PODZEMNÍ VODA MĚSTSKÝCH A PRŮMYSLOVÝCH AGLOMERACÍ

GROUNDWATER IN URBAN AND INDUSTRIAL AGGLOMERATIONS

Jiří Tylčer

ABSTRACT
Large portion of today´s hydrogeological practice deals with problems in highly urbanised and industrial areas. A huge concentration of various anthropogenous impacts to groundwater regime and groundwater quality is a typical feature of this environment. The article of recherche character presents basic specification and description of these impacts. Basic types of hydrogeological tasks in urban and industrial environment are characterised together with issuing specialities concerning methodology of fieldwork, data processing and evaluation. These are two typical specifics of hydrogeological work in urbanised environment: (1) huge amount of data of varied character, format and reliability that must be gathered and processed and (2) interdisciplinary approach to many types of hydrogeological tasks.

KEY WORDS
Urban hydrogeology, recharge, groundwater level fluctuation, pollution, methodology

KLÍČOVÁ SLOVA
Urbánní hydrogeologie, dotace, kolísání hladin podzemní vody, kontaminace, metodika

ÚVOD

Velká část současné hydrogeologické praxe je spojena s řešením úkolů v podmínkách husté zástavby městského či průmyslového charakteru. Je tomu tak nejen u nás. Ve městech dnes žijí tři čtvrtiny evropské populace a polovina populace světové.

Specifika hustě zastavěných oblastí jsou natolik typická, že se dnes již běžně hovoří o „urbánní hydrogeologii“. Odborná komise s tímto názvem byla při IAH ustavena již v roce 1993. Mezinárodní pracovní skupina pro urbánní geologii existuje rovněž u mezinárodní unie věd o zemi (IUGS). V roce 1997 byla urbánní hydrogeologie základním tématem kongresu IAH v Nottinghamu. Ve světě od té doby stále narůstá počet publikací a odborných setkání, věnovaných této problematice – naposled například symposium UNESCO v Paříži v roce 2007. Sborníky z těchto akcí a další souborné publikace IAH i jiné (např. Howard, Israfilov, 2002, Chilton, 1998, Lerner, 2003, Pokrajac, Howard, 2007, Tellam et al., 2007, Wolf, Morris, 2006) poskytují dobrou průřezovou informaci o situaci na tomto poli a o autorech, kteří se daným tématem z různých pohledových úhlů systematicky zabývají.

ANTOPOGENNÍ VLIVY NA PODZEMNÍ VODY ZASTAVĚNÝCH AGLOMERACÍ

Typickým jevem bývá u takovýchto lokalit vysoká koncentrace antropogenních vlivů na režim i kvalitu podzemních vod. Obecně mezi nejvýznamnější vlivy tohoto druhu patří:

- redukce infiltrace srážek,
- úniky vod z vodovodních a kanalizačních sítí,
- drenážní funkce některých objektů, zasahujících pod hladinu podzemních vod,
- změny ve využívání podzemních vod průmyslem a municipalitami v čase,
- ovlivňování proudového pole díky konstrukcím, zasahujícím pod hladinu podzemních vod.

Všechny tyto vlivy mohou mít dopad na položky vodní bilance a na okrajové podmínky zvodní, na úrovně hladin a směry proudění podzemních vod.

Změny úrovně hladin a směrů proudění podzemních vod mohou být příčinami změn inženýrsko-geologických poměrů a negativních vlivů na statiku různých objektů a konstrukcí. Dalšími typickými vlivy urbánních a průmyslových zón jsou:

Ing. Jiří Tylčer, CSc.
AQD-envitest s.r.o., 702 00 Ostrava, tylcer@aqd.cz

- plošná degradace kvality podzemních vod,
- rizika pro kvalitu podzemních vod z existence četných bodových zdrojů potenciální kontaminace,
- rizika pro kvalitu podzemních vod z existence starých zátěží.

Změny prvků vodní bilance

V zastavěných aglomeracích dochází k zásadním změnám v poměru jednotlivých prvků vodní bilance. Je tomu tak v důsledku změn využívání území, velmi často se uplatňují i změny ve využívání podzemních vod.

V městských aglomeracích dochází především ke snížení infiltrace srážek. Střechy budov, komunikace, další zpevnělé povrchy a kanalizace radikálně ovlivňují povrchový odtok. Pro Barcelonu se uvádí, že 80 až 90 % srážek je odvedeno do kanalizace bezprostředně po svém spadu. Zbytek se dělí na povrchový odtok (který je zanedbatelný pro deště s periodicitou menší než 10 let), povrchovou retenci a infiltraci. Bylo ověřeno, že srážky pod 1 mm nevyvolávají žádné zvýšení přítoků do kanalizace. Tato hodnota je tudíž uvažována jako reprezentativní pro kvantifikaci povrchové retence. Ve srážkově průměrném roce takové slabé deště reprezentují 10 % celkového úhrnu. Na infiltraci do podzemních vod tak zbývá jen několik málo, nejvýše 5 % srážek (Vázquez–Suné, 2003).

Oproti volné krajině dochází v městských aglomeracích rovněž k radikálnímu snížení evapotranspirace.

Na druhé straně se na dotaci podzemních vod významně uplatňují úniky z netěsností vodovodních a kanalizačních sítí. Na základě rešeršního průzkumu (Hirat, 2006) se uvádí, že v mírném klimatickém pásmu bývá dotace podzemních vod ve městech z těchto zdrojů více méně v rovnováze s úbytkem infiltrace. V semiaridních oblastech bývají tyto umělé dotace vyšší než úbytky infiltrace srážek.

Úniky vody z podzemních vodovodních sítí se podle rešeršních průzkumů (Garcia-Fresca, 2005) pohybují ve vyspělých zemích mezi 5 až 25 %, v rozvojových zemích dosahují 30 až 60 %. Jde zpravidla o jediný antropogenní prvek bilance podzemních vod, který dokážeme přesněji kvantifikovat jako rozdíl mezi objemy do sítě dodávané vody a vody účtované.

Odhady ztrát z kanalizačních sítí jsou mnohem méně přesné – vychází se zpravidla z informací o počtu obyvatel, o hustotě a charakteru osídlení, o stavu a stáří sítí, atd. (viz např. Lerner, 2002). Komplikací bývá, pokud neexistují oddělené systémy odvádění splaškových vod a odpadních vod z průmyslu a služeb. Někde neexistují oddělené systémy odvádění splaškových vod a vod srážkových.

Vstupním údajem pro odhady ztrát ze splaškové kanalizace bývá úhrnná produkce splaškových vod, která se běžně uvažuje ve výši 90 % spotřeby vody. U průmyslových odpadních vod bývá jejich poměr ke spotřebě vody vysoce závislý na charakteru výroby a druhu technologie.

Problémem pro některé typy hydrogeologických úloh může být vedle nepřesností v odhadu výše ztrát to, že kromě havarijních případů nedokážeme úniky ze sítí přesněji lokalizovat.

V četné odborné literatuře jsou popisovány snahy o přesnější kvantifikaci resp. lokalizaci ztrát ze sítí s využitím dat o chemismu podzemních vod. Velmi často se jedná o úsilí rozlišit podíl jednotlivých typů či zdrojů znečišťování na výsledné kontaminaci. Obecně lze konstatovat, že z několika důvodů zde k výsledku nevedou jednoduché hmotnostní bilance látek, typických pro určité zdroje znečištění. Uváděno je použití multivariantních statistických analýz (Suk, Lee, 1999), využití různých markerů (halogeny, bor, Zn, EDTA a další – viz např. Vázquez-Suné et al. in Dessargues, 2000), izotopové studie. I úspěšné výsledky však bývají spíše jen indikativního charakteru (viz např. Trauth, Xantjopoulus, 1997, Aravena, 2002, Barret et al., 1999, Clark, Fritz et al., 1997, Eiswirth et al., 2003, 2004, Hishock et al., 1997, Howard, Gelo in Howard, Israfilov, 2002, Kehew, 2000, Leschik et al., 2007, Lerner, Yang in Dessargues, 2000, Vaquez-Sune, 2003, Venglosh, Pamkratov, 1998, Vitória Soler et al., 2004, etc).

V některých případech nebo lokálně může mít svou roli v bilanci podzemních vod zásak vod ze zavlažování.

Dalším významným prvkem v bilanci podzemních vod pod městskými aglomeracemi může být čerpání pro odvádění přítoků do různých podzemních objektů, jakými jsou například trasy různých kolektorů, tubusy metra, tunely, podzemní parkoviště atd.

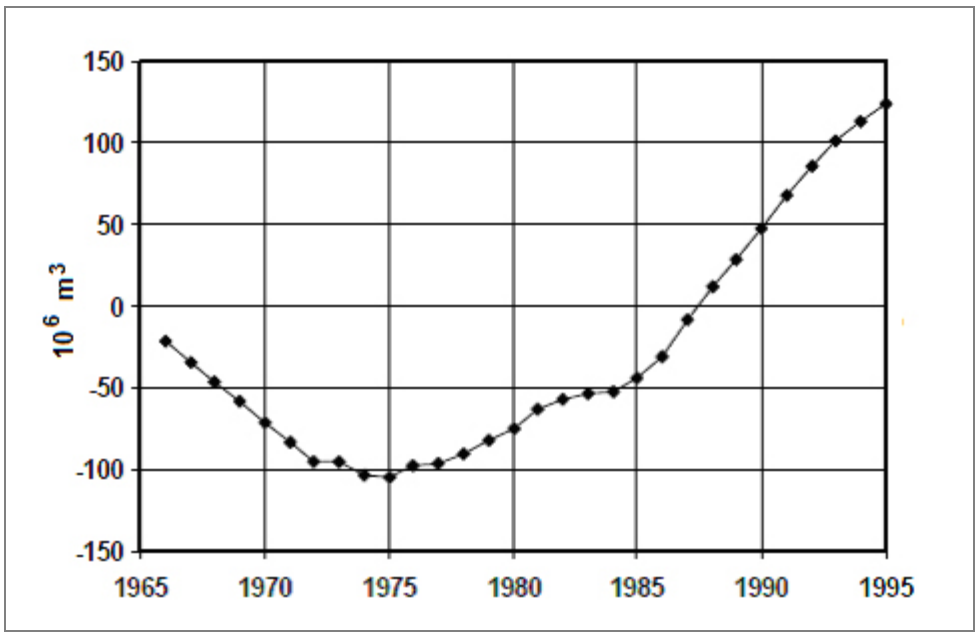
Významnou změnou ve vodní bilanci podzemních vod pod mnoha městy je přechod na externí zdroje zásobování vodou. Zdroje lokalizované přímo na území města jsou opouštěny z důvodů potíží se zachováním jejich kvality. Klesá též čerpání vody průmyslem, který je z měst vytlačován.

Překvapivě velká může být dynamika změn složek vodní bilance zvodní pod městskými aglomeracemi. Ilustruje to následující graf v obrázku č. 1 na příkladu změn zásob podzemních vod hlavní zvodně pod městem Barcelona v relativně krátkém období (převzato z Vázquez–Suné, 2003).

Změny úrovně hladin podzemních vod

Významným fenoménem jsou v urbanizovaných oblastech antropogenně vyvolané změny úrovně hladin a směrů proudění podzemních vod. Tyto změny mohou být přechodného nebo trvalého charakteru a v principu mohou mít dva druhy příčin:

- změny složek vodní bilance – nejběžněji změny v množství podzemních vod, čerpaných pro různé účely,



Obr. 1: Změny zásob podzemních vod hlavní zvodně v Barceloně v letech 1965 až 1995 (Vásquez-Suné, 2003)
Fig. 1: Groundwater storage changes of the main aquifer in Barcelona (Vásquez-Suné, 2003)

- bariérový efekt – nejběžněji v důsledku zasahování částí staveb a dalších konstrukcí pod hladinu podzemních vod.

Všechny tyto změny mohou mít nepříznivé inženýrsko-geologické důsledky.

K poklesům hladiny podzemních vod dochází při jejich čerpání pro prevenci zatápění různých kolektorů, tubusů metra, podzemních parkovišť a dalších podzemních objektů. Obecně platí, že využívání podzemí měst pro nejrůznější účely má vzrůstající tendenci.

Často se jako příklad uvádí Paříž, kde se musí čerpat podzemní voda kvůli prevenci zatápění metra. Tím došlo k úplné a zásadní změně směrů proudění podzemních vod, jejichž hladina je nyní v oblasti rozsáhlé čerpací deprese 10 m pod úrovní Seiny, která byla dříve jejich recipientem.

Poklesy hladin podzemních vod hrozí rizikem poklesů terénu a staveb v důsledku vyvolané dodatečné konsolidace osušené části profilu zvodně. Vyvolané změny zeminové matrice jsou z větší části nevratné. Všeobecně známy jsou poklesy až 10 m následkem dlouhodobé inzenzivní exploatace podzemních vod v Mexico City (např. Holzer, Johnson 1985, Esteller, Diaz-Delgrado, 2002).

Specifickým rizikem jsou poruchy staveb při nerovnoměrné konsolidaci zemin v důsledku heterogenit geoprostředí nebo v oblasti velkých rozdílů hladiny podzemních vod na krátké vzdálenosti ve strmých částech depresních kotlin.

Na podobná rizika pro stávající stavby a inženýrské sítě v okolí je nutno myslet i při navrhování přechodného snižování hladiny podzemních vod pro účely zakládání nových staveb nebo při navrhování čerpacích sanačních systémů.

Moderním trendem je sofistikované využívání modelování pro řešení takových problémů (např. Larson, Basagaoglu et al., 2001).

Opačný efekt na hladiny podzemních vod má již zmiňované časté opouštění vodních zdrojů na území měst v důsledku narůstajících problémů s jejich ochranou. Již zmiňováno bylo i omezování čerpání podzemních vod pro průmysl, který je z měst vytlačován.

Ukončení využívání takovýchto vodních zdrojů vede k regeneraci hladin podzemních vod, s čímž se však po dlouhá léta jejich provozu u tehdy zakládaných staveb nepočítalo. Při vzestupu hladin pak může docházet k zaplavování suterénů takových staveb, ke zvýšení přítoků například do tunelů metra, k závažným poruchám objektů v důsledku vztlakového působení podzemních vod, k nárůstu nákladů na zakládání nových staveb, ke snižování kapacity kanalizační sítě při jejím zaplavování, atd. (např. Bianci, Leopardo, 2003).

Vyvstat může i riziko korozního působení vzedmutých podzemních vod na stavební konstrukce (v závislosti na obsazích sulfátů, chloridů, CO_2). Za určitých okolností může být intenzifikace koroze spojena nejen se vzestupy, ale i s poklesy hladiny podzemních vod.

V Barceloně je pro prevenci negativních důsledků takové regenerace hladin podzemních vod nutno čerpat z hlavní zvodně pod městem přes 120 $l.s^{-1}$, z toho polovinu činí odvádění průsaků do městského metra. Při tom bylo nutno řešit související problém utrácení takto čerpaných vod, jejichž využitelnost limituje jejich nižší kvalita (Vázquez-Suné, 2003).

Podobné velké problémy tohoto druhu jsou známy například z Milána (Bonomi, Cavalin, 1997), u nás se bylo nutno takovou otázkou zabývat při úvahách o omezení provozu velkého vodního zdroje pro město Ostrava (Rapantová et al., 2003).

Někdy bývá vzestup hladin podzemních vod i důsledkem utrácení vod různého druhu do podzemí.

Vzdouvací efekt na hladinu podzemních vod ve svém okolí a/nebo vyvolání změn směrů jejích proudění mohou mít i stavby a další konstrukce zasahující pod hladinu podzemních vod a působící jako úplná či částečná bariéra jejich proudění. Existence takových jevů je jednou z významných specifik zastavěných území.

Podobný efekt může mít i snížení propustnosti zvodnělého pórového prostředí, vyvolané dodatečným přitížením novou těžkou stavbou.

Změny směrů proudění podzemních vod, změny úrovně jejich hladin a změny propustnosti pórového prostředí mohou být ve svahových terénech měst také příčinami sesuvných jevů.

Kontaminace podzemních vod pod městskými aglomeracemi

Charakteristickým jevem velkých aglomerací je velký počet zdrojů aktuální či potenciální kontaminace podzemních vod, které mnohou být bodové, liniové nebo plošné.

Některé typy bodových zdrojů mohou mít tak vysokou plošnou koncentraci, že z hlediska impaktu na podzemní vody ani nemá smysl je jako bodové rozlišovat. Typickým příkladem takového difúzního znečišťování může být například utrácení splaškových vod zásakem nebo jejich úniky z netěsných septiků v husté domkové zástavbě na periférii velkoměst. Úplné pokrytí celých velkoměst kanalizací u nás ještě zdaleka není pravidlem.

Specifickým ohrožením kvality podzemních vod mohou být lokality starých zátěží. Ty dnes v mnoha případech již nemusí být ani zjevně zřetelné. Možnost jejich existence vyplývá až z poznatků o historii využívání určité lokality. Vesměs jde o staré průmyslové areály, původně umístěné na periferii, které byly s růstem města pohlceny bytovou zástavbou. Typickým příkladem z mnoha měst Evropy i USA jsou staré městské plynárny původem z 19. století, jejichž areály bývají postiženy závažnou kontaminací.

Typickou charakteristikou podzemních vod pod městskými aglomeracemi je celková plošná degradace jejich kvality a teprve na tomto pozadí se uplatňuje vliv dalších bodových zdrojů znečištění specifického charakteru.

Z hlediska zásobování pitnou vodou zpravidla nebývá znečištění podzemních vod pod aglomeracemi kritické. Velká města dnes mají dnes zajištěno zásobování kvalitní vodou vesměs ze vzdálenějších zdrojů.

Teoretickou možností je kontaminace pitné vody průnikem znečištěných podzemních vod přes netěsnosti vodovodu při poruchách dodávek, kdy dojde v potrubí k poklesu tlaku pod tlak okolních podzemních vod v místě poruchy.

Na plošné obecné degradaci podzemních vod se v našich podmínkách uplatňují tyto vlivy:

- úniky splaškových resp. odpadních vod z netěsností kanalizace,
- mobilizace nečistot z povrchu terénu, z ulic a chodníků při infiltraci srážek,
- chemické ošetřování (solení) vozovek v zimním období.

Lokálně se mohou uplatňovat další významné vlivy. Příkladem zde může být Ostravsko, kde se v mělkých podzemních vodách běžně vyskytují vysoké koncentrace síranů, pocházející z větrání pyritu, obsaženého v karbonské důlní hlušině. Hlušina je zde běžně využívaná k velkoplošným úpravám terénu a k násypům komunikací.

Markantním projevem vlivu splaškových vod je dusíková kontaminace. Uvádí se, že zatížení podzemních vod dusíkovou kontaminací je pod velkými městy srovnatelné se zemědělsky intenzivně využívanou krajinou. Pro Nottingham (UK) byly zjištěny typické koncentrace $N\text{-}NO_3^-$ v rozpětí 10 – 13 $mg.l^{-1}$, $N\text{-}NH_4^+$ v rozpětí 0,2 – 0,3 $mg.l^{-1}$ (Lerner, 2003). Rovněž pro Nottingham uvádí další zdroj (Chisala et al., 2005) výši dotace dusičnanů do podzemních vod kolem 21 $kg.ha^{-1}$ ročně.

Běžný je ve splaškových vodách výskyt fosfátů v koncentracích až 10 – 20 $mg.l^{-1}$. Ty se dosud široce používají v detergentech, přes tlak na jejich omezování, protože jsou příčinou eutrofizace povrchových vod. Při řešení migračních úloh a při řešení otázek bilance znečištění nejsou fosfáty příliš využitelné jako indikátor, protože se v horninovém prostředí snadno srážejí a sorbují. TNA používané jako náhrada fosfátů v detergentech jsou velmi dobře biodegradovatelné.

Typickou indikací vlivu splaškových vod jsou i zvýšené koncentrace chloridů a síranů. Charakteristické koncentrace těchto iontů přímo ve splaškových vodách bývají až 200 $mg.l^{-1}$ (Cl^-), resp. 100 – 300 $mg.l^{-1}$ (sírany).

Podzemní vody ovlivněné úniky ze splaškové kanalizace mívají i vyšší hodnoty BSK a bývají znečištěny též bakteriálně.

Dobrým indikátorem splaškových vod bývá bor. Ve srážkách a běžných podzemních vodách bývá bor běžně v koncentracích do 0,1 $mg.l^{-1}$, ve splaškových vodách typicky 0,5 až 2 $mg.l^{-1}$ (Koppe, Stozek, 1993).

Zvýšený bývá ve splaškových vodách i výskyt těžkých kovů. Z hlediska jejich potenciálu k dalšímu transportu v horninovém prostředí lze seřadit kovy sestupně podle jejich mobility takto: As > Se > Ni > Hg > Co > Cr >> Sb > Cu ≈ Cd ≈ Pb (Miller, 2000).

V posledních letech literatura upozorňuje na rostoucí výskyt i dalších závadných látek ve splaškových vodách, které se nabízejí jako indikátory tohoto typu antropogenní kontaminace:

- PPCP (souhrnné označení pro léčiva a kosmetické přípravky – Pharmaceuticals and Personal Care Products), též koffein (např. Custodio, 1997, Chilton, 1997; Ellis, 1999, Howard, Israfilov, 2002, Lerner, 2003, 2004, Seiler, 1999);
- EDTA – široce používaný v čistících prostředcích, jako preservant v kosmetice a potravinách, užití má i v medicíně. Koncentrace ve splaškových vodách běžně od 10 do 500 $\mu g.l^{-1}$. Dobrý tracer, jen slabě biodegradovatelný, nízká sorpce (Trauth, Xanthopoulos, 1997, Alder et al., 2005);
- EAS, HAA – látky působící na endokrinní systémy a hormony; vyznačují se nízkou sorbovatelností, řada z nich je dobře degradovatelná v aerobních podmínkách, hůře však v anaerobních (DEPA, 2004).

Běžný je dnes v podzemních vodách urbanizovaných oblastí velkoplošný výskyt chlorovaných rozpouštědel na úrovni prvních jednotek $\mu g.l^{-1}$ (Lemer, 2004). Poznatky podobného chrakteru existují i z Ostravska (Tylčer, Cron, 2002). Pro Nottingham (UK) se uvádí odhad dotace chlorovaných rozpouštědel do podzemních vod pod městem ve výši kolem 1 $kg.ha^{-1}$ ročně (Chisala et al., 2005).

Málo pozornosti je dosud věnováno dotaci podzemních vod MTBE z dopravy. Podle USGS jde v USA o druhý nejčastěji detekovaný kontaminant v podzemních vodách po chlorovaných rozpouštědlech (Squillace et al. in Chilton, 1997). Časté je překračování akceptovatelných koncentrací pro pitnou vodu, zvláště ve městech (Zogorski et al., 2001). Pro Nottingham (UK) se uvádí odhad dotace MTBE do podzemních vod až 10 $kg.ha^{-1}$ ročně (Chisala et al., 2005). Podobně by bylo žádoucí věnovat pozornost dalším oxygenátům (TBA), které jsou velmi persistentní a mobilní.

Pozornost jen nutno věnovat i rizikům interakcí kontaminantů v horninovém prostředí, které mohou vést ke zvyšování mobility ale i toxicity znečištění. Například důsledkem míšení chlorované pitné vody z vodovodní sítě se splaškovými vodami s vysokým organickým znečištěním by mohl být vznik toxických chlorovaných látek.

Problematika kontaminace podzemních vod z průmyslových aktivit je samostatným širokým tématem. Z hlediska případných vlivů na urbanizované okolí zde patří uvést dvě okolnosti které mají obecnou platnost a které je dobré mít vždy na zřeteli:

- u živých průmyslových areálů dnes obecně existuje dobrá úroveň prevence další dotace znečištění do horninového prostředí, ale stále u nich existuje riziko dědictví kontaminační zátěže z minulosti;
- významnými preferenčními migračními cestami kontaminace ze znečištěných lokalit do okolí bývají vedle nehomogenit samotného horninového prostředí též trasy kanalizací, obsypy různých kabelových a potrubních podzemních vedení a pod.

VYUŽÍVÁNÍ GEOTERMÁLNÍ ENERGIE VE MĚSTECH

Moderním trendem jsou snahy o využívání geotermální energie i v městském prostředí. Jeden velký projekt tohoto druhu je ke shlédnutí přímo před budovou kde probíhá tento kongres. Pěkným příkladem synergického přístupu jsou tepelné výměníky, integrované do stavebních prvků tubusů městského metra ve Vídni (piloty, výztuž, těsnící stěny – viz Unterberger et al., 2005). Jiný příklad uvádí Allen et al. (2003).

V literatuře je však upozorňováno i na možné geotechnické a environmentální problémy, související s využíváním geotermální energie (Hunt, Brown, 1996, nebo Kristmannsdottir, Armannsson, 2003). Možnými riziky jsou poruchy terénu (poklesy, sesuvy), možné narušení rovnovážného stavu režimu podzemních vod, změny termálního pole a možné geotechnické důsledky na užší okolí, chemické znečištění podzemních vod, emanace radonu, znečištění ovzduší (H_2S, SO_2), vlivy na biotu.

METODICKÁ SPECIFIKA URBÁNNÍ HYDROGEOLOGIE

Zastavěné městské území je složitou strukturou, jejichž fungování je výsledkem složitého spolupůsobení řady faktorů a která musí sloužit různorodým zájmům, jejichž požadavky, nároky a vlivy jsou často i protichůdné.

Pokud budou požadavky a dopady partikulárních funkcí města ve svém součtu nad možnosti jednotlivých složek životního prostředí, povede to zákonitě ke vzniku krizových situací. I fungování měst tudíž musí respektovat zásady trvale udržitelného rozvoje.

Pro praxi z toho vyplývá požadavek na zajištění koordinace již na úrovni strategického řízení rozvoje města, při územním plánování (viz např. Wolf et al, 2006, nebo Parraiaux et al., 2004).

I podzemní vody jsou jednou ze složek životního prostředí města. V určitém smyslu můžeme podzemní vody vnímat jako jednu ze složek městského podzemí, ke kterým vedle nich a využitelného prostoru patří též geotermální energie a samotná zeminová matrice, potenciálně využitelná jako stavební materiál. Především kvůli prostoru nabývá podzemí měst na důležitosti. Pro zlepšování životního prostředí a v zájmu o uchování povrchu pro ušlechtilejší využití se do něj v narůstající míře umisťují některé funkce (doprava, parkoviště, technické zázemí, obchodní centra). Zájem narůstá i o využívání geotermální energie.

Není dosud pravidlem, aby se při řízení města věnovala podzemním vodám specifická pozornost, pokud se nevyužívají pro zásobování nebo pokud se neřeší nějaká již vzniklá havarijní situace. Tento přístup vyžaduje změnu. Péče o podzemní vody se musí stát jednou z integrálních součástí územního plánování města. I když se nevyužívají, musí být definována kritéria jejich ochrany, aby v žádném případě nedocházelo ke zhoršování jejich stavu. Dále musí být provedena analýza rizik různých možných vlivů na změny jejich režimu, musí být specifikována rizika vyplývající z takových změn a musí být vypracovány zásady prevence těchto rizik.

Rovněž při plánování a realizaci jednotlivých projektů a aktivit nestačí posuzování jen z pohledu jejich primárního účelu a jednotlivých profesí, nýbrž identifikovat a hodnotit je třeba všechny možné střety zájmů a interakce s okolím.

Z toho všeho je zřejmé, že tak jako pro jiné profese, i pro hydrogeologii se při řešení úkolů v městských aglomeracích stává nezbytností mnohem větší důraz na interdisciplinární přístup.

Velkým praktickým problémem při snaze o takové interdisciplinární přístupy v prostředí velkých aglomerací je, že to vyžaduje nějakým způsobem soustředit, sjednotit a integrovaně hodnotit velké množství informací různorodého obsahu, různého formátu s rozdílnými úrovněmi věrohodnosti a nejistot.

Již soustředění těchto dat bývá náročným úkolem, protože bývají v držení mnoha subjektů s rozdílnou motivací a ochotou ke spolupráci.

Zpracování těchto dat, jejich organizace a další práce s nimi pak dnes nejsou vůbec představitelné bez využívání moderních geoinformačních technologií. Pouze GIS systémy jsou schopny zvládat velké objemy dat prostorově vázaných informací, jsou schopny integrovat tato data do jednotlivých vrstev podle druhu informace, zprostředkovávat interakci mezi vrstvami, provádět s jejich daty multiktiteriální prostorové analýzy a generovat z nich informace vyšší kategorie.

Plné využití všech dostupných informací pro řešení hydrogeologických problémů vyžaduje, abychom měli k dispozici hydraulický a transportní model zájmového území, který dokáže alespoň do určité míry oboustranně se systémem geoinformačních dat o území spolupracovat.

Úplné propojení modelů s GIS systémy je zatím jen výzvou. Dosud dosažené výsledky jsou spíše jen ukazatelem tendencí, než aby byly běžně využitelným nástrojem pro komplexní management podzemních vod. Pěkným příkladem je využití GIS pro specifikaci fluxu znečištění do podzemních vod pro transportní model triasového aquiferu ve městě Birmingam (Yang, et al., 1999, Tait et al., 2008), nebo sofistikované použití GIS pro problematiku geofaktorů ve městě Lanzhou v Číně (Xibao et al., 2007). Daly by se uvést ještě další příklady pokusů o komplexní přístupy k managementu podzemních vod za využití modelů a GIS (Molenaar et al. in Chilton, 1997, van Davison et al., 2002, Steenbergen, 2006, Eiswirth, Wolf, 2003). Z České republiky lze uvést použití GIS pro stanovaní a prezentaci zatápění staveb a podzemních sítí při modelovaných vzestupech hladiny podzemních vod v důsledku omezení čerpání na velkém zdroji pro město Ostrava, (Rapantová et al., 2003).

Vedle problémů se sběrem a organizací dat naráží na specifické problémy i sestavování a verifikace modelů pro podzemní vody velkých urbanizovaných celků v důsledku toho, že současný režim podzemních vod a kontaminace jsou výsledkem dlouhého historického vývoje, který nebývá dostatečně zdokumentován.

Již zmiňované velké množství dat, jejich různorodý charakter a komplikovaná dostupnost bývají příčinou, že s jejich postupným získáváním a zpracováváním musíme v průběhu řešení mnohdy měnit i konceptuální model systému.

Dalším charakteristickým rysem urbánní hydrogeologie bývá dvojí charakter úloh podle toho, jaký vyžadují záběr pohledu, měřítko řešení.

Na jedné straně stojí úlohy, kdy se musíme zabývat z různých úhlů pohledu celou hydrogeologickou strukturou, resp. celým územím aglomerace. Zpravidla jde na této úrovni o řešení úloh spojených s kvalitou vod a kontaminací, s řešením bilančních otázek zvodně, o interakce s povrchovými vodami apod. Překážkou pro reprezentativnost modelových řešení bývá v těchto případech nedostatečnost dat, aby mohly postihovat realitu s potřebnou výstižností a aby vyhovovaly nárokům komplexního interdisciplinárního přístupu.

Na druhé straně pak stojí úlohy, vyžadující řádově detailnější pohled, velkou diskretizaci prostoru, velké měřítko řešení. Typicky se jedná o analýzu příčin statických poruch stávajících objektů nebo predikce důsledků výstavby nových objektů na jejich užší okolí či řešení ochrany stavebních jam proti přítokům. Spíše výjimečně se v tak velkém detailu řeší problémy kontaminační hydrogeologie.

Sestavování a verifikace modelů pro řešení úloh tohoto typu narážejí rovněž na četná úskalí, jakými jsou ohraničení modelu, definování okrajových podmínek,

problémy kvantifikace a lokalizace dotace z netěsností vodovodních a kanalizačních tras, neúplné znalosti o hloubkách založení staveb a dalších konstrukcí, které by mohly zasahovat pod hladinu podzemních vod a ovlivňovat tak jejich proudění.

Ilustrativní příklad aplikace modelu velkého měřítka pro predikci a analýzu vlivů ražby tunelu v městském prostředí z pohledu různých sledovaných zájmů uvádějí Epting et al. in Xing Cai a Yeh, 2008.

K problematice dat a modelování je nutno ještě zdůraznit, že hodnota a použitelnost vybudovaných databází a jednotlivých specializovaných vrstev geografických informačních systémů rychle zastarává, pokud není zabezpečena jejich permanentní aktualizace. To si nárokuje i určité finanční prostředky. Totéž platí o vytvořených hydrodynamických a transportních modelech. S potřebou průběžné aktualizace datové základny je úzce spojen požadavek na zabezpečení odpovídajícího monitoringu kvalitativních a režimních parametrů podzemních vod.

Konečně je nutno se zmínit, že svá specifika mají i samotné terénní hydrogeologické práce v městském prostředí:

- hustá zástavba, podzemní sítě a komunikace výrazně omezují hustotu a možnosti optimální lokalizace vrtných prací,
- ohledy na nenarušení stability sousedících objektů nesmí být opomíjeny při projektování průzkumných čerpacích zkoušek nebo při projektování sanačního čerpání apod.,
- složité poměry městského prostředí vylučují použitelnost některých karotážních metod (zejména geoelektrických).

Problémy optimální lokalizace průzkumných prací byly impulsem i pro vývoj některých speciálních metod, jakými jsou z poslední doby například tak zvané integrální čerpací zkoušky pro přesnější identifikaci a kvantifikaci dotace kontaminace ve vymezeném proudovém pásu podzemních vod (Leschik et al., 2007).

ZÁVĚR

Zastavěné městské území je složitým systémem, jehož fungování je výsledkem složitého spolupůsobení řady faktorů. Systém musí sloužit různorodým zájmům, jejichž požadavky, nároky a vlivy jsou často i protichůdné.

Podmínkou trvale udržitelného rozvoje městských a průmyslových aglomerací je optimalizace využívání všech složek systému se zřetelem ke všem funkcím, které jsou po nich vyžadovány. Pro praxi z toho vyplývá požadavek na zajištění koordinace všech funkcí již na úrovni strategického řízení rozvoje města, při územním plánování a interdisciplinární přístup i při řešení jednotlivých dílčích úkolů, dílčích problémů, jednotlivých projektů.

To platí v plné míře i pro řešení hydrogeologických úkolů – podzemní vody jsou jednou ze složek systému. Uvedené přístupy se musí uplatňovat již v počátečních fázích řešení úkolu – při formulování výchozího konceptuálního modelu, který je podkladem pro volbu metodiky prací.

Základní praktickou komplikací práce hydrogeologa a efektivní aplikace interdisciplinárního přístupu bývá v podmínkách husté zástavby potřeba soustředění a integrovaného hodnocení velkého množství informací různorodého charakteru a s rozdílnou úrovní nejistot.

LITERATURA

ALLEN, A., MILENIC, D. et al. 2003: "Shallow gravel aquifers and the urban heat island effect: a source of low enthalpy geothermal energy". *Geothermics* 32(4-6), s. 569-578

ARAVENA, R. 2002: Use of environmental isotopes in contaminant studies in groundwater. In: *„Groundwater and Human Development" XXXII IAH & VI ALHSUD Conference*, 2005, Mar del Plata

BARRET, M. H. et al. 1999: Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: a review and case study in Nottingham, *UK Water Research*, Vol. 33, no. 14, s. 3083-3097

BIANCI, H., LOPARDO, R. 2003: Diagnosis and mitigation of groundwater level rise in a highly populated urban system, In: *Proceedings for the Congress of International Association of Hydraulic Research*, v. 30, Theme B, s. 629-636

BONOMI, T., CAVALLIN A. 1997: Application of a hydrogeological model to analyze and manage groundwater processes in the urban environment. A case study in the Milan Area, Italy. In: *Groundwater in the Urban Area: Problems, Processes and Management. Chilton, J. (ed.), proceedings of the XXVII Congress of IAH*, Nottingham, 1997, p. 91-96

CLARK, I. D., FRITZ, P., MAZOR, E. 1997: *Environmental Isotopes in Hydrogeology*, CRC Press, ISBN: 978-1-56670-249-2

CUSTODIO, E. 1997: Groundwater quality and quality changes related to land and water management around urban areas: Blessing and misfortunes. In: *Groundwater in the Urban Area: Problems, Processes and Management. Chilton, J. (ed.), proceedings of the XXVII Congress of IAH*, Nottingham, 1997, p. 11-22

DANISH ENVIRONEMTAL PROTECION AGENCY (DEPA) 2004: Degradation of Estrogens in Sewage Treatment Processes. Manuscript. Report of the Environmental Project no. 899

DAVISON et al. 2002: A probabilistic management system to optimise the use of urban groundwater. In: Hiscock, K.M., Rivett, M. O., Davison, R. M. (eds.), Special Publication 193. *Geological Society*, London

DESSARGUES, A. (ed.) 2000: *Tracers and modelling in hydrogeology*. IAHS Publ. No. 262, p. 363-369

EISWIRTH, M., WOLF, L., HÖTZL, H. 2004: Balancing the contaminant imput into urban water resources. *Environmental Geology*, v. 46, p. 246-256, also – Proc. "Groundwater and Human Development" XXXII IAH & VI ALHSUD Conference, 2005, Mar del Plata

EISWIRTH, M., WOLF, L., HÖTZL, H. 2003: Assessing the sustainability of urban water resources. Diffuse input of chemicals into soil and groundwater – Assesment & Management. Mitt. Inst. GW. TU Dresden, Bd. 3, p. 205-215

ELLIS, N. (ed.) 1999: *Impacts of urban growth on surface and groundwater quality*. IAHS no. 259, 437 p.

EPTING, J., HUGGENBERGER, P., RAUBER, M. 2008: Integrated methods and scenario development for urban groundwater management and protection during tunnel road construction. A case study of urban hydrogeology in the city of Basel, Switzerland. *Hydrogeology Journal*, Vo. 16, No. 3, Springer, pp. 575-591

ESTELLER, M. V., DIAZ-DELGRADO, C. 2002: Environmental effects of aquifer overexploitation: A case study in the highlands of Mexico. *Environmental Management*, 29(2), p. 266-278

GARCIA-FRESCA, B. 2005: Urban-enhanced groundwater recharge: review and case study of Austin, Texas, USA. BGF 2005 DRAFT - 32 IGC - Matthias Eiswirth Memorial Volume

HISHOCK, K. M. et al. 1997: Experience in the use of stable nitrogen isotopes to distinguish groundwater contamination from leaking sewers in urban areas. In: *Chilton, J. (ed.): Groundwater in the Urban Environment. Problems, Processes and Management*. Proceedings of the XXVII Congress of IAH, Nottingham, 1997, Balkema, p. 427-432

HOLZER, T., JOHNSON, A. 1985: Land subsidence caused by ground water withdrawl in urban areas, *GeoJournal*, Vol. 11, n. 3, pp 245-255

HOWARD, K. W. F., ISRAFILOV, R., (eds.) 2002: Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centres. In: *Proceedings from a NATO Advanced Research Workshop*, Baku, 2001, published by Kluwer, ISBN 1-4020-0600-4

HUNT, T., BROWN, K. 1996: "Environmental Effects of Geothermal Development and Countermeasures", In: *Proceedings of Asia-Pacific Economic Co-operation (APEC) Energy R&D and Technology Transfer and Renewable Energy Resource Assessment Seminar*, Beijing, China, p. 243-255

CHILTON, J. (ed.) 1997: Groundwater in the Urban Environment. Problems, Processes and Management. Proceedings of the XXVII Congress of IAH, Nottingham, 1997, Balkema, 682 p.

CHILTON, J. (ed.) 1999: Groundwater in the Urban Environment. Selected city profiles. Balkema, 341 p.

CHISALA, B. N., TAIT, N. G., LERNER, D. N. 2005: Evaluating the risk of methyl tertiarybutylether (MTBE) to urban groundwater at city scale: Nottingham case study. *Journal of Contaminant Hydrology*, 12/2005

KEHEW, A. E. 2000: *Applied Chemical Hydrogeology*. Pearson Print, ISBN 0132709279

KRISTMANNSDOTTIR, H., ARMANNSSON, H. 2003: "Environmental aspects of geothermal energy utilization". *Geothermics* 32(4-6): p. 451-461

KROTHE, J. N. 2002: Effects on urbanisation on hydrogeological systems: thy physical effects on utility trenches. *MS thesis*, The University of Texas, Austin, 190 p.

LARSON, K. J., BASAGAOGLU, H., MARINO, M. A. 2001: Prediction of optimal safe groundwater yield and land subsidence in the Banos – Kettleman City area, California, using a calibrated numerical simulation model. *Journal of Hydrology*, 242 (2001), pp. 79-102

LERNER, D. N. 2002: Identifying and quantifying urban recharge: a review. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 143-152

LERNER, D. N. 2003: Estimating urban loads of nitrogen to groundwater. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management*. 17(4), 239-244

LERNER, D. (ed.) 2003: Urban Groundwater Pollution: IAH International Contributions to Hydrogeology 24 (Iah Intl Contr. to Hydro, Vol 24, Iah-Ich24. Taylor & Francis, ISBN-10: 9058096297

LESCHIK, S. et al. 2007: Using integral pumping tests in urban hydrogeology to estimate sewer leakage. In: *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 9, 04194, 2007 SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU2007-A-04194

NOVOTNY, V., CLARK, D., GRIFFIN, R., BOOTH, D. 2000: Risk Based Urban Watershed Management Under Conflicting Objectives. In: *Conference proceedings for the First IWA Congress of the International Water Association (IWA)*, Paris, 2000, Book 5, Water Resources Planning and Waster Management, p. 144-151

PARRAIAUX, A., TACHER, L., JOLIQUIN, P. 2004: The hidden side of cities – towards three-dimensional land planning. *Energy and Buildings*, 36(4), 335-341

POKRAJAC, D., HOWARD, K. (eds.) 2007: New Directions in Urban Water Management. In: *Proceedings UNESCO-IHP Sympoisum*, Paris, 2007, published by Tailor & Francis

RAPANTOVÁ, N., TYLČER, J., VOJTEK, D. 2003: Nová Ves – OVaK – model III, Upřesnění prognózy důsledků vzestupu hladiny podzemní vody při změnách vydatnosti jímání z vodního zdroje Nová Ves, upřesnění optimálního jímaného množství z hlediska omezení přírony amonných iontů. Závěrečná zpráva. Manuskript, archiv AQ-envitest, s.r.o., Ostrava

SEILER, R. L. 1999: Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells. Ground Water 37(3), p. 405-410

SCHIRMER, M. et al. 2008: Challenges in urban hydrogeology: maintaining urban water quality. In: *Groundwater Quality: Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments,* IAHS Publ. 324, 2008, pp. 1-8

SUK, H., LEE, K. K. 1999: Characterization of groundwater hydrochemical system through multivariate analysis. Clustering into groundwater zones. *Ground Water*, 37(3), pp. 358-366

TAIT, N. G., DAVISON, R. M., WHITTAKER, J. J., LEHARNE, S.A., LERNER, D. N. 2008: Borehole Optimisation System (BOS) - A case study assessing options for abstraction of urban groundwater in Nottingham, UK. *Environmental Modelling and Software*, Vol. 23, iss. 5, pp. 611-621

TELLAM, J., RIVETT, H., MICHAEL, O., ISRAFILOV, O., RAUF, G. (eds.) 2007: Urban Groundwater Management and Sustainability. In: *NATO Science Ser. IV: Earth and Environmental Sciences* , Vol. 74, Springer, ISBN: 978-1-4020-5173-9

TRAUTH, XANTHOPOULUS 1997: Non-point pollution of groundwater in urban areas. Water Resources 31(11), 2711-2718

TYLČER, J., CRON, M. 2002: DANCEE, komplexní ochrana vodního zdroje Nová Ves, 2. fáze, závěrečná zpráva. Manuskript, archiv AQ-test, spol. s r.o.

UNTERBERGER, W., HOFINGER, J., GRUENSTAEUDL, T., ADA, D. (2005). Utilization of Tunnels as Sources of Ground Heat and Cooling–Practical Applications in Austria; In: *Proceedings from the Conference Tunnels & Tunnelling International*, February 2005, pp. 36-39

VÁZQUEZ-SUNÉ, E. 2003: Urban Groundwater Barcelona City Case Study. Doctor Thesis. Manuscript, Universitat Politécnica de Cytalunya, Escola Técnica Superior d'Enginyeria de Camins, Canals i Ports, Barcelona

VÁZQUEZ-SUNÉ, E., SÁNCHEZ – VILA, X. et al. 2005: "Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain". *Hydrogeology Journal* 13(3): p. 522-533

VENGLOSH, A., PAMKRATOV, I. 1998: Chloride/bromide and chloride/fluoride ratios of domestic sewage effluents and associated contaminated groundwater. *Ground Water* 36(5), pp. 815-824

VITÒRIA, L., SOLER, A., ARAVENA, R., CANALS, A. 2004: Multi-isotopic approach (15N, 13C, 34S, 18O and D) for tracing agriculture contamination in groundwater (Maresme, NE Spain). In: *Environmental Chemistry* (Eds. E. Lichtfouse, E., Dudd, S., Robert, D.)

WAKIDA, F. T., LERNER, D. N. 2005: Non-agricultural sources of groundwater nitrates: a review and case study. *Water Research*, v. 39, n. 1, pp. 3-16

WOLF, L., MORRIS, B., BURN, S. (eds.) 2006: Urban Water Resources Toolbox - Integrating groundwater into urban water management. *IWA Publishing*, London, pp. 296, ISBN-10: 1843391384

XIBAO, X. et al. 2007: Modeling urban land use changes in Lanzhou, China with GIS and DUEM. In: *Geoinformatics 2007, Remotely Sensed Data and Information*. Edited by Ju, Weimin; Zhao, Shuhe. Proceedings of the SPIE, Volume 6752, pp. 675237

XING CAI, T., C. JIM YEH (Eds.) 2008: *Quantitative Information Fussion fo Hydrological Sciences*. Springer, ISBN 9783540753834

YANG, Y., LERNER, D. N., BARRET, M., TELLAM, J. 1999: Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, U.K. *Environmental Geology*, 38(3), p. 183-198

ZOGORSKI, J. S., MORAN, M., HAMILTON, P. A. 2001: MTBE and other volatile organic compounds – New findings and implications on the quality of source waters used for drinking-water supplies. USGS fact sheets (http://pubs.usgs.gov/fs/fs10501)

SUMMARY

Distinctive impacts of human activities to groundwater regime and groundwater quality are typical for hydrogeology of urban and industrial areas.

Losses from water supply and sewage systems significantly contribute to groundwater recharge. Natural recharge from precipitation is usually greatly reduced due to large portion of land surface being covered. The same applies for evapotranspiration. Exploitation of some traditional pumping fields had to be ceased with spreading of towns and increasing problems with groundwater quality protection.

Operation of some underground facilities is associated with permanent dewatering. Temporary dewatering is often employed for construction works. Some building basements or other underground structures may have a barrier effect to groundwater flow. Relocation of many urban facilities and functions to underground has an increasing tendency.

All these features mentioned above may evoke considerable changes of groundwater levels and flow pattern. Various geo-technical consequences and problems may be associated with them.

High number of pollution sources is another distinctive feature of urban areas. Usually, the specific contaminants from leakage of sewage systems and transportation are main causes for general degradation of groundwater quality under towns. Other types of pollution sources manifest themselves on this background.

A today's town is a complex system that must serve to various (and often) conflicting needs and interests. Sustainable development principles call for coordinated and optimalised exploitation of all components of the system. It applies fully also for hydrogeological tasks in urban environment. Interdisciplinary approach is a must.

In practice, such approach is complicated by huge amount of data of varied character, format and reliability that must be gathered and processed. Geographic information systems are essential tools for their organisation and integrated exploitation. Another essential tools are hydraulic and transport models.

Databases, specialised GIS layers and models are quickly loosing their value without permanent maintenance and updating. Updating requirements are closely associated with ensuring of adequate monitoring of groundwater regime and quality parameters.

With respect to coverage, it is possible to distinguish two basic types of hydrogeological tasks in urban environment. Water management and groundwater pollution problems usually call for large-scale approach covering the whole area of a hydrogeological structure or a town.

To the contrary, hydrogeological tasks associated with geotechnics must be usually treated with focusing to big details in a limited space. Such approach generates specific problems with construction of models and with data density requirements.

Complexity of urban environment influences also filed-work methodology – there are limitations for optimal borehole and sampling location and limitations for some geophysical methods. Possible geo-technical effects of groundwater level lowering must be considered in planning of pumping tests.