v přirozeném gradientu zkrátí doba trvání zkoušky. Výhodou je také to, že lze získat zpět velké množství indikátoru (Ptak et al. 2004).

#### **3.4.2.1 Migrační zkoušky na jednom vrtu**

Jde o migrační zkoušky, které poskytují dostačující informace při nízkých technických nákladech. Jsou proto vhodné pro provádění na starých ekologických zátěžích. Nevýhodou je, že získané informace mají jen omezenou lokální platnost.

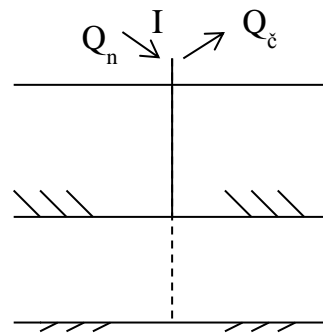
#### **Dotace indikátoru do vrtu s následným odčerpáním**

Testy tohoto typu zahrnují injektaci stopovače, jeho dočasné zdržení ve zvodni a následné čerpání ve stejném vrtu. Tím můžeme určit vlastnost výměny hmoty (difúzi a sorpci) zvodně, použitím kvazi ustáleného asymptotického řešení (Mironěnko et al. 1994).

Při jedno vrtném injektování/čerpání testu, tak jak je popsán Leapem a Kaplanem (1988), je stopovač injektován do vody ve vrtu a nechá se volně pohybovat v přirozeném gradientu od vrtu. Po určité době se začne čerpat, tím dojde k přitažení mraku stopovače zpět do vrtu. Množství vody, které musí být vyčerpáno k opětovnému získání stopovače je použito pro výpočet rychlosti podzemní vody. Slabou stránkou zkoušky je, že jeho interpretace vyžaduje znalosti o kinematické pórovitosti. Kinematická pórovitost může být vypočítána z párové migrační zkoušky (Tonder et al. 2002).

## Pulsní metoda jednoho vrtu<sup>9</sup>

Je to jedna z možných alternativ migračního testu s jedním vrtem. Stopovací látka je pulzně dávkována do vrtu. Poté se do vrtu vtláčí čistá voda, která umožní rozšíření stopovače dál do zvodně. Ve chvíli, kdy se ve vrtu již nenachází žádný indikátor, se začne čerpat (Obr. 5). Z časového průběhu koncentrace stopovače se vypočítá podélná disperzivita. Časová prodleva mezi čerpáním a dotací umožní difúzi látky do půdních bloků. Informace získaná z těchto zkoušek je relativně vysoká, neprojevují se totiž vertikální heterogenity a doba, ve které se odčerpá indikátor z různých vrstev je téměř stejná.



Obr. 5 Nálev - čerpání na jednom vrtu

Nejvíce se uplatňuje mikrodisperze, sorpce na povrchu bloků a difuze do bloků. Získané hodnoty jsou nejvíce ovlivněny přirozeným prouděním, které deformuje tvar koncentrační křivky. Negativně mohou také působit vertikální složky filtrace. Migrační zkouška by se měla ukončit až tehdy, byl-li zpětně vyčerpán všechen indikátor. Zkoušky jsou vhodné na vyhodnocení podmínek biodegradace, šíření a spotřeby živin a kyslíku a vlastně pro všechny metody úpravy podzemních vod „in situ“. Zkoušky se používají i při zkouškách „sanovatelnosti“ horninového prostředí (např. Schroth et al. 2001; Davis et al. 2002; Burbery et al. 2003).

Mínusem této migrační zkoušky je obtížné stanovení doby, po níž se začne čerpat, a stanovení čerpaného množství. Přičemž platí, že indikátor by se měl rozšířit přibližně 2, 5 m od vrtu. Potom je teprve vhodné zahájit čerpání. Hodnota se dá přibližně odhadnout z Darcyho rovnice. Pro zvodně s volnou hladinou je nezbytné zajistit, že pokles nebude víc než 10 % mocnosti zvodně (Hall 1996). Omezením tohoto druhu migrační zkoušky je také to, že odvozené parametry nejsou použitelné pro větší měřítka (Domenico, Schwartz 1998).

<sup>9</sup> Aj - Single well pulse technic

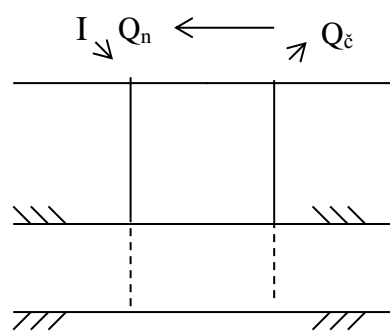
### 3.4.2.2 Párová zkouška<sup>10</sup>

Princip párové zkoušky spočívá v dotaci indikátoru do jednoho vrtu a jeho čerpání ve vrtu druhém. Vytvoří se tak uzavřené hydrodynamické pole (Obr. 6). Filtrační části obou vrtů mohou být na stejné ose (vodorovné, svislé), to umožňuje určit i prostorovou anizotropii. Systém vrtů by měl být doplněn o vrty monitorovací. Před dotací indikátoru musí být docílen stacionární hydrodynamický režim. Párové zkoušky poskytují nejvíce informací, a proto je jim věnována v odborné literatuře největší pozornost (Mironěnko 1994; Chen et al. 2002).

Kladem je, že hodnoty parametrů jsou určeny relativně spolehlivě, protože:

- v průběhu testu jsou zachovány stabilní okrajové podmínky na obou vrtech
- vzorky jsou odebírány při čerpání, tím se vyrovná koncentrace v ose vrtu
- dá se kontrolovat sorpce indikátoru ve zkoušeném kolektoru
- dochází též ke zprůměrování filtračních vlastností v oblasti hydrodynamického vlivu zkoušky
- odpadá problém s likvidací odčerpané vody
- relativně nízké požadavky na vrtné práce, zkouška je vhodná i pro hluboké zvodně
- měřítkové efekty jsou téměř eliminovány, nedochází tak ke zkreslení zkoušek.

Problémem metody je, že v puklinatých kolektorech se obtížně určuje vliv výměny látky mezi puklinami a bloky. Nevýhodou metody je, že interpretace koncentračních křivek je značně komplikovaná. Dupletová zkouška může být také důležitá pro ocenění kvality injektáže pro stavbu těsnících clon. Test prováděný v systému se dvěma vrty má dvě hlavní modifikace: vertikální a horizontální (např. Güven et al. 1992; Bales et al. 1997; Geffel et al. 2004; Khalilabad et al. 2008).



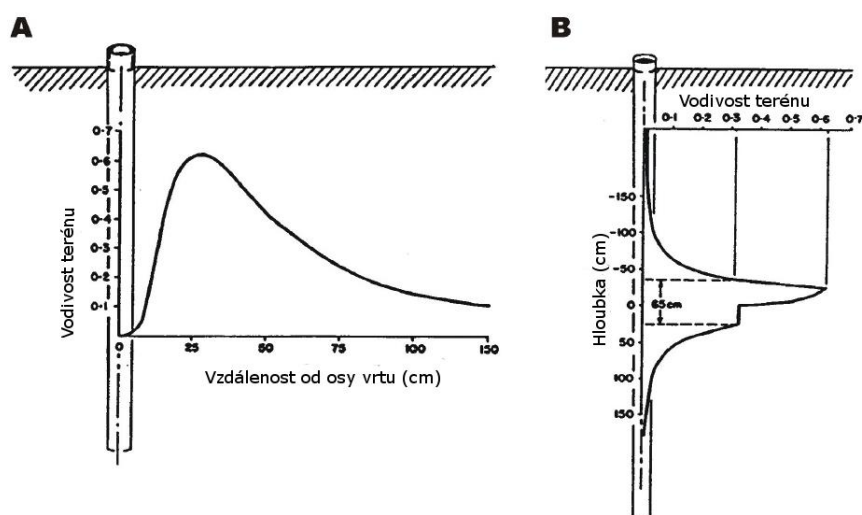
Obr. 6 Párová zkouška

### Párová zkouška v kombinaci s geoelektrickými metodami

Metoda je variantou testu s dvěma vrty, při které se používá geoelektrická metoda. V injekčním vrtu dochází k dotaci stopovače, který se v čerpacím vrtu čerpá a zjišťuje se

<sup>10</sup> Aj - Recharging-discharging well pair method

jeho koncentrace. Koncentrace je současně sledována v pozorovacích vrtech, které jsou umístěny mezi vrtem injekčním a čerpacím. Pozorování se uskutečňuje pomocí nástroje na soustředění elektromagnetické indukce, který se skládá z malé vysílací cívky k vytvoření vířivého proudu v půdě okolo vrtu. Tento proud generuje střídavé sekundární magnetické pole, které se může pozorovat malými přijímacími cívkami, umístěnými v dané vzdálenosti od vysílače. Malé druhotné magnetické pole je lineárně úměrné elektrické vodivosti okolního materiálu a zařízení může být nakalibrováno tak, aby se četla přímo vodivost terénu. Přístroj měří elektrickou vodivost okolní půdy ve vzdálenosti 20 až 100 cm od osy vrtu, přičemž není ovlivněn vodivostí kapaliny ve vrtu a narušeného materiálu v blízkosti vrtu. Vertikální rozlišení je několik desítek metrů, viz Obr. 7. To znamená, že během testu lze udělat detailní vertikální profil v pozorovacím vrtu. Další výhodou těchto testů je, že měřítko testu není tak malé jako při ostatních metodách a kvůli čerpání je doba testu relativně krátká (10 - 14 dní). To umožní přesně namodelovat jevy závislé na čase, které se přirozeně vyskytují (propady, zdroje a přirozený gradient; Vandenbohede, Lebbe 2002).



Obr. 7 Zobrazení vodivosti terénu- A, radiální vzdálenost, B, vertikální vzdálenost (Vandenbohede, Lebbe 2002)

### 3.4.2.3 Migrační zkouška v průběhu čerpání či nálevu

Díky přítomnosti čerpacího, nebo injekčního vrtu, se vytvoří sbíhavé nebo rozbíhavé osově symetrické neustálené proudění. To je výhodné z hlediska interpretace, protože můžeme určit vertikální propustnost. Největší problém při interpretaci je spojený s vlivem vrstevnatosti prostředí a s hydrodynamickými podmínkami (hranice řeky způsobují vznik ustáleného proudění). Interpretace testu v rámci 1D neustáleného modelu pro radiální transport může také vést k různým chybám (vliv přirozeného proudění a hranice řeky). Největší význam může mít vliv puklin (Tang et al. 1981). Metoda má dvě základní

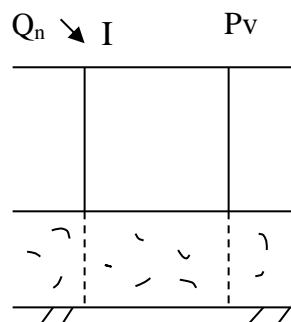
schémata: dotace indikátoru při nálevové či tlakové zkoušce a dotace indikátoru při čerpací zkoušce (Vandenbohede, Lebbe 2006).

### Dotace indikátoru při nálevové či tlakové zkoušce

Zkoušky, kdy probíhá dotace indikátoru do hlavního vrtu nebo do vrtů pozorovacích při nálevové či tlakové zkoušce. Následně v pozorovacích vrtech sledujeme koncentraci (Obr. 8). Metoda je použitelná ve zvodních do hloubky 50 - 70 m pod terénem (Harvey et al. 2002). Zkoušky prováděné v divergentním proudění jsou preferovanější, protože v konvergentním poli dochází k omezování šíření indikátoru vlivem disperze (Domenico, Schwartz 1998).

Mezi zápory metody patří, že se projevují takové faktory, jako např.:

- nestálost filtračních rychlostí a jejich deformace v místech, kde se již projevuje vliv přirozeného filtračního pole (proudu)
- problémy se splněním podmínky bodového sledování koncentračního pole, kdy dochází k výrazné fluktuaci koncentrací na rozhraní mezi vytlačujícím a vytlačovaným roztokem a to jak v radiálním směru, tak i v ose dotačního i pozorovacího vrtu
- vliv hydrochemické ale i hydrodynamické setrvačnosti monitorovacích vrtů, kdy dochází ke zpomalení nárůstu koncentrace indikátoru ve vrtu v porovnání s nárůstem ve zkoušeném kolektoru
- potřeba vyššího počtu vrtů, což zvyšuje náklady na migrační zkoušku
- potřeba velkého množství vody, v níž se indikátor připravuje
- problematické vytvoření homogenního indikačního roztoku.



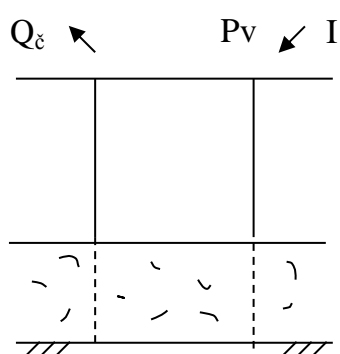
Obr. 8 Dotace indikátoru při nálevu

### Dotace indikátoru do pozorovacího vrtu při čerpací zkoušce

Provedení migrační zkoušky souběžně se zkouškou čerpací je metoda ekonomicky velmi výhodná a rychlá, přitom většinou poskytuje dostatečné informace. Zkoušku lze provést při běžných průzkumech starých ekologických zátěží, kdy máme k dispozici pozorovací vrtu (Obr. 9). Test se používá i z důvodu teoreticky možného opětovného

získání stopovače ze zvodně. Je také nejvíce blízká skutečnému vzniku a šíření znečištění v podzemní vodě. Do monitorovacího vrtu se přidá indikátor a jeho koncentrace se poté sleduje v čerpané vodě. Indikátor se sleduje i v ostatních pozorovacích vrtech.

Metoda je často spojována s metodami geofyzikálními (metoda vetknuté sondy, metody vyzvané polarizace, metoda nabitého tělesa a další klasické odporové metody). Získáme tak informace i o pohybu „kontaminačního“ mraku. Nevýhodou je, že pomocí tohoto schématu vypočteme pouze přibližné hodnoty kapacitních migračních parametrů (migrační pórovitost; např. Tonder et al. 2002; Vandenbohede, Lebbe 2003; Flynn 2004; Allen, Boving 2006; Worthington et al. 2012). Při spojení migrační zkoušky se zkouškou čerpací je důležité neopomenout při vyhodnocování obou zkoušek vliv přetékání s ohledem na čerpané množství (Vandenbohede, Lebbe 2003).

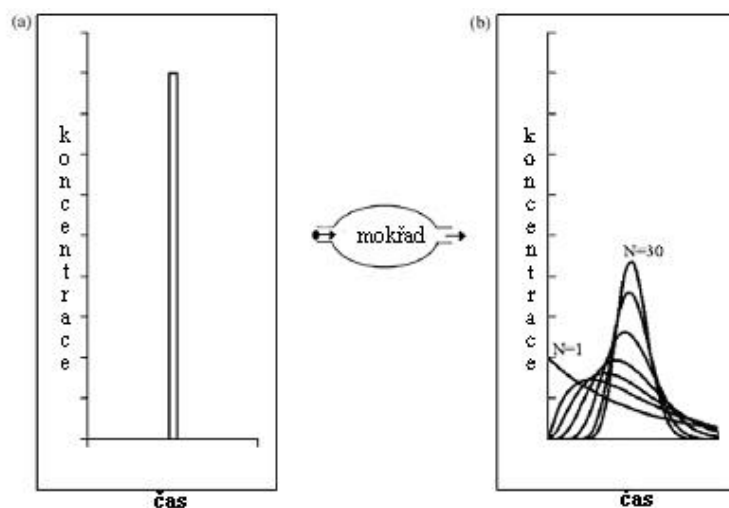


**Obr. 9** Dotace indikátoru při čerpání

### 3.4.3 Migrační zkoušky v umělých mokřadech

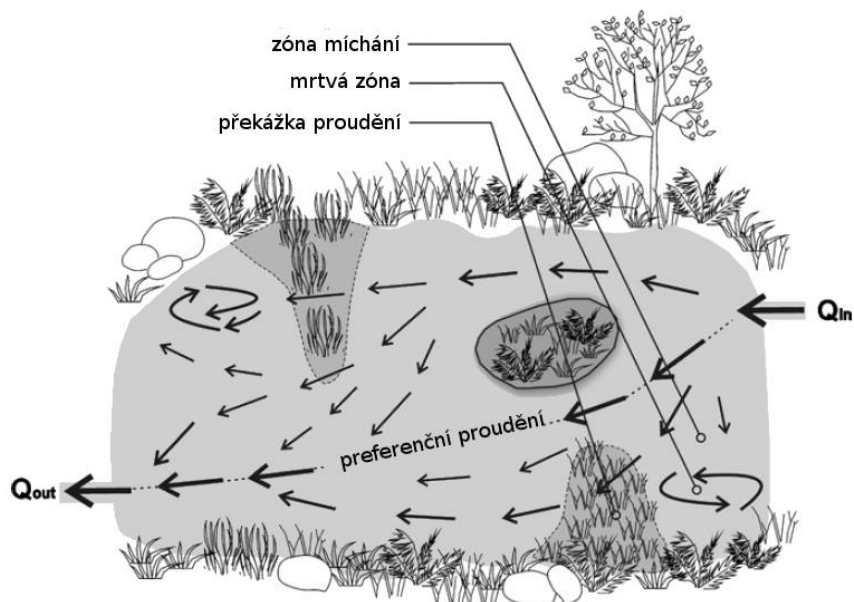
Levenspiel (Su et al. 2009 ex Levenspiel 1999) vycházel z předpokladu, že mokřad funguje jako velký reaktor. Provedl pulzní migrační zkoušku, kdy na přítoku v krátkém čase injektoval stopovače jako je rhodamin, bromid nebo chlor s danou koncentrací. Podle měření koncentrace indikátoru na odtoku z mokřadu byla odvozována křivka rozložení doby zdržení (RTD<sup>11</sup>), která specifikuje aktuální podmínky proudění v mokřadu. Tyto podmínky proudění v mokřadu mohou být zjištěny podle pozice a rozložení křivky. Na obrázku (Obr. 10) je znázorněna RTD křivka na přítoku a odtoku z mokřadu (Su et al. 2009). Za účelem určení průměrné hydraulické doby zdržení a získání informací o rozložení doby zdržení provedli migrační zkoušky i další autoři např. (Werner, Kadlec 2000; Salhani, Stengel 2001, Lin et al. 2003). Cílem zkoušky je tedy získat křivku koncentrace indikátoru.

<sup>11</sup> Aj – residence time distribution



Obr. 10 Koncentrační křivka na vstupu (a) a na výstupu z umělého mokřadu (b)

Migrační zkoušky mohou probíhat na mokřadu, který není v době zkoušky v provozu, ale častěji se provádějí za chodu. To umožní použít jako indikátor i samotné znečištění, a můžeme se také přesvědčit o efektivitě mokřadu. Dotace indikátoru do umělého mokřadu může být kontinuální, ale většinou se používá krátká pulsní dotace. Indikátor je ve většině případů smíchán s čistou, anebo odpadní vodou, ještě před samotnou dotací. To umožní, že šíření indikátoru v mokřadu je více reprezentativní vzhledem k celkovému proudění odpadní vody např. Stern et al. (2001), Lin et al. (2003). V případě použití barviva jako indikátoru se dotuje barvivo samotné bez jeho předchozích úprav např. Knowles et al. (2010). Základní schéma proudění v umělém mokřadu je znázorněno na Obr. 11 (Su et al. 2009).



Obr. 11 Schematicky znázorněné proudění v umělém mokřadu s volnou hladinou (Su et al. 2009)



### 3.5 Interpretace migračních zkoušek

Součástí disertační práce je i interpretace dat z provedených migračních zkoušek. Vyhodnocení dat je prováděno v expertním systému, který je založen na analytických metodách vyhodnocení migračních zkoušek (např. Šestakov 1973; Šestakov, Baškatov 1974). Systém, jehož základy jsem rozpracoval v rámci diplomové práce, je dál vyvíjen a doplňován o řešení dalších metod a o možnosti výpočtu dalších migračních parametrů. Řešení podle analytických vztahů nejčastěji využívají grafoanalytické metody. To umožňuje získat v dané problematice dostatečně přesné výsledky relativně snadno a rychle (Mironěnko et al. 1994).

Migrační zkoušky mohou být navrženy a vyhodnoceny tak, že slouží k určení rozličných průměrných a specifických vlastností pórovitého tělesa. Průměrný v tomto kontextu znamená objemově průměrné tj., hodnoty vlastností zkoumané oblasti jsou průměrovány objemem, kterým se indikátor pohybuje. Tento objem je daný dobou trvání zkoušky, měřítkem zkoušky a proudnicovým polem. Informace získané z migračních zkoušek tak závisí pouze na objemu, který je dotčený indikátorem, a většina informací je omezená na podmínky proudění, které jsou podobné podmínkám během zkoušky. Navzdory tomu, podmínky nutné k provedení úspěšné migrační zkoušky nejsou zvláště omezující. Lze použít jeden, nebo více vrtů, otevřené okrajové podmínky, nemusí být 100 % obnova indikátoru, přirozené nebo ovlivněné proudění, a stále získat kvalitní data (Shook et al. 2004).

Metody jsou v zásadě založeny na analytickém řešení. Užití takových řešení, s omezeným zahrnutím numerických procesů umožní:

- identifikovat hlavní soubory pro účinný popis podmínek terénního testu minimem proměnných.
- nastavit vhodný set parametrů, jako nezbytné množství vrtů, jejich rozmístění, testovaný interval, čerpané a injektované množství, charakteristickou dobu trvání testu a další.
- navrhnout efektivní schéma interpretace testu.

Analytické metody jsou pro plánování a interpretaci zkoušek nejvhodnější kvůli jejich efektivnosti a spolehlivosti. Analytických řešení, která obsahují časové chování indikátoru, je velké množství. Řešení mají rigorózní matematický základ a poskytují doplňující informace o hydrogeologickém prostředí. Analytické metody jsou využitelné nezávisle, ale mohou být použité ke zpřesnění numerických modelů a geometrii proudění (Shook 2005).

Je nutné brát v potaz, že odlišné typy migračních zkoušek poskytnou odlišné transportní parametry jako je například podélná disperzivita. Ukazuje se, že hodnoty disperzivity z MZ v ovlivněném hydrodynamickém poli na jednom vrtu jsou menší než hodnoty disperzivity odvozené z metody s využitím dvou vrtů. Dále platí, že hodnoty

disperzivity odvozené z MZ v ovlivněném proudění jsou podhodnoceny vzhledem k disperzivitě, která je získána v přirozeném hydrodynamickém poli (Tiedeman, Hsieh 2002; Ptak et al. 2004).

Interpretaci migračních zkoušek lze rozdělit na dva základní typy:

- **Kvalitativní metoda**

Kvalitativní test obvykle dokáže lepší využití pro zjištění místa, odkud a kam jsou vedeny přítoky a odtoky, hydraulické konektivity a podobně. Analýza kvalitativní metodou je typu ano/ne : dostal se indikátor do sledovaného bodu, nebo nedostal? Za určitých okolností je tato metoda dobrá, ale může být zavádějící, pokud není indikátor adekvátně měřitelný, nebo pokud má měřicí metoda velké procento chybovosti. Potenciál pro nesprávný výklad je: byl indikátor absorbován prostředím, nebo nejsou kolektory propojeny? Tedy pokud na místě měření není známka po indikátoru, tak není jistota, zda byl indikátor absorbován prostředím, nebo zda z místa injektáže do místa měření není žádný průtokový kanál. Jednoznačnost měření je pouze v tom případě, když je indikátor v místě odběru v dostatečném množství, aby odpovídal předpokládaným výsledkům ze zkušebních testů. Negativní výsledek je nejednoznačný. Jsou i další možnosti nesprávného výkladu. Např., příliš malá koncentrace indikátoru vyvolá špatné negativní výsledky zkoušky, které může být vyhodnoceno jako nepropojení kanálů, nebo přílišná absorpce prostředí (Field 2002; Shook, Forsmann 2005).

- **Kvantitativní metoda**

Při použití kvantitativní metody se používají konzervativní indikátory – nemění své vlastnosti procházením skrz prostředí (zatímco reaktivní procházejí vzájemnou chemickou reakcí, mění svůj objem, či se časem rozpouštějí). Při této metodě se extrapoluje graf průtoku indikátoru v čase a množství. Kvantitativní migrační zkouška je obecně považována za spolehlivější a efektivní způsob shromažďování dat z povrchových a podpovrchových vrstev, i když jsou zde stále názory, že je časově náročnější a obtížnější než kvalitativní migrační zkouška. Výhody kvantitativní zkoušky dalece přesahují jakékoliv dodatečné výdaje. Slouží tak i ke zpřesnění a doplnění dříve provedených kvalitativních migračních zkoušek (např. Knížek et al. 2006). Pro vyhodnocení kvantitativních zkoušek je důležité mít dostatečné množství odběru vzorků, kterými se určí průniková křivka indikátoru v daném profilu. Zároveň musí být v místě injektáže a na všech sledovaných profilech měřeny průtoky. Bez těchto podmínek není možné bilancovat množství proteklého indikátoru. Tato metoda je díky množství získaných dat ideální pro zjištění dynamiky proudění vody – jako je doba zdržení, rychlost proudění, objem krasových kanálů, disperzivita, Pecletovo číslo. Výsledky zkoušky nám dávají informaci o množství injektovaného indikátoru, který dorazí na sledovaný profil, oproti množství injektovaného indikátoru. Tak je možné zjistit případné ztráty indikátoru mimo sledovaný profil. Dle zkušeností z krasových kanálů se četnost odběrů oproti kvalitativním zkouškám

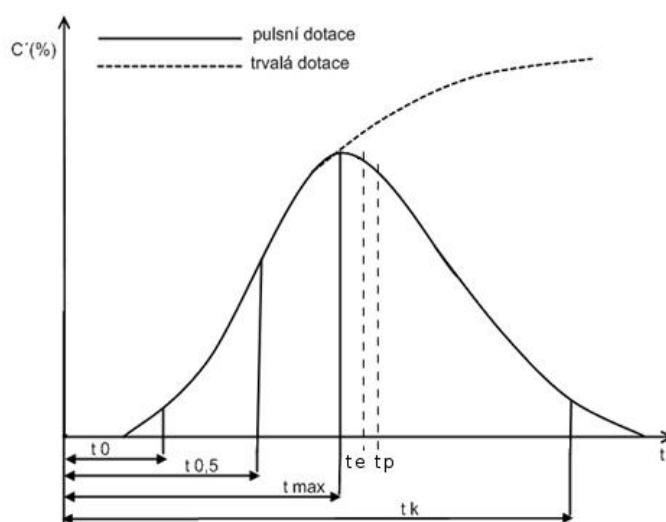
nezvyšuje (Field 2002). Kvalitativní metody vyhodnocení migračních zkoušek spočívají v ustálených podmínkách proudění a vyžadují výpočet střední doby zdržení indikátoru (první časový moment indikátoru; Shook et al. 2004).

Z ekonomických a časových důvodů jsou migrační zkoušky často ukončeny dříve, než koncentrace indikátoru klesne pod detekční limit. To způsobí, že koncentrační křivka není úplná a výsledná střední doba zdržení je podhodnocena. Jednou z metod jak doplnit chybějící data je extrapolace koncentrační křivky, viz kapitola 4.5.3.6.

K analýze výsledné koncentrační křivky se používají její charakteristické body, viz Obr. 12. Důležitým parametrem používaným k vyhodnocení migračních zkoušek je doba zdržení. Je to průměrná hodnota času, který částice indikátoru stráví ve zvodni. Střední doba zdržení je čas, ve kterém projde pozorovacím vrtem 50 % hmoty indikátoru. Spočítá se integrací koncentrační křivky (Ronkanen, Kløve 2007):

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tc(t)dt}{\int_0^{\infty} c(t)dt} \quad (8)$$

kde  $c(t)$  je koncentrace v čase  $t$



Obr. 12 Koncentrační křivka, uniformní paralelní proudění (dle Mucha, Šestakov 1987, Käss 1998)

- $t_0$  – čas, ve kterém se objeví indikátor
- $t_{max}$  – čas maximální koncentrace indikátoru
- $t_{0,5}$  – čas kdy je obsah indikátoru při trvalé dotaci 50%
- $t_e$  – čas korespondující se skutečnou efektivní rychlostí proudění
- $t_p$  – čas korespondující s průměrnou rychlostí proudění
- $t_k$  – čas, kdy došlo k vymizení indikátoru

### 3.5.1 Interpretace zkoušek v neovlivněném hydrodynamickém poli

Při vyhodnocování migračních zkoušek prováděných v neovlivněném hydrodynamickém poli je nutné, aby byly splněny výchozí předpoklady, eventuálně aby byl jejich vliv zanedbatelný. Při dotaci a následném šíření tak musí být splněno:

- dotace probíhá do saturované části, zanedbáváme průměr a odpor vrtu
- dotací indikátoru nedochází k ovlivnění proudění podzemní vody
- zvoďeň je ideální, homogenní a izotropní, proudění podzemní vody je lineární
- hodnoty viskozity a hustoty roztoku indikátoru jsou stejné jako hodnoty vody
- indikátor nepodléhá sorpci

#### 3.5.1.1 Migrační zkoušky na jednom vrtu

##### Dotace a ředění ve vrtu

Vyhodnocení tohoto testu je rychlé a lehké, přesto poskytuje relativně dobré výsledky. V případě, že známe průměrnou rychlost podzemní vody, můžeme určit efektivní pórovitost. Pokles koncentrace ve vrtu při dávkové dotaci je dán rovnicí (Yang et al. 2001 ex Freeze, Cherry 1979):

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Av^*C}{V}, \quad (9)$$

kde  $A$  je plocha vertikálního průřezu zkoumané zóny ( $= 2rb$ ) pro část o hloubce  $b$  a poloměru vrtu  $r$ ,  $V$  je objem zkoumané oblasti ( $= \pi r^2 b$ ); a  $v^*$  je průměrná objemová rychlost přes střed izolované části, která může být ve vztahu k průměrné lineární rychlosti ve zvodni jako  $v^* = v n_e F$ , kde  $n$  je efektivní propojená pórovitost a  $F$  je faktor deformace vrtu. Po integraci:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\frac{4vt}{\pi F d}, \quad (10)$$

kde  $C_0$  je počáteční koncentrace v  $t = 0$ ,  $C$  je koncentrace v čase  $t$ . Hodnoty  $F$  pro zkoušky v štěrkových a písčítých zvodních mají obvykle hodnoty 0.5 – 4. Pozorovaná data jsou vykreslena do semi-logaritmického grafu (Yang et al. 2001).

### 3.5.1.2 Migrační zkoušky s využitím dvou a více vrtů

#### 3.5.1.2.1 Metoda dvou vrtů

V případě že je podélná disperze zanedbatelná (rychlý pohyb indikátoru), rychlost proudění podzemní vody je dána rovnicí:

$$v = \frac{x}{t_{\max}} \quad (11)$$

kde  $x$  je vzdálenost mezi vrty. Ze znalostí hydraulické vodivosti ( $k$ ) a hydraulického gradientu ( $I$ ) můžeme odvodit pórovitost.

$$n = \frac{kI}{v} \quad (12)$$

Pro okamžitou dotaci je analytické řešení advekčně disperzní rovnice (např. Mucha, Šestakov 1987) dáno rovnicí 5. Z řešení maximální koncentrace indikátoru vypočteme podélnou a příčnou disperzi.

$$\frac{C}{C_0} = \frac{r^2 m_e}{4D_L t_{\max}} \exp \left[ - \frac{\left( x - \frac{v t_{\max}}{m_e} \right)^2}{4D_L t_{\max}} \right], \quad (13)$$

kde  $m_e$  = koeficient sorpční kapacity,  $D_L$  = podélná disperze,  $r$  = poloměr vrtu,  $t_{\max}$  = čas, kdy je koncentrace indikátoru maximální. Rovnice je platná pro  $y = 0$ , (pozorovací vrt na ose proudění), pro maximální koncentraci v čase  $t_{\max}$ . Hodnoty se vypočtou fitováním měřených dat na koncentrační křivku, nebo použitím dvou rovnic vyjadřujících jeden parametr (Mucha, Šestakov 1987).

Obdobné řešení pro výpočet efektivní rychlosti podzemní vody a disperzního koeficientu bylo publikováno Sautym (Käss 1998 ex Sauty 1977). Základem metody je normalizace průnikové křivky a její porovnání s typovými křivkami. Disperzivita typové a měřené křivky je popsána Pecletovo číslem -  $P_e = x/\alpha$ . Typové křivky jsou dány následující rovnicí:

$$c_r = \frac{1/c_{r,\max}}{\sqrt{t_r}} \exp \left[ - \frac{P_e}{4t_r} (1 - t_r)^2 \right] \quad (14)$$

Porovnáním křivek určíme čas maxima koncentrace  $t_r$  na ose  $x$  a nejlepší  $P_e$  z čehož získáme:

$$\log t_k = \log t_{\max} - \log t_{r,\max} \quad (15)$$

Čas  $t_k$  koresponduje se skutečnou rychlostí vody a na základě  $Pe$  spočítáme disperzní koeficient.

### 3.5.2 Interpretace zkoušek v ovlivněném hydrodynamickém poli

Hodnoty parametrů odvozené z migračních zkoušek v ovlivněném hydrodynamickém poli jsou nižší, než hodnoty, které jsou získány z metod v poli neovlivněném (Tiedeman, Hsieh 2002). V případě metod využívajících dva vrty je nutné brát v potaz i čerpané a dotované množství, protože se ukazuje, že jsou hodnoty disperzivity pro situace kde je čerpané a dotované množství shodné vyšší, než v případě nestejných objemů (Ptak et al. 2004).

#### 3.5.2.1 Zkouška na jednom vrtu

##### Řešení pro migrační zkoušku v divergentním toku

Studium osově symetrické advekce a disperze v homogenním médiu má široké reflexe v literatuře. Nejjednodušším řešením je schéma pístového vytěsnění, ve kterém se zanedbávají disperzně-difuzní procesy. Prostorová ( $l_{oi}$ ) i časová ( $t_{oi}$ ) souřadnice pístového rozhraní se vypočte z kinematické rovnice:

$$v/n = dl/dt \tag{16}$$

Rovnici integrujeme podél proudnice  $\psi$  se zadaným rozdělením rychlostí ( $v$ ), které vypočteme z řešení filtrační úlohy, kdy platí, že  $v = v(l)$ . Většina analýz je založena na asymptotické aproximaci přesného řešení, nebo rovnic odvozených pro zjednodušenou idealizovanou disperzi blízko pístního vytlačení (projevují se advekčně mikrodisperzní procesy a zanedbá se příčný rozptyl) mající pokračující souřadnice  $r^* = (Qt / \pi mn)^{1/2}$  (kde  $Q$  je rychlost přítoku do vrtu). Aproximovaná řešení se většinou liší reprezentací proměnné  $B$  ( $t_r, Pe$ ) v rovnici

$$\bar{C} = 0,5 \operatorname{erfc}(B), \tag{17}$$

$$B = \frac{1-t_r}{2\sqrt{\sigma}}, \quad t_r = Qt / \pi r^2 mn, \quad \sigma = 4t_r / 3Pe, \quad Pe = r / \delta_L, \tag{18}$$

kde  $r$  je vzdálenost pozorovacího bodu (Mironěnko et al. 1994).

Analýzy výsledků ze vztahu (17) ukazují, že spolehlivost výpočtů obsahu škodlivé látky je dána v homogenních průlinových kolektorech kromě přesnosti filtračních parametrů a struktury filtračního pole také přesností migrační pórovitosti. Vliv podélné

hydrodisperze je zásadní především v puklinových kolektorech, anebo při krátkodobých migračních zkouškách či velmi malé dotaci znečištění.

### Dotace indikátoru a čerpání a na jednom vrtu

Teoretická koncentrační křivka, kterou získáme při čerpání indikátoru z vrtu je vymezena vztahem:

$$\bar{C}^* = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}(\xi), \xi = \frac{\bar{t} - 1}{\sqrt{\frac{16}{3Pe^* \psi(\bar{t})}}}, \quad (19)$$

$$\text{kde } \bar{t} = t/t^*, \quad Pe^* = \frac{r^*}{\delta_L} = \frac{\sqrt{Qt^*/\pi mn}}{\delta_L},$$

$t^*$ =doba nálevu, po níž je vhodné zahájit čerpání.

V puklinových kolektorech lze využít s nesorbujícím se indikátorem i indikátor sorbující, u něhož známe koeficient sorpčního rozdělení na povrchu puklin  $K_a$ . Poté je při interpretaci koncentrační křivky vhodné provést substituci a parametr  $Pe^*$  nahradit

$$Pe_{\Delta}^* = \frac{r_{\Delta}^*}{\delta_L} = \frac{1}{\delta_L} \sqrt{\frac{Qt^*}{\pi(n + \Delta n)m}}, \Delta n = k_a S_b,$$

kde  $S_b$  = měrný povrch puklin, čímž dochází k doplňkovému vypřimování koncentrační křivky. Porovnáme-li bezrozměrné parametry  $Pe^*$  a  $Pe_{\Delta}^*$ , je možné určit poměr  $K_a S_b/n$ , který je vhodný, známe-li parametry  $K_a$  a  $n$  pro následné ocenění měrného povrchu  $S_b$  horninového prostředí (Šestakov, Baškatov 1974).

Pro homogenní, isotropní a napjatý kolektor můžeme z hodnot získaných během testu vypočítat skutečnou rychlost.

$$v_f = \frac{\sqrt{Qt_p / \pi \varepsilon m}}{t_d}, \quad (20)$$

kde  $v_f$  = filtrační rychlost podzemní vody ( $m \cdot d^{-1}$ );  $Q$  = čerpané množství během zpětného získávání indikátoru ( $m^3 \cdot d^{-1}$ ),  $t_p$  = doba od čerpání do okamžiku, kdy je zpětně vyčerpána polovina množství indikátoru ( $d$ );  $\varepsilon$  = kinematická pórovitost,  $m$  = tloušťka zvodně,  $t_d$  = doba od dotace stopovače do doby kdy je zpětně vyčerpána polovina množství indikátoru ( $d$ ) (Tonder et al. 2002).

Hall et al. (1991) zkombinoval vztah s Darcyho vztahem:

$$v_f = \frac{Qt_p}{t_d^2 \pi m K I} \text{ a } \varepsilon = \frac{\pi m K^2 I^2 t_d^2}{Qt_p}, \quad (21)$$

kde  $K$  = horizontální hydraulická vodivost,  $I$  = horizontální hydraulický gradient. Podíl  $Q/A$ , tj.  $v_f$ , vyjadřuje průtok pro jednotkový příčný průřez oblastí saturovaného porézního materiálu. Parametr je uváděn jako specifický průtok, má rozměr rychlosti [ $L T^{-1}$ ] a je znám jako Darcyho rychlost nebo Darcyho průtok. Je důležité pamatovat, že se nejedná o skutečnou rychlost podzemní vody proudící póry. Vydělením specifického průtoku podílem neuzavřených pórů (efektivní pórovitost), kterými voda proudí, získáme průměrnou rychlost podzemní vody.

### 3.5.2.2 Migrační zkouška při nálevu

Migrační zkoušky při nálevu vyhodnocujeme podle vztahů pro jednorozměrnou migraci.

#### Zkoušky v 1-D radiálním proudě nálevového vrtu

V případě průlinových vrstevnatých kolektorů, kdy filtrační část vrtu proniká celou mocností, má rovnice pro výpočet parametrů tvar (Rošal 1981):

$$\bar{C} = \operatorname{erfc}\left(\frac{1-t_r}{\sqrt{2W_k t_r}}\right) \left[2 - \operatorname{erfc}\left(1 - 1/W_k \sqrt{2}\right)\right]^{-1}, \quad (22)$$

kde  $t_r = qt / \pi r^2 n$ ,  $W_k$  = koeficient variace koeficientu filtrace vyjadřující heterogenitu. V případě puklino-průlinového kolektoru s projevujícím se efektem dvojí propustnosti a difúzí do bloků (asymetrický tvaru koncentračních křivek) lze použít pro interpretaci řešení:

$$\bar{C} = \operatorname{erfc}(B), B = \frac{t_0}{2} \sqrt{\frac{B_m}{t-t_0}}. \quad (23)$$

### 3.5.2.3 Dotace do pozorovacího vrtu

Migrační zkoušky prováděné při čerpání podzemní vody je vhodné díky jejich nízké informativnosti vyhodnocovat pomocí bilančních vztahů, které umožní vyhodnotit kapacitní parametry.



## Řešení pro impulsní dotaci stopovače do pozorovacího vrtu během čerpání

Pro vyhodnocení dat impulsní dotace stopovače během čerpání existuje více řešení. Všechna dávají obdobné výsledky za předpokladu, že jsou hodnoty specifického parametru  $Pe$  relativně vysoké ( $Pe > 100$ , kde  $Pe = r/\delta$ ). Tento fakt umožňuje vybrat řešení s ohledem na všechny vlastnosti stopovače vstupujícího do zvodně (Mironěnko et al. 1994).

$$C = \frac{M}{\pi r^2 m n} \left( \frac{3Pe}{16\pi\tau} \right)^{1/2} \exp \left[ -\frac{(1-\tau)^2}{(16\tau/3Pe)} \right], \quad (24)$$

kde  $M$  je množství injektovaného stopovače,  $\tau = Qt / \pi r^2 m n$ . Souhlasně s tímto řešením, relativní čas (doba)  $\tau_{\max}$  vrcholu koncentrace ( $C_{\max}$ ) v čerpacím vrtu je:

$$\tau_{\max} = \left( \sqrt{1 + Pe^2} - 1 \right) / Pe \quad (25)$$

Pro radiální proudění pro homogenní zvodně, kde dominuje advekce a disperze se podle Tonder et al. (2002) při pulsní dotaci stopovače koncentrace spočítá následovně.

$$C(r, t) = \frac{\Delta M}{2Q\sqrt{\pi\delta_L vt^3}} \exp \left[ -\frac{(l-vt)^2}{4D_L t} \right], \quad (26)$$

kde  $\Delta M$  = injektované množství za jednu sekci (mass (kg) / tloušťka (m)),  $\delta_L$  = podélná disperzivita (m),  $D_L$  = koef. podélné disperze. ( $m^2 \cdot s^{-1}$ )  $D_L = \delta_L v$   $v = v_f$  = rychlost podzemní vody ve vynuceném gradientu;  $Q$  = čerpané množství z vrtu ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ), a  $l$  = radiální vzdálenost mezi dvěma vrtu.

Poté nafitujeme rovnici na data průnikových křivek a odhadneme kinematickou pórovitost ze vztahu

$$v = \frac{Q}{\varepsilon A}, \quad (27)$$

kde  $A$  = průtočná plocha (příčný řez), hodnoty rychlostí jsou obvykle o něco vyšší než hodnoty získané standardními technikami.

Pro výpočet disperzivity je možné použít typové křivky vytvořené Sautym (Hiscock 2005, ex Sauty 1980). Hodnoty disperzních parametrů získaných z tohoto typu zkoušek jsou pouze přibližné, protože vlivem nehomogenního rychlostního pole je migrující roztok indikátoru trhan. Rozdíly rychlosti se směrem k čerpacímu vrtu zvětšují, protože roste gradient a dochází tak k většímu rozptylu mraku indikátoru.

Řešení tohoto typu migrační zkoušky založené na prvním časovém momentu publikoval Shook a Forsmann (2005). Metoda je založená na analýze chování indikátoru v

čase a slouží k odhadu geometrie proudění. Dle Levenspiela (Shook 2003 ex Levenspiel 1972) je možné celkový efektivní pórový objem určit ze střední doby zdržení roztoku indikátoru. Střední doba zdržení  $t_m$  je odvozena z funkce rozložení dob zdržení  $E(t)$  ( $T^{-1}$ ), stanovené z koncentrační křivky. Následně je dán pórový objem  $V_p$ :

$$V_p = \frac{m}{M_{inj}} q_{inj} t_m \quad (28)$$

$m$  = návratnost indikátoru. Poměr návratnosti indikátoru ve vrtu  $m/M_{inj}$  je definován jako integrál  $E(t) dt$  pro daný vrt, pro uzavřený systém se rovná jedné.

Shook (2003) ukázal, že geometrii zásobnosti (pórový objem) kolektoru lze odvodit přímo z migrační zkoušky. Jednotlivé preferenční cesty proudění jsou znázorněny jako proudnice, které mají jedinečnou hodnotu propustnosti, pórovitosti, průřezu a délky. Průtočnost  $\Phi$  pro každou proudnici je dána Darcyho zákonem. Uspořádáním těchto proudnic dle klesající objemové kapacity můžeme definovat kumulativní kapacitu průtoku  $F_i$  v každé proudnici  $i$  jako sumu všech proudnic, jejichž rychlost je větší než  $i$ , normalizované celkovými vlastnostmi. Kumulativní zásobnost  $\Phi_i$  těchto proudnic je jednoduše suma jejich individuálních pórových objemů.

$$\Phi_i = \frac{\sum_{j=1}^i Vp_j}{\sum_{j=1}^N Vp_j} \quad (29)$$

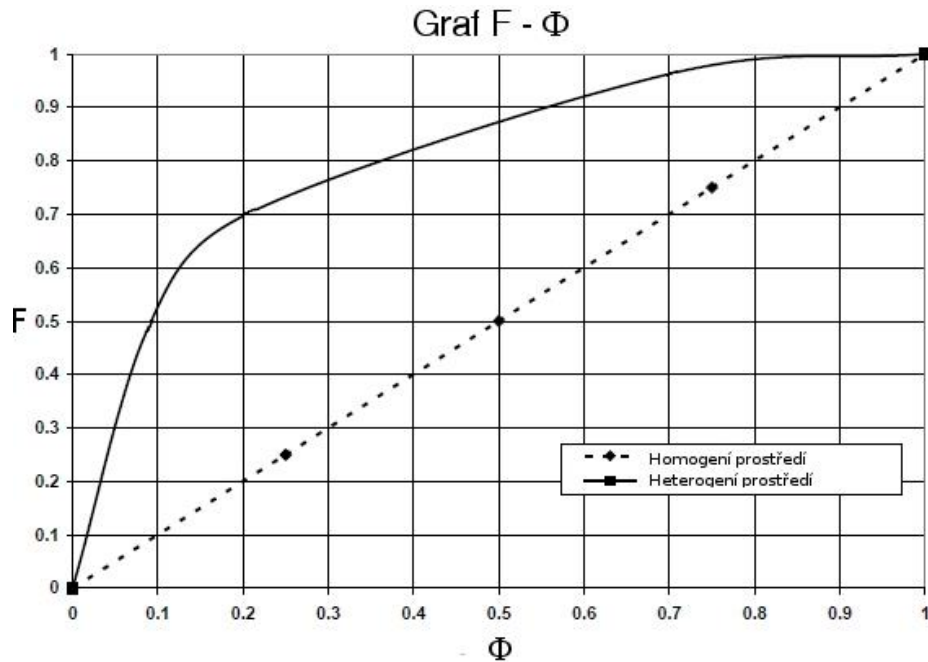
a

$$F_i = \frac{\sum_{j=1}^i k_j A_j / l_j}{\sum_{j=1}^N k_j A_j / l_j} \quad (30)$$

kde  $V_p$  = efektivní pórový objem ( $L^3$ ),  $k$  – průtočnost ( $L^2$ ),  $A$  průtočný průřez dané proudnice ( $L^2$ ),  $l$  délka ( $L$ ). Zjednodušeně  $\Phi(t)$  je časem vážený objem zvodně ve kterém se vyskytuje roztok indikátoru v čase  $t$  a  $F(t)$  je částečné kumulativní množství indikátoru, které dorazilo do produkčního vrtu skrz pórový objem  $\Phi(t)$ .

Výpočet geometrie proudění je založen na souvislosti relativní rychlosti dané vrstvy a jejího pórového objemu, obvykle zobrazené v grafu proudění – zásobnost. Metoda může být použita semi – kvantitativně k pospání geometrie zvodně (např. 40 % toku je pouze z 5 % pórového objemu, což indikuje několik rychlých preferenčních cest proudění). Graficky znázornění je na obrázku Obr. 13. V homogenním kolektoru je kapacita průtoku a zásobnost uniformní v každé puklině, křivka  $F - \Phi$  je přímka. Každá puklina má 25 % toku a 25 % zásobnosti. Druhá křivka je heterogenní síť puklin. Stupeň heterogenity je pozorován ve stupni odchýlení od uniformního případu. Z grafu je patrné, že 70 % toku je

pouze z 20 % pórového objemu puklinové sítě. To indikuje rychlé preferenční cesty, protože vlastnosti toku a objem zásobnosti jsou proporcionální s rychlostí a střední dobou zdržení konzervativního indikátoru.



**Obr. 13 Graf F -  $\Phi$  vyjadřující heterogenitu**

Na základě využití konceptu proudnic a definice F výše, můžeme přímo z migrační zkoušky odvodit objemovou účinnost kapaliny Ev. Je to míra efektivity ve využití injektované kapaliny. Je definována jako poměr objemu zvodně, který je v kontaktu s roztokem indikátoru k celkovému pórovému objemu. Ev je funkce času, heterogenity, konfigurace vrtu a mobility kapaliny.

### **Trvalá dotace do pozorovacího vrtu při čerpací zkoušce**

V případě, kdy je splněn předpoklad konstantní koncentrace ( $C_d = C_o = \text{const.}$ ) v dotačním vrtu a podmínky  $Pe > 10 \div 15$ , lze použít přibližné, pro praktické inženýrské úlohy dostačující analytické řešení

$$\bar{C} = 0,5 \operatorname{erfc}(B), \quad B = \frac{1-t_r}{4} \sqrt{\frac{3Pe}{t_r^{3/2}}}, \quad (31)$$

kde  $t_r = t/t_p$ ,  $t_p = \pi^2 mn/Q$ .

Z tohoto vztahu můžeme vypočítat efektivní pórovitost ( $n$ ), kde  $Pe = r / \delta$ ,  $Q =$  vydatnost nálevu resp. vtláčení,  $m =$  efektivní délka zkoušeného úseku, resp. efektivní mocnost kolektoru, která nebývá totožná se skutečnou délkou filtrové části vrtu,  $r =$  vzdálenost od pozorovacího vrtu,  $\delta = \delta_r =$  podélná radiální disperzivita,  $C_r = \bar{C} = (C_i - C_f)/(C_d - C_f) =$  relativní koncentrace, indexy i, f, d = průběžná, fónová a dotační

koncentrace,  $t_p = t_{0,5} =$  čas, za který se v pozorovacím vrtu objeví na indikační (koncentrační) křivce ( $\bar{C} \div t$ ) rozhraní odpovídající pístopvému vytěsnění.

Na zjištění efektivní mocnosti se využívá geofyzikálních metod. Nelze-li tyto metody použít (technické, organizační, odborné důvody), pak se používá přibližný integrální parametr

$$\bar{m} = mn = Q_{t0}/\pi^2 \quad (32)$$

Disperzivita ( $\delta$ ) v tomto případě vyjadřuje podmínky rozptylu látky těsně u koncentračního rozhraní a určuje se na základě všech hodnot na koncentrační křivce ( $C_i - t$ ). Je-li k dispozici více monitorovacích vrtů různě vzdálených od sebe, lze z vypočtených hodnot disperzivity odhadnout vliv měřítkových efektů. Použití tohoto parametru při prognózních výpočtech vede k podhodnocení podélné disperze v porovnání s reálnými podmínkami šíření znečištění. Projeví-li se makrodisperzní efekty (vrstevnatost, dvojí pórovitost bloků, „kanálový efekt“ v krasových strukturách atp.) způsobí použití mikrodisperzního schématu při interpretaci migračních zkoušek velké projevy vlivu měřítka zkoušky a nárůst výpočtové hodnoty  $n$  a  $\delta$ , to ukazuje na nutnost použít při výpočtech heterogenní výpočetní schémata (Landa 2007).

### 3.5.2.4 Párová zkouška

Párové zkoušky je dobré vyhodnocovat s použitím metod typových křivek.

#### Trvalá dotace při párové zkoušce

Jedná-li se o homogenního filtrační prostředí, jsou na koncentračních křivkách ( $C_i - t$ ) jen nepatrně zřetelné vlivy hydrodynamické disperze, což je způsobeno výraznou deformací proudnic v oblasti vlivu zkoušky.

#### Horizontální párová zkouška

Zákonitosti transportu hmoty v hydrodynamickém poli dvou ovlivňujících se vrtů (čerpací a injekční) byly dostatečně prozkoumány a popsány. Malá citlivost křivek na disperzivitou v oblasti  $C > 0,1$  umožní provést interpretaci přibližným vztahem:

$$\bar{C} = \frac{2}{\pi} \arccos\left[\left(t_0/t\right)^{1/\pi}\right], \quad t \geq t_0 \quad (33)$$

který je odvozen za předpokladu pístopvého vytěsnění. V případě migrace po jednotlivých puklinách pak platí

(34)

$$t_0 = \pi r^2 mn / 3Q,$$

kde  $t_0$  = doba migrace po nejkratší proudnici spojující dotační a pozorovací vrt.

Pro orientační výpočet mikrod disperzivity ( $\delta_L$ ) lze použít typové křivky (Mironěnko et al. 1994). V případě, ve kterém se nerovná čerpané a nálevové množství, čas migrace indikátoru  $t_0$  lze určit podle rovnice:

$$t_0 = 2\pi mn \frac{l^2}{(Q_2 - Q_1)^2} \left( \frac{Q_1 + Q_2}{2} - \frac{Q_1 Q_2}{Q_2 - Q_1} \ln \frac{Q_2}{Q_1} \right), \quad (35)$$

kde  $l$  = vzdálenost mezi vrtvy,  $Q_2$  a  $Q_1$  = vydatnosti čerpaného a nálevového vrtu. V tomto případě je nutné při výpočtu koncentrace brát v potaz vliv naředění indikátoru vlivem větší vydatnosti čerpání oproti nálevu (Landa 2007).

### Vertikální párová zkouška

Hydrodynamický vliv je vytvořen cirkulací systému dvou vrtů, kdy je jeden umístěn pod druhým. Aproximací (s chybou, která není větší než 10 %, dáno  $C > 0,1$ ) přesného řešení je získán jednoduchý analytický vztah:

$$\bar{C} = 1 - (t_0 / t)^{3/2}, \quad t \geq t_0 \quad (36)$$

kde  $t_0 = 0,4m^3n / Q\chi^2$ ,  $\chi = (k_z / k_x)^{1/2}$  a  $\chi$  = koeficient příčné anizotropie.

Z výsledků migračního testu tak můžeme odhadnout komplexní parametr  $\chi^2/n$ . Pomocí metody superpozice, můžeme získat obdobné řešení pro interpretaci párového testu ve zvodni s počáteční hydrochemickou neuniformitou. Zkouška může být provedena bez speciálního stopovače a můžeme použít data vztahující se ke změnám ve složení čerpané vody kvůli posunu v hydrochemické zonaci (Mironěnko 1994).

### 3.5.3 Interpretace migračních zkoušek v umělém mokřadu

Je zřejmé, že se migrace, a tak ani čištění odpadní vody, neúčastní veškerý objem umělého mokřadu. To je způsobeno jevy, jako jsou mrtvé zóny, preferenční proudění, hydraulické zkratky a nepohyblivá voda v pórech. Tyto jevy se v mokřadech vyskytují často, ale nedají se snadno měřit a popsat. To také naznačuje, že se hydraulické chování CW systému značně odlišuje od ideálních podmínek systému s ustáleným tokem, což dokládají i výzkumy jiných autorů.

Již samotný tvar koncentrační křivky nám signalizuje, jaké podmínky proudění jsou v mokřadu.

- Asymetrický tvar křivky s prodlouženým koncem může znamenat mrtvé zóny a proudění jednotlivými preferenčními cestami (Simi, Mitchell 1999).
- Relativně malý a plochý konec křivky a velká návratnost stopovače naznačuje, že difúze stopovače do mrtvých zón je zanedbatelná, anebo že zóny neexistují.
- V případě dvou nebo více vrcholů se jedná o paralelní cesty preferenčního proudění (Knowles et al. 2010). V případě, že jsou vrcholy malé, může se jednat jen o neurčitosti při vzorkování a výpočtu (Małoszewski et al. 2006).
- Křivka s velkou standardní odchylkou je nejspíše způsobena krátkými oběhy proudících cest.

Velký rozdíl mezi pozorovanou průměrnou dobou zdržení a nominální dobou zdržení značí přítomnost mrtvých zón (Person et al. 1999). Musíme brát tedy v potaz, že v případě, kdy se indikátor objeví na odtoku z mokřadu relativně rychle vzhledem k nominální době zdržení, a jeho koncentrace prudce stoupá (přítomnost jedné preferenční cesty proudění), jsou migrační parametry platné jen pro tu část mokřadu, kde se nachází toto preferenční proudění. Naopak v případě, kdy je koncentrační křivka plochá s pozvolným nástupem růstu koncentrace (homogenní proudění v mokřadu), dají se odvozené parametry považovat za platné pro celý objem mokřadu. Provádí-li se měření koncentrací v různých bodech, dají se porovnat s průměrnou koncentrací v určité hloubce a na pomyslné proudnici. Tím se získá základní představa o lokalizaci preferenčních cest a mrtvých zón (Ronkanen, Kløve 2007).

Získáním křivky RTD, což je průniková křivka nereaktivního traceru, dostaneme syntetickou informaci o hydraulických vlastnostech mokřadu. Tyto hydraulické vlastnosti se mění z roku na rok (Wachniew et al. 2003). Proto by měla být migrační zkouška jednou z metod, kterou by se v pravidelných termínech ověřovala funkčnost mokřadu. Na základě RTD křivky můžeme interpretovat střední dobu zdržení ( $t_m$ ). V případě použití numerického modelu, může být  $t_m$  zjištěno z RTD křivky pomocí rovnice (8) (8). Jedná se o integraci koncentrační křivky násobené časem (Ronkanen, Kløve 2007).

Ve skutečnosti je však určení konečného času migrace indikátoru obtížné, protože konec křivky se nachází až v čase, po který se nedá terénní experiment uskutečnit. Jinými slovy, vzorkovací čas je konečný, proto není možnost mít kompletní RTD křivku. Proto nemůže být výpočet střední doby zdržení přesný. Jakmile známe hydraulickou dobu zdržení, můžeme určit efektivní objem, a tak můžeme navrhnout zlepšení, která mohou ihned zlepšit hydrodynamické podmínky – modifikace vegetačního pokryvu, bagrování míchacích zón a další.

Množství indikátoru je dáno rovnicí (Dierberg, DeBusk 2005):

$$M = \int_0^{\infty} q(t)c(t)dt \quad (37)$$

kde  $q(t)$  = průměrný průtok mokřadem v čase  $t$ .

Při odvozování parametrů se nejčastěji vychází z předpokladu, že se dá migrace látek v mokřadu vyjádřit jednorozměrnou advektivně-disperzní rovnicí. Řešení takové rovnice v případě okamžité dotace má například podle Kreft, Zuber (1978) tvar:

$$C(x,t) = \frac{M}{Q} \frac{x}{\sqrt{4\pi Dt^3}} \exp\left[-\frac{(x-Ut)^2}{4Dt}\right], \quad (38)$$

kde:  $C$  = koncentrace indikátoru,  $M$  = množství indikátoru,  $Q$  = odtok z mokřadu,  $x$  = vzdálenost od injekčního bodu,  $D$  = disperzní koeficient,  $t$  = čas od injekce a  $U$  = střední rychlost proudění. Předběžné hodnoty průměrné doby migrace

$$\tau = x/U \quad (39)$$

a dispersního parametru

$$P_D = D/Ux, \quad (40)$$

se spočítají v místě odtoku metodou momentů. Tyto hodnoty jsou použity jako počáteční hodnoty pro fitování, kdy se rovnice (38) iterativně fituje na experimentální RTD křivku, dostaneme tak nakonec hodnoty  $\tau$ ,  $U$ ,  $P_D$  a objem pohybující se vody  $V_m = \tau Q$ , který můžeme srovnat s nominálním objemem vody v systému a tím získat představu o vzniku a přítomnosti mrtvých zón v systému mokřadu (Wachniew et al. 2003).

V případě, že máme důvod brát v úvahu výchozí předpoklad, že proudění je rozděleno do několika preferenčních cest, můžeme vyjít z lineární kombinace advektivně-disperzních rovnic. Každá preferenční cesta proudění je charakterizována specifickým objemem proudění ( $Q_i$ ), střední dobou migrace ( $t_{mi}$ ) a disperzivitou ( $\delta$ ). Nepředpokládají se interakce mezi prouděními, naopak se předpokládá, že stopovač je proporcionálně rozdělen (Małoszewski 2006).

Další pomocné parametry mokřadu získané z koncentrační křivky, které nám pomohou získat představu o proudění v mokřadu, jsou například hodnota vyjadřující hydraulické zkratky a disperzní index (Ronkanen, Kløve 2007).

Hodnota vyjadřující hydraulické zkratky ( $s$ ) je spočtena jako (Ronkanen, Kløve 2007 ex. Ta, Brignal 1998)

$$s = t_{16}/t_{50}, \quad (41)$$

kde  $t_{16}$  = doba zdržení, ve které je navraceno 16 % stopovače,  $t_{50}$  = doba zdržení, ve které je navraceno 50 % stopovače. Persson et al. (1999) používá ve jmenovateli  $t_n$  místo  $t_{50}$ .

Disperzní index ( $d$ ) pak získáme (Ronkanen, Kløve 2007 ex. Thackston et al. 1987).

$$d = \frac{\sigma^2}{t_m^2}, \quad (42)$$

kde  $t_m$  = průměrná doba zdržení,  $\sigma^2$  = rozptyl funkce distribuční doby zdržení (Ronkanen, Kløve 2007).

Při úplném zjednodušení a za předpokladu, že nedochází k přenosu látky mezi pevnou a kapalnou fází (konzervativní indikátor), můžeme použít analytické řešení pro 1D advekčně disperzní migraci navržené například autory Ogata, Bangs (Suliman et al. 2006 ex. Ogata, Bangs 1961):

$$\frac{C(x,t)}{C_0} = \left(\frac{1}{2}\right) \operatorname{erfc} \left[ \frac{R_f x - v_w t}{2(\delta_L v_w R_f t)^{1/2}} \right], \quad (43)$$

kde  $C/C_0$  = relativní koncentrace indikátoru,  $x$  = délka preferenční cesty,  $t$  = čas,  $R_f$  = retardační faktor ( $R_f = 1$  pro konzervativní indikátor),  $v_w$  = průměrná pórová rychlost,  $\delta_L$  = podélná disperzivita,  $\operatorname{erfc}$  = doplňková chybová fce. Nafitováním dat na tuto rovnici získáme průměrnou dobu zdržení, průměrnou pórovou rychlost a podélnou disperzivitou. Ovšem předpoklad proudění 1D je splněn pouze v případě, kdy se na proudění podílí téměř absolutně jedna preferenční cesta. To znamená, že ve většině případů jsou výsledky relativně hodně nepřesné. Navíc je řešení použitelné pouze v mokřadu s podzemním prouděním (Suliman et al. 2006).

### 3.5.4 Programy používané pro vyhodnocení migračních zkoušek

#### GMS

GMS je modulární třídímenzionální model proudění podzemní vody v nehomogenním anizotropním prostředí, založený jak na metodě konečných diferencí (modul MODFLOW 2000 pro nasycenou zónu), tak i metodě konečných prvků (modul FEMWATER pro nasycenou a nenasyčenou zónu). Základem je model Modflow, který má mnoho potomků. Kód tohoto programu lze považovat za určitý standard a všichni ostatní následovatelé vychází z něj. MODFLOW kód byl primárně určen na počítání saturované zóny. Později při potřebě rozšířit tento kód na další možnosti výpočtu se vytvářely přídatné balíčky a díky těmto balíčkům se z MODFLOW stal nejuniverzálnější program svého druhu a použití. Rozhraní GMS je udávané jako nejpropracovanější a komplexní modelovací systém pro simulování podzemních vod. Obsahuje i modul pro podporu GISového softwaru ArcGis (Furman 2008).



## **HYDRUS**

Hydrus je modelovací prostředí pro analýzy proudění vody a migraci roztoku v proměnlivě nasyceném pórovitém médiu. Je založen na řešení Richardsovy rovnice pro výpočet proudění vody a konvekčně disperzní rovnice pro řešení transportu látek. Jako v případě GMS se také jedná o modulární model. Evoluce programu HYDRUS se prozatím zastavila na verzi HYDRUS (2D/3D). Tato nová verze měla zcela nové grafické prostředí umožňující daleko větší komfort při práci. Pro tuto verzi byl vyvinut modul pro MODFLOW, který kombinuje přednosti obou programů (komplexní model pro nasycenou a nenasyčenou zónu). Hydrus zohledňuje hlavní procesy a faktory ovlivňující toky v nenasyčené zóně, jako třeba srážky, infiltraci, vypařování, přerozdělování, kapilární vzestup, absorpce a akumulace vody a půdní vlhkost (Šimůnek et al. 2008; Twarakavi et al. 2008)

## **STANMOD**

Od stejných tvůrců jako program hydrus, je i Stanmod. Program, který analyticky řeší chování rozpuštěných látek v porézním prostředí v různých prostorových a časových měřítkách. Je to softwarový balík integrující nejčastěji používaná analytická řešení (Šimůnek et al. 2008)

## **QTRACER2**

Qtracer je navržen pro usnadnění analýzy průnikových křivek. Jeho použitelnost je zejména v krasových lokalitách a lokalitách s puklinovými zvodněma. Základní charakteristika je práce pod Windows, řešení potřebných rovnic z uživatelsky generovaných datových vstupních souborů pomocí robustních integračních metod, spoléhá na zavedené hydraulické modely, extrapolace dat pomocí tří metod, silná interaktivní grafika. Pro usnadnění používání jsou dodávány ještě další 4 nezávislé podprogramy (Field 2002).

## **CXTFIT 2.0**

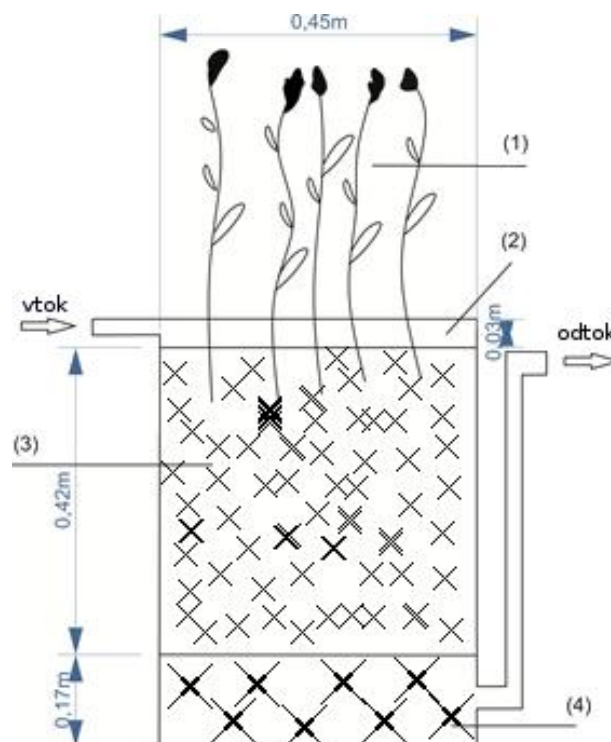
CXTFIT je založen na řešení advekčně disperzní rovnici pomocí velkého počtu analytických řešení s velkým počtem okrajových a počátečních podmínek. Větší pozornost je věnována transportu v heterogenním prostředí. Program CXTFIT 2.0 slouží k určení parametrů v několika modelech pro transport v ustálením jednorozměrném proudění fitováním parametrů laboratorních nebo terénních dat. Inverzní problém je řešený minimalizováním objektivní funkce, která sestává ze sumy čtverců odchylek měřené a fitované koncentrace. Déle může být použit k predikci rozložení koncentrace v čase a nebo místě pro dané parametry (Toride et al. 2005).

## 4 Metodika

V rámci disertační práce byly uskutečněny migrační zkoušky na dvou vybraných terénních lokalitách. Dále byly provedeny migrační zkoušky v umělém mokřadu laboratorním a terénním. Součástí práce je i jednoduchý expertní systém sloužící k vyhodnocení dat z migračních zkoušek na základě popsaných analytických řešení.

### 4.1 Laboratorní umělý mokřad

Migrační zkoušky v umělých mokřadech jsou založené na stejném principu jako migrační zkoušky prováděné v hydrogeologickém prostředí. Tzn. dotace na vstupu do mokřadu a měření koncentrace na odtoku z mokřadu. Jejich specifikem je, že je proudění, a tím i šíření indikátoru ovlivněno rostlinami. Migrační zkoušky jsou prováděny na laboratorním mokřadu. V tomto případě byl jako indikátor používán KBr, pro jeho široké rozšíření v obdobných pokusech tak jak jsou popsány v odborné literatuře, a také kvůli jeho stabilitě.



Obr. 14 Schéma laboratorního umělého mokřadu (1) *Phragmites australis*, (2) štěrk 4-8 mm, (3) hlavní substrát, (4) štěrk 8-16 mm

#### 4.1.1 Popis laboratorního umělého mokřadu

Pro laboratorní migrační zkoušky byl sestaven umělý mokřad. Umělý mokřad je vyroben z plastového barelu o objemu 100 l. Na dně mokřadu je 0,17 m silná drenážní vrstva štěrku (8-16 mm), na této spodní vrstvě je umístěna 0,42 m silná vrstva písku (0,6 – 1,2 mm), která tvoří hlavní filtrační vrstvu. Vrchní vrstva je opět tvořena štěrkem (4-8 mm). Umělý mokřad je osázen rákosem (*Phragmites australis*; Obr. 14). Doba zdržení mokřadu je přibližně 8 dní a hydraulická vodivost se v průběhu prvního roku fungování mokřadu snížila z  $0,032 \text{ m s}^{-1}$  na  $0,005 \text{ m s}^{-1}$ .

#### 4.1.2 Terénní práce

Projekt je zaměřen na analýzy a použitelnost komplexních laboratorních testů a jejich verifikaci matematickým modelováním, zaměřeným na analyzování a definování prostorových heterogenit v kořenové čistírně odpadních vod. Heterogenity v kořenovém systému v horizontálním a vertikálním směru zásadně ovlivňují hydraulické a transformační procesy spojené s účinností umělého mokřadu. Během provozu kořenové čistírny dochází k vegetačním změnám, to ovlivňuje hydraulické a transformační procesy, což mění účinnost mokřadu v prostoru a čase. K určení parametrů mokřadu byly provedeny dvě migrační zkoušky. První migrační zkouška byla provedena čtyři týdny po uvedení mokřadu do provozu, tj. kořenový systém nebyl ještě zcela vyvinutý, proto byla hlavním čistícím procesem sorpce. Druhá migrační zkouška byla provedena již v době plného fungování umělého mokřadu, kdy dosahoval nejvyšší efektivity. Kořenový systém byl plně vyvinutý a hydraulická vodivost byla ustálená. Při obou zkouškách byla použita pulsní dotace indikátoru. Celkové množství indikátoru bylo 0,1 g KBr rozpuštěného v 0,5 l vody v první zkoušce a 0,5 g KBr rozpuštěného v 50 ml vody v druhé zkoušce. Koncentrace indikátoru ve vodě byla zjišťována na odtoku z mokřadu. Vzorky byly odebrány pětkrát denně po dobu dvou týdnů. Z tvaru koncentrační křivky byly vyhodnoceny vlastnosti substrátu mokřadu. Experimentální mokřad je zavodňován syntetickou odpadní vodou, která je připravena podle standardu OECD (OECD 2011).

#### 4.1.3 Model umělého mokřadu

Pro modelování umělého mokřadu byl využit program Hydrus 2D/3D. Hydrus je modelovací prostředí pro analýzy proudění vody a migraci roztoku v proměnlivě nasyceném pórovitém médiu. Je založen na řešení Richardsovy rovnice pro výpočet proudění vody a konvekčně disperzní rovnice pro řešení transportu látek. Jako v případě GMS se také jedná o modulární model. Modelovaná oblast o velikosti 64 x 65 cm byla diskretizována trojúhelníkovou sítí, a obsahovala dva materiály (písek, štěrk). Modelovaný čas je 400 hodin. Pro výpočet byl použit modifikovaný van Genuchten – Mualem model. Jako počáteční podmínky byl použit obsah vody (0,43) a koncentrace roztoku indikátoru

na vtoku do mokřadu ( $10 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Okrajová podmínka na vtoku je konstantní vtok ( $208 \text{ cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) a volný odtok na odtoku z mokřadu.

## 4.2 Terénní umělý mokřad

### 4.2.1 Popis terénního umělého mokřadu

Umělý mokřad se nachází v obci Křešín, situované v Brdské pahorkatině 15 km severně od města Příbram, kde slouží jako kořenová čistírna odpadních vod (KČOV). Jde o relativně malou KČOV, která má již dostatečně hustý kořenový systém vodních rostlin, rákos obecný (*Phragmites australis* (Cav.) Steud.) a Chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea* L.). KČOV se skládá ze tří lineárně propojených nádrží. V nátokové a odtokové zóně je drcené kamenivo frakce 32 – 63 mm, vlastní náplň nádrží tvoří prané těžžené kamenivo frakce 8 - 12 mm (kačírek). Pole jsou izolována svařenou hydroizolační folií z PHD s ochrannými vrstvami geotextilie. V nátokové a sběrné hraně je drenážní kanalizace, která je obsypána hrubým šterkem. Kapacita KČOV je projektována pro 200 ekvivalentních obyvatel, a její celková plocha je  $895 \text{ m}^2$ ,  $Q_{24} = 126 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  (Obr. 15).



Obr. 15 Celkový pohled na umělý mokřad

#### 4.2.2 Terénní práce

Zkouška byla provedena podle následujícího schématu. V místě vtoku do mokřadu byl dotován indikátor, a v místě odtoku z mokřadu byla měřena jeho koncentrace. Při zkoušce byl použit jako indikátor bromid draselný. Při migrační zkoušce byla použita pulsní dotace indikátoru, tzn. indikátor byl dotován pouze během krátkého časového okamžiku. Dotované množství indikátoru bylo 100 g, které bylo rozpuštěné v 10 l obyčejné kohoutkové vody při první zkoušce a 200 g rozpuštěných v pěti litrech vody při druhém testu. Indikátor byl dotován na vtoku do mokřadu do předčišťovací nádrže. Dotován byl při plném provozu. Jeho koncentrace byla sledována na výstupu z mokřadu, který je v ose symetrie mokřadu. Na odtoku z mokřadu byl umístěn automatický vzorkovač Sigma SD 900. Vzorky byly odebírány v pětihodinovém intervalu po dobu 33 a 40 dnů. Během experimentu byl průměrný odtok z mokřadu  $17 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  a hydraulické zatížení  $19,3 \text{ l} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  pro první zkoušku, a  $14 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  a  $15,5 \text{ l} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . Koncentrace bromidů ve vodném roztoku byla stanovena v laboratoři Fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, České zemědělské univerzity. Vzorky byly analyzovány metodou iontové chromatografie. Výsledky chemického rozboru vody s indikátorem byly graficky vyhodnoceny tak, aby bylo možno podle tvaru křivky posoudit základní zvláštnosti jeho průniku tělesem KČOV.

#### 4.2.3 Model

Popisovaný model byl vytvořený za použití Modflow (McDonald and Harbaugh, 1988) s rozhraním Ground Water Modelling (GMS 7.0). Umělý mokřad byl modelován v ustáleném stavu. Modflow kód není primárně určený k modelování mokřadů, ale jeho použití je snadné, a na modelování mokřadů a rašelinišť ho s úspěchem použili již např. (Grapes et al. 2006; Ronkanen, Kløve 2007). Pro určení koncentrace BOD, NL a indikátoru byl použit modul MT3DMS (Modular 3-D Multi-Species Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems). Tři rozměrná doména byla diskretizována 105 sloupci a 100 řádky, a byly použity dvě vrstvy. Stejná síť byla použita jak pro výpočet hydraulických výšek, tak i pro výpočet koncentrace. Hustší síť neměla vliv na výsledky, takže případná chyba zjednodušením není velká. Vrchní vrstva byla rozdělena na zóny s odlišnou hydraulickou vodivostí. Rozdělení hodnot a oblasti s preferenčním prouděním byly provedeny na základě předchozích pozorování v umělém mokřadu. Odlišné hodnoty hydraulické vodivosti a pórovitosti byly použity i v přítokové a odtokové zóně. Dotace stopovače a sledovaných látek byla simulována pomocí bodového zdroje/propadu<sup>12</sup> v místě vtoku do mokřadu. Na odtoku z mokřadu i na přítoku byla použita okrajová podmínka konstantní hydraulické výšky. Pro modelování šíření znečištění, byl použit model s dvojí propustností a Langmuirova adsorpční izoterma.

---

<sup>12</sup> Aj-Point source/sink options

## 4.3 Lokalita Trhové Dušníky

### 4.3.1 Popis lokality

Lokalita se nachází u obce Trhové Dušníky, která je vzdálená 2 km severně od Příbrami. Lokalita je situována v nivě říčky Litavky, vzdálená cca 10 m od jejího toku. Lokalita se nachází v místě kontaminace toxickými kovy. Historická kontaminace byla způsobena především nedaleko umístěnými kovohutěmi (cca 2,5 km), kde byly zpracovávány druhotně vytěžené materiály pro výrobu autobaterií. Druhý zdroj znečištění vznikl vlivem těžby a úpravy rud ve vyšších partiích Litavky. V současnosti k dalšímu znečišťování území již nedochází. Kontaminace půdy silně překračuje doporučené limity obsahu olova, zinku a kadmia v zemědělské půdě.

Na lokalitě jsou umístěny tři vrty, které jsou od sebe vzdáleny cca 3,5 a 4 metry. Vrty jsou umístěny na proudnici podzemní vody (Obr. 16).



Obr. 16 Lokalita Trhové Dušníky s vyznačenými vrty

### 4.3.2 Terénní práce

Na lokalitě byly do současné chvíle provedeny dvě migrační zkoušky. Obě zkoušky byly uskutečněny ve stejném schématu, a to v neovlivněném hydrodynamickém poli. Jako indikátor byl při obou zkouškách použit chlorid sodný o koncentraci 1 M. Koncentrace byla sledována v injekčním vrtu (V1) tzn., byl měřen pokles koncentrace ve vrtu vlivem

ředění indikátoru podzemní vodou a jeho vymýváním. Současně byla koncentrace indikátoru sledována i v druhém vrtu (V2), který je umístěn ve směru proudění podzemní vody. Během druhé migrační zkoušky byla koncentrace sledována navíc i ve třetím vrtu (V3). Koncentrace indikátoru byla měřena jako vodivost, která se přepočítala na koncentraci indikátoru ve vrtu.

## **4.4 Lokalita Dražice**

### **4.4.1 Popis lokality**

Lokalita se nachází v Dražicích, části města Benátky nad Jizerou. Leží na levém břehu řeky Jizery, 140 m východně od řeky. Lokalita je výhodná z důvodů možnosti využití oploceného areálu firmy ČEZ a využití stávajících průzkumných a monitorovacích vrtů (čtyři v oploceném areálu, dva vně) viz Obr. 17. Tato stanice byla v letech 2008 až 2009 rekonstruována. Při přípravě zemních prací bylo zjištěno, že v minulosti došlo na lokalitě ke znečištění horninového prostředí. I když se nakonec ukázalo, že se kontaminace oproti původním předpokladům nachází pouze na malé ploše v bezprostřední blízkosti transformátoru, bylo rozhodnuto o provedení sanace lokality. Znečištění pocházelo z transformátorů, a to z jejich olejové náplně. Tomu také odpovídá druh znečišťujících látek, kterými byly ropné látky (určovány jako NEL), polychlorované bifenyly (PCB) a alifatické chlorované uhlovodíky (měřeny jako AOX). Skalní podloží na lokalitě je tvořeno křídovými sedimenty spodního turonu. Na křídových sedimentech je vrstva čtvrtohorních sedimentů řeky Jizery (říční písky a šterkopísky). Pohyb podzemní vody je vázán na čtvrtohorní říční sedimenty. Směr proudění podzemní vody je orientován jihovýchodně směrem k řece.

### **4.4.2 Terénní práce**

Migrační zkoušky jsou prováděny podle více typů schémat, tzn., postupně jsou prováděny různé druhy zkoušek (neovlivněné/ovlivněné hydrodynamické pole, dotace do pozorovacího vrtu při čerpání, dupletová zkouška atd.). Dále je také možné některé typy zkoušek propojit. To umožňuje srovnání výsledných hodnot a ověření použité metody, její náročnosti vzhledem k množství a významu získaných informací. Na lokalitě Dražice bylo uskutečněno několik terénních migračních zkoušek. Provedeny a vyhodnoceny byly dva typy zkoušek v neovlivněném hydrodynamickém poli:

- migrační zkouška s využitím jednoho vrtu - dotace a ředění indikátoru ve vrtu
- migrační zkouška se dvěma vrtu.

A zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli:

- migrační zkouška na jednom vrtu (dotace indikátoru a jeho zpětné čerpání) a
- zkouška párová.

Pro zkoušky byly použity tři indikátory, a to chlorid sodný (NaCl), Rhodamin 6G (R6G) a Fluorescein.

Nejprve byla provedena pilotní migrační zkouška, která byla provedena za účelem odstranění neurčitostí a nejasností vzniklých při provádění tohoto typu zkoušek. Byly použity stejné indikátory jako v případě zkoušek v neovlivněném hydrodynamickém poli.



Obr. 17 Lokalita Dražice

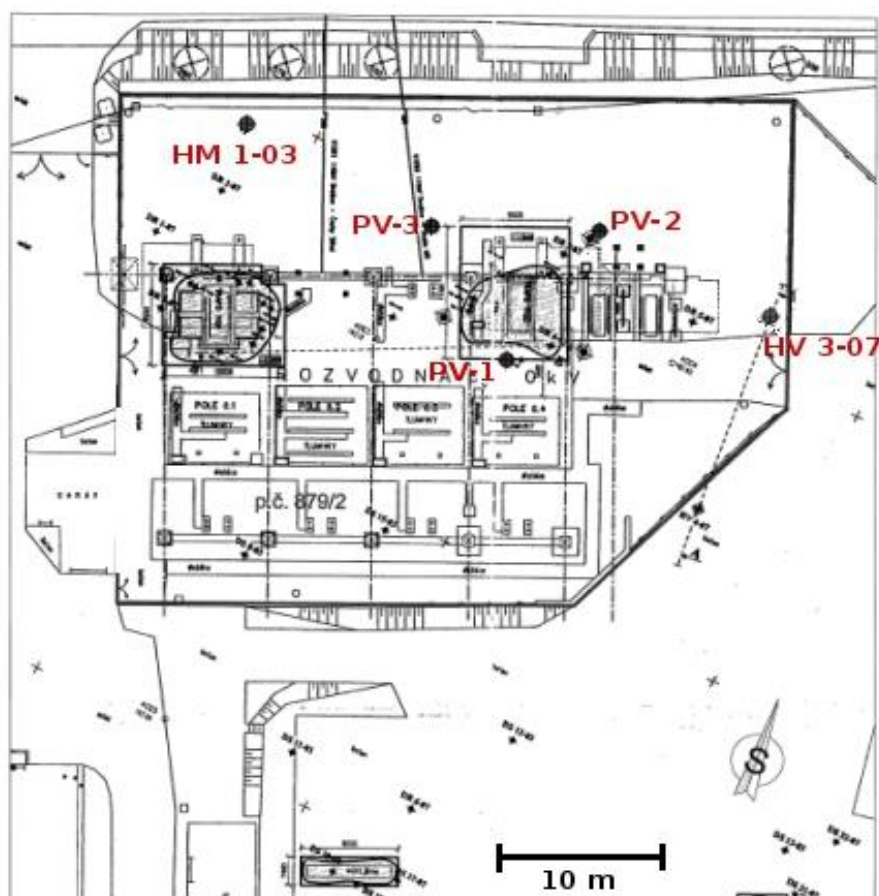
Společným problémem všech prováděných zkoušek na lokalitě Dražice je omezená přístupnost lokality. Odběr vzorků tak neprobíhal v dostatečně krátkých intervalech a po celou dobu migrační zkoušky. Přitom je vhodně zvolený interval pro správný průběh zkoušky zásadní. V některých případech může totiž dojít k nezaznamenání maxima koncentrace indikátoru. To ovlivní výslednou koncentrační křivku, a tak i celé vyhodnocení migrační zkoušky.

### Migrační zkoušky v neovlivněném hydrodynamickém poli

Roztok indikátoru připravený rozpuštěním 1 kg NaCl v deseti litrech vody, ke kterému bylo přidáno 10g R6G, byl impulzně dotován do vrtu PV-2. Vzorky byly odebírány automatickým vzorkovačem, a současně byla měřena vodivost multi-parametrovou sondou. Během zkoušky s využitím jednoho vrtu byla sonda umístěna do vrtu PV2 (dotační vrt), a během zkoušky na dvou vrtech byla umístěna do vrtu PV-1. Interval zaznamenávající vodivost byl nastaven na 20 minut. Automatický vzorkovač



odebíral vzorky v intervalu dvou hodin. Odebrané vzorky byly poté převezeny k analýze do laboratoře.



Obr. 18 Lokalita Dražice - Transformátorová stanice

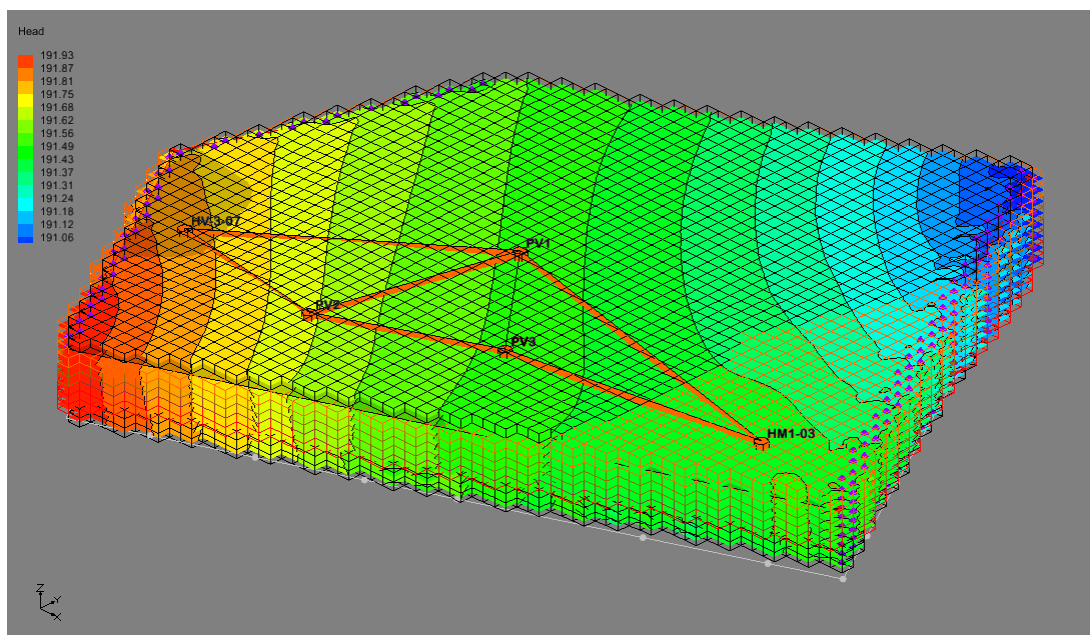
### Migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli

Pro migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli byl indikátor dotován do vrtu PV-2. Jako indikátor byl použit chlorid sodný (NaCl) a fluorescenční barvivo Rhodamin (R6G). Roztok indikátoru byl připraven rozpuštěním 1 kg NaCl v deseti litrech vody. Poté bylo přidáno 10g R6G. Roztok byl dotován do vrtu impulzně. Zpětné čerpání indikátoru bylo zahájeno čtyři hodiny po dotaci. Čpané množství bylo  $0,0005 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Vzorky byly odebírány automatickým vzorkovačem, a současně byla měřena vodivost multi-parametrovou sondou. Interval zaznamenávající vodivost byl nastaven na 20 minut. Automatický vzorkovač odebíral vzorky v intervalu tří hodin. Odebrané vzorky byly poté převezeny k analýze do laboratoře.

#### 4.4.3 Model lokality Dražice

K ověření výsledků zkoušek a pro ověření výchozích předpokladů, byl vytvořen model zájmového území. Model byl vytvořen v softwaru GMS 7.0. Při vytváření modelu

byly využity údaje o půdním profilu, které byly získány při konstrukci vrtů. Na základě těchto údajů vzniklo pět vrstev lišících se v hydraulických vlastnostech. Výsledná oblast byla diskretizována pomocí 3D čtvercové sítě. Uprostřed každého bloku je výpočetní bod (uzel), ve kterém probíhá řešení základní diferenciální rovnice. V tomto konkrétním případě je počítána úroveň hladiny podzemní vody a následně hodnota koncentrace indikátoru (Obr. 19). Dalšími vstupními parametry modelu je hladina podzemní vody v monitorovacích vrtech, a hodnoty pórovitosti a hydraulické vodivosti pro každou vrstvu – přiřadí se na základě horniny, která tvoří danou vrstvu. V případě modelování migračních zkoušek v ovlivněném hydrodynamickém poli se navíc zadávala hodnota čerpaného/injektovaného množství ve vrtu. Hodnota pórovitost modelované výsledky příliš neovlivňuje, ale její znalost zvyšuje objektivitu modelu. Na hodnoty disperzivity je model citlivý více.



**Obr. 19 Model zájmové oblasti, znázornění hydraulických výšek**

## 4.5 Expertní systém Mípar 2.0

Expertní systém pro vyhodnocování migračních zkoušek je vytvořen v programu Microsoft Visual Studio Community 2013, který je zdarma volně ke stažení ze stránek Microsoftu pouze s nutností registrace, a umožňuje značně silné programování. Použití programovacího jazyka C# umožňuje využití prakticky na všech osobních počítačích, pouze s nainstalovaným .NET frameworkem ve verzi 4.0, který je také zdarma a nejsou tak potřeba žádné další investice. Při psaní kódu byla využita volná třída SpecialFunction, která obsahuje funkce, které nejsou obsaženy v třídě System.Math Visual Studia. Dále byla využita knihovna Math.NET Numerics spadající pod Math.NET což je otevřená iniciativa vytvářející matematické nástroje.

Expertní systém, který slouží k vyhodnocování migračních zkoušek, byl rozpracován v rámci diplomové práce, a to v programu MS Excel, kde bylo využíváno programovacího jazyka Visual Basic pro vytvoření základních ovládacích prvků. Dále byly některé metody vyhodnocení migračních zkoušek vytvořeny jako skripty pro program R. R project byl používán hlavně v případě využívání fittingu naměřených hodnot na teoretickou koncentrační křivku. Ale v případě R projectu není možné vytvořit uživatelské rozhraní, které by umožnilo používání expertního systému bez základních znalostí skriptu. Názvy metod v expertním systému obsahují „kód“, který určuje, zda se jedná o výpočet koncentrace (VK), nebo vyhodnocení migrační zkoušky (MZ), dále jedná-li se o ovlivněné, nebo neovlivněné proudění (O / N) a počet vrtu.

Základem programu je série výpočtů, které jsou potřebné pro jednotlivé vybrané metody. Metody výpočtu parametrů jsou založeny na analytických řešeních advektivně disperzní rovnice při daných podmínkách. Analytické řešení, které reprezentuje exaktní matematické řešení transportní rovnice, se ve zvodních s jednoduchým tokem a relativně uniformními hydrologickými vlastnostmi používá k předpovědi koncentrace. Tato řešení jsou také intenzivně užívána při analýzách dat z kolonových laboratorních testů a terénních migračních zkoušek za účelem určení vlastností zvodně. Jsou také užívána k ověření kvality numerických modelů. Ve složitých hydrogeologických systémech, můžou být analytická řešení stále užitečná, protože můžou poskytnout odhady rychlostí šíření látky, a tak pomáhat při sbírání dat a monitoringu kvality vody, Analytická řešení existují pro 1, 2 i 3 D transport.

Analytická řešení jsou odvozena pro idealizovaný systém. V tomto systému se předpokládá jednotná rychlost podzemní vody, směr proudění je ve směru osy x a je konstantní. Obsah vlhkosti (pórovitost pro saturovaný materiál) a koeficient hydrodynamické disperze jsou také uvažovány jako konstantní (Wexler 1989).

Předpoklady pro řešení:

1. pórovité prostředí je homogenní a izotropní
2. režim proudění je jednoduchý – jednorozměrný nebo radiální
3. proudění je stacionární
4. koncentrace rozpuštěné látky ve vodě neovlivňuje její tokové vlastnosti
5. pórovité prostředí je nedeformovatelné
6. platí jednoduché počáteční a okrajové podmínky
7. koeficient hydrodynamické disperze je uvažován v lineární závislosti na rychlosti proudění (Beneš 1995)

Ve velkém množství vzorců pro analytický výpočet koncentrace a migračních parametrů se vyskytují chybová funkce a doplňková chybová funkce.

- **Doplňková chybová funkce**

Funkce erfc je doplňková funkce k normálnímu rozdělení. Platí

$$erfc(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} e^{-t^2} dt \quad (44)$$

Doplňkovou chybovou funkci nelze explicitně vyjádřit, proto se vyjadřuje pomocí chybové funkce (erf).

$$erfc(x) = 1 - erf(x) \quad (45)$$

- **Chybová funkce**

Chybová funkce je dána vztahem

$$erf(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} dt \quad (46)$$

Chybová funkce se řeší pomocí:

- mocninné řady -  $x < 3,5$

$$erf(x) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{(-1)^n \cdot x^{2n+1}}{n!(2n+1)} \quad (47)$$

- asymptotické řady -  $x \geq 3,5$

$$erf(x) \approx 1 - \frac{e^{-x^2}}{x \cdot \sqrt{\pi}} \times \left( 1 - \frac{2!}{1!(2x)^2} + \frac{4!}{2!(2x)^4} - \frac{6!}{3!(2x)^6} + \dots \right) \quad (48)$$

Erf je lichá funkce, a tedy

$$erf(-x) = -erf(x). \quad (49)$$

#### 4.5.1 Přehled použitých řešení a jejich názvů

Pro snadnější dohledání základu řešení použitých v expertním systému je uveden seznam jejich názvů a název odpovídajících kapitol:

- 1-VK-1D difuze impulzní dotace, bod zdroj  
Řešení difuze při impulzní dotaci

- 2-VK-1D disperze L, trvalá dotace  
Řešení s vlivem disperze při trvalé dotaci
- 3-VK-1D disperze L, retardační faktor - trvalá dotace  
Řešení s vlivem retardačního faktoru
- 4-VK-1D sorpce L, impulsní dotace  
Řešení s vlivem sorpce při impulzní dotaci
- 1-MZ-N-pístové vytěsnění  
Pístové vytěsnění
- 2-MZ-N-1 vrt-dotace a ředění ve vrtu-pórovitost  
Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet pórovitosti
- 3-MZ-N-1 vrt-dotace a ředění ve vrtu-darcyho rychlost  
Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet Darcyho rychlosti
- 4-MZ-N-1 vrt-dotace a ředění ve vrtu-darcyho rychlost 2  
Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet Darcyho rychlosti 2
- 5-MZ-N-2vrty-pulsní dotace  
Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při pulsni dotaci
- 6-MZ-N-2vrty-trvalá dotace  
Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při trvalé dotaci
- 7-MZ-N-2vrty-pulsní dotace-časové momenty  
Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při pulsni dotaci s využitím časových momentů
- 8-MZ-N-3vrty-pulsní dotace  
Řešení migrační zkoušky na třech vrtech
- 9-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-bloky s nekonečnou kapacitou  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky s nekonečnou kapacitou
- 10-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-bloky zcela nasyceny-DČ  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky zcela nasyceny – dlouhé čerpání
- 11-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-bloky zcela nasyceny-KČ  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky zcela nasyceny – krátké čerpání
- 12-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-rychlost  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti
- 13-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-rychlost 2  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti 2
- 14-MZ-O-1 vrt-nálev-čerpání-disperzivita  
Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet disperzivity
- 15-MZ-O-2vrty-div. proudění-trvalá dotace  
Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při trvalé dotaci
- 16-MZ-O-2vrty-div. proudění-trvalá dotace-makrodisp  
Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při trvalé dotaci - makrodisperze
- 17-MZ-O-2vrty-div. proudění-pulsní dotace  
Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při impulzní dotaci
- 18-MZ-O-2vrty-párová zkouška – duplet

Řešení párové zkoušky - duplet

- 19-MZ-O-3vrty-konv. proudění–trvalá dotace  
Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při trvalé dotaci
- 20-MZ-O-2vrty-konv. proudění-pulsní dotace  
Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci
- 21-MZ-O-2vrty-konv. proudění-pulsní dotace-časové momenty  
Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci s využitím časových momentů
- 22-MZ-mokrad  
Řešení migrační zkoušky v umělém mokřadu

#### 4.5.2 Řešení použita pro výpočet koncentrace

Pro orientační výpočet koncentrace v daném čase a místě jsou v programu Mípar použity čtyři metody. Řešení vychází z analytických rovnic, vyjadřujících řešení jednorozměrné advektivně disperzní rovnice.

##### 4.5.2.1.1 Řešení difuze při impulsní dotaci

Řešení pro pulsni dotaci z bodového zdroje. Uvažován je pouze vliv difuze má řešení (Wexler 1989):

$$C(x, t) = \frac{M}{\sqrt{4 \cdot \pi \cdot D_d \cdot t}} \cdot \exp\left(-\frac{x^2}{4 \cdot D_d \cdot t}\right) \quad (50)$$

Kde M – množství rozpuštěné látky,  $D_d$  – difuzní koeficient, t – čas, x – vzdálenost od místa zdroje.

##### 4.5.2.1.2 Řešení s vlivem disperze při trvalé dotaci

V případě trvalé dotace a zahrnutí podélné disperze je hodnota koncentrace v daném čase a místě dána (Ogata, Banks 1961)

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \cdot \left[ \operatorname{erfc}(Bs^-) + \exp(Pe) \cdot \operatorname{erfc}(Bs^+) \right] \quad (51)$$

$$Pe = \frac{v_s \cdot x}{D_{hL}} \quad \text{a} \quad Bs^\pm = \frac{x \pm v_s \cdot t}{2\sqrt{D_{hL} \cdot t}} \quad (52)$$

kde  $v_s$  – skutečná rychlost podzemní vody, x – vzdálenost od místa zdroje, t – čas,  $D_{hL}$  – podélná hydrodynamická disperze.

#### 4.5.2.1.3 Řešení s vlivem retardačního faktoru

Na předchozí řešení rov. (51) navazuje řešení zahrnující navíc retardační faktor (van Genuchten 1980):

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \left[ \operatorname{erfc} \left( \frac{R_d \cdot x - v_s \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_{hL} \cdot R_d \cdot t}} \right) + \exp(Pe) \cdot \operatorname{erfc} \left( \frac{R_d \cdot x + v_s \cdot t}{2 \cdot \sqrt{D_{hL} \cdot R_d \cdot t}} \right) \right] \quad (53)$$

kde  $v_s$  – skutečná rychlost podzemní vody,  $x$  – vzdálenost od místa zdroje,  $t$  – čas,  $D_{hL}$  – podélná hydrodynamická disperze,  $R_d$  – retardační faktor.

#### 4.5.2.1.4 Řešení s vlivem sorpce při impulzní dotaci

Řešení pro impulzní dotaci zahrnující vliv sorpce je dáno například (Bear, Verruijt 1987):

$$C(x,t) = \frac{M}{2 \cdot n_e \cdot S \cdot \sqrt{\pi \cdot D_{hL} \cdot t}} \cdot \exp \left[ -\frac{(x - v_s \cdot t)^2}{4 \cdot D_{hL} \cdot t} \right] \quad (54)$$

Kde  $M$  – množství rozpuštěné látky,  $D_{hL}$  – podélná hydrodynamická disperze,  $t$  – čas,  $x$  – vzdálenost od místa zdroje,  $n_e$  – efektivní pórovitost,  $S$  – průtočná plocha.

### 4.5.3 Řešení použitá pro vyhodnocení migračních zkoušek

V této kapitole jsou popsány postupy, které jsou použity v jednotlivých metodách vyhodnocení migračních zkoušek. Metody jsou řazeny tak, že nejprve jsou zkoušky v neovlivněném hydraulické poli a následně zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli. V obou skupinách jsou nejprve zkoušky prováděné za využití jednoho vrtu a poté zkoušky využívající vrty dva a více.

Jak je popsáno výše, vyhodnocování probíhá na základě řešení analytických vztahů. Při řešení inverzní úlohy se využívá též linearizace koncentrační křivky pomocí inverzní chybové funkce. Vzniklé body jsou proloženy přímkou a průsečíky s osami pak vstupují jako výchozí hodnoty do vzorců.

#### 4.5.3.1 Migrační zkoušky v neovlivněném hydrodynamickém poli za využití jednoho vrtu

Principem metody je dotace indikátoru do vrtu, a monitorování poklesu jeho koncentrace vlivem přirozeného proudění podzemní vody ve stejném vrtu (vytváří se závislost poklesu koncentrace na čase). Stopovač není zpětně čerpán. Vyhodnocení tohoto testu je rychlé a lehké, přesto poskytuje relativně dobré výsledky. V případě, že známe

průměrnou rychlost podzemní vody, můžeme určit efektivní pórovitost (např. Tonder et al. 2002, Tick et al. 2007, Maier et al. 2011).

#### 4.5.3.1.1 Pístové vytěsnění

V případě idealizovaného případu pístového vytěsnění, tj. bez vlivu disperze a sorpce, je řešení dáno:

$$n \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (55)$$

Kde  $C$  – koncentrace,  $t$  – čas,  $x$  – vzdálenost od místa dotace,  $n$  – pórovitost,  $v$  – rychlost podzemní vodv.

$$C = f(t - \lambda), \quad \lambda = \frac{xn}{v} \quad (56)$$

$$t < \lambda \rightarrow f = 0, C = 0, \quad (57)$$

$$t > \lambda \rightarrow f = 1, C = 1$$

#### 4.5.3.1.2 Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet pórovitosti

Řešení dotace a následného ředění roztoku indikátoru je založeno na rovnici vyjadřující pokles koncentrace ve vrtu při dávkové dotaci (Yang et al. 2001 ex Freeze, Cherry 1979):

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Av^*C}{V}, \quad (58)$$

kde  $A$  je plocha vertikálního průřezu zkoumané zóny ( $= 2rb$ ) pro část o hloubce  $b$  a poloměru vrtu  $r$ ,  $V$  je objem zkoumané oblasti ( $= \pi r^2 b$ ); a  $v^*$  - průměrná objemová rychlost, která může být ve vztahu k průměrné lineární rychlosti ve zvodni jako  $v^* = vn_e F$ , kde  $n$  je efektivní pórovitost a  $F$  je faktor deformace vrtu. Po integraci:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\frac{4vt}{\pi F d}, \quad (59)$$

kde  $C_0$  je počáteční koncentrace v  $t = 0$ ,  $C$  je koncentrace v čase  $t$ . Hodnoty  $F$  pro zkoušky v štěrkových a písčítých zvodních mají obvykle hodnoty 0.5 – 4 (Yang et al. 2001).

**Vstupní parametry:**



- koncentrační křivka
- $i$  –hydraulický gradient ( $\text{m m}^{-1}$ )
- $v_f$  – rychlost podzemní vody ( $\text{m s}^{-1}$ )
- $d$  – průměr vrtu ( $\text{m}$ )

#### Výstupní parametry:

- pórovitost

#### 4.5.3.1.3 Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet Darcyho rychlosti

Obdobné řešení předchozí metody nabízí i Hiscock (2005). Vychází z rovnice změny koncentrace ve vrtu:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = \frac{\partial(Cu(z))}{\partial z} - \frac{CQ_0(z)}{\pi r^2} \quad (60)$$

kde  $C(z,t)$  je koncentrace v čase  $t$  (h),  $u(z)$  je vertikální rychlost ve vrtu ( $\text{m.s}^{-1}$ ),

$Q_0(z)$  - průtok vody opouštějící vrt pro danou jednotkovou hloubku a daný jednotkový čas ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ), a  $r$  je poloměr vrtu ( $\text{m}$ ). První člen v pravé části rovnice vyjadřuje změnu v koncentraci kvůli vertikálnímu proudění. Druhý člen vyjadřuje koncentraci stopovače opouštějícího vrt. Řešení rovnice je závislé na tvaru funkce  $u(z)$  a  $Q_0(z)$ . Za předpokladu, že vertikální proudění je nulové tj.  $u(z) = 0$ , rovnice má tvar:

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = \frac{CQ_0(z)}{\pi r^2} \quad (61)$$

Po integraci:

$$C = C_0 \exp\left[-\frac{Q_0 t}{\pi r^2}\right] \quad (62)$$

Za předpokladu, že voda proudící vrtem, je drénována ze vzdálenosti dvakrát tak široké jako průměr vrtu, pak pro 1D systém s paralelními proudnicemi platí  $Q_0 = 2qd$  a rovnice přejde do tvaru (Hiscock 2005 ex Lewis et al. 1966):

$$C = C_0 \exp\left[-\frac{8qt}{\pi d}\right] \quad (63)$$

kde  $C_0$  je koncentrace v čase  $t = 0$ ,  $d$  - průměr vrtu,  $q$  - horizontální specifický průtok, nebo-li darcyho rychlost, má rozměr rychlosti [ $\text{L T}^{-1}$ ]. Darcyho rychlost je ve vztahu ke skutečné rychlosti vody v pórech:

$$\frac{Q}{An_e} = \frac{q}{n_e} = v \quad (64)$$

Ředění indikátoru přitékající podzemní vodou do vrtu, by mělo být exponenciální, s časovou konstantou související se specifickým průtokem. Výpočet hydraulické vodivosti může být spočítán na základě známého hydraulického gradientu.

**Vstupní parametry:**

- koncentrační křivka
- $d$  – průměr vrtu (m)
- $i$  – hydraulický gradient ( $\text{m m}^{-1}$ )

**Výstupní parametry:**

- Darcyho rychlost ( $\text{m s}^{-1}$ )
- hydraulická vodivost ( $\text{m s}^{-1}$ )

#### 4.5.3.1.4 Řešení dotace a ředění ve vrtu – výpočet Darcyho rychlosti 2

Podobné řešení odvodil i Hall (1996):

$$v_f = -\left(\frac{V}{At}\right) \ln\left(\frac{C}{C_0}\right) \quad (65)$$

kde  $C$  – koncentrace indikátoru v čase  $t$ ,  $V$  – objem testovaného intervalu (vodního sloupce),  $A$  – příčný řez,  $C_0$  – počáteční koncentrace stopovače. Dle Palmera (Hall 1996 ex Palmer 1993) je rychlost v hydraulicky nevyvinutém vrtu přímo úměrná hydraulické vodivosti, a tak je proporcionální konstanta funkcí designu vrtu. V hydraulicky nevyvinutých vrtech tj. vrt málo čerpaný, nevyčištěný od sedimentu atp., je vhodné měřit pokles koncentrace ve vertikálních úrovních. V případě hodně hydraulicky vyvinutých vrtů se pak ztrácí vertikálnost. Dotované množství by nemělo v případě solí překročit koncentraci 3 až 1000  $\text{mg L}^{-1}$  z důvodu vzniku nelinearity.

$$v_f = KI/a \quad (66)$$

kde  $a$  je faktor deformace vrtu.

**Vstupní parametry:**

- koncentrační křivka
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $m$  – mocnost zvodně (m)

**Výstupní parametry:**

- Darcyho rychlost ( $\text{m s}^{-1}$ )

### 4.5.3.2 Migrační zkoušky v neovlivněném hydrodynamickém poli za využití dvou a více vrtů

Metody jsou založeny na dotaci indikátoru do podzemní vody, a následné zjišťování koncentrace indikátoru ve vrtu pozorovacím. Dotace musí proběhnout tak, že nedojde k ovlivnění přirozeného proudění podzemní vody např. (Hall et al. 1991, Schreiber, Bahr 2002, Abdelaziz, Merkel 2015)

#### 4.5.3.2.1 Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při pulsní dotaci

Řešení pro jednofázové nalití indikátoru do vrtu a sledování jeho koncentrace v pozorovacím vrtu je dle Mucha, Šestakov (1987) dáno:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{r_v^2 m_e}{4D_L t} \exp \left[ -\frac{\left(x - \frac{vt}{m_e}\right)^2 \frac{D_L}{D_r} y^2}{4D_L t} m_e \right]; \quad (67)$$

přitom pro maximální koncentraci v čase  $t_{\max}$  ve vrtu situovaném na ose  $x$  ( $y = 0$ ) ve směru proudění platí:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{r_v^2 m_e}{4D_L t_{\max}} \exp \left[ -\frac{\left(x - \frac{vt_{\max}}{m_e}\right)^2}{4D_L t_{\max}} \right], \quad (68)$$

$$C_0 = \frac{M}{\pi r_v^2 l} \quad (\text{g l}^{-1}), \quad (69)$$

kde  $M$  je hmotnost indikátoru (kg),  $r_v$  - poloměr vrtu (m),  $l$  - hloubka vody ve vrtu (m),  $t$  - čas od počátku dotace,  $v$  - rychlost podzemní vody,  $x$  - vzdálenost pozorovací vrtu (m) a  $D_L$  - podélná disperze. Koeficient  $m_e$  vyjadřuje veličinu charakterizující sumární specifickou kapacitu sorpce horniny (pórů a skeletu) pro sledovanou složku roztoku. Pro sorpčně neaktivní látky se  $m_e = n$ , protože  $m_e = 1/\beta + n$ .

z čeho pro  $t_{\max}$  když  $dC/dt = 0$

$$\frac{v}{m_e} = \frac{\sqrt{x^2 - \frac{4D_L t_{\max}}{m_e}}}{t_{\max}} \quad (70)$$

potom pro  $C_{\max}$  při  $t_{\max}$  bude

$$\frac{v}{m_e} = \frac{x - \sqrt{\frac{4D_L \ln p}{m_e}}}{t_{\max}}, \quad p = \frac{r_v^2}{\frac{4D_L C_{\max} t_{\max}}{m_e C_0}} \quad (71)$$

Porovnáním předchozích rovnic (70), (71) dostaneme

$$D_L = \frac{m_e x^2 \ln p}{t_{\max} (1 + \ln p)^2} \quad (72)$$

a z rovnice (71)

$$D_L = \frac{m_e r_v^2 C_0}{16 p t_{\max} C_{\max}} \quad (73)$$

z těchto dvou rovnic (72), (73) vychází:

$$\frac{p \ln p}{(1 + \ln p)^2} = \frac{r_v^2 C_0}{16 x^2 C_{\max}}, \quad (74)$$

hodnoty na pravé straně jsou známy. Dosazováním různých hodnot  $p$  až do té doby, dokud se levá strana nebude rovnat pravé straně zjistíme hodnotu  $p$ . Potom vyjádříme  $D_L/m_e$  z rovnice (73) a z rovnice (70) poměr  $v/m_e = u_{\max}$ , který představuje průměrnou skutečnou rychlost postupu  $C_{\max}$  ve směru osy  $x$ . Porovnáním rovnic (72) a (73) je získána pórovitost a disperze.

### Vstupní parametry

- koncentrační křivka
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $M$  – hmotnost indikátoru (g)

### Výstupní parametry

- disperze ( $m^2 d^{-1}$ )
- rychlost podzemní vody ( $m d^{-1}$ )
- pórovitost

V případě, že známe hydraulický gradient a hydraulickou vodivost, program nejprve spočítá rychlost podzemní vody a pórovitost. Poté jsou vypočtené hodnoty dosazeny do rovnice (68) vyjadřující analytické řešení průběhu koncentrace indikátoru.

Dosazováním různých hodnot parametru disperze do rovnice a minimalizováním reziduí modelovaných a terénních hodnot je nalezena nejoptimálnější hodnota disperze (fitování). Rychlost podzemní vody je v této metodě počítána z maxima koncentrační křivky tzn. vliv disperzivity nesmí být příliš velký.

**Vstupní parametry:**

- koncentrační křivka
- $i$  – hydraulický gradient ( $\text{m m}^{-1}$ )
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $K$  – hydraulická vodivost ( $\text{m d}^{-1}$ )

**Výstupní parametry:**

- disperze ( $\text{m}^2 \text{d}$ )
- rychlost podzemní vody ( $\text{m d}^{-1}$ )
- pórovitost

**4.5.3.2.2 Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při trvalé dotaci**

V případě trvalé dotace indikátoru do vrtu lze řešení zapsat ve tvaru:

$$C = \frac{Q_c \exp \frac{x}{B}}{4\pi m \sqrt{D_L D_T}} W\left(v, \frac{r_v}{B}\right), \quad (75)$$

$$\text{kde: } B = \frac{2D_L}{R_t u_0}, \quad \gamma = 1 + \frac{2B\lambda R_t}{u_0}, \quad R_t = n + \frac{1}{\beta}, \quad u_w = \frac{r_v^2 R_t}{4\gamma D_L t} \quad (76)$$

Pro sorpčně neaktivní látky se  $R_t = n+n$ , protože  $m_e = 1/\beta + n = n$ . A řešení  $W$  má tvar:

$$W\left(v, \frac{r_v}{B}\right) = \sqrt{\frac{\pi B}{2r}} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\frac{-r_v}{B} + 2v}{2\sqrt{v}} \right] \exp \frac{r_v}{B} \quad (77)$$

$Q_c$  - zdroj znečištění ( $\text{kg den}^{-1}$ ),  $v$  - průměrná rychlost postupu indikátoru ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $n$  - pórovitost, která může být zaplněna migrující látkou,  $r_v$  - poloměr vrtu,  $\lambda$  - konstanta

rozpadu ( $m$ ), stabilní látka = 0,  $\beta$  - koeficient sorpce ( $1/\beta$  – Henryho konstanta = 0 pro nesorbující se látku).  $W$  ( $v, r/B$ ) je studňová funkce s přetékáním.

Předpoklady použití rovnice (75):

- rovnoměrné neohraničené proudění
- homogenní ideální prostředí
- difúze je zanedbatelná
- argument  $u_w$  nebo  $r/B$  je  $> 1$
- proudění je nasycené a rozpustná látka je rovnoměrně rozdělená ve vertikálním směru v celé hloubce vrstvy
- nepředpokládá se vznik radiálního proudění při injektování indikátoru

#### Vstupní parametry

- koncentrační křivka – hodnota času nesmí být nulová, jinak dělení nulou
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $M$  – dotované množství (g)
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $v$  – rychlost podzemní vody ( $m\ h^{-1}$ )
- $n$  – migrační pórovitost
- $m$  – mocnost kolektoru (m)

#### Výstupní parametry

- disperze ( $m^2\ h^{-1}$ )

#### 4.5.3.2.3 Řešení migrační zkoušky na dvou vrtech při pulsní dotaci s využitím časových momentů

Vyhodnocení migrační zkoušky na dvou vrtech v neovlivněném proudění pro pulsní dotaci indikátoru odvozené Vanderborghem a Vereeckennem (2001) je založené na definování dvou normalizovaných časových momentů  $\tau_1(x)$  (T) a  $\tau_2(x)$  (T<sup>2</sup>) průnikové křivky měřené v bodě  $x$ :

$$\tau_1(x) = \int_0^{\infty} tc(x,t)dt \quad (78)$$

$$\tau_2(x) = \int_0^{\infty} t^2c(x,t)dt \quad (79)$$

kde:

$$c(x,t) = \frac{C(x,t)}{\int_0^{\infty} C(x,t)dt} = \frac{C(x,t)}{T_0(x)} \quad (80)$$

$C(x,t)$  ( $M\ L^{-3}$ ) je absolutní koncentrace  $c(x,t)$  ( $T^{-1}$ ) je normalizovaná koncentrace v místě  $x$  a čase  $t$ .  $T_0(x)$  ( $M\ L^{-1}$ ) obsah plochy pod průnikovou křivkou v místě  $x$ . Tzn.

koncentrace je normalizovaná oblastí pod křivkou (návratnost stopovače). V případě okamžité dotace a za předpokladu, že ve vrtu měříme koncentraci průměrovanou tokem, tak  $c(x,t)$  představuje rozdělení vyjadřující dobu migrace roztoku z místa dotace do místa  $x$ . Průměrná migrační doba z místa dotace do místa  $x$  -  $\mu_t(x)$ , a rozptyl  $\sigma_t^2(x)$  jsou k  $\tau_1(x)$  a  $\tau_2(x)$  vztaženy následovně:

$$\mu_t(x) = \tau_1(x) \quad (81)$$

$$\sigma_t^2(x) = \tau_2(x) - \tau_1^2(x) \quad (82)$$

Průměr a rozptyl času migrace inertního roztoku lze použít k definování ekvivalentní rychlosti částic stopovače  $v_{eq}(x)$  ( $LT^{-1}$ ) a ekvivalentní disperzivity  $\lambda_{eq}(x)$ , který charakterizují průnikovou křivku měřenou v místě  $x$ . Jedná se o ekvivalentní parametry, protože jejich hodnoty jsou odvozené z časových momentů a ne odhadnuté na základě advekčně disperzní rovnice:

$$v_{eq}(x) = \frac{x_1}{\mu_t(x)} \quad (83)$$

$$\lambda_{eq}(x) = \sigma_t^2 \frac{(x)x_1}{2\mu_t(x)^2} \quad (84)$$

Pro zjednodušení je  $x_1$  zvolen ve směru proudění. Ekvivalentní parametry definovaný z hlediska  $\mu_t(x)$  a  $\sigma_t^2(x)$  jsou ve shodě se vztahem mezi parametry  $v$  a  $\lambda$ . Řešení je rovnice popisující asymetrickou průnikovou křivku, na níž jsou nařizován terénní data.

$$C(x, t) = \frac{T_0(x)x_1}{2\sqrt{\pi\lambda vt^3}} \exp\left(-\frac{(x_1 - vt)^2}{4\lambda vt}\right) \quad (85)$$

kde  $T_0$  - návratnost stopovače,  $x_1$  - vzdálenost pozorovacího vrtu.

#### Vstupní parametry

- Koncentrační křivka
- $L_v$  - vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $m$  - mocnost kolektoru (m)
- $v$  - odhad rychlosti ( $m h^{-1}$ )

#### Výstupní parametry

- disperzivita (m)
- rychlost podzemní vody ( $m h^{-1}$ )

#### 4.5.3.2.4 Řešení migrační zkoušky na třech vrtech

Metoda vyhodnocuje data ze zkoušky provedené ve schématu dotačního vrtu a dvou vrtů pozorovacích. Vrtů jsou umístěny na ose proudění. Indikátor je dotován pulsně. Advekční rychlost je vypočítána na základě vzdálenosti vrtů a času maxima koncentrace stopovače v jednotlivých vrtech. Podélná disperze je charakterizována na základě předpokladu, že průniková křivka má normální rozdělení. Analogicky k normálnímu rozdělení, integrací advekčně disperzní rovnice může být popsán vztah mezi koeficientem podélné disperze a rychlostí změny prostorového rozptylu v čase (Schreiber, Bahr 2002):

$$D_L = \frac{d\sigma_t^2}{2dt} \quad (86)$$

kde  $D_L$  je koeficient podélné disperze a  $\sigma_L^2$  je rozptyl průnikové křivky v podélném směru. Rovnice (86) může být transformována na temporální rozptyl podle vztahu:

$$\sigma_L^2 = v^2 \sigma_t^2 \quad (87)$$

kde  $\sigma_t^2$  je časový rozptyl průnikové křivky v podélném směru a  $v$  je advekční rychlost. Po integraci a dosazení je řešení:

$$D_L = \frac{v^2(\sigma_{t_2}^2 - \sigma_{t_1}^2)}{2(t_2 - t_1)} \quad (88)$$

Kde  $t_1$  a  $t_2$  je čas maxima koncentrace v pozorovacím vrtu jedna a dva,  $\sigma_{t_1}^2$  a  $\sigma_{t_2}^2$  je rozptyl.

#### Vstupní parametry

- koncentrační křivka (soubor dat obsahuje tři sloupce - t, c1, c2)
- $L_{v1}$  – vzdálenost pozorovacího vrtu 1 (m)
- $L_{v2}$  – vzdálenost pozorovacího vrtu 2 (m)

#### Výstupní parametry

- podélná disperze ( $m^2 \cdot h^{-1}$ )
- rychlost podzemní vody ( $m \cdot h^{-1}$ )

#### 4.5.3.3 Migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli za využití jednoho vrtu

Migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli prováděné na jednom vrtu, jsou založeny na principu dotace indikátoru do vrtu, jeho volném pohybu vlivem proudění podzemní vody a následném čerpání vody se stopovačem ze stejného vrtu. Sleduje se tak



nárůst koncentrace stopovače v čerpané vodě a jeho následný pokles (např. Hall et al. 1991, Tonder et al. 2002, Phanikumar, McGuire 2010)

#### 4.5.3.3.1 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky s nekonečnou kapacitou

Postup vypočtení parametrů z migrační zkoušky prováděné ve schématu dotace indikátoru a jeho zpětného čerpání ve stejném vrtu odvozené Šestakovem a Baškatovem (1974) má následující formu:

$$\bar{C} = \operatorname{erfc} B, \quad B = \frac{Q_c t}{m Q_n n_c}, \quad t_c = \frac{n_c Q_n}{n_n Q_c} t_n \quad (89)$$

kde  $m$  je mocnost zvodně,  $n_c$  - pórovitost při čerpání,  $n_n$  - pórovitost při nálevu,  $Q_c$ ,  $Q_n$  - čerpané/nálevové množství,  $t$  - čas. Při nálevu indikátoru musí být splněna podmínka

$$\frac{D_m \pi r^2 \bar{m}}{m n_p Q_n} < 0,025 \quad r = \sqrt{\frac{Q_n t_n}{\pi m l n_n}} \quad (90)$$

Pro hodnoty  $C$  se pomocí inverzní doplňkové chybové funkce vypočtou hodnoty  $B_c = \operatorname{inverfc} C$  z toho je vypočtena hodnota  $t^2/B^2$  (linearizace dat). Z křivky  $(t^2/B^2) - t$  určíme průsečíky s osami  $t_A$  a  $(t^2/B^2)_A$ , a vypočteme poměrnou změnu pórovitosti  $\frac{n_n}{n_c} = \frac{Q_n t_n}{Q_c t_A}$ . (91)

Fitováním terénních dat rovnici (89) je spočten parametr pórovitosti při čerpání  $n_c$  a následně dopočítán parametr pórovitosti při nálevu  $n_n$ .

Metodu lze při absenci měřených dat použít i pro teoretický výpočet koncentrace v čase na základě odhadnutých hodnot parametrů (například extrémní hodnoty pro nejhorší nožný scénář).

#### Vstupní parametry:

- koncentrační křivka
- $Q_n$  – nálevové množství v ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- $Q_c$  – čerpané množství ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- $t_n$  – doba nálevu (h)
- $m$  – mocnost zvodně (m)

#### Výstupní parametry

- pórovitost při čerpání  $n_c$
- pórovitost při nálevu  $n_n$ .

#### 4.5.3.3.2 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky zcela nasyceny – dlouhé čerpání

V případě plné nasycenosti bloků a za podmínky,

$$t_n > 0,25 \frac{Q_c \delta_2 n_c}{Q_n} \text{ a } \frac{Q_n Q_m t_n \bar{m}}{Q_c m_p m n^*} > 0,7 \quad (92)$$

je řešení dle Šestakov, Baškatov (1974) následující:

$$\bar{C} \cong 0,5 \operatorname{erf} B, \text{ kde } B = \frac{n^* Q_n t_n - t}{2 \sqrt{\delta_2 n_c^* t}} \quad (93)$$

kde  $n^*$  - výpočtová pórovitost,  $n_c$  - pórovitost při čerpání,  $n_n$  - pórovitost při nálevu,  $\delta$  - disperzivita,  $Q_c$ ,  $Q_n$  čerpané/nálevové množství,  $t$  - čas. Řešení je komplikované, proto se používají asymptotické vztahy. Postup řešení je následující. Vypočítá se  $B = \operatorname{inverf} 2\bar{C}$  a  $\sqrt{tB}$ , křivka  $(\sqrt{tB} - t)$  je proložena přímkou a jsou určeny průsečíky s osami  $(\sqrt{tB})_A$  a  $t_A$ . Z hodnot průsečíků jsou vypočteny poměrné migrační parametry

$$\frac{n_c^*}{n_n} = \frac{Q_c t_A}{Q_n t_n}, \quad \delta_2 n_c^* = \left[ \frac{t_A}{2(\sqrt{tB})_A} \right]^2 \quad (94)$$

Hydraulický dosah při provádění zkoušky je dán vztahem:  $r = \sqrt{\frac{Q_n t_n}{\pi d n^*}}$

Metodu lze při absenci měřených dat použít i pro teoretický výpočet koncentrace v čase na základě odhadnutých hodnot parametrů (například extrémní hodnoty pro nejhorší nožný scénář).

##### Vstupní parametry:

- koncentrační křivka
- $Q_n$  – nálevové množství v ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- $Q_c$  – čerpané množství ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )
- $t_n$  – doba nálevu (h)
- $t_{zk}$  – doba zkoušky (h)

##### Výstupní parametry:

- poměrné migrační parametry

#### 4.5.3.3.3 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu - bloky zcela nasyceny – krátké čerpání

V případě plné nasycenosti bloků a za podmínky  $t_c = \text{krátké}$ ;  $t < 2,5 \cdot 10^{-4} \delta_2 n_c^*$  je řešení dáno vztahem:

$$\bar{C} \cong 0,5 \operatorname{erf} B, B = \frac{\frac{n_c^* Q_n}{n^* Q_c} t_n}{2 \sqrt{\delta_2 n_c^* t}} \quad (95)$$

použije-li se nesorbující indikátor, vypočítáme mocnost propustných vrstev

$$m = \frac{Q_c}{Q_n n_c} \sqrt{\frac{D_m (t^2 / B^2)_A n_p}{t_n}} \quad (96)$$

Samotný výpočet migračních parametrů je opět řešen pomocí inverzní chybové funkce  $B_i = \operatorname{inverf} 2\bar{C}$ , vypočte se  $\sqrt{t}B$  a sestrojí křivka  $\sqrt{t}B - t$ , průsečík s osou  $(\sqrt{t}B)_A$  je použit na výpočet poměrného migračního parametru:

$$\frac{\delta_2 n^{*2}}{n_c^{*2}} = \left( \frac{Q_n t_n}{2 Q_c (\sqrt{t}B)_A} \right)^2 \quad (97)$$

Metodu lze při absenci měřených dat použít i pro teoretický výpočet koncentrace v čase na základě odhadnutých hodnot parametrů (například extrémní hodnoty pro nejhorší nožný scénář).

#### Vstupní parametry:

- koncentrační křivka
- $Q_n$  – nálevové množství v ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )
- $Q_c$  – čerpané množství ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )
- $t_n$  – doba nálevu (h)

#### Výstupní parametry:

- poměrný migrační parametr

#### 4.5.3.3.4 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti

Řešení pro výpočet rychlosti je založené na teoretické koncentrační křivce, kterou získáme při čerpání indikátoru z kolektoru a je definována vztahem:

$$\bar{C}^* = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}(\xi), \xi = \frac{\bar{t} - 1}{\sqrt{\frac{16}{3Pe^* \psi(\bar{t})}}} \quad (98)$$

$$\text{Kde } \bar{t} = t/t^*, P_e^* = \frac{r^*}{\delta_L} = \frac{\sqrt{Qt^* / \pi mn}}{\delta_L},$$

$t^*$  - dobu nálevu, po níž je vhodné zahájit čerpání, vypočteme ze vztahu

$$\psi(\bar{t}) = 2 - (1 - \bar{t})\sqrt{|1 - \bar{t}|},$$

Přičemž  $\psi(t) \approx 1 + \bar{t}$  při  $0 < \bar{t} < 2,5$ .

Pro homogenní, izotropní a omezenou zvodněň můžeme z hodnot získaných během testu vypočítat skutečnou rychlost (Leap, Kaplan 1988).

$$v = \frac{\sqrt{Qt_p / \pi mn}}{t_d} \quad (99)$$

kde  $v$  - průsaková rychlost ( $m \cdot h^{-1}$ );  $Q$  - čerpané množství během zpětného čerpání stopovače ( $m^3 h^{-1}$ ),  $t_p$  - čas od začátku čerpání do okamžiku kdy je navraceno 50 % stopovače (h);  $n$  - migrační pórovitost,  $m$  - mocnost zvodněň,  $t_d$  - doba od dotace stopovače do okamžiku kdy je navraceno 50 % stopovače (h).

#### Vstupní parametry:

- Koncentrační křivka
- $m$  – mocnost kolektoru (m)
- $t_c$  – doba od nálevu do začátku čerpání (h)
- $Q_\varepsilon$  – čerpané množství  $v$  ( $m^3 \cdot h^{-1}$ )
- $n$  – migrační pórovitost nesorbující se látky

#### Výstupní parametry:

- průsaková rychlost podzemní vody ( $m \cdot h^{-1}$ )

#### 4.5.3.3.5 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti 2

V situaci, kdy známe hydraulickou vodivost a hydraulický gradient je použit pro výpočet rychlosti podzemní vody vztah (100) Hall et al. (1991). Ten na základě

předchozího řešení v kombinaci s Darcyho rovnicí odvodil vzorec pro výpočet rychlosti podzemní vody.

$$v = \frac{Q_c t_p}{\pi m t_c^2 2Ki} \quad (100)$$

$Q_c$  - čerpané množství,  $t_p$  je čas od zahájení čerpání do okamžiku, kdy je navraceno 50 % stopovače,  $m$  je mocnost zvodně,  $t_c$  je čas od provedení dotace indikátoru do okamžiku, kdy je navraceno 50 % stopovače tj.  $t_c = t_p + t_d$ , kde  $t_d$  - čas od dotace indikátoru do začátku čerpání. Pro zvodně s volnou hladinou je nutné zajistit, že snížení hladiny nebude víc než 10 % mocnosti zvodně.

Pro určení času návratu stopovače musíme křivku integrovat. Obsah plochy pod průnikovou křivkou vyjadřuje množství navraceného stopovače  $M$ . Následně se určí čas, ve kterém je kumulativní návratnost stopovače rovna 50% tj. čas kdy je hodnota  $M$  poloviční. Vypočítaný čas je dosazen do rovnice a vypočítá se rychlost podzemní vody. Poté se z Darcyho rovnice určí pórovitost.

#### Vstupní parametry:

- koncentrační křivka
- $K$  – hydraulická vodivost ( $m \cdot h^{-1}$ )
- $m$  – mocnost zvodně ( $m$ )
- $i$  – hydraulický gradient ( $m \cdot m^{-1}$ )
- $t_d$  – čas od začátku dotace do zahájení čerpání
- $Q_c$  – čerpané množství ( $m^3 \cdot h^{-1}$ )

#### Výstupní parametry:

- rychlost podzemní vody ( $m \cdot h^{-1}$ )
- pórovitost

#### 4.5.3.3.6 Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet disperzivity

Výpočet disperzivity ze zkoušky na jednom vrtu je založen na analytickém řešení odvozeném Gelharem a Collinsem (1971):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{Erfc} \left[ \frac{\left( \frac{V}{V_{in} - 1} \right)}{\frac{16 \left( \frac{\alpha_L}{r_{max}} \right) \left( 2 - \left| 1 - \frac{V}{V_{in}} \right|^{1/2} \left( 1 - \frac{V}{V_{in}} \right) \right)^{1/2}}{}} \right] \quad (101)$$

$$r_{max} = \sqrt{\frac{Qt_{in}}{\pi mnR}} \quad (102)$$

kde  $r_{max}$  - maximální vzdálenost, kam dorazí 50 % stopovače na konci infiltrace, parametr koresponduje s dosahem vlivu vrtu. Retardační faktor  $R$  je 1 (nesorbující se látka).  $V$  - kumulativní extrahovaný objem  $V = |Q_{ex}|t$ ,  $V_{in} = Q_{in} t_{in}$  - injektovaný objem,  $t_{in}$  - délka injektace.  $\alpha_L$  podélná disperzivita. Horní limit použitelnosti rovnice je  $\varepsilon < 0,001$ , kde

$$\varepsilon = \alpha_L / 2r_{max}$$

Koncentrační křivka vyjádřená jako koncentrace indikátoru měřená během čerpání v závislosti na kumulativním objemu se fituje na rovnici (101). Při použití dvou stopovačů (jeden sorbující se) lze odvodit retardační faktor  $R$ .

#### **Vstupní parametry:**

- koncentrační křivka
- $Q_{ex}$  – čerpané množství ( $m^3 \cdot s^{-1}$ )
- $m$  – mocnost zvodně (m)
- $Q_{in}$  – injektovaný objem ( $m^3$ )
- $t_{in}$  – doba injektace (h)
- $n$  – pórovitost
- $C_0$  – vstupní koncentrace

#### **Výstupní parametry**

- disperzivita (m)

#### **4.5.3.4 Migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli za využití dvou a více vrtů**

Migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli prováděné za využití dvou a více vrtů, jsou založeny na principu dotace indikátoru do vrtu, a měření jeho koncentrace ve vrtu druhém. V prvním případě (konvergentní proudění) se dotuje indikátor do vrtu pozorovacího, a sleduje se nárůst koncentrace stopovače v čerpané vodě a v případě pulsní dotace i jeho následný pokles (vzniká zvonovitá průniková křivka). V druhém případě (divergentní proudění) se dotuje indikátor do dotačního vrtu a jeho koncentrace je sledována naopak ve vrtu pozorovacím. Indikátor může být dotován samostatně, nebo společně s dotovanou vodou (např. Zlotnik, Logan 1996, Atkinson et al. 2000, Chen et al. 2002, Peiyue et al. 2012).

#### 4.5.3.4.1 Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při trvalé dotaci

Řešení pro migrační zkoušku v divergentním hydrodynamickém poli odvozené Šestakovem a Baškatovem (1974) má podobu:

$$\bar{C} = \operatorname{erfc} B, \quad \text{kde } B = \frac{\pi L_v^2}{Q_n} v \sqrt{\frac{D_m n}{\pi r^2 l m_p n}} \sqrt{t - \frac{Q_n}{m}} \quad (103)$$

kde  $D_m$  – podelná disperze,  $L_v$  – vzdálenost mezi injekčním a pozorovacím vrtem,  $Q_n$  – nálevové množství,  $n$  – pórovitost,  $l$  – zkoušený interval,  $v = (l \cdot m_p) / m$ ,  $m_p = l/m$ ,  $m$  – celková mocnost zvodně.

Podmínkou pro danou metodu je:

$$\frac{D_m \pi r^2 l m_p l_f}{n m_p Q_n} < 0,025 \text{ to je splněno při malých } r \text{ velkých } Q. \quad (104)$$

Postup výpočtu migračních parametrů je následující. Vypočte se  $B_i = \operatorname{inverfc} 2C_i$  a dále  $A_i = B_i \sqrt{t}$ , poté se sestrojí křivka  $B\sqrt{t} - t$ . Křivka se proloží přímkou a určí se průsečíky s osou  $x - t_A$  a s osou  $y - (B\sqrt{t})_A$ . Pomocí hodnot průsečíků se vypočtou migrační parametry – pórovitost a disperzivita:

$$n^* = \frac{Q_n t_A}{\pi r^2 l}, \quad \delta_2 = \frac{\pi r^2 l t_A}{u Q_n (B\sqrt{t})_A^2} \quad (105)$$

Známa hodnota pórovitosti se dosadí do počáteční rovnice, na kterou se naitují data, a vypočítá se tak disperze. Pro zjednodušení je zavedeno  $l_f = l$ , tj. zkoušený interval se rovná délce filtru vrtu.

##### Vstupní parametry:

- $Q_n$  – nálevové množství v ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $m$  – mocnost kolektoru (m)
- $m_p$  – mocnost propustných vrstev (m)
- $t_{zk}$  – délka trvání zkoušky v (h)
- $l_f$  – délka filtru vrtu (m)

##### Výstupní parametry:

- pórovitost
- disperzivita (m)
- disperze ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )

#### 4.5.3.4.2 Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při trvalé dotaci - makrodisperze

Informace pro určení migračních parametrů poskytuje zkouška, při které se nalévá roztok do úplného vrtu se stálým průtokem  $Q$  a v pozorovacích vrtech se měří koncentrace roztoku  $C$ . Na vytvoření ustáleného režimu proudění je potřeba dlouhou dobu dotovat do vrtu čerpanou vodu ze zkoušené vrstvy anebo alespoň vodu o podobném složení. Potom se do vrtu dotuje indikátor se stálou koncentrací  $C_0$ . Jedná se tak o radiální proudění. Výpočtové schéma makrodisperze, kde koeficient disperze kvadraticky závisí na rychlosti proudění podzemní vody.

$$\bar{C} = 0,5 \left( \operatorname{erfc} \frac{(L_v^2 - r_v^2) \frac{\pi n_*}{Q} - t}{2\sqrt{\delta_2 n_* t}} + \exp \frac{\pi n (L_v^2 - r_v^2)}{Q} \operatorname{erfc} \frac{(L_v^2 - r_v^2) \frac{\pi n_*}{Q} + t}{2\sqrt{\delta_2 n_* t}} \right) \quad (106)$$

Při nalévání roztoku do vrtu s přítokem  $Q$  se touto rovnicí popisuje změna koncentrace v pozorovacím vrtu, který je umístěn ve vzdálenosti  $L_v$  od nálevového vrtu s poloměrem  $r_v$ ,  $m$  – mocnost zvodně,  $Q$  – nálevové množství,  $n$  – pórovitost,  $\delta_2$  – makrodisperze. Když zachytíme průběh změny koncentrace stopovací látky v pozorovacím vrtu, můžeme podle hodnot poměrné koncentrace  $C'$  pro různý čas  $t$  od začátku injeckce získat odpovídající hodnoty argumentu  $B$ . Sestrojíme graf  $B/\sqrt{t} - t$ . Z hodnoty  $t_A$  určíme velikost aktivní pórovitosti

$$n = \frac{Qt_A}{\pi n (L_v^2 - r_v^2)} \quad (107)$$

Po dosazení do rovnice (106) použijeme rovnici na odhadnutí parametru disperzivity. Na řešení má velký vliv správné určení mocnosti zvodně  $m$ . Metoda se dá použít v místech bez přirozeného proudění podzemní vody (Mucha, Šestakov, 1987; Bear, Verruijt 1987).

##### Vstupní parametry:

- Koncentrační křivka
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $Q$  – nálevové množství ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ )
- $m$  – mocnost zvodně

##### Výstupní parametry:

- parametr makrodisperze ( $\text{m}^2\text{s}^{-1}$ )
- pórovitost



#### 4.5.3.4.3 Řešení migrační zkoušky v divergentním proudění při impulzní dotaci

Analogicky k metodě 16 je možné provést zkoušku s krátkodobou dotací indikátoru po dobu  $\Delta t$ . Řešení má formu Mucha, Šestakov (1987):

$$2\bar{C} = \operatorname{erfc}(B) - \operatorname{erfc}(B_0) \quad (108)$$

$$B = \frac{(L_v^2 - r_v^2) \frac{\pi m}{Q} - t}{2\sqrt{\delta_2 n t}}, \quad B_0 = \frac{(L_v^2 - r_v^2) \frac{\pi m}{Q} - t + t_d}{2\sqrt{\delta_2 n (t - t_d)}} \quad (109)$$

Kde  $Q$  dotované množství,  $r$  – vzdálenost pozorovacího vrtu od nálevového vrtu s poloměrem  $r_0$ ,  $m$  – mocnost zvodně,  $Q$  – nálevové množství,  $n$  – pórovitost,  $\delta_2$  – disperzivita,  $t_d$  – doba dotace. Pórovitost  $n$  pak můžeme určit pro čas  $t_{\max}$  při dosažení maximální koncentrace stopovací látky

$$n = \frac{Q(t_{\max} - 0,5\Delta t)}{\pi m (L_v^2 - r_v^2)} \quad (110)$$

Nafitováním terénní koncentrační křivky na křivku danou rovnicí (108) se určí disperzivita.

#### Vstupní parametry:

- koncentrační křivka
- $m$  – mocnost zvodně (m)
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $r_v$  – poloměr vrtu (m)
- $Q$  – nálevové množství ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ )
- $t_d$  – doba dotace (h)

#### Výstupní parametry:

- disperzivita (m)
- pórovitost

#### 4.5.3.4.4 Řešení párové zkoušky - duplet

Trvalá dotace při párové zkoušce tj. metoda, při které se v jednom vrtu čerpá podzemní voda, která se obohacená o indikátor dotuje ve vrtu druhém zpět do horninového prostředí. Zákonitosti transportu hmoty v hydrodynamickém poli dvou ovlivňujících se vrtů (čerpací a injekční) byly dostatečně analyzovány. Nízká citlivost křivek na disperzitivitu v oblasti  $C > 0,1$  umožní provést interpretaci přibližným vztahem (111):

$$\bar{C} = \frac{2}{\pi} \arccos \left[ (t_0 / t)^{1/\pi} \right], \quad t \geq t_0 \quad (111)$$

který je odvozen za předpokladu pístového vytěsnění. V případě migrace po jednotlivých puklinách pak platí

$$t_0 = \pi L_v^2 m n / 3 Q_r \quad (112)$$

kde  $t_0$  - doba migrace po nejkratší proudnici spojující dotační a pozorovací vrt,  $L_v$  - vzdálenost čerpacího a injektačního vrtnu,  $m$  - mocnost zvodně a  $Q_r$  - je čerpané/dotované množství podzemní vody [ $L^3 T^{-1}$ ]. Nafitováním rovnice na měřenou koncentrační křivku se vypočte pórovitost. Pro orientační výpočet mikrodisperzivity ( $\delta_L$ ) lze použít typové křivky (Mironěnko et al., 1994).

V případě, že je využíván i monitorovací vrt, hydraulická vodivost [ $L T^{-1}$ ] a průměrná transmisivita [ $L^2 T^{-1}$ ] je spočítána z následujících vztahů (Clement et al. 1985, Güwen et al. 1986):

$$T^* = \frac{Q_r}{4\pi\Delta h^*} \ln \left[ \frac{(x+d)^2 + y^2}{(x-d)^2 + y^2} \right] \quad (113)$$

Kde  $x, y$  - souřadnice pozorovacího vrtnu (počátek souřadnic je umístěn v polovině mezi dotačním a injektačním vrtem),  $d$  - poloviční vzdálenost mezi injektačním a extrakčním vrtem ( $L$ ),  $\Delta h^*$  - korigovaná změna hladiny v pozorovacím vrtnu ( $L$ ), která je definována jako

$$\Delta h^* = \Delta h - \frac{\Delta h^2}{2B} \quad (114)$$

Kde  $B$  - výška hladiny před zahájením čerpání a  $h$  - výška hladiny v průběhu čerpání a

$$\Delta h = B - h$$

$$K = \frac{Q_r}{2\pi(B^2 - h^2)} \ln \left[ \frac{(x+d)^2 + y^2}{(x-d)^2 + y^2} \right] \quad (115)$$

V případě, že nemáme informaci o mocnosti kolektoru, je možné vypočítat alespoň rychlost podzemní vody. A to na základě vztahů:

$$nb = \frac{Qtp}{\pi L_v^2} \quad (116)$$

$$v = \frac{T}{nb} \quad (117)$$

#### Vstupní parametry:

- Koncentrační křivka
- $L_v$  – vzdálenost pozorovacího vrtu (m)
- $m$  – mocnost kolektoru
- $Q$  – čerpané/nálevové množství ( $\text{m}^3\text{d}^{-1}$ )
- $i$  – hydraulický gradient ( $\text{m}\cdot\text{m}^{-1}$ )
- $xx$  – souřadnice pozorovacího vrtu
- $yy$  – souřadnice pozorovacího vrtu
- snížení hladiny v pozorovacím vrtu (m)

#### Výstupní parametry:

- pórovitost
- hydraulická vodivost ( $\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ )
- průměrná transmisivita ( $\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ )
- rychlost podzemní vody ( $\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ )

#### 4.5.3.4.5 Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při trvalé dotaci

Jedná se o metodu, kdy je do vrtu injektován stopovač s vodou. Z druhého vrtu je voda s indikátorem čerpána, a následně dotována injektačním vrtem zpět do zvodně. Vytvoří se tak uzavřené hydrodynamické pole. Mezi těmito vrty je umístěn vrt pozorovací, v kterém jsou odebírány vzorky a zjišťována koncentrace. Je uvažována trvalá dotace (původně řešení vzniklo, jako metoda řešení šíření znečištění).

Je to radiálně konvergentní proudění, tj. směrem do vrtu. Hodnoty koncentrace jsou do grafu vyneseny v závislosti na relativním čase  $t_r$ . Výpočet je založen na Sautyho (Garges, Baehr 1998 ex Sauty 1980) analytickém řešení advekčně disperzní rovnice:

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4t_r} \right)^{\frac{1}{2}} (1 - t_r) \right] + \exp(Pe) \operatorname{erfc} \left[ \left( \frac{Pe}{4t_r} \right)^{\frac{1}{2}} (1 + t_r) \right] \right\} \quad (118)$$

Kde  $t_r = t/t_0$ ,  $t$  - čas,  $t_0$  - doba migrace pouze vlivem advekce dána vztahem:

$$t_0 = \frac{\pi(L_v^2 - L_{vp}^2)mn}{Q_{ex}} \quad (119)$$

$Q_{ex}$  - čerpané množství ( $\text{m}^3$ ),  $m$ -mocnost zvodně (m),  $L_v$  - vzdálenost injektačního a extrakčního vrtu (m),  $L_{vp}$  - vzdálenost injektačního a pozorovacího vrtu (m),  $n$ -pórovitost,  $C_0$ -počáteční koncentrace na vstupu

$$\alpha_L = (L_v^2 - L_{vp}^2)/Pe \quad (120)$$

**Vstupní parametry:**

- Koncentrační křivka
- $Q_{\text{ex}}$  – čerpané množství ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ )
- $m$  – mocnost zvodně (m)
- $L_v$  – vzdálenost injektačního a extrakčního vrtu (m)
- $L_{vp}$  – vzdálenost injektačního a pozorovacího vrtu (m)
- $n$  – pórovitost
- $C_0$  – počáteční koncentrace ( $\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ )

**Výstupní parametry:**

- podélná disperzivita (m)

**4.5.3.4.6 Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci**

Metoda vytvořená Sautym (Käss et al. 1998 ex Sauty 1977; Gödeke et al. 2002 ex Sauty 1980) slouží k vyhodnocení migrační zkoušky provedené na dvou vrtech, při sledování koncentrace ve vrtu čerpacím, nebo ve vrtu pozorovacím, který je umístěn mezi dotačním a čerpacím vrtem (konvergentní proudění). Jedná se o modifikaci předchozí metody pro impulsní dotaci. Je nutné, aby před zkouškou došlo k vytvoření rovnoměrně ustáleného proudění. Řešení je založené na typových křivkách konstruovaných pro různá Pecletova čísla. Metoda nemusí být úplně spolehlivá při popisování konce koncentrační křivky. Rovnice pro výpočet relativní koncentrace, tj. pro výpočet typové křivky, je dána:

$$C_R(t_R, P) = \frac{K}{t_R^{1/2}} \exp\left(-\frac{Pe}{4t_R}(1-t_R)^2\right) \quad (121)$$

kde  $Pe$  – Pecletovo číslo,  $t_R$  – bezrozměrný čas

$$K = t_{R\max}^{1/2} \exp\left(\frac{Pe}{4t_{R\max}}(1-t_{R\max})^2\right) \quad (122)$$

$t_{R\max}$  – bezrozměrný čas ve kterém dosáhne koncentrace maxima:

$$t_{R\max} = (1 + Pe^{-2})^{1/2} - Pe^{-1}$$

Z odvozené hodnoty  $Pe$ , rychlosti podzemní vody –  $v$ , a vzdálenosti mezi vrty –  $l$  je spočítána podélná disperse –  $D_L$  a následně disperzivita:

$$D_L = \frac{vl}{Pe}$$

**Vstupní parametry:**

- Koncentrační křivka
- $L_v$  – vzdálenost vrtů (m)

**Výstupní parametry:**

- podélná disperze ( $m^2 \cdot d^{-1}$ )
- rychlost podzemní vody ( $m \cdot d^{-1}$ )
- disperzivita (m)
- Pecletovo číslo

**4.5.3.4.7 Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci s využitím časových momentů**

Metoda vyhodnocení migrační zkoušky provedené ve schématu dotace indikátoru do vrtu a měření jeho koncentrace ve vrtu čerpacím vytvořená Shookem a Forsmannem (2005) slouží k získání kvantitativních informací z migrační zkoušky. Metoda je založená na analýze chování indikátoru v čase a slouží k odhadu geometrie proudění. Levenspiel (Shook 2003 ex Levenspiel 1972) ukázal, že celkový efektivní pórový objem lze určit ze střední doby zdržení roztoku indikátoru. Metoda je použitelná v případě splnění podmínky ustáleného stavu a konzervativnosti indikátoru. Střední doba zdržení je definována jako:

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} E(t) t dt}{\int_0^{\infty} E(t) dt} \quad (123)$$

kde  $E(t)$  = funkce rozložení dob zdržení ( $d^{-1}$ ), stanovená na základě koncentrace:

$$E(t) = \frac{C(t) \rho q_{inj}}{M_{inj}} \quad (124)$$

kde  $q_{inj}$  - objem dotovaného množství ( $m^3 \cdot d^{-1}$ ),  $C(t)$  koncentrace indikátoru v čase (ppb),  $M_{inj}$  - množství dotovaného indikátoru (kg),  $\rho$  - hustota ( $kg \cdot m^{-3}$ ). Efektivní pórový objem ( $m^3$ ) je přímo určen ze střední doby zdržení jako:

$$V_p = \frac{m}{M_{inj}} q_{inj} t_m \quad (125)$$

$m$  = návratnost indikátoru. Poměr návratnosti indikátoru ve vrtu  $m/M_{inj}$  je definován jako integrál  $E(t) dt$  pro daný vrt, pro uzavřený systém se rovná jedné.

Ze zadaných parametrů je dále odvozena zásobnost  $\Phi$ . Je vyjádřena jako kumulativní první moment v čase  $t$  normalizovaný skutečným prvním momentem, tj. přírůstek pórového objemu:

$$\Phi(t) = \frac{\int_0^{\infty} E(\tau) d\tau}{\int_0^{\infty} E(t) dt} \quad (126)$$

a kapacita průtoku:

$$F(t) = \frac{\int_0^{\infty} E(\tau) d\tau}{\int_0^{\infty} E(t) dt} \quad (127)$$

Kapacita průtoku je kumulativní návratnost indikátoru v čase  $t$  ( $\tau = t_i$ ), normalizovaná celkovou návratností, neboli relativní přírůstek rychlosti tekutiny dané proudnice. Hodnoty jsou zobrazeny jako graf  $F - \Phi$ . Tvar vzniklé křivky je užitečný diagnostický nástroj, např. indikuje, jaká část pórového objemu přispívá frakci proudění podzemní vody. Sklon křivky je intersticiální rychlost proudění podzemní vody normalizovaná průměrnou rychlostí.

Na základě grafu  $F - \Phi$  je vypočítán Lorentzovo koeficientem  $L_C$ , který vyjadřuje heterogenitu zkoumaného prostředí:

$$L_C = 2 \left\{ \int_0^1 F d\Phi - 1/2 \right\} \quad (128)$$

Koeficient nabývá hodnot mezi 0 a 1, kdy nula reprezentuje homogenní proudění tzn., čím více se hodnota blíží jedné, tím je proudové pole více heterogenní (hodnoty blízké jedné jsou typické i pro zvodně s dvojí propustností).

Na základě kapacity průtoku je spočítána objemová účinnost kapaliny<sup>13</sup> ( $E_v$ ). Je to míra efektivity ve využití injektované kapaliny. Je definována jako poměr objemu zvodně, který je v kontaktu s roztokem indikátoru k celkovému pórovému objemu.  $F(t)$  interpretujeme jako část proudnic, které se nepodílí na proudění podzemní vody:

$$E_v(t + \Delta t) = E_v(t) + \frac{q_{inj}}{V_p} \frac{m}{M_{inj}} \Delta t [1 - F(t + \Delta t)] \quad (129)$$

kde  $q_{inj}$  - objem dotovaného množství ( $m^3 \cdot d^{-1}$ ),  $M_{inj}$  - množství dotovaného indikátoru (kg),  $V_p$  - efektivní pórový objem ( $m^3$ ).

$E_v$  je znázorněna v grafu jako funkce bezrozměrného času  $t_D$ :

---

<sup>13</sup>Aj - volumetric fluid sweep efficiency

$$t_D = \frac{q_{inj}}{V_p} \frac{m}{M_{inj}} t = t / t_m \quad (130)$$

#### Vstupní parametry:

- Koncentrační křivka
- $q_{in}$  – dotace ( $m^3 \cdot h^{-1}$ )
- $\rho$  – hustota dotovaného roztoku ( $kg \cdot m^{-3}$ )
- $M$  – dotované množství indikátoru (g)

#### Výstupní parametry:

- střední doba zdržení (d)
- pórový objem ( $m^3$ )
- Lorentzův koeficient

### 4.5.3.5 Migrační zkoušky v umělých mokřadech

Migrační zkoušky nachází stále větší uplatnění i v umělých mokřadech (kořenových čistírnách odpadních vod) např. (Langergraber et al. 2009, Giraldi et al. 2009, Knowles et al. 2010). Indikátor se dotuje na vstupu do umělého mokřadu a na odtoku z mokřadu se sleduje jeho koncentrace ve vypouštěné vyčištěné vodě.

#### 4.5.3.5.1 Řešení migrační zkoušky v umělém mokřadu

Průměrná hydraulická doba zdržení a návratnost stopovače jsou spočteny integrací průnikové křivky násobenou objemovým průtokem mokřadem (Ronkanen, Kløve, 2007):

$$M = \int_0^{\infty} q(t)c(t)dt \quad (131)$$

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tc(t)dt}{\int_0^{\infty} c(t)dt} \quad (132)$$

Kde  $c(t)$  - koncentrace v čase  $t$ ,  $dt$  – změna času mezi dvěma vzorky.

Index hydraulické efektivity je spočten dle Koskiaho (2002):

$$\lambda = t_p / t_n \quad (133)$$

kde  $t_p$  - čas maxima koncentrace,  $t_n$  - nominální doba zdržení  $t_n = V/q$ . Hodnoty blízké jedné, značí správně navržený a fungující umělý mokřad.

Dále je spočítán disperzní index (d) Thackston et al. 1987 (Ronkanen, Kløve 2007 ex Thackston 1987):

$$d = \sigma^2 / t_m^2, \text{ kde:} \quad (134)$$

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - t_m)^2 C(t) dt}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (135)$$

Hodnota zkratek<sup>14</sup> (s) je spočtena dle Ta a Brignal (Ronkanen, Kløve 2007 ex Ta, Brignal 1998)

$$s = t_{16}/t_{50} \quad (136)$$

$t_{16}$ ,  $t_{50}$  čas ve kterém je navraceno 16 respektive 50 % stopovače.

#### Vstupní parametry:

- Koncentrační křivka
- V – objem mokřadu
- q – objemový průtok mokřadem [ $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ]

#### Výstupní parametry:

- $t_m$  – průměrná hydraulická doba zdržení
- $\lambda$  – index hydraulické efektivity
- $\sigma^2$  – rozptyl
- d – disperzní index
- M – návratnost stopovače
- s – hodnota zkratek

#### 4.5.3.6 Dupočítání koncentrace

V případě, že není koncentrační křivka úplná, tj. vzorkování bylo ukončeno předčasně, obsahuje expertní systém metodu pro výpočet chybějících dat. Metoda extrapolace koncentrační křivky je dle Pope (1994) et al. (Shook et al. 2004 ex Pope et al. 1994) založena na předpokladu, že je graf  $\log C - t$  lineární (koncentrace klesá exponenciálně). Pro čas větší než  $t_b$  ( $t_b$  – čas kdy hodnoty v grafu  $\log C - t$  začnou klesat) může být koncentrace vyjádřena jako:

$$C = C_b e^{-\frac{(t-t_b)}{a}} \quad (137)$$

---

<sup>14</sup> Aj - short – circuiting



kde  $1/a$  je sklon přímé části křivky.

#### 4.5.4 Ověření metod

Správná funkce metod byla ověřována třemi způsoby. Prvním způsobem je ověření metody již při výpočtu parametrů, použité v případě metod, které jsou založeny na základě zpětného hledání hodnoty parametru (fiting). Pro výběr nejlepší hodnoty hledaného parametru tzn. pro porovnání měřených a modelovaných dat je použito kritérium střední kvadratická chyba reziduí (MSE<sup>15</sup>):

$$MSE = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N (Q_{mer}(i) - Q_{sim}(i))^2 \quad (138)$$

Modelované hodnoty vystihují měřené hodnoty tím lépe, čím je hodnota MSE nižší a blíží se nule.

Druhým způsobem je vypočítání parametru pomocí více metod a srovnání jejich výsledných hodnot. Lze srovnávat výsledky různých metod vyhodnocujících migrační zkoušky stejného typu, nebo i migrační zkoušky různých typů (například rychlost podzemní vody odvozená na základě migrační zkoušky na jednom vrtu vyhodnocená dvěma metodami a rychlost vody odvozená z migrační zkoušky na dvou vrtech). Hodnoty parametrů zjištěné různými metodami nemohou být nikdy shodné. To je dáno jinými úpravami a zjednodušeními při odvozování analytických řešení, a také změnou vnějších podmínek v případě srovnávání hodnot získaných ze stejných migračních zkoušek provedených v různém čase.

Jako třetí způsob ověření správnosti výsledků je vypočítání hodnot parametrů na základě dat z odborných článků a jejich srovnání s publikovanými výsledky. Tento způsob je použit především u metod, kde není použita metoda fittingu, a není tak z velikosti chyby (MSE) přímo patrná správnost výpočtu. Tímto způsobem byly ověřeny metody: Řešení migrační zkoušky na třech vrtech (kap. 4.5.3.2.4); Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci s využitím časových momentů (kap. 4.5.3.4.7); Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti 2 (kap. 4.5.3.3.5). Výsledky viz kapitola 5.5.2 Výsledky ověření expertního systému.

---

<sup>15</sup> Aj - mean squared error

## 5 Výsledky

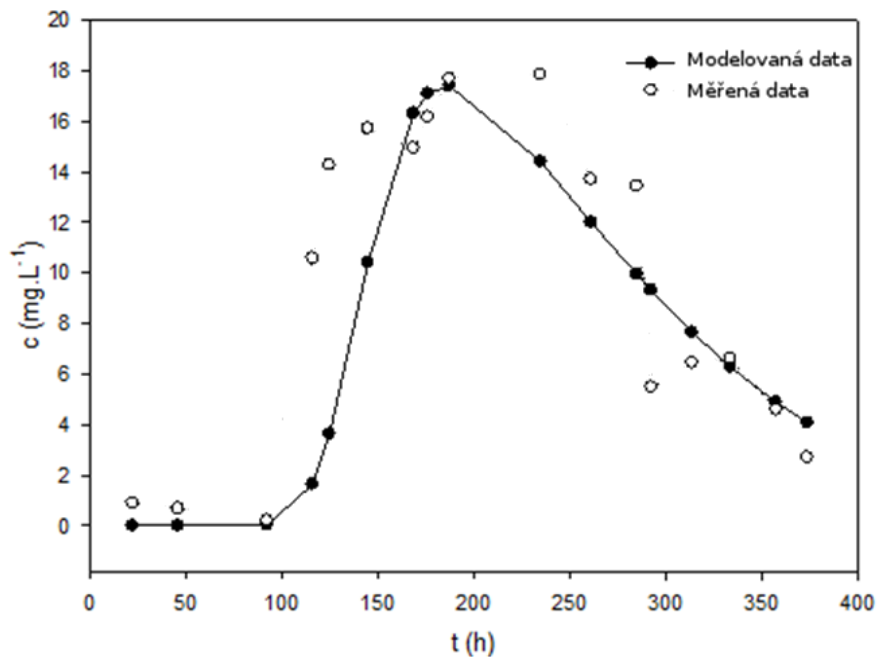
### 5.1 Laboratorní umělý mokřad

V expertním systému Mipar 2.0 byly vyhodnoceny obě migrační zkoušky. Výsledné hodnoty průměrné doby zdržení a indexu hydraulické efektivity z první zkoušky jsou 139 h a 0,24, a z druhé migrační zkoušky 205 h je a 0,97. Delší průměrná doba zdržení koresponduje s větším odporem filtračního lože, a to hlavně vlivem kořenového systému, který se vytvořil v období mezi oběma zkouškami (cca 90 dní). Velmi nízká hodnota hydraulické efektivity z první migrační zkoušky, značící nesprávně pracující umělý mokřad, je způsobena krátkou dobou, která uplynula od uvedení umělého mokřadu do provozu. Hodnota z druhé zkoušky se téměř blíží jedné, to znamená řádně fungující mokřad. Migrační zkoušky potvrdily vliv kořenového systému na proudění vody. První zkouška potvrdila počáteční dobu zdržení o délce pěti dní; druhá ukazuje vliv kořenového systému, kdy se průměrná doba zdržení prodloužila na přibližně 8 dní. Výsledné odvozené hodnoty parametrů jsou v následující tabulce.

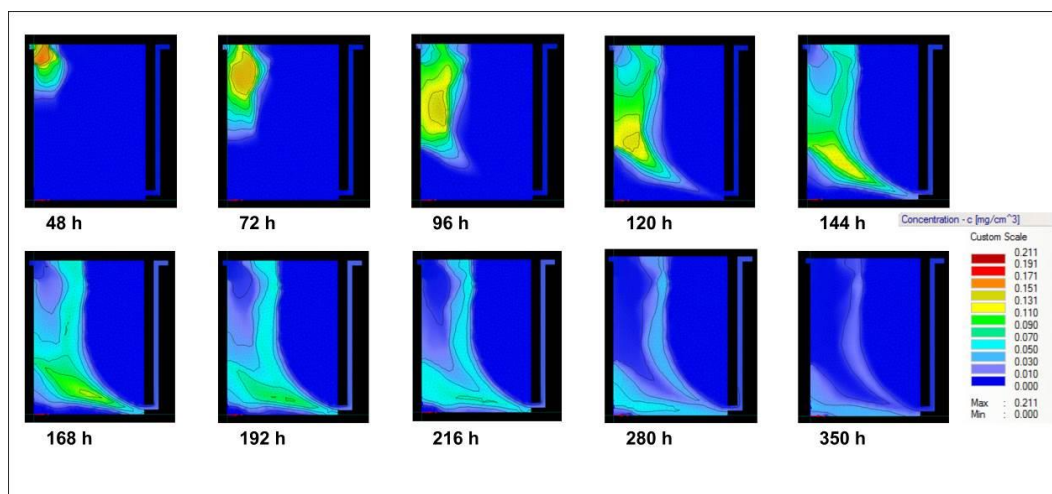
Parametr	MZ 1	MZ 2
Průměrná hydraulická doba zdržení (h)	139,3	187,6
Index hydraulické efektivity	0,23	0,94
Disperzní index	0,27	0,15
Návratnost stopovače (%)	54	81
Hodnota zkratek	0,62	0,37

Tab. 3 Hodnoty parametrů - laboratorní mokřad

I z hodnot ostatních parametrů lze odvodit rovnoměrnější proudění odpadní vody v tělese mokřadu během druhé migrační zkoušky (viz hodnota zkratek a disperzní index). Překvapující je nižší návratnost indikátoru v první zkoušce. Modelové řešení potvrdilo přítomnost mrtvých zón a preferenčního proudění v mokřadu (Obr. 21). Výsledná modelovaná data popisovala data terénní relativně přesně ( $R^2 = 0,88$ ), viz Obr. 20. Měřená data jsou z druhé migrační zkoušky.



Obr. 20 Koncentrační křivka - bromid : měřená a modelovaná data - Hydrus

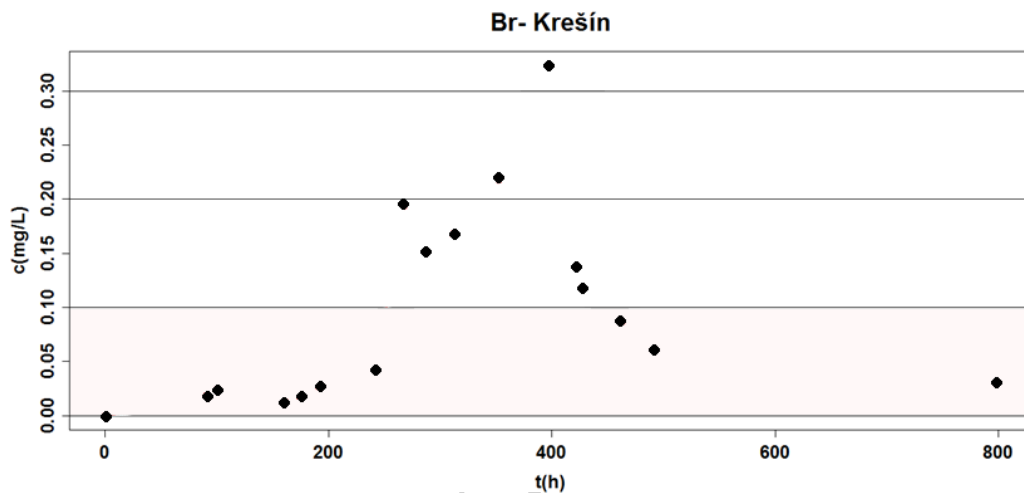


Obr. 21 Modelované šíření indikátoru v umělém mokřadu

## 5.2 Terénní umělý mokřad

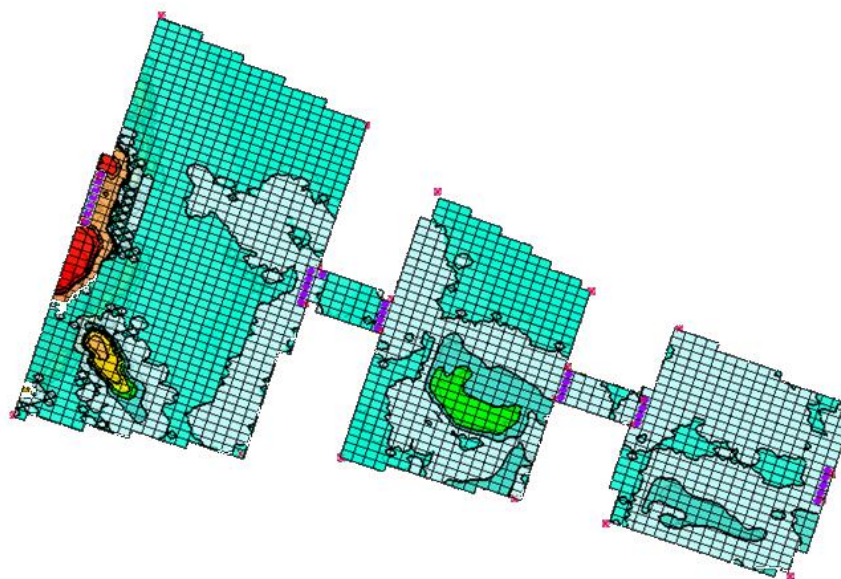
Základní vyhodnocení výsledných průnikových křivek (Obr. 22) bylo provedeno na základě literatury podle tvaru a charakteristických bodů křivek. Vlivem dotace indikátoru do předčišťovací nádrže došlo k naředění indikátoru, a také k prodloužení doby dotace. Injektace indikátoru tak trvala déle, než bylo předpokládáno na začátku pokusu. Během odebrání vzorků se nepodařilo zachytit úplný konec migrace indikátoru. To bylo

způsobeno příliš časným ukončením vzorkování, protože na základě předběžných výpočtů byla předpokládána maximálně čtrnácti denní doba migrace. Průměrná doba zdržení je tak delší než nominální doba zdržení, což značí přítomnost mrtvých zón. Dva vrcholy koncentrační křivky značí dvě preferenční cesty proudění. Ale první vrchol nedosahuje úrovně druhého, může se tak jednat i o chybu vzniklou při vzorkování, nebo vliv nestálosti průtoku odpadní vody mokřadem. Dalším možným vysvětlením je, že je v KČOV jedna preferenční cesta, kde je proudění rychlejší než v ostatních částech KČOV. Místa se stagnujícím prouděním indikuje naopak dlouhotrvající závěr koncentrační křivky. Existence mrtvých zón a zón s preferenčním prouděním je tak na základě migrační zkoušky prokázána.



Obr. 22 Koncentrační křivka (Br--t) na odtoku z terénního mokřadu, kde c = koncentrace bromidů, t = čas.

Z koncentrační křivky byla vypočítána průměrná doba zdržení  $t_m$ , která byla 462 h během první zkoušky a 438 h během druhé zkoušky. Je tedy delší než teoretická nominální doba zdržení, která je 372 h. To dokazuje přítomnost mrtvých zón. Rychlý nárůst koncentrace ukazuje i na přítomnost preferenčního proudění. Index hydraulické efektivity KČOV  $\lambda = 1,1$  a  $1,7$  pro první a druhou zkoušku. První hodnota dle Persson et al. (1999) ukazuje na velmi dobrou hydraulickou efektivitu KČOV. To znamená, že KČOV je vhodně zkonstruovaná. Ke zlepšení situace s mrtvými zónami a preferenčním prouděním by přispělo zvýšení efektivního objemu vody v KČOV. Druhá hodnota je pravděpodobně ovlivněna přívalovými dešti, které způsobily rychlý pokles indikátoru z jeho maxima na nulové hodnoty (došlo k vymytí indikátoru z tělesa KČOV). Zobrazení modelované distribuce koncentrace v tělese KČOV viz obrázek (Obr. 23).



Obr. 23 Modelované šíření znečištění v umělém mokřadu

### 5.3 Lokalita Trhové Dušníky

Na terénní lokalitě Trhové Dušníky byly provedeny dvě zkoušky v neovlivněném hydrodynamickém poli. Jelikož jsou na lokalitě tři vrty, byly pro vyhodnocení použity čtyři různé metody (viz kapitoly: 4.5.3.1.4; 4.5.3.2.1; 4.5.3.2.3; 4.5.3.2.4) :

- Dotace a ředění na jednom vrtu
- Metoda dvou vrtů
- Metoda dvou vrtů s využitím časových momentů
- Metoda tří vrtů

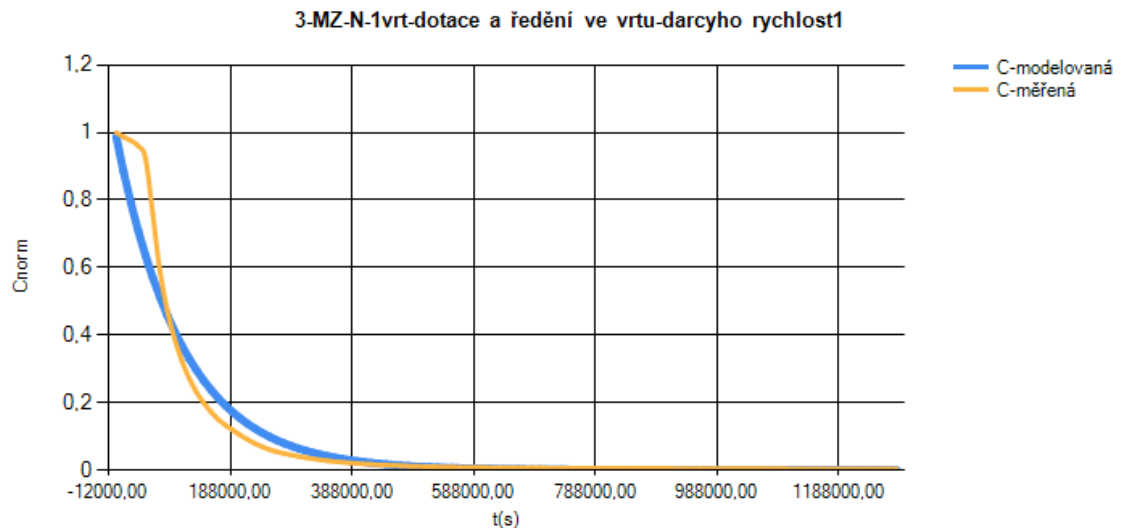
Výsledné hodnoty rychlosti podzemní vody odvozené na základě těchto metod jsou v tabulce Tab. 4. Odvozená hodnota hydraulické vodivosti  $K$  je  $3,4 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ . Hodnota rychlosti proudění podzemní vody stanovená na základě metody časových momentů ( $0,044 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ) je rychlost skutečná, z toho dána hodnota efektivní pórovitosti  $n_e = 0,61$ .

Druh MZ Parametr	Dotace a ředění na jednom vrtu	Metoda dvou vrtů	Metoda dvou vrtů- časové momenty	Metoda tří vrtů
$v \text{ (m}^3 \text{h}^{-1}\text{)}$	0,036	0,028	0,044	0,026
$\alpha \text{ (m)}$			0,85	0,21
$D_L \text{ (m}^2 \text{h}^{-1}\text{)}$			0,056	0,036

Tab. 4 Výsledné hodnoty parametrů ze čtyř migračních zkoušek

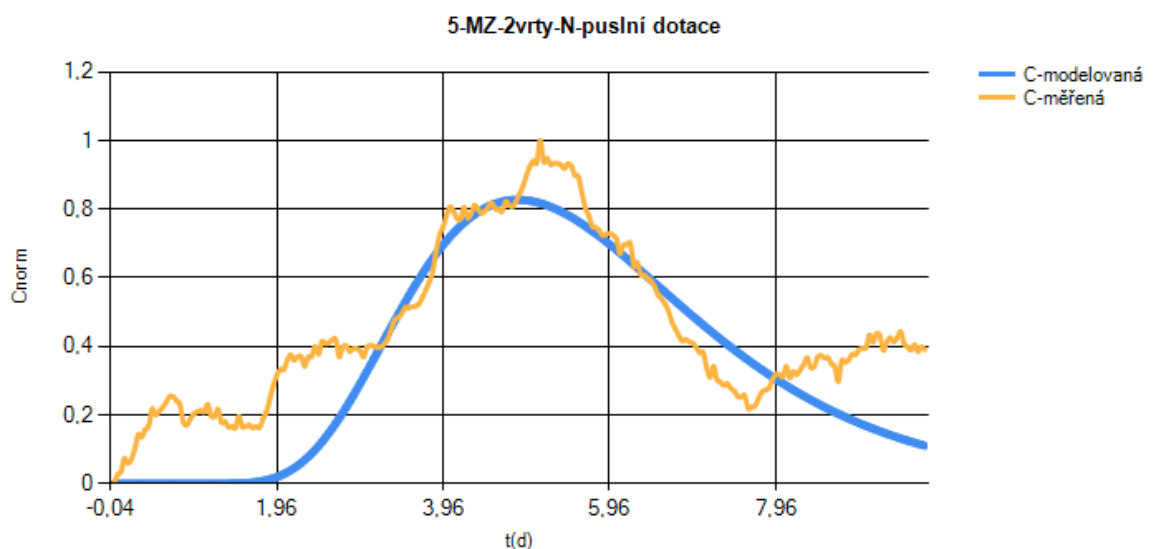
Problémem, který způsobil nejistoty při vyhodnocování dat, jsou velké fluktuace pozadřových hodnot na lokalitě. To mohlo ovlivnit výsledné hodnoty počítaných

parametrů, protože se obtížně separovaly pozad'ové hodnoty od hodnot indikátoru. I přes umístění lokality blízko povrchového toku, je hladina podzemní vody relativně konstantní. Ovšem negativní vliv změny hladiny podzemní vody nelze vyloučit. Během první migrační zkoušky došlo dokonce vlivem silných přívalových dešťů k rychlému zvýšení hladiny vody v povrchovém toku, což mělo za následek vytvoření záporného hydraulického gradientu podzemní vody.



**Obr. 24 Koncentrační křivka: dotace a ředění ve vrtu (výstup z Mípar 2.0)**

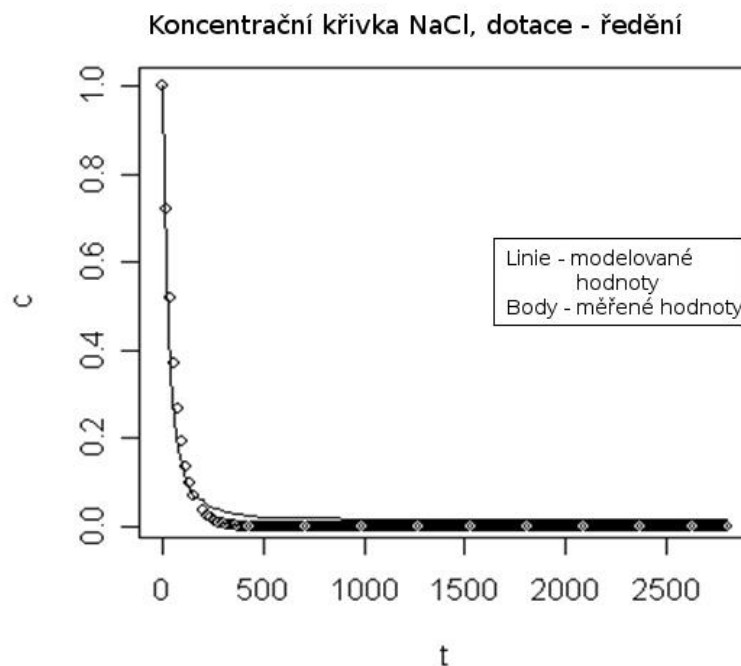
Koncentrační křivky měřené a modelované koncentrace z druhé migrační zkoušky použité pro vyhodnocení migrační zkoušky ve schématu dotace a ředění na jednom vrtu jsou na obrázku Obr. 24. Průniková křivka koncentrace chloridu měřeného v druhém (pozorovacím) vrtu (po odečtení pozad'ových hodnot), a křivka vzniklá analytickým vyhodnocením (viz kapitola 4.5.3.2.1) migrační zkoušky je zobrazena na obrázku (Obr. 25).



**Obr. 25 Koncentrační křivka: metoda dvou vrtů (výstup z Mípar 2.0)**

## 5.4 Lokalita Dražice

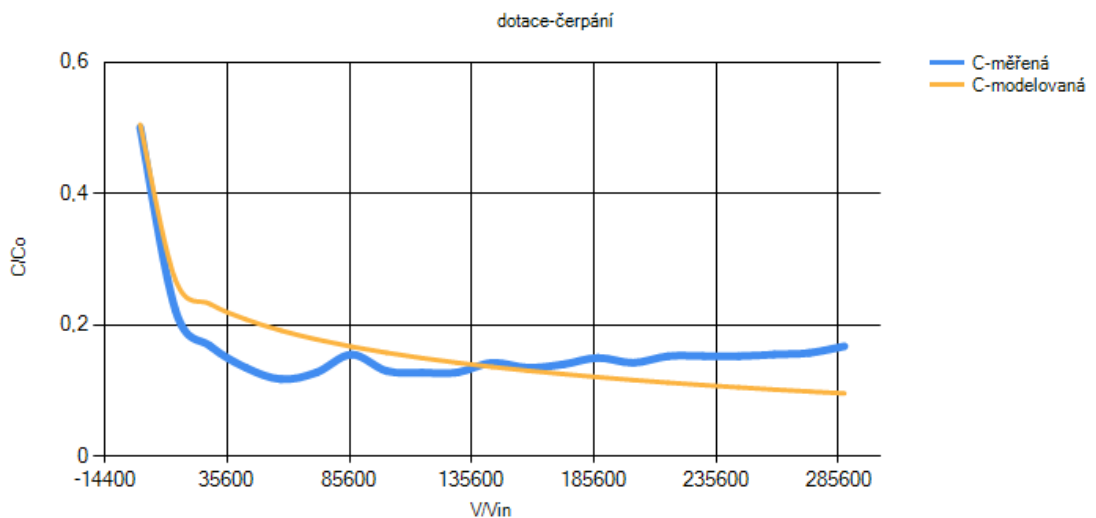
Z obou zkoušek v neovlivněném hydrodynamickém poli byla spočítána pórovitost. Hodnota pórovitosti ze zkoušky na jednom vrtu je 0,3 (kap. 4.5.3.1.2). To je reálná hodnota pro tuto lokalitu. Obr. 26 ukazuje měřená a modelovaná data. Profil vrtu je relativně homogenní, a tak se dá hodnota považovat za průměrnou hodnotu pro celou mocnost zvodně. Hodnota z druhé zkoušky (migrační zkouška na dvou vrtech; kap. 4.5.3.2.1) je 0,17, což dobře nekoresponduje s danou oblastí. To mohlo být způsobeno betonovými základy transformátoru, které mohli ovlivňovat proudění podzemní vody. Druhým důvodem nepřesností patrně byla doznívající povodňová vlna, která vyplavila celou oblast. Z obou křivek byla vypočítána také rychlost proudění podzemní vody. Hodnota ze zkoušky na jednom vrtu je  $7 \cdot 10^{-7}$  a  $5,2 \cdot 10^{-7}$  ze zkoušky na dvou vrtech (kap. 4.5.3.1.4; 4.5.3.2.1). Hodnoty rychlosti byly použité pro opětovný výpočet pórovitosti, přičemž hodnota byla v tomto případě 0,35. Disperzivita odvozená na základě metody časových momentů (kap. 4.5.3.2.3) je 2,5 m, dopočítaná hydraulická vodivost má hodnotu  $8,6 \cdot 10^{-5}$ .



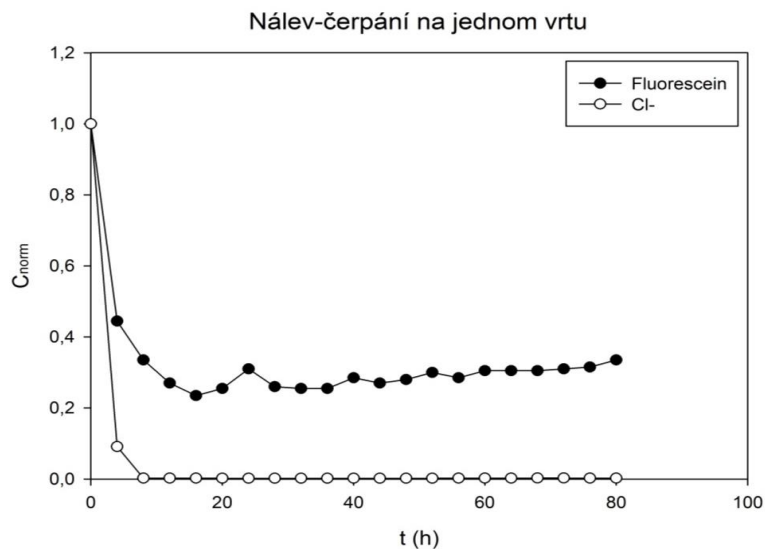
Obr. 26 Koncentrační křivka: dotace a ředění na jednom vrtu

Na základě dat z migrační zkoušky dotace – čerpání na jednom vrtu byla spočítána rychlost podzemní vody –  $0,0007 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , pórovitost - 0,42 a disperzivita – 1,74 m (použité metody: 4.5.3.3.5; 4.5.3.3.6). Graf modelovaných a měřených hodnot fluoresceinu z expertního systému je zobrazen na Obr. 27. Pro ověření výsledků byla hodnota pórovitosti použita pro výpočet rychlosti podzemní vody jinou metodou. Přičemž vypočtené hodnoty rychlosti podzemní vody se téměř nelišily, tzn., že hodnotu pórovitosti je možné považovat za správnou, i když se hodnota liší od hodnoty ( $n = 0,3$ ) zjištěné z migrační zkoušky dotace a ředění ve vrtu.

Použité indikátory jsou při migračních zkouškách často používány. Všechny mají ovšem svá omezení. Hlavním problémem solného roztoku indikátoru je vliv hustoty. Jeho použití je ovšem v malých koncentracích vhodné, a to hlavně při zkouškách prováděných na jednom vrtu. I přes to může tak dojít k ovlivnění koncentrační křivky (Schmid et al. 2004). Použití R6G jako konzervativního indikátoru na základě našich výsledků nevhodné, značně podléhá sorpci. Koncentrační křivka chloridu a R6G z MZ dotace a ředění na 1 vrtu viz Obr. 29. Sorpce nebyla zjišťována, ovšem z kvantitativní analýzy je patrné, že sorpce má na dané lokalitě velký vliv. Použití fluoresceinu jako konzervativního indikátoru se ukázalo na dané lokalitě jako vhodné. Jeho pohyb v podzemní vodě je pomalejší, než pohyb chloridů. To je patrné i ze zkoušky dotace a čerpání na jednom vrtu, kdy byla normovaná koncentrace fluoresceinu vyšší než koncentrace chloridů (viz Obr. 28).

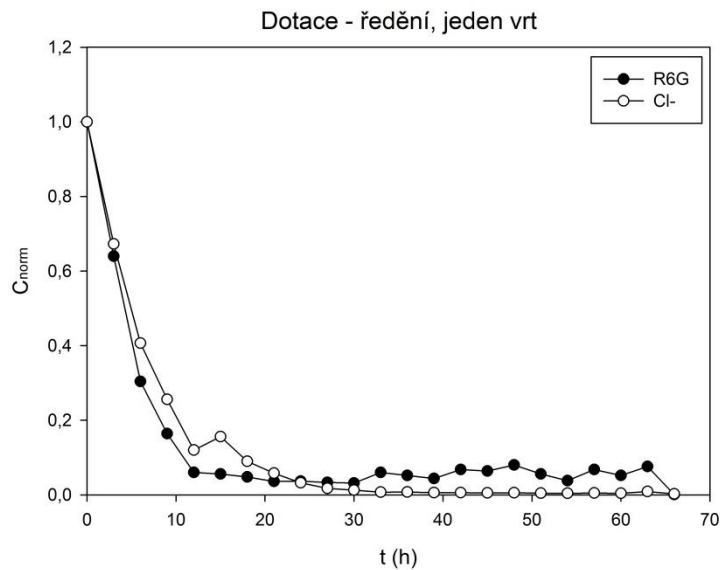


**Obr. 27** Koncentrační křivka: nálev-čerpání na jednom vrtu (výstup z Mipar 2.0)



**Obr. 28** Koncentrační křivka: nálev-čerpání na jednom vrtu





Obr. 29 Koncentrační křivka: dotace-ředění na jednom vrtu

## 5.5 Expertní systém

Výsledkem disertační práce je expertní systém Mipar 2.0, který slouží k vyhodnocení migračních zkoušek. Základem programu je série výpočtů, které jsou potřebné pro jednotlivé vybírané metody. Metody výpočtu parametrů jsou založeny na analytických řešeních advektivně disperzní rovnice při daných podmínkách. Vytvořený program slouží k rychlému vyhodnocení terénních dat migračních zkoušek za účelem určení vlastností zvodně. Výsledky lze také užít k ověření kvality numerických modelů. Ve složitých hydrogeologických systémech, mohou být analytická řešení také užitečná, protože mohou poskytnout odhady rychlostí šíření látky, a tak pomoci při sběru dat a monitoringu kvality vody.

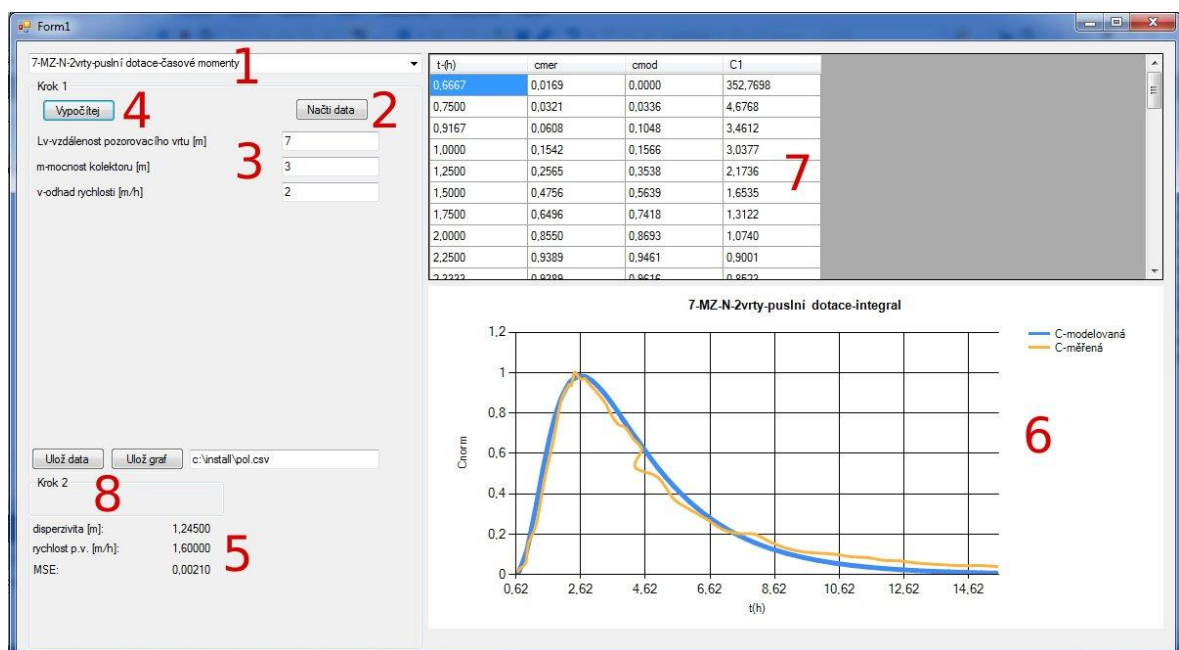
Vytvořený expertní systém obsahuje (více o metodách kap: 4.5.2 a 4.5.3):

- Čtyři metody pro výpočet koncentrace v místě a čase
- Sedm metod pro výpočet migrační zkoušky v neovlivněném hydrodynamickém poli
- Třináct metod pro výpočet migrační zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli
- Jednu metodu pro výpočet migrační zkoušky v umělém mokřadu
- Jednu metodu pro doplnění chybějících dat v klesající části křivky

### 5.5.1 Popis programu

Po spuštění programu se zobrazí okno programu, viz Obr. 30. V rozbalovací roletě (1) se vybere metoda, kterou bude použita pro výpočet. Pomocí tlačítka Načti data (2) se do programu zadají vstupní hodnoty koncentrační křivky. Data se načítají z textového

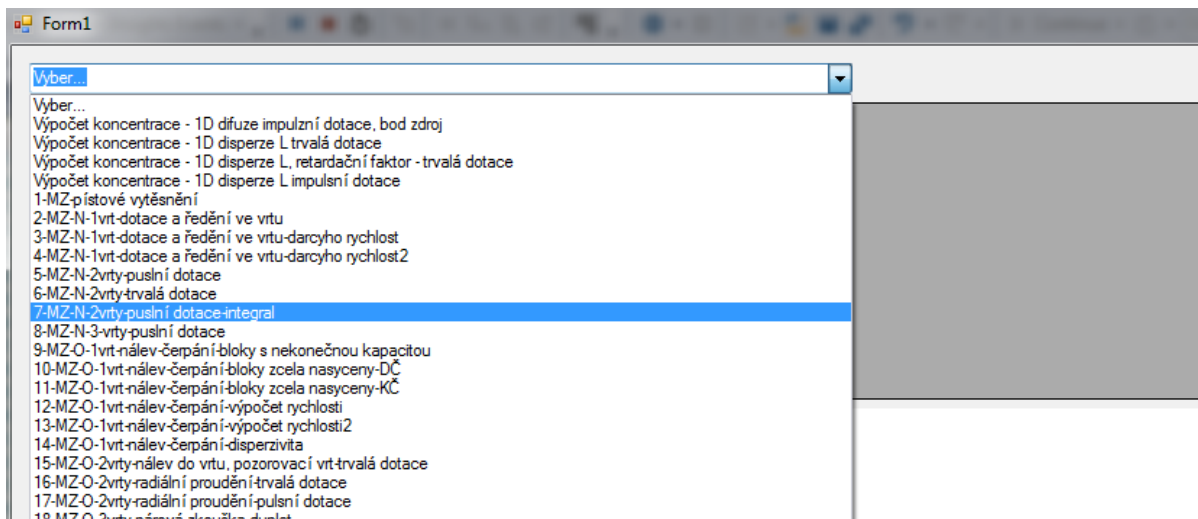
souboru .txt stisknutím tlačítka Načti data, a vyhledáním textového souboru ve složce. Data mají formu x, y, to znamená, že v prvním sloupci jsou hodnoty času a ve druhém sloupci hodnoty koncentrace (Obr. 32). Hodnoty koncentrace jsou normovány a čas je v hodinách. Číslo 4 je v místě, kde se zobrazují všechny vstupní parametry potřebné pro daný výpočet. Je nutné doplnit všechny požadované parametry. Jako desetinný oddělovač je nutné použít čárku. V případě použití tečky výpočet neproběhne a program ohlásí chybu. V části 5 jsou zobrazeny výsledné hodnoty zjišťovaných parametrů. V sekci 6 je zobrazován graf. Graf zobrazuje měřené a modelované hodnoty koncentrační křivky. V případě metod využívajících časové momenty, kdy nedochází k výpočtu modelované koncentrace, se v grafu zobrazují pouze měřená data. Sekce 7 zobrazuje pole, ve kterém jsou ve sloupcích a řádkách zobrazeny měřená a modelovaná data a mezikrok výpočtu (pole není využíváno při každé metodě). Sekce 8 slouží pro uložení výsledného souboru dat do csv formátu, a zároveň pro uložení vzniklého grafu ve formátu png. Je nutné do textového pole zadat plnou cestu, kam se má výsledek uložit, a název s příslušnou koncovkou (např. pro uložení grafu, který chceme pojmenovat graf1: C:\Users\Documents\Mipar\graf1.png). Složka pro uložení, musí být vytvořena předem (program ji nevytvoří automaticky).



Obr. 30 Základní obrazovka programu Mipar 2.0

Při výběru jednotlivých metod (Obr. 31) se zobrazí vstupní pole pro všechny potřebné vstupní parametry. Následně se zmáčknutím tlačítka „vypočítej“ provedou výpočty zvolené metody, vyplní se do polí a zobrazí se dle programem zvolených sloupců z pole graf ve spodní části. Pole slouží jen pro prohlížení, pokud chceme udělat změnu, tak

se musí provést ve vstupních polích a znovu provést výpočet. U vybraných metod řešení je po zobrazení koncentrační křivky ještě možnost zobrazení grafu pro inverzní migrační zkoušku stisknutím jinak skrytého tlačítka.



Obr. 31 Výběr metod v programu

Soubor	Úpravy	Formát	Zobrazení	Nápověda
40	0,016946565			
45	0,032137405			
55	0,060839695			
60	0,154198473			
75	0,25648855			
90	0,475572519			
105	0,649618321			
120	0,854961832			
135	0,938931298			
140	0,938931298			
145	1			
150	0,992366412			
155	0,969465649			
165	0,969465649			
170	0,954198473			
180	0,923664122			
195	0,877862595			
205	0,839694656			
210	0,809160305			
225	0,748854962			
240	0,727480916			
255	0,670992366			
270	0,620610687			
258	0,532061069			
300	0,482442748			
330	0,374045802			
360	0,322900763			

Obr. 32 Vstupní data koncentrační křivky

### 5.5.2 Výsledky ověření expertního systému

Metody výpočtu migračních parametrů, které využívají analýzy časových momentů, a správnost řešení tak nemůže být ověřena na základě rozdílu měřených a modelovaných dat, byly ověřeny na základě dat z odborných článků jejich srovnáním

s publikovanými výsledky. Tímto způsobem byly ověřeny metody: 4.5.3.2.4; 4.5.3.4.7; 4.5.3.3.5. Metoda vyhodnocující migrační zkoušku v neovlivněném proudění s využitím tří vrtů byla ověřena na základě dat publikovaných Schreiberem a Bahrem (2002). Z koncentrační křivky byla spočítána rychlost podzemní vody a disperzivity. Výsledné hodnoty parametrů rychlosti podzemní vody ( $0,29 \text{ m.d}^{-1}$ ) a disperzivity (0,04 m) jsou v rozsahu hodnot publikovaných autory ( $0,25 - 0,39 \text{ m.d}^{-1}$  a 0,02 až 0,08 m).

Metoda pospaná blíže v kapitole 4.5.3.4.7 (Řešení migrační zkoušky v konvergentním proudění při impulsní dotaci s využitím časových momentů

) byla ověřena na základě dat, která publikovali Shook, Forsmann (2005) jako data vzorová v jejich tabulkové aplikaci (Traceranalysis.xls). Hodnoty dosahují vysoké shody, vyjma hodnot pórového objemu, ale i v tomto případě se hodnota liší pouze o přibližně 10 %. Hodnoty pro střední dobu zdržení, pórový objem a Lorentzův koeficient z programu Mipar a hodnoty publikované jsou následující 143; 142 dní, 954;  $856 \text{ m}^3$  a 0,186; 0,187.

Výpočet rychlosti proudění podzemní vody a pórovitosti v metodě: Řešení nálevu a čerpání na jednom vrtu – výpočet rychlosti 2 (kap. 4.5.3.3.5) je založen na výpočtu doby, kdy dojde k navrácení 50 % indikátoru integrací koncentrační křivky. Správnost řešení byla ověřena na základě dat publikovaných Hallem (1994). Hodnoty rychlosti podzemní vody a pórovitosti odvozené expertním systémem jsou  $0,6 \text{ m.d}^{-1}$  a 0,19. Hodnoty publikované  $0,5 \text{ m.d}^{-1}$  a 0,16. Rozdíl v hodnotách rychlostí podzemní vody je menší než deset procent a v hodnotách pórovitosti je to méně než dvacet procent. To považuji za rozdíl v dané metodě akceptovatelný.

Kvůli chybějícím vlastním terénním datům, nemohla být vyhodnocena migrační zkouška ve schématu nálevové zkoušky. Proto byla metoda vyhodnocující tento druh zkoušek také ověřena na datech z literatury (Aikens 1986). Výsledná hodnota disperzivity je 5,55 m při MSE 0,15, přičemž výsledná hodnota disperzivity v práci Aikense je 5,08 m (opět rozdíl nepřesahující 10 %).

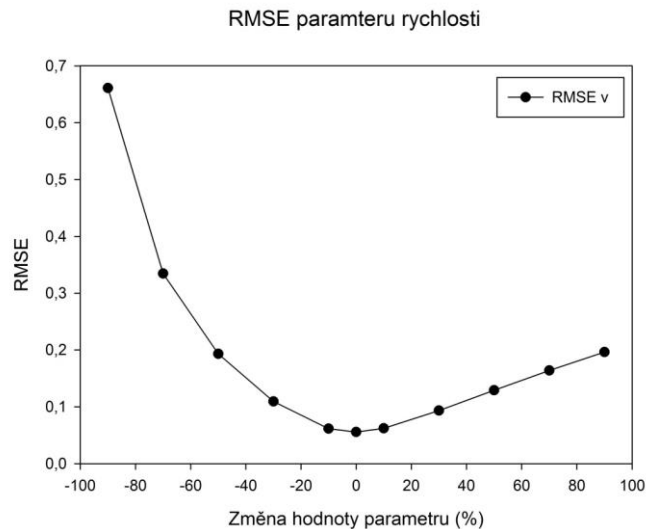
### 5.5.3 Citlivostní analýza

Pro ověření citlivosti modelovaných výsledků na změny vstupních parametrů byl každý kalibrační parametr v racionálním rozsahu změněn vzhledem k výsledné hodnotě parametru, a dosazen do modelu. Kvalita výsledného řešení byla vyhodnocena srovnáním odmocnin střední kvadratické chyby (RMSE<sup>16</sup>). Citlivostní analýza ukazuje, že řešení jsou více citlivá na změny disperzivity (případně disperze), méně pak na změny rychlosti podzemní vody. Na Obr. 33 a Obr. 34 je vidět vliv změny parametry rychlosti podzemní vody a disperzivity na RMSE výsledného řešení. Hodnoty parametrů se od výsledné hodnoty liší v rozmezí -90 až 90 %. Konkrétní hodnoty jsou pro řešení - Řešení migrační

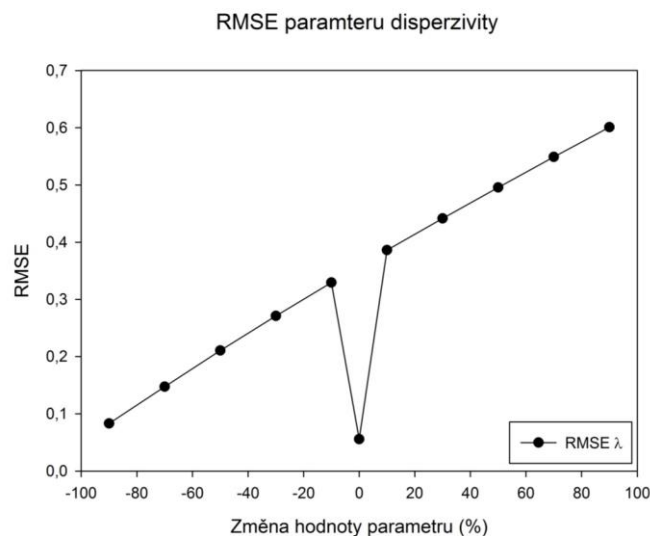
---

<sup>16</sup> Aj - Root mean squared error

zkoušky na dvou vrtech při pulsní dotaci s využitím časových momentů (kap. 4.5.3.2.3) tj. migrační zkouška v neovlivněném proudění s využitím dvou vrtů. Ke stejné metodě se vztahují i Obr. 35 a Obr. 36, znázorňující vliv parametru rychlosti a disperzivity na modelovanou koncentraci.

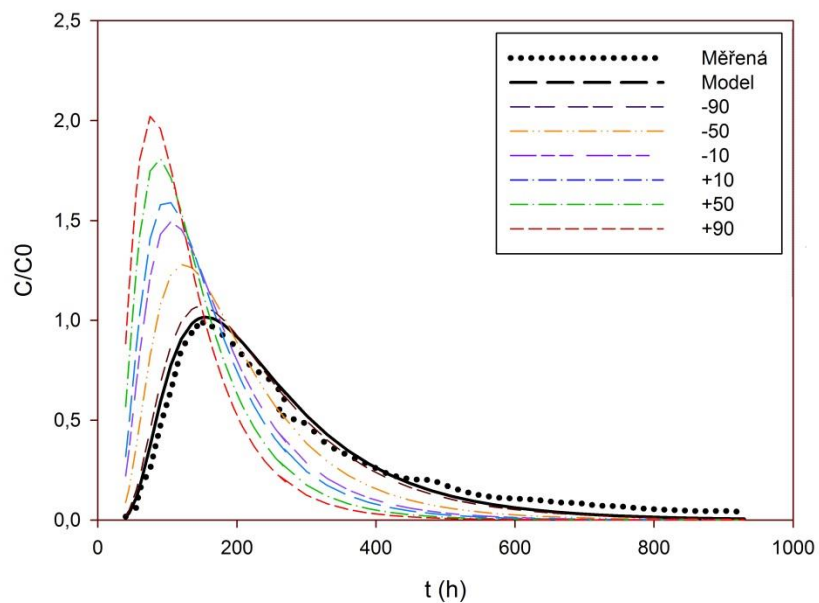


**Obr. 33** Citlivostní analýza - vliv změny parametru rychlosti na RMSE.

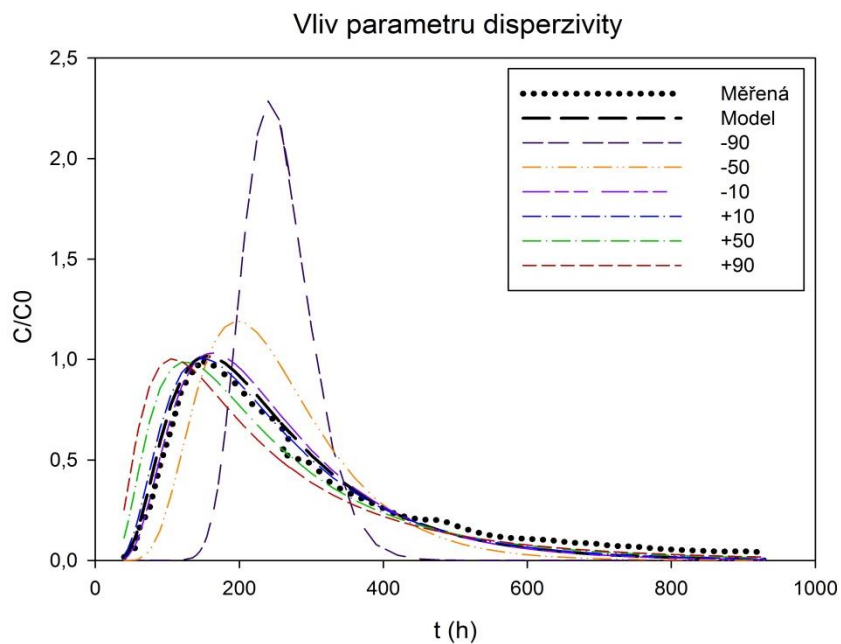


**Obr. 34** Citlivostní analýza - vliv změny parametru disperzivity na RMSE.

Změny rychlosti podzemní vody se projevují obecně spíše posunem křivky v čase a změnou jejího maxima, změny disperzivity naopak způsobují změny v ředění roztoku indikátoru ve vrtu a prodlužování průnikové křivky, což je v souladu s literaturou (Geyer et al. 2007). Disperzivita tak nemůže být určena s takovou jistotou, tzn. přesností, jako rychlost podzemní vody (Käss 1998).



Obr. 35 Vliv změny parametru rychlosti na modelovanou koncentraci



Obr. 36 Vliv změny parametru rychlosti na modelovanou koncentraci

## 6 Diskuze

V mnoha úlohách šíření znečištění v horninovém prostředí se lze spokojit s tím, že některé migrační parametry je možné odhadnout, či je lze určit jednoduchou úvahou. Např. nerozšířilo-li se znečištění od ohniska za 50 let do 5 m, pak je zjevně rozhodující vliv sorpce, biodegradace a dalších eliminačních procesů, které se někdy zahrnují pod termín atenuace. Zároveň však existuje spousta případů, kdy jsou vyžadovány hodnoty migračních parametrů s určitou vyšší mírou přesnosti.

Z rešeršní části práce vyplývá, že existuje vysoký počet analytických vztahů pro výpočet koncentrace. Současně existuje i relativně hodně vztahů na výpočet inverzních úloh k určení migračních parametrů. Vztahy mají velký aplikační význam, hlavně při návrhu sanačních prací, monitorovacích systémů uložišť odpadu atd. Během ověřování metod se také ukázalo, že některé publikované vztahy jsou buďto přímo nefunkční (chybně uvedeny v literatuře), anebo se dají využít jen při velmi omezených podmínkách (mocnost zvodně v řádech centimetrů). Projektování migračních zkoušek závisí na tom, které informace o skutečných přírodních podmínkách máme k dispozici, jak tyto podmínky navrheme zjednodušit a jaká metoda (typizace) bude nejvhodnější pro jejich vyhodnocení. Vyhodnocení migrační zkoušky je ovlivňováno přesností a spolehlivostí dat a zpětně určuje přesnost měření i interpretace. Z toho vyplývá, že chceme-li pro interpretaci využít pouze jednoduché vztahy, je vhodné, aby nebyla zkouška technicky náročná a složitá. Často se vyplatí migrační zkoušky provádět společně se zkouškami hydrodynamickými, protože náklady na zkoušku se zvýší jen nepatrně a přitom to umožní získat více anebo alespoň přesnější informace (radiální rychlosti proudění). Toho by se mělo využít např. při sanaci metodou promývání. Při přidání stopovače do vody určené k dotaci se ověří, zda vůbec dochází k promývání kontaminantu z horninového prostředí. Ovšem při provádění souběžné migrační zkoušky a zkoušky čerpací, dochází k ovlivňování roztoku indikátoru, který je roztahován směrem k čerpacímu vrtu a dochází tak k ovlivňování hodnoty disperzivity. Navíc v případě současného vyhodnocování migrační zkoušky i jako zkoušky čerpací metodami založenými na Theisově modelu (Jacobova semilogaritmická metoda, Theisovo typové křivky) je nutné brát v potaz, že tyto metody zanedbávají vliv přetékání. Hodnoty hydraulické vodivosti zjištěné z čerpací zkoušky tak mohou být až desetkrát vyšší než hodnoty ze zkoušky migrační (Vandenbohede, Lebbe 2003; Rovey, Nieman 2005). Analytická řešení, vyjadřující přesná matematická řešení transportní rovnice jsou používána hlavně ve zvodních, které mají jednoduché a relativně uniformní hydrogeologické podmínky. Jsou používány k predikci migrace kontaminantu, k analýze dat z kolonových experimentů a terénních migračních zkoušek k určení vlastností zvodně a k ověřování výsledků modelu. I ve složitých komplexních hydrogeologických systémech, může být analytický řešení stále užitečné, protože může poskytnout odhady rychlosti šíření znečištění, a tak lépe navrhnout sběr dat a monitorování kvality vody.

Expertní systém vytvořený v rámci disertační práce slouží pro výpočet jednorozměrné migrace a umožňuje řešit komplex inverzních úloh, kdy podle výsledků

monitorování určujeme zpětně migrační parametry, a to v prvé řadě efektivní pórovitost a disperzi. Je nutné brát v potaz, že metody analýzy prezentovaný výše nejsou jediným možným řešením šíření indikátoru v horninovém prostředí. Je vždy možné vyhodnocovat daná data více než jednou metodou, proto nemůže být jedna metoda jedinečně validována. Pro modelování šíření znečištění je a může být vyvinuto mnoho dalších řešení, v současnosti převážně pro nakládání s radioaktivním odpadem (Rebeix et al. 2014). Tyto modely mohou být použity i pro vyhodnocování migračních zkoušek (Axelson et al. 2005). V metodách interpretace dat je zanedbáván vliv sorpce a difuze. To může způsobit podhodnocení výsledných dat, protože difuze indikátoru do okolního prostředí a jeho zpětné uvolnění do podzemní vody ovlivňuje tvar koncentrační křivky. Vliv difuze na šíření indikátoru je nejvyšší v situacích, kdy je kolektor tvořen malými puklinami, proudění je pomalé a pórovitost je vysoká (Axelson et al. 2005). Řešení s vlivem difuze vytvořili například (Kocabas, Islam 2000, Gimmi et al. 2014). Další složitější modely interpretace by tak měly být brány v potaz hlavně v případech, kdy je předpokládán velký vliv difuze. Také v některých kolektorech s velmi složitými mechanismy proudění jsou vyžadovány detailnější analýzy.

Metody pro vyhodnocování dat jsou založené na jednoduchých modelech, které jsou schopny relativně přesně simulovat relevantní terénní data. Jejich význam je hlavně během první fáze analýzy, kdy je použití detailních a komplexních numerických modelů příliš obtížné a zdlouhavé. Použití analytických metod je vhodné i při validaci výsledků z komplexnějšího modelování. Naopak složitější modely jsou vhodné v situaci, kdy je velká rozmanitost a velký počet dat, což umožní komplexní interpretaci hydrogeologické úlohy. Při vyhodnocování je nutné brát v potaz geologické informace. Vyhodnocení může být provedené pro různé předpoklady proudění a vlastnosti zvodně (např. dva extrémní případy: reálný a optimistický). V případech kdy je křivka tvořena plochým maximem je nutné data vyhodnocovat velmi pečlivě, protože mohlo dojít k ovlivnění koncentrační křivky. Tato situace může nastat v situacích, kdy má kolektor nízkou disperzivitu a rychlost proudění podzemní vody je velmi nízká, takže indikátor zůstává v blízkosti vrtu (Hall 1996). Problémem při vyhodnocování je i situace, kdy má křivka více vrcholů. To je zpravidla způsobeno výskytem více preferenčních cest. Odvozené hodnoty parametrů jsou pak platné pouze pro danou oblast preferenčního proudění, protože zpravidla nedojde k rozšíření indikátoru mimo tuto oblast. Je-li více vrcholů koncentrační křivky způsobeno zpětnou dotací čerpané vody do injektačního vrtu (duplet), je možné tento vliv odseparovat, a k vyhodnocení použít metody impulsní dotace (Shook, Forsmann 2005).

S nejedinečností řešení zmiňované výše souvisí i to, že z různých metod použitých pro vyhodnocení jedné migrační zkoušky neobdržíme stejné hodnoty sledovaných parametrů. Je to způsobeno odlišným analytickým řešením advektivně disperzní rovnice, resp. odlišnými předpoklady platnými pro daný výpočet. Ovšem za předpokladu obdobných podmínek, ze kterých řešení vychází, by se hodnoty parametrů neměly diametrálně lišit.



Původní verze programu vznikla v tabulkovém procesoru Excel. I přesto, že Excel je vynikající nástroj, s kterým se naučí pracovat za krátkou dobu skoro každý, a vytvoření jednoho výpočtu je zde velice jednoduché, stává se s přibývajícím počtem výpočtů nepřehledným a neforemným. Nepříjemná je nutnost pracovat s více záložkami, neideální práce s šířkou jednotlivých buněk a práce s nutností zamykání jednotlivých buněk, do kterých se nesmí zapisovat. Excel je tak jednoduchý na vytvoření, ale horší na celkové komfortní rozfungování. Excel pro vyhodnocování migračních zkoušek použili např. Akin (2001), Hunt (2005), Shook, Forsmann (2005). Oproti tomu program vytvořený v C# vznikl obtížněji, a zároveň je složitější ověřit, zda metody pracují správně – chybí okamžitá kontrola možná v Excelu. Celkový výsledek je ale mnohem snazší na použití. Snižuje se možnost vzniku chyby, kterou může vytvořit uživatel programu, protože program umožňuje přesně definovat, které parametry je možné editovat, tedy je nemožné zasahovat do výpočtu a výstupů. Program Mipar 2.0 si zachovává jednoduchost použití, a s tím spojenou operativnost.

Dosahovaná shoda modelovaných a měřených dat byla v naprosté většině případů pro inženýrské využití dostačující. Expertní systém by bylo vhodné následně rozšířit i o určení parametrů sorpce a degradace z výsledků migračních zkoušek, anebo speciálního monitorování jakosti podzemních vod.

Hodnoty rychlosti proudění podzemní vody získané na základě různých metod vyhodnocení dat z migrační zkoušky provedené v neovlivněném hydrodynamickém poli (Tab. 4) jsou v souladu s předpokladem, že filtrační rychlost (Darcyho rychlost) je nižší než rychlost skutečná. Hodnota z migrační zkoušky na jednom vrtu dosahuje 82 % hodnoty skutečné rychlosti, a hodnoty ze zkoušky na dvou a třech vrtech dosahují 64 a 59 %. Obdobný poměr rychlostí publikoval i Rovey, Nieman (2005; průměrně 67 %). Rozdíl v rychlostech je způsoben nejspíše lokálními heterogenitami prostředí. Po přepočítání Darcyho rychlosti dělením efektivní pórovitosti se nejbližší hodnotě skutečné rychlosti podzemní vody blíží hodnota z MZ na třech vrtech a z MZ na dvou vrtech (rozdíl do 5 %). Hodnota z migrační zkoušky na jednom vrtu je po upravení o 35 % vyšší. To znamená, že zkouška dotace a ředění ve vrtu hodnoty rychlosti nadhodnocuje. Příčinou může být vliv vrtu, a/nebo vertikální pohyb solného roztoku indikátoru ve vrtu. Hodnoty disperzivity se také odlišují, přičemž hodnota získaná ze zkoušky na třech vrtech je nižší. Což je proti očekávání, protože disperzivita ze s rostoucím měřítkem zkoušky zvyšuje. Ovšem vliv zvětšení měřítka zkoušky z cca. čtyř metrů na sedm metrů není zásadní. Obě hodnoty spadají do rozsahu hodnot běžných pro dané měřítko (viz Obr. 2).

Hodnota podélné disperzivity odvozená na základě migrační zkoušky v neovlivněném proudění je o 30 % vyšší než hodnota ze zkoušky v proudění ovlivněném. Disperzivita ze zkoušky nálev a čerpání na jednom vrtu je tak vzhledem ke zkoušce v neovlivněném proudění podhodnocena. Tato skutečnost je ve shodě s dalšími autory (Tiedeman, Hsieh 2002; Ptak et al. 2004). Nestejně jsou i hodnoty pórovitosti, v tomto případě je hodnota pórovitosti ze zkoušky v ovlivněném hydrodynamickém poli vyšší (cca

o 30 a 15 %). Rozdíl v hodnotách pórovitosti je očekávatelný a v souladu s literaturou Je způsoben pravděpodobně odlišným matematickým základem metod, projevit se může i rozdílná rychlost podzemní vody v průběhu obou testů.

Dalším prvkem, který může způsobit nejasnosti a nepřesnosti při vyhodnocování, je použitý indikátor. Všechny používané indikátory jsou hojně popisovány v literatuře, a jsou považovány za spolehlivé indikátory, ovšem s jistými nedostatky. Hlavním problémem solných roztoků je vliv hustoty. Vlivem větší hustoty může docházet ke klesání roztoku indikátoru ve vrtu a tím dojít k ovlivnění koncentrační křivky (Schmid et al. 2004). Dotované množství by nemělo přesáhnout 3000 mg l<sup>-1</sup> jinak se negativně projevuje vliv hustoty (Davis et al. 1980). Maximální hodnota při dotaci udávaná Schmidtem et al. (2004) je ale až o řád nižší. Námí použitý roztok indikátoru o vysoké koncentraci 100 g l<sup>-1</sup> se ukázal použitelný pro migrační zkoušky na jednom vrtu. Výsledné hodnoty byly podobné jako při použití R6g, ovšem u tohoto barviva mohlo dojít ke zkreslení vlivem vysoké sorpce. Použitelnost pro migrační zkoušku v neovlivněném proudění za využití dvou vrtů nemohla být na dané lokalitě dokonale ověřena, právě kvůli nepřilíš průkazné křivce. Na druhé lokalitě byl použit roztok NaCl o koncentraci 1M. I při použití vysoké koncentrace byly hodnoty v druhém vrtu, cca 4 m vzdáleném, relativně nízko nad hodnotami pozad'ovými a obtížně se separovaly (měřeno jako elektrická vodivost). To bylo způsobeno cyklickými fluktuacemi vodivosti na lokalitě, které jsou patrné z dlouhodobých měření vodivosti. To znamená, že při pomalých rychlostech a se zvětšující se vzdáleností použitelnost chloridu jako indikátoru klesá.

Bromid se tak jeví jako mnohem vhodnější indikátor a to jak v umělých mokřadech, tak i v podzemní vodě. Při použití v mokřadech, je ale nutné brát v potaz, že může být odebírán rostlinami. Proto je vhodné vyhodnotit i návratnost bromidu na konci migrační zkoušky. Pro snížení úbytku indikátoru vlivem rostlin je vhodné uskutečnit migrační zkoušku mimo vegetační období. V umělých mokřadech využívaných k čištění odpadní vody je také zpravidla vyšší pozad'ová koncentrace bromidu. Nevýhodou je také obtížné stanovení koncentrace v terénu a drahá laboratorní analýza. Proto je nejvhodnější kombinovat bromid s jiným „ekonomičtější“ indikátorem (Cl, Rhodamin; Sherman et al. 2009). Lin et al. (20013) uvádí návratnost bromidu při použití v umělém mokřadu 85 %. Stejná hodnota byla získána z druhé zkouška na laboratorním umělém mokřadu. Wallis et al. (2014) považuje bromid (dotovaný jako KBr) jako nejvhodnější indikátor pro kratší vzdálenosti a kratší časová období (cca jeden měsíc), po té je vhodnější použít chlorid.

V případech, kde se pro zjišťování koncentrace solných indikátorů používá měření elektrické vodivosti, může dojít k chybné parametrizaci v jemně zrnitých sedimentech. V případě pomalého proudění podzemní vody, může docházet ke kationtové výměně, čímž dochází ke změnám v elektrické vodivosti, což se projeví na koncentrační křivce prodloužením klesající části křivky, což může vést ke zkreslení dat (ve srovnání s hodnotami ze spektrometrie). To může způsobit nezanedbatelnou chybu, vyjma KBr a KCl, protože K<sup>+</sup> příliš nereaguje s okolním substrátem. V případě rychlého proudění

podzemní vody jsou solné indikátory spolehlivé, protože interakce mezi rozpuštěnými kationty a půdou jsou omezeny (Mastrocicco et al. 2011, Colombani et al. 2015). Vliv používání levných a snadných technik zjišťování koncentrace na hodnoty zjišťovaných parametrů by měl být dále zkoumán.

V umělých mokřadech nejčastěji používaný Rhodamin WT považuje většina autorů za konzervativní. V poslední době se ale ukazuje, že alespoň po určité době rhodamin podléhá reakcím uvnitř mokřadu. To se projevuje hlavně v mělkých mokřadech (0,2 m), kde je velký kontakt se dnem, čímž se zvětšuje ztráta sorpcí (Lin et al. 2003). R6G je velmi podobný Rhodaminu WT (Zumr 2008). R6G by však měl být vhodnější pro použití v podzemní vodě, protože méně podléhá sorpci (Lin et al. 2003; Zumr 2008). Z našich výsledků ale vyplývá, že R6G podléhá sorpci ve velké míře, a některé testy kvůli jeho velmi nízké návratnosti nemohly být vyhodnoceny. Stejný výsledek publikoval (Käss 1998 ex James, Martin 1980). Koncentrační křivky chloridu a R6G ze zkoušky dotace a ředění na jednom vrtu se příliš neliší, je tedy možné R6G použít na tento druh zkoušky.

Fluorescein se pro stopování podzemní vody dlouhodobě používá, a je často popisován v literatuře. Sorpci podléhá mnohem méně než rhodamin. Vyšší opatrnost je třeba v případě vyššího množství organické hmoty a jílu, protože v těchto podmínkách se sorpce zvyšuje. Sorpce fluoresceinu je ireverzibilní, to může v případě dostatečně dlouhé zkoušky způsobit, že návratnost je sice vysoká, ale křivka je ovlivněna sorpcí. Je možné využít sorpce pro zjištění sorpčních vlastností kontaminantu v dané lokalitě (Sabatini, Austin 1991).

Umělé mokřady jsou v poslední době velmi hojně používané, avšak některé jejich vlastnosti nejsou stále dostatečně popsány. Migrační zkoušky proto mohou poskytnout cenné informace pro objasnění a pochopení některých procesů. Problém při provádění migračních zkoušek v umělých mokřadech jsou hlavně různé druhy proudění v mokřadu, což má vliv na jejich složitější vyhodnocování, a jsou nutné větší omezující a zjednodušující předpoklady. Na druhou stranu, nám právě migrační zkouška umožní získat alespoň základní představu o formě proudění a rozlišit oblasti s těmito různými druhy proudění. Výhodou při vyhodnocování migračních zkoušek je již samotný typ mokřadu s volnou hladinou, kde se dá při použití barviva jako indikátoru, zjistit velká řada informací již pouhým okem. Výhodou mokřadů s podzemním prouděním je naopak možnost využití technik z jiných odvětví, hlavně hydrogeologických. Problémem při provádění migračních zkoušek v umělých mokřadech, je také to, že se hydraulické chování systému značně odlišuje od ideálních podmínek pístového vytěsnění (Toscano et al. 2009). I přes tyto nedostatky by se měly migrační zkoušky provádět v mokřadech pravidelně, levně tak získáme informace o aktuálním hydraulickém výkonu a jeho vlivu na výkon čištění (Małoszewski et al. 2006).

Výsledky jsou v souladu s původním předpokladem, že zóny s velmi pomalým prouděním vznikají i v dobře navržených umělých mokřadech. Stejně tak se vytváří zóny

s velmi rychlým prouděním kde je čistící efekt nedostačující. To znamená, že proudění v mokřadu není téměř nikdy uniformní. Z praktického hlediska je důležité, zda jsou splněny limity pro čištění odpadní vody. Pro vylepšení situace a redukce vlivu mrtvých zón a preferenčního proudění je dobré zvýšit efektivní objem vody v umělém mokřadu. Možné řešení je také změna bodového vtoku na lineární, nebo vytvoření překážek proudění. To sníží vliv preferenčního proudění a navýší se tak průměrná doba zdržení mokřadu. Migrační zkoušky by měly být prováděny opakovaně pro ověření efektivity.

## 7 Závěr

Analytické vztahy pro výpočet migračních parametrů umožňují relativně snadno a rychle vyhodnotit přibližnou dobu migrace znečištění z místa zdroje do stanoveného místa, a umožňují tak spočítat průběh znečištění v čase. Proto jsou znalosti migračních parametrů zásadní pro vypracování ekonomicky a odborně odpovídajícího projektu na odstranění ekologické zátěže, respektive pro stanovení reálných termínů, ve kterých je možné dosáhnout stanovených sanačních limitů. To umožní vynaložit finance efektivně a povede to tudíž k jejich úsporám. Výsledné hodnoty migračních parametrů jsou dostatečně přesné pro inženýrské využití, a při použití nejjednodušších typů migračních zkoušek se jedná o rychlou a relativně levnou metodu. Migrační zkoušky tak nacházejí využití hlavně v případech, kdy neznáme hodnoty žádných parametrů a potřebujeme získat alespoň základní představu o hydrogeologickém médiu.

Migrační zkoušky jsou relativně jednoduchý, levný a rychlý způsob, jak získat informace o vlastnostech a parametrech uměle konstruovaného mokřadu, a to jak u mokřadů s podzemní hladinou, tak u mokřadů s volnou hladinou na povrchu. Se zrychlováním vývoje a výstavby mokřadů se musí zlepšovat i metody jejich popisu. Migrační zkoušky nám tak umožní získat informace o hydraulickém výkonu a jeho vlivu na čisticí procesy a umožní nám lépe pochopit procesy, které mokřadu probíhají. Na základě toho můžeme zlepšit návrhy nových mokřadů, nebo navrhnout zlepšení stávajících umělých mokřadů. Pomocí migračních zkoušek můžeme také získat data do matematických modelů a tím zlepšit jejich přesnost a umožnit tak lepší predikci hodnot. Migrační zkoušky by se tak měly provádět v umělých mokřadech opakovaně. Do budoucna je však nutné sjednotit způsoby jejich používání a vyřešit nejasnosti týkající se indikátorů vytvořením metodiky.

Využití migrační zkoušky nacházejí i při vytváření matematických modelů, kdy na základě jejich vyhodnocení můžeme určit řídicí transportní procesy, a hodnoty důležitých migračních parametrů pro použití v predikčních modelech. Například pro predikci pohybu znečištění v případě vymezení ochranných pásem zdrojů pitné vody, nebo pro ověření funkčnosti sanačního návrhu.

Vytvořený expertní systém, který je stále doplňován o další metody vyhodnocení migračních zkoušek, je vhodný hlavně v případech, kdy je potřeba rychle a operativně vyhodnotit situaci (havárie), ale slouží i k vyhodnocení běžných migračních zkoušek prováděných za účelem stanovení nejlepšího sanačního schématu. Jeho použití je jednoduché a je tak použitelný i pro běžné uživatele, kteří nemají bližší poznatky o dané problematice. Je důležité pamatovat, že výsledky interpretace dat nejsou jedinečným řešením daného případu migrace indikátoru. Další studie by se měly zaměřit na metody umožňující získat sorpční a difuzní parametry, a na některé další formy kolektorů jako je např. model dvojí pórovitosti.

## 8 Použitá literatura

- Aikens A., 1986:** Analysis of divergent flow tracer test in fractured granite, near Oracle, Arizona. THE UNIVERSITY OF ARIZONA.
- Akin S., 2001:** Analysis of tracer tests with simple spreadsheet models. *Computer & Geosciences* 27: 171-178.
- Allen J., Boving T., 2006:** MTBE Drinking Water Contamination in Pascoag, RI: A Tracer Test for Investigating the Fate and Transport of Contaminants in a Fractured Rock Aquifer. Final Report, Rhode Island Water Resources Center Kingston.
- Alter, S.R., Brusseau, M.L., Piatt, J.J., Ray-M, A., Wang, J.-M., Cain, R.B., 2003:** Use of tracer tests to evaluate the impact of enhanced solubilization flushing on in-situ biodegradation. *Journal of Contaminant Hydrology* 64: 191–202.
- Atkinson T., Ward R., O' Hannelly E. 2000:** A radial-flow tracer test in Chalk: comparison of models and fitted parameters. *Tracers and Modelling in Hydrogeology* (Proceedings of the TraM 2000 Conference held at Liège, Belgium, May 2000).
- Axelsson G., Björnsson G., Montalvo F., 2005:** Quantitative Interpretation of Tracer Test Data. *Proceedings World Geothermal Congress 2005 Antalya, Turkey*, 24. - 29. 4. 2005.
- Ayling B., Hogarth R., Rose P., 2015:** Tracer testing at the Habanero EGS site, central Australia. *Geothermics*, In press, Available online 15 April 2015.
- Bales R. C., Li S., Yeh T.-C., Lenczewski M. E., Gerba Ch. P., 1997:** Bacteriophage and microsphere transport in saturated porous media: Forced-gradient experiment at Borden, Ontario. *Water resources research*. 33: 639 -648.
- Bear J., 1972:** *Dynamics of fluids in porous media*. Elsevier, Amsterdam.
- Bear J., Verruijt A., 1987:** *Modeling groundwater flow and pollution*. D. Reidel Publishing Company, Dordrech, Holland.
- Behrens H., Beims U., H. Dietze D., Eikmann T., Grummt T., Hanisch H., Henseling H., Käb W., Kerndorff H., Leibundgut C., Müller-Wegener U., Rönnefahrt I., Scharenberg B., Schleyer R., Schloz W., Tilkes F., 2001:** Toxicological and ecotoxicological assessment of water tracers. *Hydrogeology Journal* 9:321–325.
- Beneš V., 1995:** Hydrodynamika transportních a transformačních procesů polutantů v podzemních vodách. *Academia, Praha*, 178 str.
- Birk S., Geyer T., Riedl R., Sauter M., 2005:** Process-Based interpretation of tracer tests in carbonate aquifers. *Ground Water* 43/3 : 381-388.
- Bloomfield K. K., Moore J. N., Adams M. C., Sperry T. L., 2001:** Tracer Test Design and Sensitivity Studies of the Cove Fort Geothermal Resource Tracer Test. *Geothermal Resources Council Transactions*, 25: 26-29.
- Brouyère S., Batlle-Aguilar J., Goderniaux P., Dassargues A., 2008:** A new tracer technique for monitoring groundwater fluxes: The Finite Volume Point Dilution Method. *Journal of Contaminant Hydrology* 95: 121–140.
- Burbery L., Cassiani G., Andreotti G., Ricchiuto T., Semple K.T., 2003:** Single-well reactive tracer test and stable isotope analysis for determination of microbial activity in a fast hydrocarbon-contaminated aquifer. *Environmental Pollution* 129: 321–330
- Cirpka O. A., Olsson A., Ju Q., Rahman A., Grathwohl P., 2006:** Determination of transverse dispersion coefficients from reactive plume lengths. *Ground Water* 44/2 : 212-221.

- Clement T., Truex M., Hooker B., 1997:** Two-well test method for determining hydraulic properties of aquifers. *Ground water* 35:698-703.
- Colombani N., Giambastiani B, Mastrocicco M., 2015:** Combined use of heat and saline tracer to estimate aquifer properties in a forced gradient test. *Journal of Hydrology* 525: 650–657.
- Davis S., Thompson G., Bentley H., Stiles G., 1980:** Ground-Water Tracers – A short review. *Ground water* 18: 14 – 23.
- Davis J. A., Hess K. M., Coston J. A., Kent D. B., Joye J. L., Brienen P., Campo K. W., 2001:** Multispecies Reactive Tracer Test in a Sand and Gravel Aquifer, Part 1 Experimental Design and Transport of Bromide and Nickel-EDTA Tracers. USEPA, Office of Research and Development Washington DC.
- Davis B., Istok J., Semprini L., 2002:** Push–pull partitioning tracer tests using radon-222 to quantify non-aqueous phase liquid contamination. *Advances in Water Resources* 24:105-117.
- Datel J., Kobr M., Prochazka M., 2009:** Well logging methods in groundwater surveys of complicated aquifer systems: Bohemian Cretaceous Basin. *Environ Geol* 57:1021–1034.
- Dierberg, F. E., DeBusk, T. A., 2005:** An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-wt and lithium. *Wetlands*, 25: 8-25.
- Domenico P., Schwartz F., 1998:** *Physical and Chemical Hydrogeology* – 2nd ed. John Wiley & Sons Ltd, New Yourk.
- Dušek J., Dohnal M., Vogel T., 2007:** Řešení transportu polutantů pro ustálené proudění vody v pórovitém prostředí. Integrovaný návrh při mimořádných situacích. ČVUT, Praha
- Everts C. J., Kanwar R.S. 1994:** Evaluation of Rhodamine WT as an adsorbed tracer in an agricultural soil. *Journal of Hydrology* 153: 53-70.
- Field, M. S., 2002:** The QTRACER2 Program for Tracer-Breakthrough Curve Analysis for Tracer Tests in Karstic Aquifers and Other Hydrologic Systems. Washington, D.C.: National Center for Environmental Assessment.
- Flury M., Wai N., 2003:** Dyes as tracer for vadose zone hydrology, Department of Crop and Soil Sciences enter for Multiphase, Environmental Research Washington State University Pullman, Washington, USA
- Flynn R., Schnegg P.-A., Mallèn G., Perrochet P., 2004:** Tracer test monitoring using wells with long screened Intervals: Benefits and disadvantages. *Groundwater flow, Understanding local to regional scales, XXXIII Congres, Zacates, Mexico.*
- Furman, A., 2008:** Modeling Coupled Surface–Subsurface Flow Processes: A Review. *Vadose Zone Journal* 7: 741-756.
- Garges J., Baehr A., 1998:** Type curves to determine the relative importance of advection and dispersion for solute and vapor transport. *Ground water* 6: 959-965.
- Gelhar L., Collins M., 1971:** General analysis of longitudinal dispersion in nonuniform flow. *Water research* 7: 1511 – 1521.
- Geyer T., Birk S., Licha T., Liedl R., Sauter M., 2007:** Multitracer test approach to characterize reactive transport in karst aquifers. *Ground water* 45: 36–45.
- Gimmi T., Leupin O., Eikenberg J., Glaus M., Van Loon L., Waber N., Wersin P., Wang H., Grolimund D., Borca C., Dewonck S., Wittebroodt C., 2014:** Anisotropic diffusion at the field scale in a 4-year multi-tracer diffusion and retention experiment – I: Insights from the experimental data. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 125: 373–393.

- Giraldi D., Vitturi M., Zaramellac M., Marionc A., Iannelli R., 2009:** Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling. *Ecological engineering* 35: 265–273.
- Glass R., Finley R. E., 2005:** Field – Scale tracer testing: Determination of controlling transport processes in fractured and heterogenos subsurface environment. Sandian National laboratories.
- Golding R., 2001:** Tracer tight test of the Kinder Morgan JP-8 delivery line. Tracer research corporation, Tuscon, Arizona.
- Goulet R. R., Pick F. R., Droste R. L., 2001:** Test of the first-order removal model for metal retention in a young constructed wetland. *Ecological Engineering* 17: 357–371.
- Gödeke S., Richnow H.-H., Weiß H., Fischer A., Vogt C., Borsdorf H., Schirmer M., 2002:** Multi tracer test for the implementation of enhanced in-situ bioremediation at a BTEX-contaminated megasite. *Journal of Contaminant Hydrology* 87: 211–236.
- Grapes T.R., Bradley C., Petts G.E., 2006:** Hydrodynamics of floodplain wetlands in a chalk catchment: The River Lambourn, UK. *Journal of Hydrology* 320: 324-341.
- Güven O., Molz F. J., Melville J. G., Didy S. E, Boman G. K., 1992:** Three-Dimensional Modeling of a Two-Well Tracer Test. *Ground Water* 30 : 945 – 957.
- Hall S., Luttrell S., Cronin W., 1991:** A method for estimating effective porosity and groundwater velocity. *Ground Water* 29:171-174.
- Hall S., 1994:** Single-well tracer methods for hydrogeologic evaluation of targer aquifers. International Symposium on Aquifer Thermal Energy Conference, November 14-16, 1994 Tuscaloosa, Alabama.
- Hall S., 1996:** Practical Single-well tracer methods for aquifer testing. in: Tenth National Outdoor Action Conference and Exposition, National Groundwater Association, Colombus, Ohio, USA, 11p, 1996.
- Harvey R. W., Mayberry N., Kinner N. E., Metge D. W., Novarino F., 2002:** Effect of Growth Conditions and Staining Procedure upon the Subsurface Transport and Attachment Behaviors of a Groundwater Protist. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 1872-1881.
- Hiscock K. M. 2005:** Hydrogeology principles and praktice. Blackwel Science, Oxford, UK.
- Hodgson C. J., Perkins J., Labadz J. C., 2003:** Evaluation of biotracers to monitor effluent retention time in constructed wetlands. *Letters in Applied Mikrobiologie*, 36, 362–371.
- Hodgson C. J., Perkins J., Labadz J. C., 2004:** The use of microbial tracers to monitor seasonal variations in effluent retention in a constructed wetland. *Water research* 38: 3833-3844.
- Hunt B., 2005:** Visual basic programs for spreadsheet analysis. *Ground Water* 43/1 : 138-141.
- Chen J., Liu Ch., Liao Ch., 2002:** A novel analytical power series solution for solute transport in a radially convergent flow field, *Journal of Hydrology* 266: 120–138.
- Jakobsen R., Jensen K. H., Brettmann K. L., 1993:** Tracer Test in Fractured Chalk 1. Experimental Design and Results *Nordic Hydrology*, 24, 1993, 263-274.
- Jørgensen P., McKay L., Spliid N., 1998:** Evaluation of chloride and pesticide transport in a fractured clayey till using large undisturbed columns and numerical modeling. *Water resources research* 34: 539 –553.
- Kadlec R. H., 2000:** The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15: 105–119.
- Käss W., 1998:** Tracing technique in geohydrology. Rotterdam, Balkema.



- Khalilabad M. R., Axelsson G., Gislason S. R., 2008:** Aquifer characterization with tracer test technique; permanent CO<sub>2</sub> sequestration into basalt, SW Iceland. *Mineralogical Magazine* 72: 121–125.
- Knowles P. R., Griffin P., Davies P.A., 2010:** Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water research* 44: 320–330.
- Knížek M., Vojtěchovská A., Bruthans J., Vysoká H., 2006:** Nové stopovací zkoušky v Moravském krasu I.: jeskynní systém Rudické propadání – Býčí skála. *Geol. výzk. Mor. Slez. v r. 2005*, Brno 2006.
- Kocabas I., Islam M., 2000:** Concentration and temperature transients in heterogeneous porous media. Part I: Linear transport. *J. Petroleum Science and Engineering*, 26: 221-233.
- Koskiaho J., 2002:** Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland /ponds. *Ecological Engineering* 19, 325-337.
- Kreft A., Zuber A., 1978:** On the physical meaning of the dispersion equation and its solutions for different initial and boundary conditions. *Chemical engineering sciences* 33: 1471-1480.
- Krueger C. J., Barber L. B., Metge D. W., Field J. A., 1998:** Fate and transport of linear alkylbenzenesulfonate in a sewage-contaminated aquifer: A Comparison of natural-gradient pulsed tracer tests. *Environ. Sci. Technol.* 32: 1134-1142
- Lai K. C., Lo I. M., Kjeldsen P., 2006:** Natural Gradient Tracer Test for a Permeable Reactive Barrier in Denmark. I: Field Study of Tracer Movement. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 10: 231-244
- Landa I., 2007:** Speciální hydrogeologie, CZU, Praha.
- Langergraber G., Giraldi D., Mena J., Meyer D., Peña M., Toscano A., Brovelli A., Korkusuz E., 2009:** Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment* 407, 3931-3943.
- Leap D., Kaplan P., 1988:** A Single-Well Tracing Method for Estimating Regional Advective Velocity in a Confined quifer: Theory and Preliminary Laboratory Verification. *Water resources research*, 24: 993-998.
- Leblanc D. R., Garabedian S. P., Hess K. M., Gelhar L. W., Quadri R. D., Stollenwerk K. G., Wood W. W., 1991:** Large-Scale natural gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts 1. Experimental Design and Observed Tracer Movement. *Water resources research* 27: 895-910.
- Lin A. Y. - Ch., Debroux J.-F., Cunningham J. A., Reinhard M., 2003:** Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering* 20: 75-88.
- Luo J., Cirpka O., Kitanidis P., 2006:** Temporal-moment matching for truncated breakthrough curves for step or step-pulse injection. *Advances in Water Resources* 29: 1306–1313.
- Maloszewski P., Wachniew P., Czupryński P., 2006:** Hydraulic Characteristics of a Wastewater Treatment Pond Evaluated through Tracer Test and Multi-Flow Mathematical Approach. *Polish Journal of Environmental Studies* Vol. 15 (1): 105-110.
- Maier F., Hebig K., Jin Y., Holzbecher E., 2011:** Ability of Single-Well Injection-Withdrawal Experiments to Estimate Ground Water Velocity. COMSOL conference in Stuttgart 2011.

- Mašín P., Janoušková P., Beneš P., Kubal M., 2009:** Simulace transportu elementárního nanoželeza a destrukce chlorovaných kontaminantů v porézním prostředí. Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi II, Konference 2009.
- Mastrocicco M., Prommer H., Pasti L., Palpacelli S, Colombani N., 2011:** Evaluation of tracer performance during electrical conductivity groundwater monitoring. *Journal of Contaminant Hydrology* 123: 157–166.
- Mironěnko V. A., Rumynin V. G., Konosavsky P. K., Pozdniakov S. P., Shestakov V. M., Roshal A. A., 1994:** Development of analytical and numerical models for the assessment and interpretation of hydrogeological field tests. Summary Report (1993-1994) of Russian - American Center for Contaminant Transport Studies. Earth Sciences Div., Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, 93 str.
- Mucha I., Šestakov V., 1987:** *Hydraulika podzemných vod*. ALFA, Bratislava, 338 str.
- Němeček J., Pokorný P., Lacinová L., Černík M., Masopustová Z., Lhotský O., Filipová A., Cajthaml T., 2015:** Combined abiotic and biotic in-situ reduction of hexavalent chromium in groundwater using nZVI and whey: A remedial pilot test, *Journal of Hazardous Materials*. *Journal of Hazardous Materials* <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.056>.
- OECD, 2001:** Guideline for testing of chemicals simulation test - Aerobic sewage treatment. Technical Report. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France, 50str.
- Ogata A., Bakns R., 1961:** A Solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. United States government printing office, Washington.
- Persson J., Somes N. L. G., Wong T. H. F., 1999:** Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 40, No. 3: 291-300.
- Perri M., Cassiani G., Gervasio G., Deiana R., Binley A., 2012:** A saline tracer test monitored via both surface and cross-borehole electrical resistivity tomography: Comparison of time-lapse results. *Journal of Applied Geophysics* 79: 6–16.
- Peiyue L., Hui Q., Jianhua W., Jia D., 2012:** Determination of Parameters for Contaminant Transport through Porous Media in a Radially Convergent Flow Field. *International Journal of Advances in Earth Sciences* 1: 33-38.
- Pitrák M., Mares S., Kobr M., 2006:** A Simple Borehole Dilution Technique in Measuring Horizontal Ground Water Flow. *Ground water* 45: 89–92.
- Phanikumar M., McGuire J., 2010:** A multi-species reactive transport model to estimate biogeochemical rates based on single-well push-pull test data. *Computers & Geosciences* 36: 997–1004.
- Ptak T., Piepenbrink M., Martac E. 2004:** Tracer tests for the investigation of heterogeneous porous media and stochastic modelling of flow and transport—a review of some recent developments. *Journal of Hydrology* 294:122–163.
- Ramírez-Sabag J., Valdiviezo-Mijangos O., Coronado M., 2005:** Inter-well tracer tests in oil reservoirs using different optimization methods: A field case. *Geofísica Internacional* 44: 113-120.
- Rebeix R., Le Gal La Salle C., Jean-Baptiste P., Lavastre V., Fourré E., Bensenouci F., Matray J., Landrein P., Shouakar-Stash O., Frapé S., Michelot J., Lancelot J., 2014:** Chlorine transport processes through a 2000 m aquifer/aquitard system. *Marine and Petroleum Geology* 53: 102-116.
- Ronkanen A.- K., Kløve B., 2007:** Use of stable isotopes and tracers to detect preferential flow patterns in a peatland treating municipal wastewater. *Journal of hydrology* 347: 418– 429.

- Rošal A. A., 1981:** Polevyje metody opredelenija migracionnyh parametrov: Obzor VIEMS, gidrogeologija i inženěrnaja geologija, 64 str.
- Rovey C., Nieman W., 2005:** Do conservative solutes migrate at average pore-water velocity? *Ground water* 43: 52-62.
- Sabatini D., Austin T., 1991:** Characteristics of Rhodamine WT and Fluorescein as Adsorbing Ground-Water Tracers. *Ground water* 29: 341-349.
- Salhani N., Stengel E., 2001:** A comparative study of the gas exchange potential between three wetland species using sulfur hexafluoride as a tracer. *Ecological Engineering* 18: 15–22.
- Sequensová M., Landa I., Šimek P., Voženilek D., 2009:** Projektování sanačních systémů s využitím nanoželeza a určování jeho migračních parametrů. *Inovativní sanační technologie ve výzkumu a praxi II, Konference 2009.*
- Sherman B.S., Trefry M.G., Davey P., 2009:** Hydraulic characterisation of a constructed wetlands used for nitrogen removal via a dual-tracer test. *International Mine Water Conference, 19.– 23. 10. 2009, Pretoria, South Africa.*
- Shook M., 2003:** A Simple, Fast Method of Estimating Fractured Reservoir Geometry from Tracer Tests. *Trans., Geothermal Resources Council, Vol. 27, 2003.*
- Shook M., Ansley S., Wylie A., 2004:** Tracers and Tracer Testing: Design, Implementation, and Interpretation Methods. *Idaho National Engineering and Environmental Laboratory Bechtel BWXT Idaho, LLC.*
- Shook G. M., Forsmann J. H., 2005:** Tracer Interpretation Using Temporal Moments on a Spreadsheet. *Idaho national laboratory, Idaho.*
- Shook G. M., 2005:** A systematic method for tracer test analysis: an example using beowawe tracer data. *PROCEEDINGS, Thirtieth Workshop on Geothermal Reservoir Engineering, Stanford University, Stanford, California, 31. 1. - 2. 2. 2005.*
- Schmid B. H., Hengl M. A., Stephan U., 2004:** Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis. *Water Research* 38: 2095–2102.
- Schreiber M., Bahr J., 2002:** Nitrate-enhanced bioremediation of BTEX-contaminated groundwater: parameter estimation from natural-gradient tracer experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 55: 29– 56.
- Schroth M., J.D. Istok J., Haggerty R., 2001:** In situ evaluation of solute retardation using single-well push-pull tests. *Advances in Water Resources* 24:105-117.
- Schulze-Makuch D., 2005:** Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Ground Water* 43/3 : 443-456.
- Simi, A. L., Mitchell C. A., 1999:** Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater. *Water Science and Technology*, 40: 301-307.
- Sottani A., Dal Prà A., 1995:** Ground water velocity measurements with the single point dilution method (SPDM) in a sample site of the high Venetian plain (Galliera V. - Northern Italy). *2nd I.M.Y.R.A.G. International Meeting of Young Researchers in Applied Geology, 11-13 Ottobre 1995, Centro Congressi Peveragno (CN).*
- Stern D. A., Khanbilvardi R., Alair J. C., Richardson W., 2001:** Description of flow through a natural wetland using dye tracer tests. *Ecological Engineering* 18: 173–184.
- Su T. - M., Yang S. - Chi, Shih S. - Shu, Lee H. - Y., 2009:** Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands. *Ecological engineering* 35: 1200–1207.

- Suliman F., Futsaether C., Oxaal U., Haugen L. E., Jenssen P., 2006:** Effect of the inlet–outlet positions on the hydraulic performance of horizontal subsurface-flow wetlands constructed with heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 87: 22–36.
- Šestakov V. M. 1973:** *Dinamika podzemnyh vod*. Izdatel'stvo MGU, Moskva, 327 str.
- Šestakov V. M., Baškatov D. N. 1974:** *Opytnofil'tracionnye raboty*. Nedra, Moskva, 202 str.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. T. & Šejna, M., 2008.** Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes. *Vadose Zone Journal* 7: 587-600.
- Tang D. M., Frind E. O., Sudicky E. A. (1981):** Contaminant transport in fractured porous media: analytical solution for a single fracture. - *Water Resource Research*, 17:555-564.
- Tiedeman C., Hsieh P., 2002:** Evaluation of longitudinal dispersivity estimates from forced-gradient tracer tests in heterogeneous aquifers. *Calibration and Reliability in Groundwater Modelling: A Few Steps Closer to Reality (Proceedings of Model CARE 2002, Prague, Czech Republic, June 2002)*. IAHS Publ. no. 277, 2002.
- Toride N., Leij F. J., van Genuchten M. Th., 1995:** The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments. U.S. Department of agriculture Riverside, California.
- Toscano A., Langergraber G., Consoli S, Cirelli G. L., 2009:** Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering* 2009/35: 281-289.
- Tonder G., Reimann K., Dennis I., 2002:** Interpretation of single-well tracer tests using fractional-flow dimensions. *Hydrogeology Journal* 2002/10 : 351-356.
- Twarakavi N., Šimůnek J., Seo S., 2008:** Evaluating Interactions between Groundwater and Vadose Zone Using the HYDRUS-Based Flow Package for MODFLOW. *Vadose Zone Journal*, 3, pp. Vol. 7 No. 2, 757-768.
- Vanderborght J., Vereecken H., 2002:** Estimation of local scale dispersion from local breakthrough curves during a tracer test in a heterogeneous aquifer: the Lagrangian approach. *Journal of Contaminant Hydrology* 54: 141– 171
- Vandenbohede A., Lebbe L., 2002:** Performance and interpretation of tracer test in the Belgian coastal plain. 17- Salt water intrusion meeting, Delft, Netherlands, 6 - 10.5. 2002.
- Vandenbohede A., Lebbe L., 2003:** Combined interpretation of pumping and tracer tests: theoretical considerations and illustration with a field test. *Journal of Hydrology* 277: 134–149.
- Vandenbohede A., Lebbe L., 2006:** Double forced gradient tracer test: Performance and interpretation of a field test using a new solute transport model. *Journal of Hydrology* 317: 155–170.
- Vojtěchová A., Bruthans J., Krejča F., 2010:** Comparison of conduit volumes obtained direct measurements and artificial tracer test. *Journal of Cave and Karst Studies* 72: 156–160.
- Wachniew P, Czuprynski P, Maloszewski P., 2003:** Hydraulic characteristics of constructed wetlands evaluated by means of tracer tests. 54. Berg- und Hüttenmännischer Tag "Trace Elements and Isotopes in Geochemistry – Fluids and Solids“ 20. Juni 2003, TU Bergakademie Freiberg, Workshop.
- Wallis I., Moore C., Post V., Wolf L., Martens E., Prommer H., 2014:** Using predictive uncertainty analysis to optimise tracer test design and data acquisition. *Journal of Hydrology* 515: 191–204.

- Webster D. S., Proctor J.F., Marine I.M., 1970:** Two - well tracer test in fractured crystalline rock. United States Gowerment printing office, Washington, 22 str.
- Werner T. M., Kadlec R. H., 2000:** Wetland residence time distribution modeling. Ecological Engineering 15: 77–90.
- Wexler E. J. 1989:** Analytical solutionfor one -, two- a tree- dimensional solute transport in ground water systeme with uniform flow. U. S. Geological survey, Tallahassee, Florida, 132 str.
- Woodman N., Rees-White T., Stringfellow A., Beaven R., Hudson A., 2015:** Multiple-tracer tests for contaminant transport process identification in saturated municipal solid waste. Waste Management 38: 250–262.
- Worthington S. R.H., Smart C. Ch., Ruland W., 2012:** Effective porosity of a carbonate aquifer with bacterial contamination: Walkerton, Ontario, Canada. Journal of Hydrology, přijatý rukopis v tisku.
- Yang Y. S., Lin X. Y., Elliot T., Kalin R. M., 2001:** A natural-gradient field tracer test for evaluation of pollutant-transport parameters in a porous-medium aquifer. Hydrogeology Journal 9 : 313-320.
- Zlotnik V. A., Zurbuchen B. R. 1998:** Dipole probe: Design and field applications of a single-borehole device for measurements of vertical variations of hydraulic conductivity. Ground water 36: 884-893.
- Zumr D., 2008:** Využití barevných stopovačů pro popis preferenčního proudění v půdě. Junior stav 2008, 3 Vodní hospodářství a vodní stavby.

## 9 Seznam použitých symbolů

C	koncentrace indikátoru v čase t	$g \cdot m^{-3}$
C <sub>0</sub>	počáteční koncentrace indikátoru	$g \cdot m^{-3}$
d	průměr vrtu	m
D <sub>m</sub>	koeficient mechanické disperze	$m^2 \cdot s^{-1}$
D <sub>L</sub>	koeficient podélné hydrodynamické disperze	$m^2 \cdot s^{-1}$
D <sub>T</sub>	koeficient příčné hydrodynamické disperze	$m^2 \cdot s^{-1}$
ε	kinematická pórovitost	
I	vertikální gradient	
k	koeficient nasycené hydraulické vodivosti	$m \cdot s^{-1}$
L	délka oblasti (1-D migrace)	m
L <sub>d</sub>	polovina délky liniového zdroje kontaminace	m
m	mocnost zvodně	m
m <sub>e</sub>	koeficient sorpční kapacity	
M	množství injektovaného indikátoru	g
n	pórovitost	-
n <sub>e</sub>	efektivní pórovitost	-
Pe	Pecletovo číslo	-
q <sub>d</sub>	měrná dotační vydatnost	$m^3 \cdot s^{-1}$
Q	čerpané množství	$m^3 \cdot s^{-1}$
r	radiální souřadnice	m
R <sub>d</sub>	retardační faktor	-
A	příčný profil, plocha	$m^2$
t	čas	s
t <sub>0</sub>	čas kdy se indikátor objeví	
t <sub>max</sub>	čas ve kterém je koncentrace indikátoru maximální	s
t <sub>0,5</sub>	čas kdy je obsah indikátoru při dlouhodobé dotaci 50%	
t <sub>k</sub>	čas ve kterém obsah indikátoru doznívá	
t <sub>p</sub>	čas od začátku čerpání do okamžiku kdy je zpětně vyčerpána polovina množství indikátoru (d)	
t <sub>d</sub>	čas od dotace stopovače do doby kdy je zpětně vyčerpána polovina množství indikátoru (d).	
v	rychlost proudění podzemní vody	$m \cdot s^{-1}$
v <sub>f</sub>	filtrační rychlost podzemní vody	$m \cdot s^{-1}$
δ <sub>L</sub>	podélná disperzivita	m
δ <sub>T</sub>	příčná disperzivita	m
F	faktor deformace vrtu	

## 10 Přílohy

### 10.1 Příloha 1

Článek prezentovaný na Mezinárodní konferenci mladých vědeckých pracovníků, UCOLIS 2010.

#### TITLE

#### THE USE OF NATURAL GRADIENT TRACER TESTS

**Authors:** P. Šimek, M. Sequensová

**Institution:** Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences

**Abstract:** Migration parameters are fundamental for the migration pollution determination. The knowledge of these parameters is essential for well-designed remediation project, as well as for the prediction of pollution spreading while delimitating protective zones of drinking sources. Two methods of natural gradient tracer test are described at this paper, point-dilution tracer test and two-well natural gradient test. Analytical solutions of both tests are described and parameters of sandy-loamy soil at study area are estimated. Two tracers were used – NaCl and Rhodamin 6G. The model of study area was created for verification of results. Natural gradient tracer tests have limitation, but can be used for informative, cheap and relative quick finding out of parameters of medium and present processes. The tracers can be used, but problem with density (NaCl) and sorption (Rhodamin) must be included. Tracer tests are useful tool for obtaining information about hydrogeological medium and ground water movement, but their next research is necessary.

**Keywords:** migration, salt, dye tracer, remediation

#### INTRODUCTION

To investigate risk assessment and projection of remediation systems of water contamination it is important to estimate data from spread pollution conditions. This data are transport parameters such as groundwater velocity, kinematic porosity and dispersion. These parameters can be interpreted from field tracer tests (Tonder et al. 2002). Migration test is based on injection tracer at hydrogeology medium and observing concentration changing. From concentration (breakthrough) curve we compute migration parameters of study medium.

Tracer tests are widely used to find out subsurface properties, but they are also often applied to explore connectivity of fractured rocks in subsurface (e.g., Birk et al. 2005), and

to determine solute transport properties and chemical reaction parameters, such as the distribution coefficient for mass transfer between liquid and solid phases (Davis et al. 2001).

Migration parameters can be used also in mathematical models to improve the accuracy of the transport modeling efforts which is often limited due to absence of field data at an appropriate length scale for significant aquifer parameters. In-situ field tracer tests that can determine the dispersive properties of solutes and groundwater velocity, provide a particularly useful way to obtain field-representative parameters and data at a given scale (Jakobsen et al. 1993), thus improving the accuracy of the transport modeling effort. Because models of a groundwater system are widely used (prediction of groundwater flow, transport and fate of solutes and pollutants in aquifers, protection of valued supply sources for drinking and industrial water), they are an important tool in hydrogeology and engineering ecology practice. Hence the development and application of in-situ tracer-testing methods in the field at a suitable scale are then imperative (Yang et al. 2001). In our research we created the model of underground system at software GMS 7.0. At this model we wanted to verify estimated parameters, and observe the influence of parameters on the model accuracy.

Natural gradient field tracer tests are studied in this paper. These tracer tests are a methodically and technically simplest way how to find out base migration parameters. But its usability is limited. They are mainly used in cases when attenuation is designed (Burbery et al. 2003). Negatives of tracer tests under natural conditions are: long duration of test at places with slow velocity of ground water, and expensiveness in case with several observation boreholes. (Tonder et al. 2002). But in many cases we can use existing wells and then tests are relatively cheap. Relations for natural gradient test evaluations are only approximative. Pulse tracer tests are just informative, that is the reason why permanent dotation schema is preferred, and it isn't much more expensive (Mucha, Šestakov 1987). Analytical solutions of tracer tests are used and presented at this paper.

Two types of natural gradient test were done: with one borehole and with two boreholes. Chloride (NaCl) and fluorescent dye (Rhodamin 6G (R6G)) were used as a tracer. These types of tracers are widely used and verification of their usability in conditions of test and area was our focus.

## METHODS AND MATERIALS

Dotation of tracer at natural gradient flow enables following its spread in space and time. These assumptions should be taken into account (Mucha, Šestakov 1987).

- Tracer is injected to saturated part of medium; diameter and resistance of well are negligible.
- The ground water flow isn't influenced by injection and measurements.
- Aquifer is ideal, homogenous and isotropic and flow is linear.
- Viscosity and density of tracer matches the water's.
- Tracer doesn't underlie sorption processes.



For analyzing breakthrough curve the characteristic point can be used. Characteristic moments on tracer curve are for example (see fig. 1):

- $t_0$  - time of first appearance of tracer
- $t_{\max}$  - time of maximum tracer concentration
- $t_{0,5}$  - time of 50 % tracer at observation borehole - instantaneous injection
- $t_k$  - time when tracer diminishes

### **The single – well point – dilution tracer test**

The single – well point – dilution test is a method where rate of tracer dilution in a borehole, or in an isolated segment of a borehole, is observed to evaluate the average ground water velocity in the aquifer. The tracer is drifted from the well and its lowering concentration is measured. This process generates a time-concentration relationship from which the Darcy velocity is computed. The weakness of this test is that its interpretation requires knowledge of aquifer kinematic porosity to estimate the natural-flow velocity (Tonder et al. 2002 ex Freeze, Cherry 1979).

Its interpretation involves a 3D numerical model, because the dilution processes are mostly in a 3D form. However, several rough estimates might be obtained on the basis of fairly simple analytical solutions (Mironěnko et al. 1994). These solutions are relatively easy and quick. Thereby tests are suitable for every case, when we need estimate parameters of migration conditions at porous medium reasonably and relatively quick. The test could be done with other types of tests which are used in hydrogeological practice. Despite of relatively simplicity of this test, the results are still good and adequate for engineering solution.

If average velocity of the field groundwater system is known (e.g. from laboratory test), a preliminary estimate of effective porosity can be done from a point dilution test. Decrease of tracer concentration, which is instantaneously injected to the well at natural hydraulic gradient, is given by equation (139) (Yang et al. 2001 ex Freeze, Cherry 1979):

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{Av^*C}{V} \quad (139)$$

where A is the vertical cross-sectional area of the test zone ( $= 2rb$ ) for a section of depth b and borehole radius r, V is the volume of the test zone ( $= \pi r^2 b$ ); and  $v^*$  is the average bulk velocity across the center of the isolated segment, which can be related to the average linear velocity v in the aquifer (as traced by a tracer in the medium) through  $v^*=vnF$ , where n is the effective interconnected porosity and F is borehole distortion factor. Upon integration,

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -\frac{4vt}{\pi m F d}, \quad (140)$$

where the tracer concentration  $C_0$  is initial concentration at  $t = 0$ , C is concentration in time t. Values of F for tests in gravel or sand aquifers typically range from 0.5 – 4. Lin, Jiao (Yang et al. 2001 ex Lin, Jiao 1989) suggest that  $F = 0.5$  is a reasonable value for

boreholes in the study area. Observation data are plotted on a semi-logarithmic plot (Yang et al. 2001).

### Two wells natural gradient flow tracer test

It is necessary to have detail information about flow direction for this type of tracer test, because monitoring well should be placed on streamline, which connected injection point and monitoring point. In case, when valuables have to be accurate, the relatively high number of boreholes should be used. For better estimation of transverse dispersion it is good when the wells are placed also transversally in direction to axes of well system.

This test is based on injection of tracer in one point and measurement of tracer concentration in the other point, or group of points, thus migration at aquifer, which is caused by advection and dispersion, is observed. The advantage of this method is that longitudinal and transverse dispersion (eventually dispersivity) can be found out. This type of tracer tests could be connected with geophysical methods, if the collector is shallow. If the flow field is multidimensional and deformed, interpretation can be problematic. In this case it is better to prolong time of test (Beneš 1995).

If longitudinal dispersion can be neglected (moving of tracer is fast), flow velocity can be computed from equation (11):

$$u_0 = \frac{x}{t_{\max}} \quad (141)$$

from knowledge of hydraulic conductivity (k) and hydraulic gradient (I) the porosity may be estimated.

$$n = \frac{kI}{u_0} \quad (142)$$

For instantaneous injection of tracer to borehole the analytical solution of advection – dispersion equation (e. g. Mucha, Šestakov 1987) is given by (13). From this solution of maximum tracer concentration, the longitudinal and transverse dispersion can be computed:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{r^2 m_e}{4D_L t_{\max}} \exp \left[ -\frac{\left( x - \frac{vt_{\max}}{m_e} \right)^2}{4D_L t_{\max}} \right] \quad (143)$$

where  $m_e$  = coefficient of sorption capacity,  $D_L$  = longitudinal dispersion,  $r$  = borehole radius,  $t_{\max}$  = time of maximum tracer concentration.

Equation (13) is valid for maximal concentration at time  $t_{\max}$  at the borehole situated on axis  $x$  ( $y = 0$ ). The values are finding out by fitting measured data on computed concentration curve, or using to two equations expressing one parameter (Mucha, Šestakov 1987).

### **Area description**

Experiments were realized in our experimental area. The area is located in Dražice, part of city Benátky nad Jizerou. The area lies on the left bank of Jizera River, 140 m west from the river. The place is in the area of transform distribution station. The plot is owned by company ČEZ a. s. There are four boreholes in area, and two wells are out of area (see fig. 2). One borehole was destroyed during reconstruction of transform station.

### **Regional hydrogeology**

The bedrock in experimental area is formed by cretaceous sediments of early turon. Over the cretaceous sediment are quarter sediments of Jizera River (fluvial, porous permeability sands and gravel sand). Upper part of geologic medium is formed by anthropogenic back fill. The ground water circuit is bound to quarter fluvial sediments. The coefficient of hydraulic conductivity ranges between  $2,5 * 10^{-3} - 1,1 * 10^{-2} \text{ ms}^{-1}$ . The direction of ground water flow is oriented to the southwest to the river. On the base of minimal difference at ground water level, the change at direction of water flow can be expected. Average annual precipitation from year 1901 – 1980 in precipitation gage station at Benátky nad Jizerou was 550 mm. Locality was polluted by oil matters and poly chlorine biphenyl (PCB).

### **Tracer tests**

Well PV3 is used like injection point because of its location. Samples can be taken off both down gradient and up gradient flow from PV3. Chloride (NaCl) and fluorescent dye (Rhodamin 6G) were used like a tracer. Tracers were chosen because of their common use and we wanted verify their usability at conditions of test and area. The samples are collected by using multi-parameter probe TROLL 9000 for NaCl samples, and automatic sampler sigma SD 900 (NaCl, dye), which includes 24 sample bottles.

To the borehole PV2 the solution of NaCl and Rhodamin was injected. The solution was prepared from 1 kg of NaCl which was dissolved in 10 l of tap water. Then the Rhodamin was added. The solution was instantaneously injected to the borehole. The probe was place to the well PV2 during point dilution test, and to the well PV1 during test with two wells. The probe measured and logged data at 20 minutes interval. This interval was chosen due to the conditions of test and battery and memory capacity. The probe has measured conductivity, which has been re-counted on concentration of NaCl. The automatic sampler was set up to interval of two hours. The samples are collected at 0,5 l plastic bottles and given for analyzing to the laboratory.

A model of area was created for verification of our findings. This model was created in GMS 7.0. We used soil profile from borehole to create underground modeled area (fig. 3, 4), and area was discretized by 3D grid.

## **RESULTS AND DISCUSSION**

The porosity was estimated from both tests. The value of porosity from point-dilution tracer test is 0.3. This value is considered to be realistic for this area. Figure 5 images measured and fitted data. With our equipment it is problematic to find out, in which part of borehole the water flow is the biggest. It isn't obvious if the obtained values weren't influenced by occurrence of layer with faster stream, or if it is mean value of whole borehole. Anyway the borehole profile seems to be relatively homogenous so the value of porosity in this point is probably equal to mean value from entire aquifer. The value of porosity from second tracer tests (two wells) is 0,17. This value doesn't correspond with medium well. That could be caused by concrete bed of transformer, which can change groundwater flow direction. Other reason could be finishing flood wave, because it could change migration parameters. Next reason for this inaccuracy is placing of monitoring borehole which isn't exactly at direction of flow. Last possibility is very fast flux when tracer wasn't measured and measured curve can be caused by sorption and density effects. The shape of curve supports this opinion (fig. 6). Perhaps this inaccuracy is caused by all of these reasons.

The tracers used have been widely reflected in literature. They are considered as reliable tracers of ground water. But lately some problems occurred. According to preliminary results (samples of dye aren't analyzed by laboratory at this time) it seems that this problem occurred during our tests, for example density effect of chloride. We suppose, that part of NaCl fall to the bottom of borehole. According to Schmid et al. (2004) salt density can influenc also concentration curve. This may be reason for pectineal shape of curve. Rhodamin 6G is very similar to Rhodamin WT (Zumr 2008), which is plentifully used at constructed wetland. R6G would have been more suitable for underground tracing because of lower sorption. From our results it is evident, in agreement with literature (Zumr 2008, Lin et al. 2003), that rhodamin underlie sorption processes. But comparison of different types of rhodamin wasn't done at this test. So both of tracers initial conditions weren't fulfilled - viscosity and density of tracer is the same like water and tracer doesn't underlie sorption processes. In some cases the conditions needn't be involved, but only in specific cases (fast flux, brief period), therefore the other tracers should be examined.

The value of porosity doesn't influence model considerably, but its knowledge can increase the objectivity of model. Dispersion value influences model more, because of obscurities of the second test, its influence couldn't be reliably described.

The data obtain can be used for design of remediation and improvement. Tracer test provides at least basic information about medium and spread pollution migration. But its appreciable usage for pollution assessment is limited by nonexistent methodology.

## CONCLUSION

Use of natural gradient tracer test has considerable limitation. However these tracer tests can provide at least basic information about hydrogeologic medium and spread pollution. A porosity or water flow velocity can be estimated from point-dilution tracer, and dispersion parameters from two wells natural gradient test. The solution of point-dilution tests seems to be applicable at practice. Data obtained from two well test was inaccurate so the interpretation wasn't enough correct. But the information about processes in progress at the medium can be found out at least. The analytical solutions of tracer tests are relatively

fast and easy, and enough correct for engineering applications. Data from test can be used for better model objectivity and for remediation design and its improvement. Because of this information, the project of remediation can be well and more effectively designed. It can also help to delimitate protective zones of drinking sources.

It is possible to use both tracers from our experiment for future projects. But it is necessary know, that tracers have limitations. NaCl should not be used at too large amount or high concentration, because the results are then influenced by density effects. The advantages of NaCl are cost efectivity, availability and easy measurement and analysis. On the other hand the biggest limitation of rhodamin is sorption. Its use is mainly limited to places, where the time of test is little and monitoring points aren't too far from injection point.

If information needs to be obtained quickly and cheaply, the natural gradient tracer test is suitable tool. Also in cases when no parameters are known and we need basic idea about hydrogeologic medium to build on. The knowledge of parameters leads to more effective remediation design. However the tracer tests need additional research. Formation of methodology of interpretation and realization of tracer tests is still needed.

This study was awarded by grant of Czech University of Life Sciences Prague č. 20104206, 42400/1313/3103

## REFERENCES

- Birk S., Geyer T., Riedl R., Sauter M., 2005:** Process-Based interpretation of tracer tests in carbonate aquifers. *Ground Water* 43/3: 381-388.
- Beneš V., 1995:** Hydrodynamika transportních a transformačních procesů polutantů v podzemních vodách. Academia, Praha, 178 str.
- Burbery L., Cassiani, G. Andreotti G., Ricchiuto T., Semple K.T., 2003:** Single-well reactive tracer test and stable isotope analysis for determination of microbial activity in a fast hydrocarbon-contaminated aquifer. *Environmental Pollution* 129: 321–330.
- Davis J. A., Hess K. M., Coston J. A., Kent D. B., Joye J. L., Brienens P., Campo K. W., 2001:** Multispecies Reactive Tracer Test in a Sand and Gravel Aquifer, Part 1 Experimental Design and Transport of Bromide and Nickel-EDTA Tracers. USEPA, Office of Research and Development Washington DC
- Jakobsen R., Jensen K. H., Brettmann K. L., 1993:** Tracer Test in Fractured Chalk 1. Experimental Design and Results *Nordic Hydrology*, 24, 1993, 263-274.
- Lin A. Y. - Ch., Debroux J.-F., Cunningham J. A., Reinhard M., 2003:** Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering* 20: 75-88.
- Mironěnko V.A., Rumynin V.G., Konosavsky P.K., Pozdniakov S.P., Shestakov V.M., Roshal A. A., 1994:** Development of analytical and numerical models for the assessment and interpretation of hydrogeological field tests. Summary Report (1993-1994) of Russian - American Center for Contaminant Transport Studies. Earth Sciences Div., Lawrence Berkeley National Laboratory, University of California, 93 str.
- Mucha I., Šestakov V., 1987:** *Hydraulika podzemních vod*. ALFA, Bratislava, 338 str.
- Schmid B. H., Hengl M. A., Stephan U., 2007:** Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density

layers and its influence on breakthrough curve analysis. Water Research 38: 2095–2102

**Tonder G., Reimann K., Dennis I., 2002:** Interpretation of single-well tracer tests using fractional-flow dimensions. Hydrogeology Journal 10: 351-356.

**Yang Y.S., Lin X.Y., Elliot T., Kalin R.M., 2001:** A natural-gradient field tracer test for evaluation of pollutant-transport parameters in a porous-medium aquifer. Hydrogeology Journal 2001/9 : 313-320.

**Zumr D., 2008:** Využití barevných stopovačů pro popis preferenčního proudění v půdě. Junior stav 2008, 3 Vodní hospodářství a vodní stavby

## TABLES AND FIGURES

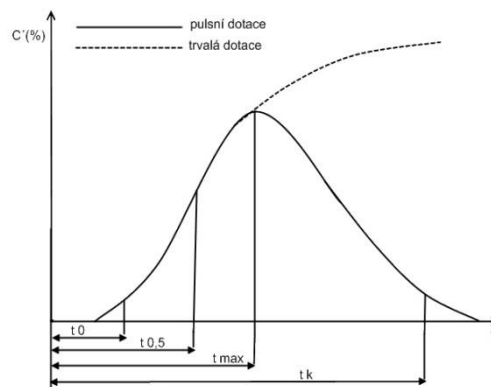


Figure 1: tracer concentration curve, uniform parallel flow

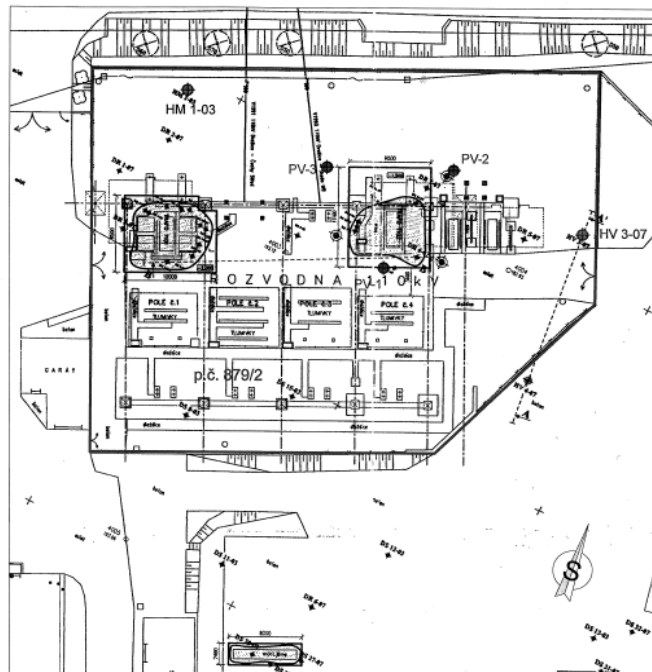


Figure 2: study area

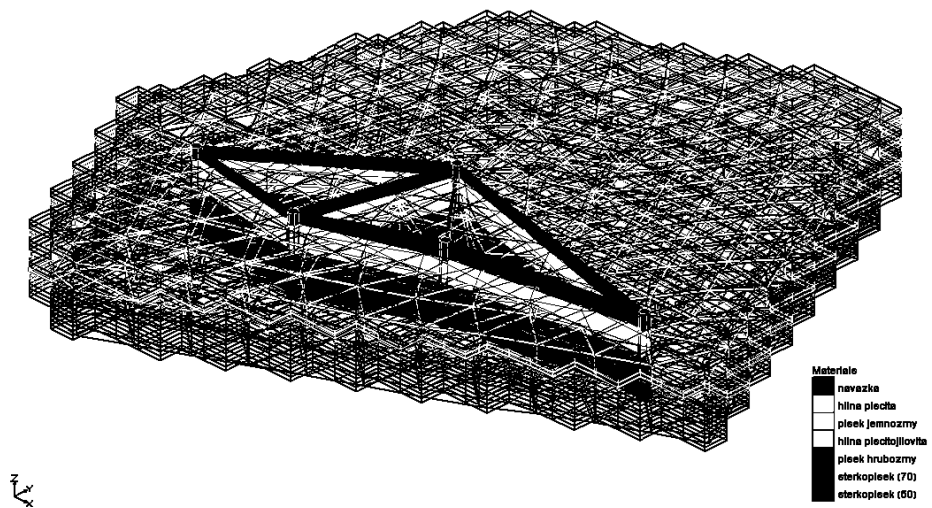


Figure 3: solid from borehole profile and 3D discretization

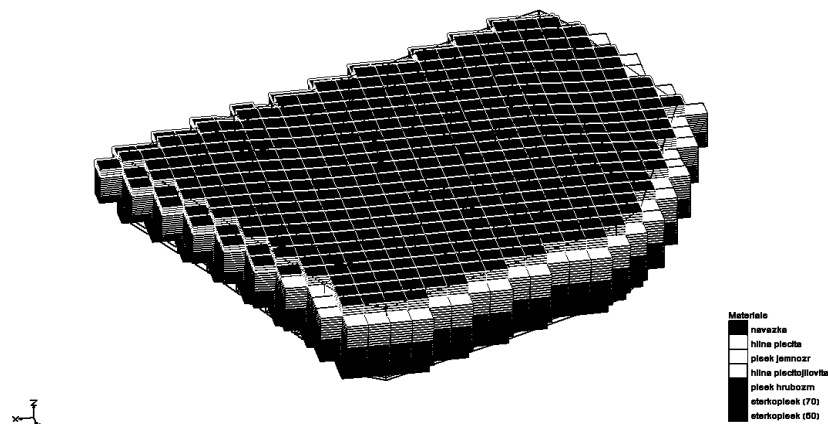


Figure 4: 3D model of study area

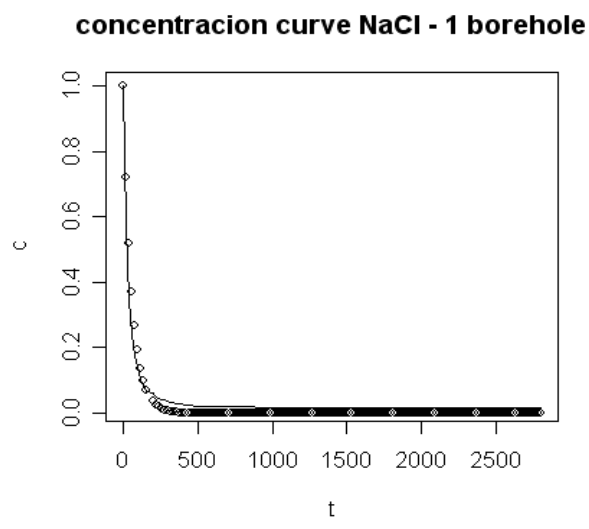


Figure 5: concentration curve from point-dilution tracer test, measured – line, modeled - points

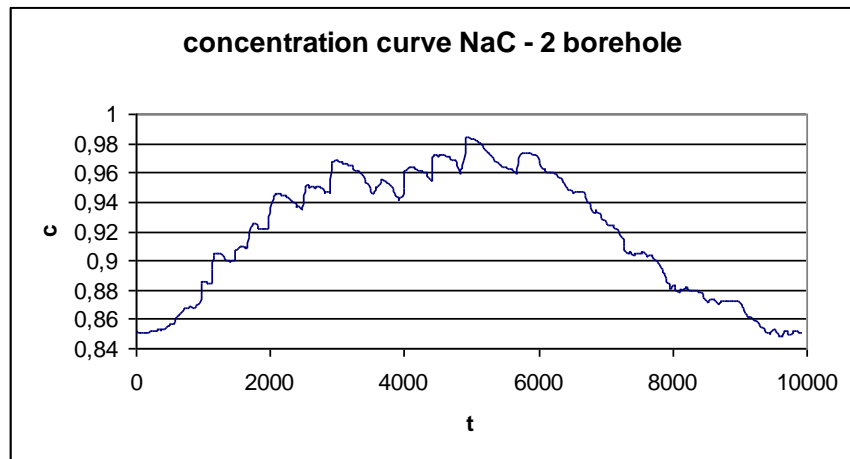


Figure 6: concentration curve from two well tracer test

---

*Contact adress:* Ing. Pavel Šimek, Ing. Markéta Sequensová, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, Postcode 165 21, e-mail: simekp@fzp.czu.cz.

---



## 10.2 Příloha 2

Publikováno ve WASTE FORUM 2013, 3, str. 139 - 185

### The use of migration tests in constructed wetlands

**Pavel Šimek<sup>a</sup>, Ivan Landa<sup>b</sup>, Marek Merhaut<sup>b</sup>, Andrea Juanola Freixas<sup>a</sup>**

<sup>a</sup> Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, Czech Republic, e-mail: simekp@fzp.czu.cz, <sup>b</sup> Institute of Hospitality Management in Prague, Svidnická 506/1, 181 00 Praha-Troja, e-mail: i.landa@email.cz

#### Summary

Constructed wetlands (CW) are being used to treat mainly municipal waste water in recent times i.e. water from households, restaurants, guest houses or hotels. Their number is constantly increasing, as they have proved their advantage to retain water in landscape and enhance supply of groundwater. Effectiveness of treating process is limited due to the dependence on climatic conditions and a type and degree of residual pollution, while not only artificial, but also natural wetlands function as constructed wetlands. That's why more attention is paid to the evaluation of practical experience and research of constructed wetlands in order to increase their safety and environmental performance. It is being proved that their performance depends on many factors causing that the effectivity of treatment processes in various sections of CW can be quite different from the usual deep-rooted assumptions. Migration tests are appropriate for studying and verification of cleaning processes heterogeneity. It is an effective method of continuous evaluation of their performance and for quantification of hydraulic condition changes. The principle of migration tests is the dotation of indicator at the CW inlet and measuring its concentration in the effluent. Then the parameters of CW are calculated from obtained breakthrough (concentration) curve. Within Research oriented works there have been carried out a migrating test based on model constructed wetlands in the village called Křešín in Hořovice area. The resulting concentration curve and calculated parameters indicate a properly functioning wetland but the preferential flow in CW has been created. In spite of some unclarity and inaccuracy provisionally associated with migration tests, this type of tests is suitable for appraisal of correct design of constructed wetlands and observation of their changes of performance over times.

**Keywords:** sewage treatment, tracer tests, indicator

#### Introduction

The experience of recent years show <sup>[1, 2]</sup> that constructed wetlands (hereinafter referred as CW), which are also included in the group of so-called artificial wetland systems are very suitable systems not only for treating municipal waste water, but also for the treatment of waste water from small and medium-sized communities <sup>[3]</sup>, mainly because there is very efficient water recycling that can be reinfiltreated into rock background. This causes accumulation of groundwater supplies and increasing its utilizable amount for drinking water supply.

The main advantages of CW are its cleaning efficiency, relatively low operating costs and simple operation<sup>[4]</sup>. Despite the fact, that designing of constructed wetlands received considerable attention<sup>[5, 6, 7]</sup>, the main methodological approach remains based on the principle of "black box", which recognizes the input and output parameters of purified water. We still have limited knowledge about complexity of treatment processes (i.e. in space and time) in the bed of the CW. The main reason is that the physic-chemical and chemical interactions between soil, vegetation, purified water and microorganisms are not well known<sup>[4]</sup> and change over time. It is shown that there are rare works which would provide definition and prognosis of these interactions which depend on the time-varying temperature, changing pH, Eh, concentration of specific substances and especially changing hydraulic parameters, which occur as a result of water plant root ingrowth into the CW system.

The current trend in CW research is focused on the mathematical methods of transformation process modelling but mainly on performing experiments in real ground conditions of selected areas. The main aim of these experiments is to obtain such information on cleaning processes which could enable to verify results of mathematical modelling and characterize these processes<sup>[8]</sup>. We can classify migration tests among such experiments. They enable determination of the migration parameters of solid substrate which is penetrated by root system. Also hydraulic parameters can be identified, such as flow rate coefficient of the cleaning layers, and also the integral value of Darcy's filtration coefficient. From the ecological perspective use of these tests is interesting for the research of the transformation and degradation of specific substances, i.e. pharmaceuticals, chemicals disrupting endocrine glands or linear alkyl benzene sulphates<sup>[2]</sup>, but also a large group of cytostatics, contraceptives, etc.

Most of the CWs are built for final treatment of waste water from households, hotels, restaurants, guest houses, etc. The attention has been also aimed to their use for the purification of mine water<sup>[9]</sup> and runoff water located in the road vicinity in the Czech Republic.

The CWs are commonly used abroad for treatment of waste water from refineries, fuel depots, chemical plants, paper mills, tanneries, textile mills, slaughterhouses and water remaining after spirits and wine manufacturing. The CW systems are either being built with the aim to improving the quality of water in flushing agriculture areas.

The main cleaning processes taking part in cleaning water are:

- Degradation by microorganisms;
- Adsorption by plants;
- Nitrification – denitrification
- Adsorption

For example Thoet et al<sup>[10]</sup> describes degradation processes and plant adsorption of substances contained in waste water whereas alerted by Su et al.<sup>[6]</sup> both mechanisms are dependent on the residence time. The processes of nitrification and denitrification and adsorption on a substrate were studied for instance by Ronkanen, Kløvem<sup>[11]</sup>.

From an instrumental perspective, the migration processes are studied based on the results of chemical analysis of point or area water samples and of organic matter bound to the content of CW. The influence of temperature and pH on purification processes have been examined for example by<sup>[12, 13, 14]</sup>. According to our research, almost no one has been interested in easily interpreted parameters, such as the evaluation of the temperature field and the spatial heterogeneity of pH in the CW bed which is interesting. One of the few people who has dealt with the measurement of the temperature of waste water at the inlet and outlet of the wetland is Kadlec<sup>[15]</sup>. Some research works focused on the study of thermal heterogeneity of CW bed were carried out in the period from 2009 to 2011 in the Department of Environmental Engineering CULS.

There is only a restricted number of those who dedicate their work to the actual usage of migration tests to study spatial heterogeneity of CW, for example Knowles <sup>[1]</sup> who performed a migration test, in which the concentration of the indicator at different points was determined and heterogeneity of the CW was found. This type of migration testing is much more expensive than standard testing. Knowles <sup>[1]</sup> confirmed that it is possible to draw up a concentration curve (C - t) with two peaks which correspond to migration of the purified substances on preference routes. The drawback of his work is that it completely ignores the influence of temperature and changes in permeability of grave content of the root filter grown through by root system during the year. It is considered important that all the parts of the CW are proved not to participate equally on cleaning process. Therefore we focused on how to increase the information value of migration tests in our research.

## Migration testing

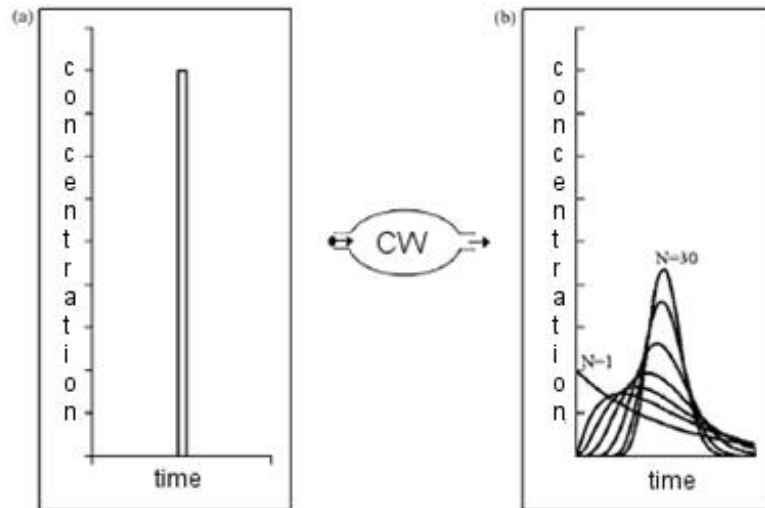
Should we work on the assumption that the content of CW is almost always inhomogeneous it is logical that there must be a difference in its share of cleaning effect when it also reflects heterogeneity of treated water flow due to the formation of dead zones. The cleaning effect does not need to come to pass, in fact. Preferential flow zones are decisive, which thus can have an insufficient effect due to the fact that residence time is also insufficient. This creates a hydraulic flow of water in terms of shortcuts, in which water flows relatively quickly. In contrast, there are zones in which water in the pores is virtually stationary. To study a similar phenomenon it is convenient to use thermometric measurements, as in cold seasons warmer zones correspond/equal to places with better penetration of treated waste water and vice versa. These zones can only be defined. Yet this information is important to build a mathematical model of content flow into the CW and subsequent assessment of the influence of heterogeneity on migration processes. To describe the CW bed it is worked on the assumption described by e.g. <sup>[16]</sup>. It is based on the assumption that CW can be mathematically described as a homogeneous reactor. Levenspiel <sup>[16]</sup> carried out the pulse migration test. He pulse-injected different tracers (rhodamine, bromide, chloride) with a predetermined concentration into the inflow of treated waste water. As a concentration measurement result at the outlet of the constructed wetland he constructed a concentration curve and calculated the total residency time. It was confirmed that a decisive influence on the residence time is laid on a streamlined network structure i.e. the flow conditions in the CW bed. Su et al. <sup>[6]</sup> also constructed similar input and output curves. Figure 1 shows the concentration curve at the inlet and outlet of the wetland <sup>[15]</sup>.

Similarly focused works on the determination of the average hydraulic residence time and obtaining the information about the residence time distribution (RTD) were conducted by other authors <sup>[16, 17, 18]</sup>.

There can be two basic schemes applied when designing migration tests. In the first case, the migration test is performed during the operation of CW. In the other case, which is less common, the CW is out of service. According to our experience, the first method is more informative, because hydraulic and hydro-chemical conditions are stationary. Furthermore, this type of test enables using substance contained in treated water as an indicator.

From the point of boundary conditions the injection of the tracer may be continuous or pulse. Preparation of the indicator is thus dependent on the desired concentration and the amount, on the necessary injection time and even the size of the CW. All these factors affect the projected duration of the test and the cost of realization. Generally, the higher the indicator contrasts and lower sorption capacity (the ability to bind to the contents of CW), the more representative the test is. It is always necessary to consider the aim of the test <sup>[19, 18]</sup>. According to some authors the organic dye can be used as an indicator without any previous modifications <sup>[1]</sup>.

Figure 1: The concentration curve at the input (a) and output (b) of the CW,  $N =$  number of tanks in series <sup>[15]</sup>.



The aim possible to observe during the migration tests can be for instance:

- Quantitative determination of migration parameters
- Determination of flow heterogeneity
- Definition of preferential zones
- Assessment of CW cleaning ability.

In many cases, it is often sufficient to assess the concentration curve qualitatively. It is possible to deduce the processes occurring in the CW bed, especially when the tests are performed repeatedly in different growing seasons or under different technological conditions. For example:

- Asymmetric shape of the curve with prolonged end can represent dead zones and individual preferential flow pathways <sup>[20]</sup>.
- Relatively small and flat end of the curve and large recovery of tracers suggests that diffusion of tracer into dead zones is negligible or that the zones do not exist <sup>[20]</sup>.
- Two or more peaks constitute a parallel paths of preferential flow <sup>[1]</sup>. The curve formed by small peaks is likely to be only uncertainty in the sampling and calculation <sup>[21]</sup>.
- Curve with a large standard deviation is most likely caused by short path flowing <sup>[22]</sup>.
- Big difference between the observed residence time and the nominal residence time indicates the presence of dead zones in the system of recirculation zones <sup>[22]</sup>.
- If the indicator shows up relatively quickly at the outlet of the wetland regarding the nominal retention time and its concentration increases sharply (presence of one of the preferential flow paths), then migration parameters are valid only for that part

of the wetland where this preferential flow appears. Conversely, if the concentration curve is flat with a gradual growth of concentration (homogeneous flow in wetlands) then the derived parameters can be considered valid for the entire volume of the wetland [22].

## Experimental part

To verify the theoretical base and information usability of the migration tests in CW, the model CW was chosen, located in the village called Křešín at Hořovice area in the Brdy hills, 15 km to the north of Příbram town (Figure 2).

Figure 2: Field locations in the map [23]



The CW is relatively small with sufficiently dense root system of aquatic plants, among which common reed (*Phragmites australis*) and reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) dominate. The CW is concluded of three linearly interconnected tanks with horizontal subsurface flow. There is crushed stone fraction 32 - 63 mm in inlet and outlet zone of CW. Self-filling tanks are filled with laundered quarry stone fraction 8 - 12 mm (gravel). Tanks are insulated by waterproof foil of PHD with geotextile protective layers. There is a drainage sewer, which is packed in coarse gravel in the inlet and outlet side of CW. The Capacity of CW is designed for 200 equivalent inhabitants (the actual number of inhabitants is 104), and its total area is 895 m<sup>2</sup> (345, 300 and 250 m<sup>2</sup>). The width of the inlet edge is 32 m. There are distributive pits from polypropylene and with haunching between the tanks. The 24 hours flow ( $Q_{24}$ ) is 36 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. During the experiment the

average value of outflow from the CW was  $17 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  and hydraulic load was  $19,3 \text{ l} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ . Efficiency reaches 90% according to the Czech Environmental Inspectorate (CEI) report. Control samples of water are regularly collected four times a year at the output in accordance with the Code. Values of the parameters are for BOD<sub>5</sub>, COD-Cr and non-polar substances equal to 5, 20; 27;  $<2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  respectively. The values are from November 2012 and they are type A, i.e. a two-hour sample coalesced 8 sub-samples of the same volume every 15 min.

The test was performed in October 2012 according to the following scheme. The indicator was injected at the inflow of the wetland, its concentration was measured at the outlet. Inlet and outlet are placed on the longitudinal axis of symmetry wetland. The indicator we used was potassium bromide. It is one of the most used indicators for CW and generally for the migration tests. This indicator is widely used for its qualities such as stability (it belongs to the group of non-reactive indicators), a relatively simple and inexpensive determination of concentration and availability. During migration test a scheme of pulse injection of indicator was used, i.e. indicator was injected only during a short period of time (the order of minutes). The total weight of the injected indicator was 100 g, dissolved in 10 l of tap water. The indicator was injected into fully operating CW at the inlet of the wetland to the pre-treatment tank. Its concentration was determined from the effluent water from CW. At the outflow from CW the automatic sampler Sigma SD 900 was placed. Samples were taken in intervals of five hours, for 33 days. Water samples were transported in plastic bottles of 0.2 litres. Determination of the concentration of bromide in aqueous solution was carried out in the laboratory of the Faculty of Agrobiography, Food and Natural Resources, Czech University of Live Sciences in Prague. The ion chromatography method was used as an analysis method. A curve was constructed using the results of chemical analysis of samples. It was possible to assess the peculiarities of CW bed from the breakthrough curve shape.

Figure 4: Overview of the constructed wetlands.



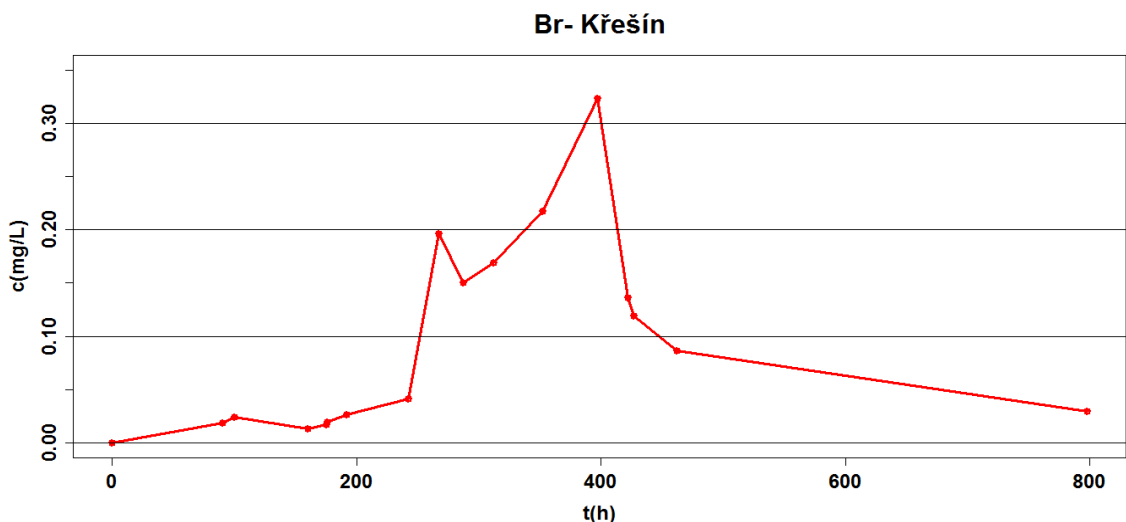
## Results and discussion

The basic evaluation of the resulting concentration (breakthrough) curve was on the basis of a shape of the curves and their characteristic points based on literature. Since the indicator was injected at pre-treatment tank, further dilution occurred and the time of injection was prolonged. The injection of indicator took longer than originally anticipated. The preliminary breakthrough time was calculated for a maximum of 14 days. It turned out that the necessary monitoring period should have been longer, since no concentration curve of the CW indicator breakthrough was achieved.

This means that the actual residence time was longer than the theoretical nominal residence time, which confirms our initial assumption that the shape of the curve reflects the gradual washout indicator from dead zones, whose location and effect was not known. Generally, the flow rate reduces with the dead zones proportion increase as well as their homogeneity with the same hydraulic difference between the input and output level. This relatively banal finding provides not banal practical conclusion, with the reduction of the flow rate in the CW bed, its hydraulic resistance increases, which may lead to CW blockade. This practically leads to rapid decline in cleaning efficiency of the CW. The formation of hydraulic dead zones generally conditioned the construction of CW, the corners of the CW bed represent areas with low flow velocity. Thus not the entire wetland participates in cleaning process. This negative effect, discovered during the CW operation, cannot be easily reduced when the CW operates. Therefore, it is important to minimize the effect of dead zones during designing a construction project, which may be often very difficult as the specific area for the construction is usually given beforehand. The CWs with inlet and outlet part made of the gravel filter, to/from which the water comes in/out should be prioritized which would be the simplest preliminary step.

From our concentration curve from the area (Figure 5), it is evident that two concentration maxima corresponding to two basic preferential flow paths were formed.

Figure 5: Concentration curve ( $Br^- - t$ ) at the outlet of the wetland terrain, where  $c$  = concentration of bromide,  $t$  = time (Red = empirical data, blue = probable course).



The whole process of indicator penetration based on the information from the curve above, can be qualitatively described as follows. The first stage was characterized as relatively rapid penetration and growth of the indicator concentration in the first preferential zone. Meanwhile some portion of the indicator absorbed into less permeable blocks of vegetation root system. Afterwards a temporary decrease in the concentration of the indicator can be observed. Subsequently, we can observe the effect of indicator penetration to the second preferential zone, which is probably longer and in addition it

provides a lower sorption of indicator into blocks. This migratory route becomes essential regarding the penetration of indicator during the observation period. It should be noted that this type of curve with two maxima is possible also for cases where there is a continuous change in hydraulic conditions at the inlet of water into CW. In this case, we assumed the intake of waste water being almost constant during the migration time of indicator.

The average residence time was calculated from concentration curve  $t_m = 462$  h (equation 1) <sup>[24]</sup>. The equation is given below:

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tc(t)dt}{\int_0^{\infty} c(t)dt} \quad (1)$$

Where  $c(t)$  = concentration in  $t$  time.

It is therefore bigger than the theoretical nominal residence time ( $t_n$ ), equal to 372 h. We consider the difference in residence times as demonstration of the presence of dead zones. Their localisation was not the testing aim. We deduced the large impact of preferential flow on the cleaning ability of the tested CW from the rapid increase of the concentration and from the two peaks.

Furthermore, index of hydraulic efficiency of CW ( $\lambda$ ) was calculated <sup>[25]</sup> according to the equation 2 the value is 1.1. The equation has the form of:

$$\lambda = t_p/t_n \quad (2)$$

Where  $t_p$  = time to peak concentration,  $t_n$  = nominal residence time.

Our calculated value of  $\lambda = 1.1$  by Persson et al. <sup>[22]</sup> shows a very good hydraulic efficiency of CW we tested, which can thus be considered as well-designed. To improve the situation and reduce the impact of dead zones and preferential flow on tested site it would be reasonable to increase the effective volume of water at CW. Due to good hydraulic efficiency of the CW and small population in the area, we consider the control samples of type A representative. But the influence of preferential flow can be better tracked per samples of type B i.e. a twenty four-hour sample coalesced 12 sub-samples of the same volume every 2 hours.

## Conclusion

The results obtained during this test were in accord with original presumption, i.e. the zone with very slow flow of waste water occurs even at well-designed CW. Also zones with increased velocity appear and the cleaning efficiency can be thus insufficient. This means that flow in the entire CW bed is almost never uniform.

From a practical point of view, it is always important to assess if the CW meets the limits for discharge of treated wastewater. If the operational requirements are met, as in this test case, there is no reason to make any changes in its operation and design. In a situation where the ability of cleaning is reduced and/or the volume of treated wastewater has been increased, the migration tests suggest a suitable solution, and the mathematical modelling could be used properly as well.

A possible solution would be to exchange the point of influent into the linear influent, to modify the vegetation cover or to create barriers in the CW bed to reduce the negative impact of preferential flow and thus to increase the residence time of wastewater flow in the CW. Our results confirmed the importance of using migration tests for testing the effectiveness of the CW when cleaning mainly municipal wastewater from households, hotels, guesthouses, mostly from villages and small towns.

## Acknowledgements



This study was awarded by grant of Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, No. 20124266.

We also thank the CW operators of Křešín village for their helpfulness and making the migration field test possible.

## References

[1] Knowles P. R., Griffin P., Davies P.A.: Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water research* 44, 320 (2010).

[2] Vymazal J.: The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological engineering* 35, 1 (2009).

[3] Kadlec R. H.: The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15, 105 (2000).

[4] Toscano A., Langergraber G., Consoli S., Cirelli G. L.: Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering* 35, 281 (2009).

[5] Suliman F., Futsaether C., Oxaal U., Haugen L. E., Jenssen P.: Effect of the inlet–outlet positions on the hydraulic performance of horizontal subsurface-flow wetlands constructed with heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology* 87, 22 (2006).

[6] Su T.-M., Yang S.-Chi, Shih S.-Shu, Lee H.-Y.: Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands. *Ecological engineering* 35, 1200 (2009).

[7] Garcia J., Chiva J., Aguirre P., Alvarez E. Sierra J. P., Mujerieg R.: Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering* 23, 177 (2004).

[8] Schmid B. H., Hengl M. A., Stephan U.: Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis. *Water Research* 38, 2095 (2007).

[9] Černík M. et al.: *Geochemie a remediace důlních vod*. Aquatest, Praha (2008).

[10] Toet, S., Van Logtestijn, R.S.P., Kampf, R., Schreijer, M., Verhoeven, J.T.A.: The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system. *Wetlands* 25, 375 (2005).

[11] Sherman B.S., Trefry M.G., Davey P.: Hydraulic characterisation of a constructed wetlands used for nitrogen removal via a dual-tracer test. *International Mine Water Conference*, 19.– 23. 10. 2009, Pretoria, South Africa (2009).

[12] Bachand P., Horne A.: Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14, 17 (2000).

[13] Lu S., Hu H., Sun Y., Yang J.: Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 21, 1036 (2009).

[14] Kadlec R. H.: The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. *Ecological engineering* 33, 126 (2008).

[15] Levenspiel O.: Chemical reaction engineering. *Ind. Eng. Chem. Res.* 38, 4140 (1999).

[16] Werner T. M., Kadlec R. H.: Wetland residence time distribution modeling. *Ecological Engineering* 15, 77 (2000).

[17] Salhani N., Stengel E.: A comparative study of the gas exchange potential between three wetland species using sulfur hexafluoride as a tracer. *Ecological Engineering* 18, 15 (2001).

[18] Lin A. Y. - Ch., Debroux J.-F., Cunningham J. A., Reinhard M.: Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering* 20, 75 (2003).

[19] Stern D. A., Khanbilvardi R., Alair J. C., Richardson W.: Description of flow through a natural wetland using dye tracer tests. *Ecological Engineering* 18, 173 (2001).

[20] Simi, A. L., Mitchell C. A.: Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater. *Water Science and Technology*, 40, 301 (1999).

[21] Małoszewski P., Wachniew P., Czupryński P.: Hydraulic Characteristics of a Wastewater Treatment Pond Evaluated through Tracer Test and Multi-Flow Mathematical Approach. *Polish Journal of Environmental Studies* 15, 105 (2006).

[22] Persson J., Somes N. L. G., Wong T. H. F.: Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Wat. Sci. Tech.* 40, 291 (1999).

[23] Národní geoportál INSPIRE, <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

[24] Ronkanen A.-K., Kløve B.: Use of stable isotopes and tracers to detect preferential flow patterns in a peatland treating municipal wastewater. *Journal of hydrology* 347, 418 (2007).

[25] Koskiahio J.: Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland /ponds. *Ecological Engineering* 19, 325 (2002).

## **Využití migračních zkoušek v kořenových čistírnách odpadních vod**

***Pavel Šimek<sup>a</sup>, Ivan Landa<sup>b</sup>, Marek Merhaut<sup>b</sup>, Andrea Juanola Freixas<sup>a</sup>***

*<sup>a</sup> Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, e-mail: simekp@fzp.czu.cz,*

*<sup>b</sup> Vysoká škola hotelová v Praze, Svidnická 506/1, 181 00 Praha-Troja, e-mail: i.landa@email.cz*

### **Souhrn**

Kořenové čistírny odpadních vod jsou v poslední době stále více využívány při dočišťování, hlavně komunálních odpadních vod tj. vod z domácností, restaurací, penzionů či hotelů. Jejich počet se neustále zvyšuje, neboť se prokázala jejich výhoda při zadržení vody v krajině a obohacení zásob podzemních vod. Omezující je závislost účinnosti dočišťovacích procesů na klimatických podmínkách a stupni a typu zbytkového znečištění, kdy funkci kořenových čistíren plní nejen umělé, ale i přirozené mokřady. Proto se věnuje zvýšená pozornost vyhodnocení praktických zkušeností a výzkumu kořenových čistíren s cílem zvyšování jejich ekologické bezpečnosti a výkonu. Ukazuje se, že jejich výkon je závislý na mnoha faktorech způsobujících, že čistící efektivnost může být v dílčích částech tělesa čistírny zcela odlišná od běžně vžitých předpokladů. Pro studium a ověřování heterogenity čistících procesů jsou vhodné migrační zkoušky. Jde o efektivní metodu průběžného zhodnocování jejich výkonu a kvantifikaci změny hydraulických podmínek. Principem migračních zkoušek je dotace indikátoru na přítoku do kořenové čistírny a měření jeho koncentrace na odtoku. Z výsledné průnikové (koncentrační) křivky jsou následně vypočítány parametry kořenové čistírny. V rámci výzkumně zaměřených prací byla uskutečněna migrační zkouška na modelové kořenové čistírně v obci Křešín na Hořovicku. Výsledná koncentrační křivka a vypočtené parametry indikují správně fungující mokřad, ve kterém ale došlo k vytvoření preferenčního proudění. I přes některé nejasnosti a nepřesnosti, které jsou prozatím s migračními zkouškami spojené, je tento typ zkoušek vhodný pro posouzení správného vyprojektování kořenových čistíren a sledování změny jejich výkonu v čase.

**Klíčová slova:** čištění odpadních vod, stopovací zkoušky, indikátor

### 10.3 Příloha 3

Odesláno do

## PERFORMANCE OF PILOT-SCALE SATURATED VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND TREATING SYNTHETIC WASTEWATER

O. Hušek<sup>a</sup>, P. Šimek<sup>b</sup>, V. Tejnecký<sup>c</sup>

*a* Department of Water Resources and Environmental Modeling, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21, Czech Republic,

*b* Department of Environmental Geosciences, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchdol, 165 21, Czech Republic

*c* Department of Soil Science and Soil Protection, Faculty of Agrobiolgy, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129.

**Abstract:** *The project is focused on the analysis of the applicability of complex laboratory tests and their verification using methods of mathematical modeling, aimed at analyzing and defining the spatial heterogeneities in root sewage treatment plants (the CWSs) that have a major impact on the cleaning ability of the CWSs. Heterogeneity, which is a subject to inhomogeneity root system in horizontal and vertical direction and crucially influences the hydraulic and transformation processes associated with cleaning effect CWSs. During operation reed occurs during CWSs overgrowing vegetation due to cyclical changes of hydraulic and transformation processes. This changes the cleaning efficiency of CWSs in space and time. In case CWSs is unable to clean waste water to the desired values, there is a discharge of surplus concentration of pollutants into surface waterways or underground which has a negative impact on the environment. Tracer tests were done to verify the theoretical base, to determine the parameters of the CW and to set up a mathematical model. The results demonstrated high COD removal (about 80%), sufficient nitrification (more than 90%) and highly phosphorus removal more than 80%.*

**Keywords:** *constructed wetlands, transformation processes, Phragmites australis, sand model, synthetic wastewater, tracer test, Hydrus*

## INTRODUCTION

The importance of constructed wetlands, which are used not only for domestic wastewater treatment, but also for treatment surface waters increases due to growing demands for water retention in the landscape (Vymazal, 2009). Wastewater treatment technology using CWs is cost effective and a gentle method for the environment (Kadlec et Knight 1996). Successive results confirm a significant effect of vegetation on cleaning processes (Husak 1992), furthermore reducing odors aesthetic function (Wood, 1995). Wetland vegetation uptake and accumulates a great variety of different elements (heavy metals, nutrients, etc.) in their biomass. A number of linked elements are dependent on concentration of the elements contained in the wastewater. The elements are preferentially distributed to the underground organs, except for calcium, which is preferentially bound in sheets. Analysis of the literature review shows gradually increasing number of papers that tries to combine classical migration tests using selected tracers, and partially mathematical modeling methods. The tracer tests are widely used in hydrogeology for parameter determination. That is important for well design remediation project. In the last decade tracer test found use in natural and constructed wetlands. Horizontal subsurface flow constructed wetlands are similar to aquifer therefore tracer test are most often used in this type of CW (Kadlec 2000, Knowles 2010).

Examples include the work of Yuan-chun Zou et al. (2011), where nanoiron was used for the study of transport processes as a tracer. Further work dealing with hydraulic characteristics is the work of Yu-Chen Lin et al. (2003). There was used bromide and rhodamine as a tracer. These works deal only with hydraulics of CWs. Among the most recent works Jun Wang et al. (2011) described a physical model in comparison with a mathematical model created with Hydrus. These calibrated mathematical models can then be used to design CWs. In particular, the mathematical model must take the actual parameters of the treated wastewater into account (Maloszewski 2006). Wetlands with vertical flow are successfully used in Europe for small communities up to 4000 inhabitants (Arias and Brix 2005). Their success is connected with high quality of treatment for: suspended solids (90%), chemical

oxygen demand (COD 90%) and a high degree of nitrification (90% NH<sub>4</sub>-N) and low operating costs (Molle et al. 2006).

The objective of this paper is mainly CW hydraulics, roots influence to change the hydraulic parameters and the efficiency of wastewater treatment.

### **METHODS AND MATERIALS**

The experiment was conducted on three models of CWs, One experimental model was placed outside on 1<sup>st</sup> June 2013 whereas other two experimental models were placed in a greenhouse to prevent them from freezing on 5<sup>th</sup> October 2013. The experiment was terminated on 1<sup>st</sup> June 2014.

#### **Substrate materials**

Pilot-scale constructed wetland is made of a commercially available circular polyethylene barrels with 100 l volume. At the bottom of the experimental unit, a 0.17 m layer of 8-16 mm gravel is placed. On top of this layer there is a 0.42 m of 0.6-1.2 mm sand layer which creates the major filtration layer. A 0.03 m layer, 4-8 mm gravel was used for the distribution (Fig. 1). The wastewater is distributed to the surface of the pilot-scale wetland and a standpipe with 5 cm in diameter is used for water discharge (Fig. 1). 10 seedlings of *Phragmites australis* were planted in each wetland.

Experimental constructed wetlands were fed with synthetic wastewater for health and safety reason. Synthetic wastewater was prepared in accordance to the OECD standard of wastewater (OECD, 2001). This mixture was prepared before each dose as follows (in mg/l): urea: 30, anhydrous dipotassium hydrogen phosphate (K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>): 28, sodium chloride (NaCl): 7, calcium chloride dihydrate (CaCl<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O): 4, magnesium sulphate heptahydrate (Mg<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O): 2. And water from the mains.

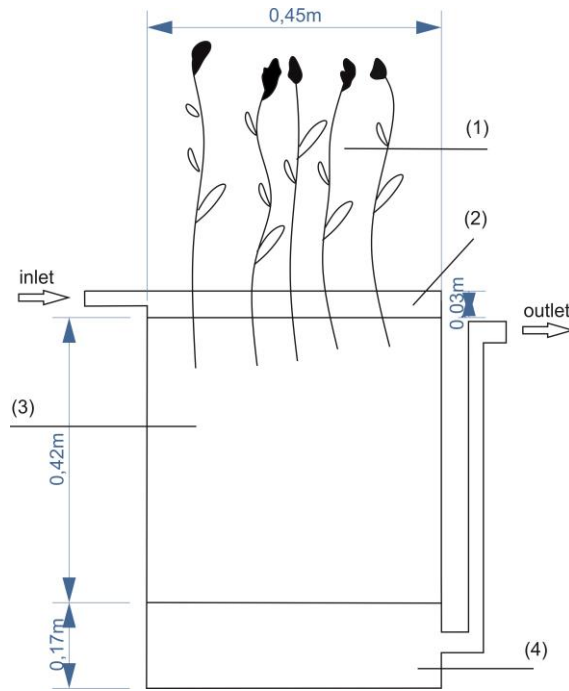


Fig.1 Schematic diagram of a constructed wetland unit

(1) *Phragmites australis*, (2) gravel 4-8 mm, (3) main substrate, (4) gravel 8-16 mm

The applied batch volume was 50 L, which corresponded to HLR  $0,032 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{den}^{-1} = 3,2 \text{ cm/d}$  hydraulic load, or more precisely, OLR  $0.0239 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ . The hydraulic load per batch was half times lower, than the one referenced in the literature ( $0.05\text{-}0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ), organic loading rate is closed to the lower limit ( $0,03\text{-}0,08 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). The batch volume of synthetic sewage was applied through a round tube of 0,5 in internal diameter. Inlet was placed on the left side of the wetlands surface on the wetlands top layer. The wetlands substrate held 40 L of water (according calculation of HLR with porosity of material)

Used dosing volumes will be 50 liters, assuming an initial retention time of 5 days, which corresponds to the flow wetland  $5 \text{ L} \cdot \text{day}^{-1}$ . Calculation of the flow due to the required residence time was determined by calculation as follows:

$$Q = (V \times n) / T = (0,07 \times 0,35) / 5 = 0,005 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$$

Where:

V – tank volume [ $\text{m}^3$ ],

n - porosity

T –hydraulic retention time [day],

Q – wastewater flow [ $\text{m}^3/\text{day}$ ]

Dosing will be divided into two cycles of 25 liters using a plastic container with a tap. Volume of 0,5 L of treated waste water was collected after each cycle (ten days) for analyzing in the laboratory. Monitored parameters were: COD<sub>5</sub>, BOD<sub>5</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, pH.

The first tracer test was performed four weeks after CW had been put in operation, i.e. root system wasn't too developed. Therefore the main purification process was sorption. The second tracer test was performed on fully operated CW when CW reached the maximal efficiency. Root system was entirely developed and hydraulic conductivity was steady.

Potassium bromide was used as a tracer in both runs. It is one of the most commonly used tracers for CW and generally used for the migration tests. This tracer is widely used for its qualities such as stability (non-reactive indicators), a relatively simple and inexpensive analytical determination and availability. The negative aspect is that potassium bromide is unhealthy, so its usage at high concentration at place with drinking source is improper (Simi et al. 1999, Lin et al. 2003). During migration tests, a scheme of pulse injection of tracer was used, i.e. indicator was injected only during a short period of time (in the order of seconds). The total weight of the injected indicator was 0.1 g, dissolved in 0.5 L of tap water at first tracer test and 0.5 g dissolved in 50 mL tap water at second tracer test. The indicator was injected into fully operating CW at the inlet of the wetland. Its concentration was determined from the effluent water from CW. The samples were taken by hypodermic syringe (volume removed 10 mL per sample) at the outlet five times a day for two weeks. Sample analyses were made in CULS laboratory. Samples from the first tracer test were analyzed by ICP-OES. Bromides from the second tracer test were determined by means of ion-exchange chromatography with suppressed conductivity. The ion chromatograph ICS 1600 (Dionex, USA) equipped with IonPac AS11-HC (Dionex, USA) guard and analytical columns was used. The effluent composition was 25 mM KOH; and flow rate was set to  $1 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ . To suppress effluent conductivity the ASRS 300 – 4 mm suppressor (Dionex, USA) and The Carbonate Removal Device 200 (Dionex, USA)



were used. Chromatographic analysis is more suitable and cheaper for bromide, but it wasn't available for the first data set.

A breakthrough curve was constructed using the obtained results. It was possible to assess the peculiarities of CW bed from the breakthrough curve shape. The basic evaluation of the resulting concentration (breakthrough) curve was on the basis of a shape of the curves and their characteristic points based on literature.

In many cases, it is often sufficient to assess the concentration curve qualitatively. It is possible to deduce the processes occurring in the CW bed, especially when the tests are performed repeatedly in different growing seasons or under different technological conditions.

To verify the results of our experiments a model of CW was made. The model was set up at Hydrus 2D/3D. Hydrus is a modeling environment for water flow and migration solution in variably saturated porous medium analysis. Hydrus may be used to analyze water and solution movement in unsaturated, partially saturated, or fully saturated porous media. It is based on Richards's equation for calculating the water flow and convective-dispersion equations for mass transport calculation. It is a modular model. The governing flow equation is given by the following modified form of the Richards' equation:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[ K \left( K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S$$

where  $\theta$  stands for volumetric water content [ $L^3.L^{-3}$ ],  $h$  for pressure head [L],  $S$  for a sink term [ $T^{-1}$ ],  $x_i$  ( $i=1,2$ ) for spatial coordinates [L],  $t$  for time [T],  $K_{ij}^A$  for components of a dimensionless anisotropy tensor  $K^A$ , and  $K$  for unsaturated hydraulic conductivity function [ $L.T^{-1}$ ] given by

$$K(h, x, y, z) = K_s(x, y, z) K_r(h, x, y, z)$$

where  $K_r$  is the relative hydraulic conductivity and  $K_s$  the saturated hydraulic conductivity [ $L.T^{-1}$ ].

At first we set up CW area. The area covers 64x45 cm space. This area was discretization using triangular grid. The model contains two materials, gravel (in the inflow and outflow part) and sand. The modeling time has taken 400 hours. We used modified Van Genuchten – Mualem model for calculation.

The initial conditions are water content (0.43) and concentration of the tracer at the inlet ( $10 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Boundary conditions are constant flux ( $208 \text{ cm}^3.\text{h}^{-1}$ ) at the inlet and free drainage at the outlet. Boundary condition for solute transport is the third type

## RESULTS AND DISCUSSION

Fig. 2 presents the mean air temperature and rainfall during the experimental period. Since October 5 to 5 April, the experimental models have been placed in a greenhouse to prevent them from freezing, the average temperature in the greenhouse was  $13 \text{ }^\circ\text{C}$ . As a result no precipitation interfered with water budget and average daily temperature of  $16 \text{ }^\circ\text{C}$  was measured.

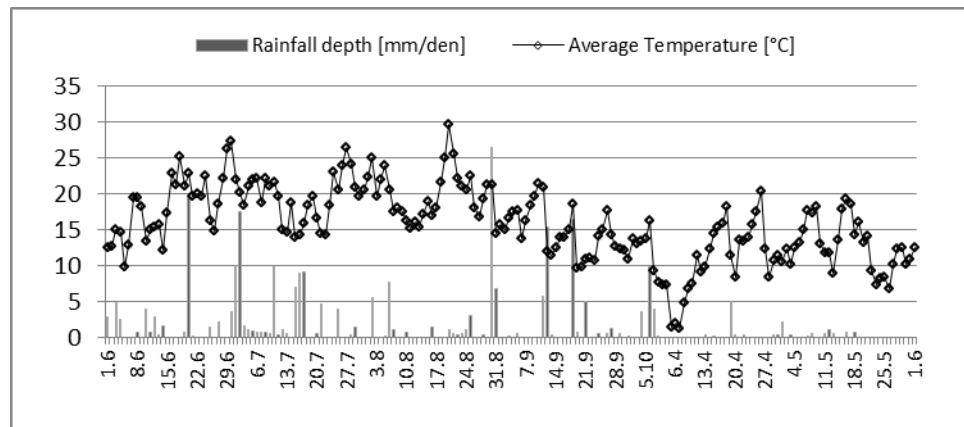


Fig. 2: Average meteorological data

The meteorological data was obtained from the university meteorological station (in the area of Czech University of Life Sciences Prague): longitude  $14^\circ22'$ /latitude  $50^\circ08'$ /altitude 280m. These values can be considered a typical inland climate, presenting an average annual temperature of  $9^\circ\text{C}$ , average annual rainfall of 500 mm. These climatic conditions were not supposed to winter CWs performance, since it has been documented that horizontal flow beds are effective, even in very cold climates (Brix et al. 2002).

The specific characteristics of synthetic wastewater influent, used in this project are given in Table 1.

Table 1 - Mean concentration of parameter on influent		
Parameter	Mean concentration (mgL-1)	Standart deviation
COD	54	3,91
BOD	18,2	3,5
NO <sub>2</sub>	5	0,02
NO <sub>3</sub>	10,3	0,01
PO <sub>4</sub>	7,1	0,59
pH	7	0,21

Table 1: Specific characteristics of synthetic wastewater

The results from the wetland's operation of project, regarding the mean measured parameters COD, BOD<sub>5</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, pH, hydraulic conductivity are presented in Fig. 3-9.

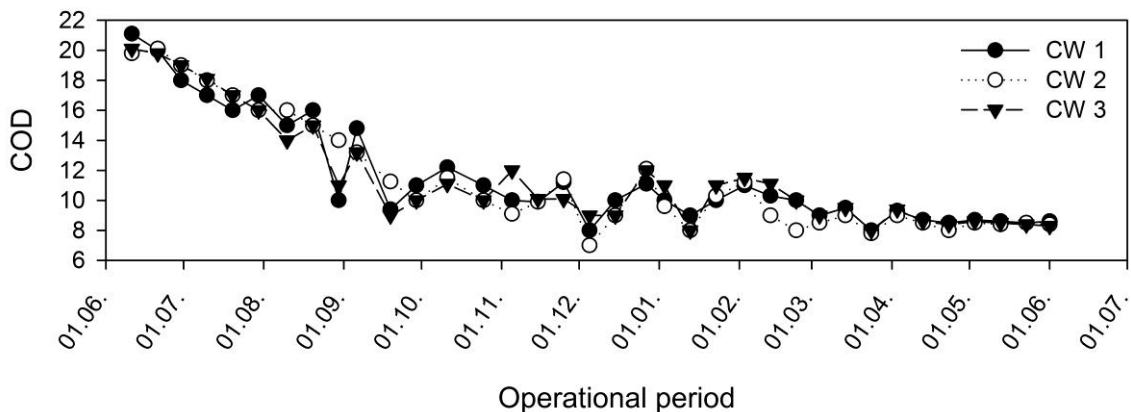


Fig. 3 COD effluent concentration

The initial values of the inlet is shown on Table 1. First measured concentration on the effluent was 21,1 mg.L<sup>-1</sup> after ten days of operation, which refers to more than 50percent reduction. The mean COD concentration in the effluent was 11,02 mg.L<sup>-1</sup>, this concentration was achieved after one year of operation, that is in the final period. The value was reduced by almost 80 percent during on eyzer of operation.

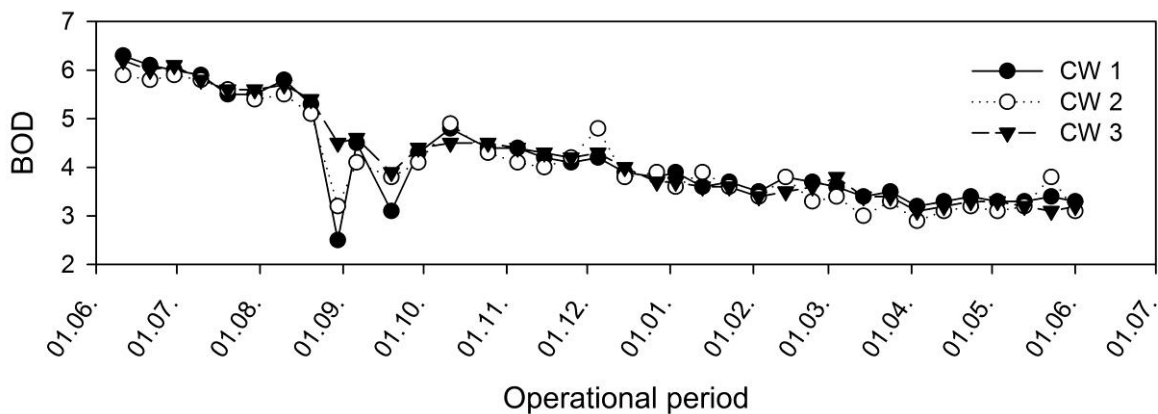


Fig. 4 BOD effluent concentration

The corresponding values of BOD (Fig.4) and NO<sub>3</sub> (Fig.5) demonstrate that nitrification was the main mechanism of ammonia transformation in the wetlands, while the small values of NO<sub>2</sub> (in Fig.6) show that nitrate was rapidly transformed to nitrate during the process of nitrification. Fluctuations in the BOD value of 30<sup>th</sup> August can be attributed to extreme rainfall, which is shown on Fig.2 with a value of 26.5 mm.day<sup>-1</sup>.

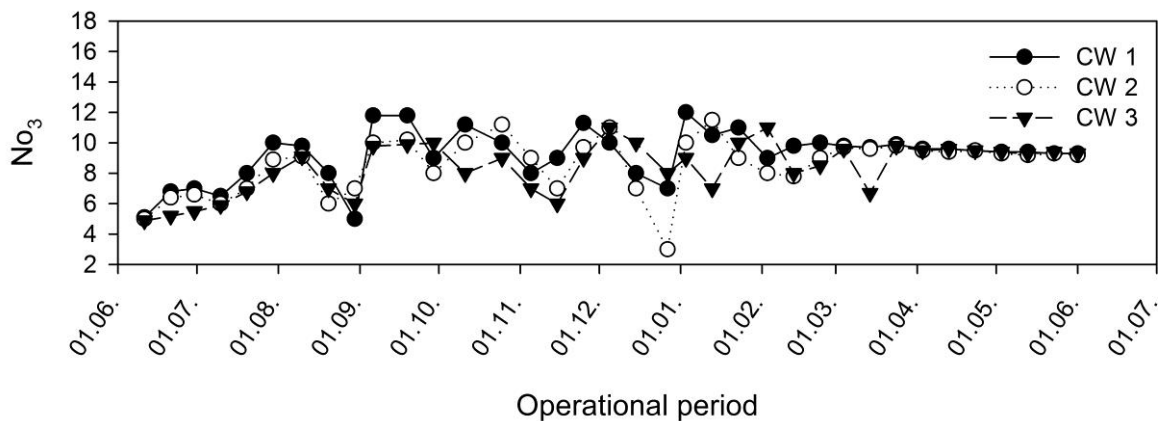


Fig.5 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> effluent concentration

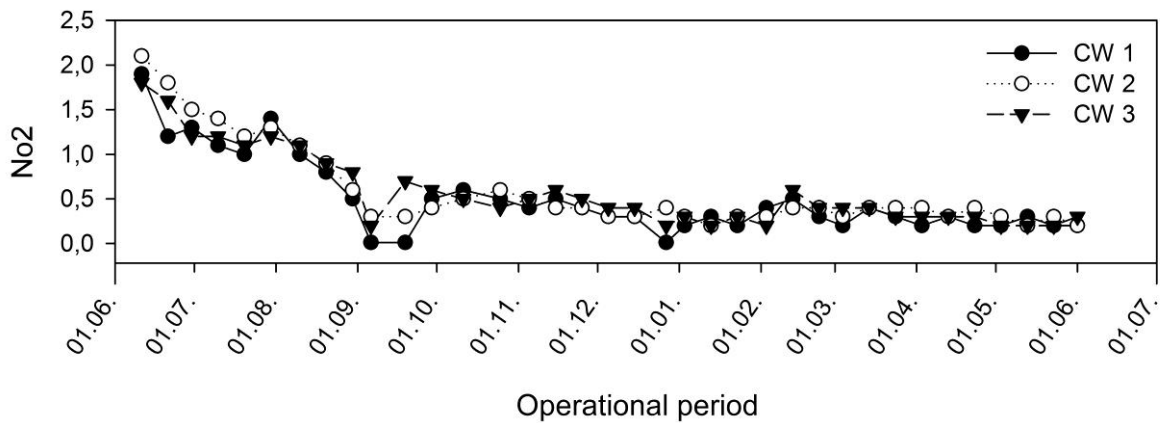


Fig.6 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> effluent concentration

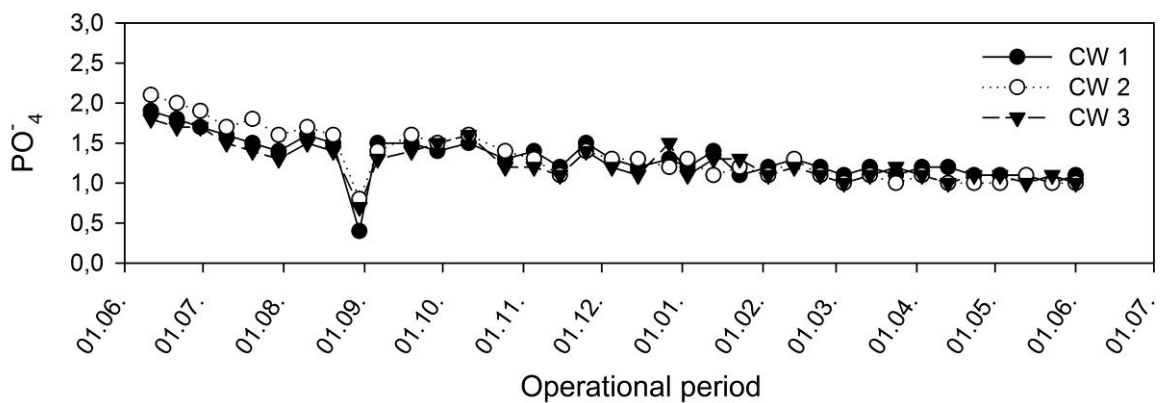


Fig.7 PO<sub>4</sub><sup>-</sup> effluent concentration

The results regarding the wetland's effluent PO<sub>4</sub> concentration, presented in Fig.7 demonstrate higher treatment performance (the mean concentration is 1,38 mg.L<sup>-1</sup> which is 82% removal), than reported in literature (20-30%) for CWSs (Wood 1995, Arias and Brix 2005). Fluctuations in the value of 30<sup>th</sup> August can be attributed to extreme rainfall, which is shown on Fig.2 with a value of 26.5 mm.day<sup>-1</sup>. The decrease in Po4 value is due to the the ongoing nitrification.

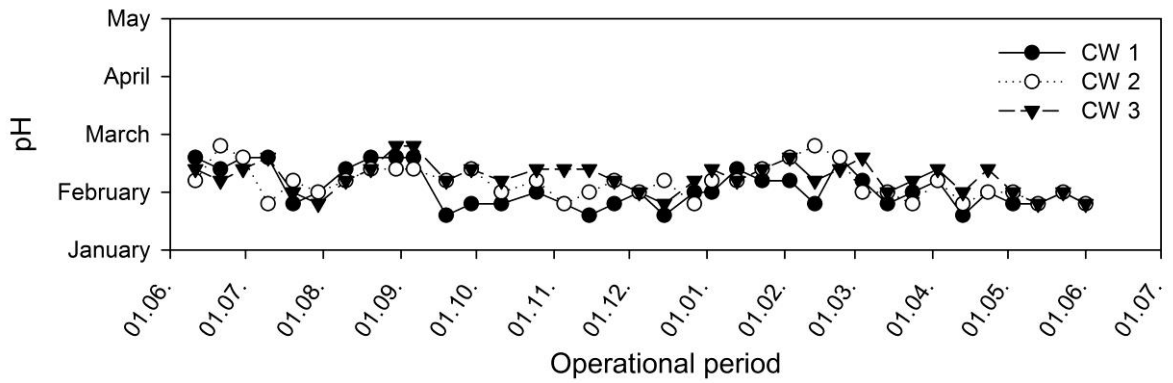


Fig. 8 values of pH

The effluent pH (Fig. 8) value was also in the average range (6.4 - 6.8) during the whole operational period.

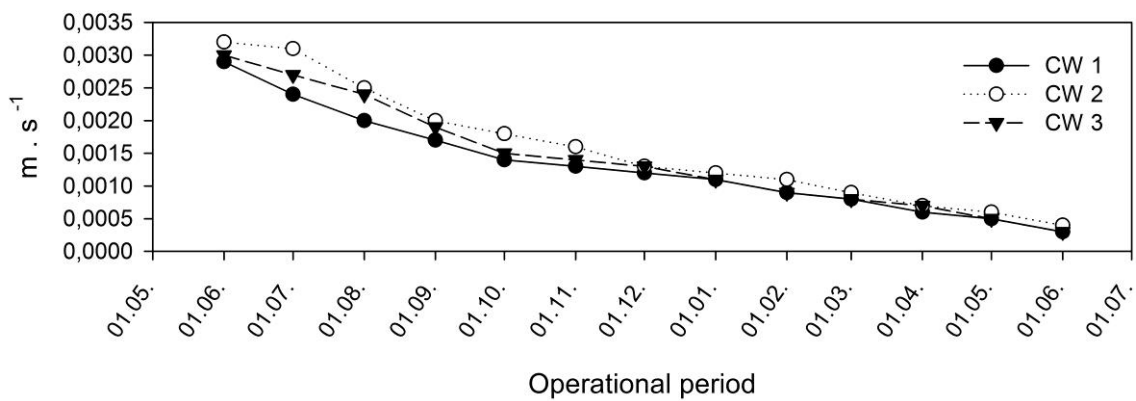


Fig. 9 Hydraulic conductivity

Hydraulic conductivity (Fig. 9) was measured once a month for the entire duration of the experiment. The decrease in hydraulic conductivity values corresponds with the increased ground biomass of *Phragmites australis*. The values of hydraulic conductivity can be assumed a rate of effectiveness of treatment processes.

### Statistical analysis

Statistical analysis was focused on dependence of the hydraulic conductivity on the effectiveness of wastewater treatment

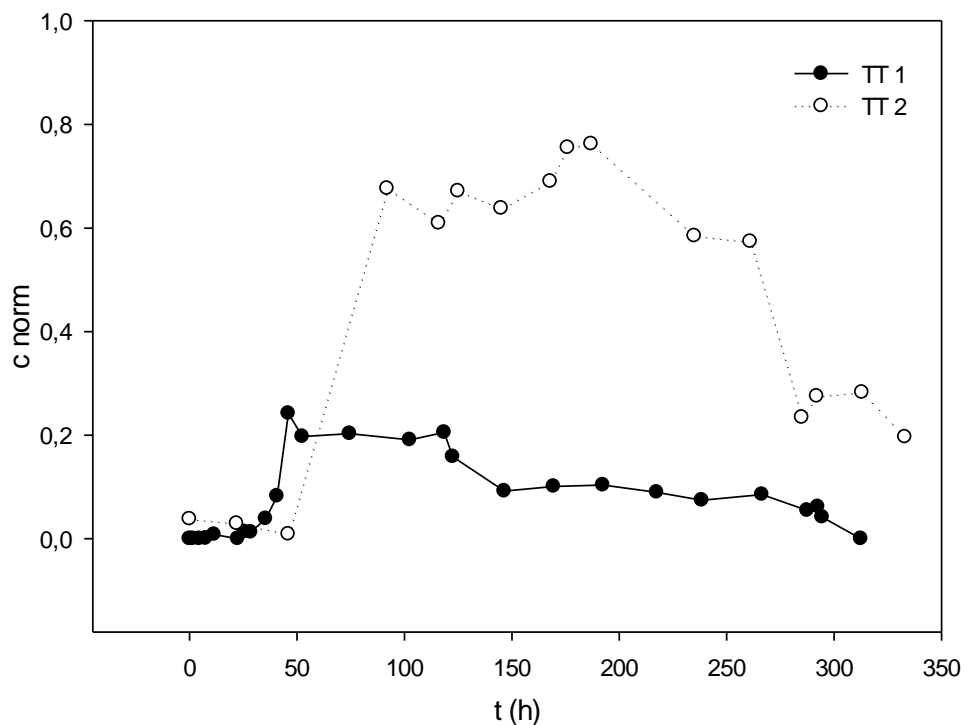
The data were transformed and statistically analyzed using R 3.0.0. First, we set the hypothesis: H0 = BOD and COD depend on each other compared to the alternative H1 = BOD and COD depend on each other. Initially Shapiro - Wilk test was used. It was supposed to determine the normal distribution of data. It revealed that the result is less than

0.05, and therefore data are not normally distributed and therefore we had to take a logarithm data first. Clearly defined dependent variables were BOD and COD, where the hydraulic conductivity was the independent variable.

We therefore applied a regressive method. In the last stage, we used a one-way analysis of variation (ANOVA). Models can be tested using linear regression, which was set a constant member of the regression equation and a slope of the regression line (results see Appendix 14.4.2). Analysis of variance (ANOVA) was evaluated supporting the method, which was published on five of the six tested datasets (BOD and COD three barrels), where  $q_f$  scores were greater than  $F$ . The null hypothesis  $H_0$  was rejected. Rejecting this, the hypothesis can be confirmed by an alternative  $H_1$ , i.e. the BOD depends on the hydraulic conductivity. Based on the positive that the regression line can be concluded, the value of BOD increases with increasing hydraulic conductivity. In the case that COD can be the null hypothesis  $H_0$  is rejected in two out of three cases.

<b>BOD – model</b>	Df	F value	Pr (>F)	qf (0.99)
1	1, 7	51,43	0,0001818	12,24
2	1, 7	43,78	0,0002996	12,24
3	1, 7	120,1	1,166e-05	12,24
<b>COD – model</b>				
1	1, 7	95,21	2,514e-05	12,24
2	1, 7	92,856	2,73e-05	12,24
3	1,7	93,521	2,62e-05	12,24

Tab. 2 Statistical output



## Tracer tests

Fig. 10 Normalized breakthrough curves

### Tracer test 1

At first a tracer test with a smaller amount of tracer was injected ( $0, 2 \text{ g.L}^{-1}$ ). The indicator appeared earlier, growth was within 23 h, 50 h after injection (fig 10). Duration of the maximum of concentration is shorter and the decline is slow. At time 122 – 242 h the decline is minimal. This balanced concentration during migration caused the delay of the indicator. The delay of the indicator was probably caused by dead zones and preferential flow together. So the fast migration on preferential path is followed by dispersion. The average residence time ( $t_m = 139 \text{ h}$ ) was calculated from concentration curve. The equation has the following form (Ronkanen and Kløve 2007):

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tc(t)dt}{\int_0^{\infty} c(t)dt}$$

Where  $c(t)$  = concentration in time  $t$ .

The index of hydraulic efficiency of CW ( $\lambda$ ) was calculated according to the equation 4, the value is 0. 24. The equation has the following form (Koskiaho 2002):

$$\lambda = t_p/t_n$$

Where  $t_p$  = time to peak concentration,  $t_n$  = nominal residence time.

### Tracer test 2

For the second tracer test more amount of the indicator and less water was used ( $10 \text{ g.L}^{-1}$ ). The indicator appeared later and the growth was slower (46 h) (fig. 10). After the growth the values of concentration fluctuated and slightly grew to its peak (95 h). After it reached its peak the quick decrease of concentration followed. At the time of 270 h the decrease slowed down and stayed in constant value, then the decrease continued. It is probable that the two preferential paths will be created during CW development. The average residence time ( $t_m$ ) was 205 h and the index of hydraulic efficiency ( $\lambda$ ) was 0, 97. The average residence time was longer. This corresponds to bigger resistance of CW bed. The bigger resistance was caused mainly by root system. Therefore the cleaning efficiency is higher during CW development. The value of  $\lambda$  at first TT was very slow, which indicates to not a properly working CW, but in this case (TT1), the small value was caused



by the short operation of the CW. The  $\lambda$  value from the second test was almost one indicating very good hydraulic efficiency and thus well cleaning effect.

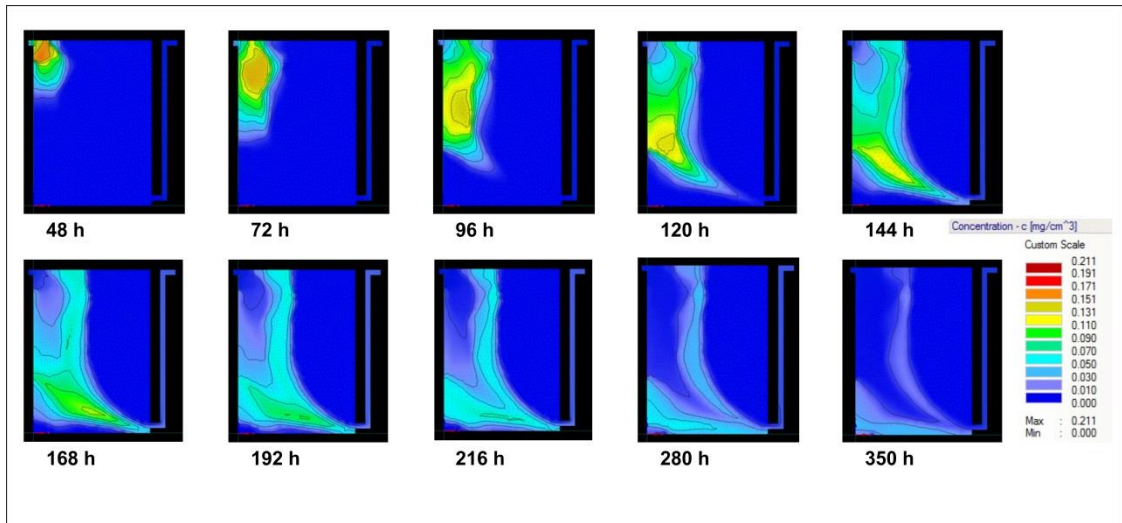


Fig.11 Distribution of calculated values of Bromide at tracer test

From the model results (fig. 11), we can see that the formation of hydraulic dead zones generally conditioned the construction of CW represents areas with low flow velocity. Thus not the entire wetland participates in cleaning process. Model data fit measured data quite well (fig 12); the root mean square error ( $R^2$ ) is 0.88. Model solution confirmed the results of the migration tests that also indicated a dead zone. This means that flow in the entire CW bed is almost never uniform. It is probable that during the existence of the wetland the flow through preferential paths will increase. This will reduce its effectiveness. Therefore, it is appropriate to perform migration tests repeatedly. In case we discover deficiencies, we can propose measures to prevent preferential flow. Nonpoint inlet and outlet can be used for example.

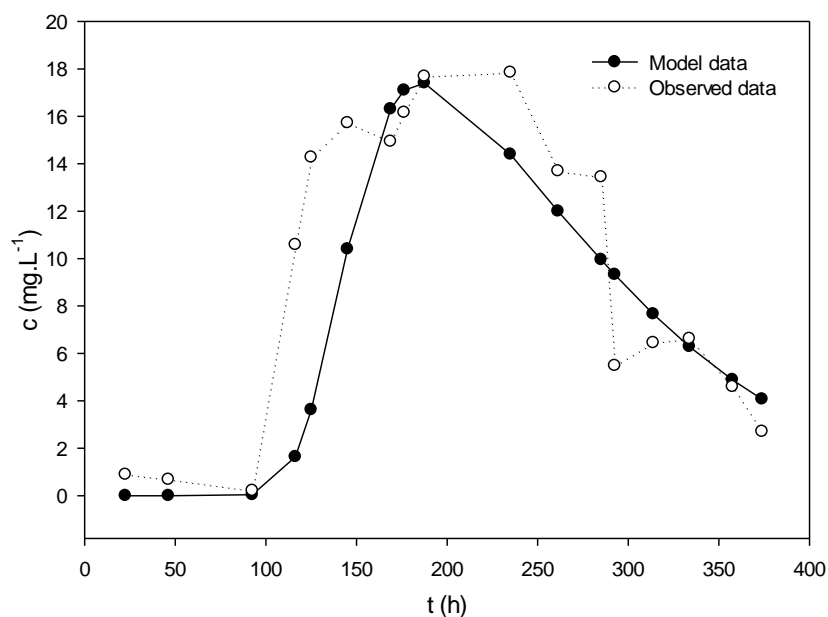


Fig. 12 Observed versus modelled breakthrough curves

It is surprising, that the normalized breakthrough curve from the second test has higher value than the breakthrough curve from the first tracer test. It means that the amount of tracer which passes through CW was bigger. This is probably due to greater uniformity of the CW during TT 2. The other reason for this misbalance is bigger sorption capacity of the relatively young CW sand bed in TT 1.

Influence of the root system on water flow is supported by a migration test. The first tracer test confirmed initial retention time of five days; the second tracer test shows the influence of the root system of the change of retention time. Difference between the beginning and the end of the project is to extend the residence time of about three days.

## CONCLUSION

Even though the results obtained in the present study cannot be directly applied to a full-scale wetland due to difficulties and problems related to the application of synthetic instead of real wastewater and the rather short operation period of one year, they can nevertheless provide a strong indication that CWs with an area of 0.152 square meter, HLR  $0,032 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1} = 3,2 \text{ cm/d}$  hydraulic load, respectively, OLR  $0.0239 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , can result to high removal of COD (80%),  $\text{PO}_4$  (85%) and 90% of  $\text{NO}_2$  was transformed to  $\text{NO}_3$ .

However, higher removal efficiencies were found, than those reported in the literature (20–30%) for constructed wetlands, treating medium strength domestic sewage. In order to enhance PO<sub>4</sub>-P removal efficiencies these findings would be needed to verify the separate research on real CWS.

### **Acknowledgments**

This research was supported by funds from the internal grant agency of faculty of life sciences, Czech university of life sciences, project No. 42200/1312/3155

### **REFERENCES**

- Arias, C.A., Brix, H. 2005 - Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Sci. Technol.* 51 (9), 267–273.
- Angela Yu-Chen Lin, Jean-Francois Debroux, Jeffrey A. Cunningham, Martin Reinhard, 2003 - Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands, *Ecological Engineering* 20 (1) 75-88.
- Brix, H., Arias, C.A., Johansen, N.H. 2002 - BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental twostage vertical flowconstructed wetland system with recycling. In: *Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Arusha, Tanzania, September 16–19, pp. 400–410.
- Brix, H., Arias, C.A. 2005 - The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineerin* 25 (5), 491–500.
- Marsteiner E., 1996 - The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics. *Proceedings of the 5th International Konference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Vienna: Universität für Bodenkultur Wien.
- Kadlec, R.H., Knight, R. 1996 - *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Kadlec R. H. 2000 - The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering* 15 (1-2), 105 – 119.
- Knowles P. R., Griffin P., Davies P.A. 2010 - Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water research* 44 (1), 320 – 330.
- Koskiahho J. 2002 - Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland /ponds. *Ecological Engineering* 19 (5) 325 – 337.

- Lin A. Y. - Ch., Debroux J.-F., Cunningham J. A., Reinhard M. 2003 - Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. *Ecological Engineering* 20 (1), 75 – 88.
- Maloszewski P., Wachniew P., Czuprynski P. 2006 - Study of hydraulic parameters in heterogeneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Slupia (Poland), *Journal of Hydrology* 331 (3-4), 630-642.
- Molle P., Lienard A., Grasmick A., Iwema A. 2006 - Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research* 40 (3), 606–612.
- OECD 2001 - Guideline for Testing of Chemicals Simulation Test - Aerobic Sewage Treatment. Technical Report. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France, 50str.
- Ronkanen A.-K., Kløve B. 2007 - Use of stable isotopes and tracers to detect preferential flow patterns in a peatland treating municipal wastewater. *Journal of hydrology* 347 (3-4), 418 - 429.
- Simi, A. L., Mitchell C. A., 1999: Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater. *Water Science and Technology*, 40 (3), 301-307.
- Shamsi S. 2007 - Hydrology. Youngstown: Youngstown state university.
- Vymazal, J. 1995 - Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách. Praha: ENVI s.r.o.
- Vymazal, J., 2009: The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35 (09): 1-17
- Wood, A. 1995 - Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Sci. Technol.* 35 (5), 103–108.
- Yuan-chun Zou, Xian-guo Lu, Xiao-fei Yu, Ming Jiang, Yue Guo. 2011 - Migration and retention of dissolved iron in three mesocosm wetlands. *Ecological Engineering* 37 (11), 1630– 1637.

---

*Contact address:* Ing. Ondřej Hušek, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Water Resources and Environmental Modeling, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, Postcode 165 21, e-mail: husek@fzp.czu.cz, tel. +420 22438 3863.

---