OPERAČNÍ PROGRAM ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

EVROPSKÁ UNIE
Evropský fond pro regionální rozvoj

Pro vodu, vzduch a přírodu

číslo úkolu 3809

Zpracování metodiky pro posuzování problematiky umělé infiltrace v ČR

DU1 Překlady odborné literatury na téma „Umělá infiltrace“

Zbyněk HRKAL

ZÁVĚREČNÁ ZPRÁVA

Zadavatel: Ministerstvo životního prostředí *Číslo výtisku: 1* *Praha, listopad 2010*

číslo úkolu
3809

Zpracování metodiky pro posuzování problematiky umělé infiltrace v ČR

DU1 Překlady odborné literatury na téma „Umělá infiltrace“

Zbyněk HRKAL

závěrečná zpráva

Praha, listopad 2010 *počet stran 289*

Název a sídlo organizace:

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
Podbabská 30, 160 00 Praha 6

Ředitel:

Mgr. Mark Rieder

Zadavatel:

Ministerstvo životního prostředí

Zástupce zadavatele:

Mgr. Monika Mrozková

Zahájení a ukončení úkolu:

IV/2010 – IX/2010

Místo uložení zprávy:

SVTI VÚV TGM, v.v.i.

Náměstek ředitele pro výzkumnou a odbornou činnost:

Ing. Petr Bouška, Ph.D.

Vedoucí odboru:

Ing. Anna Hrabánková

Hlavní řešitel:

Doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Hlavní řešitel subprojektu: Doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Spoluřešitelé:

Pavel Eckhardt, Zbyněk Hrkal, Renáta Kadlecová, Tomáš Ondovčin, Vladimír Plešinger, Martin Milický, Josef Slavík,

Překlady vybrané odborné literatury na téma „Umělá inflitrace“

V souladu se zadáním projektu, byly přeloženy vybrané články, které svým obsahem odpovídaly tématice umělé infiltrace. Cílem bylo poskytnout odborné veřejnosti, která neovládá angličtinu, základní přehled o principech a metodických postupech využívaných ve světě. Obsah překladové literatury, na které se podíleli pracovníci Výzkumného ústavu vodohospodářského, České geologické služby a firem AQUATEST, Geotest, Progeo, Envigeo, byl odsouhlasen odborným garantem projektu dne 6.4.2010.

Úvodní dvě publikace „Strategie pro řízenou umělou infitraci v semiaridních oblastech“ a „Vodohospodářský plán Indie – umělá infiltrace“ představují obecné představení umělé infiltrace jako technologického procesu zapojeného do integrovaného managementu vodních zdrojů. Obsahují řadu ukázek řešení a popis zkušeností z oblastí, které trpí nedostatkem vody.

Další část představuje soubor odborných článků, který byl vybrán tak, aby pokrýval velmi pestrou škálu technických problémů spojených s umělou infiltrací - kvalitativních i kvantitativních, ukázek modelových řešení, ale i úspěšných tzv. case studies.

Následující překlad nevyjadřuje názory řešitelského kolektivu, ale prezentuje myšlenky původních autorů. Představuje jen velmi zevrubný úvod do problematiky umělé infiltrace v zahraniční a nenahrazuje rešerši, která je prezentována v samostatně. Pro hlubší seznámení s velmi multidisciplinární tématikou umělé infiltrace je nezbytné studium originální, převážně anglicky psané odborné literatury.

Strategies for Managed Aquifer Recharge (MAR) in semi-arid areas

edited by Ian Gale

Strategie pro řízenou umělou infitraci (MAR) v semiaridních oblastech.
Editor Ian Gale

Mezinárodní asociace hydrogeologů - Komise pro řízenou umělou infiltraci IAH - MAR
www.iah.org/recharge

Mezinárodní Hydrologicky Program (IHP)
UNESCO Oddělení Hydrologie
1, rue Miollis
75732 Paris CEDEX 15
France
Tel: 33 1 45 68 40 02
Fax: 33 1 45 68 58 11
e-mail: ihp@unesco.org
http://www.unesco.org/water/ihp

Mezinárodní asociace hydrogeologů - Komise pro řízenou umělou infiltraci IAH-MAR

IAH-MAR si klade za cíl rozšířit vodní zdroje a zlepšit kvalitu vody způsoby, které jsou vhodné, ekologicky udržitelné, technicky uskutečnitelné, ekonomické a společensky žádoucí. Tohoto cíle chce dosáhnout zaváděním zlepšených postupů pro řízení umělé infiltrace. Tímto způsobem bude zvýšeno povědomí o řízené umělé infiltraci mezi členy IAH, souvisejících profesí a společenství, usnadní se mezinárodní výměna informací mezi členy (např. pprostřednictvím webových stránek a e-mailem) a rozšíří se výsledky výzkumu. Dalším cílem je podpora praktických zkušeností (např. prostřednictvím konferencí a referenční databáze) a realizace společných projektů.

Mezinárodní sympozia o umělé infiltraci podzemních vod se dosud konaly každé 3 až 4 roky v Anaheimu v Kalifornii (1989), v Orlandu na Floridě (1994), v Amsterdamu v Nizozemsku (1998), ISAR 4 v Adelaide v Austrálii (2002) a nejnověji Ismar 5 v Berlíně v Německu (2005). Jednání první dvou sympozií jsou zveřejněny ASCE (www.asce.org), třetí a čtvrté vydavatelstvím AA Balkema (http://balkema.nl - viz IAH). Výsledky ze sympozia v Berlíně bude publikováno organizací UNESCO-IHP. Další symposium je plánováno na listopad 2007 Phoenixu, Arizona, USA.

Web: http://www.iah.org/recharge/index.html
Předseda: Peter.Dillon@csiro.au
Místopředseda: i.gale@bgs.ac.uk
E-mail: přihláste se zdarma webové stránky

Mezinárodní hydrologický program (IHP) UNESCO - projekt umělé infiltrace a hospodaření s vodními zdroji v aridních oblastech a v oblastech s nedostatkem vody (UNESCO G-Wadi)

Již od sedmdesátých let přispívá UNESCO IHP program k lepšímu pochopení klíčové role, kterou hrají podzemní vody v ochraně ekosystémů a při rozvoji lidské společnosti. Šestá etapa programu IHP (2002-2007) dala nejvyšší prioritu integrovanému managamentu vodních zdrojů v aridních a poloaridních oblastech (projekty UNESCO MAR a G-WADI). UNESCO IHP podporuje IAH MAR Komisi od roku 2000.

IHP UNESCO je program mezivládní vědecké spolupráce v hydrologii a vodních zdrojích. Předpokladem udržitelného rozvoje je řádná správa a ochrana vodních zdrojů naší planety. Základním pilířem udržitelného hospodaření s vodními zdroji je systém vzdělávání a rozvoj, sdílení a aplikaci vědeckých poznatků.

Pouze informovaná veřejnost a kvalifikované pracovní síly mohou ovlivnit nový vývoj a způsob spotřeby nutný pro změnu politiky v oblasti vodních zdrojů bez škodlivého vedlejšího vlivu.

Hospodaření s vodními zdroji je velmi složitý a multidisciplinární proces, který vyžaduje vědecká, sociální, kulturní a etická rešení.

Cílem UNESCO je pomoci vodohospodářům naučit se tuto mozaiku složitých prvků sestavit. Doufáme, že tato brožura bude motivovat více a více lidí, vědců, nevládních organizací, vlád a mladý odborníků k účasti na úsilí UNESCO dát dohromady všechny části tohoto složitého, multidisciplinárního problému.

Web: http://www.unesco.org/water/
Kontakt: Alice Aureli - UNESCO IHP
Alberto Tejada-Guibert - UNESCO IHP

Strategie pro řízené umělé infiltrace (MAR) v semiaridních oblastech

Poděkování

Sekretariát IHP UNESCO chce vyjádřit svou hlubokou vděčnost panu Ian Gale, hydrogeologovi Britské geologické služby a panu Peter Dillon, hlavnímu hydrogeologovi CSIRO Půdy a Vody (Austrálie) za přípravu této brožury.

Brožura je příspěvkem k UN MDG a je příkladem úspěchů dosažených vědeckými pracovníky z různých zemí.

Alice Aureli
Mezinárodní Hydrologický Program UNESCO (IHP)

Označení a prezentace materiálu v celé publikaci neznamenají vyjádření jakéhokoli názoru ze strany UNESCO zejména pokud jde o právní postavení jakékoli země, území, města nebo oblasti nebo jejich orgánů, nebo vymezení jejich okraje nebo hranice.

Publikováno v roce 2005 Organizací spojených národů pro výchovu, vědu a kulturu (UNESCO), 7 Place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP.

Rozvržení a sazba: Eric Lodde

Tisk: Graph 2000
© UNESCO IHP 2005

Předmluva

Peter Dillon
předseda komise IAH-MAR

Mnoho mezinárodních, národních a místních organizací vidí v umělé infiltraci velký potenciál pro zvýšení bezpečnosti a kvality dodávek vody v oblastech, kde voda je vzácná. Pokud tyto projekty mají být úspěšné, musí být dobře naplánované, navržené a provozované a měly by být nedílnou součástí široké strategie hospodaření s vodou v povodí.

Setkání zástupců organizací UNESCO v Paříži 25. - 2.6 dubna 2002 se shodlo na vytvoření souvislé a logické soustavy plánů a činností. Prezentovaný dokument je součástí této iniciativy a doufáme, že povzbudí další jednotlivce a organizace, aby přispěli k budoucím společným iniciativám a aby se všechny nové projekty zaměřené na MAR staly úspěšnými.

Tento dokument vypracovala IAH Komise pro Řízenou infiltraci (MAR) s podporou Mezinárodního hydrologického programu UNESCO (IHP) a britského Ministerstva pro mezinárodní rozvoj (DFID). Ian Gale (Britská geologická služba) a Peter Dillon (CSIRO, Austrálie) shromáždili příspěvky z široké škály zdrojů a od řady přispěvatelů, za což je jim tímto děkováno.

Účelem tohoto dokumentu je shrnout zkušenosti s uplatňováním MAR v semiaridních oblastech s cílem poskytnout návod a příklady dobré praxe po celém světě. Poskytuje náhled do provádění řízené infiltrace jako součást širší strategie hospodaření s vodou a spolu s další činností UNESCO-IAH přispívá k podpoře pracovních styků, sdílení informací a lepší porozumění a realizace udržitelných režimů MAR.

Akce dokončené a plánované zahrnují:

- Informační leták - září 2002.
- Poznámky pro Kjóto 2003.
- Strategie pro řízenou umělou infiltraci - tento dokument.
- Seminář o hodnocení vylepšení infiltrace v aridních a semiaridních oblastech - Adelaide, 20-22 září 2002.
- Zpráva o zlepšení umělé infiltrace regenerovanou vodou - WHO, 2003.
- Zpráva z konference o "Řízení umělé infiltrace a podpovrchového úložiště" IAH/NHV/UNESCO, 2003.
- Sympozium o řízení rizik souvisejících s umělou infiltrací regenerované vody - IAHS/WHO/IAH, Sapporo 7. - 8. července 2003.
- Usnadnit sběr dat, monitorování a hodnocení projektů – pokračuje
- Usnadnit pracovní styky a šíření informací (www.iah.org/recharge).
- Přispívat k regionálním seminářům na téma "Řízení umělé infiltrace a zachytávání vody "
  – UNESCO-IHP/ISESCO. Yazd, Írán. 27. listopadu - 1. prosince 2004.

– UNESCO-IHP/PCRWR, Lahore, Pakistan. 25. dubna - 2. května 2005.
– UNESCO/IAH, Hanoi, Vietnam. 15. - 17. prosince 2004.

- Seminář o uplatnění MAR v rozvojových zemích. Berlín, 11. června 2005.
- Seminář UNESCO-GEF/STAP o MAR, pobočka UNESCO v New Delhi, září 2005.

Cíle MAR

Řízená umělá infiltrace (MAR) má potenciál být hlavním přispěvatelem do Rozvojových cílů tisíciletí OSN pro zásobování vodou, zejména pro obecné zásobování v semiaridních a aridních oblastech.

Výhody používání podzemních vod byly jasně prokázány. Kolektory poskytují zásoby vody, které, jsou-li optimálně využité a vhodně řízené, mohou hrát klíčovou roli v následujících aktivitách:
• snížení chudoby / stability / obživy
• snížení ekonomického a zdravotního rizika
• zvýšení zemědělských výnosů vyplývajících ze spolehlivého zavlažování
• zvýšení hospodářské návratnosti
• snížení zranitelnosti z důvodu sucha, nebo změn v srážkové činnosti

Řízená umělá infiltrace (MAR) a zadržování dešťové vody přispívají k optimalizaci vodního hospodářství, zvláště jsou-li praktikovány jako součást širšího přístupu ke správě vodních zdrojů, která se zabývá poptávkou a kvalitou, jakož i zásobovacími aspekty.

Řízená umělá infiltrace nabízí pro města a malé obce nejlevnější formu zásobování nezávadnou vodou. Omezujícím faktorem pro rozvoj umělé infiltrace vždy byla nízká úroveň hydrogeologického poznání nebo znalostí technologie řízená umělé infiltrace. Pomocí odborné přípravy a ukázkových projektů má nyní řízená umělá infiltrace potenciál stát se hlavním přispěvatelem k cíli OSN pro zásobování vodou, zejména pro dodávku vody obcím v semiaridních a aridních oblastech.

Řízená umělá infiltrace je jeden z nástrojů správy podzemních vod, který může být užitečný pro obnovení klesajících vydatností ve zvodních, jako opatření proti intruzím mořské vody nebo proti poklesům půdy. Řízená umělá infiltrace není řešením otázky kolektorů přetěžovaných odběry. Může však hrát důležitou úlohu jako součást balíčku opatření ke kontrole čerpání a obnovení rovnováhy bilance podzemních vod. Řízená umělá infiltrace může také hrát ústřední roli v procesu retence vody a jejího opětovného využití.

Mnoho měst odvádí dešťové vody do zvodní přes infiltrační nádrže, jímky a studny a následně opětovně používá tuto vodu k pití nebo zavlažování. Dobře informovaná společenství, urbanisté, vodohospodářské služby a regulační orgány jsou schopny lépe zavést inovativní řešení, která snižují nároky na vodu v městských oblastech a vytvořit tak udržitelná a atraktivní sídla. Hydrogeologové jsou základem pro vytváření povědomí o roli, které řízená umělá infiltrace může hrát v jejich geologickém prostředí a pomoci obcím najít nejlepší řešení.

Řízená infiltrace podzemních vod a zadržování dešťové vody byla praktikována v semiaridních a aridních oblastech světa po celá staletí s použitím široké škály technik. Používané metody a účinnost těchto zásahů jsou ovlivněny nejen fyzikálními, ale i sociálními a ekonomickými faktory. Znalosti získané na základě zkušeností, včetně

neúspěšných pokusů, jsou často nevhodně šířené a efektivita použitých technologií je často špatně hodnocena. Tento dokument se proto pokouší shrnout současné znalosti a chce poskytnout vhodné příklady z celého světa.

Následující seznam shrnuje problémy, které by měly být vzaty v úvahu při hodnocení použitelnosti řízené umělé infiltrace jako součástí strategie hospodaření s vodou. V textu jsou uvedeny některé konkrétní ukázky a další informace lze nalést na konci publikace a v odkazech na databázi na webu www.iah.org/recharge a www.unesco.org/water/

Jaké jsou cíle a výhody řízené umělé infiltrace?
• vytvořit zásobu vody v podzemí pro budoucí použití
• usnadnit vyrovnání rozdílů v nabídce a poptávce
• být součástí integrované strategie hospodaření s vodou
• u příliš využívaných zvodní zajistit stabilizaci nebo zvýšení úrovně hladin podzemních vod
• nahradit povrchové zdroje (nádrže, jezera, rybníky)
• snížit ztráty vypařováním a odtokem
• bránit odtoku a erozi půdy při přívalových deštích
• zlepšit kvalitu vody
• udržet přirozený průtok v potocích a řekách
• kontrolovat vniknutí mořské vody nebo pokles půdy
• likvidovat/opětovně použít odpadní/dešťové vody

Co je zdrojem infitrované vody?
• stálý vodní tok, řeka/kanál
• dočasný vodní tok/wadi/
• přehrada
• zachycené městské přívalové vody
• vyčištěná pitná vody
• zachycená dešťové voda ze střech
• odpadní/regenerované vody

Podle čeho může být lokalita hodnocena?
• podle návrhu hydrogeologického konceptuálního modelu
• podle pochopení hydrologických poměrů (vč. meteorologie)
• podle odhadu retenčního prostoru ve zvodni k ukládání další vody
• podle kvantifikace složek vodní bilance
• podle posouzení kvality stávajících podzemních vod a inflitrovaných vod povrchových
• podle použití numerických modelů
• podle posouzení dopadu na hydrologické poměry pod infitračním prostorem

Jakým způsobem lze infiltrovat vodu?
• plošnou infiltrací, infiltračními rybníky
• modifikací dna vodotečí
• otevřenými studnami, šachtami a příkopy
• infiltračními vrty
• břehovou inflitrací

Jaké jsou důsledky pro kvalitu vody?
• odstranění nerozpuštěných látek, patogenů, těžkých kovů, organických látek, dusičnanů
• ředění nekvalitních podzemních vod
• možná kontaminace kvalitních podzemních vod
• změny koncentrací rozpuštěných látek mícháním a rozpouštěním
• nežádoucí geochemické účinky (As, F, Fe, Mn….)

Které legislativní aspekty je třeba mít na zřeteli?
• vodní zákon
• vlastnictví půdy
• obecné právní otázky
• kdo platí a kdo profituje?

Jaké mohou být infiltrací dosaženy přínosy?
• stabilizace/zvýšení hladin podzemní vody
• zvýšení průtoků v řekách
• snížování rizik zasolování
• zmírnění poklesů půdy
• stabilizace zdrojů podzemních vod
• udržení/rozšíření plochy zavlažované půdy
• stabilizace eroze půdy

Obvyklé problémy, se kterým se project infiltrace setkává
• zanášení filtrační vrstvy
• špatná interpretace geologie/hydrologie
• špatný návrh infiltrační struktury/vrtu
• nestabilita struktury/vrtu za provozních podmínek
• nevhodný provoz a správa systému
• špatná kvalita podzemních vod
• nedostatečná ochrana jakosti podzemních vod
• ztráty infiltrované/injektované vody
• politické, společenské a náboženské problémy

Ve své nejjednodušší podobě je řízená infitrace zaměřena na omezení povrchového odtoku a podporu infiltrace výstavbou nepropustných náspů. Většina programů je cílena na zasakování vody pro budoucí využití, pro zásobování pitnou vodou a pro využívání v zemědělství. Dalšími důvody pro umělou infiltraci je kontrola průniku slané vody, zvýšení nízkých průtoků řek, snížení odtoku a eroze půdy, eliminace povodňových vod za účelem snížení jejich ničivého efektu a kontrolu poklesu půdy.

Řízená infitrace nabízí efektivní způsoby dočasného "skladování" vody, umožňuje lepší řízení dostupných zdrojů, ale může také pozitivně ovlivnit kvalitu vody. Kvalita zdroje podzemních vod se zlepšuje v důsledku fyzického odstranění částic, mikrobiologického odstranění patogenů a organického materiálu, ředěním nebo odstraněním podzemních vod nevhodné kvality a geochemickou interakcí s přírodní podzemní vodou a okolním horninovým prostředím.

Umělá infitrace by měla být považována za jednu z metod správy vodních zdrojů ve spojení s celou řadou jiných opatření, včetně povrchového ukládání, využívání podzemních vod, řízení poptávky, opakované užití vody atd.

Řízená infitrace v lokálním měřítku, příklad vesnických aglomerací v Indii

Historie ochrany vodních zdrojů a infitrace je stará více než 3000 let. Infiltrační nádrže, přehrady a rybníky byly stavěny v suchých oblastech indického venkova k doplňování zdrojů podzemní vody.

Nekontrolovaný rozvoj využívání podzemních vod, především zvodnělých masívů krystalinika v aridních a poloaridních oblastech, má za následek soustavný pokles hladiny vody na ploše zhruba 340 000 km^2. V Indii z celkového ročního úhrnu srážek 4000 x 10^9 m^3 je asi 1240 x 10^9 m^3 odtéká ve formě povrchového odtoku. Z toho ale 870 x 10^9 m^3 vody je možno infiltrovat a je možné využít horninový prostor puklin a porů o objemu 200 x 10^9 m^3. Indie proto plánuje project řízené infiltrace o celkovém objemu 36 x 10^9 m^3 postavením asi 230 000 malých a jednoduchých infiltračních struktur, jako jsou zasakovací nádrže, zasakovací přehrady, podpovrchové hráze, atd.

Zdroj: Chadha, D. K. 2003. Z kapitoly 3 "Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage."NCC-IAH Publikace č.4.

Otázky kvality vody a zdrojů infiltrované vody

Jednou ze základních podmínek využití umělé infiltrace je dokonalá znalost chemismu podzemní vody v přírodním stavu i ve stavu pozměněném činností člověka. Dále je nutno znát procesy interakce infiltrované vody s okolním horninovým prostředím a původní vodou. Předpokladem možnosti aplikace řízené infiltrace podzemních vod je dostupnost zdroje vody vhodné kvality v dostatečném množství. Pro použití jako infiltrovanou vody lze využít povrchové vody, odtokové vody, upravené odpadní vody, nebo pitné užitkové vody.

Přírodní kvalita podzemních vod se bude lišit v závislosti na horninovém typu a také v rámci stejné zvodně. Podzemní voda, která není dotčena antropogenními vlivy, je obvykle považována za dobré kvality z chemického a mikrobiologického hlediska. Nicméně může obsahovat přirozeně se vyskytující koncentrace železa, manganu, arsenu, fluoridů, bóru a dalších složek, které ji činí nepřijatelnou pro pitné nebo jiné účely. Vysoce kvalitní podzemní voda vzniká přírodní filtrací a mikrobiologickou 'úpravou' infiltrované dešťové a říční vody. Pod zemí je chráněna ve větší či menší míře od antropogenního znečištění nadložními vrstvami.

Přírodní kvalita podzemní vody může být změněna v důsledku celé řady antropogenních činností; nejvýznamnější z nich je nadměrné čerpání podzemní vody, zavlažování, změny využití půdy, zemědělství a lesnictví, urbanizace, těžba, a vliv kapalných a tuhých odpadů. Velkou hrozbou pro podzemní vody je zasolování v pobřežních oblastech a pronikání zavlažovacích a odpadních vod. Při zvažování vlivu infiltrace v určitém hydrogeologického prostředí je proto důležité pochopit přírodní jakost podzemních vod, dopady lidské činnosti a procesy řízení výsledné kvality. Aby se předešlo nepřijatelným následkům, musí být předvídány a monitorovány pravděpodobné dopady infiltrace jak na podzemní vody in situ, tak na infiltrované vody.

Obecně platí, že jsou-li zvodně z volnou hladinou přečerpávány, je pokles hladiny podzemní vody většinou doprovázen zhoršením kvality jejich vody.

Umělá infiltrace povrchové vody obvykle nejen doplní vodní zdroje, ale může zlepšit i kvalitu stávající podzemní vody jejím ředěním; lze je použít i jako hydraulické bariéry proti pronikání mořské vody (jako příklad může sloužit umělá infiltrace v pobřežních písečných dunách v Nizozemí).

Tam, kde je upravená pitná voda nebo dešťová voda injektována vrty do zvodní s napjatou hladinou obsahující brakickou vodu, se kvalita čerpané vody může zhoršit vlivem míchání vod a rozpouštěním minerálů, ale může se i v důsledku odstraňování živin a snížením obsahu některých organických sloučenin.

Souhrnně řečeno, k posouzení účinnosti řízené infiltrace z hlediska kvality vody je důležité znát výchozí kvalitu vody, vliv lidské činnosti a probíhající geochemické procesy. Z hydrochemického monitoringu podzemní vody může být sestaven adekvátní konceptuální model a získány nezbytné hydrogeologické znalosti a informace o

antropogenní činnosti. Pravděpodobné dopady umělé inflitrace lze simulovat a a testovat prostřednictvím za dalšího monitoringu.

Povrchová voda
(příklady B, H, I a J - viz poslední kapitola tohoto dokumentu)

V závislosti na klimatických podmínkách může být významným zdrojem infiltrační vody povrchová voda. Ve humidním typu klimatu lze čekat mírnou variabilitu říčních průtoků, a převládají trvalé toky. V aridních nebo semiardidních podmínkách se setkáváme spíše s dočasnými vodními toky. Voda z trvalých řek může být odvedena přímo do infiltračních zařízení nebo kanály i na větší vzdálenosti. Obvyklou metodou je indukovaná břehová infiltrace, i když v takovém případě bývá rozhodujícím faktorem spíše zlepšování kvality vody než kvantitativní aspekt zvyšování dynamických zásob podzemní vody.

Říční voda může obsahovat značné množství bahna v suspenzi, přičemž množství závisí na typu krajinného pokryvu, turbulenci a energii řeky. Pomalé nížinné řeky obecně většinou nesou desítky g/m^3 materiálu, zatímco horské toky mohou obsahovat jen několik stovek g/m^3. V případě přívalových vod však lze analyzovat několikanásobně vyšší množství. Pokud by se říční voda používala pro infiltraci přímo, bez úpravy, tento suspendovaný materiál může mít za následek zanášení filtrů a vsakovacího prostoru. Pro eliminaci tohoto problému se proto používají před vlastní inflitrací usazovací nádrže.

Voda v jezerech víceméně stagnuje a bývá téměř čirá s žádným nebo téměř žádným suspendovaným materiálem. Při absenci znečištění odpadními vodami nebo zemědělskými odtoky a s malým růstem řas, lze jezerní vody použít pro infiltraci přímo bez jakékoli úpravy (Huisman a Olsthoorn, 1983). Voda ze znečištěných řek nebo jezer, zejména kontaminovaných průmyslovým odpadem, by měla být před inflitrací upravena. V některých situacích mohou být pro zlepšení kvality vody použity infiltrační nádrže, v nichž dochází k fyzickým a biochemickým procesů.

Přívalové vody
(příklady A, C, D a G)

Městské oblasti jsou zdrojem značného množství přívalové vody. Objem odtoku je velmi variabilní s vrcholem po intenzivních srážkách. Pro získání rovnoměrnější dodávky jsou doporučeny infiltrační a přívaly zadržující nádrže, zatravněné plochy, porézní dlažby a mokřady v povodí (Murray a Tredoux, 1998).

Intenzivní srážky ve venkovských oblastech mohou mít za následek povrchový odtok z obdělávaných polí i neobdělávané půdy. V některých oblastech (např. Saurashtra, Indie), je tato voda odváděna a infiltrována v ručně vykopaných studních velkého průměru. V jiných případech jsou budovány zadržovací sedimentační hráze, které mají za cíl odstranění suspenze. Tímto způsobem však většinou není možno snížit obsah rozpuštěných kontaminujících látek. Z tohoto důvodu není vhodná následná přímá infiltrace otevřenými studněmi a přednost je dávána plošná pozvolná infiltraci půdou nebo písčitými vrstvami. Tento proces lze totiž řídit a odstraňovat tak rozpuštěné složky,

jako je dusík a patogení organismy pomocí filtrace a chemických a mikrobiologických procesů.

Kvalita přívalové vody obvykle velmi kolísá. Kontaminace může zahrnovat chemické znečištění z ovzduší, chemické látky z povrchu silnic, kontaminaci jako důsledek stavební činnosit, průmyslové znečistění, živočišné odpady, rozkládající se vegetace, chemikálie používané na trávníky a zahrady, prosakování septiků a odpadky. Nejvyšší stupeň kontaminaci lze pozorovat v prvním přívalu, který by měl být odveden do odpadu. Relativně nejlepší kvalita odtokové vody v městských oblastech je ze střech - tato voda se stále více (např. z vládních budov v Indii) užívá okamžitě pro doplňování zásob podzemních vod infiltrací přes galerie, studně a vrty. Nejedná se pouze o doplňování městských zvodní, které jsou často nadměrně využívány, ale i o infiltraci kvalitní vody do často znečištěných podzemních vod.

Kontaminace vody odtékající ze zemědělské půdy může obsahovat zbytkové pesticidy a hnojiva, stejně jako fekálie z chovu hospodářských zvířat, septiků a dalších zdrojů. Je-li tento odtok zaveden přímo do podzemní vody, jsou efekt filtrace přes půdní zónu často ztracen, riziko kontaminace podzemní vody se zvyšuje. V takových případech je nutný přestupeň čištění, jako je například pomalá písková filtrace.

Upravená odpadní voda
(příklad E)

Upravená odpadní voda jako zdroj pro infiltraci má předvídatelný objem s poměrně stálým průtokem v průběhu času a stálou, i když nižší kvalitou (Murray a Tredoux, 1998). Dříve, než kvalitu odpadní vody lze považovat za přijatelnou pro infiltraci je nutné její čištění. Je totiž nutno minimalizovat jakéhokoli zhoršení kvality stávajících podzemních vod. Chemické znečistění závisí na původu odpadní vody, tj. jde-li o průmyslové nebo domácí odpadní vody. Odpadní voda jako zdroj pro umělou inflitraci se dá využívat především pro koncového uživatele hledajícího vodu pro zemědělské účely, zavlažování. Nicméně, s řádnou předúpravou nebo zředěním s přírodní podzemní vodou, může takto využitá metoda umělé infiltrace uspokojit i zákazníka vyžadujícícho pitnou vodu (Bouwer, 1996).

Zcela nezbytnou podmínkou pro využití vyčištěných odpadních vod je přesvědčit o výhodách této metody a jejich pozitivních aspektech laickou veřejnost. Významnou úlohu hrají i ekonomické faktory, zdůvodnění všech souvisejících nákladů (potrubí, zasakovací nádrže a čerpací stanice). Používání sedimentačních a infiltračních nádrží přináší zlepšení kvality odpadních vod pomocí tzv. Půdní Filtrační Úpravy (SAT) a dále ředěním přírodní podzemní vodou (Bouwer, 2002). Umělá infiltrace a následné odčerpávání představuje přirozenou úpravu, což je fakt, který usnadňuje všeobecné přijímání této technologie nejšurší veřejností. Obecně snáze je přijatelné využití vyčištěných odpadních vod pro zavlažování krmných plodin, než zavlažování plodin k přímé lidské spotřebě a použití jako pitné vody. Vyšší úroveň úpravy vody a bezpečnost provozu je zapotřebí v případě, kdy se regenerované odpadní vody vracejí k přímému opětovnému použití.

Kvalita vyčištěné vody je primárně určena kvalitou zdrojové odpadní vody, přítomností a charakterem průmyslu vypouštějícího odpad do kanalizace a používanými úpravárenskými metodami. Pokud jde o kvalitu, nejméně heterogení je komunální odpadní voda. Nejnebezpečnějšími složkami jsou chloridy, organické sloučeniny, dusičnany, fosfor, patogenní organismy a nerozpuštěné látky. Obsah toxických látek závisí hlavně na složení průmyslových odpadních vod. V případě, že vody ze zavlažování odcházejí zpětně do povrchových toků, může být kvalita vody ovlivněna nerozpuštěnými látkami, živinami, zbytky pesticidů, zvýšeným obsahem soli a stopových prvků včetně selenu, uranu, boru a arsenu (Committee on Ground Water Recharge, 1994).

Pitná voda
(příklad F)

Pitná voda je hlavním zdrojem infiltrované vody používané v systému Skladování a čerpání zvodní (ASR). Vysoce kvalitní upravená voda se injektuje do vrtů tak, aby se vytvořila jednotná zvodeň pitné vody. Tyto zvodně mohou být vytvořeny i v prostředí s vodou s nevhodnou kvalitou, vytěsněním původní vody. Tento proces se ukázal být rentabilním a ekologicky přijatelným způsobem řešení nejrůznějších problémů (Pyne, 1995). Aby se snížily náklady a využila se přebytečná úpravárenská kapacita, jsou obvykle infiltrační systémy budovány blízko úpraven a zdrojů infiltrované vody.

V aridních oblastech, jako je například oblast kolem Arabského zálivu na Středním východě, kde poptávka po vodě převyšuje dostupnost vody z obnovitelných zdrojů, se používá k uspokojení poptávky sladká voda z odsolovacích stanic. Aby byla zajištěna dostupnost vody během mimořádných událostí, například když odsolovací stanice jsou mimo provoz, je nutné mít v zásobě velké objemy sladké vody. Proto byly realizovány poloprovozní pokusy za účelem vyhodnocení inflitrace odsolené vody do zvodní, tak, aby se vytvořily dočasné zásoby sladké vody (Mukhopadhyay a Al-Sulaimi, 1998). Vzhledem k vysoké kvalitě odsolené vody se neočekávají žádné závažné problémy s geochemickou kompatibilitou, protože voda může být upravena tak, aby se případné reakce s horninovým prostředím minimalizovaly; například může být upravena tak, aby pH nebylo agresívní.

Hydrogeologické poměry a kontrola umělé infiltrace

Skutečný úspěch řízené umělé infiltrace závisí do značné míry na místních hydrogeologických podmínkách. Ty určují schopnost infiltrovanou vody zasakovat do nenasycené zóny a schopnost zvodně infiltrovanou vodu přijímat.

Hlavními faktory jsou:
• fyzikální a hydraulické hranice zvodně a stupeň jejího omezení
• hydrogeologické vlastnosti zvodně a nadložních formací
• hydraulický gradient ve zvodni
• hloubka zvodně/piezometrického povrchu
• kvalita podzemní vody

Hydrogeologické podmínky v nenasycené zóně jsou nejdůležitější pro systémy používající plošnou infiltraci. Při aplikaci této metody totiž voda musí projít právě nesaturovanou zónou, než dosáhne zvodně. Míra vsakování v tomto případě závisí na vertikální propustnosti půdy a nenasycené zóny. Jakmile inflitrační voda dosáhne hladiny podzemní vody, pak množství vody, které je zvodeň schopena uchovávat, závisí na jejich hydraulických vlastnostech (propustnosti, transmisivitě atd.), její mocnosti a regionálním rozsahu. Přijímající struktura musí mít dostatečnou propustnost a mocnost, aby mohla přijmout množství inflitrované vody určené mírou vsakování. Na druhé straně ale mohou zvodně s vysokou hydraulickou vodivostí způsobit rychlé rozšíření infiltrované vody a tak jen omezené množství vody může být zpětně využito. To nemusí být problém pokud cílem zavodňovacího režimu je doplnění podzemní vody a toku vodotečí regionálním měřítku.

Zvodně s nízkou „skladovací“ schopností mohou mít pouze omezený potenciál přijímat další vodu. Vysoké úrovně podzemní vody mohou mít za následek rychlý tok podzemní vody k vývěrům v potocích a řekách, a tak prodloužit dobu toku v občasných povrchových vodotečích. Nicméně toto je nepravděpodobné v případě, kdy podzemní vody je intenzivně využívána a hladina podzemní vody klesá. Ve skutečnosti tak byla vytvořena skladovací kapacita, kterou lze doplnit přírodní i řízenou infiltrací.

Přestože existuje široká škála hydrogeologických prostředí, z hlediska řízené umělé infiltrace je lze rozdělit do následujících čtyř hlavních kategorií:

Aluvium
(příklady B a E)

Aluvium se může skládat z říčních, mořských nebo jezerních usazenin v mocnosti od několika desítek metrů až kilometrů. Hlavní uloženiny se obvykle nacházejí v dolním toku povodí, kde tvoří zátopové oblasti. Topografický reliéf bývá obvykle mírný, stejně jako přírodní hydraulické gradienty. Povaha sedimentů se pohybuje od vysoce propustného hrubého štěrku po nepropustný jemně zrnitý písek a jíly. Hladiny podzemní vody jsou přirozeně mělké tam, kde řeky jsou trvalé, ale v aridních oblastech nebo tam, kde čerpání podzemní vody snížilo jejich hladinu, mohou být zakleslé.

Krystalinikum, horniny s puklinovou porozitou
(příklady A, C, F a H)

Tento typ zvodně se obvykle skládá z tektonicky porušeného podloží tvořeného magmatickými, metamorfovanýmmi nebo vulkanickými horninami. Tyto zvodně se nacházejí na velkých rozlohách v aridních a semiardních oblastech. Přesto, že mají nízkou propustnost, mohou být často jediným zdrojem podzemních vod. Zvětralá zóna krystalinika, stejně jako aluviální pokryv, může být pro umělou infiltraci podzemních vod zajímavým prostředím. Zvětralá zóna tvoří v mnoha oblastech hlavní a jedinou zvodeň. Úspěch při využívání podzemních vod a umělé infiltrace v tomto prostředí, spočívá v nalezení dostatečně zvětralých nebo rozpukaných zón. Efektivita metody umělé infiltrace bude záviset na prostředí kam je aplikována. Výhodnější se jeví nezpevněné aluvium, kam se situují vsakovací nádrže a příkopy, nicméně v případě větších hloubek se jeví jako jediná možnost injektáž pomocí vrtů do puklinově propustné zóny.

Zvodně ve zpevněných pískovcích

Jedná se o porézní nebo puklinově propustné zvodně, které mohou mít dobré „úložné“ kapacity a kolektorské vlastnosti. kapacitu přírodní i řízené inflitrace určuje charakter povrchové zóny. Pokud je půda se vyvinula z pískovce, pak infiltrační kapacita bude vysoká, ale může být snížena, je-li půda překryta jemnozrnnými naplaveninami. Je-li propustnost zvodně vysoká, pak inflitrační voda se pravděpodobně rychle rozptýlí a v krajním případě může dojít k její úplné ztrátě do vodních toků. Proto je nutná dobrá znalost hydrauliky zvodně, aby konečné výsledky infiltrace odpovídaly očekávání. Intenzitu umělé inflitrace je možné řídit prostřednictvím předchozího čerpání, které vytvoří dostatečný „skladovací“ prostor. Ten může být později využit při umělou infiltraci v průběhu vlhkého období.

Karbonátové zvodně
(příklad D)

Pro karbonátové zvodně platí podobná pravidla jako pro pískovcové zvodně, kromě toho, že zde k „ukládání“ podzemní vody dochází ve zkrasovělých zlomech - puklinách zvětšených rozpouštěním primární horniny. Podíl puklinového proudění k proudění mezi zrny značně kolísá od nízkých hodnot v porézním vápenci (např. oolity) k vysokým hodnotám v krasových vápencích. Z hlediska rozptýlení inflitrační vody bude reakce krasových zvodní extrémně rychlá a rychlý bude i oběh znečišťujících látek. Krasové zvodně mohou poskytnout využitelné skladování pouze tam, kde proudění podzemních vod je bočně omezeno a nepropustné je i podloží. Opět platí, že dobré pochopení hydrogeologických podmínek je nezbytným předpokladem pro efektivní management umělé inflitrace.

Metody řízené umělé infiltrace

Pro management vodních zdrojů byly metody řízené umělé infiltrace používány již po tisíciletí. Složitost metod se pohybuje od jednoduchého zachytávání dešťové vody, až například po komplikovanou injektáž regenerované vody do solné zvodně v hlubokých vrtech. Použitá metodika by měla být vhodná pro dosažení předem určených cílů, kterými bude v té nejzákladnější úrovni skladování a úprava vody. Klíčovým problémem je zanášení filtrační vrstvy. Tento proces je nutno dokonale chápat, aby jeho negativní dopady mohly být minimalizovány.

Pro zvýšení intenzity umělé infiltrace podzemních vod existují četné postupy. Tyto systémy jsou navrženy s hlavním cílem zvýšit intenzitu umělé infiltrace, přičemž zvodně lze zavodňovat i neúmyslně (náhodná infiltrace) při jiné činnosti jako například zavlažování. Úmyslné metody jsou zaměřeny na zvýšení zásob podzemní vody, ale mohou dosáhnout i jiných účelů, jako je zmírňování povodní, snížení půdní eroze či změnu využití půdy. Na tomto místě jsme se zaměřili na umělou infiltraci a použité metody jsou rozděleny do následujících širokých kategorií, z nichž většina je znázorněna na obrázku:

• plošná infiltrace
- infiltrace pomocí vsakovacích nádrží
- půdní úprava zvodně (SAT)
- kontrolované zaplavení
- doplňková infiltrace ze zavlažování

• úpravy kanálů
- vsakování nádržemi za přehradami, štěrkovými stěnami atd.
- pískové skladovací nádrže
- podzemní nádrže
- polopropustné přehrady

• Vrt, šachta a zavodňovací vrt
- otevřené studny a šachty,
- skladování a čerpání zvodní (ASR)

• břehová umělá infiltrace
- filtrace mezi dunami

• Zachytávání dešťové vody
- hliněné hráze apod.
- střešní lapače dešťové vody

Mnoho systémů vyžaduje jen jednoduché technologie, které mohou být (a po celá staletí byly) prováděny jen s malými technickými znalostmi. Patří mezi ně zachytávání dešťové vody nebo hliněné hráze přes občasné vodoteče. Další, po generace velmi populární technologie umělé infiltrace je aplikována v Indii. Jedná se o odvádění povrchové vody do kopaných studen (i přes možné problémy znečištění). Pískové zadržovací přehrady a

již vyžadují více konstrukčního plánování a znalostí, které se dále zvýšuji při použití vrtaných studní a injektážních vrtů nebo při skladování a čerpání zvodní. Efektivní fungování infiltračních systémů, i když se jedná o ty jednoduché, potřebuje dobré znalosti fyzikálních, hydraulických, geochemických a mikrobiologických procesů v provozních podmínkách a pro dosažení optimálního výkonu i znalost jejich řízeni. Podobné problémy je třeba řešit při střešním zachytávání dešťové vody.

Metody plošné infiltrace

Plošná infiltrace vody se použije v případech, kdy se zavodňuje zvodeň s volnou hladinou, která je blízko povrchu. Zavodnění je dosaženo infiltrací skrz propustný materiál na povrchu. V situacích, kdy je spolehlivým zdrojem voda dobré kvality může být plošná infiltrace provozována po celý rok. Intenzita infiltrace v takovém případě může dosáhnout 30 m/rok pro půdy jemné struktury jako jsou jílovité hlíny, 100 m/rok pro písčité půdy, 300 m/rok pro středně čisté písky a 500 m/rok pro hrubé čisté písky (Bouwer, 2002). Odpařování z otevřených vodních ploch se pohybuje v rozmezí od přibližně 0,4 m/rok v chladném vlhkém podnebí do 2,4 m/rok v teplém suchém podnebí, takže netvoří významnou složku vodní bilance.

Tam, kde zdroj vody je sporadický ze sezónních toků s vysokým obsahem nerozpuštěných látek, řízení infiltrace se stává stále důležitější, aby se sedimentací a odpařování z otevřené vody drželo na minimu. Sledování sedimentace a zanášení a infiltrační schopnosti v poměru k odhadovanému podílu odpařování z otevřené vodní plochy je faktor, který zásadním způsobem rozhoduje o řízení provozu.

Infiltrační nádrže nebo pánve
(příklad B)

Infiltrační nádrž je buď vyhloubená v zemi, nebo představuje plochu půdy obklopenou hrází, která zadržuje infiltrační vodu (např. dešťovou vodu), dokud se nevsákne dnem nádrže. Pokud materiál zvodně je jemnozrnný, dochází k rychlému sedimentaci a ucpávání pórů. V tomto případě lze zpomalit proces zanášení a prodloužení doby zavodňování v takovémto zařízení pokrytím dna a boků nádrže vrstvou středně zrnitého písku cca 0,5 m mocnou (Huisman a Olsthoorn, 1983). Aby se zabránilo hlubokému proniknutí nerozpuštěných látek nebo vodních řas, které by mohly mít za následek nezvratné zanesení, používá se stejná technika při puklinově propustné zvodni.

Nádrž by měla být tak mělká, aby dovolila rychlé vypuštění v případech, kdy se nádrž musí čistit. Hladina vody by měla být řízena, aby se zabránilo růstu rostlin nebo nahromadění řas. Plocha půdy použitelná pro infiltrační nádrže a infiltrační míra určuje dosažitelný objem zavodňování.

Při infiltraci je převládajícím problémem zanášení pánevního dna, kdy se vytvoří tenký povlak na dně a po stranách infiltrační pánve. Tento problém se dá eliminovat nebo alespoň zpomalit následujícími způsoby:

• Použití rotačního systému infiltrace a sušením s následným odstraňováním nánosů na dně nádrže. Sušení likviduje řasy, což v kombinaci se čištěním dna nádrže obnovuje infiltrační schopnost.
• Vytvoření hřebenů na dně nádrže a kontrola hladinu vody tak, aby jemné částice se usadily ve žlabech, čímž by se zachovala infiltrace na stranách hřebenů (Peyton, 2002).
• Mechanické zpracování infiltrační vody primární sedimentací, aby se odstranily suspendované pevné částice. Usazovací účinnost může být zvýšena přidáním flokulačních chemikálií.
• Chlorování infiltrační vody a čímž se sníží mikrobiální aktivita.
• Mechanické zpracování půdy orbou ke zvýšení propustnosti.
• Pokrytí pánve vrstvou středně zrnitého písku, který působí jako filtr odstraňující nerozpuštěné látky.

Půdní úpravy (SAT)

Stále důležitějším činností se stává plánované opětovné využití vody. Poptávka koncových uživatelů, ale potřeby životního prostředí mají za následek, že využití odpadní vody z čistíren odpadních vod se začíná považovat za pozitivní jevů. Praktický výzkum prováděný v posledních desetiletích (zejména ve Phoenix, Arizona pod vedením H. Bouwera), zkoumal hydraulické, provozní a bio-geochemické procesy probíhající při inflitraci odpadních vod a jejich úpravě pomocí půdní úpravy zvodně. Zařazení tohoto cyklu v procesu opětovného použití má několik výhod, například pro vyrovnávání nerovností nabídky a poptávky, zvýšení kvality průchodem půdou a podzemní vodou, příznivá ekonomika (Bouwer, 2002).

Kanalizační voda použitá k zavodňování prostřednictvím infiltračních nádrží je obvykle sekundárně zpracována a chlorována před použitím v infiltračních nádržích. Primárním cílem bývá zlepšení kvality vody a to odstraňováním všech nerozpuštěných látek a

mikroorganismů. Dalším klíčovým výsledkem je odstraňování sloučenin dusíku prostřednictvím denitrifikace a snížení koncentrace rozpuštěného organického uhlíku prostřednictvím biologických procesů. Odstraněny mohou být i fosfáty a kovy, ty ale zůstávají v půdě. Aby se zabránilo kontaminaci přírodních podzemních vod, musí být infiltrační voda dokonale upravena. Protože neobsahuje patogenní látky, bývá následně odčerpávaná voda nejčastěji používána pro zavlažování, pro obecní použití a rekreační zavlažování. Nicméně použití jako pitné vody je omezeno zbytkovým obsahem organického uhlíku a mnoha syntetických organických chemikálií. To je třeba řešit úpravou odpadních vod reverzní osmózou nebo uhlíkovými filtry před inflitrací nebo mísením s přírodními podzemními vodami během úpravy.

Kontrolované zaplavení
(příklad B)

V oblastech s poměrně plochým povrchem může být voda odvedena pomocí kanálů z řeky a rovnoměrně se rozprostřena na velké ploše. Aby se zabránilo narušení půdního pokryvu vytvoří se tenká vrstva vody, která proudí minimální rychlostí. Nejvyšší intenzita infiltrace je pozorována v oblastech s neporušenou vegetací a neporušeným půdním pokryvem (Todd, 1959). Aby bylo možné kontrolovat zaplavování, celou pláň by měly obklopovat hráze či příkopy. V porovnání s jinými způsoby šíření je zaplavení finančně velmi efektivní, protože vyžaduje jen minimální přípravu pozemků. Nicméně pro zavodňovací operaci musí být k dispozici velké plochy půdy. Na povrchu se pak usadí vysoký obsah nerozpustných částic a sníží míru zavodňování, a proto jsou někdy nutná některá reparativní opatření. Jako pozivní skutečnost je možno vzít fakt, že kvalita zemědělské půdy používané pro záplavy, může být zlepšena sedimentací a kaly. V takovém případě se musí zvážit, zda-li takovou půsu ale bude možné opětovně použít pro tento způsob umělé inflitrace (Esfandiari-Baiat a Rahbar, 2004).

Příležitostná infiltrace
(příklad H)

Přebytek zavlažovací vody z kanálů a polí způsoboval v minulosti často problém zasolení. Je-li však tento přebytek pod kontrolou a řízen, může se infiltrace takové vody stát prospěšnou. Například v Indii v povodí řeky Gangy stouply během 10 let úrovně hladin podzemních vod asi o 6 m. To byl důsledek skutečnosti, že mimo vegetační sezónu se do podzemí voda infiltrovala nevyužitá zavlažovací voda. IWMI (2002) odhadují, že asi 60% vody použité k zaplavování rýžových políček slouží k zavlažování, zbytek prosakuje do kolektorů. Nedávné studie prokázaly, že velké systémy kanálového zavlažování mohou být upraveny tak, aby doplňovaly zásoby podzemních vod.

Problémy s kvalitou podzemní vody obvykle vznikají tehdy, když jako zdroj infiltrační vody bývá používána městská odpadní voda. Komunální odpadní vody se například široce užívají pro zemědělské závlahy v Mexiku, v okolí měst Leon a Mexico city. Tam, kde čerpání vody k uspokojení rychle rostoucí populace převyšuje infiltraci, úrovně hladin podzemních vod rychle klesají. Nicméně, tam kde se odpadní vody používají i pro zavlažování, tam zůstává podzemní voda blízko k povrchu. Tento pozitivní přínos je však

na druhé straně může být eliminován problémy s jakostí. Odpadní průmyslové vody obsahují znečišťující látky mnoha typů; například v Leon je významnou složkou výtok z kožedělného průmyslu. Hlavní vliv na kvalitu podzemních vod v zavlažované oblasti je proto přítomnost nekvalitní vody s koncentrací chloridů ve výši 800 až 1000 mg/l v horní části zvodně. Filtrační schopnost půdní vrstvy a horninového prostředí dokáže snížit obsahy mnoho znečišťujících látek obsažených v odpadních vodách. To pomáhá zabránit znečišťujícím látkám, jako je organický uhlík, živiny, těžké kovy a patogeny, aby se dáůe šířily v podzemní vodě. Hlavní hrozbou pro podzemní vody ve zmíněném příkladu Mexika jsou zvyšující se koncentrace chloridů, které se dostávají do obecních studen (Chilton et al., 1998).

Modifikace v kanálech

Vsakovací nádrže za přehradami
(příklad A)

Ekonomického způsobu infiltrace lze dosáhnout výstavbou přehrad napříč korytem vodoteče při použití stavebního materiálu z aluvia. V korytě bývá postaven betonový přepad, jehož účelem je zabránit erozi nebo destrukci infiltračních zařízení. Zemní hráze zpomalují průtok vody v toku a tím umožňují zvyšují efektivitu infiltrace a snižují půdní erozi.

Vsakovací nádrž

Série takových zařízení podél linie odvodnění snižuje destruktivní energii toku například po přívalových nebo monzunových deštích, což vede ke snížení eroze a odnosu sedimentů. Vzhledem k tomu, voda je zachycena v těchto strukturách jen na krátkou dobu, může být půda obdělávána bezprostředně po přívalech. Tak se lépe využívá půdní vlhkost, což může mít za následek zvýšení úrody. Obděláváni a oráni půdy rovněž zvyšuje infiltrační kapacitu půdy, která je tak připravena na další období infiltrace.

K prodloužení přítomnosti vody a rozšíření mokré plochy aluvia kolem občasných vodotečí jsou používána různá zařízení, například v Keni a mnoha částech Indie byly použity povrchové jezy, na Tchaj-wanu nafukovací přehrady.

Pískové zadržovací přehrady
(příklad G)

Pískové přehrady jsou nejlépe umístěny v morfologicky členitém terénu v aridních klimatických podmínkách, kde k odtoku často dochází ve formě přívalových povodní. Přehrady jsou zpravidla stavěny v písčitých korytech občasných řek ve výrazných údolích. Hráz je založena ve skalním podloží přes celou šířku koryta, aby zpomalila přívalové povodně nebo delší občasné průtokové události. Tím se hrubší materiál usazuje a hromadí za hrází. Hráz může být zvýšena po každé následné povodni, výška zdi tak určuje povodňový průtok a množství nahromaděného materiálu.

Aby mohl odtéct jemnější materiál, musí být u takových hrází být umožněn dostatečný přetok (Murray a Tredoux, 1998). V ideálním případě by místní hornina měla zvětrávat na hrubé písčité zvětraliny, např. granity, pískovce, kvarcity. Následné povodně postupem času vytvoří umělou zvodeň, která umožňuje vodě proniknout spíše než stékat po proudu. Jímaná voda je k dispozici pro čerpání, nicméně pískové zadržovací přehrady je možné rovněž umístit nad propustným skalním podložím a tak doplnit původní zvodeň.

Podpovrchové přehrady

Podpovrchové (podzemní) přehrady mohou být použity k zadržení vody v aluviálních zvodních. V občasných tocích, kde vyvýšeniny podloží omezují průtok, je v podloží vybudován příkop přes celé koryto, který se vyplní materiálem s nízkou propustností Ten výrazným způsobem omezí odtok podzemní vody. Podzemní voda je pak následně čerpána studněmi nebo vrty.

Infiltrace do polopropustných přehrad
(příklad C)

Tam, kde tok má velmi občasný charakter, voda může odéct mimo infiltrační strukturu dřív, než stačí doplnit zvodeň. Tento problém může vyřešit vhodná konstrukce přehrad tím, že se usnadní sedimentaci. Voda se pak pouští potrubím po proudu řeky, kde probíhá infiltrace a doplňování zásob podzemních vod. Dobrým příkladem této praxe je přehrada

OMDEL v Namibii (Zeelie, 2002). Variace na toto téma je výstavba polopropustných přehrad ze štěrkových stěn s potrubím vedoucím skrz přehradu (Kahlown, 2004). Tyto stavby zadržují prudké povodně, zvyšují usazování suspendovaných sedimentů a uvolňují vodu prostřednictvím polopropustné stěny do řečiště pod sebou.

Studny, šachty a vrty

Otevřené vrty a šachty

Tyto stavby jsou používány k infiltraci do mělkých freatických zvodní a dále tam, kde povrchové vrstvy mají nízkou propustnost a proto plošné infiltrační metody nejsou účinné. Stále častěji jsou pro tento účel využívány vrty, které vyschly z důvodu poklesu hladiny podzemní vody důsledku nadměrného odčerpávání.
Před zahájením vlastního procesu zasakování je nutná sedimentace nerozpuštěných látek. Cílem tohoto procesu je omezení zanášení pórů, zejména pokud je zdrojem dešťová voda. Následné čerpání může vypláchnout jemné částice z pórů hodniny a určitým způsobem obnovit infiltrační kapacitu. Vhodnou variantou je rovněž fyzické odstranění sedimentu a čistění vysokotlakou vodou.
Použití vrtů může mít za následek pronikání nejen nerozpuštěných látek, ale také chemického znečištění (nitráty, pesticidy atd.) a bakteriální kontaminace včetně fekálií. Dříve popsané infiltrační struktury mají oproti otevřeným vrtům následující výhodu. Voda do nich proniká s povrchu půdou a náplavy, které mohou působit jako velmi účinný filtr. Podle tohoto vzoru proto bývá používán k vyplnění jam nebo infiltračních příkopů jako filtr hrubozrný materiál, který může být vyměněn nebo vyčištěn.
Infiltrační jámy a příkopy jsou používány v málo konsolidovaném materiálu v případech, kdy mocnost nepropustných materiálů překrekrývající zvodeň je maximálně 15 m (Bouwer, 1996). Příkopy musí touto nepropustnou vrstvou proniknout, aby tak poskytly přímý přístup k podložní zvodni. K usnadnění horizontálního přítoku infiltrační vody do zvodně, by měly mít příkopy nebo šachty minimální plochu dna a maximální plochu na stěnách. (Murray a Tredoux, 1998). Příkopy mohou být vyplněny hrubozrným pískem nebo jemným štěrkem. Zařízení by měla být v ideálním případě zakryta, aby byla chráněna vůči slunečnímu záření, zvířatům a lidské aktivitě.

Budování otevřené šachty pro infiltraci povrchové vody v Radžastánu v Indii

Infiltrační jámy a příkopy jsou poměrně nákladná zařízení a infiltrují jen omezené objemy vody. Proto jejich efektivní použití je většinou omezeno jen na případy, kdy vhodné struktury jsou již k dispozici v podobě opuštěných lomů, štěrkoven atd.

Vrtané studny a vrty
(příklady D, F a J)

Infiltrační vrtané studně nebo vrty se používají v případě, kdy cílová zvodeň je překryta mocnějším izolátorem. Infiltrační vrty jsou také výhodné tam, kde jsou vysoké ceny pozemků. V případě injektáže vrtem jsou obvykle výrazně vyšší požadavky na kvalitu infiltrační vody, než u doplňování podzemních vod prostřednictvím plošné infiltrace. Podrobný popis této metody je mimo rozsah tohoto dokumentu, ale lze jej nalézt v publikaci Pyneho (1995, 2005).
Tam, kde je vrt použit současně pro injektáž i k čerpání, jsou provozní náklady výrazně nižší a kolmatace je odstraněna během čerpacího cyklu.

Aby se prodloužila filtrační doba a využila se čistící schopnost horninového prostředí může být voda injektována do jednoho vrtu a čerpána z jiného poblíž.

Technologie umělé infiltrace využívající hlubší vrty je poměrně složitá. Návrhy konstrukce se mohou značně lišit případ od případu. Mohou například představovat vrtání na dně širokoprofilových studní a nebo zásypy studně dobře tříděným filtračním materiálem. Tato metoda omezuje vnikání nerozpuštěných látek, které by rychle kolmatovaly steny a snižuje přítok znečišťujících látek, které by mohly kontaminovat zvodeň.

Častým problém je kolmatace zvodně nebo filtru vrtu. K té dochází buď suspendovaným sedimentem, mikrobiální růstem nebo chemickým srážením. Tento jev vede k nadměrnému zadržování vody v infiltračním vrtu. Kolmatační procesy mohou být řízeny mechanickou úpravou infiltrační vody pomocí sedimentace nebo filtrace odstraňující nerozpuštěné látky. Přítok vody by měl být kontrolován ventilem zajišťujícím nepřetržitý sloupec vody až na povrch. Aby se zabránilo srážení železa nebo $CaCO_3$, je vhodná předběžná chemická úprava vody, chlorování vody nebo jiná dezinfekce zabráňuje růstu mikrobů. Kolmatované vrty mohou být obnovovány v pravidelných intervalech čerpáním. Tím se fyzicky odstraňují jemné částečky a rozmnožené bakterie. V případě pravidelného zpětného proplachování se zvodně ve vápencích zanášejí následkem postupného rozpouštění vápence v mírně kyselé injektážní kapalině.

Nucená břežní infiltrace

Břežní infiltrace
(příklady E and I)

Břežní filtrace se běžně skládá z galerie nebo linie vrtů umístěné v malé vzdálenosti od povrchového toku a situované rovnoběžně s jeho břehem. Čerpáním z vrtů se snižuje hladina podzemní vody v blízkosti řeky nebo jezera a tím dochází ke vsaku říční vody do zvodně. Pro zajištění uspokojivého čištění povrchové vody by měla doba zdržení vody, to je doba proudění z povrchu do vrtu překročit 30 až 60 dnů (Huisman a Olsthoorn, 1983.

O úspěchu nucené břežní infiltrace rozhodují následující faktory:
i. dostatečný zdroj povrchové vody přijatelné kvality
ii. propustnost říčního dna nebo jezerních sedimentů v blízkosti tělesa povrchové vody (O'Hare et al. 1982).

Za předpokladu vysoké propustnosti dna vodoteče nebo jezerních sedimentů a za předpokladu, že zvodeň je dostečně mocná, lze z vrtů či galerie odebírat velké množství podzemní vody bez závažných nežádoucích účinků na hladinu podzemní vody a to i ve větších vzdálenostech od vodního toku (Huisman a Olsthoorn, 1983).

Říční a jezerní vody často unášejí značné množství nerozpuštěných látek. Proto když voda pronikne do zvodně, tento jemný materiál se odfiltruje a zůstane v podobě tenké vrstvy jemného filtrátu na dně řeky nebo jezera. To představuje vítanou úpravu infiltrované vody. Nicméně kolmatace dna může dosáhnout takové míry, že v období nízkého stavu vody je nutno sediment mechanicky odstranit.

Filtrace mezi dunami

Zvláštní varianta této metody je použita v pobřežních zónách a je známa jako filtrace mezi dunami. Při ní jsou zaplaveny deprese mezi pobřežními písečnými dunami vodou z řek tak, aby voda pronikla do podložních sedimentů a vytvořila zvodeň. Zvodeň může hrát důležitou roli v prevenci vniknutí slané vody, stejně jako zajištění zdroje vody, která je odebírána dále ve vnitrozemí. Tato technika se používá již po staletí a je vysoce rozvinutá podél pobřeží Nizozemska, kde zdrojem vody pro infiltraci jsou řeky. V ostatních situacích jsou zdrojem vody srážkové, především přívalové vody a upravené městské odpadní vody. Hlavním cílem těchto typů infiltrace je zlepšit kvalitu často nekvalitní zdrojové vody.

Zachytávání dešťové vody

Zachytávání dešťové vody je ve své podstatě sběr srážkové vody pro účely jejího dalšího využití. To obvykle zahrnuje koncentraci srážek z větší oblasti pro použití k zavlažování půdy nebo doplňování zásob podzemních vod.

Zemědělství v aridní typu klimatu

(příklad G)

V semiaridních oblastech se v zemědělství využívá mezi 15 a 30% srážek, většina se vypaří (30 - 50%) a zbytek odteče po povrchu (10 - 25%) nebo se použije k doplňování zásob podzemních vod (10 - 30%) (van Leeuwen a Beernaerts, 2002). Zásahy do režimu pomocí zemních hrází, oráním po vrstevnicích a skalními jezy v odvodňovacích kanálech odvádějící povodňovou vodu do ohrazených obdělávaných ploch, mají společný cíl: snížení odtoku a soustředění vody, která má být uložena v půdním profilu nebo v hlubších zvodních. Ať je používaný systém jakýkoliv, cílem je vždy výrazně snížit povrchový odtok a odpařování za účelem zvýšení zemědělské produkce. Doprovodný jevem je doplňování zásob podzemních vod.

Střešní zachytávání dešťové vody

Střešním zachytáváním dešťové vody lze uchovat dešťovou vodu buď pro přímou spotřebu nebo pro doplňování podzemní vody. Tento přístup vyžaduje odklonění stoku dešťové vody připojením okapového potrubí ze střechy buď do stávající studny nebo jiné infiltračmi struktury případně do jímací nádrže. Aby se zabránilo kontaminaci dešťové vody okapové roury, střešní krytina a jímací nádrže by měly být zhotoveny z chemicky inertních materiálů jako jsou plasty, hliník, pozinkované železo nebo sklolaminát.

Tam, kde je voda používána k přímé spotřebě, se často počáteční dešťová voda nechává odtéct do odpadu, aby se zde spláchly nahromaděné nečistoty z oblasti sběru a okapů. Hlavními zdroji znečištění je znečištění ovzduší, ptačí a zvířecí výkaly a hmyz. Bakteriální kontaminaci lze minimalizovat udržováním střešní plochy a kanalizace v čistotě, ale zcela nemůže být odstraněna. Mezi výhody sběru a ukládání dešťové vody v městských oblastech patří snižování požadavků na zásobování vodou stejně jako snížení množství přívalové srážkové vody a následných záplav.

Problémy zanášení

Hlavním problémem většiny výše popsaných systémů je usazování jemných materiálů a následné kolmatace zvodně. Kolmatace může být způsobena suspendovanými pevnými částicemi, růstem mikroorganismů, chemickým srážením, v případě skladování a čerpání zvodní i injektáží, zadrženými vzduchové bublinky blokujícími pórovitost. Pro úspěšné řízení umělé infiltrace je nutné dobré pochopení fungování struktury a kolmatačního mechanismu. Je-li intenzita infiltrace stejná jako rychlost odpařování na otevřené hladině,

pak využití takové struktury pro umělou infiltraci velmi sporné. Situace může být obvykle zvládnuta snížením potenciální kolmatace společně s pravidelnou údržbou infiltračního povrchu čištěním, čerpáním nebo jinými fyzickými nebo chemickými prostředky. Mezi metody úpravy patří:

• Otvory v pískových přehradních zdech, kterými v období nízkého průtoku může téct voda dostatečnou rychlostí, aby jemné částice zůstaly v suspenzi. To umožňuje, aby kanály pískové hráze byly bez bahna.
• Zpomalení odtoku a eroze půdy, např. oráním, budováním přehrádek v roklích, zamezení nadměrnému spásání, výsadbou rostlin pro stabilizaci půdy atd.
• Výstavba odkališť umožňující usazení jemných částic předtím, než se infiltrační voda dostane do přehrady, zasakovací nádrže či otevřené studně. To může zahrnovat výstavbu polopropustných přehrad a zavodňovacích přehrad.
• Protože infiltrační oblast u injektážních studní je malá, kvalita vody musí být zvlášť vysoká a může vyžadovat pískovou filtraci a odplynění, stejně jako dezinfekci.
• Odpadní vody s vysokým nutričním zatížením musí být upraveny tak, aby byly odstraněny sedimenty a dusíkaté sloučeniny. To se děje řízeným střídáním vlhkých a suchých cyklů. (Bouwer, 2000).
• Aby se zabránilo příliš hlubokému pronikání jemného materiálu do svrchní filtrační vrstvy musí docházet k pravidelnému mechanickému odstraňování sedimentů.
Náklady na managament umělé infiltrace musí být zdůvodněny výhodami, které přináší infiltrované vody.

Institucionální problémy v práci řízené umělé infiltrace

I v případě, že hydrologické a hydrogeologické parametry infiltračního projektu jsou příznivé, nemůže být úspěch systému zaručen, pokud není navržen a provozován efektivně. Hlavní institucionální otázky se vztahují k plánování a stanovení cílů a k realizaci a řízení schválených infiltračních prací.

Pro management přírodních zdrojů bývají použity různé přístupy, s odpovědností spočívající v různé míře na státu, místní samosprávě, rozvojových agenturách, soukromém sektoru, nevládních organizací a místních obyvatelích. V této části se zaměříme na decentralizované, nízkonákladové projekty umělé infiltrace, které jsou často organizované státem nebo vládou.

Hlavním institucionálním tématem vznikajícím v průběhu posledních dvou desetiletí byla decentralizace. To byl třeba případ v Indii, kde projekty rozvoje plánů povodí, často se silným zaměřením na řízenou umělou infiltrací, stále více zdůraznovaly potřebu decentralizované účasti na procesu rozhodování. Vzhledem k tomu, že nejchudší část populace je v Indii nepřiměřeně závislá na společném užívání zdrojů jako je voda, může decentralizace řízení výrazně přispět k zvýšení jejich životní úrovně (Carney a Farrington, 1998).

Decentralizace a řízení spojené s účastí všech uživatelů lze definovat jako proces, kdy lidé s oprávněnými zájmy o projekt ovlivňují rozhodnutí, která se jich týkají a obdrží

určitý podíl všech vzniklých výhod (ODA, 1995). Všeobecně se nyní uznává, že k posílení a udržení produktivity přírodních zdrojů se na plánování a řízení přírodních zdrojů musí podílet všichni, kdo jsou zapojeni do řízení zdrojů a kdo jsou jimi ovlivněni. Jak zdůrazňuje Farrington et al. (1998), tato skutečnost přináší pro řadu zúčastněných stran zapojených do budování nových partnerství nové způsoby podnikání - přesun prostředků, řízení projektů, rozhodování atd. To také znamená změnu v pravomoci rozhodování a přístupu ke zdrojům.

Hlavní otázkou pro řízené umělé infiltrace, ať už je vykonávána samostatně nebo jako součást širšího balíčku opatření pro řízení zdrojů - je nalézt přístup, který zajistí, že propojení zájmu mezi venkovskou populací, místními organizacemi a státem, je řízeno způsobem, který s největší pravděpodobností zvýší efektivitu, účinnost a odpovědnost (Carney a Farrington, 1998). Podíváme-li se detailně na jednotlivé cykly projektu a čerpáme-li ze zkušeností s řízenou umělou infiltrací v Indii, stojí za to upozornit na následující otázky.

Klíčovou otázkou při plánování je požadavek na jasné definování cíle řízené umělé infiltrace. Zvláště se to týká názorů a zájmů různých skupin - včetně těch v povodí po proudu od místa umělé infiltrace a těch bez půdy a soukromých vodních zdrojů. Dosavadní zkušenost ukazuje, že lépe fungující projekty, kterým se podařilo zapojit místní obyvatele do diskuse o tom, jaké jsou jejich problémy a priority (např. spolehlivá dodávka pitné vody, doplňkové zavlažování), čeho si různé skupiny váží nejvíce. K těmto požadavkům a místním fyzickým podmínkám je nutno přijmout velmi flexibilní přístup.

Důležité jsou i následující okruhy otázek:

• Výběr nebo způsobilost oblasti a společenství
• Účast na odpovědnosti (např. za stavbu, sdílení nákladu)
• Technické možnosti (např. pro návrh a umístění stavby)

Zkušenosti opět ukazují, že pružnost procesu a společné rozhodování jsou klíčové: projekty, které věnují čas a zdroje na poradenství a organizování místních lidí, a které jasně vymezí povinnosti a odpovědnost různých skupin (např. spojené s údržbou) vykazují dlouhodobě lepší výsledky.

Ve fázi plánování je důležité vzít v úvahu otázky rozdělování a vlastnictví spojené s řízenou umělou infiltrací. Předpoklad, že z umělé inflitrace budou mít všichni stejný prospěch, je nereálný vzhledem k rozdílným přístupům k vodě a právům na vodu. Projekt tedy musí uvážit, jak široce budou náklady a přínosy rozděleny mezi:
• Různé sociální a ekonomické skupiny. Například, kdo by měl přispívat na náklady vzhledem k pravděpodobným, nebo předpokládaným výhodám projektu?
• Různé oblasti. Například jak budou ovlivněni uživatelé po proudu vody, jsou-li nadměrné povrchové toky nyní užívány k inflitraci proti proudu od nich? Následky umělé infiltrace - pozitivní i negativní - nebudou pravděpodobně omezeny hranicemi společenství.

Rozdělení nákladů, pravidla týkající se vlastnictví objektu, provoz, údržba a průběžná obnova systému, to jsou všechno otázky, které by měly být definovány během plánování projektu a schváleny všemi zúčastněnými stranami. Pravidla musí být jasná, s vysvětlením postupu jejich stanovení, změn a pozdějších úprav. Opět platí, že možný vliv projektu na nejchudší vrstvu uživatelů projektu by měl být projektem vyřešen dříve, než je stanoven systém příspěvků a než se dohodnou jakékoli subvence.
Závěrem je třeba zdůraznit, že vliv umělé inflitrace na podzemní vodu a na přístup lidí k vodě v konkrétní oblasti není vždy snadné předvídat.

PROJEKT VÝVOJE POVODÍ A ŘÍZENÁ UMĚLÁ INFILTRACE V INDII

Řízená umělá infiltrace na indickém venkově je obvykle součástí balíčku opatření zaměřených na rozvoj a úpravu plánů povodí. Programy rozvoje povodí kombinují řadu projektů územního rozvoje jako jsou rozvoj a ochrana půdy, zachování vlhkosti půdy, zalesňování, rozvoj pastvin a zahradnictví, jakož i opatření k zachování a posílení vodních zdrojů.

Projekty rozvoje povodí byly v Indii prováděny v různých formách už před získáním nezávislosti. Nicméně k hlavnímu rozvoji stimulovaného vládou došlo v letech 1970 až 1980, kdy dlouhodobý výzkum potvrdil, že by zpomalení odtoku spolu s výsadbou vegetace, mohl významně zvýšit produktivitu využití přírodních zdrojů. Výsledky experimálních prací na pilotních lokalitách stimulovaly řadu vládních projektů na podporu rozvoje mikropovodí.

První programy rozvoje povodí měly jako výchozí bod ekologické cíle. Ty určily rozsah a působnost projektů, které byly spravovány jako veřejné práce s omezeným zapojení místního obyvatelstva. Zhodnocení prvních projektů prokázalo jejich omezený úspěch ve splnění cílů v oblasti životního prostředí a předpokládaného dopadu na kvalitu života místních obyvatel; pouze malá část projektů - ty, které řídily nevládní organizace a místní agentury - prokázaly trvalé výsledky pro chudé lidi (Kerr et al, 1998).

Tento přístup se výrazně změnil v polovině roku 1990, kdy došlo ke změnám v politice vodního hospodářství zaměřené na větší zapojení místní populace do plánovacího procesu. Zvláště se projevil posun k integrovaným cílům směřujících k obnově a rozvoji environmentálních zdrojů a rozvoji ekonomických zdrojů vedoucím ke snížení chudoby. V otázkách strategie byl kladen důraz na účast místní komunity při plánování i provádění zásahů do vodního managementu. Mnohé změny byly zavedeny v roce 1994 formou souboru pokynů (často označované jako 'všeobecná pravidla') pro rozvoj povodí vydané tehdejším Ministerstvem venkova a zaměstnanosti. Pokyny představovaly významný posun v přístupu v několika důležitých ohledech (James a Robinson, 2001):
• Podpořily rozvoj partnerství mezi vládou a nevládními organizacemi jako Projekt Prováděcí Agentury (PIA) včetně nevládních organizací.
• Decentralizovaly řízení programů do místních samospráv a do PIA.

• Usnadnily zapojení místních lidí při navrhování a provádění rehabilitačních aktivit povodí včetně řízené umělé infiltrace prostřednictvím výborů povodí stanovených specificky pro tyto účely.
• Umožnily místní kontrolu čerpání centrálních prostředků pro obnovu prostřednictvím Agentur oblastního rozvoje venkova.

V současné době spotřebovává správa mikropovodí více než 500 milionů US$ ročně především z centrálních vládních zdrojů. Značný zájem o rozvoj povodí ukázali soukromí dárci, v neposlední řadě proto, že nabízí možnost uvést do praxe zásady řízení vodních zdrojů (IWRM) včetně ochrany vodních zdrojů a rozvoje zásobování s podporou pro životní podmínky na venkově.

Zdroj: Gale et al., 2002.

Poznámky na závěr

• Řízená umělá infitrace (MAR) se stále více používá pro správu a ukládání vody. K dispozici je řada metod, které byly vyvinuty v průběhu staletí. Dělí se podle zdroje a dostupnosti vody, poptávky, geologie a socio-ekonomické struktury. Tyto metody jsou dnes široce používány a vyvíjeny s využitím moderních technologií, většinou však chybí kvantifikované hodnocení jejich účinnosti.
• Je třeba získat a šířit lepší pochopení toho, jak projekty umělé infiltrace fungují a jaký mají vliv na dostupnost vody, kvalitu vody, sociální a ekonomický vývoj, dopad na životní prostředí.
• Řízenou umělou infitraci je třeba považovat za součást integrované strategie řízení povodí. Řadit se proto musí po bok řízení odběrů povrchové vody, kontroly eroze a znečištění, poptávky po vodě, managementu životního prostředí a úpravy odpadních vod pro opětovné použití. Role umělé inflitrace bude čím dál důležitější, neboť poptávka po vodě se zvyšuje a vlivy změn klimatu jsou stále patrnější.
• Propagace řízené umělé infiltrace by se měla zaměřit na sdílení znalostí prostřednictvím osobních kontaktů a ukázek dobrých praktik, podporovaných celou řadou školení včetně internetových zdrojů, kurzů, seminářů a pracovních schůzek.

Příklady řízené umělé infiltrace

Pro ilustraci některých problémů popisovaných v této zprávě byly vybrány příklady z různých hydrologických podmínek využívajících různých vodních zdrojů. Níže uvedené stručné shrnutí uvádí odkazy na další informace a citace zdrojových dokumentů. Seznam hlavních referenčních dokumentů je uveden na konci zprávy, další informace a příklady lze nalézt v databázi ve www.iah.org/recharge.

A. Řízení povodí, Rajastan, Indie

V roce 1985, povodí řeky Arvari (spolu s dalšími povodími v této oblasti) byla následkem nadměrného čerpání podzemních vod ve velmi špatném stavu: Nagativní vliv mělo odstranění přirozené vegetace a půdní eroze, která byla znásobena velkým suchem. Nedostatek pracovních příležitostí měl za následek migraci obyvatelstva. Nevládní organizace Tarun Bharat Sangh (TBS) se dala do řešení problému nedostatečného zajištění vody tím, že zahájila projekt zachytávání vody výstavbou hliněných přehrad – Johad. Ty měly zachycovat dešťové vody tekoucí z okolních kopců během krátkých intenzivních bouří. Zachycování dešťové vody během následujících dvou desetiletí bylo doprovázeno ochranou půdy, vody a lesů. Všechna tato opatření byla navržena a prováděna lidmi v této oblasti. Finanční a poradenská podpora byla poskytnuta prostřednictvím TBS pod vedením Rajendra Singha. Pokroku bylo dosaženo vzájemnou dohodou. Například zemědělec, který poskytl pozemek pro budoucí hliněnou hráz Johad, se stal hlavním příjemcem vody na přilehlém pozemku.
Realizace tohoto programu měla za následek, že v současné době je do výstavby tisíců hliněných přehrad Johad a dalších struktur zadržujících vodu zapojeno více než 70 vesnic. Tzv. "parlament řeky Arvari", v současné době provádí správu povodí. Zvýšená infiltrace spolu s ostatními iniciativami řízení povodí má za následek růst hladin podzemní vody a řeka Arvari se od roku 1995 stala trvalým tokem.

Zdroj: Arvari. Informace VCD vydané Centrem pro vědu a životní prostředí, Indie. www.cseindia.org

B. Plošná infiltrace podzemní vody v oblasti Kaftari, Iran

Plošina Dorz-Sayban se nachází v Iránu, 115 km jihovýchodně od Larestanu. Nadměrné využívání podzemních vod způsobilo v této oblasti značné snižování hladiny podzemní vody (1,5 m za rok) a zhoršení jakosti podzemních vod. Podzemní vodou je zde zavlažováno více než 3500 ha půdy. Aby se snížila rychlost poklesu hladiny podzemní vody, bylo v tomto regionu v letech 1983 až 2001 navrženo a postaveno pět systémů pro umělou infiltraci povodňovým šířením.

Objem přítoku a odtoku systému povodňového šíření Kaftari byl měřen během devíti povodní v letech 2002 až 2003 pomocí pravoúhlých žlabů. Maximální přítok byl 20,3 m^3/s a odtok 7.26 m^3/s. V průběhu 9 sledovaných povodní byl celkový objem přítoku

přibližně 886 000 m^3 a odtoku 146 000 m^3. Z toho vyplývá, že 83,5% přítoku do systému bylo použito k infiltraci a jen malé množství bylo ztraceno odpařováním. Tato čísla dokazují vysokou efektivitu systému povodňového šíření pro doplňování podzemních vod.

V průběhu řízené infiltrace sedimentovalo více než 70% suspendovaných částic, což nevyhnutelně povede ke kolmataci a snížení účinnosti systému. Na druhé straně ale dojde ke zlepšení kvality půdy pro zemědělské účely. Kromě toho řízená infitrace zlepšuje kvalitu podzemních vod tím, že EC povodňové vody je mnohem nižší, než EC podzemní vody (0,3-0,4 dS/m oproti 2.0-9.0 dS/m).

Zdroj: Esfandiari-Baiat, M and Rahbar, G. 2004. Monitoring of infl ow and outfl ow rate from Kaftari artificial recharge of groundwater system in dorz-sayban region in South-eastern Iran.

C. Polopropustné přehrady pro umělou infiltraci v Balučistánu

Podzemní voda je jediným spolehlivým zdrojem sladké vody v pakistánském Balučistánu. Během posledních dvou desetiletí se její použití mnohonásobně zvýšilo v důsledku rozšiřování zemědělské plochy i rychlým růstem obyvatelstva a průmyslu. Čerpání podzemních vod výrazně převyšující jejich přirozenou infiltraci má za následek vysychání mnoha kopaných studní, pramenů a drenáží; situace byla v této provincii dále zhoršena katastrofálním suchem (1998 - 2002).

Pákistánská Rada pro výzkum vodních zdrojů (PCRWR) zavedla a realizovala v Balúčistánu v rámci jednoho ze svých výzkumných a vývojových projektů koncept výstavby a provozu polopropustných přehrad. První polopropustná přehrada byla postavena v roce 2002 v Margatu asi 35 kilometrů od města Quetta. Vliv přehrady na podzemní vodu je monitorován sítí 7 piezometerů.

Polopropustná přehrada slouží jako bariéra snížujici rychlost odtoku vody a zadržující vodu po dobu dostatečnou k tomu, aby se usadil suspendovaný sediment a snížilo se tak zanášení makroskopických pórů v řečišti pod přehradou. Tím se zvyšuje vsakování dešťové vody do zvodně a její „skladování“ pod povrchem země pro budoucí použití, čímž se minimalizují ztráty odpařováním.

Při stavbě nízkonákladových polopropustných a zadržovacích přehrad se používají balvany, dlažební kostky, kameny a hrubozrnné štěrky, které jsou dispozici v řečišti potoků a řek a v jejich okolí. Stavební materiál je nastaven v drátěné síti v 5 stupních do celkové výšky 4,9 m. Trubky pro vypouštění přebytečné vody použité k její infiltraci dále po proudu jsou zabudovány do druhého a čtvrtého stupne shora. Horní část přehrady slouží jako přepad a navazující hráze jsou konstruovány tak, aby zabránily erozi půdy. Přehrada má povodí 1,79 km^2 a skladovací kapacitu asi 11 000 m^3.

I když kvantitativní dopad polopropustné přehrady bude znám až časem, je její princip oceňován a uznáván vodohospodářskými odborníky i zemědělci už nyní.
Konstrukce přehrady přinesla zajímavou inovaci. Na návodní straně hrázoveho tělesa byla umístěna nastavitelná fólie, která byla zatížena jemnozrnným štěrkem. Jejím cílem je umožnit delší zadržení dešťové vody v nádrži před jejím pomalým vypouštěním do řečiště.

Polopropustná přehrada v pakistánském Balučistánu

Zavádění této technologie bylo doplněno dalšími zásahy. Mezi ně patří důsledná ochrana a úplná kontrola pastevectví, spolu s důsledným řízením správy povodí, která byla zaměřena především na snížení obsahu suspendovaných částic v nádržích a posílení přirozené infiltrace srážkami. V povodí bylo proto vysazeno 600 keřů třech suchomilných druhů. Pro jejich ochranu bylo nutno zajistit alternativní zdroje energie, jako jsou subvencované dodávky zkapalněného plynu, zemního plynu a palivového dřeva. Budováním infiltračních zařízení by měly být spojeny se zavedením systému dotací, paušálních sazeb elektřiny a připojením elektřiny pro vrtané studny.

Zdroj: Kahlown, M A. 2004. Polopropustné přehrady k rejuvenaci vyčerpávaných zvodní v Balúčistánu.

D. Zadržování přívalové vody v brakických zvodních pro zavlažovací účely pomocí vrtů – Austrálie

Zvyšování zásob zavlažovací vody injektáží přívalových vod do brakických zvodní se praktikuje jen v několika málo místech na světě, ale přesto může mít mnohem širší použití, zejména v semiaridních oblastech. Příklady z jižní Austrálie prokazují, umělá infiltrace a využívání dešťové vody pro zavlažování je technicky a ekonomicky proveditelné a má příznivé dopady na životní prostředí.

Hlavním důvodem pro nové využití vody prostřednictvím infiltrace je potřeba chránit mořské a sladkovodní ekosystémy, do nichž dešťové vody a vyčištěné odpadní vody jsou obvykle odváděny. Přísnější limity zatížení nebo koncentrací látek v infiltrované vodě, pokročilejší management řízení povodí a zlepšené úpravárenské metody rozšiřují příležitosti pro aplikaci umělé infiltrace.

Kvalita vody vhodná pro injektáž a její opětovné použití musí splňovat tři kritéria:

• nemsí způsobovat nevratnou kolmataci injektážních vrtů.
• musí být zachovány stávající i potenciální možnosti dalšího využití podzemních vod.
• kvalita čerpané podzemní vody musí splňovat požadavky na její zamýšlené použití.

Nové limity pro jakost vody, která má být v Austrálii injektována do podzemí, byly vyvinuty s ohledem na následující cíle. Tyto normy se liší od pokynů používaných v jiných zemích ve dvou ohledech: (1) kromě lidské spotřeby se zabývají i dalším prospěšným vyžitím, (2) berou v úvahu udržitelnou úpravu ve zvodních. Pokyny jsou v souladu se zásadami Australské národní strategie péče o jakost vody a odkazují na příslušné pokyny určující kvalitu vody ke stanovení vhodnosti pro každé prospěšné použití (nebo ekologickou hodnotu).

Tam, kde městská sídla mají jílovité půdy, jako je okolí Adelaide, byla až do nedávné doby zachována jen malá část městské přívalové vody a odvodňovací systémy urychlovaly její vypouštění do moře. Pod městem se vyskytují vápencové kolektory, které ale nemohou být ekonomicky připojené k zadržovacím nádržím přívalové vody nebo šířicím nádržím protože povrchové jíly velmi zpomalují proces infiltrace.

Proto je zde realizován systém injekčních vrtů situovaných přibližně 100 metrů od sebe, které proniknou jílovým izolátorem až podložních vápenců. Díky tomu se mohou být zimní přívalové vody „uskladněny“ až do léta jako v podzemních nádržích. Městská odtoková voda je zachycena a upravována v retenčních nádržích, které jsou konstruovány tak, aby snížily riziko záplav a zlepšily kvalitu přívalové vody. Zadržená voda je pak zaváděna samospádem nebo čerpána do injektážních vrtů přes jednoduché úpravárenské systémy jako jsou sítě nebo filtry. Je-li čerpaná voda použita pro zavlažování, pak obvykle nevyžaduje žádnou úpravu.

Studijní lokalita se nachází v nové předměstské zástavbě Andrews Farm na severním okraji oblasti Adelaide. Zdrojem vody pro injektáž je přívalová voda z povrchových vod okolo města (obytné pozemky a pastviny ovcí) na rozloze 55 km^2.

Horních 19 m artéské terciérní zvodně, která se nachází v hloubce 105 m pod povrchem, bylo určeno k injektáži. Jako pozorovací objekty slouží tři vrty ve vzdálenosti 25, 65 a 325 m po svahu dolů od injektážního vrtu. Zvodeň se skládá z jemného vápence a písčitého materiálu s propustností 180 m^2/den a koeficientem zásobnosti $5x10^{-4}$ (Gerges et al., 1996).

Občasné přívalové vody jsou zachyceny v retenční nádrži a jsou čerpané přes filtr do injekčního vrtu. V období od srpna 1993 do března 1997 bylo realizováno pět injektáží. První injektáž byla vodou z městské dešťové kanalizace. Celkem bylo injektováno přibližně 240 000 m^3 vody. Intenzita infiltrace se pohybovala mezi 15 a 20 l/s.

Po injektáži může normy pro zavlažování překročit jen počet fekálních koliformních bakterií. Ty ve sledovaném případě skutečně ve vodách po injektáži překročily normy pro pitnou vodu (Národní řídicí strategie pro kvalitu vody, 1992), nicméně jejich počet klesne

na přijatelnou úroveň během čtyř týdnů (Pavelić et al., 1996). Současně probíhají studie přežití patogenů, které žijí déle než koliformní bakterie (Toze, 2005).

Všechny ostatní parametry mají na kvalitu podzemních vod malý nebo žádný škodlivý vliv a často jí dokonce zlepšují (např. TDS - celková mineralizace). Podzemní vody před injektáží nesplňovaly normy pitnou vodu s ohledem na celkový obsah rozpuštěných látek a železa. Ze sledovaných stopových organických sloučenin byly v dešťové vodě zjištěn pouze atrazin (běžný herbicid) a pentachlorfenol (běžně používaný pro konzervaci dřeva), ale sledovaných vrtech byly obsahy těchto složek již na úrovni podstatně nižší, než povolují normy pro pitnou vodu.

V důsledku injektáže dešťové vody došlo k různým formám kolmatace. Nejdříve a nejsnáze rozpoznatelná byla způsobena zooplanktonem, což byla jediná forma zanášení, která zastavila injektáž. Tento problém byly z valné části eliminovaán ochranou čerpadla textilním filtrem (Gerges et al., 1995). Suspendované sedimenty se hromadily v injektážním vrtu kolem kontaktních ploch. Protože rozsah velikosti částic v injektážní kapalině (medián ~ 4 mm) je mnohem menší, než ve zvodni (medián ~ 120 mm), většina injektovaných částic pronikne do zvodně a případně se usadí dále od injekčního vrtu. Hekmeijer (1997) prokázal, že fyzikální kolmatace způsobuje kolem injektážního vrtu zvýšení hladiny vody, ale tato skutečnost není z provozního hlediska významná. Zanesení může být z injekčního vrty odstraněno provzdušněním (Pavelić et al., 1998). Čistění vrtů odstraňující kolmataci způsobenou zooplanktonem stačilo provádět jen jednou až dvakrát ročně. Sledování obsahu suspendovaných částic, spolu se zrnitostní analýzou sedimentů odstraněných při provzdušnění ukazuje, že velmi malé procento z nich (~ 1%) pochází z dešťové vody. Většina odstraněného sediment pochází z písku horniny zvodně, který je mobilizován rozpouštěním vápence (Rattray et al., 1996). Organická hmota je filtrována kolem injekčního vrtu, což vede k růstu bakterií, který může v krátkodobém časovém horizontu přispět k zanášení.

Výsledky této pilotní studie, první dobře přístroji vybavená a dobře sledovaná řízená umělá inflitrace používající retenční nádrž s upravenou dešťovou vodou v Austrálii, ukazují, že takový systém je schopný poskytovat vodu vhodnou pro zavlažování. Je možné, že úprava v horninovém prostředí může dosahovat kvalit, které budou vyhovovat i zásobování pitnou vodou.

Zdroj: Martin, R.R., Gerges, N.Z. and Dillon, P.J. (2000)Aquifer Storage and Recovery (ASR) using water treated to irrigation standards. Proc. 30th IAH Congress, Cape Town, South Africa.

E. Umělá inflitrace mezi dunami, Atlantis, Jižní Afrika

Atlantis, město ležící na západním pobřeží Jižní Afriky asi 50 km severně od Kapského města, získává svou pitnou vodu v množství přibližně 5,5 x 10^6 m^3 ročně výhradně prostřednictvím řízené umělé inflitrace do mělké písčité zvodně. Podnebí oblasti je

středomořské s průměrnou maximální a minimální teplotou 23,3°C a 11,8°C resp. Průměr ročních srážek je kolem 450 mm, nicméně asi 65% srážek spadne v zimních měsících od května do září.

Rozsáhlé kenozoické sedimenty v podloží této oblasti vytvářejí neohraničené písčité zvodně. Celková mocnost pískovce dosahuje 60 m v centrální oblasti, s průměrnou mocností 25 m. Tyto sedimenty mají v podloží břidlice a droby, zatímco horní plocha zvodně je pokryta buď mobilními písečnými dunami nebo písky porostlými vegetací. Vzhledem k rychlým faciálním změnám na krátké vzdálenosti je zvodeň nehomogenní, anizotropní, mělká a neúplně omezená, s transmisisivitou v rozmezí 50 do 1300 m^2 za den.

V současné době je odběr podzemních vod ze zvodně Atlantis omezeno na dvě skupiny vrtů. Dvě velké infiltrační nádrže o rozloze asi 500 000 m^2 se nacházejí asi 500 m na svahu nad inflitrační zvodní. Pro umělou infiltraci jsou k dispozici tři zdroje vody: přívalová voda, podzemní voda a upravená odpadní voda. Dešťové vody jsou shromažďovány v zadržovacích nádržích. Drenážní systém odvádí nekvalitní dešťovou vodu z průmyslové zóny z infiltračních nádrží do pobřežních sedimentačních nádrží.

Aby bylo možno využít odpadní vody jako zdroj infiltrační vody byla zbudována kanalizační síť, která umožňuje oddělení odpadních vod z obytných a průmyslových oblastí. Domácí odpadní vody jsou čištěny aktivovaným kalem a míchané s "domácí" dešťovou vodou před vypuštěním do inflitrační nádrže. Upravené průmyslové odpadní vody a dešťové vody shromážděné v průmyslových oblastech nejsou považovány za využitelné pro zásobování města a jsou likvidovány v řadě pobřežních sedimentačních pánvích. Toto poskytuje ekologicky přijatelný způsob likvidace vody horší kvality a také tvoří bariéru mezi vrty a možným pronikáním slané mořské vody.

Nízký obsah jílu v aluviální zvodni omezil čistící procesy v průběhu infiltrace a rozpuštěné látky jako je draslík. Pro zlepšení kvality infiltrační vody je nezbytná pečlivá kontrola kvality vody vypouštěné do infiltrační nádrže. Pokud do inflitrační nádrže přiteče najednou příliš velké množství vody, filtrační kapacita nemusí být dostatečná a kvalita podzemní vody se vážně zhorší. Pokud infiltrace využívá jen vodu nejlepší kvality, objem se velmi snižuje, ale kvalita podzemní vody se zlepšuje. Způsob managementu řízení umělé inflitrace může výrazným zpsůobem ovlivňovat jakost jak inflitrované vody, tak i následně čerpané vody podzemní. Z toho důvodu způsob řízení musí být flexibilní a musí se pružně přizpůsobovat požadavkům na kvalitu vody a zásobování.

Řízení jakosti vod, zejména její slanosti, bylo jednou z největších výzev pro vodní systém Atlantis. Mineralizace ve zvodni Atlantis pochází z několika zdrojů, např. větrem váté solné aerosoly od Atlantského oceánu, vyluhování z výchozů břidlic skalního podloží a sedimentů mořského původu. Částečná recyklace vody v systému, kdy odpadní vody z města jsou infiltrované zpět do kolektoru, přispívá ke zvýšení salinity. Domácí a průmyslové odpadní vody jsou upravovány odděleně ve zdvojených čistírnách odpadních vod.

Počáteční příčina ucpávání vrtů je komplexní jev způsobený různými fyzikálními, chemickými a biologickými faktory, fungujícími samostatně nebo v kombinaci s ostatními. Studium příčin poklesu vydatnosti z vrtů ve zvodni Atlantis odhalil velmi pestrou škálu problémů. Zásadní otázkou byla přítomnost železa a síranů v podzemní vodě, které nastartovaly biologické biologické. Primární příčinou biologického původu problému bylo nadměrné čerpání z vrtů, které způsobylo sekundární výrazné okysličení zvodně.

Rozšířená umělá inflitrace podzemních vod zajistila stálé zásobování vodou města Atlantis po více než dvě desetiletí a bude i nadále hrát klíčovou roli. Tento způsob je vysoce rentabilní a může podporovat pokračující růst města Atlantis dlouho v 21. století. Tento systém je schopen dodávat vodu při 20% nákladů toho, kolik by stála dodávka povrchové pitné vody pro Atlantis potrubím, jak bylo původně navrhováno. Atlantis slouží jako prototyp pro další vývoj zvodní v aridních oblastech jižní části Afriky.

Zdroj: Tredoux, G., Murray, E C. and Cave, L C. 2003.From Chapter 8. Infiltration systems and other recharge systems in Southern Africa. "Management of Aquifer recharge and Subsurface Storage." NCC-IAH Publication. No. 4.

F. Umělá infiltrace do rozpukaných kvarcitů, Windhoek, Namibie

Windhoek se nachází v semiardidní centrální vysočině Namibie. Až do roku 1970, před dokončením velké přehrady, bylo město Windhoek zásobováno pouze podzemní vodou. Zvodeň je nyní záložním zdrojem pro povrchovou vodu a nouzovým zdrojem v období sucha. Spolehlivost tohoto zdroje však je oslabena následkem rozsáhlého čerpání od poloviny 20. století.

Město je závislé především na povrchové vodě, ale kvůli nepravidelným srážkám jsou rezervy v zásobovací přehradě zpravidla nízké. Podzemní voda v současné době představuje 10% městské spotřeby vody, ale tento podíl může být výrazně zvýšen pomocí rozsáhlé řízené inflitrace - do té míry, že zvodeň (nebo zásobárna vody) by se stala pro město hlavním zdrojem vody během období sucha.

Zvodeň Windhoek je složena převážně z křemenců a břidlic. Geologické poměry jsou mimořádně složité díky několika fázím vrásnění a tektoniky včetně příkrovů a riftu. Intenzívní vrásnění spolu s kontrastními fyzikálními a mineralogickými charakteristikami břidlic a křemenců má za následek velmi roztříštěnou a anizotropní zvodeň.

Schopnost zvodně přijmout vodu v dostatečném množství, aby byl projekt rentabilní, byla zjištěna injektážními zkouškami ve vrtech. Nejdelší test trval 195 dní a nejvyšší injektáž dosáhla rychlosti 59,4 l/sec (214 m^3/hod). Injektážní kapalina, i když šlo o plně upravenou pitnou vodu ze zásobovacích přehrad města Windhoek, byla dále upravena granulovaným aktivním uhlím a chlorováním. To má zajistit, že do zvodně je injektována pouze velmi kvalitní voda a že dlouhodobá rizika zanášení jsou minimalizována.

Město Windhoek přijalo třífázový přístup k provádění umělé infiltrace ve velkém měřítku. První fáze využívající existující vrty již byla dokončena; má injektážní kapacitu 3,7 mm^3/rok. Druhá fáze (také s využitím existujících vrtů) zvýší injektážní kapacitu až na 8,1 mm^3/rok. Třetí fáze (s novými injektážními vrty v okrajových zónách zvodně) by mohla poskytnout infrastrukturu k injektážím 16,5 mm^3/rok, neboli 90% současné roční potřeby vody města. Dlouhodobým cílem je možnost co nejrychlejší infiltrace po období vysokého čerpání.

Zdroj: Murray, E C. 2004. Wise water management for towns and cities. Water Research Commission, S. Africa. (www.wrc.org.za)ISBN 1-77005-092-2.

G. Podzemní „ukládání“ vody, Keňa

Ve vyprahlých oblastech Keni, kde množství srážek je nerovnoměrné a vysoká je ztráta vody odtokem, roste tlak na půdu. Zachycený povrchový odtok je v těchto oblastech používán pro zavlažování a napájení hospodářských zvířat. S růstem četnosti intenzity sucha došlo v Keni v 70. a 80. letech ke zvýšení povědomí o zachytávání vody (Thomas, 1997).

V Keni existuje několik technik používaných pro zachytávání vody pro umělou infiltraci. Patří k nim:
• jednoduché hráze z rostlinných zbytků, které jsou účinné v terénu na nízkých sklonech. Tráva a plevel podél vytýčené linie vytváří val, který se asi za 2 roky stabilizuje. Zachycená půda pak tyto hráze dále upevňuje;
• Trávní pásy: v krajině se ponechají pásy neorané půdy, které se osejí trávou. Voda a půda je zadržovaná stejným způsobem v předchozím případě;
• Mikro povodí: jedná se o několik různých typů shromažďovacích jam, které se používají pro sadbu stromů a pěstování plodin na prodej (např. banány a ovocné stromy);
• Vrstevnicové hřbety a hráze: jedná se o vrstevnicově brázdy, vytvořené přemístěním půdy nebo kamenů dolů po svahu. Voda je zadržovaná ve vykopaných prohlubních. Plodiny v tomto systému mají větší výnosy, zejména v obdobích nižšího množství srážek;
• Retenční hřebeny: jedná se o velké příkopy, které jsou navrženy tak, aby zachytily a udržely všechen příchozí odtok a zachytily jej, dokud se nevsákne do země (Thomas, 1997:98). Jsou používány tam, kde odtok ze silnice je přesměrován na obdělávané pozemky;
• Terasy (Fanya Juu): terasa Fanya Juu je vytvořena vykopáním příkopu a navršením půdy nahoru do svahu tak, aby se vytvořila hřebenová bariéra, která zadržuje vodu a půdu. Jsou používány ke zlepšení retence a kontrole eroze na kultivovaných pozemcích a dále ke zvyšování rostlinné produkce;
• Zemní přehrady a pánve: jedná se o vyvýšené hřebeny udusané země, postavené v dolním konci kotliny. Pokud povodí není regulováno mají tendenci se rychle zanést bahnem. Existuje mnoho příkladů toho, že tyto přehrady a pánve jsou zcela zaneseny již během 10 let.

• Pískové přehrady: jsou vybudovány tak, že se přes řečiště se postaví zeď, která zachycuje vodu. Taková zařízení mají minimální ztráty vody z důvodu nízkého odpařování a mají dlouhou životnost.

Cena pískové přehrady postavené v Kitui s minimální životností 50 let a minimálním infiltrační kapacitou 2000 m^3 je 6000 Eur. To odpovídá šesti nádržím na 46 m^3, každé za 1000 EUR. Z toho vyplývá, že levnější je vybudovat jednu pískovou přehradu, která bude sloužit nejméně 50 domácnostem, za cenu šesti nádrží, které budou sloužit jen šesti domácnostem.

Zdroj: Mutiso S., 2003. Mutiso, S. 2003. From Chapter 4 of "Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage." NCC-IAH Publication. No. 4.

H. Umělá inflitrace pomocí zavlažovacích kanálů, jižní Sierra Nevada, Španělsko

V jižním Španělsku, kde každým rokem mezi březnem a červnem je k dispozici nadbytek vody v důsledku tání sněhu, je voda v řekách přesměrována rozsáhlou sítí zavlažovacích kanálů do dobře vymezených, vysoce propustných oblastí.

Podloží této oblasti je tvořeno horninami krystalinika, hlavně břidlicemi s polohami křemenců a vápenců. Řízená umělá infiltrace je provozováno sítí zavlažovacích kanálů, které pozvolna sestupují podél vrstevnic svahů. Kanály jsou až 15 km dlouhé a jejich břehy ani dno nejsou zpevněny.

Voda infiltruje v zónách s vysokou propustností, které tvoří buď zóna zvětralin nebo rozpukané zóny v podložních horninách. Zavlažovací kanály jsou vedeny tak, aby spojovaly tektonické poruchy v podloží. Zlomy používané k infiltraci jsou otevřené o šířce až 10 cm. Působením infiltrační činnost se v této oblasti vytvořily dva typy pramenů. Dočasné prameny vzniknou tam, kde dochází k cirkulaci vody jen v mělkém půdním horizontu. Režim pramene je přímo závislý na intenzitě zavlažování a pramen proto vyschne ihned, jakmile zmizí voda v zavlažovacím kanálu. Voda, která pronikne do rozpukané podložní horniny vyvěrá v podobě trvalých pramenů. Podzemní voda jej sice sytí po celý rok, ale objem dotace může výrazně klesnout po dlouhé době bez infiltrace. Migrační doba mezi místem infiltrace a prameny byla měřena stopovacími testy. U vody cirkulující v malé hloubce do dočasných pramenů se jedná asi o 5 dní, zatímco v případě hlubšího oběhu v puklinovém kolektoru krystalinika je doba zdržená zhruba dvojnásobná. Různé migrační doby mají podstatný vliv na kvalitu vody, kdy celoroční prameny maji vodu vyšší kvality. Proto celoroční prameny slouží ve vesnicích k zásobování pitnou vodou, zatímco dočasné prameny se používají pouze pro zavlažovací účely.

Voda získaná z pramenů je jen částí zavodňovací vody. Velká část je spotřebovaná k zachování vlhkosti půdy v prsotoru po svahu od zavlažovacích kanálů. To má trvalý plošný vliv, který se projevuje růstem husté vegetace. Tento systém nevyžaduje žádnou složitou infrastrukturu a předpokládá se, že je použitelný i v jiných oblastech krystalinika.

Zdroj: Pulido-Bosch, 1995. Centuries of Artifi cial Recharge on the southern edge of the Sierra Nevada. Environmental Geology. v.26. pp. 57-63.

I. Zvýšení vsaku podzemní pitné vody břehovou filtrací, Madarsko

Voda filtrovaná břehem Dunaje pokrývá jednu třetinu veřejné poptávky a má zásadní význam pro zásobování pitnou vodou v Maďarsku. Dodávka pitné vody v Budapešti je zcela závislá na břehovou infiltraci Dunaje. Odebírané množství vody je omezeno pouze filtrační kapacitou břehů; průtok v řece je řádově několikanásobně větší, než odebíraný objem. Ze strany zdroje není prakticky žádné omezení, což dává tomuto zdroji vysokou zabezpečenost, zvláště ve srovnání s citlivostí jiných zdrojů podzemních vod ke změně klimatu. Výhodou oproti přímému odběru povrchové vody je snížená nutnost úpravy vody. Přírodní filtrační kapacita využívaných říčních úseků je velmi efektivní, protože v odebírané vodě nebyly nalezeny žádné znečišťující látky. Toto je cenná výhoda pro uživatele vyžadující vysokou kvalitu pitné vody pro veřejné zásobování a pro některé průmyslové využití. Vrty využívané pro břehovou filtraci vody jsou realizované převážně podél Dunaje, jen dva se nacházejí u jiných řek (jeden v jihozápadní části země a jeden v severní části). Současné využití je o 0,9 Mm^3/den (75% pro veřejnou spotřebu), další potenciální kapacita je přibližně 4 mm^3/den, z toho 300 000 m^3/den je chráněno coby vodní zdroj v budoucnosti.

Zdroj: Simonffy Z. 2003. From Chapter 5 of "Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage." NCC-IAH Publication. No. 4

J. Umělá infiltrace pomocí injekčních vrtů, Mexiko

Podzemní voda představuje přírodní zdroj nezbytný k rozvoji Mexika, protože více než polovina jeho území leží v aridním a poloaridním klimatu. Celkový odběr podzemních vod se odhaduje na 28 000 Mm^3/rok. Zemědělství tohoto objemu využívá 71%, zatímco městské a průmyslové oblastí spotřebují 26%. Z celkového počtu obyvatel Mexika (100 milionů) představuje městské obyvatelstvo 65%. Největší aglomeraci představuje oblast Mexico City, kde žije 21 milionů obyvatel. Mexická města spotřebovávají 7600 Mm^3/rok a podzemní vody tvoří dvě třetiny této spotřeby. Celkový roční odběr podzemních vod 5400 Mm^3/rok, z stovky regionálních zvodní představuje významné přečerpávání využitelných vydatností. Během posledních čtyř desetiletí se tato skutečnost projevila řadou negativních důsledků pro životní prostředí.

Pilotní projekt umělé infiltrace byl realizován v Comarca Lagunera v severní Mexiku, která je jednou z hlavních zemědělských oblastí. Pro zavlažování je využívána voda z místních řek Nazas a Aguanaval a vody z přibližně 3500 vrtů čerpajících podzemní vodu pro zemědělské a průmyslové využití. V současné době se odhaduje, že čerpání třikrát převyšuje přirozenou infiltraci, což vede k výraznému poklesu piezometrického povrchu a ke zhoršení kvality podzemní vody. Hlavním problémem v podzemních vodách je

výskyt arsenu v koncentracích vysoce překračujících normy WHO. Tato norma uváděla pro domácí použití limit 0,05 mg/l, ale nyní je ale snížen na 0,01 mg/l.

Pilotní projekt využil k infiltraci upravenou písečnou pánev v blízkosti koryta řeky Nazas ve městě Torreon o rozloze 13 ha s kapacitou asi 197000 m^3. Do infiltrační pánve byla vedena zavlažovacím kanálem Sacramento povrchová voda z přehrady Zarco. Pro monitoring změn hladiny podzemní vody během infiltrace byly realizovány dva pozorovací vrty a dalších dvanáct existujících vrtů bylo přizpůsobeno dalšímu sledování piezometrické úrovně hladin. Kanálem Sacramento bylo mezi květnem a srpnem 2000 přepraveno celkem 5,2 Mm^3 vody. Z tohoto objemu se 0,2 Mm^3 odpařilo a 5,0 Mm^3 infiltrovalo pod povrch. Infiltrační kapacita vody se snížila ze 2,4 m/den na 0.116 m/den následkem koagulace.

Závěry ze zkušeností z pilotního projektu doporučují vybudování nových vodních děl kontrolujících vtok vody do nádrží vypouštěním až 0,5 Mm^3/týden. Jejich cílem které by mělo být zabránit přetékání nádrží. Dále by se měla vybudovat řada odkališt ke snížení zanášení a realizovat vrty hluboké 20 m s průměrem přes 30 cm, které by pronikly krycím izolátorem.

Zdroj: Chavez-Guillen, R. 2003. From Chapter 6 of "Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage." NCC-IAH Publication. No. 4.

VYBRANÉ KLÍČOVÉ ODKAZY

V této části jsou uvedeny vybrané klíčové odkazy. Další odkazy lze nalézt v databázi www.iah.org/recharge

Artificial Groundwater Recharge, 1983. Huisman, L and Olsthoorn, T. N. Pitman, Boston ISBN 0-273-08544-01.

Artificial Recharge of Groundwater, II: 1994. Proceedings of the Second International Symposium on Artificial Recharge of Ground Water, July 17-22, 1994, Orlando, FL, United States, American Society of Civil Engineers, New York, NY, United States,

Artificial Recharge of Groundwater 1996. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland, Nordic Hydrologic Programme Report #38.

Artificial Recharge of Groundwater, III: 1998. Proceedings of the Third International Symposium on Artificial Recharge of Ground Water, Amsterdam, Ed Jos H Peters, Balkema.

Management of Aquifer Recharge for Sustainability: 2002. Proceedings of the Fourth International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater (ISAR-4), Adelaide, Australia. Ed. P. J. Dillon. A. A. Balkema.

Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. 2002. Bouwer, H in Hydrogeology Journal 10:121-142.

Atelier Sous-Regional sur la Collecte des Eaux de Surface en Afrique de L' Ouest et du Centre, tenu à Niamey au Niger du 26-29 Octobre 1999 – FAO RAF, Case studies: Nigeria, Cameroon, Burkina Faso, Niger, Mauritanie, Gambie and Tchad.

Groundwater and Society: Resources, Tensions and Opportunities. 2000. Burke, J J & Moench, M H. Themes in groundwater management for the 21st century. United Nations Publication.

Groundwater recharge and wells – A guide to Aquifer Storage and Recovery. Pyne R. D. G. 1995. Lewis Publishing, Florida, USA. Second Edition 2005.

Guide on Artificial Recharge to Ground Water. 2000. Central Ground Water Board, Govt. of India. New Delhi.

Guidelines on the Quality of Storm water and Treated Wastewater for Injection into Aquifers for Storage and Reuse. Dillon, P. and Pavelic, P. 1996 Urban Water Research Association of Australia Research Report No. 109.

Rainwater harvesting and Artificial Recharge to Groundwater: a guide to follow. 2000. UNESCO-IHP and Central Ground ater Board, Govt. of India, New Delhi.

Standard Guidelines for Artificial Recharge of Groundwater. 2001. Environmental and Water Resources Institute, American Society of Civil Engineers, 2001. EWRI/ASCE 34-01.

Water Harvesting, A Manual for the Design and Construction of Water Harvesting Schemes for Plant Production. Critchley, W, Siegert, K, Chapman, C and Finkel, M. FAO publication AGL/MSC/17/91. Dostupné online na:
http://www.fao.org/docrep/U3160E/U3160E00.htm
Workshop o zachytávání vody je také k dispozici v roce 2002 na CDROM v angličtině, francouzštině, španělštině, arabštině a čínštině:
http://www.fao.org/ag/AGL/aglw/wharv.htm

Management of Aquifer Recharge and Subsurface Storage. 2003. NCC-IAH Publication. No. 4.

Management of Aquifer Recharge and Water Harvesting in Arid and Semi-arid Regions of Asia. 2005. Proceedings of a UNESCO sponsored workshop in Yazd, Iran. November 2004.

Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water. 2003. Aertgeerts, R and Angelakis, A. (Eds.) SDE/WSH/03.08. World Health Organization.

VODOHOSPODÁŘSKÝ PLÁN INDIE – UMĚLÁ INFILTRACE

(Pozn.: Plán má dvě rozdílné poloviny – první všeobecnou a druhou soustředěnou na jednotlivé federální státy. Přeložena je jen všeobecná polovina. Z ní nebyly překládány částí, specifické pouze pro Indii a nemající význam mimo její hranice. Byl ponechán pouze jejich nadpis. Jde o části 1.0, 2.0, 6.2, 6.3 a 6.4.)

1.0 ÚVOD
2.0 NÁRODNÍ SCÉNÁRIO PODZEMNÍ VODY
3.0 KONCEPT UMĚLÉ INFILTRACE DO PODZEMNÍ VODY

Umělá infiltrace do zvodní směřuje k zvětšení nádrže podzemní vody prostřednictvím modifikace přirozeného pohybu povrchové vody při použití vhodných inženýrských technologií. Technika umělé infiltrace má obvykle následující účely:
Podpora trvale využitelného množství vody v oblastech, kde přehnané čerpání poškodilo zvodeň.
Konzervace a uložení přebytečné povrchové vody pro budoucí požadované využití, vzato v úvahu, že požadavky se často mění během sezón a období.
Zlepšení kvality existující podzemní vody prostřednictvím ředění.
Hlavním úkolem umělé infiltrace je restaurace dotace zvodní, které utrpěly nadměrnými odběry. Nenaplněná zvodeň nabízí dobré podmínky a lokalizaci, kde se může „uskladňovat“ voda.

3.1 REZERVOÁRY PODZEMNÍ VODY

Řeky a potoky indického subkontinentu jsou dotovány hlavně z monsunů, jimiž je z 80 až 90 procent podporován jejich odtok. Hlavním zdrojem infiltrace do podzemní vody jsou monsunové srážky. S výjimkou východního pobřeží na povrch Indie dopadne více než 75 % monsunových srážek v období od června do září. Počet deštivých dní kolísá od 12 do 100 ročně, přičemž počet hodin s deštěm je od pouhých několika do více než 300. Není vzácností, že 60 % ročních srážek spadne během několika málo dnů, což pak způsobuje nadměrný odtok, nebezpečný pro život lidí, zemědělství a majetek. Využití nadměrného monsunového odtoku k vytvoření doplňkové zásoby podzemní vody nejenom zvýší schopnost uspokojit zvýšenou potřebu vody, nýbrž pomůže také čelit nebezpečí povodní.
Jako technicky využitelná alternativa pro „uskladnění“ monsunového povrchového odtoku v poměrně velkých objemech se nabízejí podpovrchové rezervoáry. Vedle dobrých litologických podmínek jsou důležité geologické struktury a fyziografické jednotky, jejichž rozměry a tvar dovolí retenci značných objemů vody v pórovitých a propustných formacích.
Podpovrchové rezervoáry, umístěné ve vhodných hydrogeologických pozicích, jsou environmentálně nezávadné a ekonomicky schůdné možnosti. Jejich výhodou je, že nejsou vystaveny nepříznivým vlivům, jako je inundace velkých ploch, ztráta kultivované půdy a citlivosti na zemětřesení. Podzemní uskladnění vody je prospěšné i pro vodní režim existujících zvodní. Hlubší úrovně podzemní vody, klesající vlivem přírodních podmínek nebo nadměrným čerpáním, mohou být podstatně zvýšeny, což se odrazí v redukci nákladů na čerpání a v ušetření energie. Zlepšit se může podstatně kvalita v brakických nebo zasolených oblastech. Úloha zvodní může pomoci i při dopravě vody do míst, kde je jí potřeba, čímž se sníží náklady na distribuci. Stejně se může tento

transfer uplatnit při doplnění pramenních oblastí toků a tím pádem při zvýšení průměrných povrchových odtoků.
Struktury, potřebné pro infiltraci do zvodní, jako jsou malé přehrady, propustné nádrže, rozlivy po povrchu, díry do země, podzemní hráze atd., jsou většinou malých rozměrů, ekonomicky jsou výhodné a mohou být konstruovány lokálně, s místním know how.

3.2 ZÁKLADNÍ PODMÍNKY

Základními podmínkami pro zavedení umělé infiltrace jsou:
Dosažitelnost monsunového přebytku vody v prostoru a čase.
Identifikace vhodného hydrogeologického prostředí pro vytvoření podzemního rezervoáru za pomoci ekonomicky výhodných technologií umělé infiltrace.

3.2.1 DOSAŽITELNOST ZDROJOVÉ VODY

Dosažitelnost zdrojové vody, jeden ze základních požadavků umělé infiltrace, je otázkou nadbytečného monsunového odtoku, se kterým není počítáno na jiné účely. Zhodnocení tohoto činitele musí počítat s analýzou výskytu monsunu, jeho frekvencí, počtem deštivých dnů, maximálním deštěm v jednom dni a variacemi v prostoru a času.

3.2.2 HYDROGEOLOGICKÉ ASPEKTY

Pro výběr místa a typu umělé infiltrace je nezbytná detailní znalost geologických a hydrogeologických podmínek. Obzvlášť důležité jsou parametry jako geologické hranice, hydraulické hranice, vtok a výtok vody, storativita, porozita, hydraulická vodivost, transmisivita, přírodní odvodnění prameny, vodní zdroje vhodné pro infiltraci, přírodní infiltrace, bilance vody, litologie, hloubka zvodně a tektonické hranice. Nejvhodnější pro umělou infiltraci jsou ty zvodně, které absorbují velké množství vody a neuvolňují je příliš rychle. Teoreticky jde o zvodně s vysokou vertikální hydraulickou vodivostí a s méně vysokou horizontální hydraulickou vodivostí. Tyto dvě podmínky v přírodě nejsou časté.
Zhodnocení storativního potenciálu podzemních rezervoárů je vždy založeno na znalostech rozměru rezervoáru, to je na mocnosti a laterálním rozsahu. Dosažitelnost podzemního skladovacího prostoru a jeho schopnost být doplňován podmiňují rozsah umělé infiltrace. Hydrogeologická situace v každé oblasti musí být hodnocena s ohledem na schopnosti infiltrace podložních hydrogeologických formací. Pro infiltraci by neměla být uvažována nesaturovaná mocnost horninových formací, které jsou méně než tři metry pod povrchem. Co je mezi povrchem a třemi metry, může mít nepříznivý vliv, např. může nastat výstup vody na povrch (water logging), prosolení atd. Postmonsunová hloubka úrovně podzemní vody reprezentuje situaci s minimální mocností vadózní zóny, dosažitelné pro umělou infiltraci.
Techniky umělé infiltrace integrují vodu z povrchu do zvodně. Jsou tím generovány dva účinky: (a) vzestup hladiny podzemní vody a (b) zvětšení celkového objemu rezervoáru podzemní vody.

3.3 NÁRODNÍ PERSPEKTIVNÍ PLÁN

V roce 1996 byl připraven Národní perspektivní plán pro využití nadbytečného monsunového povrchového odtoku k navýšení zásob podzemní vody. Tento plán byl rámcovým vodítkem pro schémata umělé infiltrace k implementaci v celé zemi.

Národní perspektivní plán vychází následujících podmínek:
Nadbytečný monsunový povrchový odtok využitelný pro nádrže podzemních vod ve dvaceti říčních pánvích byl odhadnut na 87,19 milionů hektarmetrů.
Saturace vadózní zóny do tří metrů pod úroveň povrchu vytvoří potenciál 59,06 milionů hektarmetrů. Z toho potenciál schopný odběru je 43,65 milionů hektarmetrů. Monsunové přebytky však nejsou stejné pro všechna povodí, takže někde je jich více, než je zapotřebí a někde méně k tomu, aby byla dostatečná infiltrace do vadózní zóny. Při odhadu potenciálního využití je proto nutno počítat s variantními řešeními.
Na bázi dosažitelnosti monsunového povrchového odtoku a storativního potenciálu vadózní zóny byla odhadnuta *feasible water storage* (uskutečnitelné nadržování) na 21,42 milionů hektarmetrů, z nichž může být využito 16,05 milionů hektarmetrů. Vytvoření dodatečného skladovacího prostoru může přispět k velkému zvětšení zavlažovaných ploch.
Podzemní skladovací prostory jsou bezpečné z hlediska environmentálních rizik a nezpůsobují ani žádné napětí mezi federálními státy, protože povrchové struktury vytvořené pro umělou infiltraci jsou malých rozměrů.
Vytvoření podzemního skladovacího prostoru pomůže (i) ve vyrovnané distribuci vodních zdrojů, zvláště v hornatých oblastech s nedostatkem vody, protože navýšení zdrojů podzemní vody začíná u toků prvního řádu, (ii) v zajištění udržitelnosti existujícího systému odběru vody po větší část roku díky rozšíření periody infiltrace o 3 až 4 měsíce, čímž se zmírní nedostatek vody v problematických vesnicích, a (iii) ve snížení rizik náhlých záplav, eroze půdy a zanesení větších rezervoárů nebo koryt toků.

4.0 POTŘEBY UMĚLÉ INFILTRACE

Za umělou infiltraci může být pokládáno jakékoliv schéma nebo zařízení, jímž člověk dodává vodu do zvodně.
Přírodní doplňování rezervoárů podzemní vody je pomalé a v různých částech země nestačí tempu a výši odběrů. Výsledkem v těchto územích je pokles úrovně hladiny podzemní vody a zmenšení zásob vody. Se svou schopností zvýšení doplňování rezervoárů se umělá infiltrace stala důležitou a prvořadou strategií v národním měřítku. Umělá infiltrace usiluje o zvýšení přísunu vody povrchového odtoku do podzemních zvodní za pomoci dostupných inženýrských prostředků. Techniky umělé rezervace integrují vodu z povrchu do rezervoárů podzemní vody a jsou závislé na hydrogeologických podmínkách dané oblasti.
Srážky jsou v Indii limitovány zhruba na tři měsíce (10 až 100 dní). Přírodní doplňování zvodní omezeno na toto období. Technologie umělé infiltrace směřují k prodlužování periody infiltrace do postmonsunového období o zhruba 3 měsíce. To pomáhá k udržitelnosti rozvoje podzemní vody během období bez dešťů.
V aridních částech země srážky oscilují mezi 150 a 600 mm za rok, s méně než 10 dny deště. Většina deště přichází ve třech až pěti větších bouřkách, trvajících jenom několik hodin. Stupeň potenciální evapotranspirace (PET) je v těchto oblastech výjimečně vysoký – 300 až 1300 mm. Průměrná roční potenciální evapotranspirace PET je mnohem vyšší než srážky, někdy až desetinásobně. Celkové plánování využívání vodních zdrojů musí počítat buď s nadržováním vody na povrchu nebo v podzemí. Klimatické podmínky však pro povrchové skladování nejsou výhodné. Proto musí být přijata technologie umělé infiltrace se skladováním v podzemí v nejkratší možné době.

V hornatém terénu mohou být srážky intenzivní, ale přesto je v postmonsunovém období vody nedostatek. Díky prudkým svahům proudí většina vody do spodních poloh ve formě povrchového odtoku. Prameny, které jsou hlavním zdrojem vody, jsou během postmonsunové periody rovněž vyčerpány. Je proto nutné jim dodat udržitelnost umělou infiltrací. K tomu jsou vhodné malé povrchové nádrže nad úrovní pramene, odkud může voda infiltrovat.
Podporou domácích zdrojů může být shromažďování vody ze střech. Voda nachytaná ze střech může být nadržena ve speciálně konstruovaných povrchových a podpovrchových nádržích. Městské oblasti v současnosti trpí většinou nedostatkem vody. Závislost na podzemní vodě mnohonásobně vzrostla a přírodní infiltrace klesla díky urbanizaci, výstavbě budov a dláždění. Úroveň hladiny podzemní vody je stále nižší. Proto je potřebná umělá infiltrace. Voda ze střech může být vedena do otevřených studní nebo vrtů a tím filtrována.
Je tedy zapotřebí připravit systematický plán pro zvýšení zásob podzemní vody v různých hydrogeologických podmínkách. Národní perspektivní plán poskytuje přehled možností pro udržování monsunových přebytků v podzemních rezervoárech v hlavních pánvích země. Pokryty jsou všechny oblasti k saturování vadózní zóny do 3 metrů pod povrch nadbytečnou vodou povrchového odtoku. Speciální důraz musí být kladen na oblasti, kde se pociťuje nouze o vodu, a hladiny podzemní vody klesají. To bylo bráno v úvahu při tvorbě vodohospodářského plánu. Plán zahrnuje také využití vody ze střech v městských a zemědělských oblastech.

5.0 METODOLOGIE PRO SESTAVENÍ VODOHOSPODÁŘSKÉHO PLÁNU

Plán umělé infiltrace byl sestaven s přihlédnutím k hydrogeologickým parametrům a hydrologické databázi. Byly zohledněny následující faktory:
Identifikace a prioritizace oblastí, kde je zapotřebí umělá infiltrace
Odhad podzemního prostoru a objemu vody, potřebné k nasycení nesaturované zóny (do 3 metrů pod úrovní povrchu
Kvantifikace požadavku na povrchovou vodu a dostupnost nadbytečného odtokového množství pro umělou infiltraci v každé dílčí pánvi
Oblasti špatné kvality podzemní vody a perspektiva zlepšení vhodnými infiltračními zásahy
Vypracování vzorového projektu vhodných infiltračních struktur, jejich množství, typ, skladovací kapacity a dostupný zdroj vody pro infiltraci
Odhad nákladů na vybudování systémů umělé infiltrace v identifikovaných oblastech

5.1. PŘÍPRAVA DAT

Byla připravena mapa hloubky úrovně hladiny podzemní vody pro postmonsunovou periodu v desetiletém průměru s intervaly izohyps 3 metry. Data úrovní podzemní vody byla vzata ze stanic národní hydrografické sítě. Rovněž v desetiletém průměru byla připravena podobná mapa trendů. Mapa znázornila poklesy i vzestupy úrovně hladiny na dlouholeté bázi. Tyto dvě mapy byly superponovány, aby ukázaly variace hladiny podzemní vody společně s trendy za poslední desetiletí.

5.2. IDENTIFIKACE POUŽITELNÝCH OBLASTÍ

Ve většině federálních států byly vytyčeny čtyři kategorie oblastí použitelných pro umělou infiltraci:
Oblasti s úrovní hladiny mezi 3 a 6 metry pod povrchem, sestupný trend více než 10 cm za rok.
Oblasti s úrovní hladiny mezi 6 a 9 metry pod povrchem, sestupný trend více než 10 cm za rok.
Oblasti s hladinou více než 9 metrů pod povrchem terénu.

Avšak v několika státech byla kategorizace přizpůsobena, aby vyhovovala místním podmínkám, dosažitelnosti dat a specifickým vlastnostem povrchu. Jako přijatelné z hlediska plánování a implementace umělé infiltrace byly vymezeny a identifikovány oblasti výše uvedených kategorií. Na základě velikosti poklesu hladin a nedostatku podzemní vody byla provedena prioritizace pro implementaci plánu. Další důležité aspekty, které musí být rozebírány pro uskutečnění plánu, jsou fondy nutné pro implementaci, průzkum a přípravu projektů, odhady nákladů pro struktury, kvalita implementujících agencií, získávání terénu atd.

5.3 ODHAD DOSTUPNÉHO PROSTORU PRO NADRŽENÍ VODY

Mocnost dostupné nesaturované zóny (pod 3 m po povrchem) čtyř kategorií, popsaných výše, je odhadována při různých úrovních hladiny podzemní vody. Totální objem nesaturované zóny je počítán s ohledem na kategorie a na nesaturovanou mocnost. Tento objem je pak násoben střední specifickou vydatností na specifické bázi oblasti. Výsledkem je objem vody vyžadovaný k saturaci zvodně pod 3 metry pod povrchem.

5.4 POŽADAVKY NA ZDROJOVOU VODU

Po výpočtu objemu vody, vyžadované pro naplnění vadózní zóny, je nutné odhadnout skutečný požadavek na zdrojovou vodu. Na základě zkušeností, získaných při pilotních projektech, implementovaných v různých hydrogeologických situacích, je uvažována účinnost infiltrace 75 %. Objem zdrojové vody, vyžadovaný pro umělou infiltraci, byl počítán s použitím faktoru 1,33 (tj. recipročně k 0,75). Podle regionálních scénářů mohou být použity i jiné hodnoty.

5.5 DOSTUPNOST ZDROJOVÉ VODY

Zdroje povrchové vody v jednotlivých pánvích, využité pro přípravu plánu, byly vybrány na základě informací od lokálních vlád. Dostupnost zdrojové vody pro území zvolená pro umělou infiltraci byla zkoumána z hlediska celé pánve.

5.6 KAPACITA STRUKTUR UMĚLÉ INFILTRACE

Kapacita struktur umělé infiltrace byla zpracována na základě závěrů různých studií o umělé infiltraci, produkovaných v různých federálních státech. Totéž bylo použito pro plánování struktur umělé infiltrace.
Maximální storativní kapacita (pro jednorázové naplnění) a hrubá kapacita odvozená z vícenásobných naplnění během dešťové sezóny, byly vzaty v úvahu pro projekty propustných nádrží, cementových uzávěrů, malých přehrad a jiných struktur umělé infiltrace.

5.7 POČET STRUKTUR UMĚLÉ INFILTRACE

Počty struktur umělé infiltrace, vyžadovaných k nadržení a doplnění rezervoárů podzemní vody byly zpracovány takto:

$$\text{Počet struktur} = \frac{\text{Uvažované celkové množství povrchové vody}}{\text{Střední hrubá kapacita struktur umělé informace (při opakovaném naplňování)}}$$

Typ a vzhled jednotlivých struktur jako jsou propustné nádrže, malé přehrady, infiltrační studně atd. v daném bloku/povodí je ovlivňován hydrogeologickými podmínkami, existující hustotou a počtem struktur, dosažitelnosti půdy atd.

6.0 NÁVRH STRUKTUR UMĚLÉ INFILTRACE

Existuje široké spektrum technologií, které se používají k umělé infiltraci do zvodní. Jejich variace jsou pestré, podobně jako škála hydrogeologických podmínek, jimž by se měly přizpůsobit.

6.1 PROPUSTNÉ NÁDRŽE

Propustné nádrže jsou uměle vytvořená tělesa povrchové vody ve vysoce propustném prostředí (loži), odkud povrchová voda infiltruje a obohacuje nádrže podzemní vody (zvodně). V oblastech, kde je odpovídající složení terénu, lze vytvořit malou nádrž přehrazením toku hliněnou hrází. Propustná nádrž může být také umístěna mimo tok v sousedním terénu. Měla by mít adekvátní povodí. Hydrogeologické podmínky v místě nádrže mají zásadní význam. Horniny nebo zeminy ponořené části nádrže by měly mít vysokou propustnost. Stupeň a rozsah větrání hornin by měly být jednotné a nikoliv různorodé a omezené.

Propustná nádrž by měla být umístěna směrem po toku, nebo ve svrchní části přechodné zóny (sklon terénu mezi 3 a 5 procenty). Zóna zvodně, do níž by měla směřovat infiltrace, by se měla rozkládat po toku do oblasti, která má být zásobena a kde je dostatek struktur na jímání podzemní vody.

Účelem propustné nádrže je konzervovat povrchový odtok a oddělit z něj maximum do nádrže podzemní vody. Voda akumulovaná po monsunech by měla infiltrovat rychle, aby se zabránilo ztrátám evaporací. Propustná nádrž by za normálních okolností neměla zadržovat vodu po měsíci únoru.

Velikost propustné nádrže by měla být řízena spíše kapacitou propustnosti lože nádrže, než velikostí možného přítoku povrchové vody. Jestliže propustnost není adekvátní, dochází ke ztrátám vody z nádrže evaporací.

V Indii jsou tyto struktury nejčastější. Slouží k umělé infiltraci jak do aluviálních sedimentů, tak do pevných hornin. Účinnost je větší ve formacích pevných hornin, které jsou silně rozpukané a zvětralé. Ve státech Maharashtra, Andhra Pradesh, Madhya Pradesh, Karnataka a Gjurat byly propustné tanky nejčastěji budovány v proudech bazaltické lávy a v krystalických horninách. Propustné nádrže mohou být účinné i ve svahových uloženinách. Propustné nádrže se studněmi a šachtami mohou být konstruovány také v oblastech, kde mělké nebo povrchové formace jsou vysoce nepropustné nebo jílovité.

6.1.1. DŮLEŽITÉ ASPEKTY PROPUSTNÝCH NÁDRŽÍ

K vymezení vhodných míst pro propustné nádrže je nutná detailní analýza rytmu dešťů, počet deštivých dní, suchých období, stupeň evaporace a detailní hydrogeologické studie.
V Indii s jejím semiaridním klimatem musí být kapacita propustných nádrží projektována tak, aby voda infiltrovala do nádrže podzemní vody v lednu/únoru, protože v dalším období by evaporační ztráty byly příliš velké.
Propustné nádrže by měly být stavěny na tocích druhého nebo třetího stupně, aby záchyt i zatopené území nebylo velké.
Potopené území by mělo co nejméně pokrýt kultivované území.
Propustný tank má být situován na vysoce rozpukané a zvětralé hornině. V aluviu jsou nejvhodnější štěrkové polohy.
Zvodeň, do níž směřuje infiltrace má mít dostatečnou mocnost propustné vadózní zóny na akumulaci infiltrované vody.
Aby voda byla využita, oblast, která bude profitovat z infiltrace, má mít dostatečný počet studní a obdělávané půdy.
K zhodnocení povrchového odtoku musí být provedeny detailní hydrologické studie. Projektovaná kapacita by neměla být větší než 50 procent celkového množství srážek v povodí.
Odpadové opatření v hrázi musí být přizpůsobeno maximální jednodenní srážce, aby mohla být odvedena eventuální přebytková voda nad úrovní hladiny propustné nádrže.
K zabránění eroze boků mají být tyto boky zpevněny kamennými obklady.
Zavádí se monitorování hladiny propustné nádrže, provádějí se pozorovací vrty v povodí.

6.2 MALÉ HRÁZE, CEMENTOVÉ TĚSNĚNÍ

6.3 STRUKTURY GABION

6.4 MODIFIKACE OBECNÍCH NÁDRŽÍ NA STRUKTURU UMĚLÉ INFILTRACE

6.5 UMĚLÁ INFILTRACE PROSTŘEDNICTVÍM KOPANÝCCH STUDNÍ

V aluviálních oblastech stejně jako v oblastech pevných hornin jsou tisíce kopaných studní, které jsou buď zcela bez vody anebo jejichž hladina významně poklesla. Tyto studně mohou být použity jako struktury umělé infiltrace na obohacení zvodní. Může do nich být vedena voda lijáků, z kanálů atd. Může se tím rovněž redukovat proces ztráty vlhkosti půdy. Voda je vedena potrubím ke dnu studny pod úroveň hladiny vody ve studni, aby se zabránilo poškození dna a vstupu vzdušných bublin do zvodně. Kvalita zdrojové vody a obsah siltu musí být takové, aby to nepoškodilo rezervoár podzemní vody. Ve venkovských oblastech může být kanalizován povrchový odtok a vpouštěn do kopaných studní přes filtr.

6.6 ŠACHTY NA UMĚLOU INFILTRACI

V oblastech, kde freatický obzor má v nadloží špatně propustné vrstvy, umělá infiltrace prostřednictvím plošného vsakování je málo efektivní. Podobná situace může nastat v rybnících a depresích, kde se vytvoří nepropustná povrchová vrstva, bránící vstupu infiltrované vody. Šachta umělé infiltrace je struktura, která proniká touto nepropustnou vrstvou a poskytuje přístup povrchové vody do freatické zvodně. Tyto struktury jsou ideální pro oblasti se zapadlou hladinou podzemní vody. V oblastech, kde je písek

s nízkou propustností, může být vyhlouben příkop do 3 m a vyplněn štěrkem a kamením. Příkop může být spojen s injekční studní.

6.6.1 CHARAKTERISTIKA MÍSTA A POKYNY K PROJEKTU

Charakteristika místa a pokyny k projektu jsou následující:
Kopat ručně, jestliže vrstva nemá dutiny.
Jestli má vrstva dutiny, musí být šachta opatřena propustným pažením.
Průměr šachty má být větší než 2 metry, k akumulaci většího množství vody a k vyloučení víření.
V oblastech, kde zdrojová voda obsahuje silt, šachta musí být vyplněna kamením, štěrkem a pískem ode dna v roli filtru. Svrchní písková vrstva musí být periodicky odstraňována a čištěna.
Když je voda vpouštěna do infiltrační šachty přímo prostřednictvím potrubí, nese s sebou bubliny vzduchu, škodlivé zvodni. Injekční trubka má být proto potopena pod hladiny vody.

6.7 INFILTRAČNÍ STUDNA

Zvodeň, která má být doplněna, je obvykle taková, z níž je odebíráno nadbytečné množství vrtanými studnami, a proto její hladina vody klesá. Kvůli nadložním nepropustným vrstvám nemůže být zvodeň přírodně doplňována z povrchu, a proto jsou potřeba infiltrační vrty. Doplňování prostřednictvím vrtaných studní se praktikuje také v přímořských oblastech k zatlačení pronikající slané vody.
V aluviálních oblastech může být infiltrační vrt konstruován podobným způsobem, jako čerpací vrt se štěrkovým obsypem. Jediným rozdílem je to, že ve svrchní partii vrtu je provedeno cementové těsnění, aby se zabránilo tlaku injektáže na nesprávném místě. Dostatečná může být injekční trubka, zavedená do zvodně. V případě většího počtu propustných horizontů, oddělených nepropustnými horninami, musí se konstruovat vrt s perforovanou pažnicí na úrovni zvodně. V blízkosti vrtu může být rychlost podzemního proudění taková, že eroduje horniny zvodně, speciálně v případu nezpevněných nebo polozpevněných hornin.

6.9 SHROMÁŽĎOVÁNÍ DEŠŤOVÉ VODY ZE STŘECH

V městských oblastech se může pro umělou infiltrraci použít jako zdrojová voda déšť padající na střechy. Tento způsob vyžaduje trubky ze střechy, vedoucí do existujících vrtaných nebo kopaných studní anebo speciálně pro to vyhloubených studní.

7.0 MONITOROVACÍ MECHANISMUS

Monitorování hladin vody a kvality vody je při umělé infiltraci záležitostí prvořadé důležitosti. Data z monitoringu svědčí o jeho účinnosti nebo o opaku, a jsou k velkému užitku při vylepšování infiltrace a pro řízení systému. Z toho důvodu musí být monitoring zahrnut už do základního projektu umělé infiltrace.

7.1 MONITOROVÁNÍ ÚROVNĚ VODY

Monitorování úrovně hladin jak povrchové tak podzemní vody během studií proveditelnosti má velkou cenu pro určení metody umělé infiltrace. Síť pozorovacích vrtů je určena ke studiu chování podzemní vody a změn úrovně hladiny.

Během fáze studia proveditelnosti je pozorovací síť obecně nízké hustoty, roztažená po rozlehlé ploše, s primárním sílem definovat zonálnost zvodně, která má být obohacována, a zjistit hydraulické parametry přírodního systému podzemní vody. Po identifikaci uskutečnitelných struktur, je pozorovací síť znovu definována na menší ploše, ale s větší hustotou pozorovacích bodů. Cílem monitorovacího systému je studium efektu umělé infiltrace na zdroje podzemní vody. Vytýčení sítě se děje podle zvolené metody umělé infiltrace a podle místních hydrogeologických podmínek. Monitorovací systém by měl být projektován tak, aby sledoval vliv umělé infiltrace na individuální struktury, ale aby mohl být později rozšířen na dopad na celou oblast, Pozorovací síť by měla být: (a) v sousedství prostředku umělé infiltrace, (b) v dostatečné vzdálenosti od prostředku umělé infiltrace k pozorování komplexního impaktu, (c) poblíž hydrogeologických hranic. Jestliže je zvodeň, do níž se infiltruje, pokryta nepropustnou nebo polopropustnou vrstvou, měly by být k pozorování nadložních i podložních zvodní instalovány piezometry, což může např. pomoci při studiu průniku. Jsou-li povrchová vodní tělesa hydraulicky propojena s podzemní vodou, která má být obohacena, doporučuje se monitorovat profily jak povrchové, tak podzemní vody.

7.2 STOPOVACÍ TECHNIKA PRO VYMEZENÍ ZÓNY VYUŽITÍ

Stopovací metody jsou vhodné k vymezení území, které profituje z umělé infiltrace. Při zhodnocení rozsahu umělé infiltrace a využití obohacovaných struktur je užitečné Tritium, Rhodomin B, fluorescentové obarvení a environmentální izotopy atd,.

7.3 MONITORING KVALITY VODY

Monitoring kvality vody při umělé infiltraci má zásadní význam pro to, aby se udržely normy v obohacené a tím ovlivňované podzemní vodě. V případě injektážních studní je chemické složení místní podzemní vody a složení vody dodávané, důležitými parametry. Ty rozhodují o intenzitě zanášení studně i zvodně v důsledku nadměrného vysrážení solí. Data chemické kvality místní podzemní vody a změny, které nastávají během umělé infiltrace, by měly být sledovány pravidelným vzorkováním z infiltračního vrtu. Kde je k infiltraci používána upravovaná odpadní voda, je vyžadován obzvlášť pečlivý monitoring. Typ monitorovacího programu na kvalitu vody tudíž závisí na speciálním problému, jako jsou např. změny kvality vody, účinek salinizace půdy a prevence kontaminace atd. Vzorkování bude také závislé na účelu a a jsou obecně kategorizovány jako

(i) indikativní,
(ii) základní
(iii) účelové

Indikativní vzorky jsou odebírány v 1 až 4 – měsíčním intervalu a využívány k potvrzení, že injektovaná voda je součástí vzorku. Základní vzorky jsou brány v měsíčních intervalech ve studních, u nichž je přítomnost injektované vody doložená, k zjištění účinku na kvalitu původní vody a k zjištění čisticího efektu prostředí na injektovanou vodu. Účelové vzorky jsou brány v pozorovacích studních v intervalech od 6 měsíců do jednoho roku k určení kvality s ohledem na specifické požadavky na užití vody.

7.4. ZHODNOCENÍ ÚČINKU

Zhodnocení účinku umělé infiltrace může být obecně ověřeno v následujících bodech:

Konzervace a využití nadměrného monsunového povrchového odtoku, jenž by jinak v rezervoáru podzemní vody nebyl využit.
Vzestup hladiny podzemní vody díky umělé infiltraci. V případech, kde šlo o pokračující pokles hladiny, kontrola, jestli se tento pokles zastavil nebo zmírnil. Zmenšuje se rovněž spotřeba energie pro čerpání vody.
Zásluhou dostatečného přísunu vody bude změněno k lepšímu pěstování plodin v zónách využití. Mohou být rehabilitovány sady, které uschly zásluhou nedostatku vody.
Díky dosažitelnosti půdní vlhkosti se zvýší podíl zelené vegetace v zóně využití.
Umělá infiltrace bude generovat nepřímá zlepšení situace např. v erozi půdy, ve stavu fauny a flory, návratu migrujících ptáků apod. Navíc se zlepší sociální a ekonomický status zemědělců v zóně využití díky zvýšené produkci užitkových plodin.

JAG Volume 2 - Issue 3/4 - 2000

Využití zdrojů podzemní vody v oblastech pevných hornin - přístup s použitím technologií dálkového průzkumu a GIS

Jagannathan Krishnamurthy, Arul Man, Venkatakrishnan Jayaraman and M Manivel

1 Indian Space Research Organisation Headquarters, Antariksh Bhavan, Bangalore - 560 094, India (fax: 080-341-38-06/341-74-55; phone: 080-307.23-60/341-73-59; e-mail: jkrishnamurthyQhotmail.com)

2 School of Earth Sciences, Bharathidasan University, Tiruchirapalli - 620023, India

KLÍČOVÁ SLOVA: umělá infiltrace, kategorizace, hustota říční sítě, hydrologické půdy, indický satelit pro dálkový průzkum, integrace, formy povrchu terénu, využití půdy, litologie, lineamenty.

ABSTRAKT

K demonstrování možností technologií dálkového průzkumu a Geografického informačního systému (GIS) v oblastech pevných hornin a speciálně ke stanovení vhodných míst pro umělou infiltraci ve zvodních bylo realizováno studium v pánvi Kallar, nacházející se v částech distriktů Salem a Tiruchirapalli, Tamil Nadu, Indie. Z dat, získaných indickým satelitem pro dálkový průzkum (IRS) -1 C a konvenčními metodami byly vyhotoveny mapy, znázorňující litologii, lineamenty, formy povrchu terénu, využití půdy, hustotu říční sítě, mocnost zóny zvětrání, mocnost zóny fraktur, hydrologické půdy a vydatnost studní. Všechny tematické vrstvy byly integrovány při užití modelu na bázi GIS, sestaveného speciálně pro tento účel, který umožnil najít na mapě zóny vhodné pro umělou infiltraci. Superponováním mapy hustoty říční sítě na mapu zón umělé infiltrace byly identifikovány přesné typy struktur umělé infiltrace, např. malá přehrada, hráz, přehrazení strouhy a infiltrační bazén. Při stanovení umělých zón na základě GIS, provedeném ve studii, bylo využito logických podmínek a zdůvodnění, aby se tytéž technologie (s příslušnými modifikacemi) daly aplikovat i jinde, speciálně v oblastech pevných hornin, kde výskyt podzemní vody je omezený a vyžaduje se větší komplexnost.

ÚVOD

Na rozdíl od povrchové vody je podzemní voda v určitém množství dosažitelná téměř všude. Ačkoliv její zásoby jsou doplnitelné, nejsou nevyčerpatelné. Pokles úrovně podzemní vody není v Indii novinkou, neboť se projevuje už nejméně po desetiletí, během něhož zemědělci přešli od manuálních metod získávání vody ze studní k mechanizovanému čerpání. K poklesu úrovně podzemní vody a potřebě umělé infiltrace do zvodní přispěl i pokračující úbytek monsunů a nekontrolovaný odběr vody ze zvodní v nerovnováze s infiltrací do těchto struktur. Ačkoliv jsou tyto zásoby omezené, k řešení problému může přispět do určité míry adekvátní průzkum a obzvlášť umělá infiltrace do zvodní. Praktikování této infiltrace se projevuje ve stále vyšší míře jako významný nástroj řízeného vodohospodářství. Jako populární struktury umělé infiltrace lze jmenovat

malé přehrady, hráze, přehrazené strouhy a příkopy, infiltrační vyhloubeniny/rybníky a rybníky na farmách. Zvolí-li se vhodný typ struktury umělé infiltrace, mohou být zvětšeny zásoby podzemní vody. Existuje celá řada zpráv a článků dokumentující pokles hladin podzemní vody a zdůrazňující nutnost umělého zlepšování zásob zvodní, ale pouze několik z nich navrhuje metody k výběru míst pro umělou infiltraci.

Důležitou roli v doplňování podzemní vody hrají povrchové a podpovrchové jevy, které ovlivňující hydrologické poměry. Jedná se například o litologii, geologickou strukturu, formy povrchu terénu, hustotu říční sítě, nebo mocnost zvětralého/rozpukaného nadložního materiálu. Ale najít vhodná místa pro umělou infiltraci samotnými konvenčními metodami je nesnadné, protože musí být nezávisle na sobě odvozeno a integrováno množství kontrolních parametrů, zahrnujících dodatečné náklady, čas a pracovní sílu. Moderní metody dálkového průzkumu mají díky jejich synoptickému pokrytí, zlepšenému prostorovému rozlišení a jejich schopnostem multispektrální a multičasové analýzy proti starším konvenčním metodám mnoho výhod. Na rozdíl od konvenčních metod, moderní metody dálkového průzkumu pro určení vhodných oblastí pro doplňování nádrží podzemní vody mají navíc možnost brát v potaz různorodost faktorů, které kontrolují doplňování.

Dálkový průzkum nabízí řadu postupů. [Anonymous, 1979; Baldev *et a/,* 1991; Basappa Reddy & Gaikwad, 1985; Chaturvedi et a/, 1983; Krishnamurthy *et* al, 1992; Krishnamurthy, 1993; Krishnamurthy, J. *et al, 1992.* Krishnamurthy & Srinivas, 1995; Manavalan *et al, 1993;* Raj & Sinha, 1989; Ranna, 1998; Thillaigovindarajan, 1999; Venkateswara Rao, 19981.
K přípravě vhodných akčních plánů na rozvoj je vhodné použití kombinace různých technologií spolehlivější informace, než aplikovat jedinou technologie. Takové studie integrovaly různé povrchové rysy odvozené z dat dálkového průzkumu v prostředí GIS [Chi & Lee, 1994; Gustafsson, 1993; Jeyaram, 1997; Krishnamurthy et al, 1996; Murthy, 2000; Padmavathy et al, 1993; Saraf & Jain, 1996; Saraf& Choudhury, 1998; Shahid *et* al, 2000; Sohani et al,1998]. Ale pouze limitovaný počet studií zvolil přístup, lokalizující zóny umělé infiltrace při společném využití dálkového průzkumu a technologií GIS. Proto bylo rozhodnuto, že k určení umělé infiltrace v terénu tvořeném pevnými horninami, bude vyprojektován a otestován model založený na GIS, který by mohl být operativně využit. Tato studie proto demonstruje užitečnost dálkového průzkumu a technologií GIS pro vydělení území, vhodných pro umělou infiltraci; speciálně identifikaci vhodných míst pro umělou infiltraci do zvodní v pevných horninách.

Cílem této studie je demonstrovat potenciál metod dálkového průzkumu a GIS pro výběr vhodných míst pro umělou infiltraci do zvodní. Specifickými cíli studie bylo:
-Příprava různých tematických map, které jsou důležité pro vymezení zón pro umělou infiltraci. Tematické mapy, které mohou být připraveny z dat dálkového průzkumu, mohou zahrnout např. litologii, tektonické linie, formy povrchu, povrchová vodní tělesa a využívání půdy. Tematické mapy, které mohou být připraveny z dat, nasbíraných konvenčními metodami, mohou zahrnout hustotu říční sítě, hydrologické půdy, mocnost zvětralé zóny, mocnost rozpukané zóny a vydatnost studní.
-Vývoj modelu založeného na GIS k integraci tematických map, specificky k vydělení

zón umělé infiltrace k využití zvodní.
-Identifikace vhodných oblastí k umělé infiltraci prostřednictvím integrace tématických map při užití vyvinutého modelu založeného na GIS.
-Definice vhodných struktur umělé infiltrace pro potenciální identifikované zóny umělé infiltrace.

ZDROJE DAT
OBLAST STUDIA

Protože tato studie byla zaměřena k tomu, aby demonstrovala potenciál dálkového průzkumu a GIS k výběru vhodných oblastí k umělé infiltraci do zvodní, bylo rozhodnuto zvolit studijní oblast, která má problémy s dosažitelností podzemní vody a vyžaduje akční plán k jejímu využití. Odbor Veřejných prací (PWD) vybral v regionu Tamil Nadu tři zóny: „Tmavé oblasti“, Šedé oblasti“ a „Bílé oblasti. „Tmavé oblasti“ jsou oblasti, kde odběry vody jsou větší než doplňování (k udržení rovnováhy je zapotřebí zvýšení doplňování). Na rozdíl od toho oblasti, klasifikované jako „Bílé“, jsou ty, které jsou doporučené pro odběry, neboť mají adekvátní zásoby. Po studiu zprávy PWD o stavu využití podzemních vod byla zvolena pánev Kallar, umístěná v částech okresů Salem a Tiruchirapalli v Tamil Nadu**.** Části sub-pánve Kallar byly kategorizovány jako „Tmavé oblasti“ a jiné části jako „Šedé oblasti“.
Oblast studia leží mezi severními zeměpisnými šířkami $11^{o}16´$ - $11^{o}30´$ a zeměpisnými délkami $78^{o}18´$ - $78^{o}56´$ a má rozlohu přibližně 930 km^2. Pánev Kallar je obklopena a částečně pokryta vrchovinou Kollai na západě, vrchovinou Pachchai na severu a vrchovinou Paithur na jihu. Na východě a severozápadě je terén plochý a lehce zvlněný. Maximální a minimální výšky v oblasti jsou 1415 m n.m. a 257 m n.m. Všechny vrchoviny jsou pokryté lesy, zatímco zemědělství je soustředěno na mírně zvlněném terénu. Většina hlavních toků sleduje tektonické struktury.

VLOŽENÍ DAT
Použity byly detailní databáze:
IRS -lC LISS-Ill Fotografické produkty s nepravými barvami v měřítcích 1:50,000 a 1 :125 000, získané 24. května 1996.
Průzkum Indie, topografický list č. 58 I v měřítku 1:250,000 a č. 58 l/6, 58 l/7, 58 VI 0, 58 l/l 1 a 58 l/l 5 v měřítku 1:50,000.
Mapa půd studovaného území a jeho okolí v měřítku 1:63,360, vytvořených Organizací pro využití půdy a země, Coimbatore, Tamil Nadu.
Vydatnosti podzemních vod a litologická data z vrtů, shromážděné Departmentem veřejných prací v Madrasu.
Terénní měření shromážděná během prací v terénu.

METODA

V první fázi práce byla připravena řada tematických map, které znázorňují faktory s přímým vlivem na umělou infiltraci. Při jejich sestavení byl využit dálkový průzkum, stejně jako data, shromážděná konvenčním pozemním průzkumem. Tematické mapy na základě dálkového průzkumu zahrnuly: (i) litologii, (ii) morfologii, (iii) tektonické linie, (iv) využití půdy a (v) vodní tělesa z IRS IC LISS-Ill „Geo-kódované fotografické produkty“. Doplňkové tematické mapy, které byly vytvořeny podle dat, získaných doplňkovými terénními metodami, zahrnuly: (vi) podrobnosti o bázi, (vii) hustota říční sítě, (viii) mapu půd studovaného území, vytvořenou sdružením typů půdy na základě hydrologických charakteristik, (ix) mocnost zvětralé vrstvy, (x) mocnost vrstvy podpovrchového rozpukání, (xi) a vydatnosti podzemní vody. Detaily, shromážděné během terénních prací, byly přidány během finální fáze tvorby tematických map.

Ve druhé fázi studia byly použity technologie GIS k integraci a analýze tematických map a k přípravě map, znázorňujících oblasti vhodné pro umělou infiltraci.

Superponováním mapy říční sítě na tuto mapu umělé infiltrace a také zahrnutím terénních charakteristik byly identifikovány struktury umělé infiltrace vhodné pro každou ze zón, např. malá přehrada, hráz, přehrazení strouhy a infiltrační bazén.

VÝSLEDKY

TEMATICKÉ MAPY

V následujících sub-sekcích jsou podány podrobnosti o tematických mapách, důležitých pro vymezení zón umělé infiltrace:

Litologie

Litologická mapa studované oblasti byla připravena z IRS IC LISS - Ill data při použití charakteristik obrazu jako jsou tonus, textura a vzorec drenáže. Navíc byly k vzájemnému rozlišení horninových jednotek použity detaily z publikovaných geologických map a z terénních prací. Na standardním snímku FCC byly „Neklasifikované rulové terény“ identifikovány jako oblasti namodrale žlutého tónu se střední až hrubou texturou. Oblasti charnockitu byly identifikovány na snímku tmavohnědými a rudohnědými tóny s drobnou až střední texturou. Identifikace byla doplněna odkazy na pozemní práci a relevantní geologickou mapu. Mylonitové hřbety byly vymezeny typickými dlouhými a vyvýšenými prodlouženými elipsoidními tvary v zelenkavě hnědém tónu a střední texturou. Tato jednotka byla identifikována pouze v centrální části studovaného území. Doleritové hráze, které většinou probíhají rulovým terénem, byly vymezeny svou reliktní topografií a šedivým tónem. Tato jednotka převažuje v centrální a západní části pánve.

Formy povrchu (morfologie)

Formy povrchu jsou důležitými povrchovými indikátory při hledání vhodných oblastí pro umělou infiltraci, neboť každá forma povrchu je odlišná svou fyziografickou dispozicí, rozlohou, atd. Formy povrchu jsou snadno vymezitelné ze snímků IRS LISS III, vychází se přitom z rozeznávacích prvků – např. tonus, textura, tvar, velikost a přidruženost. Ze snímků IRS byly mapovány následující formy povrchu: (i) denudační vrchy, (ii)

reziduální vrchy, (iii) lineární hřbety, (iv) komplexy pedimentových inselbergů, (v) pedimenty – horizontální nebo mírně ukloněné plošiny při úpatí svahu, dosud snižované erozí, (vi) pedimentové planiny, (vii) náplavové roviny, (viii) duricrusts – odolná zvětralinová kůra na povrchu zvětralinového pláště (ix) údolní výplně.

Lineamenty

Lineamenty, rovné nebo zakřivené jevy na snímku, mohou hrát významnou roli v identifikaci vhodných míst pro umělou infiltraci, protože ukazují struktury hornin, kterými může pronikat voda a téct se až v řádu kilometrů. Lineamenty, prezentované ve studii, mohou být rozděleny do čtyř kategorií: (i) SV – JZ směřující lineamenty, (ii) SZ – JV směřující lineamenty, (iii) VSV - ZJZ směřující lineamenty a (iv) V – Z směřující lineamenty. Jelikož oblasti podél lineamentů mohou hrát významnou roli v zavedení umělé infiltrace do zvodní, byla okolo každého lineamentu vymezena zóna široká 300 metrů.

Využití půdy / pokryv půdy

Informace o současném využití půdy a půdního pokryvu poskytuje důležité informace o rozsahu požadavků na podzemní vodu a využití podzemní vody, stejně jako je důležitým indikátorem pro výběr oblastí pro umělou infiltraci. V mnoha předchozích studiích byla přesvědčivě demonstrována role dálkového průzkumu, které ukázaly jeho schopnosti pro synoptický pohled a multispektrální a multitemporální pokrytí. Podle vizuální interpretace satelitních snímků byla studovaná oblast kategorizována do různých tříd využití půdy a pokryvu půdy: (i) sídelní oblasti, (ii) obdělávaná půda, (iii) půda ležící ladem, (iv) půda s křovím, (v) půda bez křovin, (vi) les, (vii) skalnatá oblast, (viii) vodní tělesa, a (ix) zvlněný terén s duricrustem.

Hustota říční sítě, vyjádřená v délce toku na jednotkovou plochu (km km^{-2}) indikuje vyjádření blízkosti jednotlivých toků. Poskytuje to kvantitativní měřítko průměrné délky toků uvnitř různých částí celého povodí. Hustota říční sítě v naší studii byla pokládána za jeden z hlavních indikátorů k výběru míst pro umělou infiltraci, protože nepřímo indikuje propustnost a pórovitost terénu.

V pánvi Kallar bylo vymezeno 21 sub-povodí (bez jakékoliv mezipovodí oblasti mezi nimi). Hodnoty hustoty říční sítě byly rozděleny do pěti kategorií:

(i) <I .5 km km^{-2}, (ii) >I .5 do <I .75 km km^{-2}, (iii) >I.75 do <85 km km^{-2}, (iv) >I.85 do >I 2.20 km km^{-2}, a (v) >2.20 km km^{-2}.

Hydrologické vlastnosti půdy

Charakteristiky půdy bez výjimky kontrolují průnik povrchové vody do systému zvodní a jsou v přímém poměru ke stupni infiltrace, průsaku a propustnosti. Mapa hydrologických půd studovaného území byla vytvořena na základě mapy publikované *Soil Survey and Land Use Organisation*, Coimbatore. Podle jejich hydrologických charakteristik bylo vymezeno deset různých kategorií půdy.

Mocnost zvětralé zóny

Převažující horniny ve studovaném území jsou biotitické ruly a charnockity. Intenzita zvětrání závisí na složení hornin. Zvětralá zóna umožňuje průsak vody do zvodní a proto

byla vytvořena mapa její mocnosti. Kompaktnost různých horninových jednotek kolísá, území charnockitu mají relativně menší mocnost zvětralé zóny oproti biotitickým žulám. Mocnost zvětralé zóny kolísá mezi 7 a 68 m. Na základě terénního průzkumu byly stanoveny čtyři kategorie: (i) <I 5 m, (ii) 15 do 25 m, (iii) 25 do 40 m, a
(iv) >40 m.

Mocnost rozpukané zóny
Vysoce rozpukané horniny nadržují největší množství vody a mají největší míru průsaku. Proto jsou považovány za nejvhodnější pro umělou infiltraci. Proto byla vytvořena mapa isolinií, ukazující mocnost rozpukané zóny. Tato mocnost kolísá ve studované oblasti od 0 do 81 metrů. Rozdělili jsme ji do čtyř kategorií na základě terénního průzkumu: (i) <I 0 m, 10 do 35 m, (iii) 35 do 50 m, a (iv) >50 m.

Vydatnost studní
Vydatnost studní ve studované oblasti závisí například na propustnosti zvodně a dosažitelném množství vody systému zvodní. Byla vytvořena mapa izolinií, ukazující vydatnosti v intervalu linií 22,5 litru za minutu. Zóna nejvyšších vydatností byla zjištěna v západní části studovaného území, zatímco zóna s nejnižšími vydatnostmi je dokumentována v severovýchodní části území.

MODEL NA ZÁKLADĚ GIS
K vymezení oblastí, vodných k umělé infiltraci, byl vyvinut speciální model na základě GIS k integraci a analýze různých tematických map. Detaily jsou podány v následujících subsekcích.

Kategorizace a váha tříd
Tematické vrstvy, popsané v sekci tematického mapování byly digitalizovány a každý polygon dostal označení. Každý polygon a každá tematická vrstva byly kategorizovány podle své infiltrační charakteristiky jako (i) výborný, (ii) velmi dobrý, (iii) dobrý, (iv) méně dobrý, nebo (v) slabý. Tato kategorizace reflektovala tematické charakteristiky zachycené v tematických mapách, jak ukazuje Tabulka 1.

TABULKA 1 Tematické charakteristiky využité ke kategorizaci potenciálu umělé infiltrace

Č.	*Téma*	*Zdůvodnění kategorizace / Relativní zařazení*
1	**Litologie**	Kompaktnost horniny, stav zvětrání a existence zlomových a spárových vzorců hrají důležitou roli ve vymezení zón vhodných pro infiltraci. Území, charakterizovaná menší kompaktností a větší vrstvou zvětralého a rozpojeného materiálu jsou považována za vhodnější, než území s kompaktními a málo rozpojenými horninami.
2	**Formy povrchu**	Charakteristiky forem povrchu se navzájem velmi odlišují ve velikosti, tvaru, mocnosti pokrývajícího matereiálu, propustnosti, porozitě, rozsahu a umístění v rámci pánve; podle toho se odlišují i charakteristiky vhodnosti pro umělou infiltraci.
3	**Využití půdy**	Současné využití a pokrývání území je klíčem k určení potenciálního využití. Například oblasti s přítomností nebo nepřítomností křovinného porostu mohou být klasifikovány výše, neboť jestliže území není v současnosti využité, může to být zásluhou nedosažitelnosti podzemní vody nebo nevhodnosti terénu. Na druhé straně území obdělávaná jsou kategorizována jako slabé, protože pro umělou infiltraci nemají kritickou potřebu.
4	**Půdy**	Charakteristiky půdy vždy kontrolují pronikání povrchové vody do systému zvodní, protože mají přímý poměr k stupni infiltrace, průsaku a propustnosti. Území, charakterizovaná vysokou propustností půdy jsou vhodnější než ty s nízkou propustností.
5	**Hustota říční sítě**	Díky poměru k povrchovému odtoku, hustota říční sítě v území nepřímo indikuje jeho propustnost a porozitu. Oblasti s vysokou hustotou ´říční sítě indikují vysoký povrchový odtok. Takové oblasti jsou proto považovány za vhodné pro zachycení přebytečného odtoku.
6	**Mocnost zóny zvětrání**	Mocnost zvětralé zóny závidí na kompaktnosti hornin, vzorci zlomů a spár a vzorci větrání. Větší mocnost indikuje možnosti lepší infiltrace stejně jako vhodnost zvětralé zóny pro lokalizaci a pohyb podzemní vody.
7	**Mocnost zóny rozpojení puklin**	Mocnost zóny rozpojení puklin závisí na kompaktnosti hornin prezenci vzorců zlomů a spár. Větší mocnost indikuje možnost lepší infiltrace stejně jako vhodnost zvětralé zóny pro lokalizaci a pohyb podzemní vody

8 Vydatnost studní	Vydatnost studní oblasti záleží kromě na množství vody, dosažitelné v systému zvodní, i na propustnosti zvodně. Vyšší vydatnosti studní indikují relativně větší dosažitelnost podzemní vody. Potřeba vody je větší v oblastech s nižšími vydatnostmi, a proto jsou tyto oblasti pokládány za vhodnější pro umělou infiltraci.
9 Vodní tělesa/ Sídla/Les	Oblastem kategorizovaným jako vodní tělesa/sídla je přiřazena hodnota ´0´ a jsou proto eliminovány jako potenciální zóny umělé infiltrace. Totéž je aplikováno na lesy, kde nejsou povoleny podobné aktivity.
10 Lineamenty	Lineamenty a protínání lineamentů indikují horninové struktury, jimiž může pronikat voda až na vzdálenosti několika kilometrů. Záleží na terénu, je-li lineament zónou vlivu. Za dobrých podmínek je pokládán za vhodnou oblast pro umělou infiltraci pás 300 metrů okolo lineamentu.

Za povšimnutí stojí, že relativní ranking polygonů je založen na kladných nebo záporných důsledcích jejich charakteristik vhodnosti pro umělou infiltraci do zvodní. Například oblasti s různorodou litologií, charakterizované horninami s menší kompaktností a větší mocností zvětralého a rozpojeného materiálu, by měla být přisouzena větší důležitost nežli oblasti s kompaktními a méně zvětralými horninami. Podobně jsou vhodnější i oblasti s vysoce propustnými půdami nežli oblasti s nízkou propustností půd.

Po prostudování, jak by se chovaly při infiltraci, byly váženy různé třídy podle jejich důležitosti ve srovnání s jinými třídami ve stejné tematické vrstvě. Tabulka 2 sumarizuje dúvody pro klasifikaci a pro váhy, dodané třídám všech tematických vrstev. Jak ukazuje Tabulka 2, maximální a minimální váhy přiřčené třídám v tematických vrstvách, stejně jako intervaly váhy mezi následujícími třídami, nebyly vždy stejné - při posouzení jejich důležitosti a poměru k jiným třídám. Například maximální váha přiřčená geologií pro „neklasifikované ruly“ byla 30 díky charakteristice, vhodné pro infiltraci: tj. méně kompaktní, více zvětralý a rozpojený výše ležící materiál. V kontrastu s tím byla „mylonitovým hřbetům a hrázím“ přiřčena hodnota 5, protože se jedná o úzké, lineární a rezistentní reliktní tělesa. Na druhé straně ve vrstvě využití půdy byla váha 70 přiřčena území, pokrytému duricrustem – míněna jsou plochá lože kankaru (*v Indii - forma zvětralých uhličitanových hornin)* a jiných pórovitých vápnitých materiálů – zatímco váhu 5 dostalo obdělávané území, které už obsahuje adekvátní množství vody a které je pravidelně zemědělsky využívané.

Rovněž byl kladen velký důraz na místní podmínky, přičemž jejich důležitost nebyla posuzována pouze z hlediska charakteristik umělé infiltrace. Například náplavová planina ve vrstvě forem povrchu má mělkou hladinu podzemní vody a bylo jí dodáno váhové číslo 10, ačkoliv je tato jednotka charakterizována pórovitým a propustným materiálem.

Ve vrstvě využití půdy byla půdě bez keřů dána váha 60 a půdě s keři 40. Půda bez keřů zahrnuje lehce zvlněný terén bez jakékoliv vegetace, takže může být využita k produktivní zemědělské aktivitě. Naopak půda s keři může být použita k zemědělské aktivitě pouze po významných úpravách, a proto jí byla dána menší váha. Podobně dostaly nejnižší váhu oblasti s vysokými vydatnostmi studní, protože zde není potřeba umělé infiltrace. Oblasti pokryté lesy nebyly uvažovány pro umělou infiltraci, protože podobné aktivity v lese nejsou povoleny.

Integrace tematických vrstev

Po kategorizaci byly všechny tematické vrstvy integrovány technologií GIS, užívající metodu vážených souhrnů. V této metodě totální váhy integrovaných polygonů, které byly zformovány, byly derivovány jako suma nebo produkt váhy, jaká byla přičena různým vrstvám podle jejich udržitelnosti (ESRI 1988, 1989). Sekvence k vytvoření konečných integrovaných vrstev byla:

Tematická / integrovaná vrstva		*Výsledná vrstva*
Litologie (A1)	+ Formy povrchu (A2)	= Ul
U1	+ Využití půdy (A3)	= U2
U2	+ Hydrologická půda (A4)	= U3
U3	+ Hustota říční sítě (A5)	= U4
U4	+ Mocnost zvětralé zóny (A6)	= U5
U5	+ Mocnost rozpojené zóny (A7)	= U6
U6	+ Vydatnost studní (A8)	= U7
U7	+ Vodní tělesa/sídla/les (A9)	= U8
U8	+ Nárazník lineamentu (A10)	= U9

V prvním stupni vrstvy Litologie (A1) a Formy povrchu (A2) byly integrovány a obdržen byl výsledný výstup U1. Vrstva U1 pak byla integrována s vrstvou Využití půdy (A3) a byla obdržena výsledná vrstva U2. Tento proces byl opakován až po vrstvu U6, integrovanou s vrstvou Vydatnost studní (A8). Výsledná vrstva U7 byla násobena polygony Vodní tělesa/sídliště/les – jimž byla přidělena hodnota 0, aby nebyly pokládány za zóny umělé infiltrace – k obdržení U8. Nakonec polygony, vytvořené okolo lineamentů byly integrovány s vrstvou U8 k vytvoření konečné integrované vrstvy U9. Teoreticky má tato konečná vrstva maximální hodnotu 495 a minimální hodnotu 140, ale v analýze, prezentované v této zprávě je na základě polygonových kombinací maximem hodnota 440 a minimem hodnota 140.

Polygony finální integrované vrstvy byly klasifikovány na základě váhových ukazatelů získaných ze stanovených logických podmínek, jako *výborné, dobré, dosti dobré, vyhovující a nevyhovující*. Způsob, jakým byly určeny horní a dolní limity váhy pro vymezení zón umělé infiltrace je zachycen v Tabulce 3.

Oblasti, kategorizované jako *výborné* pro umělou infiltraci byly vymezeny seskupením polygonů mezi 375 a 440 ve finální integrované vrstvě. Teoretický horní limit je 505, jestliže všechny vrstvy jsou kategorizovány jako *výborné*. V analýze, prezentované v této

zprávě byla díky různorodé variaci polygonů obdržena maximální váha 440.

Dobrá kategorie umělé infiltrace zahrnuje polygony s váhou od 370 do 300. Horní limit váhy byl stanoven přidáním vrstev kategorizovaných *dobré* ve vrstvách forem terénu a hydrologických půd ke všem ostatním vrstvám, kategorizovaným jako *velmi dobré*.

TABULKA 2: Zdůvodnění kategorizace a váhy přidělené prvkům ovlivňujícím výběr místa pro umělou infiltraci

Č. Téma	Třída	Zdůvodnění kategorizace	Kategorie	Váha
1 Litologie				
Neklasifiko-vané ruly		Hornina je charakterizována jako méně kompaktní a má více zvětralého a rozpojeného materiálu než charnockit.Je proto pokládána za relativně lepší než charnockit.Tato informace pochází z dat z provedených vrtů, geofyzikálního vertikálního sondování, otevřených studní a výchozů.	Velmi dobrá	30
Charnockit		Je kompaktní a má méně zvětralého a rozpojeného materiálu než neklasifikované ruly. Má také méně opakujících se vzorů zlomů a puklin.	Dobrá	20
Mylonitový hřbet		Lineární hřbet s resistentním charakterem, který působí jako zóna povrchového odtoku. Pro jeho lineární a reliktní charakter má nízkou charakteristiku	Slabá	5
Hráze (dyke)		Lineární hřbet s resistentním charakterem, který působí jako zóna povrchového odtoku. Pro jeho lineární a reliktní charakter má nízkou charakteristiku	Slabá	5
2 Formy				
Duricrust		Jednotka je charakterizována plochým uložením pod tenkým pokryvem půdy. Tyto materiály jsou měkké a pórovité s vysokým stupněm průsaku a infiltrace. Někde je duricrust exponován na povrchu. Srovnáno s jinými tvary povrchu má výborné předpoklady	Výborná	70
Denudační kopce		Jejich puklinová zóna je ovlivněna procesem denudace. Jsou koncentrovány v oblastech dotace (u rozvodnic) a jsou místem, kde pramení vody. Jsou klasifikovány jako dobré. Při umělé infiltraci v této struktuře z ní může benefitovat i oblast po toku do pánve.	Dobrá	60
Reziduálni		Jde o kopce, které nemají velký plošný	Dobrá	55

kopce	rozsah a vyskytují se jako izolované masy země, zanechané díky různému stupni zvětrávání. Jsou koncentrovány hlavně poblíž rozvodnic. Je-li umělá infiltrace v této struktuře, může z ní benefitovat i oblast po toku do pánve. Nižší rating než předchozí jednotka díky omezenému rozsahu.		
Výplň údolí	Jelikož je tato jednotka charakterizována nekonsolidovanými koluviálními a aluviálními sedimenty, je považována za vhodnou.	Dobrá	55
Pedimentová planina	Lehce zvlněná krajina s reziduálními kopci pokrytá zvětralinami, dále přikrytými půdou. Má vysokou porozitu a propustnost a tudíž vysoký infiltrační potenciál. Má méně hustou říční síť.	Dobrá	50
Pediment	Kamenitý povrch s nevýrazným reliéfem bez zvětralin. Nízká propustnost.	Méně dobrá	30
Komplex pedimentových vých inselbergů	Izolované kopce uvnitř extenzivní pedimentové zóny často s formou dómu, zachované díky díky rezistenci proti větrání. K infiltraci je vhodná jenom pedimentová zóna	Méně dobrá	25
Lineární hřbet	Lineární hřbet je rezistentní materiál. Působí jako zóna povrchového odtoku. Kvůli svému lineárnímu charakteru je pro infiltraci nepoužitelný.	Slabá	10
Náplavová	Ačkoliv je tato jednotka charakterizována vysoce propustným materiálem, je záměrně kategorizována jako slabá, neboť má mělkou hladinu podzemní vody	Slabá	10
3 Využití půdy			
Přikrytá půda pod duricrustem	Tato jednotka je charakterizovaná plochým uložením vápnitého materiálu pod tenkou vrstvou půdy. Materiál je měkký a pórovitý s vysokým stupněm průsaku a propustnosti.	Výborná	70
Půda bez keřů	Tato krajina je charakterizována lehce zvlněným terénem, nepokrytým vegetací. Přesto může být využita k produktivní zemědělské aktivitě.	Velmi dobrá	60
Půda s keři	Tato oblast je charakterizována lehce zvlněným terénem a je pokryta keři. Může být využita pro zemědělské aktivity pouze po úpravách. Proto je klasifikovaná hůře než půda bez keřů.	Dobrá	40
Úhor	Ačkoliv dřív byla oblast využívána, nyní leží ladem. Je kategorizována jako méně dobrá kvůli zemědělské aktivitě a rovné topografii.	Méně dobrá	15

Kamenité území	Kamenitý povrch bez zvětralé zóny, v podstatě nepropustný kromě puklin.	Slabá	10
Obdělávaná půda	Obdělávání znamená, že není nouze o vodu. Neexistuje kritická poptávka po vodě, proto je hodnocena jako slabá.	Slabá	5
Osídlená oblast	Oblasti pod osídlením mají přidělenou hodnotu 0 a jsou vyloučeny ze zón pro umělou infiltraci	Slabá	0
Vodní těleso	Oblasti pokryté vodou mají přidělenou hodnotu 0 a jsou vyloučeny ze zón pro umělou infiltraci	Slabá	0
Les	Oblast je charakterizovaná jako slabá, protože na ní nejsou povoleny žádné aktivity.	Slabá	0
4 Hydrologické půdy			
Typ 4	Žlutavě červené až tmavě červenavě hnědé; mělké až středně hluboké; štěrkové až hlinité; nevápnité; dobře drénované s rychlou až středně rychlou propustností.	Výborná	45
Typ 5	Tmavohnědé; středně hluboké; dobře drénované se středně rychlou propustností; v mezivrstvách s uhličitanem vápenatým.	Velmi dobrá	40
Typ 7	Tmavě žlutohnědá až červenohnědá; jemně hlinitá; nadměrně drénované externě, středně nízká propustnost.	Dobrá	30
Typ 2	Červené až červenavě hnědé; středně hluboké nevápnité; jemně hlinité; dobře drénované se středně vysokou propustností	Dobrá	25
Typ 1	Tmavošedé až velmi tmavě šedé; velmi hluboké; jílovité; vápnité; s trhlinami; střední až nízká propustnost.	Méně dobrá	20
Typ 3	Červené; středně hluboké; dobře drénované; středně nízká propustnost.	Méně dobrá	15
Typ 6	Tmavohnědé až tmavě červenohnědé; velmi hluboké; středně drénované; střední až středně nízká propustnost	Slabá	10
Typ 8	Hnědá až tmavě červenohnědá; středně hluboká až hluboká; jemně hlinitá; lehce vápnitá;	Slabá	10
Typ 9	Promíchané půdy; nízká až střední propustnost	Slabá	10
Typ 10	Půdy v oblasti lesa. Žádná aktivita není povolena	Slabá	10
5 Hustota říční sítě			

Kategorie 5	Sub-pánve s hodnotami hustoty říční sítě větší než 2,20 km/km^{-2} (nejvyšší hodnota v pánvi) jsou kategorizovány jako výborné a mají přidělenu největší váhu	Výborná	50
Kategorie 4	Sub-pánve s hodnotami hustoty říční sítě mezi 1,85 km/km^{-2} a 2,20 km/km^{-2} (druhá nejvyšší hodnota v pánvi)	Velmi dobrá	40
Kategorie 3	Sub-pánve s hodnotami hustoty říční sítě mezi 1,75 – 1,85 km/km^{-2} (třetí nejvyšší hodnota v pánvi)	Dobrá	35
Kategorie 2	Sub-pánve s hodnotami hustoty říční sítě mezi 1,50 – 1,75 km/km^{-2} (druhá nejnižší hodnota v pánvi)	Méně dobrá	25
Kategorie 1	Sub-pánve s hodnotami hustoty říční menší než 1,50 km/km^{-2} (nejnižší hodnota v pánvi)	Slabá	10

6 Mocnost zvětralé zóny

Kategorie 4	Oblasti, které mají nejvyšší hodnoty větší než 40 m mocnost zvětralého materiálu jsou kategorizovány jako výborné	Výborná	60
Kategorie 3	Oblasti s mocností větší než 25 m a menší než 40 m zvětralého materiálu	Velmi dobrá	50
Kategorie 2	Oblasti s mocností větší než 15 m a menší než 25 m zvětralého materiálu (druhá nejnižší hodnota v pánvi)	Dobrá	40
Kategorie 1	Oblasti s mocností menší než 15 m zvětralého materiálu	Méně dobrá	30

7 Mocnost zóny rozpukání

Kategorie 4	Oblasti s nejvyššími hodnotami vyššími než 50 m mocnosti rozpukané zóny	Výborná	60
Kategorie 3	Oblasti s mocnostmi rozpukané zóny 35-50 m	Velmi dobrá	50
Kategorie 2	Oblasti s mocnostmi rozpukané zóny 10-35 m	Dobrá	40
Kategorie 1	Oblasti s mocností rozpukané zóny menší než 10 m	Méně dobrá	30

8 Vydatnosti studní

Kategorie 1	Oblasti s nejnižšími vydatnostmi studní, tj. méně než 45 litrů za minutu, jsou kategorizovány jako výborné s ohledem na vysoké požadavky	Výborná	60
Kategorie 2	Oblasti s vydatnostmi studní více než 45 litrů za minutu, ale méně než 67,5 litrů za minutu jsou kategorizovány jako velmi dobré	Velmi dobrá	50
Kategorie 3	Oblasti s nejvyššími vydatnostmi, tj. více než	Dobrá	40

	67,5 litrů za minutu		
9 Vodní tělesa/sídliště/les			
Vodní tělesa/ sídliště/les	Oblasti povrchových vodních těles a sídlišť mají přiřčenou nulovou hodnotu	´	-
0			
Ostatní pokryv půdy	Oblasti, pokryté jinými entitami než vodními tělesy a sídliště mají přiřčenou hodnotu 1		-
1			
10 Lineamenty			
Nárazová zóna	Na základě informace z terénních prací je za zónu vlivu lineamentů pokládán pás 150 metrů na každé straně lineamentu. Proto je uvažována zóna 300 metrů jako výborná	Výborná	50

Polygony, kategorizované jako *dosti dobré*, byly obdrženy seskupením polygonů s váhou od 295 do 215. Horní limit váhy byl odvozen kombinací všech vrstev kategorizovaných jako *dobré*.

Vyhovující zóny umělé infiltrace byly stanoveny sdružením polygonů s váhou od 210 do 140. Horní hranice byla odvozena kombinací vrstev kategorizovaných jako *dobré* v litologii a vydatnosti studní se všemi ostatními vrstvami, kategorizovanými jako *méně dobré*. Spodní limit byl obdržen přidáním všech nejnižších hodnot ve všech vrstvách.

Oblasti pod vodními tělesy, osídlením nebo lesem byly kategorizovány jako *nevhodné*. Lesní oblasti byly specificky kategorizovány jako *nevhodné*, protože v nich normálně není povolena žádná aktivita.

Při použití zde diskutovaného modelu byla vytvořena mapa zón umělé infiltrace (Obr. 13). Předběžná mapa zón infiltrace, vytvoření na základě dálkového průzkumu a technologií GIS byla ověřena v terénu. Superpozicí mapy říční sítě přes mapu zón umělé infiltrace za současného zohlednění terénních podmínek byl identifikován přesný typ struktury umělé infiltrace pro obohacení zásob podzemní vody. Výsledky naší studie by měly pomoci rozhodujícím orgánům uvést do pohybu kroky, vyžadované pro obohacení zvodní.

ZÁVĚRY

K vymezení zón umělé infiltrace byly vytvořeny různé tematické mapy při použití dálkového průzkumu stejně jako při použití konvenčních terénních metod. Na základě dálkového průzkumu šlo o mapy litologie, lineamentů, tvarů povrchu a využití půdy. Na základě konvenčních průzkumných metod šlo o mapy hustoty říční sítě, mocnosti zvětralé zóny, mocnosti zóny rozpojení puklin, hydrologických půd a vydatnosti studní. Integrováním různých tematických vrstev při použití modelu na základě GIS, vyvinutého

speciálně pro tento účel, byla vytvořena mapa zón umělé infiltrace. Mapa říční sítě byla superponovaná přes mapu zón umělé infiltrace a po zvážení terénních podmínek byla identifikována místa struktur umělé infiltrace. Naše studie demonstruje vhodnost dat dálkového průzkumu a technologií GIS pro výběr míst pro umělou infiltraci, speciálně v oblastech pevných hornin. Vzhledem k tomu, že daný přístup byl založen na logických podmínkách a úvahách, stejný přístup může být s příslušnými modifikacemi použit i jinde, obzvlášť v oblastech pevných hornin, kde je výskyt podzemní vody omezenější.

IHP-VI, Series on Groundwater No. 13
Recharge systems
for protecting and enhancing
groundwater resources
Proceedings of the 5th
International Symposium
on Management of Aquifer Recharge
ISMAR5, Berlin, Germany, 11–16 June 2005

Model proudění a transportu pro břehovou infiltraci z jezera Tegel (Berlin)

B. Wiese and G. Nuetzmann

Abstrakt

Hydraulický a transportní model byl sestaven pro povodí jímaných studní v okolí jezera Tegel. Zájmová oblast se nachází v regionu silně ovlivněném jímáním podzemní vody ze studňových galerií, proto okrajové podmínky musely být zpracovány během modelování a částečně musely být zadány jako transientní. Byly objasněny dva důležité procesy: ve výzkumném profilu je voda z břehové infiltrace složena ze tří typů vody z horizontálně uložených vrstev, odlišujících se jakostí, každá s odlišným stářím a odlišnou oblastí infiltrace. Byly charakterizovány vzorkované studny obsahující různé typy vod tak, aby informace o chemismu mohly být správně interpretovány. Za druhé, jezerní (dnové) sedimenty vykazují výrazné sezónní výkyvy v koeficientu průsaku, zimní hodnoty jsou v létě dvojnásobné, se zpožděním 2-4 měsíce za teplotou vody.

Klíčová slova

Břehová infiltrace, vrstevné proudění, MODFLOW, sezónní prosakování (přetékání), teplota.

Úvod

Cílem této studie bylo vytvořit model (fyzikálně založenou numerickou interpretaci proudění a transportu) schopný objasnit hydraulické vlastnosti na profilu v oblasti břehové infiltrace a čerpání podzemní vody tak, aby se správně daly interpretovat fyzikálně-chemické parametry získané v průběhu projektu Nasri. Musel být určen původ podzemních vod, a to zejména stanovení podílů starých a mladých vod z břehové infiltrace a autochtonních podzemních vod z vnitrozemí. Dalšími důležitými parametry, které bylo nutné kvantifikovat, byla doba transportu vody infiltrované na povrchu k jímaným a vzorkovaným studnám a parametry určující hydrauliku při břehové infiltraci. Předchozí modely vytvořené Eichhorn (2000), Wasy (2003) a Wiese et al. (2004) nepostihly plně tyto požadavky, proto bylo realizováno modelování popsané v následujícím příspěvku.

Struktura modelu

Byl použit program MODFLOW, ve verzi s procesorem PMWin (Chiang et al. 1994), pro advektivní transport byl použit program PMpath.

Geologie

Jezero Tegel a zvodně v regionu byly tvořeny v průběhu čtvrtohorní doby ledové (Saale). Jezero Tegel má maximální hloubku 17 m, v hlubších částech dno jezera tvoří mocné nepropustné sedimenty a bahno, směrem ke břehům se jejich mocnost snižuje a dno jezera tvoří zajílované písčité formy sedimentů. Vrchní dvě zvodně (Obr. 2) jsou důležité pro studňové pole Západ, které dosahuje do mocných bahen pleistocénu a prachovitých vrstev (Parchur et al. 1977). Hlavní zvodeň, ve které jsou studny vystrojeny perforovanými pažnicemi, je asi 30 m mocná a je překryta 4 m mocnými ledovcovými,

netříděnými sedimenty. Svrchní zvodeň je asi 10 m mocná, polovina její mocnosti je průměrně nasycena. Zvodně jsou tvořeny glaciofluviálními, jemně až hrubozrnnými písky, s koeficienty hydraulické vodivosti (k) v rozmezí hodnot od 10^{-4} do 5 x 10^{-4} m/s (resp. asi 10 až 40 m/d) (Fugro 2003). Jezero Letiště se nachází asi 1.200 m východně od transektu (obr. 1), jeho hloubka je 40 m, a tak proniká obě svrchní zvodně. Další informace naleznete na HSM Tegel (hydrogeologický strukturální model), Fugro 2003.

Hydraulické poměry území

Zvodně v okolí jezera Tegel jsou výrazně ovlivněny Vodárnou Tegel. Osm Galerií čerpá podzemní vodu, jejímž zdrojem jsou jezero Tegel, srážky a umělé infiltrace. Čerpání a zdroje podzemní vody jsou transientní. Stanovení správných okrajových podmínek, aniž by došlo k velkému zvětšení modelové oblasti, vyžadovalo vývoj několika modelů.

Okrajová podmínka (hranice) No-flow

Severně od modelové oblasti jiného i pole je čerpání 60% Západu i pole s poměrem je zhruba zachována pro měsíční částky.

Obrázek 1. Pohled shora na okrajové podmínky modelu oblasti, a její umístění v Berlíně. Studny studňového pole Západ jsou vyznačeny tečkovanou čárou, břehy jezera Tegel simulované okrajovou podmínkou 3. typu jsou označeny jako černá plocha, ostatní části jezera jsou zobrazeny izoliniemi hloubky jezera (po 1 m). Okrajové podmínky konstantní (zadané) hladiny, variabilní v čase, jsou označeny přerušovanou čarou. Vezměte prosím na vědomí, že okrajové podmínky nejsou zadány v každé vrstvě. Všechny okraje modelu bez stanovené (vyznačené) hodnoty jsou 'no-flow' okrajové podmínky.

Okrajová podmínka konstantní hladiny (1.typu)

Stanovení okrajových podmínek začíná od západní hranice v místě jezera Letiště a pokračuje ve směru hodinových ručiček, výběr okrajových podmínek vychází z následujících poměrů:

Východní hranice: Pozorovací vrty v modelové oblasti vystrojené do odlišných zvodní dokumentují, že v prostoru jezera Letiště má svrchní i hlubší zvodeň stejnou úroveň

hladiny podzemní vody, způsobující horizontální proudění podzemní vody. Takže pro obě zvodně je zadána stejná okrajová podmínka. Vzhledem k tomu, že tato oblast je ovlivněna čerpáním vodárnou, okrajová podmínka musí být transientní.

Jižní hranice: Poměr čerpané vody ze studňového pole Západ a z přilehlé oblasti Saatwinkel se liší v závislosti na faktoru 3 a výrazně tak ovlivňuje variabilitu směrů proudění a úrovní hladin podzemní vody. To je respektováno zadáním časově závislé okrajové podmínky konstantní hladiny. Bohužel ji není možné přesunout dále od studňového pole a mít tak alespoň jeden kontrolní piezometr mezi nimi, protože v prostoru letiště (Obr. 1, dole vpravo) data chybí.

Scharfenberg: piezometr existuje v horizontální studni Scharfenberg. Hladina podzemní vody je zadána jako funkce času tak, aby nedošlo k zadání časově invariantní rozvodnice podzemních vod.

Západní hranice: Tuto okrajovou podmínku tvoří studňové pole Sever. Je zadána jako konstantní hladina na úrovni 29 m n.m. (n.m. nad mořem). Vzhledem k tomu, že sedimenty jezera Tegel dosahují hluboko do mocnosti zvodní, a vzhledem k doplňování zvodní nad okrajovou podmínkou, v oblasti Lindwerder a v oblasti severu Scharfenberg modelování ukazuje, že hladina podzemní vody je poněkud necitlivý parametr. Změna hladiny o 1 metr vyvolává změnu pouze několik cm v oblasti sledovaného profilu.

Studny

Čerpaná množství podzemní vody vyla vypočtena z denní provozní doby a velikosti čerpání. Množství čerpané vody bylo kontrolováno pomocí objemu vody evidovaného vodoměrem a doby provozu registrované v průběhu měření 2 až 4 krát ročně. Studny jsou vystrojeny pouze ve druhé zvodni. V případě odběrů z odlišných zvodní (vrstev), byly odběry rozděleny pomocí filtru hloubky studní 10 až 16 tak, jak vertikální proudění může ovlivnit podmínky na sledovaném profilu; s ohledem na vzdálenost studní k profilu je použit Dupuitův předpoklad: pro ostatní studny je zadán jeden průměrný odběr pro hlubší zvodeň.

Infiltrace

Doplňování zásob podzemních vod bylo stanoveno na jednu třetinu ročních srážek, z nichž tři čtvrtiny infiltrovaly v průběhu zimy. I když je příspěvek infiltrace do celkové bilance množství podzemní vody jen 10%, jeho vliv na modelové výsledky je významný.

Výsledky

Byly určeny dva hlavní vlivy v oblasti břehové infiltrace: za prvé byly analyzovány tři typy infiltrované vody ukazující na vrstevné proudění ve sledovaném profilu (řezu), za druhé při břehové infiltraci vody z jezera do podzemní vody se zjistil výrazný sezónní cyklus.

Jedna studna – 3 typy vody z břehové infiltrace

Infiltrovaná voda odčerpaná studnou 13 má 3 různé zdrojové oblasti infiltrace, každý s odlišnou dobou transportu (viz Obr. 2). Odlišné vody jsou odčerpány z různých hloubek studny, což vysvětluje tři sledované (možné) jevy:

1. Měřené koncentrace

Pozorovaná studna 3301 vykazuje odlišné složení vody od zbytku sledovaného profilu (Nasri 2005). Od počátku sledování, a to v létě roku 2002, koncentrace chloridů a boru

rostly a byly výrazně vyšší než koncentrace v jezeru Tegel. Za předpokladu, že transportní doba je několik měsíců, tyto koncentrace není možné vysvětlit. Nicméně, za předpokladu, že doba transportu je 15 až 20 měsíců, koncentrace odpovídají koncentracím v jezeře (obr. 3). Dočasné změny fyzikálně-chemických parametrů v pozorované studni TEG374, která se nachází 2 m nad bází zvodně, lze přisoudit vlivu povrchových vod infiltrovaných severně od oblasti Reiswerder asi před 20 měsíci, smíchání s vodou vykazuje koncentrace antropogenních látek (Phenazone deriváty) vyšší než koncentrace povrchové vody v průběhu posledních 15 let, které lze přiřadit k vodě infiltrované na západním břehu Scharfenberg. Transportní doba nemůže být stanovena modelem na období pouze 4 let, ale extrapolace tří měsíců na stacionární proudění v oblasti je s 15 lety ve stejném řádu.

Obrázek 2. Zpětné proudnice ze studny 13. Celková délka simulace je 10 let, šipky označují interval 1 roku. Dolní a pravý řez jsou projekce podél os vyznačených černými čárami. Ustálené proudové pole mezi lednem a březnem 2001 je extrapolováno na dobu 10 let. Různé šedé tóny jsou použity pro označení částice přilétající v různých hloubkách ke studni 13, velké černé kruhy vyznačují prostor jejich infiltrace. Malé černé kruhy značí studny, bílý kroužek je pozorovaná studna 3301, bílý trojúhelník pozorovaná studna TEG374. "Šedé zóny" uvádí oblasti úniku vody z jezera Tegel do podzemních vod. Pohled shora je zvětšen z obrázku 1, studna 13 je uvnitř sledovaného profilu.

Obrázek 3. Koncentrace boru v jezeru Tegel a v pozorované studni 3301. Koncentrace v létě 2002 ve studni 3301 odpovídají koncentracím boru v jezeru Tegel nejméně o 2 roky dříve. Nicméně, i když bor může být lehce zpožděn v podpovrchové zóně, doba jeho transportu by neměla být posuzována z tohoto obrázku.

2. Datování stáří

Stáří datované vody získané ze studny 3301 na jaře roku 2003 bylo 20 měsíců (Nasri 2004). Toto stáří se docela dobře shodovalo s modelovou dobou transportu (20 měsíců) a je vyšší než minimální hranice stáří (15 měsíců) získané z koncentrací chloridů. Model ukazuje, že doba 20 měsíců je skutečné stáří vody a tato voda nevznikla smícháním staré a mladé vody.

3. Antropogenní příměsi vody

Phenazonové deriváty jsou zjištěny v pozorované studni TEG374 ve vysokých koncentracích (Nasri 2004). To by znamenalo, že tyto látky pronikly do podpovrchových vrstev před mnoha lety, kdy koncentrace povrchové vody byly mnohem vyšší než dnes. Protože model začíná v roce 2001, modelování této infiltrace není přímo možné, ale extrapolací hydraulických podmínek do minulosti jsou výsledné doby transportu stanoveny na 12 až 15 let.

Závislost průsaku v závislosti na čase

Závislost průsaku (přetékání) na koeficientu hydraulické vodivosti (k) je dána vzorcem:

L [1/d] = k [m/d] / M [m]

kde L je průsak, k je hydraulická vodivost a M mocnost dna jezera. Hydraulická vodivost k je parametrem zahrnujícím i rozdíl ve viskozitě vody při různých teplotách. Je vidět, že průsak v létě je asi 2 krát větší než v zimě, zhruba kopírující teplotu povrchové vody. Nicméně je mezi oběma křivkami dodržen fázový posun. Při pohledu na období po lednu 2003, kde jsou k dispozici četnější data, minimální průsaky v zimě a na jaře 2003 vykazují zpoždění 2 měsíců, na jaře 2004 je zpoždění 4,5 měsíce, při maximálním průsaku v roce 2003 vykazují zpoždění 1 měsíc. Rostoucí a klesající části křivek průsaku vždy vykazují zpoždění několika měsíců za teplotou vody. Kromě toho má rostoucí část

křivky průsaku vždy strmější sklon než část klesající. Existuje několik mechanismů, které toto chování způsobují. Viskozita vody různé teploty, je velmi pravděpodobně jedním z nich, teoreticky s faktorem okolo 2 pro teplotu vody mezi 0 a 25 ° C. Při kolonových (sloupcových) experimentech skupiny Hydrogeo (FU) byl rozdíl faktoru 4 s teplotními rozdíly asi 18°C (Taute 2004), pravděpodobně v důsledku odplyňování nebo biologických účinků. Skupina profesora Gunkel v souladu s Bouwer (2002) zmiňuje jako možné faktory vlivu řasy a bakterie exopolymeres, zejména organické hmoty nebo srážek obsahujících kalcit. Průsak (přetékání) na Obr. 4 musí být považován za výsledek interakce těchto faktorů, ale není možné rozlišit jednotlivé vlivy od sebe. Vliv viskozity v závislosti na teplotních výkyvech je výrazný, avšak zpoždění cyklu kolísání průsaku za cyklem kolísání teploty prokazuje existenci dalších vlivů, které významně ovlivňují koeficient průsaku, a tím i velikost infiltrace. U transientního modelu tak nemůžeme dosáhnout dobré shody modelových a měřených výsledků pouze se zadáním změny viskozity pro změnu průsaku.

Obrázek 4. Pravidelné průsaky z jezerního dna v porovnání s teplotou vody v jezeře. Do roku 2003 je málo měření, takže koeficient průsaku (přetékání) pouze naznačuje trend vývoje. Od začátku ledna 2003 jsou měření dostatečně četná pro správné vykreslení velikostí a kolísání průsaků.

Závěry

Hydraulické a transportní modelování zájmové oblasti odkrylo dva aspekty, které mají zásadní význam pro interpretaci břehové infiltrace a získaná data z měření: voda z břehové infiltrace čerpaná ve studni 13 je horizontálně stratifikována do tří typů vody různého stáří a oblastí infiltrace. Vzorkované studny tak mohou obsahovat různé typy vod. Analyzovaná voda ze studny 3301 vykazuje střední stáří, které ve sledovaném profilu nebylo očekáváno. Ve studni TEG374 je potvrzena přítomnost staré vody indikovaná již chemickou analýzou, přítomnost vody středního stáří identifikuje model založený na interpretaci vývoje teploty. Jezerní sedimenty vykazují výrazné sezónní cykly průsaku (přetékání), v létě je průsak dvakrát vyšší než v zimě a má zpoždění 2 až 4 měsíce za teplotou vody. Výsledkem je: množství vody infiltrované v létě je vyšší než v zimě, takže kvalita povrchové vody v létě má větší vliv na kvalitu vody získávané z břehové infiltrace.

Poděkování

Autor děkuje Kompetenzzentrum Wasser Berlín za organizaci, Veolia a Berliner Wasserbetriebe BWB za financování a podporu interdisciplinárního projektu Nasri, který přispívá k zachování udržitelného zásobování pitnou vodou s vysokou kvalitou. Srdečné poděkování patří všem kolegům z projektu Nasri za účinné a osvěžující diskuse, zejména Thomasi Taute a Gudrun Massmann (Fu Berlín, skupina Hydrogeo) a Frank Engelmann (Kompetenzzentrum Wasser Berlin).

Literatura

Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal, 10(1), 121–142.

Chiang, W. H. (1994). PMPATH for Windows. User's manual. Scientific Software Group. Washington, DC.

Chiang, W.-H., W. Kinzelbach and R. Rausch (1998). Aquifer Simulation Model for Windows – Groundwater flow and transport modeling, an integrated program. Gebrüder Borntraeger Berlin, Stuttgart, ISBN 3-443-01039-3.

Fugro (2003) Hydrogeologisches Strukturmodell Tegel, FUGRO Consult GmbH.

Eichhorn, S. (2000). Numerische Strömungsmodellierung der Uferfiltration am Tegeler See, Diplomarbeit; Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik FU Berlin.

NASRI (2004). Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration, 2nd report, Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

NASRI (2005). Natural and Artificial Systems for Recharge and Infiltration, Final report, in preparation, Kompetenzzentrum Wasser Berlin.

Parchur, Hans-Joachim and Haberland, Wolfram (1977). Untersuchungen zu Morphologischen Entwicklung des Tegeler Sees (Berlin). Die Erde 108[4], 320–341

Ripl, W., Heller, S. and Linnenweber, C. (1987). Limnologische Untersuchungen an den Sedimenten des Tegeler Sees.

12-1987. Eigenverlag, Fachgebiet Limnologie, Technische Universität Berlin.

Taute, T. (2004). personal communication.

WASY (2004). Hydrogeologisches Fachgutachten zur Auswirkung grundlegender Änderungen des Betriebs zur Grundwasseranreicherung Wasserwerk Tegel, Unpublished Work, WASY Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung mbH, Berlin.

Wiese, B., Holzbecher, E., Rümmler, J, and Nützmann, G. (2004). Effects of Oscillating Pumping Regimes of Bank-Filtration Galleries. 13-9-2004. Carlovy Vary, Czech Republic. FEM_MODFLOW, International Conference on Finite-Element Models, Modflow and More 2004.

Případové studie infiltrace vody do nenasycené zóny s využitím multi-dimenzionálního vícefázového modelu proudění

Song Pham-Van a Reinhard Hinkelmann

Abstrakt

V tomto příspěvku je krátce představen koncepční model dvoufázového proudění v porézním prostředí spolu s řídícími rovnicemi a numerickým simulátorem MUFTE-UG. Jsou zkoumány případové studie infiltrace vody do nesaturované zóny a její další pohyb k hladině podzemní vody. Výsledky ukazují na významný vliv poloh s nižší propustností a zdůrazňují nutnost použití dvou-dimenzionální přístupu.

Úvod

Infiltrace vody do nesaturované zóny a její další pohyb k hladině kolektoru jsou velmi důležité procesy pro doplnění zásob podzemní vody ovlivňující nejen množství, ale i kvalitu vody. V případě komplexních systémů kolektorů, které jsou složeny z různých vrstev a poloh s nízkou propustností a preferenčními průsakovými cestami, jsou transportní procesy a proudění v nesaturované zóny složité a multi-dimenzionální a mohou být výrazně ovlivněny heterogenitami malého měřítka.

Procesy proudění v nesaturované zóně jsou většinou modelovány ve středním nebo velkém měřítku pomocí jedno-dimenzionálního Richardsonova koncepčního modelu. Při použití tohoto přístupu ale nemusí být popsány odpovídajícím způsobem vedlejší (laterální) procesy proudění a jejich vliv na doplňování zásob podzemní vody.

Multi-dimenzionální dvoufázové modely proudění zahrnující fázi vody a půdního vzduchu simulují proudění v nesaturované zóně i podzemní vodě stejným koncepčním modelem, který umožňuje řešit šíření infiltrující vody také v horizontálním směru. Tento modelový přístup je omezeně použitelný pro řešení hydrologických úloh většího rozsahu, ve většině případů je využíván v problémech malého měřítka, například v lokálním měřítku při sanaci půdy nebo průniku kontaminantu do horninového prostředí.

Koncepční model dvoufázového proudění v průlinovém prostředí

Modelová koncepce dvoufázového proudění v porézním prostředí předpokládá, že obě tekutiny, v tomto případě voda (w) a vzduch (a), nejsou vzájemně mísitelné a že je zanedbatelný vzájemný přenos (transfer) hmoty, například pomocí procesů odpařování nebo kondenzace. V mikroměřítku jsou procesy průměrovány přes reprezentativní elementární objem REV (Obr. 1).

Obrázek 1. Koncept REV

Rovnici kontinuity lze pro každou z fází $\alpha = w, a$ zapsat ve tvaru:

$$\frac{\partial(\phi \rho_\alpha S_\alpha)}{\partial t} + div\left(\rho_\alpha \underline{v}_\alpha\right) - \rho_\alpha q_\alpha = 0 \qquad (1)$$

přičemž je předpokládána platnost rozšířeného *Darcyho zákona*:

$$\underline{v}_\alpha = \frac{k_{r\alpha}}{\mu_\alpha} K\left(grad\, p_\alpha - \rho_\alpha \underline{g}\right) \qquad (2)$$

kde ϕ je pórovitost, S saturace (stupeň nasycení), ρ hustota, t čas, q zdrojový a propadový člen, $\underline{v}$ vektor Darcyovské rychlosti, k_r relativní propustnost (permeabilita), μ dynamická viskozita, K tenzor propustnosti, p tlak a g vektor gravitačního zrychlení.

Pro řešení tohoto systému rovnic je nutné zavést dvě další podmínky. První se týká bilance obou fází, tj. součtu saturace obou fází, kde saturace představuje poměr objemu tekutiny a objemu volných pórů a jejich součet je roven jedné:

$$S_w + S_a = 1 \qquad (3)$$

Druhá podmínka popisuje rozdíl (skok ve velikosti) tlaků na rozhraní obou fází pomocí kapilárního tlaku p_c:

$$p_a - p_w = p_c \qquad (4)$$

Kapilární tlak a relativní propustnosti jsou (vysoce) nelineární funkcí saturace (vlhkosti) a musí být stanoveny experimentálně, pomocí tzv. konstitutivních vztahů (retenční čáry). Nejčastěji jsou používány parametrizace podle Brooks-Coreyho nebo Van Genuchtena; přehled vztahů je uveden např. v Helmig (1997).

Výsledné rovnice jsou silně závislé, vysoce nelineární a smíšeného parabolicko/hyperbolického typu. Je použita tzv. p_w-S_a formulace, tj. že tlak vody a nasycení vzduchu jsou vybrány jako primární proměnné. Rovnice jsou v čase diskretizovány pomocí implicitního Eulerova schématu a v prostoru pomocí centrální metody konečných objemů s plně „upwind“ schématem pro řešení advekčního členu. Další informace jsou uvedeny např. v Helmig (1997) a Hinkelmann (2005).

Numerický simulační nástroj MUFTE-UG

Modelový koncept dvoufázového proudění je implementován v modelovacím systému MUFTE-UG, který je kombinací MUFTE a UG (viz Obr. 2). MUFTE (MUltiphase Flow, Transport and Energy) představuje nástroj pro simulaci vícefázového proudění, transportu a energie. UG je zkratka pro nestrukturované sítě (Unstructured Grids). Numerický simulátor MUFTE je vyvíjen na Univerzitě ve Stuttgartu a TU Berlín (část MUFTE) a na univerzitě v Heidelbergu (část UG). Tento softwarový nástroj (MUFTE) obsahuje především fyzikální modelové koncepty a diskretizační metody pro simulaci izotermického a neizotermického vícefázového/vícesložkového proudění a transportních procesů v porézním a puklinově-porézním prostředí, zatímco UG poskytuje datové struktury a rychlé výpočetní mechanizmy založené na paralelních, adaptivních multigridovacích metodách. Další informace jsou uvedeny v Helmig (1997), Breiting et al. (2002) a Hinkelmann (2005).

Obrázek 2. Numerický simulační nástroj MUFTE-UG

Modelové aplikace

Pro testovací úlohy byl vybrán zjednodušený model kolektoru typický pro oblast v okolí Berlína (viz Obr. 3). Modelová 2D doména má mocnost 50 m a délku 100 m. Hladina podzemní vody je 35 m pod povrchem terénu. V rámci testovacích úloh byl zkoumán proces infiltrace vody z dešťových srážek do homogenního systému a do systému s ukloněnou málo propustnou polohou.

Obrázek 3. Řez horninovým prostředím (vlevo) a výpočetní síť modelu (vpravo)

Vlastnosti jednotlivých fází jsou pro vodu $\rho_w = 10^3\ kg/m^3$, $\mu_w = 10^{-3}\ Pa$ a pro vzduch $\rho_a = 10^3\ kg/m^3$, $\mu_a = 1.02*10^{-3}\ Pa$. Parametry prostředí jsou pórovitost $\phi = 0.40$, propustnost porézního prostředí $K = 10^{-10}\ m^2$, což odpovídá hodnotě hydraulické vodivosti $K_f = 10^{-3}$ m/s, a polohy s nízkou propustností $K = 10^{-15}\ m^2$, což odpovídá hydraulické vodivosti $K_f = 10^{-8}$ m/s. Pro výpočet závislosti tlaku na saturaci (retenční křivka) byl použit vztah podle Brooks-Coreyho s parametry $\lambda = 2.0$, $p_d = 1000\ Pa$. Reziduální nasycení fází (vody a vzduchu) má hodnoty $S_{wr} = 0.1$ a $S_{ar} = 0.01$.

Počátečními podmínkami je stupeň nasycení vzduchem (vlhkost) $S_{na} = 0.9$ v nesaturované zóně a vodou plně nasycený systém ($S_{sw} = 1.0$) v prostoru vyplněném podzemní vodou. Na horní hranici domény je zavedena tlaková okrajová podmínka s hladinou, respektive tlakem s předepsanou hodnotou 20 cm. Ostatní hranice domény jsou nepropustné s nulovým normálovým tokem.

Obrázky 4, 5, 6 ukazují rozdílné pole saturace pro oba testované případy. V levé části jsou vykresleny výsledky simulace v homogenním prostředí v čase, kdy byla pozorována infiltrační fronta zhruba v polovině vzdálenosti mezi povrchem terénu a hladinou podzemní vody (viz Obr. 4), v čase, kdy infiltrační fronta dosáhla kapilární třásně (viz Obr. 5) a v čase, kdy se infiltrační fronta spojila s hladinou podzemní vody (viz Obr. 6). V pravé části jsou pak vykresleny výsledky infiltrace v prostředí s nepropustnou polohou. Z obrázků je patrné, že ve druhém případě se infiltrační proces zpomalil a tok směřuje do jiné oblasti. Tyto heterogenity mají významný dopad na chování podpovrchového proudění. V tomto případě je 40% vody, která infiltrovala do systému, zadržena v oblasti nad nepropustnou polohou.

Obr. 7 ukazuje Darcyho rychlostní pole v oblasti s nepropustnou polohou (vpravo) a bez ní (vlevo) v čase t = 484 min. V levé části je patrný jednorozměrný infiltrační proces, zatímco v pravé části jsou tyto procesy dvourozměrné.

Obrázek 4. Nasycení vodou v čase t = 183 min; homogenní případ (vlevo) a s jílovou polohou (vpravo)

Obrázek 5. Nasycení vodou v čase t = 429 min; homogenní případ (vlevo) a s jílovou polohou (vpravo)

Obrázek 6. Nasycení vodou v čase t = 484 min; homogenní případ (vlevo) a s jílovou polohou (vpravo)

Obrázek 7. Rychlostní pole v čase t = 484 min; homogenní případ (vlevo) a s jílovou polohou (vpravo)

Závěr

Dvoufázový model MUFTE-UG je schopen simulovat dvou-dimenzionální infiltraci vody do heterogenních zvodní. Byly zkoumány případové studie infiltrace vody do nesaturované zóny a její další pohyb k hladině podzemní vody. Výsledky ukazují významný vliv poloh s nižší propustností a zdůrazňují nutnost použití dvoudimenzionálního přístupu při řešení tohoto problému.

Literatura

Breiting T., Hinkelmann R. and Helmig, R. (2002). *Modeling of Hydrosystems with MUFTE_UG: Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface,* Fourth International Conference on Hydroinformatics, Iowa, USA.

Helmig R. (1997). *Multipase Flow and Transport Processs in the Subsurface – A Contribution to the Modeling of Hydrosystems,* Springer, Berlin, Heidelbeg, New York.

Hinkelmann R. (2005). *Efficient Numerical Methods and Information – Processing Techniques for Modeling Hydro- and Environmental Systems.* Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Pham Van S., Kobayashi K., Hinkelmann R. (2004). *Numerical Simulation of Two-Phase Flow in Porous Media – Parameter Studies on Water Infiltration Processes in an Experimental Slope,* Young Water Research Journal, Vol. 1, pp. 58–64, YWAT, The Netherlands.

Hydrogeochemické změny zasakované vody během umělého doplňování podzemních vod, Berlín, Německo

J. Greskowiak, G. Massmann, G. Nützmann, H. Prommer

Abstrakt
Byl zkoumán prostorový a časový vývoj chemických procesů a složení vody vsakované pod umělou infiltrační nádrží za účelem určení dopadu dynamických změn sycení prostředí vodou a sezónních výkyvů teploty. Geochemické analýzy vody v infiltrační nádrži, proměnlivě nasycené zóně a podzemní vodě ukázaly, že pokud převládají nasycené podmínky, dominuje během léta proces snižování hodnot dusičnanů a manganu. Ke snižování hodnot železa a sulfátů dochází jen lokálně. Pokud dojde v sedimentech pod infiltrační nádrží ke snížení saturace (přechod na nenasycené prostředí), pronikne atmosférický kyslík z okrajů infiltrační nádrže do horninového prostředí, což vede k reoxidaci dříve vytvořených síranových minerálů a zvýšení mineralizace ze sedimentárních částic organického uhlíku, což podporuje rozpouštění vápence (kalcitu). Během zimního období je nasycený i nenasycený stav charakterizován aerobními podmínkami. Mohla být proto pozorována nitrifikace dusíku vázaného na sedimenty, protože nedocházelo k okamžité spotřebě dusičnanů, jako je tomu v letních měsících. To naznačuje, že nitrifikace pod infiltrační nádrží by mohla být méně ovlivněna sezónními změnami teploty, než redukce dusičnanů.

Klíčová slova
Umělá infiltrace, geochemie, redoxní zóny, nasycená-nenasycená zóna, sezónní změny teploty.

Úvod
Rostoucí nároky na vodu a zvyšující se znečištění vodních zdrojů jsou některé z nejvážnějších problémů současného světa. Tváří v tvář těmto problémům jsou stále oblíbenější techniky umělého doplňování zásob podzemních vod - břehová filtrace z řek (river bank filtration, např. Ray et al., 2004), ukládání vody do zvodní (aquifer storage and recovery, ASR, např. Pyne, 1995), injektáž do hlubokých formací (deep well injection, např. Stuyfzand et al. 2002) a vsakování z infiltračních nádrží (infiltration ponds, např. Bouwer, 2002). Stejně jako ostatní techniky jsou zasakovací nádrže běžně používané ke zvýšení kvality povrchových vod nebo k čištění částečně ošetřených odpadních vod (Bouwer 1991; Asano, 1992). Zatímco je intenzivně zkoumán transport a chování specifických organických látek při pronikání povrchové vody do nenasyceného porézního prostředí (např. Fujita et al., 1998; Lindroos et al., 2002; LÍngmark et al., 2004), existuje současně pouze několik studií, které v tomto prostředí věnují pozornost převládající anorganické chemii a redoxním podmínkám (např. Brun a Broholm, 2001). Nicméně stejně jako je známo, že lokální redoxní podmínky ovlivňují chování různých organických látek, jakými jsou farmaceuticky aktivní sloučeniny (PhAC, např. Holm et al., 1995, Massmann et al., 2005), pesticidy (např. Tuxen et al., 2000) nebo halogenované organické sloučeniny (např. Bouwer a McCarty, 1983), je důležité pochopit vývoj redoxních zón a jejich omezení v systémech umělé infiltrace.

Cílem této studie bylo charakterizovat a pochopit dynamiku hydrogeochemického vývoje vsakované vody pod umělou infiltrační nádrží, která vyplývá z přechodných hydraulických podmínek a sezónních teplotních změn povrchové vody.

Terénní lokalita

Zkoumaná lokalita je jednou ze tří infiltračních nádrží obklopená 44 jímacími vrty, která se nachází v blízkosti jezera Tegel (Berlín, Německo). Její infiltrační povrch se rozprostírá na ploše cca 8700 m^2 a má hladinu 3 m pod okolním povrchem terénu. Povrchová voda je do jezera Tegel vypouštěna poté, co prošla mikrosítem. S postupem času dochází k ucpání dna nádrže, což vede k trvalému snížení infiltrační rychlosti z 3 m/d na 0.3 m/d. Jakmile se infiltrační rychlost sníží na méně než 0.3 m/d odstraňuje provozovatel lokality Berliner Wasserbetriebe (BWB) kolmatační vrstvu z důvodu obnovení původní hydraulické vodivosti dna nádrže. Tento operační cyklus se opakuje každé 3-4 měsíce.

Sedimenty v přilehlé oblasti nádrže jsou čtvrtohorního stáří a jsou složeny z říčních a glacio-říčních, středně zrnitých písčitých uloženin. Fragmenty až 5 m silné vrstvy se lokálně nachází v hloubce přibližně 15 m pod povrchem (Pekdeger et al., 2002). Hydraulické vodivosti horninového prostředí jsou v rozsahu 10-100 m/d. Podrobnější popis hydraulických vlastností těchto sedimentů je uveden v Pekdeger et al. (2002).

Obsah organického uhlíku v sedimentech pod nádrží je velmi variabilní a pohybuje se v rozmezí od 0.2 g/kg do 20 g/kg. Reduktivní formy železitých a manganových minerálů se vyskytují v koncentraci 0.2-1.2 g/kg, respektive 0.01-0.1 g/kg. Celkové koncentrace síry jsou v rozmezí 0.1-2.1 g/kg a jsou nejvyšší ve vrstvách bohatých na organické látky. Podrobnější popis geochemického složení sedimentárních hornin v horninovém prostředí pod infiltrační nádrží je uveden v Greskowiak et al. (v tisku).

Metodika

Podrobný program monitoringu byl realizován po dobu delší než jeden rok. V rámci tohoto programu byla každý týden analyzována (i) voda z nádrže, (ii) podzemní voda z hloubky 7 m pod nádrží a (iii) voda ze čtyř keramických podtlakových sond, které se nacházely v hloubce 50, 100, 150 a 200 cm pod nádrží, na hlavní ionty a rozpuštěný organický uhlík (DOC). Anionty a kationty byly měřeny iontovou chromatografií (IC, DX 100) a atomovou adsorpční spektrometrií (AAS, Perkin Elmer 5000). DOC byla měřena fotometricky pomocí autoanalyzátoru Technicon. Rozpuštěný kyslík (DO) byl měřen pomocí optických senzorů kyslíku (Hecht a Kölling, 2001) umístěných vedle podtlakových sond. Obsah vody v půdě a tlakové výšky v hloubce 50 a 150 cm pod nádrží byly zaznamenány průběžně pomocí TDR (Time Domain Reflectometry) sond a snímačů tlaku. Teplota podzemní vody a vody v nádrži, stejně jako piezometrická výška v hloubce 8 m pod dnem nádrže byly průběžně měřeny denně pomocí dataloggerů. Umístění měřicích zařízení je schematicky znázorněno na obrázku 1.

Obrázek 1. Schematický řez zájmovou lokalitou a umístění měřících zařízení

Výsledky a diskuze

Hydraulické charakteristiky

Hydraulický režim bezprostředně pod dnem nádrže byl charakterizován cyklickými změnami mezi nasycenými a nenasycenými podmínkami, jak je patrné v grafu (i) z rozdílných piezometrických výšek odpovídající přibližně úrovni hladiny podzemní vody (obr. 2) a (ii) z rozdílného obsahu vody a tlakových výšek pod nádrží (data nejsou zobrazena). Tyto změny, ke kterým došlo v průběhu každého operačního cyklu, vyplynuly z opakovaného vzniku kolmatační vrstvy u dna nádrže (Greskowiak et al., v tisku). Každý operační cyklus byl hydraulicky rozdělen do čtyř různých fází (obr. 2). Fáze 1 byla charakterizována stoupající hladinou podzemní vody v důsledku doplňování zásob vody v nádrži. Během fáze 2 vystoupala hladina podzemní vody na úroveň dna nádrže a byly ustaveny nasycené podmínky. Jakmile došlo k příliš vysokému zvýšení hydraulického odporu kolmatační vrstvy (přibližně 60 a 200 dní po zahájení monitorovacího programu), pronikl vzduch na okrajích nádrže pod kolmatační vrstvu, což vedlo k náhlému poklesu obsahu vody (není uvedeno v obrázku) a piezometrické výšky (obr. 2). Tím došlo k obnovení nenasycených podmínek pod nádrží (fáze 3). Během fáze 3 docházelo k trvalému snižování hladiny podzemní vody přibližně na úroveň 4 - 5 m pod dno nádrže (obr. 2). Z grafu je také patrné, že během třetí fáze stále docházelo k infiltraci vody z nádrže, ale její rychlost neustále klesala na úroveň přibližně 0.3 m/d. Během fáze 4 byla nádrž suchá a provozovatel lokality prováděl odstraňování zakolmatované vrstvy. Během této fáze byla hladina podzemní vody na své minimální úrovni.

Obrázek 2. a) Infiltrační rychlost a piezometrická výška; b) teplota v nádrži; čísla 1-4 odpovídají fázím 1-4

Geochemie

Složení povrchové vody

V průběhu celého sledovaného období obsahovala voda v nádrži obvykle 7-16 mg/l rozpuštěného kyslíku. Koncentrace dusičnanů byly vysoce variabilní a pohybovaly se v rozmezí 0-12 mg/l. Nejnižší koncentrace souvisely s absorpcí dusíku na řasy v letním období v době jejich maximálního výskytu. Až na několik výjimek byly hodnoty rozpuštěného železa (údaje nejsou uvedeny) a manganu většinou pod detekčním limitem. Koncentrace síranů byly poměrně vysoké (cca 140 mg/l, údaje nejsou zobrazeny). S koncentracemi vápníku v rozsahu 80-90 mg/l a celkového rozpuštěného anorganického uhlíku (DIC) v koncentracích 30-37 mg/l byla voda přesycena na kalcit (SI_{Kalcit} = 0.4-1.2). Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku byly poměrně nízké v rozsahu 5-11 mg/l. PH bylo relativně stabilní v rozmezí 8-8.5.

Letní cyklus

Jakmile bylo v létě v prostředí pod nádrží dosaženo nasycených podmínek (fáze 2), došlo k úplnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku ve všech sledovaných hloubkách (obr. 3). Redukční podmínky pro dusičnany a mangan byly dominantní po celou dobu převládajících nasycených podmínek. To je patrné na celkovém vyčerpání dusičnanů a následném zvýšení koncentrací rozpuštěného manganu v několika pozorovacích bodech (obr. 3 a 4). K redukci železa a síranů a následnému vytvoření síranů železa došlo lokálně v důsledku chemické heterogenity sedimentárních hornin a neuniformnímu proudění (Greskowiak et al., v tisku). Na začátku fáze 3, kdy byly sedimenty pod nádrží v nenasycených podmínkách, vstupoval do prostředí atmosférický kyslík, což mělo za následek zvýšení hodnot rozpuštěného kyslíku (obr. 3) a následné zastavení redukce dusičnanů a manganu (obr. 4). U síranů železa, které vznikají během nasycených podmínek, docházelo okamžitě k jejich reoxidaci a krátkým výskytům zvýšených hodnot koncentrací síranů v různých hloubkách pod nádrží (data nejsou zobrazena). Během třetí fáze byly v některých pozorovacích bodech v prostoru pod nádrží koncentrace dusičnanů značně nižší než koncentrace ve vodě v nádrži nebo podzemní vodě (obr. 3). Po celou

dobu třetí fáze byla nicméně za přítomnosti atmosférického kyslíku výrazně zvýšena mineralizace nestabilních částic organického uhlíku (POC) pocházejících ze sezónních řas, která podporuje rozpouštění kalcitu (Greskowiak et al., v tisku). Důsledkem toho bylo, že relativně ke koncentracím rozpuštěného anorganického uhlíku (DIC) v povrchových vodách docházelo v průběhu třetí fáze k neustálému zvyšování koncentrací DIC v podzemní vodě (obr. 4).

Obrázek 3. Koncentrace a) rozpuštěného kyslíku (DO), b) dusičnanů (NO_3^-) ve vodě v nádrži, v podzemní vodě a v hloubce 50 cm; čísla 1-4 odpovídají fázím 1-4

Obrázek 4. Koncentrace a) rozpuštěného manganu (Mn^{2+}), b) celkového rozpuštěného anorganického uhlíku (DIC) ve vodě v nádrži, v podzemní vodě a v hloubce 50 cm; čísla 1-4 odpovídají fázím 1-4

Zimní cyklus

Během zimního období nebyl rozpuštěný kyslík v přítomnosti plně nasycených podmínek zcela spotřebován (obr. 3), pravděpodobně z důvodu velmi nízké teploty povrchových vod (obr. 2), která způsobila pokles mikrobiální aktivity. Proto byly elektronové donory, jakými jsou kyslík a dusičnany, spotřebovávány mnohem nižší rychlostí (viz také např. Prommer a Stuyfzand, 2005). Na rozdíl od letního období, aerobní podmínky převládaly v celé fázi 2 v důsledku nižší teploty vody (obr. 2) a nedocházelo ani ke spotřebě dusičnanů a produkce rozpuštěného manganu. Místo toho ve druhé a třetí fázi vzrostly koncentrace dusičnanů o 1-5 mg/l během prosakování vody na její cestě ze dna nádrže k vrtu monitorujícímu podzemní vodu (obr. 3). Vzhledem k tomu, že jsou koncentrace amonných iontů ve vodě v nádrži obecně velmi malé a pohybují se v rozmezí od 0 mg/l do 0.2 mg/l (nepublikované údaje), může být další dusík vázaný na sedimenty oxidován za převládajících aerobních podmínek. Zdrojem dusíku může být buď výměnný amonný iont, který byl oxidován, jak bylo dříve sledováno u jiných doplňovacích nádrží (např. Bouwer et al., 1980), nebo jím může být rovněž organicky vázaný dusík, který byl oxidován při rozpadu POC (např. von Gunten et al., 1991). Vznik dusičnanů v prostředí pod nádrží byl pozorován pouze v zimním období, kdy nebyly dusičnany současně spotřebovány. Během fáze 3 byla pozorována zvýšená tvorba anorganického uhlíku, i když ne tak intenzivní jako v letním období (obr. 4).

Závěr

Tato studie zkoumala geochemický vývoj v prostředí pod umělou infiltrační nádrží s ohledem na transientní hydraulické podmínky a sezónní změny teploty. Výsledky ukazují, že v letním období je prostorový a časový vývoj redoxního prostředí významně ovlivněn převládajícími hydraulickými podmínkami pod nádrží. V průběhu zimního období zůstává redoxní prostředí pod nádrží aerobní i při variabilních hydraulických podmínkách na lokalitě. Jako vedlejší účinek snížení rychlosti biodegradace v zimních měsících je nitrifikace sedimentárně vázaného dusíku pozorována pouze v tomto období. To by mohlo naznačovat tomu, že proces nitrifikace je pod nádrží méně ovlivňován změnami teploty, než redukce dusičnanů. Vzhledem k tomu, že jsou lokální redoxní podmínky klíčové pro atenuaci některých stopových organických sloučenin, poskytla tato studie základ pro další výzkum chování těchto sloučenin v průběhu umělé infiltrace, např. pro studii zabývající se chováním farmaceuticky aktivních látek (PhAC) od spoluautora tohoto článku Massmann et al. (2005).

Poděkování

Autoři by rádi poděkovali společnostem Berliner Wasserbetriebe a Veolia Water za finanční podporu projektu NASRI při Kompetenz Zentrum Wasser Berlin. Henning Prommer byl podporován z projektu CORONA, 5. rámcového projektu Evropské unie. Zvláštní poděkování patří také Grit Siegert, Kilian Pramschiefer, Elke Weiß, Silke Meier, Doreen Richter a Achim Bartels za jejich technickou pomoc. Rádi bychom poděkovali Eddie Banks za revizi tohoto dokumentu.

Literatura

Asano, T. (1992). Artificial Recharge of Groundwater with Reclaimed Municipal Wastewater: Current Status and Proposed Criteria. *Water Sci. Technol.*, 25(12), 87–92.

Bouwer, E. J. and McCarty, P. L. (1983). Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45(4), 1295 –1299.

Bouwer, H. (1991). Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Sci. Technol.*, 24(9), 295–302.

Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 121–142.

Bouwer, H., Rice, R. C., Lance, J. C., and Gilbert, R. G. (1980). Rapid–infiltration research – The Flushing Meadows Project, Arizona. *J. Water Poll. Contr. Fed.*, 52(10), 2457–2470. Brun A., and Broholm, K. (2001). Basin infiltration at Arrenćs site, Denmark: Tracer test and quality changes during aquifer passage below infiltration basins. In: *Artificial recharge of groundwater*, Final Report, European Commission Project ENV4-CT95-0071, pp. 177–181.

Fujita, Y., Zhou, J., Orwin, E., Reinhard, M., Davisson, M. L., Hudson, G. B. (1998). Tracking the movement of recharge water after infiltration. In: *Artificial recharge of groundwater*, Peters, J. H. (Ed.), A. A. Balkema, Amsterdam, pp. 155–160.

Greskowiak, J., Prommer H., Massmann, G., Johnston, C. D., Nützmann, G., Pekdeger, A. The Impact of Variably Saturated Conditions on Hydrogeochemical Changes during Artificial Recharge of Groundwater, *Applied Geochemistry*, in press.

von Gunten, H. R., Karametaxas, G., Krähenbühl, U., Kuslys, M., Giovanoli, R., Hoehn, E., Keil, R. (1991). Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 55, 3597–3609.

Hecht, H. and Kölling, M. (2001). A low-cost optode array measuring system based on 1mm plastic optical fibers – new technique for in situ detection and quantification of pyrite weathering processes. *Sensors and Actuators B*, 81, 76–82.

Holm, J. V., Rügge, K., Bjerg, P. L., Christensen, T. H. (1995). Occurrence and Distribution of Pharmaceutical Organic Compounds in the Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environ. Sci. Technol.*, 29(5), 1415–1420.

LÍngmark, J., Storey, M. V., Ashbolt, N. J., Stenström, T. A. (2004). Artificial groundwater treatment: biofilm activity and organic carbon removal performance. *Water Res.*, 38(3), 740–748.

Lindroos, A-. J., Kitunen, V., Derome, J., Helmisaari, H-. S. (2002). Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. *Water Res.*, 36(20), 4951–4958.

Massmann, G., Greskowiak, J., Dünnbier, U., Zuehlke, S., Pekdeger, A. (2005). The impact of alternating redox conditions on groundwater chemistry during artificial recharge in Berlin. Proc. (in this volume).

Pekdeger, A., Massmann, G., Ohm, B., Pühringer, S., Richter, D., Engemann, N., Gruß, S. (2002). *Hydrogeologicalhydrogeochemical processes during bank filtration and ground water recharge using a multi tracer approach.* 1st NASRI report, Kompetenz Zentrum Wasser Berlin, pp. 14–50.

Prommer, H., and Stuyfzand, P. J. (2005) Identification of temperature-dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. *Environ. Sci. and Technol.*, 39, 2200 –2209.

Pyne, R.D. (1995). *Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage Recovery*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Ray, C., Melin, G., Linsky, R. B. (2002). *Riverbank filtration – Improving Source-Water Quality*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Stuyfzand, P. J., Vogelaar, A. J., Wakker, J. (2002). Hydrogeochemistry of prolonged deep well injection and subsequent aquifer storage in pyritiferous sand; DIZON pilot; Netherlands. In: *Management of Aquifer Recharge for Sustainability*, Dillon, P. J (Ed.), A. A. Balkema, 107–110.

Tuxen, N., Tüchsen, P. L., Rügge, K., Albrechtsen, H-. J., and Bjerg, P. L. (2000). Fate of seven pesticides in an aerobic aquifer studied in column experiments. *Chemosphere*, 41, 1485 –1494.

Transientní model proudění čerpáním přetěžovaného kolektoru a simulace umělé infiltrace

Stephan Valley, Filippo Landini, Giovanni Pranzini,
Umberto Puppini, Maria Elena Scardazzi and Mike Streetly

Abstrakt
Aquifer Prato, většinou tvořený aluviálními vějířovými sedimenty řeky Bisenzio, je hlavním zdrojem vody celé městské oblasti Medio Valdarno, a to jak pro pitné tak průmyslové účely. Významný úbytek zdrojů podzemních vod v důsledku silně nadměrného odběru byl zaznamenáván v průběhu posledních 40 let. Pro lepší porozumění systému proudění podzemní vody a poskytnutí podporu pro rozhodování o hospodaření s vodními zdroji byl sestaven numerický model proudění podzemní vody. Pro modelování byl použit program MODFLOW.
Od konce 50tých let jsou k dispozici kontinuální sledování úrovně hladiny podzemní vody a úrovně hladiny v řece Bisenzio na určitém počtu stanic v oblasti aluviálního vějíře jakož i odhad a naměřená data z komunálních a průmyslových studní. Model byl realizován jako transientní model pokrývající období let 1960 - 2001. Transientní model byl kalibrován na údaje o úrovni podzemní vody v jednotlivých letech v rámci modelovaného období a byl schopný simulovat rozsáhlé vyčerpání podzemní vody v 70tých letech a částečné zotavení systému v posledních letech. Pro vyhodnocení dopadu opatření umělé infiltrace na klesající úrovně hladiny podzemní vody, byly sestaveny dva různé prediktivní modely. Model se zvýšeným hydraulickým gradientem mezi řekou a hladinou podzemní vody a model infiltračních studní umístěných v různých částech kolektoru Prato.Výsledky těchto simulací prokázaly silnou závislost účinnosti umělé infiltrace na umístění studní.

Klíčová slova: Modelování transientního proudění, umělá infiltrace, prediktivní model.

ÚVOD

Aquifer Prato představuje hlavní zdroj vody v regionu Medio Valdarno. Dodává přibližně 65% z vody distribuované dodavatelem vody do domácností, a navíc představuje hlavní zdroj vody pro místní textilní průmysl. Úrovně hladiny podzemní vody kolektoru Prato vykazují téměř nepřetržitý pokles od konce 50tých let až do dneška. Hlavním důvodem tohoto vývoje byl rostoucí poptávka po kvalitní podzemní vodě, zejména v průmyslu (Consiag, 2001), ale také pro domácí účely (Cozzi, 1999). Model proudění podzemní vody, kterým se zabývá tento příspěvek, byl realizován na žádost dodavatele vody do veřejné sítě. Cílem bylo zvýšení úrovně poznání hlavních komponent a procesů hydrogeologického systému a analýza jejich vzájemných vztahů. Konečným cílem bylo předpovědět reakci systému podzemních vod na změny v odebíraném množství ze studní veřejného zásobování a na možný vývoj systému pro umělé doplňování podzemní vody v kolektoru.

KONCEPČNÍ MODEL

Aquifer Prato má volnou hladinu podzemní vody a je tvořen sedimenty aluviálního vějíře řeky Bisenzio, sestávajícího hlavně z písků a štěrků s vysokou hydraulickou vodivostí s proplástky jílů. Má maximální mocnost 55 m. Tvar aluviálního vějíře byl definován s

využitím informací s profilů stávajících vrtů. Hlavní kolektor má v podloží další kolektor, který se vyznačuje převahou vrstev jílu a hlín a má výrazně nižší hydraulickou vodivostí. Podložní kolektor může fungovat jako zdroj vody v dobách nízké úrovně hladiny podzemní vody i jako drenáž hlavního kolektoru. Nicméně, měření hydraulické vodivost ukázalo, že koeficient storativity hlubšího kolektoru je o několik řádů nižší než v případě svrchní zvodnělé vrstvy. Proto bylo předpokládáno, že přítok nebo odtok vody z této formace do hlavního kolektoru je nevýznamný z hlediska dlouhodobé vodní bilance i celkového objemu zdrojů. Severně od aluviálního vějíře leží formace Monte Morello a Monte della Calvana, které jsou součástí pohoří Alberese. Geologie této formace je charakteristická eocéním flyšovým vývojem se střídáním struktur vápenců a slínovců s proplástky jílu. Řeky Ombrone, tekoucí jihozápadně od města Prato, a Bisenzio se vlévají do řeky Arno tekoucí na jihu oblasti. (Obr. 1).

Obrázek 1. Geografické a geologické poměry modelu (SGI, 1967, upraveno)

Vodní bilance

K přítoku do kolektoru Prato dochází prostřednictvím podzemního toku z pohoří na severu, efektivních srážek, a z břehové infiltrace řek Bisenzio a Ombrone. Přítok ze severních hor pochází hlavně z povrchového a připovrchového odtoku z horských svahů. V centrální části pohoří, severovýchodně od města Prato, kolektor dotuje i podpovrchový přítok části infiltrovaných srážek díky podložním propustným formacím v této oblasti. V urbanizované oblasti města Prato představují další zdroj doplňování podzemní vody úniky na kanalizačním systému. Odtok z kolektoru se odehrává jižně od města Prato jako

drenáž do řeky Bisenzio a Ombrone, ale zejména v důsledku četných odběrů, které slouží jako zdroj vody pro veřejné a soukromé zásobování pro průmysl, zemědělství i pro účel výroby pitné vody.

NUMERICKÝ MODEL

Numerický model byl sestaven s využitím kódu MODFLOW (McDonald a Harbaugh, 1988). Model prezentovaný v příspěvku byl postaven jako transientní model zahrnující období let 1960 až 2001 rozdělené do 504 period odpovídajících měsícům. Rozsah modelu je od Apeninského pohoří na severu a severovýchodě k řece Arno na jihovýchodě a řece Ombrone na západě. 15.840 buněk sítě konečných diferencí má rozměr 200 na 200 metrů. Model je tvořen jednou vrstvou s konstantní mocností. Báze kolektoru byla nastavena na 0 m n.m. podle dostupných informací z vrtů. Strop kolektoru byl stanoven na úroveň 300 m n.m., aby byla umožněna oscilace hladiny podzemní vody.

Okrajové podmínky

Přítok od severních pohoří je v modelu reprezentován okrajovou podmínkou konstantního průtoku. Objemy přítoku z tohoto rozhraní do modelu byly vypočteny s využitím dostupných údajů o úhrnu srážek ze srážkoměrné stanice města Vaiano. Tato hranice byla rozdělena do tří částí (reaches) v závislosti na geologické stavbě. Střední část je charakterizována propustným vápnitým podložím, zatímco vnější části mají podloží budované nepropustným flyšových materiál. Na základě studie, provedené Cicali a Pranzini (1987) bylo vypočteno, že na vnějších částech hranice se 8,1% z celkového objemu srážek podílí na povrchovém a mělce podpovrchovém odtoku a může infiltrovat do kolektoru. V centrální části se vlivem přítomnosti vápnité formace může infiltrovat vyšší procento srážek, 12,5%. Jiho-východní a jiho-západní hranice jsou reprezentovány podmínkou nulového průtok s okrajovou podmínkou představující řeky Arno a Ombrone na povrchu. Také řeka Bisenzio, která míjí aluviální vějíř na východě, byla zadána jako podmínka typu řeka. Úroveň dna, jeho mocnost a úroveň hladiny byly stanoveny na základě dostupných měření a byly upraveny v průběhu kalibračního procesu. Hydraulické vodivosti materiálu říčního dna byly zadány v rozmezí od 2 x 10-6 do 3,8 x 10-6 m/s.

Počáteční podmínky

S využitím mapy úrovní hladin podzemních vod z roku 1960, byl kalibrován stacionární model proudění, jehož výsledky byly použity jako počáteční úrovně hladin pro transientní simulace.

Modelové vlastnosti

Geometrie kolektoru, hydraulická vodivost a storativita. Podle předchozích studií se velikost hydraulické vodivosti aluviálního vějíře významně neliší od hydraulické vodivosti přilehlých oblastí (Adrenelli a Baldini, 1996). Nicméně mocnost kolektoru výrazně vzrůstá směrem ke středu aluviálního vějíře. Aby bylo možné zohlednit toto navýšení mocnosti v jedné vrstvě modelu s konstantní tloušťku, byla hydraulická vodivost definována pomocí čtyř zón, čímž byla zohledněna 3-dimenzionální forma aluviálního vějíře (obr. 2). Tyto zóny tedy nepředstavují existující zóny s různou hydraulickou vodivosti, ale byly zavedeny, aby simulovaly zvýšení transmisivity kolektoru. Během realizace transientní simulace musela být modelová báze kolektoru

snížena na úroveň -10 m n.m. aby se zabránilo jeho vysychání. Problém vysychání modelu byl také důvodem, proč byla zvolena konstantní tloušťku kolektoru. Specifická storativita kalibrovaného modelu byla 0,11 pro oblast aluviálního vějíře a 0,1 pro zbytek modelované oblasti. Tyto hodnoty jsou menší, než lze očekávat u písků a štěrků. Je to pravděpodobně způsobeno meziložními vrstvičkami jílu.

Infiltrace. Doplňování kolektoru ze srážek bylo definováno pro dva různé druhy využití půdy: zastavěnou oblast města Prato, včetně jeho průmyslových zón a okolních oblastí charakteristických převažujícím zemědělské využitím. Městská oblast byla během transientní simulace rozšiřována tak, aby model bral v úvahu růst města. Infiltrace kolektoru přes zpevněné plochy urbanizovaného území byla odhadnuta na asi 20% efektivních srážek. Na nezpevněných plochách, byl pro výpočet infiltrace použit půdní model zásobnosti. Tento model simuluje potřebu půdní vrstvy z hlediska vlhkosti k odpařování a spotřeby vody rostlinami. Použitá verze Penmanova modelu zásobnosti se skládá ze svrchního a spodního půdního rezervoáru. Hloubka horní části je hloubka, ze které jsou kořeny schopny čerpat tolik vody, kolik potřebují. Ve větších hloubkách zásoby, je voda rostlinám k dispozici pouze ve sníženém množství. Do modelu jsou rovněž zahrnuty transportní mechanismy umožňující přímé pronikání do nesaturované zóny pomocí např. makropórů nebo kořenových kanálků. Model definuje všechnu vodu, která opouští půdní pásmo jako průsak, ať už se jedná o přímý průsak nebo uvolnění vody z půdních zásob. Potenciální úhrny výparu byly vypočteny podle Thorntwaiteova vzorce z dat ze srážkoměrné stanice 'Prato Město'.

Obrázek 2. Zóny hydraulické vodivosti představující morfologii aluviálního vějíře řeky Bisenzio (hodnoty jsou v metrech za den). Šedá linka: rozšíření města Prato 1994.

Odběry

Odběry ze studní veřejného zásobování. Bylo identifikováno 91 studní odebírajících vodu pro veřejné zásobování z kolektoru Prato. Za použití všech dostupných údajů o vyhloubení, aktivaci a odstavení, bylo stanoveno množství a umístění aktivních studní pro každou modelovou periodu. Pro období let 1960 – 1994 bylo k dispozici pouze celkové roční odebrané množství. Roční objemy byly přepočteny na měsíční velikost odběru, pro každou studnu byla velikost čerpání stanovena vydělením celkového objemu odebrané vody počtem studní a stejná velikost odběru byla použita pro každou měsíční periodu. Teprve od roku 1995 jsou dokumentovány měsíční čerpaná množství pro každou ze studní a tyto odběry tak mohly být zadány do modelu přímo.

Odběr ze soukromých a průmyslových studní. Do modelu bylo zadáno 169 studní používaných pro odběry na soukromé i průmyslové účely. K dispozici nejsou žádné informace o jednotlivých odebíraných množství z těchto studní. Nebylo také možné zjistit, které studny byly použity pro průmyslové účely, a ze kterých byla odebrané vody pouze pro soukromé účely (např. zavlažování). Stejně tak celkový objem odebrané vody z těchto studní pro dílčí periody modelovaného období nebyl znám. Od roku 1986 byl odběr vody pro průmyslové i soukromé účely rekonstruován z dostupných údajů o stokovaných objemech. Po roce 1986 bylo odebírané množství přibližně konstantní, asi 28 Mm^3/rok. Po konzultaci s místními odborníky ze společnosti zprostředkovávající veřejné zásobování vodou bylo rozhodnuto použít hodnotu ročního odběru 35 Mm3 pro období let 1960 až 1973. Mezi roky 1974-1976 a 1990 - 1991 došlo k významnému zpomalení Italského ekonomického růstu (Bianchi, 2004). Předpokládali jsme, že tato zpomalení způsobila zmenšení průmyslové výroby a spotřeby vody, byla tedy zadána nižší hodnota odběru vody, 10 Mm3/rok. Rozšíření průmyslové oblasti města Prato v různých obdobích simulace bylo definováno firmou zajišťující veřejné zásobování. Podle rozšíření města bylo stanoveno rozlišení mezi průmyslovými a soukromými studnami. Během simulovaného období se průmyslová zóna rozšířila a přestěhovala se z centra města na jeho jižní okraj. Odběr ze soukromých studní byly odhadovány podle Bendini (1963) na 3 Mm^3/rok a podle Landini et al. (1990) na 2,5 Mm^3/yr od roku 1987. Odebírané objemy byly vyděleny příslušným počtem průmyslových a soukromé studní a stejné odebírané objemy byly aplikovány na každý měsíc simulace v příslušném roce.

KALIBRACE

Model byl kalibrován pomocí těchto dvou kritérií:

1. Porovnání naměřených a vypočtených hladin podzemní vody v roce 1986, 1994, 2000 a 2001
2. Průběhu kontinuálně měřených úrovní hladiny podzemní vody v piezometrech Le Badie, a Fossi.

Hladiny podzemní vody naměřené v 79 piezometrech byly použity jako cílové hodnoty pro kalibraci transientního modelu. Všechny kalibrační hodnoty se nacházely v oblasti aluvialního vějíře nebo v jeho těsné blízkosti. Tabulka 6 uvádí přehled o počtu kalibračních hodnot, které byly k dispozici pro kalibraci pro každý ze čtyř termínů.

Tabulka 6. Počet kalibračních hodnot, které byla k dispozici pro čtyři kalibrační data

Year	*Number of targets available for calibration*
1986	8
1994	60
2000	12
2001	12

Kalibraci modelu založenou pouze na srovnání naměřených a vypočtených úrovní hladiny podzemní vody pro čtyři vybraná data nebylo možné považovat za dostatečnou, aby byl model dostatečně reprezentativní pro simulaci režimu proudění podzemní vody pro období dlouhé 42 let. Z tohoto důvodu byly vypočtené úrovně hladiny podzemní vody porovnávány s úrovní hladiny ve dvou kontinuálně měřených piezometrech Le Badie a Fossi Toto porovnání mělo ověřit, zda je simulace schopna reprodukovat pozorované kolísání hladiny podzemní vody. Kombinací těchto dvou kritérií nebylo možné kalibrovat model pracující pouze se statistickými parametry, protože snížení reziduálů v kalibračních bodech mělo často za následek snížení shody mezi pozorovaným a vypočteným dlouhodobým trendem pohybu úrovně hladin podzemních vod.

Kalibrační parametry definované analýzou citlivosti byly:
• hydraulická vodivost zón 1 až 4,
• specifická storativita v zónách 1 a 2,
• konduktance dna řečišť,
• odběry z průmyslových i soukromých studní.

Výsledky kalibrace modelu pomocí kalibračních hodnot z let 1986, 1994, 2000 a 2001 jsou uvedeny v Obrázku 3. Přestože je z obrázku patrná obecná korelace naměřených a vypočtených hladin podzemní vody je zřejmé, že reziduály rozdílu kalibračních a modelových hodnot jsou poměrně velké, zejména pro poslední dva roky kalibrace, 2000 a 2001. Tento nedostatek si vysvětlujeme chybějícími informacemi o jednotlivých velikostech odběrů z průmyslových i soukromých studní. Nepřesnost zadání odběrů může vést k vysokým rozdílům mezi modelovou a měřenou hladinou zejména v kalibračních bodech, které jsou v blízkosti průmyslových studní, ze kterých se odebíralo velké množství vody.

Obrázek 3. Srovnání pozorovaných a vypočtených hladin podzemní vody [m nm] pro data kalibrace v roce 1986, 1994, 2000 a 2001

Shoda mezi naměřeným a vypočteným kolísání hladin podzemní vody je další kalibrační kritérium, které bylo použito pro zvýšení věrohodnosti simulace. Na začátku roku 1977 po dlouhém období nepřetržitého poklesu úrovně hladiny podzemní vody, došlo k jejich velkému a náhlému vzestupu o cca 25 m. Podobný nárůst může být pozorován také v letech 1991 a 1994. Tyto nárůsty úrovně hladiny lze částečně vysvětlit snížením odběru v období hospodářských změn. Jen malá část může být vysvětlena zvýšeným doplňováním podzemní vody v důsledku období extrémních srážek nebo dodatečným přítokem ze severní hranice. Pro tyto období nebyly navíc zaznamenány žádné povodně. V Obrázek 4 je uvedeno porovnání hladin podzemní vody měřených na piezometrech Le Badie a Fossi s hodnotami vypočtenými modelem.

Obrázek 4. Srovnání měřených (modrá) a vypočtených (zelená) úrovní hladiny podzemních vod v piezometres Le Badie a Fossi

Zatímco první dva velké výkyvy hladin podzemní vody v roce 1977 a 1991 jsou obecně modelem simulovány, třetí pokles, který dosáhl svého minima v roce 2000, nebyl v simulaci vypočten. Vysvětlením je, že v tomto období simulace se oblast definovaná jako průmyslová zóna nachází jižně od města Prato. V oblasti s piezometry jsou simulovány pouze menší odběry ze soukromých vodních zdrojů. To mohlo způsobit chybu v případě, že jeden z výrobních závodů zůstal v centru města nebo voda pro průmyslové účely byla i nadále odebíraná z vrtů v této oblasti. Model nedokáže simulovat krátkodobé kolísání hladin podzemní vody. Tyto výkyvy jsou pravděpodobně dány režimem provozů studní a nelze je vysvětlit korelací se srážkami hydrogramy. Vzhledem k nízké úrovni podrobnosti informací o odběrech a k nutnosti použití průměrných měsíčních údajů vypočtených z ročních velikostí odběrů spolu se skutečností, že přesné umístění čerpaných studní není známo, není žádným překvapením, že model nebyl schopen reprodukovat krátkodobé výkyvy v úrovních hladin podzemních vod.

PREDIKTIVNÍ MODEL

Vzhledem k vysokému odběru z kolektoru Prato, docházelo v minulosti v obdobích extrémní velikosti čerpání k částečnému nedostatku podzemní vody, obzvláště v obdobích nízkých srážek. Poslední dvě podobné krize byly pozorovány na začátku a na konci devadesátých let. Vodárenskou společností, zajišťující dodávky vody do veřejné sítě, bylo zpracováno několik scénářů, jejichž cílem bylo navýšení množství zásob vody v kolektoru. Pro zhodnocení účinnosti opatření zajišťujících umělou infiltraci do kolektoru byly sestaveny tři prediktivní modely. Počátek transientních predikčních

simulací byl nastaven do roku 2002 a modely simulovaly režim pohybu úrovně hladiny podzemní vody v průběhu 12 let do roku 2013.

První model byl pojmenován 'Status Quo' a simuloval další rozvoj zdrojů podzemních vody za konstantních současných podmínek. Pro tento model byly použity parametry odpovídající závěru časové periody, simulované výše popsaným transientním modelem. Velikost infiltrace a míra přítoku přes severní hranici byla vypočtena jako průměr hodnot zadaných za poslední tři roky do transientního modelu. Ve druhém modelu, označeného 'Ricart', byl simulován vliv umělé infiltrace ze soustavy studní umístěných na severu aluviálního vějíře. Tento scénář představuje záměr vodárenské společnosti odvést část vody z řeky Bisenzio a injektovat ji do kolektoru. V modelu byla simulována injektáž 400 l/s během 8 měsíců roku, od října do května. Třetí model, označený 'Rivermod' vyšetřoval vliv zvýšení úrovně hladiny vody v řece Bisenzio o 1m, ke kterému by došlo výstavbou hráze na horním toku řeky.
Výsledky prediktivních modelů jsou uvedeny na obrázku 5. Již model 'Status Quo' předpokládá opětné nastoupání hladiny podzemní vody v rozsahu 1 a 4 m, v závislosti na místě pozorování, během 12 let simulace. Nejvýznamnější nárůsty hladin podzemní vody lze pozorovat v centrální části depresního kužele. V blízkosti řeky Bisenzio byl vypočten pouze malý opětovný nárůst hladiny, menší než 1 m. Vliv řeky je evidentní ve scénáři 'Rivermod', kde byla úroveň hladiny v řece fixována 1 m nad aktuálně naměřenou vodní hladinou. V simulaci se projevil téměř okamžitý nárůst hladiny podzemní vody v bezprostředním okolí řeky. Model vykazoval nárůst o cca 2 m po 12 letech simulace v porovnání s modelem 'Status Quo'. V centrální části aluviálního vějíře začíná být efekt zvýšení hladiny vody v toku viditelný přibližně tři roky po začátku simulace. Výsledné zvýšení úrovně hladiny podzemní vody je menší než 1 m v porovnání s modelem 'Status Quo'. Největší efekt má umělá infiltrace ze soustavy vsakovacích studní umístěné v severní části aluviálního vějíře. Účinky tohoto opatření začínají být v simulaci vidět po 2,5 letech a mají za následek zvýšení hladiny podzemní vody asi o 3 m nad úroveň vypočtenou v modelu 'Status Quo'. Posunutí pole vsakovacích studní do centra aluviálního vějíře, a tedy do centra pozorovaného depresního kužele, by mohlo dále zvýšit účinek umělé infiltrace a podle výsledku simulace by mohlo mít za následek vzestup úrovně hladin podzemní vody o 6 až 8 m oproti úrovni hladiny predikované modelem 'Status Quo'.

Obrázek 5. Výsledné zvýšení úrovně hladin podzemních vod vypočtené z prediktivních modelů v metrech po simulaci doby 12 let v porovnání s modelem 'Status Quo'. Vlevo:

uměla infiltrace z injekčních studní; Uprostřed: Effect navýšení úrovně hladiny v řece; Vpravo: efekt umělé infiltrace ze soustavy studní přesunutých do středu aluviálního vějíře.

400 l / s vody injektované do systému umělé infiltrace by muselo být odebíráno z řeky Bisenzio. Toto množství tvoří méně než 10% průměrného průtoku řeky, který je na průtokoměrné stanici Gamberame proti proudu řeky od města Prato hlášen 5,1 m3/s. Přesto by odběr vody z toku mohl potenciálně způsobit snížení hladiny vody v řece a tím snížení účinku infiltrace z říčního koryta. Tento vliv nebyl v modelu uvažován. Nicméně s ohledem na účinky vypočtené pro zvýšení vodní hladiny v toku o 1 m, je efekt snížení břehové infiltrace považován za zanedbatelný.

ZÁVĚRY

Depresní kužel v hladině podzemní vody pozorovaný v kolektoru města Prato (vzniklý především v důsledku vysokých odběrů podzemní vody ze studní pro potřeby průmyslu) a kolísání hladin podzemní vody v tomto kolektoru byly simulovány pomocí transientního modelu proudění podzemní vody, který pokrývá období let 1960 - 2001. V kolektoru Prato, který má maximální mocnost 55 m, byly v tomto období pozorovány změny v úrovni hladiny podzemní vody až o 35 m. S prezentovaným modelem bylo možné simulovat základní režim pohybu hladiny podzemní vody. Hlavní překážkou pro lepší kvantitativní kalibraci modelu byla skutečnost, že jednotlivé velikosti odběrů pro průmyslové a soukromé studny nebyly známy. Model by proto měl být použit pro předpověď režimu v kolektoru jako celku a nebylo by vhodné, aby byl používán pro provádění podrobných studií zaobírajících se vlivem jednotlivých odběrů. Přes tento nedostatek, považujeme model za cenný nástroj pro řízení využívání zdrojů podzemní vody z kolektoru Prato. Je také považován za dostatečně reprezentativní pro mnoho reálných studií konkrétních případů, protože v mnoha případech nejsou k dispozici podrobnější nebo kontinuální data.

Byly sestaveny tři prediktivní modely, které byly zaměřeny na analýzu dopadů různých opatření umělé infiltrace na úroveň hladin podzemní vody. Pokračování režimu infiltrace a odběrů podzemní vody, který převládal na konci období simulovaného transientním modelem, by mělo podle simulace za následek zvýšení úrovně hladiny podzemních vod asi o 3 m během 12 let. Výstavba přehrady v horní části toku řeky Bisenzio a následné zvýšení úrovně hladiny vody v toku o 1m by mělo za následek návrat snížené hladiny v kolektoru pouze o 1m nad úroveň simulovanou pro status quo. Největší efekt, spočívající v nárůstu hladin podzemní vody asi o 7 m ve středu depresního kužele po 12ti letech provozu, má podle simulace proces umělé ze systému infiltračních studní umístěných v oblasti severně od města Prato. Přemístěním infiltračních studní do středu kolektoru Prato může nýt dosaženo vzestupu hladin podzemní vody asi 11 m.

LITERATURA

Adrenelli, M.C., Baldini, E. (1996). Borsa di Studio per l'esecuzione di prove di portata ed altri test sui pozzi del

Comune di Prato e loro interpretazione. Relazione finale, Consiag, Ripartizione Tecnica, Prato.

Bendini, C. (1963). Falde sotterranee e loro possibilitŕ di resa con particolare riferimento ad alcuni bacini della
Toscana. VIII Convegno d'Idraulica, Pisa.
Bianchi, C. (2004). Lo sviluppo economico italiano nel secondo dopoguerra: continuitŕ e cambiamenti. Universitŕ
di Pavia, http://economia.unipv.it/pagp/pagine_personali/cbianchi/ materiale.htm.
Cicali, F., Pranzini, G. (1986). Il rapporto portata delle sorgenti – deflusso di base dei torrenti nel bilancio idrogeologico
di un rilievo carbonatico (Monti della Caldana, Firenze). Geol. Appl. e Idrogeol., XXI.
Consiag (2001).: La falda Pratese 1957-1999: Oltre quarant'anni di monitoraggio e caratteristiche ambientali.
Edizioni Consiag, Firenze.
Cozzi, G., Azzari, E., Landini F. (1999). Il controllo della falda idrica di Prato: interpretazione dei dati e utilizzo dei
risultati, Quaderni di Geologia Applicata, Vol. 2, 1999. Pitagora Editrice, Bologna.
Landini F., Pranzini, G. e Venturucci, E. (1990). La falda idrica della conoide di Prato (Firenze). Acque Sotterranee,
n. 2, pp. 48 – 70, Segrate.
McDonald, M.G., Harbaugh, A.W. (1988). A modular three dimensional finite difference ground-water flow-model,
USGS-TWRI, Book 6, Chap. 1.
SGI (1967). Note illustrative alla Carta Geologica d'Italia, Foglio 106, Firenze, Servizio Geologico d'Italia, Istituto
Italiano d'Arti Grafiche, Bergamo.

Matematické modelování základních technik umělé infiltrace pro udržitelné hospodaření s podzemní vodou

Madan K. Jha a Stefan Peiffer

Abstrakt

Umělé doplňování zásob podzemní vody a hospodaření s dešťovými vodami jsou dvě základní techniky pro trvale udržitelný management se zmenšujícími zdroji podzemních vod. Numerické modelování je důležitý nástroj pro kvantitativní analýzu podzemních systémů a není tolik závislé na některých omezujících předpokladech jako analytické řešení. Tato práce se zaměřuje na vývoj matematického modelu proudění podzemní vody a jeho aplikaci při výběru vhodných technik umělého obohacování zásob podzemní vody na povodí Takaoka v Japonsku, které je postiženo nadměrným čerpáním podzemní vody. Transientní, dvou-dimenzionální model proudění podzemní vody založený na metodě konečných prvků (FEM) byl vyvinut pro toto povodí a byl úspěšné zkalibrován a zvalidován. Zvalidovaný model proudění podzemní vody byl pak použit k prověření účinnosti čtyř možných technik umělé infiltrace. Na základě výsledků simulace byly vybrány dvě varianty způsobu umělé infiltrace (Podzemní bariéra a modifikace řeky) jako vhodné na realizaci nápravných opatření proti přečerpávání podzemní vody. Bylo zjištěno, že účinek navrhované podzemní bariéry je omezen jak z hlediska plošného rozsahu tak rozsahu možného vzestupu podzemní vody. Výška jezu 4.5 m nad úrovní hladiny řeky v suchém období by mělo stačit k pokrytí stávající poptávky podzemní vody. Důrazně doporučujeme provedení těchto dvou opatření pro udržitelné řízení omezených zdrojů podzemní vody v povodí Takaoka.

Klíčová slova

Aluviální zvodeň, umělá infiltrace, managment využívání podzemních vod, modelování proudění podzemních vod, přečerpávání.

ÚVOD

Nadměrné využívání podzemní vody má za následek snížení zásob podzemní vody doprovázené sesuvem nebo poklesem půdy a průnikem slané vody do zvodní v rozvinutých i rozvojových zemích. Umělé doplňování zásob podzemní vody a hospodaření s dešťovou jsou dvě základní metody sloužící k udržitelnému hospodaření s podzemní vodou. Umělé doplňování podzemní vody vede ke snížení závislosti poklesu přírodního doplňování zásob podzemní vody na změnách v množství srážek, a to zejména v oblastech s nízkými srážkami (ASCE, 2001). V mnoha oblastech, kde vysoké ceny půdy a environmentální problémy související s velkými rozlohami povrchových nádrží ukazují na větší atraktivitu umělé infiltrace jako prostředku regulace a udržení vody ve zvodněných systémech.

Numerické modelování je významným nástrojem pro kvantitativní analýzu složitých podzemních systémů. Numerické modely pro analýzu proudění a zásob podzemní vody začaly být více používány od poloviny šedesátých let (Mercer a Faust, 1980a; Das Gupta a ONTA, 1994). Rozmanitost a složitost matematických modelů se dramaticky zvýšila během posledních čtyř desetiletí. Numerické metody běžně používané v

hydrodynamických modelech jsou většinou založeny na dvou obecných numerických metodách: konečných diferencí (FDM) a konečný-prvků (FEM). V některých případech jsou používány specializované techniky, jako je například metoda charakteristik (MOC). Faust a Mercer (1980) a Van der Heijde et al. (1989) diskutují podrobněji o výhodách a nevýhodách různých numerických metod.

Volba nejlepší metody pro daný druh problémů obvykle závisí na modelovaných procesech, požadované přesnosti a úsilí, které lze vynaložit na získání řešení. Měl by být vybrán takový typ modelu, který vyhovuje požadované úrovni přesnosti a množství dostupných údajů (Shibasaki, 1995). Účinná aplikace modelů proudění podzemní vody zahrnuje několik vzájemně souvisejících fází, jako jsou: výběr modelu, citlivostní analýza, vytvoření koncepčního modelu, systém shromažďování dat, kalibrace, validace, predikce, a post-audit. Za zmínku stojí, že model není nikdy úplně přesný a všechny údaje (tak komplexní jako jsou žádoucí pro řešení daného problému) nejsou téměř nikdy k dispozici. Proto kvantitativní výsledky numerické analýzy slouží pouze jako kvalitativní průvodce, vyžadující značnou vědeckou, subjektivní či intuitivní erudovanost, která je nutná pro dosažení jakéhokoliv stupně úspěchu a věrohodnosti řešení (Mercer a Faust, 1980b).

Hydrogeologický systém podzemních vod v povodí Takaoka v prefektuře Kochi v Japonsku je ovlivněný nadměrným čerpáním podzemní vody, které představuje vážnou hrozbu pro udržitelnost omezených zdrojů podzemní vody. Tato práce se zaměřuje na vývoj matematického modelu proudění podzemní vody a jeho aplikaci při výběru vhodných technik umělého obohacování podzemních vod na povodí Takaoka v Japonsku, které by mohli přispět k udržitelnosti a zlepšení zásob podzemní vody v povodí.

Zájmové území

Zájmové území, ' hydrogeologické povodí - Takaoka ' se nachází v hornaté krajině v okolí města Tosa , Kochi prefektuře v Japonsku (Obr. 1). Povodí zaujímá plochu 510 ha a je složené z rýžových polích (242 ha), skleníků (77.3 ha) a zastavěných pozemků (190.7 ha). Řeka Niyodo tvoří východní hranici území, řeka Hake jižní a jsou hlavními říčními systémy v zájmovém území. Na řece Hake je 2 m vysoký, vzdouvací jez zvaný ‘Fabri’. Zájmovým územím dále protéká malá, mělká přerušovaná řeka, Kamo River (Obr. 1).

Celkem je v provozu 20 významných čerpaných studní, z nichž 17 slouží k zásobování papírenského průmyslu a zbývající tři jsou používány pro zásobování domácností. Celkové odebírané množství podzemní vody se pohybuje okolo 53.4 x 10^3 m^3/den (Jha et al., 1996). V povodí Takaoka, se podzemní voda vyskytuje ve velké míře za nenapjatých podmínek v rámci naplavených sedimentů, obsahujících písek a štěrk. Tato litologická jednotka má průměrnou mocnost 14,5 m a představuje hlavní kolektor v zájmovém území. Většina vrtů v povodí odebírá vodu z této zvodně. Průměrná hydraulická vodivost a volná storativita zvodně Takaoka jsou 9,35 x 10^2 m/d, respektive 15% (Jha et al., 1996). Podzemní voda proudí převážně od severu k jihu do řeky Hake. Další podrobnosti o studované oblasti uvádí Jha et al. (1996).

Obrázek. 1 Mapa zájmového území

METODIKA

Vývoj modelu a technika řešení

Koncepční model povodí Takaoka byl vyvinut na základě dat získaných při průzkumech území a analýzou stávajících hydrogeologických dat. Numerický model, založený na konceptuálním modelu, byl vyvinut pro pro transientní, 2D proudění podzemní vody v izotropním, heterogením systému s volnou hladinou podzemní vody. Numerický model byl formulován pomocí následující řídící rovnice:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(K(x,y)\,b(x,y)\frac{\partial h}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(K(x,y)\,b(x,y)\frac{\partial h}{\partial y}\right)=S_y\frac{\partial h}{\partial t}+Q \qquad (1)$$

Kde, K (x, y) = hydraulická vodivost prostředí , b (x, y) = mocnost zvodně, Sy = volná storativita a Q = zdroje nebo propady (dotace/odběr).

Obrázek 2. Síť výpočetních elementů, okrajové podmínky, poloha vrtů v povodí Takoa

Metoda konečných prvků (FEM) je flexibilnější než FDM (Yu a Singh, 1994). V této studii byla pro modelování dvou-rozměrného proudění podzemní vody použita metoda konečných prvků. Povodí Takaoka bylo diskretizované do 1138 dvou-rozměrných trojúhelníkových prvků s 627 uzly, které kolem čerpaných studen mají jemnější diskretizaci (obr. 2). Uzlová vzdálenost byla 100 m, s výjimkou okrajových uzlů a uzlů u čerpaných vrtů. I když specifikací báze a stropu zvodně definujeme 3-D prostorovou stavbu pánve, modelování proudění podzemní vody je realizováno pouze ve dvou rozměrech. Rovnice (1) byla řešena Galerkinovou metodou využitím lineární interpolační funkce. Dále byla použita plně implicitní diskretizace proměné v čase. Hydrodynamický model vyvinutý pro výpočet hydraulických výšek při neustáleném proudění v kolektoru vychází z distribuce počátečních hydraulických výšek za konstantích okrajových podmínek.

Hydraulická vodivost a volná storativita s okrajovými podmínkami a odběry jsou uvažovány jako konstantní pro každý element. Detailní popisy formulací modelů založených na FEM uvádí Kinzelbach (1986).

Kalibrace a validace modelu

S přihlédnutím ke skutečnosti, že problém s přečerpáváním zvodně nastává převážně během suchých měsíců (od října do února), bylo modelování a analýza proudění podzemní vody zaměřena na toto období.

Parametry modelu, okrajové podmínky, počáteční podmínky a hodnoty dotace/odtoku byly získány nebo odhadnuty z existujících záznamů nebo terénních studií. Podél východní a jižní hranice povodí byly počáteční hydraulické výšky založeny na historických údajích měřených během suchých období. Vzhledem k dominantnímu výskytu nepropustných siltů podél západní hranice, byl přes tuto hranici uvažován nulový přítok podzemní vody. Hydraulická vodivost a volná storativita prostředí byly určeny z výsledků čerpacích zkoušek realizovaných na zájmovém území. Nasycená mocnost zvodně byla odhadnuta z dostupných stratigrafických popisů a hloubek podzemní vody v povodí. Kromě toho byly určeny velikosti odběrů podzemní vody v průmyslivých provozech a k zásobování domácností.

V prvním kroku byl formulovaný dvou-dimenzionální transientní model použit k simulaci ustáleného proudění podzemní vody při 100 procentních odběrech a konstantní okrajové podmínce v řece Niyodo. Následně byly porovnány modelové a měřené hodnoty hladin podzemní vody a dále upravovány hodnoty dvou vstupních parametrů (K a Sy) dokud měřené a modelové hodnoty nedosáhly uspokojivých shody. Model byl kalibrován metodou pokusu-a-omylu (vzájemné měnění vstupních parametrů a následné porovnání modelových a měřených hodnot) s použitím dat ze suchých období v letech 1988 - 1992. K ověření nakalibrovaného modelu byla použita nezávislá data ze souboru údajů hladiny podzemní vody v letech 1993 - 1994.

Simulace dopadů navrhovaných způsobů umělé infiltrace

S cílem zjistit reakci povodí na umělou infiltraci, byly pomocího vyvinutého FEM modelu řešeny dopady čtyř možných technik umělé infiltrace: (i) podzemní bariéry, (ii) změny Niyodo River, (Iii) dotace ze stávajících zavlažovacích a odvodňovacích kanálů, a (iv) posun Niyodo River. Podpovrchová bariéra je obvykle podložní hráz na konci povodí, která brání odtoku a zpomaluje proudění podzemní vody. Několik typů podpovrchových bariér již bylo ve světě použito k zadržení proudění podzemní vody v různých zvodněných systémech (Oaksford, 1985). Navrhovaná podpovrchové bariéra ve studované oblasti by měla být kovová nebo betonová přehrada v podzemí umístěná po proudu od přehrady Fabri. Druhá metoda umělé infiltrace zahrnuje výstavbu hráze na řece Niyodo. Zvýšení velikosti dotace z povrchových toků již bylo úspěšně realizováno na jiných lokalitách, specielně v Los Angeles (Helweg, 1985). Navrhovanou hráz by mohl tvořit polopropustný štěrkový násyp nebo nepropustná trvalá hráz. Jako třetí technika umělého doplňování zásob podzemní vody byla vyhodnocena možnost využití stávajících zavlažovacích a odvodňovacích kanálů. Vzhledem k tomu, že nebyly k dispozici měřená data, byly parametry modelu určeny na základě terénních zkušeností (15 mm / den). Reakce zvodně na dotaci ze zavlažovacího kanálu byla simulována pro tři hodnoty: 5, 10 a 15 mm / den, za stávajících podmínek. Navíc, s ohledem na značné doplňování zásob podzemní vody z řeky Niyodo, byla rovněž vymezena vhodná trasa

toku řeky. Nová trasa řeky Niyodo byla tedy uvažována jako čtvrtý možný způsob umělé infiltrace v zájmovém území.

VÝSLEDKY A DISKUZE

Kalibrace a validace výsledků

Obr. 3 (a, b) ukazují porovnání simulovaných a měřených hladin podzemní vody v deseti lokalitách povodí pro kalibrační a validační období. Lokace porovnávaných bodů je ukázána na na Obr. 2. Jak je zřejmé z těchto obrázků, shoda mezi simulovanými a měřenými hladinami podzemní vody je dostatečná pro kalibrační i validační období. Můžeme tedy tvrdit, že vyvinutý model proudění podzemní vody byl zkalibrován a validován úspěšně.

Obrázek 3. Simulované versus pozorované úrovně hladin podzemní vody pro kalibrační a validační období

Podpovrchové bariéra

Vliv podzemní bariéry v povodí na podzemní vody za 100 procentního čerpání a konstantní hladiny v řece Niyodo je znázorněno na Obr. 4. Porovnáním tohoto obrázku s mapou hydroizohyps simulovaných ve variantě bez bariery bylo zjištěno, že dochází k nárůstu hladiny podzemní vody až o 70 cm a to zejména směrem po směru proudění podzemní vody. Bariéra také snižuje hydraulický gradient směrem k přehradě Fabri, což může mít za následek pomalejší pohyb podzemní vody směrem k řece (tj. menší podpovrchový odtok). Nicméně vliv bariéry byl zjištěn pouze na cca 1,5 km od Hake River. Celkově lze říci, že navrhovaná bariéra může přispět ke snížení problémů s nadměrným čerpáním podzemní vody a to zejména díky zvýšení hladiny podzemní vody.

Obrázek 5. Vliv hydraulické bariery na nárůst hladiny podzemní vody (Interval mezi izoliniemi = 0.2 m)

Dopad modifikace Niyodo řeky

Řeka Niyodo je v hydraulickém spojení s povodím Takaoka, a v celé délce toku 2,9 km od mostu HATA dochází k významné infiltraci povrchových vod do zvodně. Hráz byla navrhnuta na jižním konci dotačního území řeky Niyodo, v blízkosti výpočetního bodu 298 (Obr. 2). Navrhované opatření zvýší hydraulický tlak ve zvodni a zpomalí proudění podzemní vody. Díky zvýšené době zdržení dojde ke zvýšení infitrace povrchové vody a tím k nárůstu hladiny podzemní vody a ke zmenšení ovlivnění podzemní vody jejím čerpáním. K určení vhodné výšky hráze bylo simulováno více variant s různými navrhovanými výškami hráze a porovnány vlivy na zvodnělý systém. Pomocí modelových výsledků byla určena výška hráze 4.5 m nad hladinu vody v řece v suchém období. Při této výšce hráze dojde k takové dotaci, která nahradí současný nedostatek podzemních vod (53000 m^3/den). Modelovaný vzestup hladiny podzemní vody způsobený navrhovanou hrází je zobrazen na Obr. 5. Stojí za to zmínit, že skutečný vzestup hladiny podzemní vody bude větší, než je zobrazeno na Obr. 5, protože efekt zvýšení hladiny podzemní vody byl uvažován pouze vlivem horizontálního proudění.

Obrázek 6. Vliv hráze na řece Nyido na nárůst hladiny podzemní vody (Interval mezi izoliniemi = 0.2 m)

Vliv dotace ze zavlažovacích kanálů na zvodeň

Modelové výsledky ukázaly, že i při dotaci ze zavlažovacích a drenážních kanálů 15 mm/den nedojde k zásadnímu nárůstu hladiny podzemní vody. I když by tedy hodnota dotace z těchto kanálů byla uměle udržována na vyšších hodnotách, neměla by mít zásadní vliv na vzestup hladiny podzemní vody a zásob podzemní vody.

Vliv přesunutí trasy řeky Niyodo

Výsledky simulací vlivu přemístění řeky Niyodo ukazují, že hladina podzemní vody vzroste nejvíce o 20 cm a to podél severo - jižní hranice modelového území. Nicméně, maximální rozdíly mezi oběmi variantami polohy toku jsou asi 22 cm podél linie CC 'a 15 cm podél linie DD' (obr. 2), s výjimkou východní hranice podél linie CC ' kde je rozdíl hladin 27 cm. Z provedených simulací vyplynulo zajímavé zjištění, že amplituda kolísání mezi úrovněmi hladin podzemní vody v rámci stávající polohy řeky a nové polohy (přesunuté) se postupně zvyšuje od západu na východ podél CC ', zatím co od 360 m od západní hranice line DD ' dochází k jejímu poklesu. Nicméně, simulované hladiny podzemní při posunu řeky Niydo, neukazují na významný nárůst v důsledku navrženého opatření. Proto, i v rozporu s naším očekáváním, přesun trasy řeky Niyodo nenabízí výhodnější alternativu ke zlepšení stavu podzemní vody ve studované oblasti.

ZÁVĚRY

V článku byly pomocí matematického modelování proudění podzemní zhodnoceny možnosti umělé infiltrace, která by přispěla k udržitelnému hospodaření s podzemní vodou v povodí Takaoka v prefektuře Kochi v Japonsku. Specielně pro toto povodí byl vyvinut transientnní, 2D model proudění podzemní vody, který byl úspěšně zkalibrován a zvalidován. Zvalidovaný model byl pak použit k ověření účinnosti čtyři možných technik umělé infiltrace.

Výsledky simulace ukazují, že pouze dvě ze 4 opatření vedou k výraznějším změnám v povodí a tím ke stabilizaci zvodně zatížené nadměrným čerpáním podzemní vody. Vyhovující způsoby zvýšení infiltrace jsou: (i) 600 m dlouhá podzemní bariéra podél proudu přehrady Fabri, a (ii) jez přes řeku Niyodo umístěný 2,9 km jižně od mostu Hata. Dopad navrhované podzemní bariéry je omezen přibližně na 1,5 km od řeky Hake, zatímco navrhovaný jez na řece Niyodo způsobí takouvou dotaci do podzemních vod, která stačí na pokrytí potřebného množství podzemní vody. Nicméně pro dlouhodobou udržitelnost omezených zdrojů podzemní vody v povodí Takaoka, důrazně doporučujeme použití kombinace obou opatření. Jak uvádí Bouwer (1988), měly by být budovány menší infiltrační systémy, aby se získaly zkušenosti z praxe a to napomohlo k navrhování rozsáhlých infiltračních systémů. Toto doporučení platí také pro povodí podzemních vod Takaoka s cílem účinně realizovat doporučená opatření.

LITERATURA

ASCE (2001). *Standard Guidelines for Artificial Recharge of Ground Water*. ASCE Standard, EWRI/ASCE 34-01, USA, 106 pp.

Bouwer, H. (1988). Systems for artificial recharge of groundwater. *Proc. of the Artificial Recharge of Groundwater Symposium*, California, August 1988, ASCE, pp. 2–12.

Das Gupta, A. and Onta, P. R. (1994). Groundwater management models for Asian developing countries. *International*

Journal of Water Resources Development, **10**(4): 457–474.Faust, C. R. and Mercer, J. W. (1980). Groundwater modeling: numerical models. *Ground Water*, **18**(4): 395–410.

Helweg, O. J. (1985). Role of artificial recharge in groundwater basin management. In: T. Asano (Editor), *Artificial Recharge of Groundwater*, Butterworth Publishers, Boston, pp. 21–33.

Jha, M. K., Chikamori, K. and Nakarai, Y. (1996). Need for rehabilitation of depleting Takaoka aquifer of Tosa city, Japan. *International Agricultural Engineering Journal*, **5**(1and2): 37–61.

Kinzelbach, W. (1986). *Groundwater Modeling: An Introduction with Sample Programs in BASIC.* Developments in Water Science, 25, Elsevier, Amsterdam, 333 pp.

Mercer, J. W. and Faust, C. R. (1980a). Groundwater modeling: an overview. *Ground Water*, **18**(2): 108–115.

Mercer, J. W. and Faust, C. R. (1980b). Groundwater modeling: applications. *Ground Water*, **18**(5): 486–497.

Oaksford, E. T. (1985). Artificial recharge: methods, hydraulics, and monitoring. In: T. Asano (Editor), *Artificial Recharge of Groundwater*, Butterworth Publishers, Boston, pp. 69–127.
Shibasaki, T. (Editor in Chief) (1995). *Environmental Management of Groundwater Basins.* Toakai University Press, Tokyo, 202 pp.
Van der Heijde, P. K. M., El-Kadi, A. I. and Williams, S. A. (1989). *Groundwater Modeling: An Overview and Status Report.* R. S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Environmental Protection Agency (EPA), Ada, Okla.
Yu, F. X. and Singh, V. P. (1994). Modeling 3D groundwater flow by modified finite element method. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, ASCE, **120**(5): 892–909.

Modelový odhad transportních parametrů na základě tracer testů ve zvodni Ljubljansko polje

B. Cencur Curk, B. Jamnik and B. Bracic Zeleznik

Abstrakt

Lidské aktivity v blízkosti území vodního díla Hrastje u Lubljaně ohrožují kvalitu podzemních vod. Pro širší okolí zvodně Ljubljansko polje byl tedy vypracován numerický model proudění podzemní vody. Nedostatek experimentálních dat o šíření látek rozpuštěných v podzemní vodě vedl k nespolehlivosti výsledků transportních modelů a nevěrohodnosti scénářů šíření znečištění. Pomocí transportních modelů je třeba spočítat věrohodné scénáře disperze znečištění, které mohou být dosáhnuty pouze s využitím reálných transportních parametrů. Ty mohou být získány ze stopovacích zkoušek (tracer test) provedených právě ve zvodni Ljublajansko polje. Prví malý tracer test byl proveden pomocí bromidu draselného v okolí zásobárny vody Hrastje, dále následoval multitracer test (bromid draselný, uranin, mikrogranule a tinopal CBS-X v širší oblasti zvodně Ljubjansko polje. Desing tracer testu uvažuje rozdíl mezi znečištěním rozšiřující se v nesaturované a saturované zóně zvodně. Proto byl tracer injektován přímo z povrchu (injektáž do nesaturované zóny), ale také přímo do saturované zóny pomocí pozorovacích vrtů. Uspokojivé výsledky vyšly pouze při použití bromidu draselného a uraninu. Oba tracery definovaly dominantní rychlost proudění podzemní vody na 20 m/d. Tracer test s uranem ukázal na ostré rozdíly ve stavbě zvodně a relativně dlouhé doby zdržení. Disperzivita je závislá na délce proudnic a mění se od 10 m pro krátké vzdálenosti po 100 m pro dlouhé vzdálenosti. Výsledky multi-tracer testů byly použity ke zlepšení modelu proudění podzemní vody a šíření znečištění. Všechny výsledky mohou být použity k lepšímu poznání hydrodynamických podmínek ve zvodni Ljubljansko polje, které poskytují možnosti zavádění efektivnějších opatření ochrany vodních děl. Důsledná implementace těchto opatření zlepší kvalitu podzemní vody ve vodárně Hrastje.

ÚVOD

Štěrkopísková zvodeň Ljubljansko polje slouží jako zdroj pitné vody pro skoro 300000 obyvatel města Lublaň a okolí. Jsou zde dvě vodárny: Klece a Hrastje. Novější je díky environmentálnímu znečištění momentálně pouze v částečném provozu. Plochá krajina Ljbljansko polje je tektonicky propadlá kra mísovitého tvaru skládající se z říčních sedimentů, které v nejhlubších částech mohou dosáhnout až 100m. Podložní tvoří nepropustná permokarbonský břidlicovitý jílovec a pískovec. Za posledních milion let vyplnila řeka Sava povodí sedimenty. Spodní část zvodně je složená z pleistoceních štěrků a písků, zatímco horní část se skládá z holocéních písečných a štěrkových sedimentů. Mezi písečnými a štěrkovými sedimenty se nacházejí čočky konglomerátů. Nad čočkami konglomerátů se nacházejí společně s konglomeráty ještě jílové vrstvy, které tvoří méně propustné vrstvy.

Hydraulická vodivost sedimentů dosahuje velice vysokých hodnot od 0.001 m/s v centrální části do 0.0037 m/s na okrajích území. Existující litologická data jsou různého původu a jsou složitě porovnatelná. Geologický model území tedy není kompletní, specielně jeho spodní část. Heterogenity sedimentů mají důležitý vliv na disperzi a rychlost šíření tracerů. Numerický model proudění podzemní vody byl zpracován pro

širší území zvodně Ljubljansko polje. Nicméně transportní model nebyl díky nedostatku experimentálních dat stanoven. Tyto data mohou být získány právě z tracer testů v zájmovém území.
Průměrná hladina podzemní vody se nachází 13 m pod povrchem. Hladina podzemní vody kolísá okolo 3 metrů (273.17 m. n. m k 276.01 m.n. m). Hlavní směr proudění podzemní vody je od SZ k SV, ale v území, kde byly prováděny tracer testy, směr proudění podzemní vody závisí na litologii a hydrologii a je proměnný v závislosti na suchém nebo vlhkém období. Rychlost proudění podzemní vody je velice proměnná a je závislá na infiltrace ze srážek, dotaci vody z řeky Sávy a zahrnuje hodnoty od několika metrů do několika desítek metrů za den.

RÁMEC EXPERIMENTU

Tracer testy byly provedeny v okolí zásobárny pitné vody v Hrastje (Obr. 1). Protože ve zvodni Ljublaňsko polje bylo známo velice málo informací o šíření rozpuštěných látek ve vodě, byl přednostně proveden tracer experiment s bromidem draselným následovaný multi-tracer testem s bromidem draselným, uraninem, mikrogranulemi a s tinopal CBS-X. Bromid byl injektován do pozorovacího vrtu PH-3 (Obr. 1), který leží v těsné blízkosti nádrže pitné vody. I když voda z vodárny Hrastje není nijak čištěná (chlorizace nebo čištění ozónem), použití bromidu neohrožuje lidské zdraví. Množství injektovaného traceru a rozvrh vzorkování pro multi-tracer test byl založen na bázi předchozího experimentu s ohledem na jeho výsledky.

Obrázek 1. Lokace injekčních vrtů a vzorkovacích vrtů se směry proudění a geologickými prvky, š-a kvartérní štěrk, t - wQ wurmské štěrkové usazeniy

Multi-tracer experiment byl proveden rozšířením traceru na povrchu (injektáž do nesaturované zóny) v blízkosti štěrkového dolu a injektáž přímo do saturované zóny ve vrtu PH-3, PAC-7 a PAC-9 (Obr. 1). Vzorkování probíhalo v pozorovacích vrtech PAC - 7, PAC-6, PH-1, LP Obrije, MV-1, MV-2, MV-3 a čerpaný vrt ze zásobárny vody Hrastje (HR-vd; Obr. 1). Rozdělení a množství tracerů obsahuje Tabulka 1.

Tabulka 1. Detail injektáže tracerů

Injection site	*Tracer*	*Tracer amount*	*Injection date*	*Injection depth*	*Groundwater level*
PAC-9	Uranine	3 kg	21.11	17.05 m	16.20 m
PAC-7	Tinopal CBS-X	10 kg	10.02	14.70 m	13.90 m
PH-3	KBr	35 kg	21.11	15.00 m	13.03 m
Gravel pit Obrije	KBr and microspheres	60 kg and 10 ml	21.11	surface	–

VÝSLEDKY TRACER TESTŮ

Bromid injektovaný do vrtu PH-3 byl opakovně transportován s některými zajímavými výsledky. Byl detekován velice rychlý pohyb bromidu do zásobárny Hrastje a zároveň pohyb traceru z Hrastje k pozorovacímu vrtu PAC-6. Výsledky testu ukazují na skoro stejný transportní čas do pozorovacího vrtu PH-1 jako do čerpaného vrtu Hr -vd4 (Obr. 2). Vrt Hr-vd4 (Obr.2) je přibližně 3x blíže (150 m) injektovanému vrtu než vrt PH-1 (440 m).

Obrázek 2. Koncentrace bromidu v pozorovacích vrtech PH-1 a PAC-6 a čerpaného vrtu Hr-vd4 v závislosti na čace po injektáže KBr do PH-3. Tučná horizontální linie je průměrná pozaďová koncentrace KBr 22+- 2 □g/L v jižní části zvodně

Uranin byl injektován do pozorovacího vrtu PAC-9 (Obr. 1). Protože při vzorkování čerpaných vrtů vzniká možnost ovlivnění tracer testů odběrem, byl během každé

vzorkovací periody vzorkován vrt PH-5. Transportní vzdálenost uraninu, injektovaného do vrtu PAC-9 na severní straně experimentálního území byla určena na 1510 m. Během experimentu nebyly zjištěny žádné komplikace s pozaďovou koncentrací urania. Byla zjištěna dlouhá perioda než došlo k dosažení maxima koncentrací. Uranium bylo transportováno západním směrem od injekčního vrtu k LP-Obrije a po té se otočilo k pozorovacímu vrtu MV-1 a na severní část zásobárny Hrastje (Obr. 1 a Obr. 2)

Obrázek 3. Koncentrace urania v pozorovacím vtru LP-Obrije a MV- 1 a čerpaných vrtech Hr-vd3, Hr-vd5 a Hr-vd6 v závislosti na čase po injektáži urania do vrtu PAC-9.
Plná čára: LOD 0.002 □g/L pro vzorky z čerpaných vrtů;
Přerušovaná čára: LOD 0.01 □g/L pro vzorky z pozorovacích vrtů.
Tečkovaná čára: předpoklad pro další dataset díky zdržení vzorkování MV-1.

Tinopal CBS-X byl injektován do PAC-7 na severní straně vodního díla Hrastje. Během vzorkovacího cyklu nebyl tinopal detekován v žádném z vrtů. Toto mohly způsobit 3 důvody: pozorovací vrt PAC-7 měl malou konduktivitu a/nebo Tinopal CBS-X bylo absorbováno v sedimentech anebo injektované množství bylo příliš malé. Protože byla určitá koncentrace Tinopal CBS-X v pozorovacím vrtu PAC-7 pozorována až 1.5 roku po injektáži můžeme stanovit jako hlavní důvod malou konduktivitu PAC-7, ale nemůžeme vyloučit rovněž určitý vliv adsorpce.

TRANSPORTNÍ PARAMETRY A MODELOVÁNÍ

K matematickému vyhodnocení průnikových křivek byl použit analytický model (advekčně disperzní) a numerický model (mike she).

Advekčně disperzní model

Transporntní parametry byly vypočítány pomocí Maloszewskeko advekčně disperzního modelu (TRACI programe; Werner,1998), který předpokládá uniformní laminární proudění a uplatnění Fickova zákona (rovnice kontinuity). Simulované průnikové křivky byly většinou vypočítány pomocí multidispezrního modelu, který umožňuje výpočet pro více překrývajících se průnikových křivek, reprezentujících různé proudnice.

Bromidové průnikové křivky z vrtů Hrastje ukazují disperzivity kolem 5,5 m (disperzní koeficient 160 m2/den) pro jednoduchý experiment a 20 m (disperzní koeficient 160 m2/den) multitracer experiment Tento rozdíl je pravděpodobně způsoben rozdílným čerpáním podzemní vody a tedy uskutečnění testů za odlišných hydrogeologických podmínek.

Uraniové průnikové křivky z LP-Obrije určují dispertzivitu na 6 m (disperzní koeficient 100 m2/den), čerpací vrty udávají disperzivitu 50-90 m(disperzní koeficient 400-700 m2/den). Z výsledků je zřejmé, že disperze narůstá současně s délkou proudnice.

Numerické modelování

Numerické modelování významně přispívá k lepšímu pochopení chování hydrogeologických systémů chování podzemní vody za přirozených podmínek a zároveň za podmínek přírodního a antropogenního ovlivnění. MIKE-SHE hydrogeologický model zvodně Ljubljansko polje byl sestaven před několika lety (Refsgaard and Gustavsson, 2000; Jamnik et al. 2001) a používá se k řešení každodeních problémů při odběrech a při dlouhodobém plánování. Prvním cílem bylo určit nejbezpečnější možnou strukturu pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou.

Model proudění podzemní vody byl původně kalibrován v regionálním měřítku pomocí 200 x 200 m velkých elementů gridu. Pro účely simulace tracer testu byl použit lokální, šesti vrstevný model o velikosti jednoho elementu 20 x 25 m a časově proměnou okrajovou podmínkou (hladinou) simulovanou v regionálním modelu. Několik simulací bylo provedeno pomocí advekčně-disperzního modelu, aby mohl být ukázán pohyb traceru s podzemní vodou a závislost disperzního koeficientu z několika injekčních bodů. Mrak traceru byl simulován s ohledem na časové a prostorové měřítko.

Simulace byly založeny na simulaci pohybu vody během rozdílných hydrogeologických podmínek, aby se zjistil vliv velikosti hladiny podzemní vody na směr pohybu traceru. Modelové výsledky ukazují, že mrak traceru postupuje z různých bodů více jižně než mrak traceru, který byl definován experimentálně. Transportní cesty závisí na hladině podzemní vody a pohybu na sever, když je hladina výše. Simulace ukázaly, že nižší rychlostí a delší transportní čas může být očekáván během nízké hladiny podzemní vody. Pozorovaný transportní čas traceru, který byl injektován blíže k čerpaným vrtům, byl neočekávaně vyšší než simulovaný transportní čas.

Změny v disperzním koeficientu samozřejmě ukazují vliv na transportní čas a rozšiřování mraku traceru, ale ne signifikantně. Můžeme konstatovat, že nemalý vliv na směr transportu traceru by bylo možné dosáhnout bližším určením hydraulické vodivosti každé modelové vrstvy, což je plánováno jako důležitá část budoucích modelovacích prací.

SHRNUTÍ

Tracer test na území Ljubljansko polje je první polní experiment tohoto druhu týkající se aluviálních zvodní ve Slovinsku. Vědci uznali realizaci tracer testů jako důležitou část Slovinského výzkumu podzemních vod.

Výhody výzkumu jsou četné. Navzdory velkému riziku byl experiment uskutečněn v povodí Hrastje, které slouží k zásobování obyvatelstva pitnou vodou. Výzkum ukázal, že tracery mohou být bezpečně využity i v citlivých územích a že vědci jsou schopni uskutečnit experiment na vysoké bezpečnostní úrovni.

Experiment ukázal, že proudění podzemní vody v centrální části zvodně Ljubljansko polje je dobře známo, ale v lokálním měřítku bylo zaznamenáno nepředpokládané, značně rychlejší prouděni, než bylo předpokládáno. Zásobování podzemní vodou se ukázalo jak velice zranitelné. Z manažerského úhlu pohledu to znamená, že v případě existence potenciálních rizik v povodí budou pomocná měření efektivní pouze v případě, budou - li udělána rychle.
Výsledky experimentů nabízí základní informace pro verifikaci existujících ochranných pásem podzemní vody.
Poprvé byly transportní časy ve zvodni Lubljansko polje determinovány polním experimentem a ne pouze teoreticky.
Bylo potvrzeno, že navzdory několika výzkumům ve zvodni Ljubljansko polje, tracer experimenty jsou potřebné k získání doplňujících informací, které nemohou být získány jinou cestou.
Na základě našich pozitivních zkušeností s tracer texty věříme, že jejich použití při managamentu nakládání s vodou bude vzrůstat. Mohou se stát doporučeným nástrojem managamentu podporujícím spojení pro dlouhodobá i krátkodobá rozhodnutí a dát odpověď na dosud nevyřešené otázky.

LITERATURA

Jamnik B., Refsgaard A., Jan a M. and Kristensen M. (2001). Water resources management model for Ljubljana City.In: *4th DHI Software Conference* [CD-ROM], M. Kristensen, U. Andersson, H. R. Sorensen (eds.), DHI Water andEnvironment, Elsinore.

Refsgaard A. and Gustavsson L. (2000). *Water Resources Management Model for Ljubljansko Polje and Ljubljansko Barje.* Final Report, DHI Water & Environment, Horsholm, DK.

Werner, A. (1998). TRACI – An example for mathematical tracing interpretation model. In: *Tracing Technique in Geohydrology*, W. Käss (ed.), A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 376–381.

Hydraulické parametry zvodni s duální porovitostí

Abstrakt

Zvodně s duální pórovitostí skýtají pro projekty umělé infiltrace výhody i nevýhody. Snad největší nevýhoda spočívá v běžně používané, ale nesprávné aplikaci hydraulických výpočtů, založených na homogenním prostředí se symetrickým poklesem hladin, pro účely stanovení hydraulických parametrů zvodně z dat přítokových zkoušek. V takovýchto výpočtech je uvažován pouze vliv pórového prostředí. V oblasti jižního Londýna jejich aplikace může vést k odhadu řádově vyšších koeficientů storativity zvodně a rovněž k podobně nepřesným odhadům infiltrovaného množství vody. Duální porosita křídových zvodní je problematický fenomén, ale v souvislosti s aplikací systémů umělé infiltrace se duální porosita jeví jako výhoda. Puklinové systémy omezují kolmataci studní a umožňují zachovat vysoké hodnoty vcezu v řádu 10 – 20 mil l denně na každou jednotlivou infiltrační studnu. Dosahované vysoké hodnoty infiltrace udržují náklady umělé infiltrace na přiměřené úrovni. Pokusy bylo prokázáno, že infiltrované množství může být stanoveno hydraulickými výpočty používanými pro čerpání. Čerpací pokusy jsou snadnější a rovněž levnější vzhledem ke skutečnosti, že výběr lokality pro testování není limitován dostupností dotatečného množství infiltrované vody. Na případech studií umělé infiltrace v lokalitě jižního Londýna je ilustrován vliv duální pórovitosti a jsou publikovány metody pro analýzu poklesů, respektive vzestupů hladin v testované zvodni.

Úvod

V rámci projektu s názvem SLARS (zkratka projektu umělé infiltrace v oblasti jižního Londýna) jsou firmou Thames Water aktuálně zkoumány možnosti umělé infiltrace (popis projektu viz Jones et al., toho času v tisku). Křídové sedimenty reprezentují v oblasti jižního Londýna hlavní zvodeň. Proudění podzemní vody probíhá v pórech i v dobře vyvinutých puklinách – jedná se o klasickou zvodeň s duální pórovitostí. Předkládaný článek obsahuje příklady průzkumu z oblastí Streatham, Bell Green, Ladywell Fields a Catford. Zdokumentován je postup jak byly stanoveny hydraulické parametry křídové zvodně a diskutovány jsou negativní důsledky případného nevhodného použití výpočtů ignorujících duální porositu pro návrh infiltračního systému. Uspořádání a hustota puklinového systému křídových sedimentů je ovlivněna rozdílným sedáním podložních sedimentů jury, interpretace litologických profilů mnoha vrtů prokazuje v zájmové oblasti výskyt zlomů (Andrews et al., 1995). Doprovodným projevem je rozpukání horninového masivu – nejčastěji ve 2 na sebe kolmých vertikálních rovinách. Více rozpukány jsou pravděpodobně polohy při bázi křídových sedimentů. Tento fenomén může být dále rozvíjen vháněním kyselých roztoků – vznikne tak třetí plocha s preferenční vodivostí. Proudění podzemní vody k vrtům tak odpovídá 3D idealizovanému schématu puklinové sítě, popsané Warrenem a Rootem (1963). Výsledně se v křídě vyskytují 2 hydraulické systémy: a) pravoúhlý puklinový systém, b) bloky s průlinovou propustností. Každý blok horniny je ohraničen jednotlivými rovinami puklin. Uvnitř bloků je rozpukání vyvinuto nevýznamně. Přestože by se takovýto popis hydraulického sytému mohl zdát příliš idealizovaný, ukazuje se, že v zájmové oblasti je právě takovýto systém duální pórovitosti nejlépe vhodnou aproximací reálného systému. Jakmile jsou data získaná z přítokových zkoušek do vrtů hodnocena s uvážením konceptu duální pórovitosti, dojde k jejich lepšímu pochopení. Firma Thames Water v zájmové lokalitě

(po vzoru jiných křídových oblastí) úspěšně odzkoušela zlepšení vlastností jímacích studní pomocí injektáže kyselých roztoků. Injektáž kyselých roztoků je účinná, protože dochází ke zvětšení puklin lokálního systému v okolí studny a tím k lepšímu napojení oblasti na regionální puklinový systém (Bank set al., 1993).

Metody

Komplexní popis hodnocení dat z přítokových zkoušek do vrtů vyvinuli Bourdet a Gringarten (1980) a Moench (1984). V rámci předkládaného článku byly pro stanovení hydraulických parametrů zvodně použity jednoduché metody, publikované Warrenem a Rootem (1963) a Kazemim et al. (1969). Tyto metody umožňují dobře vystihnout hydraulické odezvy zvodní s duální pórovitostí. Jejich detailní popis publikovali Kruseman a de Rider (1990) a proto zde není opakován. Kvůli široké škále hydraulické odezvy systémů s duální pórovitostí je ale nutné pro hodnocení získaných dat použít více metod - v následující posloupnosti:

1) Analýza poklesu hladiny v závislosti na vzdálenosti od studny

Čerpané studny ve zvodních s duální pórovitostí mají efektivní hydraulický poloměr (r_e) podstatně větší než je poloměr vlastní studny. Hodnoty r_e mohou být stanoveny z inflexního bodu na grafu poklesu hladiny se vzdáleností od studně (Jacob 1947). V delších časech od počátku čerpacího pokusu je hydraulická odezva zvodní s duální pórovitostí přibližně shodná s odezvou zvodně s pórovitostí jednoduchou (Kazemi et al., 1969). Proto graf poklesu hladiny se vzdáleností od čerpaného vrtu může být použit rovněž pro stanovení transmisivity zvodně – za předpokladu, že přímka bude proložena v pozdějších časech čerpací části přítokové zkoušky a pro vrty situované vně efektivního hydraulického poloměru vrtu (r_e).

2) Analýza poklesu hladiny v závislosti na čase

Puklinové sítě zvodní s duální porositou mají podstatně vyšší transmisivitu než bloky s průlinovou (pórovou) propustností. Naopak bloky s průlinovou propustností mají oproti puklinovému systému výrazně větší storativitu. Kombinace výše popsaných vlastností způsobuje na křivkách poklesu hladiny v čase tři odlišné fáze. V první fázi poklesu hladiny - uvnitř oblasti efektivního hydraulického poloměru studny pokles hladiny dominantně závisí na storativitě puklinové sítě. Druhou fázi lze popsat jako oblast přechodu mezi první a třetí fází čerpací zkoušky. Třetí fáze čerpací zkoušky v oblasti hydraulických systémů s duální pórovitostí nastává od toho okamžiku, kdy je pokles hladin v oblasti puklinové sítě i v oblasti bloků s pórovou propustností shodný. Zároveň pozorovaný pokles hladin odpovídá poklesové funkci Theise (1935). Metoda Kazemiho et al. (1969) byla použita pro analýzu třífázového poklesu hladin při čerpací části přítokové zkoušky.

3) Analýza návratu hydraulického systému k původním neovlivněným podmínkám

Rovněž fáze vzestupu hladin po ukončení čerpací části přítokové zkoušky má tři fáze. Analýza tohoto jevu je problematická, protože není k dispozici žádná analytická metoda. Přesto třetí (závěrečná) fáze vzestupu hydraulicky odpovídá vzestupu analyticky popsaném Theisem (1935) pro homogenní pórové zvodně. Měření třetí fáze vzestupu hladiny je obvykle ukončeno před dosažením původních úrovní hladiny a proto často nemůže být třetí fáze grafu vzestupu hladiny a času správně proložena. Navíc monitorovací studny jsou často vybírány v oblasti vymezené efektivním hydraulickým poloměrem – to má za následek vyhodnocení chybných charakteristik zvodně. Data

vzestupu hladin jsou nicméně cenná pro posouzení výsledků z jiných metod hodnocení parametrů zvodně.

4) Analýza přetoků do zvodně
Protože třetí fáze čerpací zkoušky zvodní s duální pórovitostí odpovídá klasické Theisově funkci, různé odezvy okrajových podmínek analyzovaného hydraulického systému mohou být hodnoceny klasickými metodami - např. Hantusch a Jacob, (1955).

Analýza poklesu hladiny v závislosti na vzdálenosti od studny
Na obrázku 1 jsou vykreslena typická data hydraulické odezvy zvodně v oblasti jižního Londýna na řízenou infiltraci – měření pochází z lokality Streatham. V blízkosti infiltrační studny je dosažený vzestup hladiny se vzdáleností od studny relativně plochý a naopak příkrý je v okrajových oblastech kužele vzestupu. Vzdálenost, ve které dochází k rozdílnému sklonu hladiny, lze odhadnout na 700 – 1000 m a lze ji považovat za efektivní hydraulický poloměr (r_e) infiltrační studny. Z výpočtů transmisivity zvodně z objektů vzdálenějších než r_e vyšly hodnoty 500 – 900 m^2/den. Koeficient storativity zvodně by neměl být pomocí této metody stanovován, protože průběh řešení je ovlivněn duální pórovitostí.

Analýza návratu hydraulického systému k původním neovlivněným podmínkám
Na obrázku 2 je vykreslena hydraulická odezva systému po ukončení čerpání v lokalitě Streatham. Residuální snížení hladin je vykresleno v objektech ABH (vrt s ukončeným čerpáním), OBH (pozorovací vrt), WELL (další monitorovací objekt zřízený z původní jímací studny). Hydraulická odezva vzestupu hladin je ve všech třech objektech v časech blízkých po ukončení čerpání shodná. Vzhledem k rozdílným vzdálenostem (poloměrům) objektů ABS, OBH a WELL - 0.36 m, 5.6 m a 48.6 m, lze ze shodného vzestupu hladin po ukončení čerpání vyvozovat, že se nejedná o zvodeň s homogenní (jednoduchou) pórovitostí, ale naopak o zvodeň s pórovitostí duální. Poloměry (respektive vzdálenosti objektů OBH a WELL od čerpaného vrtu) objektů jsou výrazně menší než efektivní poloměr čerpaného vrtu (700 – 1000 m). Shodný vzestup hladin ve zmiňovaných vrtech po ukončení čerpání lze vysvětlit redistribucí podzemní vody po puklinových systémech v celé oblasti vymezené efektivním poloměrem r_e. Redistribuce probíhá výrazně rychleji než doplňování zásob vlivem vlastního přítoku podzemní vody po obvodu depresního kužele – proto v centrální oblasti r_e dochází k jednotnému vzestupu hladin. Ze superpozice vývoje hladin po ukončení čerpání pro čerpaný vrt a pro pozorovací vrt lze usuzovat, zdali se ve zvodni vyskytuje duální pórovitost a zdali se pozorovací vrt nachází uvnitř efektivního hydraulického poloměru čerpaného vrtu, anebo vně.

Obrázek 1 a 2. Graf závislosti vzestupu hladiny na vzdálenosti od infiltračního vrtu a Graf vzestupu hladin po ukončení čerpání.

Analýza poklesu hladiny v závislosti na čase

Hodnoty koeficientu storativity pro zvodně s duální pórovitostí mohou být vyhodnoceny pouze analýzou grafů závislosti poklesu hladin v čase. Nejjednodušší metodu popisuje Kazemi et al. (1969). Pozornost musí být věnována výběru správné oblasti grafu určené k hodnocení. V křídové zvodni první fáze poklesové křivky trvá přibližně 1 – 5 minut. Pokles hladiny podzemní vody v první fázi postihuje výhradně oblast vymezenou efektivním hydraulickým poloměrem vrtu r_e. Druhá fáze poklesu hladin je přechodová. Třetí fáze poklesu hladin obvykle začíná od časů přesahujících 1000 min a lze ji snadno rozeznat. Dosažení třetí fáze poklesu hladiny při čerpacím pokusu zároveň poskytuje informaci, že čerpací pokus byl dostatečně dlouhý. Výsledky hodnocení z třetí fáze přítokové zkoušky by měly být porovnány s výsledky získanými pro monitorovací vrty situovaných uvnitř i vně efektivního poloměru r_e. 2. a 3. fáze poklesu hladiny nastává později v závislosti na vzdálenosti monitorovacích vrtů od vrtu čerpaného. Pro výpočet storativity z vrtů v oblasti dosahu efektivního poloměru musí být použita hodnota r_e namísto r. Stanovení efektivního poloměru je dokumentováno na obrázku 3.

Obrázek 3 Závislost poklesu hladin na čase.

Analýza přetoků do zvodně

Analyzovaná data náleží do oblasti třetí fáze čerpací zkoušky a jsou pořízena z vrtu situovaného vně r_e. Pro vyhodnocení hydraulických parametrů zvodně s přetékáním přes polopropustné izolátory poté mohou být použity klasické postupy stanovení – např. metoda Hantushe a Jacoba (1955). Aplikaci klasických metod umožňuje skutečnost, že

při dlouhých časech čerpací zkoušky hydraulická odezva zvodně s duální pórovitostí přibližně odpovídá hydraulické odezvě zvodně s homogenní (jednoduchou) pórovitostí (Kazemi et al., 1969). Výběr pozorovacího vrtu vně efektivního poloměru čerpací studny umožňuje pro vyhodnocení zvolit dostatečně dlouhé období. Proto byla pro analýzu přetékání při čerpacím pokusu v oblasti Ladywell Fields použita data z oblasti Catford Town Hall (viz obr. 4). Z obrázku 4 je patrné, že na logaritmickém grafu je obtížné nalézt vhodný úsek pro proložení. Tento problém lze vyřešit tím, že počátek třetí fáze čerpací zkoušky je identifikován v semilogaritmickém grafu a následně jsou vynesena a proložena pouze data z třetí fáze čerpací zkoušky. Výsledně byly pomocí metod založených na předpokladu duální porosity získány hodnoty transmisivity, storativity a přetoku 1590 m^2/den, $1*10^{-3}$ a 5500 m.

Obr. 5

Analýza izolinií hladiny podzemní vody

Konstrukce izolinií hladiny podzemí vody v zájmovém území reprezentuje další z metod analýzy duální pórovitosti zvodně. Systémy puklin jsou často lépe vyvinuty ve směru hlavních puklin – vzniká anizotropní prostředí s proměnlivou hodnotou transmisivity v závislosti na směru proudění podzemní vody. Anizotropie křídové zvodně byla prokázána při všech čerpacích pokusech (Streatham, Ladywell Fields a Bell Green). Na obrázku 5 jsou izolinie poklesu hladiny podzemní vody při čerpací zkoušce v oblasti Streathamu. Izolinie poklesu hladiny nejsou kruhové (tak jak je tomu v případě izotropního prostředí), ale eliptické. Osa největší transmisivity je totožná s hlavní osou vykreslených elips izolinií. Izolinie z oblastí Bell Green a Ladywell Fields mají shodnou orientaci jako izolinie v oblasti Streathamu. Směr maximální transmisivity odpovídá směru hlavních zlomů (Greenwich a Wimbledon) a směru strukturních prvků zájmového území. Poté co byl identifikován hlavní směr transmisivity, byla návazně zjištěna výrazně větší konzistence hodnocených závislostí poklesu hladiny v čase a poklesu hladiny se vzdáleností od čerpaného vrtu. Objekty situované v puklinách orientovaných ve směru hlavní osy transmisivity vytvořily cluster s vyššími hodnotami transmisivity, objekty situované na kolmých liniích vytvořily cluster s nižšími hodnotami transmisivity.

Diskuse

V zájmovém území jižní oblasti Londýna byl v prostoru křídové zvodně potvrzen výskyt duální pórovitosti na základě fenoménů: a) existence tří fází poklesu hladiny podzemní vody, b) vysoké hodnoty efektivního poloměru r_e, c) identických vzestupů hladiny podzemní vody v pozorovacích vrtech situovaných v menší vzdálenosti než je efektivní poloměr. Hydraulické charakteristiky zvodně byly hodnoceny pomocí metodiky stanovení hydraulických charakteristik pro zvodně s duální pórovitostí. Tento postup umožnil následně porovnat nově stanovené hodnoty charakteristik s hodnotami stanovenými pomocí klasických metod. Hodnoty transmisivity a storativity byly při použití klasických metod hodnocení nadhodnoceny 360 krát (v případě storativity) a 10 krát v případě transmisivity. Typicky se chyby ve stanovení hydraulických charakteristik vyskytly v případě, když byl pro výpočet vybrán nevhodný úsek poklesu, nebo pokud byla všechna možná proložení považována za relevantní – jak je tomu u klasických metod. Pokud by byly pro hodnocení zájmového území použity klasické metody, je pravděpodobné že by následný projekt umělé infiltrace vycházel z významně nadhodnoceného infiltrovaného množství.

V dalším článku (Anderson et al., toho času v tisku) jsme popsali detailní data postupu kolmatace infiltračního vrtu v lokalitě Streatham. K okamžité kolmataci docházelo při mísení podzemní a infiltrované vody. Infiltrované množství se postupně snížilo o něco méně než o 20% a následně došlo ke zlepšení infiltrace během jednorázových infiltračních testů a period. Jediné přípustné vysvětlení vychází z předpokladu okamžité kolmatace bloků horniny s průlinovou propustností, zatímco vlastní puklinová síť kolmataci nepodléhá. Tento závěr mohl být učiněn i vzhledem k tomu, že provedená hydraulická hodnocení v tomto článku ověřila existenci sítě puklin, popsanou Warrenem a Rootem (1963). Výsledně tedy bylo konstatováno, že efekt kolmatace nebude v zájmové lokalitě dlouhodobým problémem. Navrhovaný projekt infiltrace byl posouzen jako uskutečnitelný, protože relativně nákladná úprava infiltrované vody kvůli zamezení kolmatace nebyla vyžadována.

Na základě chemických analýz bylo na místě se domnívat, že v oblastech pH 7.5 – 8.0 může ve vodě přiváděné potrubím z řeky Temže docházet ke srážení $CaCO_3$. Existovaly obavy, že problém kolmatace bude v zájmovém území významný a že bude ohrožena realizace umělé infiltrace kdekoliv v zájmovém území. Naštěstí potvrzení existence duální pórovitosti a zjištění, že v takovémto systému ke kolmataci nedochází, umožnilo problém kolmatace pro technické řešení zájmového území eliminovat. Provedené testy rovněž potvrdily, že pomocí hydrauliky čerpání lze v systémech s duální pórovitostí předpovídat hydrauliku infiltrace – projekt umělé infiltrace bylo možné založit na výsledcích pořízených z čerpacích zkoušek. Rovněž došlo k přehodnocení dat z čerpacích pokusů zaznamenaných v Thames Water technických zprávách pomocí metodiky popsané v tomto článku – bylo prokázáno, že puklinová hydraulika hlavního kolektoru křídy oblasti jižního Londýna je jedním ze základních fenomenů.

Závěry

Přestože různé metody hodnocení přítokových zkoušek do vrtů existují více jak 40 let, nejsou obvykle používány. Tato zdrženlivost může být vysvětlena nedostatkem znalosti o „nedostatcích klasických metod“, „enormním množstvím použitelných rovnic hodnocení“ (Kruseman a de Ridder, 1990) a rovněž také nedostatkem důvěry k těmto metodickým postupům. Proto snad není překvapením, že zpracovatelé jsou často skeptičtí k možnostem aplikovat různé metodiky založené na předpokladu duální pórovitosti a raději pro stanovení hydraulických charakteristik preferují užití klasických metod pro pórové prostředí s jednoduchou propustností. Bohužel ale tento přístup má závažné důsledky – zejména při projektování a návrhu systémů umělé infiltrace. Přestože zde použité metody hodnocení hydraulických parametrů ve zvodních s duální pórovitostí nemají pevný teoretický základ (Kruseman a Ridder, 1990), rizika chybného stanovení parametrů při aplikaci klasických metod jsou značná. Pokud by hodnocení systémů s duální pórovitostí, založená na aproximacích provedených Kazemim et al. (1969) a Warrenem a Rootem (1965), byla předmětem diskusí, měly by být používány více sofistikované metody hodnocení prostředí s duální pórovitostí. Metodika navržená autory Boudet a Gringarten (1980) a Moench (1984) prověřený teoretický základ obsahuje.

Ukazuje se, že aplikace metod hodnocení založených na předpokladu existence duální pórovitosti je pro zvodně s výskytem duální pórovitosti nezbytná. Křídová zvodeň v oblasti jižní části Londýna je nepochybně zvodní s duální pórovitostí. Popisované závěry jsou založeny na dostatečném množství dat, pořízených z objektů situovaných uvnitř i vně efektivního poloměru vrtu s přítokovou zkouškou. Užitím relativně jednoduchých, ale běžně přehlížených metod hodnocení mohou být získány relevantní hodnoty transmisivity a storativity. V souvislosti s návrhem systémů umělé infiltrace užití klasických metod pro stanovení hydraulických parametrů zvodně s duální pórovitostí obvykle povede k řádově vyšším hodnotám koeficientu storativity a generelně k podstatnému nadhodnocení projektovaného infiltrovaného množství. Opominutí aplikace odpovídajících metod hodnocení zvodní s duální pórovitostí nepřijatelně zvyšuje riziko, že vybudovaný systém umělé infiltrace následně nevyhoví návrhovým požadavkům - zejména v obdobích nutného zajištění zdrojů, jako je období sucha. Rovněž bylo prokázáno, že čerpací pokusy se v jižní oblasti Londýna (s duální pórovitostí hlavní zvodně) řídí obdobnou hydraulikou jako testy infiltrační. Infiltrační

kapacitu jednotlivých lokalit je snazší a levnější určovat z čerpacích pokusů. Odpadá tak zajištění dostatečného množství vody pro infiltrační pokus.

Literatura

Anderson et al. (in press). Characterisation of turbidity and well clogging processes in a Chalk dual porosity aquifer during the South London Artificial Recharge Scheme Trials. ISMAR 2005, Berlin.

Andrews JN et al. (1995). Hydrogeology and Hydrochemistry of the London Basin. *Postgraduate Research Institute for Sedimentology, University of Reading (PRIS), Thames Water Utilities Report.*

Banks D (1993). Acidisation; borehole development and rehabilitation. *Q. J. Eng. Geol and Hydrogeol. 26,* 109–125.

Bourdet D and Gringarten AC (1980). Determination of fissure volume and block size in fractured reservoirs by type curve analysis. *1980 SPE Ann. Fall Techn. Conf. and Exhib, Dallas, Paper 9293.*

Cooper HH and Jacob CE (1946). A generalised graphical method for evaluating formation constants and summarising well field history. *Trans. Amer. Geophys. Union 27,* 526 –534.

Hantush MS and Jacob CE (1955). Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer. *Trans. Amer. Geophys. Union, 36,* 95 –100.

Jones MA et al. (in press). The Streatham groundwater source: An analogue for the development of recharge enhanced groundwater resource management in the London Basin. ISMAR 2005, Berlin.

Kazemi H et al., (1969). The interpretation of interference tests in naturally fractured reservoirs with uniform fracture distribution. *Soc. Petrol. Engnrs. J., 9,* 463–472.

Kruseman GP and de Ridder NA (1990). Analysis and evaluation of pumping test data. *International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, Netherlands. ILRI 47,* 1–372.

Moench AF (1984). Double porosity models for a fissured groundwater reservoir with a fracture skin. *Water Resources Research, 20,* 831 –846.

Theis CV (1935). The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Trans. Amer. Geophys. Un., 16,* 519–524.

Warren JE and Root PJ (1963). The behaviour of naturally fractured reservoirs. *Soc. Petrol. Engnrs. J., 3,* 463–472.

Dynamické procesy během břehové filtrace a jejich vliv na kvalitu surové vody

P. Eckert, H.P. Rohns a R. Irmscher

Abstrakt

Již od roku 1870 s úspěchem využívá Düsseldorfská vodárna břehovou filtraci (RBF) Rýnu v Německu jako první krok úpravy na pitnou vodu. Jímacími vrty se získává surová voda ze čtvrtohorního kolektoru s podílem 50 až 90 % břehového filtrátu. Abychom do hloubky porozuměli čisticím procesům během břehové filtrace, byl na přelomu let 2003 a 2004 realizován výzkumný program. Čisticí procesy musí být dobře pochopeny, abychom mohli navrhnout adekvátní úpravárenské kroky a vymezit konkrétní cílové hodnoty pro kvalitu říční vody.

Časové změny kvality říční vody a hydraulika ovlivňují během břehové filtrace přírodní čisticí procesy. Bylo možné ukázat, že roční změny teploty říční vody spouštějí uvnitř kolektoru řadu následných reakcí. Záplavy jsou doprovázeny kratšími dobami průchodu a méně účinným přírodním čištěním. Avšak i během záplav a extrémně nízkých stavů vody se koncepce vícenásobné ochranné bariéry, včetně přírodního a technického čištění, ukázala jako spolehlivá metoda na výrobu pitné vody.

Klíčová slova

Břehová filtrace, hydrochemie, modelování

ÚVOD

Město Düsseldorf se nachází na severozápadě Německa v údolí dolního toku Rýna. Düsseldorfská vodárna zásobuje upraveným říčním filtrátem 600 000 obyvatel. Koncepce vícenásobné ochranné bariéry zajišťuje stálou výrobu vysoce kvalitní pitné vody. Přirozené atenuační procesy během břehové filtrace (RBF) tvoří první a účinnou ochrannou bariéru. Následnou ochrannou bariérou je úprava surové vody, včetně ozonizace, biologické aktivní filtrace a adsorpce na aktivní uhlí.

Základní studie o hydrochemických procesech během RBF byly provedeny v 80. letech minulého století na švýcarských řekách (Schwarzenbach et al., 1983, Jacobs et al., 1988, Von Gunten et al., 1991). Hmotnostní bilanci oxidovaného organického uhlíku vypočítal Denecke (1997) na Rýnu a Grischek et al. (1988) na Labi. Předchozími studiemi na Düsseldorfské lokalitě se zjistily hydraulické podmínky a vyrovnávání kolísající koncentrace říční vody během RBF (Schubert 2002a).

V tomto článku jsou uvedeny poslední průzkumy se zvláštním zaměřením na hydrochemické reakce vázané na dynamiku RBF. Posouzení čisticích procesů vyžaduje úvahu o dynamickém charakteru RBF, který je vázán na měnící se chemické složení říční vody, na průtok řeky a tudíž i na hydraulické podmínky uvnitř kolektoru. Období průzkumu zahrnuje dobu extrémně nízkého stavu vody v létě 2003 a následnou záplavu.

METODIKA

Abychom mohli posoudit čisticí procesy během RBF, využili jsme s úspěchem monitorování říční i podzemní vody na různých lokalitách mezi řekou a jímacím vrtem (Grischek et al., 1998, Schubert 2002b, Golwitz et al., 2003). Získaná podzemní voda je obecně tvořena téměř ze 100 % infiltrovanou říční vodou. Zjištěný chemismus podzemní

vody je proto ovlivněn pouze chemismem říční vody a hydrochemickými procesy uvnitř kolektoru. Na testované lokalitě se nachází mezi Rýnem a jímacím vrtem dvě víceúrovňové stěny (obr.1). Monitorovací program obsahuje chemické i biologické parametry, které jsou relevantní pro kvalitu pitné vody. Koncentrace téměř všech důležitých chemických parametrů v říční vodě vykazují významné časové změny. Navíc se předpokládalo, že hydrochemické procesy nejsou ustálené. Proto se musely do monitorovacího cyklu zahrnout i tyto časové změny. Z důvodu složitosti hydrogeochemických procesů během RBF se pro vyhodnocení získaných dat využil jednorozměrný reaktivní migrační model PHREE-QC-2 (Parkhurst a Appelo, 1999). Modelování hydrogeochemické migrace bylo s úspěchem provedeno van Breukelenem et al. (1998) ke zjištění platnosti navrženého reakčního schématu během infiltrace rýnské vody do dun Amsterdamského vodárenského systému.

Obr. 1 Řez kolektorem a řekou Rýnem se znázorněním jímacího vrtu Br.45a zonálně vystrojených monitorovacích vrtů A, B a C. Zóny 1 až 3 ukazují různé složení řečiště

VÝSLEDKY A DISKUSE

V době průzkumu teplota břehového filtrátu nikdy nepřekročila 20°C, ale říční voda vykazovala několik týdnů během léta teplotní hodnoty vyšší než 25°C (obr.2). Absorpční kapacita kolektoru vyplývá ze srovnání měřených teplot břehového filtrátu s výsledky přidruženého konzervativního modelu. Získali jsme dobrou shodu mezi modelovanými a měřenými hodnotami tím, že jsme do modelu vzali do úvahy difúzní přenos tepla. Kalibrace parametrů přenosu tepla umožnila modelování dalších hydrochemických procesů vázaných na teplotu.

Absorpční kapacita ve vztahu k teplotě kolektoru má významný vliv na pitnou vodu. Míchání s podzemní vodou (říční vodou neovlivněnou), která vykazovala stálou teplotu

13°C, dává teplotu surové vody nižší než 17°C. I přes výjimečně dlouhé období s vysokými teplotami říční vody v létě 2003 zůstávala získávaná pitná voda chladná a chutná.
Teplota říční vody, která se v průběhu roku mění, má přímý vliv na koncentraci kyslíku v říční vodě. Zatímco během zimy se koncentrace kyslíku v chladné říční vodě pohybovala od 11 do 13 mg/l, v létě se tato koncentrace snížila na 7 mg/l v důsledku nižší rozpustnosti kyslíku v teplé říční vodě (obr.3). Spotřeba kyslíku je způsobena aerobní biodegradací organických látek během břehové filtrace. Z neshody měřených hodnot kyslíku břehového filtrátu s modelovými výsledky při zvažování pevně dané spotřeby 5 mg/l kyslíku vyplývá složitější reakční schéma mezi květnem a prosincem. Z modelového postupu prokládání bodů křivkou vyplynulo, že mikrobiální spotřeba kyslíku je funkcí teploty a koncentrace kyslíku infiltrující říční vody. Během jarního období se biologická aktivita zvyšovala se stoupající teplotou, což vedlo až k maximální spotřebě kyslíku 11 mg/l. I přes stále se zvyšující teplotu během léta se opět mikrobiální aktivita snížila. Je zřejmé, že se nižší koncentrace kyslíku stala limitujícím faktorem. Nicméně biologická aktivita byla tak velká, že se anaerobní podmínky objevovaly uvnitř kolektoru po dobu téměř tří měsíců.
Změněné oxidačně-redukční podmínky jsou zvlášť zajímavé pro úpravu pitné vody. Během anaerobního období byly mikropolutanty uvnitř kolektoru již degradované (Schmidt et al., 2004). Došlo pouze k redukci části dusičnanů, které se vyskytovaly v infiltrované říční vodě v nízkých koncentracích (7-10 mg/l). Z důvodu neúplné denitrifikace se v surové vodě neobjevilo žádné rozpuštěné železo ani mangan.
Je zřejmé, že čisticí kapacita RBF spočívá v degradaci celkového organického uhlíku (TOC). Mezi únorem a prosincem 2003 se koncentrace TOC v infiltrující říční vodě snížila na úroveň 1 mg/l (obr.4). I přes měnící se koncentrace TOC v říční vodě od 2 do 4 mg/l zůstávaly sledované koncentrace v břehovém filtrátu stabilní na úrovni 1 mg/l. To nasvědčuje tomu, že se výše popsané změny spotřeby kyslíku během RBF shodují s měnícími se koncentracemi TOC v infiltrované říční vodě. Je zřejmé, že mikroorganismy jsou schopné degradovat jistý rozsah přísunu organického uhlíku. Zvýšení organického uhlíku v břehovém filtrátu se objevilo teprve po záplavě v lednu 2004. Během záplavy se zvýšení koncentrace TOC shodovalo se zvýšeným hydraulickým gradientem uvnitř kolektoru. Proto hmotnostní tok TOC v infiltrující říční vodě převyšuje nakrátko mikrobiální degradační kapacitu. Na základě hloubkově zaměřeného vzorkování byly zjištěny nejzranitelnější části kolektoru ve vysoce propustné vrstvě štěrku a v horní části kolektoru, která byla před záplavou nesaturovaná.
Po záplavě došlo k intenzivnější technické úpravě surové vody. Vedle zvýšené koncentrace TOC bylo možné zjistit i počty kolonií po dobu několika dní (Irmscher a Teermann, 2002, Schubert, 2009b). Následná technická úprava, i včetně oxidace a dezinfekce, neustále zajišťuje vysokou kvalitu pitné vody.

ZÁVĚRY

Je zřejmé, že časové změny složení říční vody spočívají v parametrech rozpuštěný kyslík, TOC a teplota. Navíc došlo ke spojení extrémně nízkého stavu vody v Rýnu s prodloužením období vysokých teplot nad 25°C. V důsledku výměny tepla během RBF a smíchání s podzemní vodou nikdy teplota surové vody v jímacím vrtu nepřekročila 17°C. Zvýšení teploty v průběhu jara vede nejdříve k účinnější biologické aktivitě uvnitř

kolektoru. Během léta je pak biologická degradace organického uhlíku omezena zvyšující se koncentrací kyslíku v infiltrující říční vodě. Mikrobiologická aktivita spolu s měnícím se složením říční vody významně ovlivňuje kvalitu surové vody. Během stabilních hydraulických podmínek se infiltrovaný organický uhlík snížil na hodnotu pouhého 1 mg/l. Po dobu 12 měsíců jsme sledovali anaerobní podmínky spolu se zvýšenou degradací mikropolutantů. Zatímco surová voda již většinou splňuje Evropskou normu pro pitnou vodu, sledovali jsme po záplavě zvýšené počty kolonií v jímacích vrtech.

Časové změny kvality říční vody a hydraulika ovlivňují přírodní čisticí procesy během břehové filtrace. Musí být dobře pochopeny, abychom mohli navrhovat a udržovat adekvátní úpravárenské kroky a určovat konkrétní cílové hodnoty pro kvalitu říční vody. Dokonce i během extrémně nízkého stavu vody a během záplav se koncepce vícenásobné ochranné bariéry, včetně přírodního i technického čištění, osvědčila jako spolehlivá metoda pro výrobu pitné vody.

LITERATURA

Denecke E. (1997). Evaluation of long-term measurements concerning the aerobic degradation performance of the subsoil passage of a water catchment at the lower Rhine. *Acta hydrochim. et Hydrobiol.* 25(6), 311–318.

Gollnitz W.D., Clancy J.L., Whitteberry B.L. a Vogt J.A. (2003). RBF as a microbial treatment process. *Journal AWWA* 95(12), 56–66.

Grischek T., Hiscock K.M., Metschies T., Dennis P.F. a Nestler W. (1998). Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. *Wat. Rs.*, 32(2), 450–460.

Irmscher R. a Teermann I. (2002). Riverbank filtration for drinking water supply – a proven method, perfect to face today's challenges. *Water Supply*, 2(5–6), 1–8.

Jacobs L. A., Van Gunten H. R., Keil R. a Kuslys M. (1988). Geochemical changes along a river-groundwater infiltration path: Glattfelden, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52(11). 2693–2706.

Parkhurst, D. a Appelo, C.A.J. (1999): Users guide to PHREEQC (version 2). US Geol. Surv. Water Resour. Inv. 99-4529, s. 312.

Schmidt C.K., Lange F. T. and Brauch H.J. (2004). Assessing the impact of different redox conditions and residence times on the fate of organic micropollutants during Riverbank Filtration. *4th International Conference on Pharmaceuticals and Endocrine Disrupting*, 13–15. Říjen 2004, Minneapolis, Minnesota, s. 195–205.

Schubert J. (2002a). Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. *J. Hydrol.* 266, 145161.

Schubert J. (2002b). Water-Quality improvements with riverbank filtration at Düsseldorf Waterworks in Germany. In: *Riverbank Filtration – Improving source-water quality*, C. Ray, G. Melin a R.B. Linsky (ed.), vol 43, 1st edn, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 267–277.

Schwarzenbach R. P., Giger W., Hoehn E., Schneider J. (1983). Behavior of organic compounds during infiltration of river water to groundwater. Field studies. *Environ. Sci. Technol.* 17, 472–479.

Van Breukelen B., Appelo C. A. J. a Olsthoorn T. N. (1998). Hydrogeochemical transport modelling of 24 years of Rhine water infiltration in the dunes of the Amsterdam water supply. *J. Hydrol.* 209, 281–296.

Von Gunten H.R., Karametaxas G., Krähenbühl U., Kuslys M., Giovanoli R. Hoehn E. a Keil R. (1991). Seasonal biogeochemical cycles in riverborne groundwater. *Geochim. Cosmochim. Acta* 55(12), 3597–3609.

Trvalá udržitelnost břehové filtrace v Drážďanech v Německu

T. Fischer, K. Day a T. Grischek

Abstrakt

Od roku 1875 je břehová filtrace podél řeky Labe ve městě Drážďanech důležitým zdrojem pro veřejné i průmyslové zásobování vodou. Infiltrace je vyvolávána čerpáním vrtů a instalací drenážního potrubí. Ještě dnes jsou některé staré systémy stále v provozu. Období nekvalitní říční vody v 70. a 80. letech minulého století byla překonána. Dostupné historické údaje z měření hladin vody, z průzkumů zanášení a z analýz DOC jsou porovnávány s výsledky z posledních průzkumů. Vodárny se modernizovaly a úpravárenské technologie se měnily.

Klíčová slova

Břehová filtrace, řeka Labe, Drážďany, zanášení (kolmatace), trvalá udržitelnost

ÚVOD

Drážďany jsou hlavním městem spolkové země Sasko, nacházejí se ve východní části Německa a mají téměř půl milionu obyvatel. Město leží v příkopové propadlině podél řeky Labe, která je vyplněna především ledovcovými uloženinami složenými ze štěrků a hrubých písků. Za normálních podmínek tvoří tyto čtvrtohorní uloženiny nenapjatý kolektor o mocnosti až 15 m. Kolektor je zčásti překryt vrstvou naplavené hlíny údolní nivy o mocnosti 2 až 4 m. Hlubšími uloženinami jsou slíny (turonské souvrství), které dosahují pod městským centrem maximální mocnosti přibližně 250 m. Hlubinný kolektor pod slíny je tvořen křídovými pískovci (cenoman) a je zčásti artézský (Grischek et al., 1996). Pískovce vycházejí na povrch na jihozápadní hranici města, zatímco severní hranici tvoří lužický přesmyk (žulový masiv).

Čtvrtohorní kolektor je v přímé hydraulické spojitosti s řekou Labe. V Drážďanech se pohybuje průměrný průtok Labe od 100 do 4 500 m^3/s se střední hodnotou přibližně 300 m^3/s. Obecně proudí podzemní voda z obou stran údolí směrem k řece a její hydraulická vodivost se pohybuje od 0.6 do 2.10^{-3} m/s.

ZÁSOBOVÁNÍ DRÁŽĎAN VODOU

Tak jako v mnoha evropských městech i v Drážďanech se pro veřejné zásobování vodou využívají převážně zdroje podzemních vod se systémem břehové filtrace (RBF) podél Labe. V současnosti je veřejné zásobování vodou v Drážďanech založeno ze 66 % na povrchové vodě z nádrží a z 32 % na břehové filtraci a umělé dotaci (umělém doplňování) podzemních vod.

První vodárna v Drážďanech-Saloppe byla postavena v letech 1871 až 1875 na pravém břehu Labe. Drenážní potrubí bylo instalováno poblíž říčního břehu na jímání surové vody. V důsledku geologických hraničních podmínek je více než 90 jímané vody břehový filtrát. Ještě dnes je vodárna stále v provozu a vyrábí až 12 000 m^3/den vody pro průmyslové zásobování vodou.

Zvyšující se poptávka po vodě na konci 80. let 19. století převyšovala kapacitu vodárny v Drážďanech-Saloppe. V roce 1981 pověřila městská rada stavebního úředníka Salbacha, aby napsal odbornou zprávu o budoucím zásobování města vodou. Salbach navrhl

postavit zkušební vrt na levém břehu řeky, který v roce 1891 jímal 4 000 m^3/den. V roce 1893 byly dokončeny další čtyři vrty, čímž se dohromady jímalo na levém břehu 20 000 m^3/den vody. Vrty byly pospojovány za pomocí sifonového potrubí a sběrné studny. Mezi roky 1896 a 1898 byla vybudována druhá vodárna (Drážďany-Tolkewitz), avšak další rostoucí poptávka po vodě měla za následek instalaci čtyř dalších vrtů a druhého sifonového potrubí v roce 1901, aby došlo ke zvýšení kapacity na 40 000 m^3/den. Ve 20. století se opět počet vrtů zvýšil a zdokonalila se zařízení na úpravu vody. Mezi léty 1919 a 1928 bylo postaveno třetí sifonové potrubí s 39 vrty. Obr. 1 ukazuje konečný systém potrubí a vrtů v Drážďanech-Tolkewitz. Významné snížení poptávky po vodě po opětovném sjednocení Německa v roce 1989 umožnilo uzavření jímání vody v dubnu 1992, aby mohlo dojít k naplánování generální rekonstrukce vodárny. Po provedení náročných stavebních prací byla vodárna Drážďany-Tolkewitz v únoru 2000 opět uvedena do provozu. Byla modernizována technologie úpravy vody a nainstalována desorpční komora na odstraňování těkavých halogenovaných sloučenin, flokulace a filtrace na odstraňování železa a manganu, filtrace aktivním uhlím na odstraňování organických látek a dezinfekce s použitím chloru, příp. oxidu chloričitého z podzemní vody. Surová voda se jímá ze 72 vrtů s využitím trvale účinného systému sifonového potrubí. Troje potrubí spojují sběrnou studnu (s čerpadlem) s násoskou. Ve vrtech nejsou nainstalována žádná čerpadla. Maximální kapacita je nyní 35 000 m^3/den. Normálně se stáčí jen zlomek celého potenciálu, přičemž se nepřetržitě čerpá jisté množství vody, aby se v kolektoru mezi řekou a vrty zlepšily stabilní oxidačně-redukční podmínky. Tím se rovněž zajišťují stabilní směsné poměry břehového filtrátu, který má nízké koncentrace dusičnanů a síranů, a podzemní vody (říční vodou neovlivněné), která má naopak vysoké koncentrace dusičnanů a síranů.

Od roku 1908 byl zahájen provoz třetí vodárny Drážďany-Hosterwitz. Zatímco se na počátku využívalo břehové filtrace, tak mezi léty 1928 a 1932 se hlavní technologie zaměřila na umělou dotaci podzemních vod. Předupravená říční voda se infiltrovala do velkých nádrží, čímž došlo ke zvýšení kapacity až na 50 000 m^3/den. Rostoucí poptávka po vodě v 60. letech minulého století znamenala další rozšíření infiltračních nádrží a zařízení na úpravu vody. Stavební práce v letech 1983 až 1990 vyústily v konečnou kapacitu 72 000 m^3/den.

V roce 1946 došlo k vybudování druhého zdroje surové vody, když vodárna Drážďany-Coschütz zahájila provoz. Tato vodárna produkuje až 120 000 m^3/den pitné vody z akumulačních nádrží.

V dnešní době lze uspokojovat poptávku Drážďan po vodě buď výrobou surové vody z břehového filtrátu a uměle dotované podzemní vody nebo z vody nádrže. Tyto nezávislé zdroje surové vody jsou základem pro trvale udržitelné a bezpečné zásobování vodou. V době malé poptávky jsou dotační nádrže vodárny Drážďany-Hosterwitz mimo provoz a využívá se pouze břehové filtrace.

O ZANÁŠENÍ (KOLMATACI)

Podíl a tudíž objem čerpaného břehového filtrátu hodně záleží na zanášení (kolmataci) řečiště. Zanášením se rozumí vytváření vrstvy na povrchu nebo uvnitř řečiště, která má nižší hydraulickou vodivost a tedy snižuje průtok filtrátu řečištěm. Vzniká infiltrací a akumulací jak organických, tak i anorganických suspendovaných pevných látek, srážením karbonátů, oxidů, popř. hydroxidů železa a manganu, a biologickými procesy.

Na Labi v Drážďanech existují erozivní podmínky, které omezují vytváření kolmatační vrstvy tím, že zvýšenou rychlostí průtoku a zvýšenou turbulencí dochází k narušování řečiště. V některých úsecích řeky je dno neměnné, zatímco v jiných převládá štěrk.
Podrobný výzkum zanášení a stability kolmatační vrstvy v Drážďanech provedli Beyer a Banscher (1976) a Hegger (1987). Kvůli obtížím při určování mocnosti kolmatační vrstvy použil Beyer a Banscher (1976) termín zavedený jako koeficient zanášení w (rovnice 1).
kde w = koeficient zanášení v sekundách (s), d_{cl} je mocnost kolmatační vrstvy v metrech (m), $k_{f,cl}$ je hydraulická vodivost kolmatační vrstvy v metrech za sekundu (m/s), Δh je spád v metrech (m) a v_i je rychlost infiltrace v metrech za sekundu (m/s). Tento termín je převrácenou hodnotou koeficientu difuze L. Při specifických podmínkách lze koeficient zanášení vypočítat pro lokality RBF s pomocí vodních hladin v řece a dvou pozorovacích vrtů umístěných mezi řekou a jímacím vrtem za použití analytického řešení podle Girinského (Beims et al., 2000). Na základě těchto hladin a známých specifických čerpaných množství lze koeficient zanášení určit pro různé vodní stavy v řece a měřicí akce a srovnávat s dřívějšími daty. Pro výpočet hodnot w vypracoval Heeger (1987) navíc empirický vzorec z dlouhodobé statistické analýzy vodních hladin a souvisejících vodních stavů v řece a ze specifických čerpaných množství.
V letech 1914 až 1930 byl zjištěn významný pokles hladin podzemní vody v Drážďanech-Tolkewitz, který se po diskusi vysvětlil jako následek zanášení řečiště vlivem zvýšených rychlostí infiltrace od roku 1901 a zanášení suspendovanými materiály. V 80. letech minulého století zapříčinilo silné znečištění říční vody, způsobené organickými látkami z papíren a celulózek, spolu s velkým odběrem vody, zhoršení podmínek nesaturované vrstvy pod řečištěm, zejména ve vodárně Drážďany-Tolkewitz. Avšak průzkumy řečiště za použití potápěčské komory (zvonu) ukázaly, že materiál, který zapříčinil zanesení pórů ve štěrkovém dně, se skládal až z 90 % z anorganických materiálů (Heeger, 1987).
Heeger (1987) vypočítal, že koeficient zanášení $w = 7{,}5 \cdot 10^3$ s pro řečiště bez břehové filtrace a že střední hodnota $w = 2 \cdot 10^6$ s pro místa RBF v Drážďanech a okolí. Dlouhodobý proces zanášení řečiště zahrnuje řadu fází tvorby a rozrušování, které střední hodnotu překrývají. Během záplav s dostatečnou hydraulickou přenosovou energií je řečiště erodováno a hydraulická vodivost řečiště se následně zvyšuje. Obdobně dlouhá období malého průtoku mají za následek zvýšené hodnoty koeficientů w.

Poté co došlo v letech 1989 až 1993 ke zlepšení kvality říční vody, se hydraulická vodivost řečiště zvýšila. V roce 1992 byly sledovány obdobné vodní hladiny jako v roce 1930. V roce 2003 bylo využito modelování proudění podzemní vody k analýze dřívějších předpokladů ohledně proudění podzemní vody směrem k jímacím vrtům a zanášení řečiště. Z kalibrace modelu se stanovila spolehlivá hodnota $w = 0.1 \cdot 10^6$ (tab.1). Měření hladiny vody v roce 2004 za podmínek malých průtoků rovněž prokázalo mírné snížení koeficientu zanášení.

Tab. 1 Koeficienty zanášení řečiště Labe u vodárny Drážďany-Tolkewitz

Časové období / Rok	Koeficient zanášení w (s)	Poznámky / zdroj
1960–1985	$1.5–2.2 \cdot 10^6$	Dlouhodobá měření vodní hladiny, Heeger (1987)
1991/1992	$1.0–3.0 \cdot 10^6$	Měření hladiny vody v příčném profilu
2003	$0.1 \cdot 10^6$	Z kalibrace modelu proudění podzemní vody
10/11 2004	$0.7 \cdot 10^6$	Měření vodní hladiny v příčném profilu

Podíváme-li se na dlouhodobý provoz vodárny, je zřejmé, že sledované zanášení řečiště nevedlo k uzavření vrtů za daných podmínek erozivní řeky. Po období s dalším organickým znečištěním a kalem zjištěným na povrchu řečiště (o kterém se předpokládá, že působí jako organická vnější kolmatační vrstva) nastává obnova hydraulické vodivosti řečiště a tím i mírné snížení hodnot w.

KONCENTRACE DOC VE VODĚ ŘEKY LABE A V BŘEHOVÉM FILTRÁTU

Průmysl podél údolí horního toku řeky Labe vypouštěl dříve do Labe široké spektrum organických kontaminantů. Spolu s městskými splašky to má za následek, že rozpuštěný organický uhlík (DOC) obsahuje komplexní směs snadno degradovatelných a rezistentních látek. Důležitou roli mezi původci průmyslových odpadních vod hrály v 80. letech minulého století papírny, celulózky a farmaceutický průmysl. V letech 1988 až 1990 činila průměrná koncentrace DOC na levém břehu řeky Labe v Drážďanech-Tolkewitz 24,2 mg/l a UV absorbance při vlnové délce 254 nm (UVA_{254}) byla 55 m^{-1}. Ve směru dráhy proudění břehového filtrátu podél asi 100m úseku v příčném řezu v Drážďanech-Tolkewitz se koncentrace DOC snížila na ca 20 % vstupní koncentrace (Nestler et al., 1991). Problémy s kvalitou břehového filtrátu nastaly v důsledku velké zátěže organických polutantů, nepříjemné chuti a zápachu a vzniku vedlejších produktů dezinfekcí. Obr.2 poskytuje představu o organické zátěži v Labi v letech 1987 až 1992. Musíme konstatovat, že malé množství dat neumožňuje vypočítat střední koncentrace, navíc jsou změny příliš velké a místo odběru vzorků na levém břehu v Drážďanech bylo ovlivněno přítoky odpadních vod, které se nacházejí několik kilometrů proti proudu řeky.

Z výsledků 17 měření v roce 1991/92 na příčném profilu v Drážďanech-Tolkewitz vyšla v řece Labi střední hodnota koncentrace DOC 6,9 mg/l a v pozorovacím vrtu blízko jímacího vrtu 3,4 mg/l. Z toho lze vidět, že došlo vlivem procesů břehové filtrace ke snížení koncentrace DOC o 50 %. Součástí nedávných průzkumů v roce 2003 na témže příčném profilu byl odběr 7 vzorků. Střední koncentrace DOC v řece Labi v roce 2003 činila 5,6 mg/l a v břehovém filtrátu ve stejném pozorovacím vrtu, ze kterého byly odebrány vzorky v roce 1991/92, činila 3,2 mg/l. Bylo zjištěno, že následkem smíšení s podzemní vodou činila střední koncentrace DOC v surové vodě ze všech vrtů 2,6 mg/l. Tyto výsledky prokazují, že období silného znečištění řeky Labe neomezilo další využívání daného místa.

SHRNUTÍ A ZÁVĚRY

Drenážní potrubí ve vodárně Drážďany-Saloppe je v provozu již více než 130 let, kdežto čtyři jímací vrty ve vodárně Drážďany-Tolkewitz musely být nahrazeny po pouhých 60 letech. K silnému zanesení řečiště došlo v 80. letech minulého století v důsledku velkých zátěží organických látek z celulózek a papíren, které se nacházely výše proti proudu řeky. Po zlepšení kvality říční vody v 90. letech minulého století se nevyskytly žádné problémy se zanášením řečiště ani s nepříjemnou chutí a zápachem pitné vody.

Kvalita a úprava surové vody se optimalizují řízením specifických směsných poměrů břehového filtrátu a podzemní vody (říční vodou neovlivněné). Specifická čerpaná množství byla snížena za účelem prodloužení doby zdržení v kolektoru a zintenzivnění atenuace organických sloučenin. Žádné známky snížení atenuační kapacity kolektoru během času nebyly zjištěny (Grischek, 2003).

Od roku 1875 je břehová filtrace podél Labe v Drážďanech důležitým zdrojem pro veřejné i průmyslové zásobování vodou. Infiltrace je vyvolávána čerpáním vrtů a instalací drenážního potrubí. V dnešní době jsou stále ještě v provozu všechny staré systémy. Období nekvalitní říční vody v 70. a 80. letech minulého století jsou překonána. Vodárny se modernizovaly a úpravárenské technologie se uzpůsobily. Nicméně stále se opakovaně objevuje požadavek na prokázání, že břehový filtrát je spolehlivým a ekonomickým zdrojem vody pro Drážďany. Dlouholeté zkušenosti a výsledky vyhodnocení historických a nedávných dat i průzkumů využívajících moderní nástroje modelování potvrzují, že břehová filtrace je v Drážďanech trvale udržitelným zdrojem vody.

LITERATURA

Beims U. (2000). Groundwater flow towards channels. In: *Groundwater development*, Balke K.-D., Beims U., Heers F.W., Hölting B., Homrighausen R., and Matthess G. (eds.) Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, s. 130–139 (v němčině).

Beyer W., Banscher E. (1976). Exploration methodology for bank filtration sites. *Z. Angewandte Geol.* 22(4), s. 149–154 (v němčině).

Grischek T., Nestler W., Piechniczek D., Fischer T. (1996). Urban groundwater in Dresden, Germany. *Hydrogeol. J.* 4(1), s. 48–63.

Grischek T. (2003). *Zur Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen an der Elbe (Management of bank filtration sites along the River Elbe)*. PhD thesis, Department of Forestry, Geo- and Hydrosciences, Dresden Univ. of Technology (v němčině).

Heeger D. (1987). *Investigations on clogging of riverbeds*. PhD thesis, Dresden Univ. of Technology (v němčině).

Nestler W., Socher M., Grischek T., Schwan M. (1991). Riverbank infiltration in the Upper Elbe River Valley - hydrochemical aspects. IAHS Publ. 202, s. 247–356.

Projekt na zlepšení vodohospodářských služeb v Kaliningradu - základní průzkum možností pro snížení a stabilizaci organické hmoty

A. Glušenko, S.D. Hart, O. Michaelsen, J. W. Larsen, S.A. Vasin, S. Grünheid a B. Fritz

Abstrakt

Součástí projektu modernizace vodohospodářských a environmentálních služeb v Kaliningradu financovaném mezinárodními donátory a IFI je zvýšení kapacity jímacího území, které se nachází 30 km východně od města Kaliningradu, z 30 000 m^3/den na 90 000 m^3/den. Jímací území závisí na dotaci ze soustavy propojených jezer a opuštěných štěrkoven, které jsou v hydraulické spojitosti s řekou Pregol. Plánované rozšíření jímacího území bude mít za následek výrazné zvýšení stávajícího čerpání a tím i zvýšení potřeby objasnit mezery v současném chápání geochemie a hydrologie oblasti. Provádějí se hydrologické průzkumy spolu s analýzou složení, zdrojů a proměnlivosti chemických parametrů se zvláštním zaměřením na organickou hmotu, která je rozhodující pro návrh úpravy vody. Organická hmota vyjádřená oxidovatelností manganistanu se v současné době pohybuje na úrovních blízkých normě pro pitnou vodu. Předběžná data a modelování naznačuje, že může existovat možnost dlouhodobě rozvíjet jímací území tak, aby mohlo dojít ke stabilizaci a redukci organické hmoty.

Klíčová slova

Infiltrace, Kaliningrad, organická hmota, oxidovatelnost, jímací území

ÚVOD

Projekt modernizace vodohospodářských a environmentálních služeb v Kaliningradu (KWESIP) je vícesložkovým programem financovaným IFI na zlepšení zajištění dodávek vody do města Kaliningradu, které má přibližně 500 000 obyvatel, a snížení znečištění Baltického moře z nekvalitně čištěných odpadních vod z oblasti. Klíčovou složkou KWESIP je nahradit výrobu pitné vody z povrchové vody čerpáním podzemní vody. Zdroje povrchové vody jsou silně ovlivněné znečištěním a častým vnikáním brakické vody vyvolaným větrem do říční sítě Pregolu. Takzvané Východní jímací území a úpravna - nacházející se přibližně 30 km proti proudu řeky a východně od Kaliningradu - v současné době poskytují přibližně 30 000 m^3/den, přičemž závisejí na infiltraci ze systému opuštěných štěrkoven a mělkých jezer, které jsou v hydraulické spojitosti s řekou Pregol. Jímací území bylo původně zřízeno v letech 1935 až 1943 pro zásobování Königsbergu, když byla oblast součástí bývalé německé provincie Východní Prusko, jako reakce na rostoucí poptávku a na nedostatek vhodné podzemní vody v bezprostředním okolí města.

Projekt jímacího území má za cíl zvýšit produkci z Východní úpravny na 90 000 m^3/den a je financován Dánskou agenturou pro ochranu životního prostředí a Evropskou bankou pro obnovu a rozvoj. Další projekty KWESIP jsou zaměřeny na snížení úniků a poptávky po vodě tak, aby v budoucnu město Kaliningrad mohlo spoléhat hlavně na zdroj podzemní vody. Rozšíření kapacity úpravny je realizováno souběžně s rozvojem jímacího území. Avšak velké zvýšení čerpání prohlubuje některé nejistoty ohledně budoucí kvality vody, přičemž organická

hmota je nejkritičtějším parametrem z hlediska návrhu úpravy. Výzkum si klade za cíl lépe obecně pochopit procesy kvality vody, které mohou sloužit jako základ pro budoucí řízení a monitorování jímacího území. Konkrétním úkolem je lépe pochopit hlavní rozhodující činitele organické hmoty v jímacím území za účelem vypracování doplňující metody infiltrace a další úpravy a zjištění možnosti budoucího snížení a stabilizace organické hmoty prostřednictvím rozvoje jímacího území.

1944	**2001 a 2002**
Letecká fotografie pořízená 23. srpna 1944 (strana čtverce: 500), poskytnutá od Luftbilddatenbank	Kombinace snímků ze satelitu Ikonos pořízených 5. září 2001 a 21. května 2002, poskytnutých od Space Imaging

Obr. 1 Vývoj oblasti jímacího území a povrchových vod

METODY

Oxidovatelnost manganistanu/COD_{Mn}

Ruská metoda pro stanovení chemické spotřeby kyslíku v pitné vodě je v souladu s metodou PND F 14.2:4:154-99 pro hodnotu manganistanu v ekvivalentech kyslíku. Metoda je založena na oxidaci hmoty přítomné ve vzorku vody známým objemem manganistanu draselného v prostředí kyseliny sírové během varu po dobu 10 minut. Provádí se korekce na anorganické látky jako je dusičnan a dvojmocné železo.

Vztah mezi množstvím organického uhlíku a oxidovatelností manganistanu je pouze empirický a hlavně specifický pro danou lokalitu, protože ne všechen organický uhlík je snadno oxidovatelný za použití manganistanu. Metoda je obdobná jiným metodám pro

stanovení hodnoty manganistanu/COD_{Mn}. Ze zkoumání surové vody a povrchové vody v jímacím území ohledně COD_{Mn} (dánská norma DS275) a netěkavého organického uhlíku (NVOC) vyplynulo, že existuje přibližně lineární vztah mezi COD_{Mn} v mg/l ekvivalentů kyslíku a NVOC v mg/l vyjádřený číselným poměrem přibližně 1:1. Ruská norma pro pitnou vodu pro oxidovatelnost manganistanu je 5 mg/l.

Kapalinová chromatografie - detekce organického uhlíku (LC-OCD)

Metoda LC-OCD (kapalinová chromatografie - detekce organického uhlíku), kterou vyvinul DOC Labor v Karlsruhe, je založena na stanovení hmotnosti uhlíku po chromatografické separaci v porézním gelu, při které dochází k rozpadu přítomné organické hmoty podle hydrofobičnosti a molekulové hmotnosti. Referenční měření umožňují identifikovat různé frakce přírodní organické hmoty a metoda je tak schopna podat jednoznačný obraz přítomnosti mimobuněčných polymerů, humátů a různých nízko i vysokomolekulárních přechodných ‘stavebních bloků’ a produktů degradace. Metoda umožňuje dobře znázornit cyklus organických látek v přírodních vodách. Podrobnější popis metody uvádějí Huber et al. (1996).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Historie a popis lokality

V prvních letech 20. století začal velký německý výrobce betonu Windshild und Langelott těžit jedno z nejlepších německých ložisek štěrku v údolní nivě řeky Pregol ve Východním Prusku. Štěrkovna se nacházela u malého města Gross Lindenau (dnešního Ozerki), kde byla také postavena betonárka. Většina těžitelných štěrků ležela pod hladinou podzemní vody a musela být bagrována z hloubek až 20 m. Aby se mohl štěrk dostat k zákazníkům po vodě, byl společností v roce 1925 vykopán splavný kanál přes těžitelné štěrkové uloženiny a mělké přírodní jezero v jeho západní konci, který propojil štěrkový rybník s řekou Pregol. Město Königsberg, podníceno potřebou hledat dále v terénu vhodné zdroje vody, rychle přijalo kolem roku 1935 návrh Windshielda a Langelotta využít jejich kanál a přilehlé pásy země k rozvoji jímacího území se zárukou bohaté dotace z řeky Pregol. Společnost E. Bieske rozvíjela jímací území od roku 1935 až do konce 2. světové války. Celkem bylo instalováno 26 rovnoměrně rozmístěných vrtů podél severního břehu a v roce 1943 byl uveden do provozu závod s kapacitou 30 000 m^3/den na odstraňování železa a manganu.

Intenzivní těžba štěrku pokračovala během sovětského období, přičemž se štěrkovny značně rozšířily. Jímací území nebylo významně rozvíjeno jinak než nahrazením stávající kapacity, dokud ruské úřady neprovedly dalekosáhlé zhodnocení vodních zdrojů, které skončilo v roce 1982 s tím, že by značně rozšířená oblast štěrkoven a velikost zdroje řeky Pregol umožnily významně zvýšit čerpání. Za celou dobu historie jímacího území bylo vyhloubeno asi 130 vrtů ve dvou liniích, a sice podél severní a podél jižní strany kanálu. Do dnešní doby zůstalo v provozu pouze asi 30 z nich. Vzdálenost mezi většinou vrtů a kanálem je přibližně 60 až 70 m. Pokusy zvýšit celkovou produkci se z velké části nezdařily. Nejpravděpodobněji se nezdar připisuje několika faktorům, hlavně špatné konstrukci vrtů a prostředí, které přispívá k zanášení vrtů.

Jímací území a štěrkovny (viz obr.1) se nacházejí po levé straně řeky Pregol a 30 km východně od Kaliningradu. Pregol vtéká do Kaliningradské laguny v Gdaňském zálivu. Jímací území leží na terase na okraji Pregolské údolní nivy, nad níž se terasa tyčí do výšky 5 až 9 m. Samotná údolní niva má malý spád a je bohatá na jezera a kanály a je v ní rozsáhlá síť umělých příkopů a drenážních kanálů, které se táhnou přes větší část Kaliningradského regionu a slouží k rekultivaci půdy pro zemědělské účely již od prvních let 19. století. Samotný kanál je mělký, pouze 2 až 3 m hluboký, s málo proudící vodou. Velké štěrkovny za východním koncem kanálu jsou až 20 m hluboké. Kanál a malé jezero na východním konci je odděleno od těchto štěrkoven náspem, který je protnut velkým potrubím umožňujícím proměnlivější proudění vody z východní štěrkovny do kanálu. Vizuálně se jeví břehy štěrkoven a kanálu jako čisté a písčité. Avšak dělníci z jímacího území hlásí, že na dně kanálu existuje vrstva kalu.

Geologická struktura důležitá pro čerpání vody v jímacím území je velmi jednoduchá. Na erodovaném povrchu střednopaleogénních vrstev jsou uloženy glaciální a fluvioglaciální sedimenty. Střední paleogén slouží jako podložní ochrana před výstupem slané vody z podložních křídových uloženin. Poměrně mocný sled fluvioglaciálních uloženin existuje na celé lokalitě a tvoří příznivý základ pro čerpání vody z oblasti. V údolních nivách a kolem jímacího území existují velké oblasti ložisek rašeliny, zejména směrem severním a východním, o kterých se usuzuje, že mají velký vliv na úroveň organické hmoty v podzemních a povrchových vodách.

Většina ekonomických aktivit v bezprostředním okolí jímacího území byla ukončena v 90. letech minulého století, včetně zemědělství a těžby štěrku. Avšak nekvalitně upravená odpadní voda z města Ozarki (dřívějšího Gross Lindenau), které má ca 2 000 obyvatel, je vypouštěna do štěrkoven. Navíc prakticky neupravená voda z proplachování filtrů se vypouští z úpravny vody do kanálu. Nekvalitně upravená odpadní voda z měst ležících výše proti proudu vody nad jímacím územím se stále vypouští do řeky Pregol. Drenážní systém v Kaliningradském regionu chátrá a mnohé oblasti se vracejí do svého původního stavu jako mokřady, což znamená velkou neznámou v obecném vývoji kvality vody Kaliningradského regionu.

Modelování

Abychom poskytli jisté ověření proveditelnosti zvýšení čerpání na 90 000 m^3/den, byl v rámci tohoto projektu vypracován jednovrstvový hydrogeologický model. Dostupné historické údaje o monitorování podzemní vody a o čerpání nebyly dostatečně přesvědčivé pro přesnou kalibraci. Abychom získali základní model s nižším konzervativním odhadem průtočnosti 0,007 m^2/s, byla proto provedena inverzní kalibrace a analýza citlivosti za použití současných hladin podzemní vody. Aktivní srážky odhadované na 149 mm jen nevýznamně přispívají k čerpanému množství vody.

Model předpokládal, že hydraulická spojitost s kanálem byla nižší ve východní polovině než v západní. Toto zjištění bylo v souladu se stávajícími geologickými daty, které ukazovaly na přítomnost tenké jílovité vrstvy pod kanálem, která mohla působit jako hraniční. Při převládajícím velkém rozsahu možných průtočností se ukázalo, že je nepravděpodobné, že by zanášení dna kanálu či přítomnost jakékoli jiné nepropustné

hraniční vrstvy pod kanálem měly škodlivý vliv na potenciální vydatnost jímacího území, protože by voda snadno přitekla z jiných směrů. Dalším důležitým výsledkem bylo, že by doby postupu filtrátu v oblastech s dobrou hydraulickou spojitostí s kanálem mohly dosahovat dokonce již dnů či týdnů.

Chemismus povrchové vody a ekologie

Historické údaje o kanále a kvalitě surové vody, které by mohla poskytnout Kaliningradská vodohospodářská společnost, se vztahovaly na období 1984 až 2004. Bohužel byla měření za posledních 15 let nesouvislá. Bylo to také období velkých změn v obecné úrovni znečištění povrchových vod a ve využívání půdy kolem jímacího území v důsledku hospodářských změn spolu s rozpadem Sovětského svazu. Navíc se analytické metody nevyužívaly v celém tomto období se stejnou důsledností, ale předpokládá se, že za posledních 10 let jsou soubory dat celkem úplné.

Při existenci neprůkazných hydrogeologických dat se hledalo nějaké podepření nálezů z modelu tím, že se sledovaly změny teplot v jednotlivých jímacích vrtech měřením v dubnu a září 2004 a doplněním historickými prvotními údaji o teplotě vody. Tato sledování přinesla obraz, ve kterém vykazují vrty ve východní polovině kanálu obecně téměř konstantní teplotu okolo 10ºC, kdežto ve vrtech západní poloviny jsou sledovány změny dosahující až několika stupňů. Historické údaje o chemismu potvrdily, že doby postupu vody, jak je doloženo zpožděním v některých maximech koncentrací chloridů a jiných iontů, mohou činit již pár týdnů.
Na obr.2.1 lze vidět. že úrovně oxidovatelnosti se od poloviny 90. let minulého století snížily a byly méně proměnlivé. Oxidovatelnost se v kanálu po většinu času pohybuje kolem úrovně přibližně 10 mg/l. V surové vodě jsou úrovně obecně mezi 4 a 7 mg/l. Spodní hranice 3,5 až 4 mg/l oxidovatelnosti se jen vzácně sníží a zdá se, že je konstantní po celé období dat. Jak lze vidět na obr. 2.2 a 2.3, data vykazují dobrou shodu mezi úrovněmi oxidovatelnosti v severní a jižní akumulaci surové vody, což napovídá tomu, že obecná úroveň oxidovatelnosti je určena společným zdrojem, pravděpodobně kanálem. Tato skutečnost se shoduje s hydrogeologickým modelem, který ukázal, že i když je zanášení kanálu docela silné, velká část či většina surové vody by měla pocházet z kanálu. Avšak v získaných datech neexistuje žádná jednoznačná korelace mezi oxidovatelností v kanálu a surovou vodou. Jedním z možných vysvětlení této zřejmé rozpornosti může být skutečnost, že se oxidovatelnost v kanálu měří na nepřefiltrovaných vzorcích, takže velká část měřené oxidovatelnosti může být způsobena pevnými částicemi organické hmoty. Jiným možným vysvětlením je, že jedno místo odběru vzorků v kanálu neodráží časové ani prostorové změny uvnitř kanálu.

V kanálu existuje korelace mezi oxidovatelností kanálu, BOD, dusičnany a zákalem, jak ukazuje obr.2.4. V kanálu také existuje od června do září viditelný řasový vodní květ. Z obr.2.4 a 2.5 vyplývá, že v létě jsou dusičnany v kanálu prakticky spotřebovány. Údaje naznačují, že řasový vodní květ v kanálu je limitován dusíkem. Zdá se, že fosfor se hojně vyskytuje nejen v povrchové vodě, ale také v podzemní vodě. Odběr vzorků z řeky Pregol a štěrkoven ukázal, že v červnu 2004 byly úrovně mezi 0,12 mg/l a 0,34 mg/l. Úrovně měřené ve vrtech se pohybovaly mezi 0,15 mg/l a 0,24 mg/l. Jedno měření v kanálu ale vykázalo pouze 0,022 mg/l. Dvěma hlavními pravděpodobnými zdroji jsou

odpadní vody a vymývání fosforu z dříve intenzivně hnojených půd. V kanálu existuje významné snížení koncentrace síranů během letních měsíců a na dně kanálu existují i podmínky, při nichž dochází k redukci síranů, jak dokazují v létě v kanálu a ve vrtech vysoké úrovně měřeného sirníku (viz obr.2.6). Tento fakt je pravděpodobně vyvolán rozkládající se organickou hmotou a následným spotřebováním kyslíku na dně kanálu během letních měsíců.

Obr.3 ukazuje TOC a DOC v povrchové vodě a ve dvou vrtech. Rovněž je dokumentován rozpad organických látek v kanálu a přilehlých vodních útvarech za použití metody LC-OCD. Organické hmoty s nízkou molekulovou hmotností je přítomno jen velmi málo - organická hmota se téměř výhradně skládá z humátů a malé části polysacharidů. Navíc je tvar profilu humátů velmi 'čistý' bez širokých hřbetů. Nejvyšší úroveň humátů se nachází v Pregolu výše proti proudu nad jímacím územím. Nejnižší úrovně DOC v povrchové vodě se nacházejí ve štěrkovnách jižně od jímacího území.

Rozhodující faktory sledované úrovně organické hmoty

Poznatky z modelování a ze sledovaných teplot ukazovaly na různé stupně hydraulické spojitosti s kanálem v celém jímacím území. Z hlediska dosažitelného množství je nepravděpodobné, že to bude mít škodlivý vliv, a to z důvodu vysoké průtočnosti kolektoru a možnosti dotace z několika dalších útvarů povrchové vody. Avšak pravděpodobně vznikne složitý systém týkající se kvality vody. V oblastech s dobrou hydraulickou spojitostí s kanálem mohou být průměrné doby postupu filtrátu již dny či týdny, kdežto v jiných částech lze počítat s dobami postupu pouze několika měsíců. Grünheid et al. (2004) ukázal, že optimální degradace organické hmoty může v aerobních podmínkách vyžadovat doby postupu filtrátu přinejmenším 2 týdnů a v anaerobních podmínkách přes 3 měsíce.

Dobrá korelace změn dosti vysoké četnosti (řádově týdnů) v surové vodě z vrtů podél severního a jižního břehu napovídá, že celkový rozhodující faktor sledovaných změn spočívá ve společném zdroji, kterým musí být, jak plyne z modelu, povrchová voda, většinou kanálová. Málo významné místní srážky neumožňují, aby infiltrace zemským povrchem měla významný vliv. Historické údaje naznačují zdánlivě odpovídající minimální hodnotu oxidovatelnosti surové vody přibližně 3,5 až 4 mg/l, která se blíží ruské normě pro pitnou vodu 5 mg/l. Dosti velké změny nastávají v některých dobách, kdy hodnoty zřejmě dosahují až 7 - 10 mg/l. Bohužel neexistují žádná měření mimo oblast jímacího území, které by podaly přesvědčivý obraz pozaďové úrovně oxidovatelnosti nebo organické hmoty. Navíc analytické nesrovnalosti mezi rozborem povrchové vody a rozborem surové vody ztěžují stanovit stupeň, do kterého se změny povrchové vody v současné době přenášejí do změn surové vody.

Rozpad rozpuštěné organické hmoty v povrchové vodě ukazuje, že v ní převládají humáty s malou složkou tvořenou polysacharidy. Je zajímavé, že profily humátů jsou docela vyrovnané a úzké bez širokých hřbetů. Představují přechodné stavy nebo lehké molekulové frakce. To může znamenat velmi stabilní charakter, který zase může ukazovat na to, že humáty jsou především geogenního původu. Navíc jsou profily podobné. Všudypřítomná rašelina a odvodněné plochy v celé údolní nivě by byly

pravděpodobným zdrojem. Měření DOC prokazují zvyšující se tendenci k severu ve směru k řece Pregol, přestože se zdá, že se v době sledování v červnu 2004 nacházel v kanále oddělený zdroj organické hmoty, jak lze vidět z rozdílu mezi profily TOC a DOC i LC-OCD.

Vizuální prohlídka a historické údaje o vodě ukazují na každoroční řasový vodní květ, který trvá od června do září a spotřebovává v kanále dusičnany. Zdá se, že na dně kanálu existují v létě podmínky, kdy dochází k redukci síranů. Navíc pracovníci jímacího území hlásí, že na dně kanálu existuje vrstva suspendovaného kalu, což naznačuje trvalejší anaerobní stav na dně kanálu. Nedostatek kyslíku pravděpodobně zpomaluje degradaci organické hmoty během infiltrace.

Proměnlivost oxidovatelnosti surové vody ukazuje, že degradace uvnitř kolektoru ani atenuace změn vlivem smíchání podzemních vod není dostatečná na to, aby došlo ke stabilizaci úrovní nebo k jejich snížení pod normu 5 mg/l. Některé změny lze připsat střídavému provozu vrtů s různými úrovněmi oxidovatelnosti. Avšak z korelace mezi surovou vodou severního a jižního břehu vyplývá, že hlavní příčinou jsou změny úrovní oxidovatelnosti v povrchové vodě.

ZÁVĚRY

Hlavním faktorem určujícím úrovně oxidovatelnosti surové vody je povrchová voda. Kanál přispívá nezávisle k DOC, ale jeho přímý význam pro úrovně surové vody se teprve musí stanovit. Doby postupu navržené modelem a důkaz anaerobních podmínek v kanále a kolektoru ukazují, že uspořádání jímacího území asi nebude optimální z hlediska degradace organické hmoty.

Možnosti snížit a stabilizovat oxidovatelnost a organickou hmotu ve východním jímacím území záleží na převládající pozaďové úrovni i na potenciálu pro degradaci uvnitř kolektoru. Přijetím strategie rozvoje jímacího území, která sleduje zvětšit vzdálenost vrtů od povrchové vody, by mohlo být dosaženo většího míchání podzemních vod, větší degradace a atenuace změn organické hmoty. Avšak konečný potenciál pro snížení organické hmoty a oxidovatelnosti není s jistotou znám. Geologická proměnlivost v oblasti a omezený rozsah stávajícího geologického průzkumu ukazují, že je žádoucí postupně přistoupit k budoucímu rozvoji jímacího území. Protože jsou sledované úrovně oxidovatelnosti surové vody obecně těsně nad normou pro pitnou vodu, mohou být rozdíly nakonec důležité.

Je třeba stanovit pozaďovou úroveň organické hmoty a oxidovatelnosti a vytvořit empirický vztah mezi ruskou normou pro oxidovatelnost a pro DOC. Rovněž by se měly provést další průzkumy ohledně určení základních faktorů změn oxidovatelnosti a organické hmoty v povrchové vodě i stanovení přesnější vodní bilance a pochopení hydrologie širšího okolí. Obecně je třeba vytvořit důslednější a soustavnější program monitorování podzemní i povrchové vody, pokud se má mnoho důležitých otázek vyřešit. Současné průzkumy poslouží jako podklad pro budoucí monitoring.

LITERATURA

Grünheid, S., Amy, G., a Jekel, M. (2004). Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration. *Water Research*, předloženo.

Huber S. a F. Frimmel (1996). Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe (Gelchromatography coupled with carbon detection: A fast and powerful method to characterize hydrophilic organic water constituents). *Vom Wasser*, 86, 277–290.

Dotace podzemních vod z kanalizované vodoteče v podmínkách mělce se nacházející hladiny podzemní vody

V. Goyal, B.S. Jhorar a R.S. Malik

Abstrakt

Studie se prováděla za účelem kvantifikovat přírodní dynamiku dotace podzemních vod. Stoupání a klesání hladiny podzemních vod bylo sledováno v pozorovacích vrtech ve vzdálenostech X = 5, 25, 50 a 100 m v kolmé linii na 7 let starý, betonem obložený kanál (šířka = 0,6 m, hloubka vody = 0,37 m, návrhový průtok = 0,23 m^3/s) v různých časových intervalech. Počáteční hladina podzemní vody byla v hloubce 2,54 m od povrchu terénu. Výška dna vodoteče (H_o) od hladiny podzemní vody byla 2,43 m.

Vzestup hladiny podzemní vody R a pokles hladiny podzemní vody F narůstaly s časem ve všech uvedených vzdálenostech X a řídily se přímou závislostí na čtverci času s hodnotami r^2 vyššími než 0,95 (pro vzdálenost 5 m: $R = 0{,}0366\ t^{1/2} + 0{,}03514$; $F = -0{,}0474\ t^{1/2} + 0{,}0754$). Kolmý dosah vlivu vodoteče (hodnota X, při níž je vzestup vyšší než 14 % z celkového vzestupu ve vzdálenosti 5 m) byl 100 m. Rychlost vzestupu podzemní vody RR a rychlost poklesu podzemní vody FR se snižovaly s časem a řídily se nepřímou závislosti na čtverci vzdálenosti s hodnotami r^2 rovnajícími se 0,765 pro vzdálenost X = 5 m. Průsaky z vodotečí se týkaly převážně jevu horizontální infiltrace v podmínkách mělce se nacházející hladiny podzemní vody. Vzestup a pokles hladiny podzemní vody se exponenciálně snižoval s rostoucí vzdáleností s hodnotami r^2 vyššími než 0,93 ($R = 0{,}4092\ e^{-0{,}0192X}$ a $F = 0{,}5505\ e^{-0{,}0114X}$). Vzestup hladiny podzemní vody byl vyšší než pokles hladiny podzemní vody do doby 100 hodin a poté se situace obrátila, tj. pokles byl větší než vzestup od doby více než 100 hodin.

Praktickým výsledkem studie (výstupem studie) je, že kanalizované vodoteče přispívají ke značným průsakům a dotaci podzemních vod až do dosahu kanálu 100 m dokonce i v krátkém časovém intervalu 170 hodin.

Klíčová slova

Dotace podzemních vod, kanalizované vodoteče, mělká hladina podzemní vody

ÚVOD

Na obložení kanálu i vodotečí k ochraně vodních zdrojů byly vynaloženy velmi vysoké náklady. Celkem šlo o 5 000 vodotečí o délce 20 000 km jen v indickém státě Haryana (Generální projekt, 1998). Průsaky by mohly být účinným a ekologicky šetrným opatřením pro dotaci podzemních vod v situacích, kdy hladina podzemní vody klesá, dokonce i poté, co došlo ke kanalizování vodotečí (Anonym, 1984).

Bylo provedeno několik studií za účelem kvantifikace vlivu průsaků a dotace podzemních vod z občasných toků (Abdulrazzak a Morel-Seytoux, 1983), stálých řek (Knappe et al., 2000) a neobložených kanálů a vodotečí (Dillon, 1968, Nagaraj a Dewan, 1972, Phogat et al., 2000 a Malik a Richter, 2000). Podle našich znalostí je málo dostupných informací (Rohwer & Stout, 1948) o kvantifikaci dotace podzemních vod z kanalizovaných vodotečí. Proto byla provedena tato studie o kvantifikaci dynamiky dotace podzemních vod z kanalizované vodoteče v podmínkách mělké hladiny podzemní vody.

MATERIÁL A METODY

Byl proveden terénní pokus na 7 let staré kanalizované čtverhranné vodoteči (šířka 2W = 0,6 m, konstantní spád vody h_o = 0,37 m, návrhový průtok = 0,23 m^3/h) nacházející se u výtoku číslo RD 5500 L ze zemědělského kanálu na farmě výzkumu půdy CCS Haryanské zemědělské univerzity v Hisaru. Vzorky půdy z různých vrstev odebraných během instalace piezometrů byly vysušeny v peci a jemně rozemlety paličkou v hmoždíři. Zbylá nadsítná frakce nad 2 mm byla určena jako kalcitové konkrece. Podsítná zemina byla analyzována na různé fyzikálně-chemické vlastnosti. Půdní rozbor se prováděl standardními metodami. Příslušné fyzikálně-chemické vlastnosti až po nepropustnou vrstvu jsou uvedeny v tab.1.

Tab. 1 Příslušné fyzikálně-chemické vlastnosti hisarské litologie

Hloubka (m)	*EC (dS^{m-1})*	*pH*	*Geologický profil*	*k (cm/h)*
0,0–9,6	1,2	8,2	Hlína	0,628
9,6–12,8	1,19	8,5	Hlinitý písek	1,29
12,8–24,3	0,96	8,6	Jílovitá hlína	0,633

Počáteční hladina podzemní vody (HPV) se nacházela v hloubce 2,54 m od povrchu terénu. Výška dna vodoteče od hladiny podzemní vody H_o byla 2,43. Mocnost saturovaného kolektoru e byla 11,6 m a výška dna vodoteče od povrchu terénu h_s byla 0,11 m, jak je znázorněno na obr.1(a).

Vzestup a pokles hladiny podzemní vody byly sledovány jako funkce času t v pozorovacích vrtech O_5, O_{25}, O_{50} a O_{100} umístěných kolmo k vodoteči ve vzdálenostech X = 5, 25, 50 a 100 m od ní, jak ukazuje obr.1(b) v různých časových intervalech počínaje časem t = 2 h u vzestupu a 6 h u poklesu. Čas t = 0 byl počítán těsně před začátkem proudění vody v kanále u vzestupu hladiny podzemní vody R a těsně po ukončení proudění vody u poklesu hladiny podzemní vody F. Rychlost vzestupu hladiny podzemní vody RR = dR/dt a rychlost poklesu hladiny podzemní vody FR = dF/dt v kterémkoli čase t byly odhadovány číselně derivováním R a F podle času pomocí hlavní metody konečných rozdílů (Forsythe a Warrant, 1960).

VÝSLEDEK A DISKUSE

Vzestup hladiny podzemní vody R a pokles hladiny podzemní vody F s přibývajícím časem narůstaly ve všech uvedených vzdálenostech X = 5, 25, 50 a 100 m (obr.2a a 3a). Regresní křivka vskutku téměř prošla počátkem (obr.2b a 3b) s r^2 > 0,95 a s málo protínáním (rovnice 1 - 8, tab.2). Znamenalo to, že podzemní voda proudila v horizontálním směru během průsaků z vodoteče při podmínkách mělké hladiny podzemní vody. Uvádělo se, že se nesaturovaná horizontální infiltrace řídí přímou závislostí na čtverci času v kapilární trubici (Malik et al., 1978) a Darcyho zákonem v porézních

prostředích (Green a Ampt, 1911, Kirkham a Feng, 1949, Malik et al., 1978). Při sledování dotace podzemních vod z průsaků z občasného toku uváděli Abdulrazzak a Seytoux (1983), že se po vytvoření hydraulické spojitosti v půdním profilu mezi saturovaným korytem vodoteče a počáteční hladinou podzemní vody rychlosti infiltrace (rychlosti průsaků) rovnaly rychlosti dotace a že se jednalo o případ horizontálního proudění podzemní vody.

Lineární vztah mezi rychlostí vzestupu hladiny podzemní vody RR a inverzní odmocninou času a mezi rychlostí poklesu hladiny podzemní vody FR a inverzní odmocninou času $1/t^{1/2}$ (rovnice 9 - 16 v tab.2) je pro kolmou vzdálenost X = 5 m od vodoteče znázorněn na obr.4 a 5. Hodnoty r^2 se pro vzdálenost X = 5 m rovnají 0,765. Platnost Darcyho zákona pro rychlosti dotace se tak potvrdila. Avšak zjistilo se, že se korelace pro rychlost vzestupu RR ani pro rychlost poklesu FR ve větších kolmých vzdálenostech X ≥ 25 m od vodoteče v podstatě neobjevují, což by mohlo být způsobeno chybou zanesenou při stanovení RR a FR hlavní metodou konečných rozdílů a rovněž i o něco větším časovým zpožděním při dosažení vzdutí hladiny do vzdáleností ≥ 25 m.

Bylo zjištěno, že pokles HPV (R) v čase t = 168 h a pokles HPV (F) v čase t = 175 h jsou v exponenciálním vztahu s kolmými vzdálenostmi X (obr.6a a 6b). Regresní rovnice jsou uvedeny v tab.2 s hodnotami r^2 většími než 0,93. Tyto exponenciální vztahy mezi výškou vzestupu R a vzdáleností X v čase t uváděli též Abdulrazzak a Morel-Seytoux (1983) pro občasné říční průsaky, Phogat a Malik (1997) pro písčitý kanál a Phogat et al. (2000) pro zemědělský kanál.

Ze vzestupu hladiny podzemních vod R = 0,49 m ve vzdálenosti X = 5 m a R = 0,05 m v X = 100 m za 168 hodin (tab.3) vyplývá, že docházelo k významným průsakům dokonce i z kanalizované vodoteče v přírodních podmínkách, protože se v určité době vytvořily na povrchu betonového obložení trhliny a zapříčinily přednostní průsaky v kanále. Studovaná vodoteč byla stará 7 let a takové vysoké průsaky mohou vznikat. Praktickým důsledkem existence značných průsaků ze 7leté kanalizované vodoteče je, že by se obložení mělo přestavět jen tam, kde je to nezbytně nutné, např. v místech písčitých koryt se slanou podzemní vodou, a tam by se kanalizované vodoteče měly častěji a účinněji opravovat. Průsaky by mohly být účinným a ekologicky šetrným opatřením pro dotaci podzemních vod v situacích, kdy klesá hladina podzemních vod.

Ze srovnání vzestupu hladiny podzemních vod R s absolutním poklesem Fa (obr.7) ve vzdálenosti X = 5 vyplynulo, že vzestup hladiny podzemní vody R byl až do doby 100 hodin vyšší než pokles hladiny podzemní vody a poté se situace obrátila, tj. pokles byl od doby delší než 100 hodin větší než vzestup.

Výše uvedený jev by se dal vysvětlit skutečností, že postupujícímu vzdutí vody trvalo velmi dlouho než se přeměnilo na ustupující čelo vody. Tato doba přeměny se ještě zvyšuje s rostoucí vzdáleností, jak lze vidět v tab.3.

ZÁVĚR

- Vzestupy R a poklesy F hladiny podzemní vody narůstaly s časem ve všech vzdálenostech X = 5, 25, 50 a 100 m (kolmých na vodoteč) s hodnotami $r^2 > 0,95$ a řídily přímou závislostí na čtverci času.
- Rychlosti vzestupu R a poklesu F hladiny podzemní vody se snižovaly s časem a řídily se nepřímou závislostí na čtverci vzdálenosti s hodnotami r^2 většími než 0,76 pro vzdálenost X = 5 m.

- Vzestupy R a poklesy F hladiny podzemní vody se se vzdáleností exponenciálně snižovaly.
- Dosah vlivu vodoteče (v kolmém směru na ni) činil 100 m za 168 hodin, což ukazuje na značné průsaky z kanalizované vodoteče v důsledku vysoké hodnoty k (cm/h).

LITERATURA

Abdulrazzak J.M. a Morel-Seytoux H.J. (1983). Recharge from an ephemeral stream following wetting front arrival to water table. Water Resour. Res., 19: 194–200.

Dillon G.S. (1968) Estimation of seepage losses from unlined channels. *Indian J. of Power River Valley Dev*. 18: 317–324.

Forsythe G.E. a Warrant W.R. (1960). Finite difference methods for partial differential equations. Wiley, NewYork.

Anonym (1984). Evaluation of benefits-*Modernisation of Canals*- Haryana Irrigation I Project (843-IN). Haryana Irrigation Dep., Chandigarh, s. 60–63.

Kirkham D. a Feng C.L. (1949). Some test of the diffusion theory and laws of capillary flow in soils. Soil Sci. 67: 29–40.

Knappe, A., Hubberten H.W., Pedeger A., Dulski P. a Moller P. (2002). A multi-tracer study on bank filtration processes in Berlin. Editor P.J. Dillon – Management of aquifer recharge for sustainability, s. 239–244.

Malik, R.S., Laroussi, Ch. a Backer L.W. (1978). Experimental investigation of the penetration coefficient in capillary tubes. 127: 211–218.

Malik, R.S. a Richter J. (2000). Use of a 2-D numerical model for determining the field scale effects of canal position on seepage and water table rise. *Proc. Internl. confr. on Land Resource Management for Food, Employment and Environmental Security* (ICLRM). In Lead Papers, Angkor Publishers Pvt. Ltd. Ph. 011-5700089, New Delhi, Nov 9–13, s. 389–99

Master plan, (1998) Management of water logging and salinity problems in Haryana. High level expert committee, Government of Haryana, s. 42.

Nagaraj, B.S. a Dewan R.L. (1972). Theoretical and experimental aspects of the rise groundwater due to canal irrigation. Proc. of symposium on *Water logging – causes and measures for its prevention*, Central Board of Irrig. and Power, New Delhi, India Pub No. 118, s. 69–78.

Phogat, V. a Malik R.S. (1997). Performance of an analytical model for seepage and water table rise under different canal hydrological factors. *ICID journal*, 46: 105–117.

Phogat, V., Malik R.S., Kumar S. a Kuhad M.S. (2000). A simple field model to predict seepage and water table height in canal command area. *ICID journal*, 49: 67–86.

Rohwer, C. a Stout O.V.P. (1948). Seepage losses from irrigation channels. Tech. Bull. 38, Colorado Agri.

Umělá dotace kolektoru Baghmelak v provincii Chúzestán v jihozápadním Íránu

N. Kalantari a A. Goli

Abstrakt

Nashromážděná hydrogeologická data ukázala, že vytvoření umělé dotace lze považovat za nástroj, o který se snaží řízení zdrojů podzemních vod a který by pomohl v boji proti postupnému klesání hladiny podzemních vod v kolektoru Baghmelak. Aby zavedení tohoto nástroje mělo úspěch, je třeba spojit dostupné znalosti z mnoha vědních oborů. Prvořadou nutností při vytvoření takového umělého systému, kde dochází k infiltraci povrchové vody zemí, je správný výběr míst. Proto byly provedeny integrované průzkumy, včetně geologického průzkumu pokryvných útvarů, geomorfologie, studia vrtných profilů, infiltračních a čerpacích zkoušek v okolí občasných toků, které odvodňují slepencové výšiny. Posuzovaly se možnosti zachycovat přívalové vody, kvalita dostupné vody a plaveniny. Na základě těchto posudků byly na severu a severovýchodě oblasti navrženy tři lokality, včetně nádrže s ochrannou hrází, kde hrubé aluviální nánosy dosahují značných mocností. Na základě shromážděných dat je množství dotace, kterého by se mohlo dosáhnout na zmíněných třech lokalitách, přibližně 2,2 miliony m^3 za rok.

Klíčová slova

Dotace kolektoru, nádrž, ochranná hráz, Chúzestán, Írán, lokalita

ÚVOD

S rostoucím počtem obyvatel se poptávka po spolehlivějších zdrojích vody zvyšuje. Situace je kritická v místech, kde je podzemní voda jediným dosažitelným zdrojem vody a čerpání vody je větší než je množství dotace. Následkem toho dochází k znehodnocování podzemních vod, příp. k nerovnováze v nádrži podzemní vody. Řízená dotace kolektoru je tudíž zajímavou alternativou (Heinzmann a Sarfert, 1995, Viswanathan a Al-Senafy, 1998, Mousavi a Rezai, 1999, Krishnamurthy et al., 2000). Limitujícím faktorem při tvorbě umělé dotace podzemní vody je výběr místa a nedostatek vhodných míst, což způsobuje, že se umělá dotace jako vodohospodářská metoda přehlíží (Margaret et al., 1986). Proto je v první etapě účinnost každého projektu dotace funkcí fyzikálních charakteristik povrchu, podpovrchového prostředí a okolí.

Zemědělská planina Baghmelak, která je charakterizována jako relativně plochá s mírně porézními nezpevněnými sedimenty, spadá do mírných klimatických podmínek a podzemní voda je často jediným zdrojem dodávek vody pro pitné účely i zemědělství. Kolektor Baghmelak je jedním z nejslibnějších nádrží podzemní vody v provincii Chúzestán v jihozápadním Íránu, avšak čerpání vody z tohoto kolektoru převyšuje množství dotace. Rostoucí poptávka po podzemní vodě se neustále zvyšuje přinejmenším již deset let od doby, kdy zemědělci začali čerpat vodu ze studní pomocí mechanického čerpání pro zemědělské činnosti a způsobili pokles hladiny. Zvyšující se poptávka po zdrojích podzemní vody pro různé účely a neustálé snižování hladiny podzemních vod (od roku 1994 do srpna 2003 v průměru 7 m) ve studované oblasti nutně vyžaduje integrované řízení vodních zdrojů a umělá dotace podzemní vody by mohla do jisté míry pomoci tomuto přístupu. Navíc k poklesu hladiny podzemní vody přistupuje i

omezenost míst umělé dotace, což je dalším úkolem, který je třeba ve studované oblasti vyřešit. V důsledku nedostatku slibných míst v dráze hlavních občasných přítoků (Galal a Paderazan) a jejich přilehlém okolí, které do oblasti přitékají, se průzkumy většinou zaměřily na tři nepříliš velké občasné přítoky. Aby mohlo dojít ke zvýšení dodávek podzemní vody ve studované oblasti, bylo proto přistoupeno k integrovaným studiím, které zahrnovaly povrchové i podpovrchové průzkumy, dostupnost zdrojů podzemní vody, kvalitu vody, infiltrační kapacitu a hydrodynamické parametry.

Na základě nasbíraných dat byly vybrány tři možné lokality umělé dotace v dolní části přítoků Tapeh television, Kayani a Šarkat na severovýchodě a severu oblasti. Přehledná mapa je znázorněna na obr.1. Povodí těchto přítoků je sice malé, ale je jedinou alternativou, která v oblasti relativně vyhovuje požadavku na umělou dotaci. Množství dotace, které by se mohlo dosáhnout na těchto třech lokalitách, je přibližně 2,2 milionů m^3 za rok. Odhadované náklady na infiltraci povrchové vody za použití nádrží a ochranných hrází pro první roky provozu jsou relativně vysoké, ale jde o rozumný způsob, jak dlouhodobě zvýšit zásobování podzemní vody.

Hlavním účelem této studie bylo určit potenciální lokality pro umělou dotaci podzemní vody na planině Baghmelak. Další cíle byly:

1. Stanovit vhodnou metodu umělé dotace ke zvýšení množství podzemní vody
2. Vypočítat roční množství dotace z děl na zadržování vody
3. Odhadnout náklady na stavby pro zadržování vody

VŠEOBECNÝ POPIS

Planina Baghmelak je polouzavřená, obklopená horami a leží ve strukturním pásmu Zagros. Studovaná oblast zaujímá přibližně 55 km^2 a rozkládá se mezi 49° 42 až 50° 8 východní délky a 31° 26 až 31° 41 severní šířky severovýchodně od Ahvazu v provincii Chúzestán. Průměrná výška planiny Baghmelak je 725 m a spadne na ni v průměru 640 mm ročních dešťových srážek. Minimální teplota je 7°C a maximální 37°C. Podnebí je celkově mírné. Geomorfologické rozdíly nejsou veliké. Přítomnost úrodné půdy v některých částech studované oblasti z ní činí zemědělsky bohaté území.

Občasné toky známé jako Tapeh television (1), Kayani (2) a Šarkat (3) vyvěrají ze slepencové hory Derb, přičemž první dva (1 a 2) vtékají do občasného toku Gelal, zatímco třetí (3) je přítokem občasného toku Paderazan. Odvodňovací soustava (říční síť) je rozvětvená (stromovitá). Souhrnné charakteristiky povodí Tape television, Kayani a Šarkatu jsou uvedeny v tab.1.
K určení litologických jednotek, které jsou znázorněny na obr.1, byly využity geologické mapy a terénní údaje. Na severu a severovýchodě se rozlišují dvě horninové jednotky: bachťarské slepencové souvrství (pliocén) a gachsaranské sádrovcové souvrství (spodní miocén), které se vyskytuje ve zbývajících částech a leží v nadloží prvního zmíněného souvrství. Hlavními strukturními prvky zjištěnými na severovýchodě oblasti jsou lineamenty, které řídí propustnost slepencového souvrství.

Planinu Baghmelak kryjí na severu a severovýchodě čtvrtohorní štěrky, které mají různou velikost. Zbývající části jsou převážně tvořeny půdou typu písčitá hlína. Z rozložení hornin podle litologických záznamů z vrtaných (trubních) studen vyplývá, že ze sedimentů převládají štěrky, ale v různých hloubkách s mezivrstvami smíšených sedimentů. Hloubka hladiny podzemní vody se pohybuje od 12 do 37 m, mocnost kolektoru kolísá od 55 do 75 m a podložím jsou slepence a sádrovce. Vrtané studny byly realizovány do hloubek od 70 do 110 m a jejich vydatnost kolísá od 17 do 45 l/s, přičemž vyšší vydatnost mají studny na severu a severovýchodě. Proudění podzemní vody převažuje od severovýchodu a severozápadu směrem do středu. Roční množství čerpané vody a dotace kolísá a závisí na dešťových srážkách, ale odhadovaná dotace podzemní vody v roce 2003 z údolní nivy činila 4,2 milionů m^3, ze silně porušených slepenců na severovýchodě 3,4 milionů m^3 a ze sádrovcového a slepencového souvrství na severozápadě 1,7 milionů m^3. Ve stejném roce činil odběr podzemní vody ze 47 vrtů (vrtaných studen) ca 12,5 milionů m^3.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Infiltrační zkoušky a hydraulické parametry

Protože infiltrace (I) odráží skutečnou odvodňovací kapacitu svrchní půdní vrstvy (Abu-Talab, 1999), bylo proto pro každou lokalitu provedeno několik infiltračních zkoušek pomocí dvouprstencového infiltrometru a povrchových rybníků. Přesné stanovení pórovitosti je rovněž velmi důležité pro dotační vodu, ale protože nedisponujeme příslušným zařízením při současném průzkumu, tak jsme pórovitost (n) odhadovali (tab.2) s ohledem na geologický materiál (písčité štěrky). Abychom ve vybraných lokalitách získali hydraulickou vodivost (K), použili jsme metodu inverzního spirálového vrtáku. Data z čerpací zkoušky v aluviálním nánosu byla analyzována pomocí metody Boultona a Strelesta (1975) za účelem odhadu koeficientů průtočnosti (T) a zásobnosti (S).

ODTOK

Průměrné roční dešťové srážky oblasti dosahují ca 640 mm. Srážky mají charakter bouřkového i vytrvalého deště. Bouřkový déšť je charakterizován krátkým trváním a velkou intenzitou, zatímco vytrvalý déšť má trvání dlouhé a je málo intenzivní. Odhad odtoku je předpokladem pro návrh infrastruktur do projektů umělé dotace, ale obecně vzato u přítoků neexistují data o odtoku. Proto lze za těchto okolností, pokud jsou k dispozici záznamy o dešťových srážkách pro dostatečně dlouhá období, odvodit výsledný odtok z empirického vzorce (rovnice 1, 2 a 3). Pro stanovení ročního odtoku ve studované oblasti se použila experimentální metoda založená na ročním deficitu průtoku (D), ročních dešťových srážkách (P) v povodí v metrech, průměrné teplotě (T) v povodí ve stupních Celsia a výšce odtoku (R) v metrech. Roční průtok tří zmíněných vybraných občasných toků je uveden v tab. 3.

Kvalita vody a plaveniny

Povrchová a podzemní voda se označuje jako hydrogenuhličitanovápenatá s elektrickou vodivostí (EC) vodních zdrojů pohybující se na severu a severovýchodě od 126 do 1.752 μhos/cm. Ve vzorcích povrchové vody se měřily plaveniny. Z rozboru směsného

sedimentu pomocí hlavního srovnávacího granulometrického třídiče vyplynulo, že obsahuje různé procento písku (39), siltu (47) a jílu (14). Průměrná hmotnost plavenin v odtokové vodě měřená na lokalitách 1, 2 a 3 činí 132 mg/l (lokalita 1), 143 mg/l (2) a 123 mg/l (3). Reprezentativní fyzikálně-chemické parametry jsou uvedeny v tab.4.

Metody umělé dotace

Na základě nasbíraných dat byly pro ochranu přívalové vody občasných toků navrženy dva druhy plánované umělé dotace, a to infiltrační nádrže a ochranné hráze. Napříč tokem byly navrženy ochranné hráze na Tapeh television se zásobním objemem přibližně 160 000 m^3. Rozměry lichoběžníkové zděné ochranné hráze jsou 60 x 3,5 x 4,5 m (d x š x v). Na východní straně občasného toku Kayani byly navrženy tři infiltrační nádrže o rozměrech 350 x 100 x 2,5 m. Níže po proudu, kde dochází k zúžení toku Šarkat, byly navrženy dvě infiltrační nádrže o rozměrech 250 x 150 x 2,5 m. Průměrná hloubka vody v infiltračních nádržích je 2 m a vzduté vody za ochrannými hrázemi je 3,35 m.

Doba vyprázdnění zadržené vody

Doba potřebná pro úplné vyprázdnění zadržené vody v dotačních lokalitách byla vypočtena (tab.5) z následujícího vztahu a v tomto výpočtu se uvažovalo, že vertikální propustnost činí 70 % základní infiltrace (I).

$T = V/A \cdot K_{vmax}$

V = objem vody v infiltrační nádrži a vzduté vody za ochrannou hrází

A = plocha nádrže

K_{vmax} = vertikální propustnost

Výpar

Z rozboru záznamů o výparu z výparoměru nainstalovaném v meteorologické stanici Baghmelak vyplynulo, že průměrná rychlost výparu od prosince do března činí 1,49 mm/den. Na základě doby vyprazdňování byla tak odhadnuta rychlost výparu z dotačních infiltračních nádrží i ze zadržené vzduté vody za ochrannými hrázemi během ročních přítoků (tab.6).

Odhad dotace

Kvantitativní odhad množství dotace z povrchových nádrží (dotační infiltrační nádrže a nádrže za ochrannými hrázemi) do nenapjatého kolektoru byl proveden následujícími kroky:

1. Skutečná návrhová kapacita lokalit (1, 2 a 3) je $1,7 \cdot 10^5$ v 1. lokalitě, $2,1 \cdot 10^5$ ve 2. a $1,5 \cdot 10^5$ m^3 ve 3.
2. Z hlediska záznamů o dešťových srážkách dochází 5 až 6 x ročně k velmi intenzivním dešťům, které zase ve značné míře odtečou.
3. Pro výpočet dotační vody zachycené výše uvedenými vodními díly bylo bráno do úvahy 5 záplav.
4. Předpokládá se, že při prvním zaplnění nádrží se využije $1 \cdot 10^5$, $1,3 \cdot 10^5$ a $1,1 \cdot 10^5$ m^3 vody k saturaci zóny provzdušnění pod dotačními lokalitami.
5. Objem prosakující vody z dotačních infrastruktur se získal z rozdílu mezi kapacitami nádrží a vypočtenou rychlostí výparu.

6. Odhaduje se, že celkový roční přítok dotační vody do zásoby podzemních vod z výše uvedených tří lokalit bude činit ca 2,2 milionů m^3.

Náklady

Z hlediska íránského tarifu plánovacího a finančního systému na rok 2003 dosahují fixní náklady, včetně projektu, výstavby vodních staveb a řízení, částky 79 764 USD, různé náklady na ochranné hráze na Tape television 80 588 USD a na vodní díla na umělou dotaci nádržového typu na tocích Kayani a Šarkat 52 882 USD.

ZÁVĚRY

Dotační lokality byly vybrány na základě povrchových a podzemních průzkumů. Realizace výše uvedených infrastruktur umožňuje zvýšit do jisté míry zásobu podzemních vod. Celkové roční množství dotační vody činí ca 2,2 milionů m^3. Vedlejším přínosem je zmírnění ničivých záplav. Náklady na jeden krychlový metr prosakující vody ve srovnání s náklady na výstavbu jsou z hlediska krátkodobého vysoké, ale z dlouhodobého pohledu jde o rozumný a ekonomický způsob, jak zvýšit množství podzemní vody.

PODĚKOVÁNÍ

Autoři děkují Vodohospodářské a energetické organizaci provincie Chúzestán za finanční podporu na provedení této studie.

LITERATURA

Abu-Talab M. F. (1999). The use of infiltration field-tests for groundwater artificial recharge. *Environmental geology*, 37 (1–2), 64–72.

Boulton N.S a Strelestova T.D. (1976). The drawn near an abstraction well of longer diameter under non-steady condition in an unconfined aquifer. *Jour. Hydrol*, 30, 29– 46.

Heinzmann B. a Sarfert F. (1995). An integrated water management concept to ensure a safe water supply and high drinking water quality on an ecological sound basis. *Wat. Sci. Tech.*, 31 (8), 281–291.

Krishnamurthy J., Arul M., Venkatakrishnan J. a Manivel M. (2000). Groundwater resource development in hard rocks terrain – an approach using remote sensing and GIS techniques. *JAG*, 2 (3/4), 204–215.

O'Hare M.P., Fairchild D.M., Hajali P.A., Canter L.W. (1986). *Artificial recharge of groundwater*. Lewis publisher, Michigan.

Mousavi S.-F. a Rezai V. (1999). Evaluation of scraping treatment to restore initial infiltration capacity of three artificial recharge projects in central Iran.

Modelová studie navrženého pilotního projektu ASR Hillsboro obnovy Everglades

Ch. J. Brown a R. Nevulis

Abstrakt

V současné době se na podporu obnovy Everglades na jižní Floridě v USA Armádní ženijní jednotky USA a Jihofloridský vodohospodářský okres zapojily do realizace čtyř pilotních projektů ASR probíhajících po celých Everglades. Předpokládá se, že důkladné testování čtyř projektů ASR umožní, aby projektový tým lépe pochopil technické nejistoty spojené se zaváděním ASR v obrovském měřítku. Pilotní projekt ASR Hillsboro je jedním ze čtyř pilotních projektů naplánovaných pro výstavbu a testování a zahájených v roce 2005. Numerický model byl vyvinut na pomoc projektovému týmu při odhadování potenciálního výkonu spolu s vyhodnocením potenciálních dopadů projektu Hillsboro. Model poskytl přiměřené odhady vlivů poklesů a nástupů hladin podzemní vody ve vrtech ASR a rozsah účinností regenerace ASR. Dopady na stávající uživatele vrtů FAS se při čerpání jen jednoho vrtu ASR považovaly za nevýznamné, avšak simulace za použití navrženého úplného systému 30 vrtů odhalily, že je třeba vyřešit některé dlouhodobé projektové úkoly. Simulace rovněž naznačily, že budoucí doladění modelu by mělo na lokalitě vrtů ASR obsahovat jemnější rozlišení.

Klíčová slova

ASR, kolektor, model, dotace

ÚVOD

Ekosystém Everglades, který se nachází na jižní Floridě, je tvořen obrovským množstvím mokřadů, bažin, cypřišových hájů, ústí řek a korálových útesů. Everglades tvoří široké, ploché území mokřadů, které je obydleno bezpočtem rostlin a zvířat. Evergaldes, přezdívané ekoložkou Marjorie Stoneman Douglas ‘řekou trávy’ (Douglas, 1947), mají problémy. Rozložení vody, její režim, kvalita i množství, to vše se za posledních 100 let změnilo (Davis, 1994).

Komplexní posudková studie projektů střední a jižní Floridy (USACE a SFWMD, 1999) vypracovaná společně Jihofloridským vodohospodářským okresem (SWMD) a Armádními ženijními jednotkami USA (USACE) předkládá rámec pro obnovu Everglades. Tento plán, nyní označovaný jako Komplexní plán obnovy Everglades (CERP), obsahuje 68 složek, včetně strukturálních a provozních změn Projektu střední a jižní Floridy (C&SF). Překlenovacím účelem CERP je obnovit Everglades zlepšením množství, kvality, rytmu a dodávek vody pro přírodní ekosystémy jižní Floridy. Klíčovou složkou ve strategii celkové obnovy je zajištění dynamičtější akumulace sladké vody.

Ve strategii akumulace vody CERP se navrhuje použít jak nadzemních akumulačních nádrží, tak i podzemní akumulace prostřednictvím hlubokých vrtů. Navrženými hlubokými vrty jsou vrty pro akumulaci a regeneraci kolektoru (ASR). Využití ASR se v USA i v zahraničí zvyšuje, což dokládá Pyne (1995). CERP se silně opírá o technologii ASR, která v systému zajistí další akumulaci. Navržené využití ASR pro tento projekt je nevídané, navržených 333 velkoobjemových vrtů má denně exploatovat 3,8 milionu krychlových metrů vody.

Realizace systému ASR je složitým procesem, který může být ovlivněn prováděcím projektem, podpovrchovou heterogenitou, proudícími procesy závislými na hustotě a biochemickými procesy. Numerické modely mohou pomoci při simulování těchto složitých procesů. Konkrétně mohou modely pomoci při vyhodnocování výkonu systému, vyhodnocování rozsahu účinků poklesů či nástupů hladin podzemní vody a zjišťování klíčových nejistot, které by se měly dále prozkoumat pomocí sledování režimu či vyhodnocování sběrů dat. V důsledku obsažených technických nejistot navrhly USACE a SFWMD řadu pilotních projektů ASR, které se provedou a vyzkoušejí ještě před provozní realizací (USACE a SFWMD, 2004). Jeden z pilotních projektů se nachází v okrese Palm Beach na Floridě (USA) podél kanálu Hillsboro. Pilotní projekt Hillsboro ASR má plánovanou kapacitu 19 000 krychlových metrů za den a ještě před dotací ASR bude obsahovat připojenou úpravnu vody na odstraňování suspendovaných pevných látek a patogenů z vodního zdroje. Zóna akumulace se nachází v karbonátovém úseku floridského kolektorového systému (FAS), v jehož nadloží se nachází masivní nepropustná vrstva tvořená jílem, siltem a jílovci a souhrnně označovaná jako hawthornská skupina (Miller, 1997). Na obr.1 je znázorněno místo projektu spolu se všeobecnými hydrogeologickými informacemi projektového území.

Obr. 1 Zkoumaná oblast a hydrologie okolí pilotního vrtu Hillsboro
Hydrogeologický řez
Povrchový kolektor
Nepropustná vrstva

Svrchní FAS
Střední FAS

Zkoumaná oblast

v kilometrech

Součástí studií na podporu pilotních projektů ASR bylo vypracování pěti samostatných modelů za účelem získání dalších informací ohledně rozsahu účinků poklesu či nástupu hladiny podzemní vody na každé navržené projektové lokalitě. Výkon systému nemohl být odhadnut přesně na všech lokalitách v důsledku nedostatku místně specifických hydrogeologických údajů a údajů o kvalitě podzemní vody. Avšak na lokalitě Hillsboro byly tyto údaje k dispozici. Na této lokalitě modelovací pokus obsahoval jak vyhodnocení účinků poklesu či nástupu hladiny podzemní vody, tak i odhady výkonu systému. Cílem modelu bylo získat předběžné odhady výkonu systému.

METODY

Prováděly se různé průzkumy zabývající se modelováním systémů ASR za účelem vyšetření rozmanitých kontrol výkonu systému. Meritt (1986), Missimer et al. (2002) a Pavelic et al. (2002) vypracovali modely projektů ASR počítající s brakickou vodou. Khanal a Pavelic využili konvenčních dvojrozměrných modelů pro posouzení očekávaného výkonu. Pavelic se rozhodl pro vypracování odhadů výkonu nevyužít model plně závislý na hustotě. Meritt a Missimer využili trojrozměrné modely plně závislé na hustotě k vyhodnocení volby realistických operačních scénářů a účinků různých nezávislých proměnných (pórovitost, vertikální hydraulická vodivost, hustota okolní podzemní vody atd.) na výkon systému. Streetly (1998) a Anderson a Lowry (2004) prozkoumali výkon ASR v téměř pitných kolektorech s použitím numerických modelů. Model pilotního projektu ASR Hillsboro byl navržen za účelem provedení předběžných hodnocení výkonu systému. Avšak byl navržen se záměrem jej později přeměnit na model plně závislý na hustotě. Probíhající pokusy se snaží vyladit model Hillsboro tak, aby došlo k zapracování nově získaných dat o kolektoru i k umožnění dalších využití modelu.

Model pilotního projektu ASR Hillsboro se skládá z několika modelů proudění vyvinutých z MODFLOW (McDonald a Harbaugh, 1988) vázaného na kód migrace kontaminantů MT3DMS (Zheng a Wang, 1999). Kvůli velké rychlosti dotace/regenerace, která se pro pilotní test Hillsboro předpokládá, zasáhla modelová hranice i do velké části okresu Palm Beach na Floridě (USA). Výchozí modelová síť má rozměry 64 x 64 km a je tvořena na vrtné lokalitě ASR z nepravidelně rozmístěné sítě se síťovým rozlišením 30 m a na modelové hranici s rozlišením 1 250 m. Výchozí model (verze 2.0) zahrnoval 7 vrstev a obsahoval povrchový kolektorový systém, hawthornskou skupinu, svrchní FAS (2), střední nepropustnou vrstvu, střední FAS a spodní FAS. Zpočátku byly testovány menší domény (modelová území), aby došlo ke zjištění umělých vlivů vyvolaných hraničními podmínkami. Avšak všechny testované menší domény vnášely významnou vyvolanou (indukovanou) chybu.

Kalibrace modelu zahrnovala jak pokusy kalibrace ustáleného stavu, tak i neustáleného. Kalibrace ustáleného stavu odpovídala informacím o regionálním stavu podzemní vody dostupných v SFWMD (1999). Kalibrace neustáleného stavu odpovídala sledovaným poklesům hladiny podzemní vody zaznamenaným na místě během zkoušky výkonu kolektoru ve třech monitorovacích vrtech. Obr.2 znázorňuje výsledky kalibrace neustáleného stavu ze dvou verzí modelu během vývojového procesu. Obrázek porovnává simulovaný pokles hladiny podzemní vody oproti terénním údajům shromážděným na jednom pozorovacím vrtu umístěném 100 m od vrtu ASR.

Obr. 2 Kalibrace modelu neustáleného stavu Hillsboro ASR
Pokles hladiny podzemní vody (m)
Čas (dny)

Terénní údaje
Modelové výsledky (verze 2)
Modelové výsledky (verze 3)

Nakonec byly obě verze modelu využity k rozdílným prognostickým simulacím. Verze modelu 3.0 byla ještě více vylepšena na zhlaví vrtu ASR (3 metry) a opravdu přinesla mírně zdokonalené výsledky kalibrace, jak je znázorněno na obr.2. Trvání pokusu (doby výpočtu a zpracování) trvalo hodně dlouho. Verze 2.0 byla použita k vyhodnocení dopadů regionálních poklesů hladin podzemní vody. Verze 3.0 byla použita k získání odhadů účinnosti regenerace ASR. Verze 3.0 byla i stabilnější při zkoumání simulací migrace řízené advekcí, v nichž Pecletovo číslo sítě bylo malé a sklon proudění strmý.

Verze modelu 2.0 zaznamenala charakteristické problémy konvergence či nestability s podobnými podmínkami v důsledku rozlišení sítě s 30m vzdáleností bodů, které bylo stanoveno u vrtu ASR.

Model byl později ověřován vůči neustálenému poklesu hladiny podzemní vody sledovanému v jiném blízkém vrtu ASR ležícímu přibližně 8 km východně od místa pilotního projektu Hillsboro ASR. Projekt ASR 'Východní Hillsboro' je vypracováván společně Vodárenskými službami okresu Palm Beach a SFWMD. V roce 2003 uskutečnily obě organizace rozsáhlé zkoušky kolektoru. Údaje z těchto zkoušek poskytly vynikající datový soubor k ověření modelu vůči němu. Úplný popis výsledků kalibrace je uveden ve *Zprávě o pilotní projektové studii* (USACE a SFWMD, 2004).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Model poskytl přiměřené odhady účinků poklesů a nástupů hladiny podzemní vody ve vrtech ASR i rozsah předpovídaných účinností regenerace ASR. Simulace výchozího případu se skládala ze simulace ustáleného proudění na lokalitě s rychlostí regenerace 19 000 m^3 za den. Maximální pokles hladiny podzemní vody ve vrtu ASR činil -33 m a izolinie poklesu hladiny podzemní vody o hodnotě 1,25 m ležela přibližně v dosahu 4 km od vsakovacího vrtu. Nejbližším zařízením od lokality vsakovacího vrtu je lokalita ASR Východní Hillsboro, přibližně 8 km níže po proudu podél kanálu Hillsboro. Pokles o velikosti přibližně 0,5 m byl předpovídán na místě lokality Východní Hillsboro, avšak nepředpokládá se, že očekávaný pokles hladiny podzemní vody sníží výkon čerpání (exploatace) na lokalitě Východní Hillsboro, pokud se nebude současně čerpat na obou lokalitách. Navíc může být užitečné nepřetržitě monitorovat vrty FAS Východního Hillsboro během budoucího režimního sledování na pilotním místě Hillsboro. Data nashromážděná z pilotního místa i z Východního Hillsboro pomohou ověřit platnost numerického modelu a umožnit provést další budoucí upřesnění. Nakonec ještě konstatujeme, že izolinie poklesů hladiny podzemní vody byly asymetrické, přičemž se pokles rozšiřoval dále spíše k západu než k východu, což se připisuje menší mocnosti cílové zóny směrem k západu. Po dokončení hydraulických hodnocení pro jeden vrt ASR se pomocí MT3DMS provedla hodnocení migrace a míchání kontaminantů. Modelové simulace zahrnovaly advekci, míchání a hydrodynamickou disperzi. Jak už poznamenal i Meritt (1986), bylo zjištěno, že hydrodynamická disperze je jednou z nejdůležitějších proměnných výkonu na lokalitě Hillsboro.

Disperzivita, kterou počítáme v rozsahu od 1 do 10 m, měnila simulovanou hydrodynamickou disperzi. Prognóza 'standardní' účinnosti regenerace výchozích stavů se pohybovala od 3 do 15 %. Účinnost regenerace definovaná Reesem (2002) se vyjadřuje jako podíl objemu znovu získané vody, která splňuje zákonné normy, a objemu vtlačené vody během cyklu dotace a regenerace (v procentech). Účinnost regenerace se běžně uvádí jako podíl od 0 (nedošlo k obnově objemu) do 100 % (znovu byl získán celý objem). Protože znovu získaná voda z lokality Hillsboro se má využít k obnově Everglades, bude tato voda znovu vypouštěna do kanálu Hillsboro. Bohužel, zákonné normy (floridské normy třídy III pro povrchovou vodu) pro kanál Hillsboro mohou být přísnější než normy pro pitnou vodu, protože špatný stav zdrojové vody kanálu Hillsboro již byl doložen (SFWMD, 2003). Vzhledem k tomu, že norma třídy III pro měrnou

vodivost je 1 275 umhos/cm, zdrojová voda již obsahuje až 750 umhos/cm. Naopak zdrojová voda, která vstupuje do běžného jihofloridského systému ASR na pitnou vodu, obsahuje 50 mg/l chloridů. Tento systém může zpětně získávat vodu až do 250 mg/l chloridů. Je zřejmé, že lokalita ASR Hillsboro (na rozdíl od obdobných lokalit pitné vody) se již hodně blíží k překročení příslušné zákonné normy. Za daných okolností, kdy máme v Hillsboro vyšší koncentraci měrné vodivosti (konduktivity) zdrojové vody a vyšší hodnoty měrné vodivosti okolní podzemní vody, se předpokládalo, že pro řadu testů budou regenerační podíly na lokalitě relativně nízké. Ukončené modelování toto podezření potvrdilo. Z modelových simulací vyplynulo, že účinnost regenerace ASR na lokalitě by se zlepšila během dalších cyklů dotace a regenerace, ale trvalo by to déle kvůli brakickému charakteru zóny akumulace. Na základě naprogramovaného dvouletého plánu sledování režimu se očekává, že účinnosti regenerace se budou pohybovat od 25 do 40 %. Předpokládá se, že by toto sledování po uplynutí navržené dvouleté doby trvání mohlo na lokalitě ASR Hillsboro přispět ke zlepšení účinnosti regenerace.

Po modelových simulacích pilotního projektu bylo provedeno několik simulací za účelem posouzení dlouhodobých plánů CERP pro danou lokalitu. V plánu CERP je navrženo umístit na lokalitě Hillsboro 30 vrtů ASR ve spojení s nádrží povrchové vody o rozloze 6,7 km^2. Modelové simulace, které využívají model pilotního projektu Hillsboro, naznačují, že vzdálenosti mezi těmito 30 vrty budou důležité při zvažování technického řešení pro zajištění, aby tlaky kolektoru nebyly obrovské. Z modelových výpočtů, u nichž se zadaly vzdálenosti vrtů přibližně 300 m, vyšel možný pokles hladiny podzemní vody na 130 m. Když byly vrty od sebe vzdálené více, tak hladina podzemní vody poklesla mnohem méně, ale kvůli zvýšenému promíchávání za nižšího výkonu regenerace systému. V budoucnu bude potřeba zaměřit úsilí na podrobnější zhodnocení těchto prvků technického řešení s cílem vypracovat nějaký optimální systém.

Modelová hydraulika pilotního projektu Hillsboro je velmi náročná vzhledem k velkým rychlostem dotace a regenerace, které se pro provoz plánují. Modelové řešení je klíčovou úvahou při konstrukci každého simulátoru ASR. Simulovaný pokles hladiny podzemní vody na zhlaví vrtu ASR Hillsboro je velmi strmý, použijeme-li verzi modelu 2.0 s rozlišením sítě 30 m. Z porovnání se stávajícími analytickými řešeními vyplynulo, že by se model mohl vylepšit zavedením jemnějšího rozlišení sítě. Probíhající modelové zkoušky verze modelu 3.0 potvrzují, že 3metrové rozlišení sítě v místě vrtů ASR přináší jak přesný odhad snížení hladiny kolektoru, tak i numericky stabilní model, i když doby výpočtu modelu jsou podstatně delší. Jemnější rozlišení sítě také přináší přesnější odhady účinnosti regenerace lokality pilotního projektu ASR Hillsboro.

ZÁVĚRY

Modelování pilotního projektu ASR Hillsboro bylo velmi přínosné pro pochopení omezení systému, možných dopadů na blízké uživatele a očekávaný výkon. Model přinesl realistické odhady skutečných provozních podmínek a stal se výborným nástrojem pro plánování. Modelové prognózy by se mohly zlepšit, pokud se do modelu zavede další rozlišení sítě nebo další funkční závislosti modelu, jako např. výkonnosti závislé na hustotě. Tato vylepšení by pravděpodobně vedla k vynikajícím odhadům výkonu lokality.

Bylo realizováno několik modelových simulací navrženého úplného systému ASR se 30 vrty. Tyto modelové simulace naznačují budoucí úkoly technického řešení, které budou vyžadovat určité rozlišení, včetně konečných vzdáleností a poloh vrtů. Pro lokality ASR, kde dochází k dotaci přírodních systémů je klíčovým rozhodujícím faktorem výkonnosti projektu obnovená kvalita vody. Skutečná účinnost regenerace ASR asi bude fakticky nižší, než kdyby se lokalita využila pro zásobování pitnou vodou, a to v důsledku omezení kvality vody povrchové. Pilotní projekt ASR na lokalitě Hillsboro by měl být dokončen pro to, aby se na lokalitě mohly získat další místně specifické terénní údaje po budoucí konstrukční práce.

LITERATURA

Anderson, M.P. a Lowry, C.S., 2004. *An Assessment of Aquifer Storage and Recovery for Selected Representative Hydrogeologic Settings in Wisconsin*. University of Wisconsin-Madison Groundwater Research Report # WR03R005, 15 s.

Davis, S.M., 1994. Phosphorus inputs and vegetation sensitivity in the Everglades. In: Davis, S.M. and Ogden, J.C. (editoři) Everglades The Ecosystem and Its Restoration. Delray Beach, St. Lucie Press, s. 357–378.

Douglas, M.S., 1947. *Everglades: River of Grass*. New York, Rinehart Press.

McDonald, M. G. a Harbaugh, A. W., 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground water flow model: *Techniques of Water-Resources Investigation Report*, v. 06-A1.

Merritt, Michael L., 1986. 'Recovering fresh water stored in saline limestone aquifers', *Ground Water*, roč. 24, č. 4, s. 516–529.

Miller, J.A., 1997. *Hydrogeology of Florida*, in Randazzo, A.F., and Jones, D.S., *The Geology of Florida*, kapitola 6: University of Florida Press, Gainesville, FL, s. 69–88.

Missimer, T.M., Guo, W., Walker, C.W. a Maliva, R.G., 2002. 'Hydraulic and density considerations in the design of aquifer storage and recovery systems'. *Florida Water Resources Journal*, únor 2002, s. 31–35.

Pavelic, P., Dillon, P.J. a Simmons, C.T. 2002. *Lumped parameter estimation of initial recovery efficiency during aquifer storage and recovery*. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (ed.) Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge (ISAR4), Adelaide, 22.–26. září 2002, Swets a Zeitlinger, Lisse, ISBN. 90 5809 527 4, s. 285–290.

Pyne RDG, 1995. *Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage Recovery*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

SFWMD, 2003. Statistical Analysis for the CERP ASR Pilot Program. Prepared for the South Florida Water Management District (SFWMD) by PBS&J, Tampa, Florida, 35 s.

SFWMD, 2001. *Hydrogeologic Investigation of the Floridan Aquifer System, Western Hillsboro Basin, Palm Beach County, Florida*, Technical Publication WS-8, SFWMD, West Palm Beach, FL.

SFWMD, 1999. *Documentation for the Lower East Coast Floridan Aquifer Model*, Resource Assessment Division, Lower East Coast Planning Division, 1999.

Streetly, M. J., 1998, The use of modelling to predict the behavior of ASR systems, in al., Peter et al., editor, *Artificial Recharge of Groundwater*: Rotterdam, A. A. Balkema, s. 263–267.

USACE a SFWMD, 1999. *Central and Southern Florida Project Comprehensive Review Study, Final Integrated Feasibility Report and Programmatic Environmental Impact Statement*, USACE a SFWMD, Jacksonville, Florida.

USACE a SFWMD, 2004. *Final Pilot Project Design Report/Environmental Impact Statement, Lake Okeechobee ASR Pilot Project, Hillsboro ASR Pilot Project and Caloosahatchee River ASR Pilot Project*, USACE a SFWMD, září 2004, 400 s.

Zheng, C. a P. P. Wang, 1999, MT3DMS: *A modular three-dimensional multi-species model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems: documentation and user's guide*, SERDP-99-1: U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Rozvoj zdrojů sladké vody v některých částech oblastí Západního Bengálska (východní Indie) kontaminovaných arzénem pomocí umělé dotace: postupem založeným na dálkovém průzkumu Země a GIS

D. Das

Abstrakt

Chronická toxicita arzénu (koncentrace arzénu > 0,05) je hlášena ze státu Západní Bengálsko ve východní Indii. V této souvislosti zahrnuje tento současný průzkum v části okresu Nadia ve státě Západní Bengálsko využití dálkového průzkumu Země s pomocí metod GIS na vytvoření kombinované mapy v měřítku 1:25 000 za účelem zjištění lokalit pro umělou dotaci, pro strukturu k získávání vody a pro vyhledávání sladké podzemní vody. Starší údolní nivy meandrujících řek, geomorfologické prohlubně a paleokoryta/meandry (kromě paleokoryt/meandrů starších údolních niv meandrujících řek) jsou vhodnými místy pro umělou dotaci, pro struktury k získávání vody, případně pro vyhledávání sladké vody. Hlubší kolektory, které se nacházejí v relativně starších údolních nivách a které jsou tvořeny jílovitými vrstvami, jsou rovněž vhodné pro vyhledávání sladké vody. Zde jsou mělké kolektory nenapjaté a hlubinné kolektory napjaté. Fakticky se ale kolektory postupně k jihu mění od nenapjatých k polonapjatým. Meandry, agradační valy a údolní nivy se svými charakteristikami sedimentů, které se velikostí zrna mění od písčitých a siltovitých po jílovité, a s různými postupy využívání území a pokryvu jsou na satelitních snímcích zřetelně rozpoznatelné (sloučená data IRS IC/ID LISS-III a PAN) a jsou ověřovány v terénu.

Klíčová slova

Toxicita arzénu, umělá dotace, kombinovaná mapa, GIS

ÚVOD

Indie je velice obdařena vodními zdroji. Země je protkána řekami a je bohatá na srážky zejména díky jihozápadnímu monzunu, který přináší 75 % ročních srážek. Velká povodí spolu se středními a malými zaujímají téměř 91 % z celého povodí země (Biswas, 2003). I přesto, že příroda je štědrá, je nedostatek pitné vody předmětem národního zájmu. Nedávno začal rozvoj podzemních vod, které se ukázaly jako nejspolehlivější zdroj závlah i během těžkých období v zásobování vodou, pomáhat závlahovému hospodářství. Podzemní voda se podílí na celkové zavlažované ploše v Indii více než 50 % a na zásobování venkovských oblastí Indie vodou 85 %, má svůj význam i v sektoru pitné vody (Kittu, 2003).

Arzén v podzemní vodě

Bohužel, asi milion lidí pije vodu kontaminovanou arzénem a přes 200 000 lidí trpí nemocemi souvisejícími s arzénem v osmi okresech východoindického státu Západní Bengálsko. Vedle Indie byla přítomnost arzénu (> 0,05 mg/l) v podzemní vodě hlášena i z několika dalších zemí světa, např. z USA, Číny, Chile, Nepálu, Thajska a Bangladéše.

První případ toxicity arzénu v podzemní vodě východoindického Západního Bengálska byl hlášen v roce 1978. Bylo zjištěno, že se kontaminace podzemní vody arzénem nad přípustnou mez 0,05 mg/l nachází v mělkém kolektoru (20 - 150 m pod zemským

povrchem) v části Bengálské delty, který zaujímá jižní úsek indického státu Západní Bengálsko a státu Bangladéš. Vyšší koncentrace arzénu je omezena zejména na horní planinu delty uvnitř starší (opuštěné) obnažené nivy meandrujících řek. Složení sedimentů se plošně mění napříč planinou delty. To může být důvodem nespojitosti kolektoru. Zjistilo se, že sediment z mělkých kolektorů v Bengálské deltě východní Indie obsahuje arzén. Geomorfologické oblasti s různými způsoby sedimentace řídily charakter rozdělení území s různým obsahem arzénu v podzemní vodě. Zóny s vysokým obsahem arzénu se vyskytují v podobě úzkých klikatých pruhů vázaných na korytové uloženiny (Segupta et al., 2004).
Migrace a akumulace dotující podzemní vody se řídí geomorfologií, geologií, půdou/sedimentem, pokryvem a využitím území oblasti. Informace o těchto hlediscích tak poskytují cenné indicie k lokalizaci míst pro vyhledávání podzemních vod, pro umělou dotaci a pro struktury k získávání vody. Paleokoryta (ze staršího holocénu), která se nacházejí blízko současného toku řeky Hugli-Bhagirathi, obecně neobsahují arzén. Konvexní část slepých ramen je arzénem znečištěna v důsledku svého redukčního prostředí.
Geometrie opuštěného odvodňovacího toku fakticky věrně odpovídá geometrii zón vysokého obsahu arzénu, což ukazuje na souvislost mezi vznikem těchto zón a působením říční sítě.

Řešení problému nadměrného arzénu v podzemní vodě pomocí umělé dotace
Umělá dotace je považována za druh získávání vody, kdy se povrchová voda během období dešťů naakumuluje a dostává do podloží a v jiných obdobích se zase využívá. Umělou dotaci lze použít k doplnění zásob podzemní vody a ke zlepšení kvality vody. Lze ji považovat za jednu z nejpoužívanějších metod získávání vody. V Indii je stále systematické využití umělé dotace v počátečním stádiu, i když má Indie letitou tradici v získávání vody. Povrchová voda obecně obsahuje velmi nízkou koncentraci fluoridů a arzénu. Celkový obsah rozpuštěných látek (TDS) je v ní vždy nižší než v podzemní vodě. Proto lze umělou dotaci využít konkrétně ke snížení salinity či vysoké koncentrace škodlivých látek, jako jsou např. fluoridy a arzén v podzemní vodě. Smíšení povrchové vody s vodou kolektoru snižuje koncentraci různých chemických radikálů.

Mandal et al. (1997) navrhl použít povrchovou vodu zachycenou v mnoha rybnících do arzénem znečištěných oblastí východoindického státu Západní Bengálsko. Průměrné roční srážky ve studované oblasti činí asi 2 000 mm. Skupina pracovníků uskutečnila pilotní experiment v bloku Habra okresu N-Parganas, který přiléhá k uvedené studované oblasti. Experiment trval po dobu 90 dnů a vedl ke snížení úrovně arzénu v místní podzemní vodě z 1,28 na 0,001 mg/l (Athavale, 2003). V různých částech světa se uplatňovaly různé metody umělé dotace, ale důležitým vždycky zůstává správná volba místa pro umělou dotaci a strukturu k získávání vody. V posledních letech se řada studií soustředila na proces výběru místa zejména s pomocí metod dálkového průzkumu Země (Sharma, 1992, Ramaswamy a Anbahagan, 1996).

Složitost a rozmanitost problémů spojených s vodními zdroji vyžaduje zaznamenávání stále se zvyšujícího rozsahu různých dat s větší přesností v prostorových a časových měřítcích. V některých případech může zabrat klasickým metodám měsíce a roky než

zaznamenají jeden parametr, kdežto dálkový průzkum Země umožňuje zaznamenat nejen jednorázová data, ale i opakovaná data. Data z dálkového průzkumu Země se efektivně využívají už přes dvacet let ve studiích geologických, geomorfologických, ve studiích o podzemních vodách a o využití a pokryvu území. Informace o geologii, geomorfologii a o podmínkách podzemních vod jsou nezbytně nutné pro plánování, řízení a rozvoj povodí (Rao, 2003). Využití dálkového průzkumu Země spolu s metodami GIS pomáhá při rozhodování o lepším vodním hospodářství. Ucelené informace o geologii, terénních podmínkách, využití a pokryvu území získané ze satelitních snímků jsou užitečné při výběru míst pro výstavbu nádrží a struktur umělé dotace k zlepšení zdroje povrchových a podzemních vod. Vícevrstevné údaje z dálkového průzkumu Země obsahující informace o morfologických a morfometrických údajích terénu, o horninových typech, půdních/povrchových materiálech, říční síti a o využití a pokryvu území pomáhají při charakterizaci povodí. To vede k lepšímu modelování zdrojů povrchových vod pomocí určení poměru srážek a odtoku s přiměřenou přesností (Reddy, 2003). V GIS se využívá jak dat grafických (prostorových), tak i textových (neprostorových).

CÍLE

Tato studie byla ve výše uvedeném kontextu provedena v oblasti ohraničené východními zeměpisnými délkami 88°27 30 a 88°37 30 a severními zeměpisnými šířkami 23° a 23°7 30. Cílem této studie jsou tři hlavní složky. První je zjištění místa vhodného pro výstavbu struktur umělé dotace za použití dat IRS. Druhým hlediskem je navrhnout vhodné lokality pro nádrže/jímky povrchové vody se záměrem společného využití povrchové i podzemní vody. Třetím cílem je zjistit vhodné oblasti pro vyhledání sladké vody bez kontaminace arzénem.

POUŽITÁ DATA

V této studii byly použity tři druhy datových souborů:

a) Dálkově snímaná data, tj. pseudobarevná kombinace (FCC) geokódových dat sloučených z indického satelitu pro dálkový průzkum Země (IRS) IC/ID LISS-III (lineární zobrazovací samosnímací čidlo) a PAN v měřítku 1:25 000 z 19. února 2001. Datum pořízení dálkově snímaných dat bylo zvoleno v době vrcholícího růstu zimních plodin (rabi), kdy je vegetace v období sucha ukazatelem podzemní vody.

b) Stávající mapy, tj. topografické listy a vydaná geologická mapa Geologického průzkumu Indie (SOI), byly rovněž využity.

c) Publikované vrtné záznamy a koncentrace arzénu v různých vrtech (studnách) studované oblasti (Sengupta et al., 2004) byly také využity. Hodnoty koncentrací arzénu byly rozděleny do dvou kategorií pro účely následné analýzy GIS. Jedna obsahuje zóny podzemních vod s vyššími koncentracemi arzénu než 0,05 mg/l (závadná zóna), druhá je zónou podzemní vody s koncentracemi arzénu do 0,05 mg/l (nezávadná zóna).

METODIKA

Obsahuje tyto kroky:

1. Rekognoskace terénu.

2. Využití dálkového průzkumu Země - zahrnuje zpracování tématických map říční morfologie, reliéfu, využití a pokryvu území pomocí vizuální interpretace satelitních snímků podložené terénním ověřením. K dešifrování odlišných charakteristických rysů bylo využito takových klíčů k interpretaci snímků, jako např. barevný odstín, struktura, barva, asociace, tvary, velikost a charakter.

3. Využití GIS - zahrnuje analýzu překrývání různých vhodných tématických vrstev v prostředí GIS. V této studii byla provedena digitalizace, tvorba a analýza vrstev s využitím softwarového souboru GIS verze 7.5 (mapový informační profesionál). Vytvořená složená mapa (obr.1) ukazuje požadované oblasti a lokality.

Obr.1 Centrální až severozápadní část mapy znázorňuje mladší údolní nivu řeky Hugli, ostatní části jsou starší údolní nivou

Osídlení ve starší údolní nivě
Přírodní agradační val, As>0,05 mg/l, místo umělé dotace
Meandry v jílové zóně

Osídlení
Přírodní agradační val, As>0,05 mg/l, místo umělé dotace
Meandry ve starší údolní nivě

Místa pro získávání vody v zemědělsky využívaném území
Místa pro vyhledávání vody ve starší jílové nivní oblasti
Meandry v jílové oblasti
Orná půda
Místa pro vyhledávání vody
Přírodní agradační val, As<0,05 mg/l
Meandry, As>0,05 mg/l
Rybníky
Místa pro umělou dotaci
Přírodní agradační val, As>0,05 mg/l
Zemědělsky využívané území
Místa pro získávání vody v zemědělsky využívaném území
Slepá ramena v zemědělsky využívaném území
Mrtvá ramena řeky v zemědělsky využívaném území
Meandry
Rostlinný kryt
Řeka Hugli
Voda ve velkém mrtvém ramenu řeky
Voda v menším mrtvém ramenu řeky
Přírodní agradační val, As<0,05 mg/l
Meandry v mladší údolní nově
Stopy paleokoryt
Rybníky
Přírodní agradační val s velkým osídlením
Přírodní agradační val, As>0,05 mg/l
Zemědělská a orná půda

ZJIŠTĚNÁ FAKTA

Z terénní studie během tohoto průzkumu vyplývá, že zóny arzénu jsou vázány na agradační valy vodotečí. Paleokoryta (ze staršího holocénu) ležící blízko současného toku řeky Hugli-Bhagirathi (obr.1) jsou obecně bez arzénu. Konvexní část slepých ramen (obr.1) je arzénem znečištěna v důsledku svého redukčního prostředí. Geometrie opuštěných odvodňovacích toků fakticky věrně odpovídá geometrii zón vysoké koncentrace arzénu, což ukazuje na souvislost mezi vznikem těchto zón a působením říční sítě. Terénním ověřením se potvrzuje, že zóny arzénu jsou vázány na agradační valy těchto vodotečí. Hlavní povodí ve studované oblasti, povodí řeky Hugli (úsek Bhagirathi), má nízkou hodnotu meandrovitosti 1,14, podstatně nižší než meandrující řeka s hodnotou meandrovitosti 1,50. Tento konkrétní aspekt je v přímé korelaci s výskytem a rozložením vysokých koncentrací arzénu v podzemní vodě (Sengupta, 2002). Koncentrace arzénu v agradačních valech podél opuštěných meandrů (obr.1) je většinou vysoká (> 0,05 mg/l). Relativně mladší údolní nivy (obr.1) nevykazují v podzemní vodě vysoké koncentrace arzénu. Dále je bez vysokých koncentrací arzénu i souvrství uvnitř starších údolních niv, které se skládá z téměř souvislé vrstvy/nánosu jílu.

DISKUSE

Vizuální interpretace dat IRS podložená terénními kontrolami se velmi osvědčila při mapování současné fluviogeomorfologické struktury. Sedimenty kolektoru proměnlivé mocnosti vykazují sled se zjemňováním nahoru. Písčité litofacie jsou převážně výplní koryt a jemnější jílovité litofacie jsou nivními uloženinami agradačních valů vytvořenými během záplav.

Jemnozrnné arsenonosné sedimenty obsahující hydroxidy železa se ukládají v ústích řek do moře a mokřadech Bengálské pánve bohatých na organické látky. Svrchní část sledu zastiženého ve vrtech z výše uvedených dvou zón vykazuje jisté rozdíly. V zóně nezávadné vody je v nadloží vrstev písku a siltu 25 až 30 metrů mocná vrstva jílu se sporadickými polohami rašeliny. Oproti ní je v zóně vody obsahující arzén nadložní vrstva buď zčásti zachována nebo úplně chybí. Jíl spolu s rašelinou možná představuje ve svrchní části redukční prostředí. McArthur (2001) naznačil, že pohřbené uloženiny dodávají arzén do podzemní vody prostřednictvím mikrobiální degradace. Jelikož jsou mikrobi aktivnější na rozhraní vody a vzduchu, budou sedimenty, které mají vyšší pórovitost ve svrchní části sedimentárního profilu, vytvářet vhodnější prostředí pro množení. V dnešní době ukazují zde se vyskytující písčité litofacie a jílovité litofacie či nadložní vrstvy výrazný rozdíl v rostlinném krytu a ve skladbě plodin, který je zřetelně rozpoznatelný ve standardní FCC dat sloučených z IRS IC/ID LISS-III a PAN.

Fluviogeomorfologické struktury, které jsou získány z vizuální interpretace satelitních dat, poskytují indicie prostřednictvím meandrovitosti. Meandrovitost (poměr délky oblouku a délky osy) říčních koryt ukazuje na přímou korelaci s místem výskytu a rozložením vysoké koncentrace arzénu v podzemní vodě. Protože zemědělské hospodaření vyžaduje velké objemy vody, je charakter zemědělského využití území vodítkem k vyhledávání struktur na získání vody. Sladké podzemní vody, které lze čerpat zpod mocné jílové nadložní vrstvy, se mají využít společně se sladkou povrchovou vodou, která se akumuluje ve vyznačených oblastech (obr.1) přiléhajících k zemědělským polím.

ZÁVĚR

Povrchová voda akumulovaná v řadě rybníků západobengálské krajiny v letních měsících téměř vysýchá. Je třeba realizovat správný přístup využívání povodí tak, aby se v nich voda stále udržovala a mohla být po řádné úpravě využívána. Informační vrstvy odvozené z vizuální interpretace dat sloučených z IRS IC/ID LISS-III a PAN podložené terénním ověřením se osvědčily pro analýzu v prostředí GIS zaměřenou na společné využití povrchové a podzemní vody. Umělá dotace kolektorů kontaminovaných arzénem sladkou vodou sníží hladinu arzénu až na bezpečnou (zdravotně nezávadnou) mez pomocí ředění. Voda z kopané studny (umístěné do kolektoru s volnou hladinou) je hygieničtější než povrchová voda a tudíž je žádoucí, aby se alespoň domácí spotřeba vody kryla z kopané studny jako zdroje. V případech, kdy kolektor s volnou hladinou obsahuje arzén nad přípustnou mez, se nadměrný arzén nechá spolusrážet se železem tak, že se vystaví aeraci (oxidaci) ve sběrné studni (jímce).

LITERATURA

Athavale R. N. (2003). Water Harvesting and Potability of Groundwater. In: Water Harvesting and Sustainable Supply in India, Environment and Development Series. Rawat Publication, New Delhi, Indie, s. 146–165.

Biswas D. (2003). Water Quality Management: A National concern. In: DST's 'S & T Inputs for Water Resources Management'. B.B. S. Singhal and O.P. Verma (ed.), Spl. Vol. 3, Ind. Geol. Cong. Roorkee, s. 105–109.

Kittu N. (2003). Management of Groundwater Resources. In: DST's 'S & T Inputs for Water Resources Management'. B.B. S. Singhal a O.P. Verma (ed.), Spl. Vol. 3, Ind. Geol. Cong. Roorkee, s. 21–27.

Mandal B.K., Roychowdhury T., Samanta G., Basu G.K., Chowdhury R.P., Chand C.R., Lodh D., Karan N.K., Dhar R.K., Tamil D.K., Das D., Saha K.C. a Chakraborti D. (1997). Arsenic in groundwater in 7 districts of West Bengal, India. The biggest arsenic calamity in the World. Current Science, Vol. 70, s. 976–986.

McArthur J.M., Ravenscroft P., Safiulla S., Thirlwall W.F. (2001). Arsenic in groundwater: testing pollution mechanism for sedimentary aquifers in Bangladesh. Water Resour. Res., 37: 109 –117.

Ramaswamy S. M. a Anbazhagan S. (1996). Integrated terrain analysis in site selection for artificial recharge in Ayyar basin, Tamil Nadu, India. Water Resource Journal, Bangkok ST/ESCAP/SER-C/190, s. 43–48.

Rao B.V.M., Arya V.S. a Chaudhury B.S. (2003). Geological, Geomorphological mapping and groundwater prospects of Dangi watershed area using remote-sensed data. In: DST's 'S & T Inputs for Water Resources Management'. B.B. S. Singhal and O.P. Verma (ed.), Spl. Vol. 3, Ind. Geol. Cong. Roorkee, s. 153–162.

Reddy P.R. (1999). Satellite data in sustainable development and management of groundwater resource. In: Geoinformatics beyond 2000. IIRS Dehradun, Indie, s. 208–209.

Reddy P.R. a Rao D.P. (2003). Application of space technology for water resource management in India. In: DST's 'S & T Inputs for Water Resources Management'. B.B. S. Singhal and O.P. Verma (ed.), Spl. Vol. 3, Ind. Geol. Cong. Roorkee, s. 145–152.

Sengupta S. (2002). Naturally created toxic element contamination. A case history from Indo-Gangetic delta region. In: Emerging issues in environmental studies. UGC sponsored refresher course in environmental science. D.K. Khan (ed.), University of Kalyani, s. 188–196.

Sengupta S., Mukherjee P.K., Pal T. a Shome S. (2004). Nature and origin of arsenic carriers in shallow aquifer sediments of Bengal delta, India. Environmental Geology. 45: 1071–1081.

Sharma S. K. (1992). Remote Sensing techniques to locate areas suitable for artificial recharge of groundwater in granitic terrain. In: Proceedings of workshop on artificial recharge of groundwater in granitic terrain. Bangalore, Indie, s. 14–44.

Vyhodnocení hydrochemických podmínek během břehové filtrace a umělé dotace v Berlíně

G. Massmann, J. Greskowiak, C. Kohfahl, A. Knappe, B . Ohm, A. Pekdeger, J. Sültenfuß a T.Taute

Abstrakt

Hydrochemické podmínky byly vyhodnocovány jak na lokalitě břehové filtrace, tak i na lokalitě umělé dotace v Berlíně. Všechny lokality břehové filtrace vykazují výrazné vertikální vrstvení podle stáří. Typické oxidačně-redukční zónování s redukčnějšími podmínkami ve větších vzdálenostech od povrchové vody se příliš neobjevuje, spíše jsou oxidačně-redukční zóny horizontálně vrstvené, přičemž redukčnější podmínky se nacházejí ve větších hloubkách. Domníváme se, že je to způsobeno výrazně se střídajícími hladinami podzemní vody a rozvrstvením podle stáří. Oxidačně-redukční podmínky jsou obecně redukčnější na lokalitách břehové filtrace, především jako výsledek delších dob postupu a provozních rozdílů. Oxidačně-redukční podmínky se na všech lokalitách mění podle ročních období zejména na lokalitě umělé dotace, což je hlavně způsobeno teplotními změnami.

Klíčová slova

Břehová filtrace, umělá dotace, oxidačně.redukční podmínky, biodegradace, určování stáří

ÚVOD

Pitná voda pro 3,4 miliony obyvatel berlínské aglomerace pochází z místních nádrží podzemní vody. Štoly jímacích vrtů přiléhají k systému povrchových vod a k bazénům umělé infiltrace. 70 % jímané podzemní vody je břehový filtrát nebo uměle dotovaná podzemní voda (Pekdeger a Sommer-von Jarmerstedt, 1998). Z toho plyne, že vedle dalších faktorů je kvalita jímané vody ovlivněna hydrochemickými změnami, ke kterým dochází během procesu filtrace. Monitorování těchto změn kvality vody a jejich porozumění má proto velký význam pro zajištění trvalé udržitelnosti systému výroby pitné vody.

Přirozená atenuace kontaminantů během břehové filtrace zahrnuje odstraňování suspendovaných pevných látek, částic, biodegradovatelných sloučenin, baktérií, virů a parazitů, jakož i částečné odstraňování adsorbovatelných sloučenin vzniklých při biotických a abiotických procesech, jako jsou filtrace, biodegradace, adsorpce, chemické srážení a oxidačně-redukční reakce (např. Hiscock a Grischek, 2000). Oxidačně-redukční změny během filtrace jsou obzvlášť důležité, protože způsobují výskyt nežádoucích kovů Fe^{2+} a Mn^{2+} (Bourg a Bertin, 1993), ovlivňují chování mnoha organických polutantů, jako jsou farmaceuticky aktivní látky (Holm et al., 1995) a halogenované organické sloučeniny (Bouwer a McCarthy, 1993, Grünheid et al., 2004), a mají vliv na pH a rozpouštěcí schopnost kalcitu (Richters et al., 2004). Někteří autoři zjistili, že nejvýznamnější chemické změny související s degradací organické hmoty probíhají během prvních několika metrů proudění (např. Jacobs et al., 1988, Bourg a Bertin, 1993, Doussan et al., 1997).

METODY

V minulých letech bylo na reprezentativních lokalitách v Berlíně nainstalováno několik profilů, které byly vedeny podél směru proudění z jezera či nádrže (rybníka) na umělou dotaci do jímacích vrtů. Profily obsahují řadu pozorovacích vrtů různých hloubek, obvykle jeden pod jezerem, několik z nich mezi jezerem a jímacím vrtem a několik dalších za tímto vrtem (příklad viz obr.1). Mezi květnem 2002 a srpnem 2004 byly v rámci projektu NASRI (KWB, 2004) v měsíčních intervalech vzorkovány povrchové vody, pozorovací vrty a jímací vrty a analyzovány na velký soubor parametrů. Analýza kationtů a aniontů se prováděla v laboratořích Berlínské vodárenské společnosti (BWB). Anionty ve vodě byly měřeny iontovou chromatografií DX500 (Dionex Coop.). Kationty ve vodě byly stanovovány pomocí ICP (OES) IRIS (Nicolet). Měření DOC byla prováděna pomocí analyzátoru TOC/DOC (Elementar) na 'vysoké TOC'. Ke stanovení stáří podzemní vody využívá metoda na určování stáří pomocí tritia a helia poměru koncentrace radioaktivního tritia (^{3}H, poločas rozpadu 12,32 let) a produktu rozpadu helia (^{3}He) v podzemní vodě (Schlosser, 1988). Koncentrace ^{3}H v povrchových vodách se řídí současnou koncentrací ve srážkách. Jakmile dojde k infiltraci povrchové vody, ^{3}He se z rozpadu ^{3}H vyloučí a akumuluje v kolektoru. Vyhodnocení analýzy a dat ze vzorků podzemní vody bylo provedeno v laboratoři vzácných plynů na Univerzitě v Brémách. Stute et al. (1997) a Beyerle et al. (1999) použili tuto metodu k určení stáří břehových filtrátů.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Vrstvení břehového filtrátu podle stáří

Překvapivým výsledkem vyhodnocení doby postupu byla skutečnost, že vrstvení podle stáří uvnitř nejsvrchnějšího, nenapjatého, glaciofluviálního písčitého kolektoru (obr.1) je mnohem větší než se dříve předpokládalo. To se odráží i v řadě naměřených dat. Zatímco mělčí pozorovací vrty odrážejí na všech místech sezónní změny řek jezerního typu, hlubší pozorovací vrty nevykazují vůbec žádnou sezónnost. Stanovení dob postupů s posuny maxim (píků) průnikové křivky indikátorů nebylo proto u těchto vrtů možné. Navíc se hlubší vrty výrazně liší od mělkých s ohledem na některé vedlejší organické sloučeniny, čímž odrážejí historické změny složení povrchových vod (údaje nejsou uvedeny).

Určení stáří podle ^{3}H/^{3}He nakonec potvrdilo, že voda jímaná z hlubších pozorovacích vrtů je stará spíše desítky let než v řádu měsíců. Naopak stáří určená pro mělčí vrty ukazovala na současnou dobu, což odpovídá na těchto lokalitách době postupu kratší než 6 měsíců (rozlišovací schopnost metody). Na obr.1 je uveden příklad profilu 2 na jezeře Wannsee. Efektivní stáří podle ^{3}H/^{3}He jsou vynesena v místě filtračních sít. Jímací vrt 3 má průměrné stáří podle ^{3}H/^{3}He 13,6 let, což vyplývá z promíchání vody ze 3 různých kolektorů (dva hlubší kolektory nejsou na obr.1 znázorněny) ze dvou stran. Podzemní voda z opačné strany než je jezero vykazuje podobné stáří. Břehový filtrát mezi jezerem a vrtem 3 ve svrchních částech kolektoru je starý méně než 6 měsíců. V hlubších částech se stáří vody zvyšují až na 10,7 let. Z toho vyplývá, že břehový filtrát musí proudit pod jezery, která tudíž nejsou vodními předěly (rozvodnicemi). Střední hodnoty stáří jsou považovány za výsledek míchání těchto dvou zdrojů.

Oxidačně-redukční procesy během břehové filtrace

Oxidačně-redukční zóny charakterizované vymizením reaktantů (kyslíku, dusíku, síranů) nebo výskytem reaktantů (železo, mangan), jak naznačoval Champ et al. (1979), jsou zakresleny do obr.2. Zatímco mělčí (mladší) vrty obsahují kyslík a dusík po většinu roku, hlubší pozorovací vrty jsou bez nich, ale obsahují mangan (Mn^{2+}) a železo (Fe^{2+}).

Dva pozorovací vrty v mělké vodě jsou navzájem zcela odlišné z hlediska jejich hydrochemie. Zatímco BEE206 blíže ke břehu je stále ještě aerobní, BEE205 je většinou bez kyslíku a dusíku. Dna jezera Tegel a jezera Wannsee jsou pokryta velmi silnými vrstvami bahna s velmi malou hydraulickou vodivostí (Pachur a Röper, 1987). Na okrajích jezer je jejich dno bez bahna, ale silně zanesené písky. Tudíž s rostoucí vzdáleností od břehu se hydraulická vodivost snižuje a obsah organické hmoty zvyšuje, což má za následek delší doby postupu a redukčnější podmínky v BEE205 oproti BEE206. Vertikální oxidačně-redukční zónování může být výsledkem různých stáří podzemní vody. Může to však být způsobeno i zpětnou oxidací redukčnějšího břehového filtrátu kyslíkem, který proniká propustnou nesaturovanou zónou. Oxidace je pravděpodobně zesílena kolísáním hladin podzemní vody, které je vyvoláváno nepravidelným režimem čerpání. Bourg a Bertin (1993) zkoumali biogeochemické změny během břehové filtrace na řece Lot. Zjistili podobnou redukční anaerobní zónu blízko řeky, za níž dále ve směru proudění následovaly aerobní podmínky. Došli k závěru, že sledované oxidačně-redukční procesy byly vratné a že oxidace byla způsobena provzdušněním přes propustnou nesaturovanou zónu blízko řeky. Analogicky s našimi poznatky popisují Richters et al. (2004) vertikální oxidačně-redukční zónování na lokalitě břehové filtrace blízko řeky Rýnu.

Tyto zóny však nejsou nehybné, přičemž se oxidačně-redukční rozhraní pohybují podle ročních období. Mladší břehový filtrát (stáří < 3 měsíce) prodělává výrazné teplotní změny až o 25ºC v závislosti na vzdálenosti od jezera. Protože jsou oxidačně-redukční procesy mikrobiálně katalyzované, vedou tyto změny k rozdílům v mikrobiální aktivitě (např. David et a., 1997, Prommer a Stuyfzand, v tisku). Z toho vyplývá, že kyslík a dusík se vytrácí v době, kdy jsou teploty nejvyšší, což je v létě nebo na podzim, v závislosti na příslušném časovém zpoždění posunu k vrtu. Zajímavým zjištěním je, že koncentrace dusíku v samotném jezeře se v létě snižují na nulu, pravděpodobně v důsledku spotřeby řasami. Ukazuje se tudíž, že vymizení dusíku v pozorovacích vrtech spíše odráží počáteční signál než redukci v samotném kolektoru (obr.3).

Hydrochemické změny během umělé dotace

Na lokalitě umělé dotace (AR) ukazují oxidačně-redukční zóny podobné sezónní změny jako na lokalitě břehové filtrace (Massmann et al., v tomto ročníku). Hlavním rozdílem mezi lokalitami ‘přírodních’ jezer a lokalitami AR je způsob jejich provozování. Na lokalitě AR se infiltrační nádrž čistí v pravidelných intervalech týdenních až tříměsíčních odstraňováním vytvářející se kolmatační vrstvy (blány), kdežto lokality břehové filtrace se nikdy neobnovují. Výsledkem na lokalitě umělé dotace je cyklický režim s proměnlivými saturovanými a nesaturovanými poměry přímo pod nádrží (Greskowiak, v tisku). Na obr.4 je znázorněna hladina vody v nádrži (a) a hladina podzemní vody (b), rychlost infiltrace (c) a koncentrace vápníku v nádrži a ve dvou nejmělčích pozorovacích vrtech blízko nádrže (d). Vyznačeny jsou změny od nesaturovaných (šedé plochy,

označení 0) do plně saturovaných poměrů (které jsou dosaženy, když se hladina podzemní vody nachází přibližně v hloubkách do 1 m, bílé plochy, označení 1).

Z podrobných průzkumů přímo pod nádrží vyplynulo, že pronikání atmosférického kyslíku z okrajů nádrže během nesaturovaných poměrů vede k rychlé oxidaci filtrované nestabilní organické hmoty a tím ke zvýšenému rozpouštění vápníku, což způsobuje, že hydrouhličitan a vápník v podzemní vodě kulminují (obr.4d, Massmann et al., předloženo, Greskowiak et al., v tisku).
Massmann et al. (v tisku) názorně doložili, že reakční rychlost redukce O_2 je na lokalitách břehové filtrace a umělé dotace řádově obdobná, ale v důsledku delších dob postupu jsou na lokalitě břehové filtrace obecně redukčnější podmínky.

ZÁVĚRY

Infiltrující povrchová voda prodělává během břehové filtrace a umělé dotace hydrochemické změny. Oxidačně-redukční podmínky jsou ovlivněny a) provozními faktory, b) sezónními teplotními změnami ovlivňujícími mikrobiální aktivitu a c) dobami postupu filtrátu. Navíc břehový filtrát s hloubkou stále více stárne a tím odráží historické změny složení povrchové vody s ohledem na některé vedlejší složky vody.

PODĚKOVÁNÍ

Studie byla provedena v rámci projektu NASRI (Přírodní a umělé systémy dotace a infiltrace) Berlínského kompetenčního střediska pro vodu (KWB GmbH). Autoři děkují firmě Veolia Water a Berlínské vodohospodářské společnosti (BWB) za poskytnutí finančních prostředků na tuto studii. Také bychom rádi poděkovali Dr. Birgit Fritz z KWB a Dr. Uwe Dünnbier a Heidi Dlubek z BWB za jejich podporu. Studie vznikla s laskavým přispěním Elke Weiß a Silke Meier a technických pracovníků z BWB. Rovněž děkujeme Dr. Paul Shand za přečtení a kontrolu rukopisu.

LITERATURA

Bouwer, E. J. a McCarty, P. L. 1983. Transformations of halogenated organic compounds under denitrification conditions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45(4), 1295–1299.

Beyerle U., Aeschbach-Hertig W., Hofer M., Imboden D.M., Baur H., Kipfer R. (1999). Infiltration of river water to a shallow aquifer investigated with 3H/3He, noble gases and CFCs. *J. Hydrol.* 220, 169–185.

Bourg A.C.M. a Bertin C. (1993). Biogeochemical processes during the infiltration of river water into an alluvial aquifer. *Environ. Sci. Technol.* 27, 661–666

Champ D.R., Gulens J. a Jackson R.E. (1979). Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 16, 12–23.

David M.B., Gentry L. G., Smith K. M. a Kovacic D. A. (1997). Carbon, Plant, and Temperature Control of Nitrate Removal from Wetland Mesocosms. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 90(3 a 4), 103–112.

Doussan C., Poitevin, G., Ledoux E., Delay M. (1997). River bank filtration: Modelling of the changes in water chemistry with emphasis on nitrogen species. *J. of Cont. Hydrol*. 25, 129–156)

Grünheid, S., Schittko, S., Jekel M. (2004). Behavior of bulk organics and trace pollutants during bank filtration and groundwater recharge of wastewater impacted

surface waters. *Proceedings of the annual meeting of the Water Chemical Society*, Bad Sarow, 75–80.

Greskowiak J., Prommer H., Massmann G., Johnston C.D., Nützmann G., Pekdeger A. (v tisku). The Impact of Variably Saturated Conditions on Hydrogeochemical Changes during Artificial Recharge of Groundwater. *Appl. Geochem*.

Hiscock, K. M., Grischek, T. (2002) Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *J. Hydrol*. 266, 139–144.

Holm J.V., Rügge K., Bjerg P.L., Christensen T.H., (1995). Occurrence and Distribution of Pharmaceutical Organic Compounds in the Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environ. Sci. Technol.* 29(5), 1415–1420.

Jacobs L.A., von Gunten H.R., Keil R., Kuslys M. (1988). Geochemical changes along a river-groundwater infiltration flow path: Glattfelden, Switzerland. *Geochim. et Cosmochim*. Acta 52, 2693–2706.

KWB (Kompetenzzentrum Wasser Berlin): www.kompetenzzentrum-wasser.de (accessed 2004).

Massmann G., Greskowiak J., Dünnbier U., Zuehlke S., Pekdeger A. (tento ročník). The impact of alternating redox conditions on groundwater chemistry during artificial recharge in Berlin.

Massmann G., Dünnbier U., Greskowiak J., Knappe A., Pekdeger A. (in press) Investigating surface water – groundwater interactions with the help of sewage indicators in Berlin, Germany. IAHS conference proceedings, Groundwater Quality 2004, Waterloo Canada.

Pachur H.J. a Röper, H.(1987). Zur Paläolimnologie Berliner Seen. *Berliner Geographische Abhandlungen* 44, 1–150 (1987).

Pekdeger A. a Sommer-von Jarmerstedt C. (1998). Einfluß der Oberflächenwassergüte auf die Trinkwasserversorgung Berlins, Forschungspolitische Dialoge in Berlin. *Geowissenschaft und Geotechnik*, Berlin, 33–41.

Prommer H. a Stuyfzand. Identification of temperature dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. *Environ. Sci. And Technol*., v tisku.

Richters L., Eckert P., Teermann I., Irmscher R. (2004). Untersuchung zur Entwicklung des pH-Wertes bei der Uferpassage in einem Wasserwerk am Rhein. *Wasser Abwasser* 145(9), 640–645.

Schlosser, P., Stute, M., Doerr, H., Sonntag, C., Muennich, K.O. (1988): Tritium/3He dating of shallow groundwater. Earth Planet. Sci. Lett., 89: 353–362.

Stute M., Deák J., Révész K., Böhlke J.K., Deseö É., Weppernig R., Schlosser P. (1997). Tritium/3He dating of river infiltration: An example from the Danube in the Szigetkös area, Hungary. *Groundwater* 35, 905–911.

Statistický popis a analýza systému břehové filtrace

K. Leipnitz, B. C, U. Dünnbier a T. Taute

Abstrakt

Modelová lokalita břehové filtrace na jezeře Tegel je charakterizována svými oxidačně-redukčními podmínkami za použití klastrové (shlukové) analýzy. Lze nalézt čtyři různé skupiny pozorovacích vrtů, které umožňují derivaci oxidačně-redukčního zónování s horizontálními hranicemi, které se v období zimy stěhují směrem dolů. Na stejné lokalitě posloužila regresní analýza k přezkoumáni veličin majících vliv na redukci farmaceutického karbamazepinu během břehové filtrace. Pro zimní a letní období lze nalézt dva různé regresní modely, z nichž každý obsahuje dvě ovlivňující veličiny: normalizovanou teplotu a dobu postupu. Zatímco v zimním období se zdá, že oxidačně-redukční podmínky mají významný vliv na redukci karbamazepinu, v letním období se tentýž vliv na redukci karbamazepinu nezjistil.

Klíčová slova

Oxidačně-redukční zóny, farmaceutický karbamazepin, Berlín (Německo), klastrová (shluková) analýza, regresní analýza

ÚVOD

Statistická analýza zde uvedená je součástí projektu NASRI německého KompetenzZentrum Wasser Berlin (2001 - 2005). V rámci tohoto projekt byl proveden odběr vzorků z profilu modelové lokality břehové filtrace na jezeře Tegel. Tento profil intenzivně studovaly různé výzkumné skupiny. Velké množství dat bylo shrnuto do jedné databáze, což umožnilo provést celkovou statistickou analýzu.

Cílem této analýzy bylo dokončit nebo ověřit interpretace, které předložily různé výzkumné skupiny, a odhalit souvislosti, které nebyly mezi různými veličinami dosud prozkoumané. Zvolenými proměnnými, které byly zahrnuty do statistické analýzy, jsou veličiny indikující oxidačně-redukční podmínky (O_2, NO_3, Mn, Fe, SO_4, NH_4 a Eh), dále teplota, odhadnutá doba postupu a farmaceutický karbamazepin.

Při zohlednění sezónních rozdílů v procesech břehové filtrace jsme rozdělili celý datový soubor do dvou datových souborů, přičemž jeden obsahoval letní břehový infiltrát a druhý zimní břehový infiltrát. Léto a zima jsou definovány podle hydrologických ročních období. Poté byla statistická analýza provedena pro každý datový soubor zvlášť.

METODY

Na výše uvedené datové soubory byly využity dvě široce používané multivariační statistické metody: klastrová analýza a regresní analýza.

Cílem klastrové analýzy je uspořádat vícerozměrové datové objekty do skupin s homogenními vlastnostmi. Rozdíly uvnitř skupin by měly být co nejmenší a mezi skupinami co největší. Dva základní kroky každé klastrové analýzy jsou volba míry analogie a volba algoritmu na vytvoření skupin (viz podrobnosti u Härdle, 2003, Dillon 1984). V této analýze by měly být pozorovací vrty profilu na lokalitě břehové filtrace na jezeře Tekel seskupeny s ohledem na jejich oxidačně-redukční podmínky. Proto posloužily veličiny indikující oxidačně-redukční podmínky (O_2, NO_3, Mn, Fe, SO_4, NH_4 a Eh) jako proměnné pro seskupení pozorovacích vrtů. K měření analogie mezi objekty

se použily čtvercová euklidovská vzdálenost a vzdálenost městských bloků. Skupiny byly sestaveny s použitím metody (algoritmů) nejbližšího souseda, metody nejvzdálenějšího souseda, metody průměrné vzdálenosti a Wardovy metody. Ke srovnání výsledných skupin se použily diagramy s paralelními souřadnicemi. Místo zanesení sledovaných údajů do pravoúhlé soustavy souřadnic používá diagram s paralelními souřadnicemi soustavu paralelních os, kde jsou proměnné zaneseny na vodorovnou osu a jejich příslušné hodnoty na svislou osu. Sledované údaje pro jednu řadu datové matice jsou poté propojeny přes všechny proměnné, což znamená, že jedna čára představuje jedno měření.

Regresní analýza slouží k vyšetření souvislostí mezi endogenní proměnnou Y a jednou nebo více exogenními proměnnými X_j. Předpokládáme-li lineární vztah mezi endogenními a exogenními proměnnými, potom lze psát regresní model jako: $Y = \beta_o + \beta 1X1 + ... + \beta pXp + u$, kde u je člen náhodné chyby. Pomocí tohoto modelu a s koncentracemi karbamazepinu jako endogenní proměnné jsme analyzovali snížení karbamazepinu během břehové filtrace na jezeře Tegel. Odhadnutá doba postupu, standardizovaná teplota, Eh a fiktivní proměnné se použily jako exogenní proměnné pro oxidačně-redukční skupiny S2, S3, W2 a W3 z klastrové analýzy (první skupina je skupinou referenční), pro infiltrační rok (rok 2002 je referenční skupinou) i pro interakce mezi těmito proměnnými. Byla snaha odstranit vliv míchání podzemní vody na snížení karbamazepinu tím, že jsme vyloučili z pozorovacích vrtů sledované údaje, které vykazovaly vyšší stáří než 6 měsíců podle metody T/He (viz KompetenzZentrum Wasser Berlin 2003). Neznámé parametry β_j byly potom odhadovány pomocí metody nejmenších čtverců (OLS). Proměnné se vybíraly za použití robustních t-poměrů zpětné eliminace a heteroskedasticity (různorozptylovosti). Na výsledné modely se použily metody robustního odhadu - metoda nejmenších usekaných čtverců (LTS) a metoda nejmenšího mediánu čtverců (LMS), abychom prozkoumali vliv vzdálených sledovaných údajů na výsledné regresní rovnice.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Řešení klastrové analýzy pro údaje z léta je uvedeno na obr.1. Znázorňuje spíše vodorovné než svislé oxidačně-redukční zónování profilu. Obr.2 obsahuje pro toto řešení diagram s paralelními souřadnicemi. V prvních dvou zónách jsou O_2 a NO_3 redukovány, kdežto v posledních dvou zónách se ukazuje, že se koncentrace Mn a Fe zvyšují.
Obr.3 uvádí řešení klastrové analýzy pro údaje ze zimy. Stejně jako u údajů z léta je vidět spíše vodorovné než svislé oxidačně-redukční zónování. Hranice oxidačně-redukčních zón odvozené z řešení klastrové analýzy pro údaje ze zimy leží pod hranicemi odvozenými z klastrové analýzy pro údaje z léta. Nicméně čtyři skupiny sestavené pomocí klastrové analýzy pro údaje ze zimy vykazují podobné obrazce jako skupiny pro údaje z léta, což lze vidět pomocí diagramu s paralelními souřadnicemi na obr.4.
Regresní analýza vedla ke dvěma odlišným modelům pro údaje z léta a ze zimy. Proměnné, které tyto modely obsahovaly, i jejich koeficienty s příslušnými t-poměry jsou uvedeny v tab.1 a 2. Koeficienty regresního modelu pro údaje z léta mají po každé metodě odhadu stejnou hodnotu, což znamená, že docela dobře charakterizují vliv exogenních proměnných na snížení karbamazepinu. Když provedeme srovnání, tak koeficienty regresního modelu pro údaje ze zimy ohledně proměnných D_2003, D_W3, D_2003 x doba postupu a D_2003 x teplota mění své hodnoty, přičemž je odhadují

pomocí různých metod odhadu. Je zřejmé, že vzdálené sledované údaje, zejména z infiltračního roku 2003, vedou k předkládanému regresnímu modelu.
Koeficienty regresního modelu pro údaje z léta lze interpretovat takto: záporné odchylky od střední teploty postupují s nižšími koncentracemi karbamazepinu, vyšší koncentrace karbamazepinu oproti roku 2002 se naměřily v letech 2003 a 2004 a delší doby postupu v roce 203 vedou ke snížení karbamazepinu. Všimněte si, že se koeficient pro dobu postupu v roce 2003 (D_2003 x doba postupu) po metodách odhadu LTS a LMS od nuly výrazně neodlišuje.
Pro regresní model pro údaje ze zimy se předloží interpretace pouze pro koeficienty OLS. Tak jako u regresního modelu pro údaje z léta postupují záporné odchylky od střední teploty s nižšími koncentracemi karbamazepinu a vyšší koncentrace karbamazepinu oproti roku 2002 se naměřily v letech 2003 a 2004. Delší doby postupu vedou k snížení karbamazepinu, přičemž kladné odchylky od střední teploty tento účinek ještě zesilují. Eh i fiktivní proměnné po oxidačně-redukční skupiny W2 a W3 z klastrové analýzy mají negativní vliv na koncentrace karbamazepinu. Všimněte si, že po metodě LTS se výrazně liší od nuly pouze koeficient pro D_2004 a po metodě LMS zase pouze konstanta a koeficienty pro teplotu a D_2004.

ZÁVĚR

Klastrová analýza ukázala vodorovný postup oxidačně-redukčních reakcí během břehové filtrace se stěhováním hranice příslušných oxidačně-redukčních zón během zimního období směrem dolů. Bylo možné zjistit vliv těchto oxidačně-redukčních podmínek na snížení karbamazepinu pouze pro údaj ze zimy, což svědčí o mikrobiální redukci karbamazepinu za nízkých teplot. Metody robustního odhadu tento výsledek nepodpírají, takže je třeba provést další šetření. Nicméně se prokázalo, že nižší teploty mají za následek nižší koncentrace karbamazepinu, a to jak pro údaje z léta, tak i ze zimy.

LITERATURA

Chatterjee, S. a Price, B. (1991): *Regression Analysis by Example*. Wiley, New York.

Dillon, W. R. a Goldstein M. (1984): *Multivariate Analysis: Methods and Applications*. Wiley, New York.

Greene, W. H. (2003): *Econometric Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Härdle, W., Simar, L. (2003): *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Judge, G.G. et al. (1988): *Introduction to the Theory and Practice of Econometrics*. Second Edition. Wiley, New York.

KompetenzZentrum Wasser Berlin (2003): *Second Report, NASRI project, part 1: Hydrogeological-Hydrogeochemical Processes during Bank Filtration and Ground Water Recharge using a Multi Tracer Approach*. Nepublikováno.

Montgomery, D. C. a Peck, E. A. (1982): *Introduction to Linear Regression Analysis*. Wiley, New York.

Rousseeuw, P. J. a Leroy (1987): *Robust Regression and Outlier Detection*. Wiley, New York.

White, H. (1980): *A Heteroscedasticity-consistent Covariance Estimator and a Direct Test for Heteroscedasticity*. Econometrica 48, s. 812–838.

Řízení břehové filtrace v povodí řeky Labe u Torgau v Německu

M. Krüger, K. Ende a T. Grischek

Abstrakt

Místně specifický, vědecky založený a dlouhodobý monitoring kvality břehového filtrátu a podzemní vody je podkladem pro účinné řízení lokalit břehové filtrace a pro prognózu změn proudění a kvality vody. Výsledky z více než 10letého monitorovacího programu na lokalitě břehové filtrace u města Torgau potvrzují dobrou a udržitelnou kvalitu čerpané surové vody. Na všech lokalitách s dlouhou dráhou proudění se zjistilo, že směsné poměry břehového filtrátu a podzemní vody mají v surové vodě prvořadou důležitost pro koncentraci DOC, dusičnanů, síranů, rozpuštěného železa a manganu. Řízení projektů břehové filtrace by se proto mělo zapracovat do širšího plánu povodí, abychom omezili znečišťující činnosti v oblasti dotace podzemních vod.

Klíčová slova

Břehová filtrace, řeka Labe, vodní hospodářství, monitorování kvality vody

ÚVOD

Evropa má více než stoletou zkušenost v provozování a údržbě systémů na břehovou filtraci (RBF). Společnost Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH (FWV) byla založena v roce 1946 jako dodavatel vody ve velkém a řídí čtyři vodárny s břehovou filtrací v povodí řeky Labe u německého města Torgau ca 90 km jižně od Berlína. Dvě další vodárny produkují pitnou vodu z podzemní vody a z přehradní vody. V roce 2004 činila produkce pitné vody v těchto šesti vodárnách 80 milionů m^3, přičemž 37,1 milionů m^3 z celkové produkce bylo vyrobeno z břehového filtrátu. Společnost zásobuje ca 3 miliony obyvatel prostřednictvím 700 km dlouhé rozvodné sítě.

BŘEHOVÁ FILTRACE U TORGAU V NĚMECKU

Jímání břehového filtrátu jako zdroje surové vody je pro společnost životně důležité. V následujících kapitolách uvádíme jako příklad vodárnu Torgau-Ost, která se nachází jihovýchodně od města Torgau. Vodárna má kapacitu 100 000 m^3/den. 42 jímacích vrtů je umístěno do naplaveného štěrkopískového kolektoru, který má mocnost 40 až 60 m a v jehož nadloží se vyskytuje 2 až 5 m mocná vrstva naplavené hlíny údolní nivy. Tato hlína slouží jako důležitá ochrana před znečištěním a infiltrací, např. během záplav. Díky erozivním podmínkách v řece je řečiště zanášeno jen málo. Dobrá hydraulická spojitost mezi řekou Labe a přilehlým kolektorem zajišťuje stabilní jímání vody i za podmínek malé vodnosti.

Poměr břehového filtrátu a podzemní vody v čerpané surové vodě se pohybuje mezi 45 a 65 %. Ve většině vrtů je střední poměr břehového filtrátu vyšší než 50 %. Doby zdržení břehového filtrátu v kolektoru kolísají od 80 do více než 300 dnů.

Surová voda se čistí provzdušňováním a odkyselením, předčištění probíhá v usazovacích nádržích a dočištění se provádí pomocí otevřených pískových filtrů (obr.1). Železo, mangan a oxid uhličitý jsou hlavními složkami surové vody, které vyžadují úpravu. Tyto složky se odstraňují přidáním hydroxidu vápenatého. Ještě než dojde k čerpání vody do veřejné vodovodní sítě, se voda dále upravuje pomocí malých dávek chloru a oxidu

chloričitého, abychom zabránili bakteriologickému znehodnocení během dodávky zákazníkovi.

MONITOROVÁNÍ KVALITY VODY

Za účelem sledování změn kvality infiltrované říční vody ve směru jejího proudění zemním prostředím byly zřízeny dva monitorovací profily (umístění viz obr.5) procházející napříč řekou a jímacím vrtem, který leží ve vzdálenosti 300 m od břehu (Nestler et al., 1996). Vedle toho se na odvrácené straně vrtů nacházejí místa odběru vzorků pro sledování kvality přitékající podzemní vody uvnitř širšího jímacího území pro každou skupinu vrtů zvlášť. Na různých místech jsme měli k dispozici až pět hloubek odběru vzorků (obr.2).

V letech 1992 až 1998 se prováděly intenzivní studie k průzkumu proudění podzemní vody, dob zdržení, chování rozpuštěného organického uhlíku, hlavních kationtů a aniontů a významných organických stopových sloučenin. Abychom rozlišili břehový filtrát od podzemní vody, zahrnovaly průzkumy měření chloridů, etyléndiaminotetraoctanu, těžko odbouratelných aromatických sulfonanů a farmaceutických koncentrací a koncentrací ^{18}O (Nestler et al., 1998). Od roku 1998 je zřízen běžný monitorovací program ke sledování proudění a kvality vody. Častost odběru vzorků vody a rozsah hydrochemických analýz a škály parametrů byly určeny v závislosti na dobách zdržení břehového filtrátu v kolektoru. Z toho vyplývají měsíční, čtvrtletní a pololetní odběry vzorků určené pro vybrané pozorovací vrty podél proudění říční vody zemním prostředím.

Výsledky monitorovacího programu umožňují krátkodobou, střednědobou i dlouhodobou kontrolu kvality břehového filtrátu i rychlou reakci na extrémní události. Údaje získané z odběru vzorků vody za více než 10 let jsou využity k demonstrování trendů kvality vody břehového filtrátu a změn proudění vody.

Číslo DOC (rozpuštěný organický uhlík) hraje ve vodárně prvořadou roli. Až 50% pokles koncentrace DOC se objevuje v prvních metrech ve směru proudění říční vody zemním prostředí (obr.3). Významná atenuace DOC ve směru tohoto proudění byla sledována v časovém období od roku 1994 do roku 2004. Koncentrace DOC v čerpané surové vodě činila 2,2 až 2,4 mg/l (n = 140), kdežto koncentrace DOC ve vodě řeky Labe činila ca 5,5 mg/l (n = 157). Jisté změny v atenuaci DOC lze vidět blízko říčního břehu na obr.3.

Zatímco koncentrace DOC v pozorovacím vrtu OW 4/1 mírně klesá, a to ze 4 na 3,4 mg/l (viz též obr.4), tak ve vrtech 4/2 a 23/2 se zvyšuje. To ukazuje na možné změny koncentrací DOC blízko říčního břehu. Nelze zatím dojít k závěru ohledně vztahu mezi hydraulickou vodivostí (která je v nejsvrchnější vrstvě vyšší) a sledovanými změnami koncentrace DOC. Obecný nárůst koncentrace DOC je sledován u podzemní vody na odvrácené straně vrtů, nikoli u břehového filtrátu. Jisté změny lze vysvětlit různým počtem použitých vzorků.

Výsledky z průzkumů během záplav jsou pro společnost zvlášť zajímavé pro objasnění rizika záplav, které ovlivňují kvalitu surové i pitné vody. Extrémní záplava v srpnu 2002 způsobila výrazné zvýšení zákalu, koncentrace organického uhlíku a počtu mikroorganismů ve vodě řeky Labe. Nárůst DOC v říční vodě z 5 na více než 8 mg/l neměl vliv na koncentraci DOC v jímané vodě (obr.4). Biodegradace a míchání v kolektoru zabránily zvýšení koncentrace DOC v surové vodě i zvýšení koncentrace trihalometanů během dezinfekce. Kvalita jímaného břehového filtrátu nebyla během

záplavy v srpnu 2002 nikdy ohrožena díky technickému řešení lokalit břehové filtrace a dlouhým dráhám proudění vody i dobám zdržení (Krueger a Nitzsche, 2003).

ŘÍZENÍ

Řízení vodárny závisí na různých limitujících faktorech. Uspokojovat měnící se poptávku po vodě má prvořadou důležitost, což je však často v protikladu k upřednostňovanému trvalému provozu vrtů. Dalším důležitým faktorem je míchání filtrátu, procházejícího říčním břehem, a podzemní vody, abychom získali optimální kvalitu s ohledem na úpravu surové vody. Hlavní cíle řízení kvality vody zahrnují maximální atenuaci organických sloučenin během průchodu kolektorem a nízké koncentrace DOC, rozpuštěného železa a dusičnanů v surové vodě.

Výsledné řízení vrtů je proto kompromisem a stále probíhajícím optimalizačním postupem týkajícím se jímacího režimu, množství jímání, počtu provozovaných vrtů a kvality vody v provozovaných vrtech. Abychom získali srovnatelná data, jsou jímací vrty, které leží ve vzorkovacích profilech v Torgau-Ost, provozovány téměř nepřetržitě. To je výhodné pro nižší koncentrace rozpuštěného železa v surové vodě. Navíc občasný provoz vrtů podporuje jejich kolmataci . Provoz určitého počtu vrtů v Torgau-Ost záleží v daném čase na poptávce po pitné vodě.

Díky velké vzdálenosti mezi vrty a říčním břehem (> 250 m) má změna hloubky vrtného filtru pouze zanedbatelný vliv na proudění a kvalitu podzemní vody (Grischek, 2003a).

Nejdůležitějším faktorem v řízení kvality vody je výběr jímacích vrtů podle jejich zóny jímání podzemní vody z odvrácené strany. Na základě husté sítě pozorovacích vrtů bylo možné určit zóny s odlišnými koncentracemi DOC a rozpuštěným železem v takovéto podzemní vodě. Obr.5 znázorňuje rozsah koncentrací DOC v podzemní vodě v jímacích zónách za vrty.

Střední koncentrace ve směsné vodě (viz obr.5) byla vypočtena z koncentrací, které byly stanoveny v různých hloubkách v kolektoru. Odběr vzorků podzemní vody závislý na hloubce byl klíčovým faktorem při pochopení změn proudění a kvality podzemní vody v jímací zóně. Provoz skupin vrtů II až IV má za následek nižší koncentrace DOC v surové vodě oproti provozu skupin vrtů VIII a IX. Naštěstí nízké koncentrace DOC jsou spojeny s nízkými koncentracemi rozpuštěného železa. Tak se výhoda vhodně zvolených jímacích vrtů vztahuje na oba parametry. Jelikož byla změna kvality vody břehového filtrátu obdobná ve všech vrtech, lze dosáhnout zlepšení kvality surové vody hlavně výběrem vrtů jímajících podíl podzemní vody z odvrácené strany, která vykazuje nejlepší kvalitu. Ve vodárně Torgau vyústil upřednostňující provoz těchto vrtů v úsporách nákladů, zejména na odstraňování rozpuštěného železa během procesu úpravy vody, který vyžaduje likvidaci železitého kalu (Grischek, 2003b).

Jinou metodu zvolili ve vodárně Mockritz, která leží severně od města Torgau. Aby se provoz vrtů přizpůsobil klesající poptávce po vodě a byl téměř plynulý a aby se celý kolektor využíval jako reaktor pro předúpravu, došlo ke snížení instalovaného výkonu čerpání vrtů.

ZÁVĚRY

Místně specifický, vědecky založený a dlouhodobý monitoring kvality břehového filtrátu a podzemní vody je podkladem pro účinné řízení lokalit břehové filtrace a předpovídání změn proudění a kvality vody. Pochopení obrazu migrace kontaminantů a rozmístění zón

biochemických reakcí je předpokladem pro účinné stanovení strategií čerpání k optimalizaci systému za účelem získání nejlepší kvality při nejnižších nákladech. Hlavním cílem využívání břehové filtrace jako předúpravy vody řeky Labe jsou atenuace organických sloučenin a nízké koncentrace DOC. Dlouhé dráhy proudění a doby zdržení podporují atenuaci organických látek, ale zjistilo se, že mají jen relativně malý vliv na koncentrace železa a manganu. Z hlediska kvality vody je upřednostňováno kontinuální čerpání vybraných vrtů před občasným provozem.

Na všech lokalitách s dlouhými dráhami proudění se zjistilo, že směsné poměry břehového filtrátu a podzemní vody jsou pro koncentraci DOC, dusičnanů, síranů a rozpuštěného železa a manganu v jímané vodě nejdůležitější. V důsledku prostorově se měnící kvality podzemní vody v rámci celé jímací zóny přinesla volba vrtů, které se nacházejí v jímacím území s dobrou kvalitou podzemní vody na odvrácené straně, významné zlepšení kvality surové vody. Podrobný průzkum podmínek proudění podzemní vody a poměrů břehového filtrátu v surové vodě je velmi důležitý pro rozhodování o účinných opatřeních řízení kvality vody. Z tohoto důvodu by se mělo řízení systémů břehové filtrace začlenit do širšího plánu povodí za účelem omezit v oblasti dotace podzemních vod potenciálně znečišťující činnosti.

LITERATURA

Grischek T. (2003a). *Zur Bewirtschaftung von Uferfiltratfassungen an der Elbe Management of bank filtration sites along the River Elbe)*. PhD thesis, Department of Forestry, Geo- and Hydrosciences, Dresden University of Technology.

Grischek T. (2003b). Water quality management for existing riverbank filtration sites along the Elbe River in Germany. In: *Proc. 2nd Int. Riverbank Filtration Conf.*, G. Melin (ed.), 16.–19. září 2003, Cincinnati, USA, s. 63–68.

Krueger M. a Nitzsche I. (2003). The 100-year flood of the Elbe River in 2002 and its effects on riverbank filtration sites. In: *Proc. 2nd Int. Riverbank Filtration Conf.*, G. Melin (ed.), 16.–19. září 2003, Cincinnati, USA, s. 81–85.

Nestler W., Walther W., Jacobs F., Trettin R. a Freyer, K. (1998). Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe (Water production in alluvial aquifers along the River Elbe). *UFZ-Research Report 7*, 203 s.

Nestler W., Nitzsche I. a Krüger M. (1996). Untersuchungen zur Beschaffenheit des /Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern (Investigations into bank filtrate quality the Elbe River basin near Torgau). *gwf Wasser-Abwasser*, 137(9), s. 480–486.

Proveditelnost ASR pro uchovávání povrchové vody v Haarlemmermeeru.

Drijver, B. C., Willemsen, A.

Abstrakt

Systém povrchové vody v západní části Nizozemí není schopen se vypořádat s nadbytkem a i nedostatkem povrchové vody během roku. Riziko záplav v důsledku přívalových srážek je příliš vysoké a kvalita vody je v létě pod holandskými standardy kvůli zasolení a nízkým průtokům povrchových toků. Zadržení jarních vod v krajině zvětšením vodních ploch a zajištění dostatečného množství vod z a do problematických oblastí je nákladné. Vodní úřad Rijnland naplánoval vytvoření dalších zásobních nádrží povrchové vody. Nicméně najít plochu pro jejich výstavbu je velmi obtížné. ASR byla zkoumána jako alternativní zásobní zařízení. ASR je technicky proveditelná pro zachycení přívalových srážek a pro sezónní zadržení kvalitní povrchové vody od zimy do léta. Sezónní ASR je ekonomicky velmi slibné v porovnání s povrchovým „skladováním“ vody, zejména když náklady neobsahují cenu potřebné plochy. Nesezónní ASR je ekonomicky atraktivní v městských oblastech, kde jsou pozemky relativně drahé.

Úvod

Vodní úřad Rijnland spočítal, že okolo poldru Haarlemmermeer bude potřeba zásobník pro milion m^3 vody pro zadržení vody z přívalových dešťů. Sezónní zásobník pro dva miliony m^3 povrchové vody je v téže oblasti potřebný pro pokrytí celoroční potřeby vody a zajištění minimálních průtoků povrchových toků. Původně byl zásobník navržen jako jezero o ploše 2,5 km^2 obklopené hrázemi s proměnnou úrovní hladiny povrchové vody. Plocha navrhovaného jezera je však dle stávající i navrhované zástavby značně omezená, neboť je požadavek v zájmovém území i na jiné provozy např. letiště a tak se zdá, že ASR může být řešením.

Geohydrologie

Povrch krajiny leží pod úrovní mořské hladiny, takže musí být udržován čerpáním veškerých srážek a vzlínající slané vody. Jen mělká podzemní voda je sladká, hlouběji brakická a slaná. Hladina podzemní vody je cca 1-2 m pod povrchem terénu. V přímém hydraulickém kontaktu s podzemní vodou je systém příkopů vzdálených od sebe po několika stech metrech. Během vlhkých období je nutné odvádět sladkou vodu z území a během suchých období je nutné ji přivádět zpět odjinud. Geohydrologická situace je shrnuta v tab. 1. Všeobecně se doporučuje pro ASR, že by měla hladina podzemní vody být aspoň 5 m pod terénem, což nikde v oblasti Haarlemmermeeru není splněno. ASR v oblastech s vyšší hladinou podzemní vody vyžaduje zvláštní pozornost vůči dopadu na infiltraci a změny úrovně hladiny podzemní vody pod terénem.

Tabulka 1. Hydrologická charakteristika území

Hloubka (m)	Typ sedimentu	Název vrstvy	Transmisivita, nebo hydraulický odpor	Storativita
0 - 10	jíl a rašelina	krycí vrstva	1000 d	0,15
10 - 83	středně až hrubozrnný písek	1. a 2. akvifer	1500 m^2/d	0,0016
83 - 90	jíl	2. izolátor	1500 d	
90 - 125	středně až hrubozrnný písek	3. akvifer	1000 m^2/d	0,0004
125 - 133	jíl a rašelina	3. izolátor	1000 d	
133 - 170	jemně až středně zrnitý písek	4. akvifer	600 m^2/d	0,0004

Sezónní ASR

Efektivita sezónní ASR závisí převážně na kvalitě injektované vody, přirozené kvalitě vody v kolektoru, na geochemických reakcích v něm a nárocích na kvalitu vody. Rozdílná hustota srážkové vody (100 mg/l Cl^-) a vody přítomné v kolektoru (10 g/l Cl^-) ovlivní proudění v něm. Výpočty naznačují 50% účinnost po několika letech (nebo dřív, pokud bude na počátku injektovaná kvalitní sladká voda). Voda produkovaná ASR by měla být vhodná pro vypouštění do systému povrchových vod. Aby se předešlo nutnosti upravování vody, měla by být okysličená a obsahovat jen zanedbatelná množství Fe^{2+} a Mn^{2+}. Jak ukazuje příklad projektu DIZON popsaného Suyfzand et al. (2002), mohou mít redoxní reakce probíhající v kolektoru značný dopad na proveditelnost ASR. V tomto případě jsou tyto faktory neznámé, předpokládá se, že 50% účinnost se ještě vyplatí.

Zdrojem vody pro infiltraci bude povrchová voda. V návrhu ASR se předpokládá, že 4 miliony m^3 budou infiltrovány během 4000 hodin (5,5 měsíce při rychlosti 1000 m^3/hod.). Aby se snížilo riziko zanášení infiltračních objektů, voda bude upravena pomocí filtrování skrz dno kanálu, nebo způsobem používaným Amsterdamskou vodárnou (van Duivenbode a Olsthoor, 2002). Výpočty ukazují, že 14 studní bude stačit.

Byl spočítán model dopadu sezónní ASR na vzlínání slané vody a na úroveň sladké vody v kolektorech. Model počítal s infiltrací 4 mil. m^3 po dobu 5,5 měsíce, 2 měsíce bez čerpání, pak 3 měsíce čerpání vody v množství 2 mil. m^3. Obrázek č. 2 ukazuje změnu rychlosti vzlínání slané vody, obrázek č. 3 ukazuje změny úrovně hladiny podzemní vody pod. Očekává se, že tak malé změny úrovně hladiny podzemní vody nebudou mít velký dopad.

Obr. 1. Dopad sezónního provozu ASR na změny rychlosti vzestupného proudění podzemní vody v závislosti na rychlosti zasakování povrchové vody ve studních

Obr. 2. Kumulativní změna vzestupu hladiny podzemní vody v důsledku sezónního zasakování povrchových vod v ASR

Obrázek 2 ukazuje změnu rychlosti přítoků slané vody. Zásobník omezí prosakování slané vody v zimě. V létě pravděpodobně omezí zasakovaní sladké vody do brakické.

Obrázek 3 ukazuje změny hladiny podzemní vody. Očekává se, že tak malé změny hladiny podzemní vody nebudou mít velký dopad.

Obr. 3. Spočítané změny hladiny podzemní vody během pěti let fungování sezónního zasakování povrchových vod v ASR.

Cílem je dočasně uskladnit 1 mil. m^3 povrchové vody v průběhu 18 hodin, což odpovídá průtoku 15 m^3/s. Výše uvedené odhady budou v ASR použity v průměru jednou za deset let. Vzhledem k vysokému průtoku není reálné vodu před infiltrací upravovat. Klíčovým parametrem není zanášení studen, ale maximální hydraulická výška v kolektoru, která neporuší nadložní izolátor. Podle pravidla Olsthoorna (1982) a Oostvena (2004) bude při maximálním zatížení kolektoru zapotřebí 140 infiltračních studní.
Výpočty ukazují, že infiltrovaná voda je nakonec zcela kompenzována vzlínající slanou vodou. Důležitým parametrem je drenážní/infiltrační odpor, který není v oblasti Haarlemmermeeru příliš známý. Rozdíly v odhadech se liší i podle výšky hladiny podzemní vody. Obrázek č. 4 ukazuje výsledky výpočtů vzhledem ke změně celkového vzlínání slané vody způsobené zasakováním 1 mil. kubíků sladké vody během 18 hodin. Nejcitlivějším parametrem se ukazuje být infiltrační/drenážní odpor.

Obr. 4. Dopad maxima zasakovaných vod v ASR při různých drenážních odporech.

Spočítaná změna hladiny podzemní vody pro drenážní odpor 300d je na obrázku č. 5. Vypočítaný vliv je velmi malý. Spočítaný maximální vzestup hladiny podzemní vody by mohl způsobit porušení podloží kanálů a vyžaduje proto další výzkum.

Obr. 5. Spočítaný dopad zasakovaných vod v ASR na hladinu podzemní vody.

Spočítaný maximální vzestup hladiny podzemní vody by mohl způsobit porušení podloží kanálů a vyžaduje proto další výzkum.

Proveditelnost

Největší výhodou ASR jsou malé nároky na plochu, relativní volnost výběru lokality a fakt, že se ASR nikdy nezaplní. Nevýhodou může být zvýšené vzlínání slané vody v některých obdobích roku a možný dopad redoxních procesů v kolektoru a následně na kvalitu vody. Nevyhodnocena zůstává potenciální přítomnost polutantů v infiltrované vodě. Cena za maximální sezónní zásobu vody v kombinaci s vodní nádrží o ploše 2,5 km^2 se pohybuje okolo 35 mil. EU, nepočítaje v to cenu pozemků.

Zhodnocení a závěr

Bylo konstatováno, že je vhodné začít s pilotním projektem, který by měl vyjasnit následující zásadní body:

1. Může být přirozená infiltrace dnem kanálu účinným způsobem filtrování povrchových vody pro sezónní zasakování v ASR?
2. Jaký bude index zanášení zasakovacích kanálů, či infiltračních studní?
3. Jaké hodnoty indexu zanášení lze očekávat u povrchové vody?
4. Jaký je vztah mezi indexem zanášení a rychlostí kolmatace při vysokém indexu zanášení?
5. Jaká je účinnost sezónního využití ASR?
6. Jaký je vliv redoxních procesů a vzlínání podzemních vod?
7. Je případný negativní dopad ASR přijatelný?
8. Jaké jsou společenské aspekty (přijetí populací).
9. Jaká jsou legislativní opatření a jaká jsou nutná povolení.

Literatura

Buik, N.A. and Willemsen, A. 2002. Clogging rate of recharge wells in porous media. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater,ISAR-4, Adelaide, South Australia 22–26 September 2002, pp. 195–198.

Van Duijvenbode, S.W. and Olsthoorn, T.N. 1998. Effects of natural channel bed filtration prior to deep well injection.In: Artificial Recharge of Groundwater, Proceedings of the third international symposium on artificial recharge of groundwater – TISAR 98, Amsterdam/Netherlands /21–25 September 1998, pp. 67–71.

Van Duijvenbode, S.W. and Olsthoorn, T.N. 2002. A pilot study of deep-well recharge by Amsterdam Water Supply. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater, ISAR-4, Adelaide, South Australia 22-26 September 2002, pp. 447–451.Environment Protection Authority, 2004. Code of practice for Aquifer Storage and Recovery. 21 pp.

Olsthoorn, T.N. 1982. The clogging of recharge wells, Main subjects, Kiwa communication No. 72, Rijswijk, Netherlands, 136 pp.

Oostveen, D. 2004. Water induced crack initiation in an aquifer, an elastic analytical approach. Master thesis. 88 pp.

Stuyfzand, P.J.,Vogelaar, A.J. and Wakker, J. 2002. Hydrogeochemistry of prolonged deep well injection and subsequent aquifer storage in pyritiferous sands; DIZON pilot, Netherlands. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater, ISAR-4, Adelaide, South Australia 22–26 September 2002, pp. 107–110.

Stanovení rychlosti zasakování povrchových vod do kolektoru aluviálních sedimentů pomocí geochemických modelů v údolí Lockyer Valley, v Queenslandu, Australie

Malcom E. Cox a Andrew S. Wilson

Abstract

Je složité stanovit původ přítoků vod do kolektorů aluviálních sedimentů v Lockyerském údolí, zvláště když se chemické složení podzemních vod v prostoru údolí velmi liší. Aby bylo možné identifikovat původ přítoků podzemních vod do kolektoru aluviálních sedimentů, bylo analyzováno přes 100 vzorků povrchových a podzemních vod na hlavní složky rozpuštěné ve vodách včetně stabilních izotopů δ^2H a $\delta^{18}O$. Předběžná identifikace hydrologických procesů ve studovaném povodí byla určena pomocí iontových poměrů (např.: Cl/HCO_3) a stabilních izotopů, avšak přestože tyto metody pomáhají stanovit původ vody, nemohou stanovit stupeň promíchání těchto vod. Graf závislosti celkové mineralizace TDS (mg/l) a δ^2 H ‰ lze v některých případech úspěšně použít. Čtyři „poslední prvky" v grafu lze popsat následovně: A- písčité podloží; B- přívalové deště – povrchové toky, které dotují aluviální sedimenty; C- přítoky podzemních vod z hluboké artéské pánve a D. intenzivně odpařovaná voda ve stojatých a nebo pomalu proudících povrchových vodách. V trojúhelníku ABC lze určit vzájemná procenta každého prvku; v trojúhelníku ABD vzájemná procenta zasakování povrchové vody do podzemní vody aluviálních sedimentů. Stupeň vypařování je známý. Graf potvrzuje primární proces zasakování do kolektoru aluviálních sedimentů, který je přímo ovlivněn bouřkovými přívalovými dešti - ronem, který v údolí rozvodňuje povrchové toky. Přítoky podzemní vody do fluviálních písčitých sedimentů z hlubších částí pánve je signifikantní během období nízkých vodních stavů v tocích.

Klíčová slova

kolektor aluviálních sedimentů, Austrálie, vypařování, podzemní voda, zavlažování, zasakování, stabilní izotopy

ÚVOD

Lockyer Valley na jihovýchodě Queenslandu je významná zelinářská oblast s intenzivním zavlažováním podzemní vodou, neboť jsou zde běžně dvě úrody. Intenzivní zemědělství má ve studované oblasti nadměrné požadavky na množství vody. V posledních letech je zde pozorováno zvyšování salinity půd. Různé studie se proto zabývaly chemickým složením zasakovaných vod včetně zastoupení izotopů v podzemních vodách v Lockyer Valley (např. Talbot a Dickson 1969; Stevens 1990; Dixon a Chiswell 1992; Dixona Chiswell 1994).

Využívané zásoby podzemní vody v Lockyer Valley činí 35 % využívaných zásob podzemních vod státu. Pěstování zeleniny zde zahrnuje zimní i letní úrodu včetně píce. Před rokem 1936 bylo zavlažování v Lockyer omezeno. Od roku 1956 se ovšem zavlažovaná oblast rozšířila na 3 500 ha a v roce 1969 na 12 000 ha. V polovině 70. let se rozloha zavlažovaného území ustálila na 13 000 ha. Plocha území vhodná k zavlažování se odhadem pohybuje okolo 16 800 ha. Zásoby vody pro zavlažování úzce souvisejí s dešťovými srážkami. Mezi lety 1990 a 1995 bylo kritické sucho, které ovlivnilo většinu

východní Austrálie a mělo znatelný dopad i na zavlažování popisované oblasti. Období sucha se přelomilo v listopadu 1995 a v lednu 1996, kdy zde byly záplavy. Období sucha se později opět opakovala. Kvalita vody v Lockyer prochází značnými změnami prostorovými i dočasnými a s nesouvislými daty je obtížné tyto změny analyzovat. Výsledky studií ukazují, že hydrogeologické procesy jsou složité, zejména z pohledu míchání různých typů vod.
Zdroj a charakter zasakování povrchových vod do podzemních vod kolektoru aluviálních sedimentů je obtížné přesně určit, zvláště když chemické složení přítoků podzemních vod do centrální části pánve a i přívalových dešťů je velmi rozdílné na území celého údolí (Cox et al., 1996). Podzemní vody aluviálních sedimentů obsahují přítoky podzemních vod z rozsáhlého hydrogeologického povodí pánve. Přítoky podzemních vod z artéské pánve zpravidla stoupají během suchého období. Výpar stejně jako umělé zavlažování ovlivňuje kvalitu podzemních vod v aluviálních sedimentech. Podzemní voda kolektoru bazaltických hornin, které jsou v povodí, má také jiné chemické složení.

CHARAKTERISTIKA PROSTŘEDÍ

Klimatická charakteristika území

Lockyer Valley je pánev kruhového tvaru o rozloze přibližně 2 500 km^2, kde vyplněná sedimenty, z nichž jsou nejzastoupenější pískovce. Uprostřed údolí je meandrující řeka s jezerem Lockyer Creek, které odtéká směrem k východu do řeky Brisbane River. Město Gatton, jehož obyvatelstvo činí 4 600 lidí, je největší v údolí a je 90 km západně od hlavního města Brisbane (obr. 1). Klima oblasti je subtropické a vlhké s relativně dlouhými horkými léty. Zimy jsou krátké a mírné s občasnými mrazy. V centru části údolí spadne v průměru 720 mm srážek ročně. Na opačné straně hor na západě a na jihu srážky rostou až na 1 200 mm ročně. Průtoky povrchových toků jsou díky drenážním systémům pomíjivé a závisí na letních bouřkách (listopad - březen). Zřetelný srážkový deficit a průměrný roční výpar se odhaduje na 1 900 mm (Queensland Bureau of Meteorology). Hladina podzemní vody v aluviálních sedimentech rychle reaguje na bouřkové přívalové deště vzestupem hladiny podzemní vody a je silně ovlivněna prodlouženými obdobími sucha, stejně jako s nárůstem zavlažování, kdy jsou povrchové toky vyschlé.

Morfologie a hydrogeologie

Údolí je ohraničené na jihu a západu pohořím Greaet Dividing Range, které je o 250 - 300 m vyšší než dno údolí. Pohoří má ploché vrcholky hor a je tvořené terciérními bazalty, kde jsou tmavé a úrodné půdy. Prameny většiny toků Lockyerského údolí vyvěrají při úpatí hor na jihu a západě. Na severu je orografické rozvodí méně zřetelné a toky proudící na jih do Lockyer Creek jsou menší a občasné. Z hornin v této oblasti převládají hrubé pískovce a granity, které vytváří zvlněný povrch krajiny. Tato severní část povodí má omezený rozsah aluviálních sedimentů a tím i možnosti umělého zavlažování.

Obr. 1 Situace studovaného povodí Lockyer Valley v jihovýchodním Queenslandu v blízkosti města Brisbane

Sedimentární horniny vyplňující údolí jsou stáří trias a jura. Detailně geologickou situaci údolí popisují Cranfield (1981) a Wells a O´Brien (1993). Tyto sedimenty zahrnují převážně fluviální písky, které v hlubší části pánve tvoří pískovce, siltovce, jílovce a konglomeráty (obr. 2). Zjednodušený popis sedimentární výplně údolí je následující: ve spodní části se vyskytují Gatton Sandstone, které vystupují ve střední části údolí podél Lockyer Creek. Střední část výplně tvoří Winwill Conglomerate a svrchní část Koukandowie Formation, které jsou patrné na stranách údolí a v horních částech svahů.

Zásoby podzemní vody používané k zavlažování pocházejí ze čtvrtohorních aluviálních sedimentů, jenž v Lockyerské oblasti pokrývají přibližně 28 000 ha. Mocnost aluviálních sedimentů se pohybuje mezi 20 a 30 m ve střední části údolí a leží přímo na sedimentech triasu a jury. Aluviální sedimenty zahrnují štěrkopísky, písky, jíly a organické sedimenty. V korytě toku jsou i valouny. Vrstvy jílovité se nachází ve střední části aluviálních sedimentů Lockyer Creek. Typicky spodní část aluviálních sedimentů tvoří hrubozrnné písky a štěrky, které jsou hlavní kolektorskou vrstvou. Tato vrstva obsahuje běžně polohy jílů a naplavenin. Hydraulická vodivost (K) těchto hrubých pískovo-štěrkových vrstev je 50 až 80 m/den (Wilson 2004).

Obr. 2 Geologická situace Lockyerské oblasti (podle Department of Natural Resources and Mines). Řeka Lockyer Creek teče od západu k východu přes Gatton v centrální části údolí. Čísla označují lokalizace vybraných vrtů s testovanou podzemní vodou. H je Helidon.

Řeka Lockyer Creek a její významnější přítoky mají svá koryta zahloubená 3 - 5 m do aluviálních sedimentů. Řeka tvoří regionální drenážní systém celého údolí. Kolem toků nejsou zřetelně patrné terasy. Meandrující řeka své koryto překládala po celé šířce údolí a vytvořila naplavené plošiny bohaté na úrodné půdy, které mohou být 2 až 6 km široké. V období sucha je řečiště téměř vyschlé a je zde pouze velmi malé množství vody, ale po silných deštích se koryto toku rychle naplní.

Zdroje povrchové a podzemní vody

Vodní toky jsou v období dešťů hlavním zdrojem dotace kolektoru aluviálních sedimentů. Reakce podzemních vod na povodňové toky je rychlá. Vodní hladina stoupá zpravidla během 7 až 10 dnů po několikadenních přívalových deštích v pramenné oblasti. Dosažitelné záznamy potvrzují, že v období sucha je hladina podzemní vody zakleslá pod dno jezera a že spád hydraulického gradientu směřuje k okrajům údolí. Na většině přítoků byly postaveny malé jezy, aby zadržely vodu v území a zvýšily zasakování povrchové vody do aluviálních sedimentů, přestože jsou některé zanášeny naplaveninami. Ročně se pohybuje zasakování okolo 700 mm (DPI-WR, 1993). Dnes je na tocích celého údolí 16 umělých zavlažovacích jezů.

Povolení od vlády pro využití zdrojů povrchové vody je vyžadováno už dlouhé roky. Nicméně kromě střední části údolí okolo Gatton podzemní voda pro zavlažování a jiné

účely není tak striktně kontrolována. Většina zavlažovacích zařízení v 60. a 70. letech 20. století byla zásobována z podzemních vod. Dnes pokrývají podzemní vody přes 80 % zdrojů pro zavlažování, což koresponduje s průměrným ročním odběrem podzemní vody okolo 45 000 m^3. Zásoby podzemí vody v aluviálním kolektoru byly odhadnuty na bezpečný roční odběr podzemní vody okolo 25 000 m^3 (např. DPI-WR, 1993). Tato množství naznačují, že zdroje podzemních vod v kolektoru aluviálních sedimentů jsou přetěžovány, což je zřejmé během suchých období, kdy většina toků vyschne. Kromě vlhkých období stále přetrvává nedostatek vody pro zavlažování a překračuje využitelné zásoby podzemních vod v popisované oblasti. Na základě odhadu využitelných zdrojů podzemních vod za období 30 let (Tien et al., 2004) v popisované oblasti je indikováno zvyšování salinity podzemních vod v 60 % vzorkovaných míst. Salinita se zvyšuje přibližně o 2 % za rok. Celkový trend během celé doby sledování je pokles hladiny podzemní vody, zvláště v posledních 15 letech.

ZASAKOVÁNÍ DO ALUVIÁLNÍHO KOLEKTORU

Princip zasakování

Rozdílnost chemického složení povrchové a podzemní vody se liší napříč celým údolím a odráží mnoho různých zdrojů vod, které se míchají v kolektoru aluviálních sedimentů.

Ačkoli je všeobecně předpokládáno, že hlavní přítoky vod do údolí pochází z okolních pohoří, nebyly jiné zdroje vod infiltrujících v celé oblasti v kolektoru aluviálních sedimentů nalezeny.

Využití hydrogeochemie včetně stabilních izotopů umožňuje poznání procesů, ke kterým dochází během zavlažování včetně mixování různých druhů podzemních a povrchových vod podle jejich chemického a izotopového složení. Studie Dixon a Chriswell (1992, 1994) na jihozápadě potvrdila, že podzemní vody sedimentů stáří trias a jura, které jsou identifikovatelné, se odvodňují do kolektoru aluviálních sedimentů.

Studie v Sandy Creek na jihovýchodě (McMahon, 1995; McMahon and Cox, 1996) potvrdila, že u podzemní vody v sedimentárním profilu se vyskytuje jak kolísání salinity, tak chemické složení pro různé geologické vrstvy. Studie od Mcleod (1998) jezera Ma Ma Creek na jihozápadě potvrdila, že díky souvislému zavlažování za suchých období se větší část podzemní vody s podložních triasových a jurských sedimentů odvodňuje do aluviálních sedimentů. Všechny studie ukazují, že podzemní voda v triasových a jurských sedimentech (tzv. spodní formaci) podloží má větší množství rozpuštěných látek. Nedávné průzkumy (Picarel, 2004) v nižší, východní části Lockyer Creek potvrzují, že některé slané podzemní vody jsou přítomné v podložních depresích. Tato studie také popisuje, že v roce 2004 byla hladina podzemní vody snížena do spodní části kolektoru aluviálních sedimentů.

Chemické složení podzemních vod

Většina přítoků podzemních vod do kolektoru aluviálních sedimentů ze spodní formace obsahuje vodní výluhy ze spodních pískovců. Většina přítoků těchto podzemních vod v údolí je zahloubena do skalního podloží 30 - 50 cm a jsou zakryty 1 - 2 m aluvia. Část přítoků podzemní vody ze spodních pískovců může být také pozorována jako vývěry podzemní vody v říčním korytě během nízkých vodních stavů v řece. Například hlavní tok Lockyer obsahuje vody převážně Na-Mg-Ca-HCO_3, ale v menších proudech - tocích převládají vody Na-Mg-Cl. Podzemní vody s nejvyšší salinitou se nachází ve středu

údolí, koncentrované v naplaveninových oblastech, kde je nejvíce intenzivní zemědělství. Avšak existují rozdílné pohledy na to, zda je větší koncentrace salinity vod přirozená, či zda byla zhoršená kvalitou podzemní vody, která přitéká do kolektorů aluviálních sedimentů.

U nedávné průzkumu přítoků v Tenhill-Ma Ma na jihozápadě a aluviálních plošin na jejich soutoku s jezerem Lockyer Creek (Wilson, 2004; Wilson et al., 2004) se podařilo identifikovat podzemní vody z různých kolektorů.
Kolektory aluviálních sedimentů jsou charakteristické vodami Mg- Na(Ca)-Cl(HCO3) (obr. 3). Na Piperově grafu můžeme vidět, že ve střední části údolí jsou podzemní vody v aluviálních sedimentech s vyššími koncentraci HCO_3; ačkoli toto může znamenat vliv zasakování dešťové vody, také to může být přičítáno vysoké koncentraci HCO_3 v hlubokých vodách. Graf představuje Na-Cl charakter podzemní vody v pískovcovém podloží; bazaltické podzemní vody z okolních pohoří běžně obsahují vody typu Mg-HCO_3.
Mezi těmito různými vodami panuje také rozdílná salinita a většinou záleží na: a) podloží a b) zavlažování, nebo na obojím. Typická salinita podzemních vod pro podzemní vody aluvia: Lockyer (800-3 700 mg/l), Tenthill (1 000-2 500 mg/l) a Ma Ma (5 400-7 700 mg/l); pískovec: Gaton, spodní (5 700-7 500 mg/l) a Koukandowie, střední až horní (3 000-6 800 mg/l).

Obr. 3 Piperův diagram chemického složení podzemních vod z jihozápadní části Lockyer Valley z období 2003, který ukazuje rozdíl v chemismu různých typů podzemních vod

Hydrogeochemická a isotopová metoda poskytují určité vysvětlení odehrávajícího se hydrologického procesu. Piperův graf stanovuje určitý stupeň míchání podzemních vod. Tyto procesy jsou dobře viditelné na grafu δ^2H ‰ versus Cl/HCO_3 (obr. 4), kde oba parametry indikují původ přítoku vody. Proudící tok představuje zasakovanou vodu,

přívaly nebo přítoky vody z bazaltových kolektorů; podzemní vody aluvia a podzemních vod skalního podloží jsou v grafu evidentně níže, jakoby došlo k nějakému jejich míchání. Podzemní voda ze skalního podloží má nejnižší obsahy δ^2H ‰ a vyšší poměr Cl/HCO_3. Proces odpařování ve stojatých tocích a zavlažovacích vodách je patrný z horní části obrázku.

Obr. 4 Schéma závislosti δ^2H ‰ na Cl /HCO_3 podzemních vod v jihozápadní části Lockyer Valley za období 2003, ze schématu jsou patrné procesy jako míchání vod a evapotranspirace

Vzorky podzemní vod ze spodní (východní) aluviální oblasti byly analyzovány metodou stabilních izotopů v Lockyer Valley (obr. 5). V této části údolí aluvium z velké části leží na skalním podloží na Gatton Sandstone. Složení izotopů většiny vzorků vod má tendenci klesat ke srážkové vodě (Global Meteoric Water Line, Craig, 1961). Vzorky vod z proudících toků a aluviálních podzemních vod blízké tokům jsou seskupené na MWL. Koncentrace vod s rozdílnými stupni vypařované povrchové vody nebo podzemní vody blízko pod povrchem klesají podle čáry se strmým sklonem. Vybarvený vzorek v části "zasakování toku" a "vypařování" jsou vody z toku; druhý jmenovaný vzorek vod je forma neproudící vody – jezero, nádrž. Nižší trend v obohacování $\delta^{18}O$ mají podzemní vody přítoků v aluviích ze spodních pískovců, které jsou vzdálené od povrchového toku a obsahují cirkulující zavlažovací vodu. Podzemní vody přitékající do aluviálních sedimentů z oblasti skalních hornin měly velmi nízké koncentrace izotopu kyslíku, což podporuje myšlenku zasakování do pískovcového kolektoru skalního podloží ze vzdálené oblasti nacházející se dále na západ nebo na jih.

Obr. 5 Schéma závislosti δ^2H na $\delta^{18}O$ podzemních vod z východní části údolí Lockyer Valley (oblast leží na severovýchodě obr. 2) za období 2004 (podle Picarel 2004).

URČOVÁNÍ původu zasakované vody

Hydrologické procesy

Výše uvedený graf demonstruje typ hydrogeologických procesů, které se dějí v údolí, a mají jasnou spojitost mezi podzemní a povrchovou vodou. Jsou zde ukázané hlavní formy zasakování. Tyto procesy jsou shrnuty v obrázku 6, ve kterém znaky od A až D také představují koncové body ve schématu na obrázku č. 7.

Procesy:

A: přítoky podzemních vod z podložních pískovců jako

a) vyvěrání do propustných písků a štěrkopísků na úpatí aluvia

b) povrchové vytékání z pramenů do výchozího skalního podloží a c)vyvěrání podél horní části toku;

B: zasakování vod s nízkou koncentrací salinity

a) z povrchových toků během jejich toku aluviálními sedimenty

b) infiltrace srážkových vod do bazaltů na okolních pohořích

C: přítoky artéských podzemních z hlubokých částí pánve (Great Artesian Basin) z prasklin po tektonických zónách do aluvia nebo z obnaženého skalního podloží. Tyto vody jsou klidné, ale obsahují CO_2;

D: aluviální podzemní vody, u kterých probíhá nebo probíhalo odpařování, obvykle směrem k okrajům aluviální plošiny nebo do malých hloubek pod povrchem.

Obr. 6 Schéma hydrologického systému s naznačenými přítoky podzemních vod do kolektoru aluviálních sedimentů v údolí Lockyer Valley s dvěma příklady vrtů využívaných pro zavlažování zeleniny, hlubší z vrtů má větší vydatnost a umožňuje průměrný odběr podzemní vody ve výši 5– 8 l/sec

Byla zjištěna nízká propustnost mělčích partií aluviálních sedimentů, obsahující povodňové sedimenty. Nízký stupeň infiltrace byl zjištěn u svrchní části aluviálních sedimentů ve střední části údolí (Ellis and Dharmasiri, 1998). Tento nález podporuje závěr, že zasakování do aluviálních sedimentů se děje převážně podél hlavního toku, který tvoří regionální drenáž. Proudění podzemní vody pískovci probíhá relativně pomalu a infiltrace do výchozových patií těchto pískovců je značně vzdálená od centrální části údolí, kde dochází k drenáži těchto vod (Dharmasiri et al. 1997).

Definice zasakování

K lepšímu zacházení se zásobami podzemní vody v budoucnu bude zapotřebí detailní charkteristika hydrogeologických poměrů oblasti a zasakovacího procesu. Ačkoli způsoby zasakování jsou relativně dobře pochopeny, zatím nebylo stanoveno množství zasakovaných vod. Chemické složení povrchových a podzemních vod, zastoupení izotopů kyslíku mohou napovědět hodně o procesu zasakování vod. Graf zobrazující

závislost celkové mineralizace povrchových vod TDS (total disolved solids, mg/l) ze 100 vzorků vod v údolí a koncentrací δ^2H (‰).
Obrázek č. 7 ukazuje pole ve tvaru diamantu, které se skládá ze čtyř koncových bodů a tří obrázků. Koncové body reprezentují hodnoty rozdílných typů vod na základě 2-4 vzorků vod. Trojúhelník nalevo ABC je pole pro přítoky podzemních vod z hluboké části pánve; trojúhelník napravo ABC je pole pro vody s odparem v pískovci. Trojúhelníky jsou rozděleny linkou. Pozice obou trojúhelníků umožňuje vypočítat vzájemné poměry. U trojúhelníku jsou
ACD koncové body vodní toky, podzemní vody z pískovců a podzemní vody ovlivněné vypařováním; druhý jmenovaný parametr má blízká pole malé, střední a vysoké.
Na obrázku č. 7 bylo osm vzorků podzemní vody z různých přítoků v prostoru údolí.
Výsledky jsou shrnuty v tabulce 1. Ukazují procento zasakování z každého samostatného zdroje, stejně jako TDS (mg/l). Je zřejmé, že slapové přílivy s větším obsahem pískovcové podzemní vody mají větší koncentraci salinity. Výsledky jsou srovnány s Cl/HCO3: slapové přílivy se složkami z hlubokých pánví mají většinou malé hodnoty, nicméně nízké hodnoty Cl/HCO3 mohou také znamenat, že vzorky byly blíže zasakování srážkové vody v blízkosti pramene (např. bod 7 a 8). Tabulka č. 1 podává přehled o počtu testovaných míst a jejich geologické pozici.

Obr. 7 Závislost celkové mineralizace podzemních vod (mg/l) a δ^2H (‰)

ZÁVĚR

Grafy závislosti celkové mineralizace - TDS (mg/l) a obsahů δ^2H (‰) ukazují převažující typy zasakovaných vod, které dotují podzemní vody aluviálních sedimentů přímo z povrchových toků a nepřímo z bazaltů a pískovců skalního podloží. Dočasné kolísání srážek je významný faktor, který se projevuje hlavně během dlouhých suchých období dominantními přítoky podzemních vod ze skalních hornin. V poli ABC na obrázcích 7 a 8 je patrné, že řada přítoků podzemních vod do aluviálních sedimentů jsou podzemní vody z hluboké části pánevních sedimentů. Značná část podzemních vod při bázi aluviálních sedimentů má vysoké koncentrace HCO_3^-, což naznačuje rozptýlené přítoky podzemních vod z podložního kolektoru aluviálních sedimentů. Například přítok 1 u Laidley indikuje existenci skryté pukliny. Do značné míry jsou zajímavé lázně Helidon, které leží mimo centrální pole přítoků podzemních vod z hluboké části pánve, přitom podzemní voda v lázních obsahuje z 80 % podzemní vody hluboké pánve. Odvodnění hluboké části sedimentární pánve probíhá 100 m podél regionální drenážní báze. Pole grafu ACD ukazuje, že většina podzemních vod aluviálních sedimentů nese stopy vypařování.

PODĚKOVÁNÍ

Děkujeme našim kolegům za asistenci v terénu, pomoc s daty a za početné diskuze: Dr Vivienne McNeil, Dr Gerard McMahon, Robert Ellis a Bruce Pearce (Department of

Natural Resources and Mines), Dr Micaela Preda (QUT) a Julie Picarel (University of Montpellier, Francie).

Literatura:

Cox, M.E., Hillier, J., Foster, L. and Ellis, R., 1996, Effects of a rapidly urbanising environment on groundwater, Brisbane, Queensland, Australia. Hydrogeology Journal, 4, 1, 30–47.

Craig, H., 1961. Isotopic variations in meteoric waters. Science, 133, 1702–1703.

Cranfield, L. C., 1981, Stratigraphic drilling report – GSQ Ipswich 24 and 25: Queensland Government Mining Journal, Brisbane, Australia, 82, 468–477.

Dharmasiri, J.K., Morawska, L. and Hillier, J. 1997. Application of stable isotopes to identify sources of recharge to an alluvial aquifer in Gatton, Queensland. Murray-Darling Workshop ’97, Toowoomba, 26–28 August, 1997, Queensland, Australia, 249–252.

Dixon, W. and Chiswell, B., 1992, The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, southeast Queensland, Australia: Journal Hydrology,135, 259–274.

Dixon, W. and Chiswell, B., 1994, Isotopic study of alluvial groundwaters, south-west Lockyer Valley, Queensland, Australia: Hydrological Processes, 8, 359–367.

DPI-WR, 1993, State water conservation strategy. A discussion paper: Report Water Resources Group, Queensland Department of Primary Industries, Brisbane, Australia, 128 pp.

Ellis, R. and Dharmasiri, J.K. 1998. Chemical and stable isotope methods used in investigating groundwater quality deterioration in the Lockyer Valley. IAH International Groundwater Conference ’98, 8–13 February, 1998, Groundwater Sustainable Solutions, Melbourne, Australia.

Mcleod, K.A., 1998. A study of the groundwater in the Ma Ma Creek catchment, Lockyer Valley, southeast Queensland. Honours thesis (unpub), School of Natural Resource Sciences, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 88 pp.

McMahon, G. A., 1995, Hydrochemistry of saline groundwater in the Sandy Creek catchment, Lockyer Valley, Southeast Queensland: Honours thesis (unpub), School of Geology, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 62 pp.

McMahon, G.A. and Cox, M.E. 1996. The relationship between groundwater chemical type and Jurassic sedimentary formations: the example of the Sandy Creek catchment, Lockyer, southeast Queensland. Mesozoic 96, Geological Society of Australia, Extended Abstracts 43, 23–26 September, 1996, Brisbane, Australia, 374–382.

Picarel, J. M. 2004. Distribution of groundwater salinity within alluvial aquifers, lower Lockyer Valley, southeast Queensland. Honours thesis (unpub), (Polytech' Montpellier, France), School of Natural Resource Sciences, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 55pp.

Stevens, N., 1990, Aspects of the geology and geochemistry of the catchment: in The Brisbane River, a source-book for the future. Editors, P. Davie, E. Stock and D. Low Choy, Queensland Museum, Brisbane, Australia, 17–27.

Talbot, R.J. and Dickson, T., 1969, Irrigation quality of some stream waters in the Lockyer Valley, south east Queensland: Queensland Journal Agricultural Animal Science, 26, 565–580.

Tien, A.T., Jolly, P.B., McNeil, V.H., Preda, M. and Cox, M.E. 2004. A comparison of salinity trends in the irrigated Lockyer Valley, Queensland, and the Upper Roper Catchment, Northern Territory. ICID 2004, 2nd Asian Regional Conference, International Commission on Irrigation and Drainage, march 14–17, 2004, Moama, NSW, Australia, 9 pp.

Wells, A.T. and O'Brien, P.E., 1993, Fluvial architecture of Triassic-Jurassic sediments of the Bundamba Group in the northern part of the Clarence-Moreton Basin, Queensland: Record, Australian Geological Survey Organisation, Canberra, 1993/45, 24 pp.

Wilson, A.S. 2004. Hydrogeology, conceptual model and groundwater flow within alluvial aquifers of the Tenthill and Ma Ma catchments, Lockyer Valley, Queensland. Master of Applied Science thesis (unpub), School of Natural Resource Sciences, Queensland University of Technology, Brisbane, Australia, 141 pp.

Wilson, A.W. and Cox, M.E. 2004. Hydrochemistry and stable isotopes as tools to determine hydrological processes in alluvial aquifers of the tenthill and Ma Ma catchments, Lockyer Valley, Queensland. 8th Australasian Environmental Isotope Conference, University of Melbourne, 29 November–3 December, 2004, Melbourne, Australia, 4 pp.

Anaerobní oxidace amoniakem během transportu infiltrovanou vodou

Peter Fox a Shivani Shah

Abstrakt

Odstraňování dusíku je podporováno v mnoha systémech půdního kolektoru (Soil Aquifer Treatment - SAT), kde byl amoniak primárním zdrojem dusíku v kultivované vodě. Během SAT se podzemní voda zasakuje filtrováním z pánve a k ošetření kolektoru může dojít během filtrování v zóně vod infiltrovaných ze zemského povrchu a následného transportu v kolektoru za saturovaných podmínek. Protože existuje jen nedostatečný organický uhlík, který by podporoval heterotrofní denitrifikaci, byl zkoumán mechanismus autotrofního odstraňování dusíku, jež je schopný podporovat ztrátu dusíku. Obzvláště oxidace anaerobním amoniakem (ANAMMOX) byla stanovena pomocí sloupcových a skupinových studií půd. Ztráta dusíku byla podporována přes 600 dnů ve sloupcových studiích půd bez dodatečného přidání uhlíku. Když samotný dusičnan byl přidáván do sloupců, amoniak byl před absorbováním do půdy biologicky dostupný a podporoval ztrátu dusíku. Když se do válce přidala směs dusičnanu a amoniaku, hodnoty ztráty dusičnanu byly podobné jako u půdních sloupců před absorbováním amoniaku. Když se dusitan a amoniak přidaly do půdního sloupce, hodnoty ztráty dusíku stouply o stupeň výše než u směsi dusičnanu a amoniaku. Studie předpokládá, že přeměna dusičnanu na dusitan je rychlostně limitovaný krok a půdní systémy jsou schopné přeměňovat dusičnan na dusitan.

Klíčová slova

Anaerobní oxidace amoniakem, dusičnan, dusitan.

ÚVOD

Půdního kolektoru se využívá pro dočištění přečištěných odpadních vody při zasakování těchto vod do horninového prostředí, resp. podzemních vod v suchých oblastech. Přečištěná voda je filtrovaná přes půdní zónu ze zemského povrchu a biologické mechanismy odstraňují znečišťující látky, jako jsou organický uhlík a dusík. Tato studie se zaměřuje na problém, jak může být ztráta dusíku podporována systémem SAT. Efektivita ztráty dusíku byla ve více než 70 % podporována sekundárními odpadními vodami s 20 mg-N/l nadměrnou koncentrací amoniaku a dusíku. V sekundárních odpadních vodách existuje pouze nedostatečný organický uhlík k podpoře pozorované efektivní ztráty dusíku. Mimo to většina organického uhlíku se ztrácí v blízkosti půdnímu povrchu, kde jsou aerobní podmínky, tedy podmínky nevhodné pro denitrifikaci. Během prostupu zasakované vody půdní vrstvou se amoniak primárně ztrácí absorbováním, když je ve vodě nepodstatné množství kyslíku, které by mohlo podporovat nitrifikaci. Když se voda procesu neúčastní, vzduch se dostane do půdního sloupce a dojde k nitrifikaci absorbovaného amoniaku. Následujícím přidáváním přečištěné vody se v půdním sloupci, kde se vyskytuje amoniak a dusičnany za nepřítomnosti kyslíku vytváří vhodné podmínky pro ANAMMOX.

Anaerobní oxidace amoniakem může být oxidace dusičnanů za nepřítomnosti kyslíku a organického uhlíku (Mulder et al., 1995).

$$5NH_4^+ + 3NO_3^- \longrightarrow 4N_2 + 9H_2O + 2H^+ \qquad (1)$$

Dále studie s isotopově označenými sloučeninami dusíku ukazuje, že místo dusičnanu je dusitan nejvíce pravděpodobný akceptor (van de Graaf et al. 1995) a rovnice 2 je akceptovaná pro ANAMMOX.

$$NH_4^+ + NO_2^- \longrightarrow N_2 + H_2O \qquad (2)$$

Inhibiční studia ukázala, že tento proces je biologicky zprostředkovaný (van de Graaf et al., 1995). Za použití izolačních technik se identifikovaly bakterie ANAMMOX jako *Planctomycetes*. Některé okysličující *Planctomysetes* anaerobní amoniak, byly identifikovány včetně"*Candidatus Brocadia anammoxidants*" (Strous et al., 1999). *Candidatus B. anammoxidants* je velmi pomalu rostoucí obligátní anaerobní bakterie, která se zdvojuje v 10-14 dnech (Kuenen and Jetten et al., 2001). Během aplikace ANAMMOX ve zvodnělé reakční vrstvě (*fluidized bed reactor* - FBR) za použití amoniaku a dusitanu jako elektronového dárce a elektronového akceptora, respektive, byl vypozorovaný poměr molární přeměny amoniaku (NH^{4+}) na dusitan (NO_2^-) 1:1,3 ± 0,06 s 0,22 ± 0,02 moly produkce dusičnanů na 1 mol amoniaku. Výsledky ukázaly, že hlavním produktem byl dusík v plynné formě s 10 % dusičnanů (NO_3^-) z celé dusíkové produkce (van de Graaf et al. 1996). Gable (2002) studoval ANAMMOX v půdním systému. Pokusy se prováděly v půdních sloupcích, do kterých se přidal amoniak, dusičnany a bikarbonáty. Výsledky ukázaly efektivitu úbytku dusíku o 60-87 %. Genetické analýzy bakterií vykazují 97-98% podobnost *Candidatus Brocadia anammoxidans* (Gable et al. 2002).

METODY

Ve studii byly použity čtyři půdní sloupce (sloupec I, II, III a IV) obsahující půdy ze zasakujících pánví v Sweet Undergroud Storage v Tucson v Arizóně, kde je zařízení, jež zmenšuje koncentrace dusíku přes 15 let. Výsledky zde prezentované se soustřeďují na půdní sloupce III a IV v akrylovém obalu o průměru 7,5 cm a délce 93 cm. Tyto sloupce byly naplněné 6,4 kilogramy vlhké půdy. Během počátečních studií prvních 260 dnů byl sloupec IV naplněn vodou z kohoutku s koncentrací amoniaku 20 mg-N/l, 30 mg-N/l dusičnanů a 1 mM bikarbonátu, zatímco sloupec III byl naplněn vodou z kohoutku s koncentrací 30 mg-N/l dusičnanů a pouze 1 mM bikarbonátu. Sloupec III byl hlavní sloupec pro určení účinku amoniaku před absorpcí do půdy. Ode dne 486 do dne 505 se sloupec III mohl okysličovat, aby přeměnil absorbovaný amoniak do půdy na dusičnany, zatímco sloupec IV byl udržován v saturovaných anorganických podmínkách. Po 20 dnech byly sloupce obnoveny a sloupec III byl naplněn vodou z kohoutku s koncentrací dusičnanů 30 mg-N/l a 1 mM bikarbonátu. Sloupec IV byl naplněn také vodou z kohoutku s koncentrací amoniaku 30 mg-N/l, dusičnanů 30 mg-N/l a 1 mM bikarbonátu, aby byl zjištěn stav při vyšší koncentraci amoniaku. Ode dne 590 byl elektronový akceptor změněn z dusičnanů na dusitany a byl pozorován vliv na klesající poměr dusíku. Oba sloupce byly naplněny vodou se stejnou koncentrací dusitanů místo dusičnanů. 670 den byla rychlost průtoku zvýšena o 3 skupiny a proud opět stoupl o 3 skupiny 720 den.
Kromě půdních sloupců byl použit jeden sloupec s médiem z netkané látky identický se sloupci III a IV. Se sloupcem se zacházelo stejně jako se sloupcem IV ve smyslu skladby

přidávaných změn koncentrací dusíkatých látek po dobu více než 100 dní s odpadními vodami obdobně jako ve sloupci IV.

VÝSLEDKY

K úbytku dusičnanů došlo v obou sloupcích, jak ve III. tak ve IV., s podobnou ztrátou množství dusičnanů za prvních 500 dní. V obou případech množství dusičnanů časem pomalu stejnoměrně klesalo a tento efekt byl nezávislý na koncentraci amoniaku, jelikož koncentrace amoniaku stoupla ve sloupci IV (obr. 1), ale amoniak do sloupce III nebyl nikdy přidán.

Obr. 1 Vývoj koncentrací nitrátů v testovaném půdním sloupci IV

Koncentrace amoniaku byla pod úrovní limitu zřetelnosti v odpadní vodě sloupce III, zatímco koncentrace amoniaku v odpadní vodě sloupce IV byla přibližně 10 mg-N/l. Po okysličení sloupce III množství úbytku dusíku ve sloupci dále klesalo. Když se složení přidávaných látek změnilo na dusitany, byl ve sloupci III pozorován zanedbatelný úbytek dusitanů a aktivita ANAMMOX zřejmě ustala. Nicméně ve sloupci IV byl pozorován výrazný úbytek dusitanů a zlvýšený úbytek amoniaku, když složení přidávaných látek bylo změněno z dusičnanů na dusitany (obr. 2). Takže změna dusičnanů na dusitany měla za následek o 2 stupně vyšší úbytek celkového dusíku v půdním systému. Když se 670. den ztrojnásobila rychlost toku vody, došlo k dočasnému zvýšení koncentrace dusitanů v odpadní vodě, jak stouplo nasakování dusíku, ale koncentrace dusitanů rychle klesla i s 95% efektivitou úbytku dusíku. Rychlá reakce na stoupnutí zasakování naznačuje, že se v půdním systému odehrával mikrobiologický růst a zvýšená mikrobiologická populace byla schopná velmi efektivně snížit množství dusíku v půdě. Když vzrostla míra zasakování dusíku, koncentrace dusičnanů v odpadní vodě IV. sloupce také vzrostla, podobně jako tomu bylo u studií prováděných Van der Graafem et al. (1996), a přibližně 10 % dusíku bylo přeměněno na dusičnany. Data nejsou známá, ale zasakování bylo zvýšeno dalším faktorem a to trojnásobným zvýšením průtoku vody dne 720. a početnější mikrobiologická aktivita měla za následek zvládnutí úbytku dusíku s 95% efektivností.

Takže složení dusitanů a amoniaku mělo ve výsledku o stupeň nižší poměr úbytku dusíku než směs dusičnanů a amoniaku.

Obr. 2 Vývoj koncentrací nitrátů v testovaném půdním sloupci IV

Tyto výsledky ukazují, že přeměna dusičnanů na dusitany je limitována potenciální rychlostí průsaku vody půdním systémem. K tomuto závěru vedly dva faktory. První faktor je, že přestože úbytek dusíku byl podporován směsí dusičnanů a amoniaku, poměr úbytku dusíku časem klesl (tab. 1). Druhý faktor je, že poměr úbytku dusíku vzrostl o celý stupeň, když se použila směs dusitanů a amoniaku. Je možné, že složka půdy na zemském povrchu se účastní na přeměně dusičnanů na dusitany a tato neznámá složka se stává pro přeměnu méně dostupnou s časem v laboratorních podmínkách. Navíc sloupec, který používal netkanou látku jako kontaktní médium, do něhož byly aplikovány mikroorganismu ve IV. sloupci, nebyl pozorován úbytek dusíku i když byla do válce přidána směs amoniaku a dusičnanů. Ale když se do sloupce s netkanou látkou přidala směs dusitanů a amoniaku, byl zaznamenán úbytek dusíku během 100 dní, dokud nepřesáhl úbytku dusíku 95 %. Ztráta úbytku dusíku v prosakující vodě s dusičnany a amoniakem bez půdy vede k názoru, že některá půdní složka se účastní transformace dusičnanů na dusitany. Půdní složka, která má potenciál být přítomná u přeměny, je mangan. Na základě termodynamických výpočtů bylo pozorováno, že transformace N_2 je uskutečnitelná za standardních podmínek v mnoha reakcích mezi manganem a dusíkem (Luther et al. 1996). Zjistilo se, že za neokysličených podmínek oxidace NH^{4+} v mořských sedimentech probíhá za přítomnosti MnO_2 a redukce NO_3^- probíhá v anorganickém prostředí za přítomnosti Mn^{2+} (Luther et al. 1997). Tato možná interakce se studuje, aby se ujasnilo, jak může podporovat přeměny dusíku během jeho transportu vodou v horninovém prostředí.

Tabulka 1. Průměrná rychlost poklesu dusíku v půdních vzorcích – sloupce II a IV

Počet dní	Rychlost poklesu dusíku *mg-N/d*	
	sloupec III	**sloupec IV**
0-216	7,5 (Gable et al. 2002)	7,8 (Gable et al. 2002)
260-350	6.9 ± 1.0	5.6 ± 1.4
350-450	6.4 ± 3.2	5.5 ± 1.7
450-590	6.3 ± 2.3	6.9 ± 2.5

ZÁVĚR

Anaerobní oxidace amoniaku je možný mechanismus snižující množství dusíku během jeho transportu půdním profilem. V laboratoři trvala doba odbourávání dusíku přes 600 dní. Nicméně poměr úbytku dusíku začal klesat, když byla do půdních sloupců přidána směs amoniaku a dusičnanů. Když se do sloupců přidala směs amoniaku a dusitanů, poměr úbytku dusíku klesl o jeden stupeň. V laboratorních podmínkách není jasné, zda úbytek dusíku související se směsí amoniaku a dusičnanů by mohl fungovat neomezeně. V terénních podmínkách jsou primární pozorované formy úbytku dusíku dusičnany, amoniak a dusitany. Cyklické aerobní podmínky v laboratoři nebyly zkoumány. Přeměna dusičnanů na dusitany je časově omezený krok pro anaerobní oxidaci amoniaku v půdním profilu. Mechanismus pro tento krok nebyl zatím zjištěn.

Poměr úbytku dusíku pozorovaný v testech půdních sloupců a skupinových testech udává konstantu prvního stupně rozpadu dusíku přibližně na 0,08 d^{-1}. Dle výsledků stopovacích zkoušek, které byly provedeny na testovaných půdách v laboratoři, byla doba transportu zasakovaných vod přes půdní profil odhadnuta v přirozeném prostředí na 14 dní. Na základě konstanty prvního stupně rozpadu změřené v laboratoři se udává 64% efektivita ztráty dusíku, což je podobné 70% ztrátě dusíku, která je běžná pro podmínky v terénu.

Literatura

Gable, J. (2002). ‘Anaerobic ammonium oxidation during soil aquifer treatment.’ Ph.D. dissertation, Arizona State University.

Kuenen, J. G. and Jetten, M. S. M. (2001). ‘Extraordinary anaerobic ammonium-oxidizing bacteria.’ ASM News, 67(9), 456–463.

Luther, G.W.III., Shellenbarger, P.A., and Brendel, P.J. (1996). ‘Dissolved organic Fe(III) and Fe(II) complexes in salt marine porewaters.’ Geochim. Acta, 60, 951–960.

Luther, G.W.III., Sundby, B., Lewis B. L., Brendel, P.J. and Silverberg, N. (1997). ‘Interactions of manganese with the nitrogen cycle: Alternative pathways to dinitrogen.’ Geochim. Acta., 61(19), 4043–4052.

Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., and Kuenen, J. G. (1995). “Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor.” FEMS Microbiology Ecology, 16(3), 177–183.

Strous, M., Fuerst, J. A., Kramer, E. H. M., Logemann, S., Muyzer, G., van de Pas-Schoonen, K. T., Webb, R., Kuenen,

J. G., and Jetten, M. S. M. (1999a). “Missing lithotroph identified as new planctomycete.” Nature, 400(6743), 446–449.

Van de Graaf, A. A., Mulder, A., Debruijn, P., Jetten, M. S. M., Robertson, L. A., and Kuenen, J. G. (1995). ‘Anaerobic Oxidation of Ammonium Is a Biologically Mediated Process.’ Applied and Environmental Microbiology, 61(4), 1246–1251.

van de Graaf, A. A., deBruijn, P., Robertson, L. A., Jetten, M. S. M., and Kuenen, J. G. (1996). ‘Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor.’ Microbiology-Uk, 142, 2187–2196.

Příklad důvtipu tradice: systém vodního hospodářství “Khatri”

Sharma, A.

Úvod

Tento článek má za cíl popsat důvtip, výkonnost, užitečnost a současnou relevanci sběru vody založeného na tradičních znalostech a systému doplňování kolektoru využívaného horskými komunitami v kopcích na severu Indie již po staletí a demonstrovat jeho potenciál pro použití i v jiných částech světa.

Popis systému

Khatri je jedinečný, časem prověřený kombinovaný systém komunálního sběru a uchování dešťové vody založený na důvtipných znalostech, samoregulaci a komunálním hospodaření, který po staletí udržoval venkovské komunity rozptýlené v oblasti suchých vápencových slepenců na okraji Shrivalských kopců, sousedících s Dhalaudarskými Himalájemi v Indii. Systém je dodnes využíván, ačkoli první moderní vodovod byl vybudován v 70. letech 20. století.

Inovativní aspekty zahrnují shromažďování dešťové vody založené na vědeckém využití přirozených balvanitých vrstev pro retenci a perkolaci vody prosakující do umělých jeskyní v písčitých vrstvách, které slouží pro doplnění zásob vod v kolektorech a uskladnění pitné vody. Znečištění vod je předcházeno regulací využití krajiny. Systém je možné vytvořit svépomocí, za použití místní, levné, neodborné pracovní síly a slouží celoročně bez nároků na údržbu jiných než pravidelné čištění a opravy.

Systém sloužil po staletí horským komunitám, splňujíc nároky na kvalitu vody za nízkých nákladů a je pro svou nenáročnost a spolehlivost obzvláště vhodný jako decentralizované řešení pro usedlé horské komunity v rozvojových zemích.

Ačkoli tyto systémy vlivem moderních technologií rychle mizí, nemají konkurenci v zajištění kvalitní pitné vody, když v letních měsících přestane veřejný distribuční systém dodávat vodu, nacházejí své uplatnění.

Pečlivá prohlídka odhalí, že se systém “Khatri” používá v některých oblastech okrsků Kangra a Hamirpur horského státu Himachal Pradesh, kde je většina kopců tvořena hrubozrnnými pískovci a křemenno-živcovými horninami. Ačkoli je průměrný roční úhrn srážek 2200 mm, většina srážek spadne v krátkém období monzunů a po zbytek roku je voda problémem.

Konstrukčně je “Khatri” jeskyni podobná struktura horizontálně vyhloubená podél kopce, lokalizovaná na základě průzkumu zkušených místních pracovníků. Ústí je dostatečně velké pro člověka. Nádrž je uvnitř pískovců a shromažďuje vodu prosakující všemi stěnami dovnitř. Typické “Khatri” může skladovat 30 až 50 tisíc litrů čisté vody. Existují dva typy systému se stejným názvem: jeden shromažďuje pitnou vodu pro osobní potřeby obyvatelstva, druhý sbírá srážky ze střech do nádrží určených pro vodu pro dobytek a domácnost. Tento článek je o prvním typu “Khatri”.

“Khatri” se typicky vyskytují v nadmořských výškách mezi 2000 a 4000 stop. Nejčastěji jsou vyhloubeny ve formaci Dhauladhar tvořené vápnitými pískovci a jsou lokalizované podle jasně definovaného vzoru, který řídil osídlovaní oblasti. Na kopci jsou jednotlivé studny umístěny okolo kopce ve stejné nadmořské výšce, protože studna níže by způsobovala prosakování vody z vyšší studny do nižší. Výška je volena nad oblastí

pastvy, aby se zabránilo kontaminaci vody nad sběrným systémem. Stěny nemají žádné obložení, aby se nebránilo prosakování vody dovnitř. Systém tak produkuje bakteriologicky nezávadnou, čistou, měkkou vodu celoročně a bez nákladů.
“Khatri” je jedinečný systém obsahující prvky řízení individuální i komunitní. Modernizace tento systém neobešla zejména pro jeho spolehlivost v dobách nouze a také kvůli několika epidemiím vodou přenášených chorob.

Shrnutí

“Khatri” v současné době nejen slouží a jsou aktivně udržovány a tradičně řízeny, ale dokonce jsou hloubeny nové. Komunitní “Khatri” bývají otevřené, zatímco rodinné mívají uzamykatelnou branku. Ačkoli je většina komunit napojena na vodovodní síť, “Khatri” jsou udržovány jako strategická rezerva pro případ krizových období, která v regionu běžně nastávají. Trvají pět až sedm měsíců a v rozptýlené populaci sestávající z izolovaných komunit jsou obzvláště obtížně zvládnutelná. Zruční a místně vyškolení kameníci dokážou jedno “Khatri” vyhloubit za průměrné náklady 15000 až 20000 Rp.

Porovnání tří metod stanovení doby transportu vody zasakované v rozsáhlých umělých infiltračních pánvích

DrorAvisad, Jordan F. Clark, Jeni McDermott and G. Bryant Hudson

Abstrakt

Hydrogeologické výpočty, doby transportu stopovače při stopovací zkoušce patří mezi metody stanovující dobu transportu vody horninovým prostředím. Dva roky probíhající stopovací zkouška s použitím SF_6 byla realizována v umělém zasakovacím prostoru v Montebello Forebay (Los Angeles, CA) jezer v pánvi ve vzdálenosti 150 m od jímacích a pozorovacích studní. SF_6 byl zjištěn v sedmi monitorovacích studních a v devíti z osmnácti využívaných studní vzdálených 50 m. Čas transportu nejlépe koreloval s hloubkou průsaku zasakované vody. Ve čtyřech z devíti studní, kdy byl zjištěn obsah SF_6, hydrogeologická doba transportu byla méně než 0,3 roku (16 týdnů) a v zásadě souhlasí s výsledky SF_6. V ostatních pěti studnách, hydrogeologická doba transportu byla odhadnuta na více než 4 roky, což je podstatně déle než doba udávaná stopovačem. Ve všech studnách, kde SF_6 nebyl zjištěn, byla doba transportu delší než 3 roky. Ve využívaných studnách, kde bylo použito tritium/^{3}He, byla průměrná doba transportu větší než 10 let, což indikuje míchání mladších a starších podzemních vod.

Klíčová slova

Umělé zasakování, geochemický stopovač, doba transportu podzemní vody, SF_6, tritium/^{3}He datování

Úvod

Stanovení doby zdržení vody v horninovém prostředí a charakter jejího proudění jsou důležitá kritéria pro stanovení prostoru umělé infiltrace. Tyto základní hydrogeologické informace jsou důležité pro vyhodnocení změn kvality podzemní vody, které mohou mít za následek biochemické reakce a míchání vod z různých zdrojů. Také jsou zapotřebí pro potvrzení matematických modelů proudění podzemní vody (např.: Thomson et al. 1999). Dobu transportu v blízkosti prostoru umělého zasakování vod není snadné definovat jako proudění vody do studní, neboť cesty toku zasakované vody mohou být spletité. Toto se potvrdilo u zařízení jako Montebello Forebay v Los Angeles v Kalifornii, kde probíhá zasakování z povrchové vody v rozsáhlých pánvích (zasakovacích jezerech). Dobu zdržení podzemní vody je možné stanovit pomocí hydrogeologických výpočtů nebo matematických modelů, stopovačů a stopovacích zkoušek. Každá z těchto metod determinuje proudění podzemních vod různě, a tak poskytuje doplňující informace.

Doby zdržení podzemních vod a směr proudění vody mohou být stanoveny pomocí Darcyho pravidla. Směry proudění vody jsou určeny na základě hloubky perforace studny, stratigrafie kolektoru, kapacity čerpadla a vzdálenosti od zasakovacích objektů. Pravděpodobné doby transportu vody se stanovují na základě místních hydrogeologických podmínek a daných hydraulických gradientů (Bookman-Edmonston, 1994).

Doba zdržení mělkých podzemních vod se dá také určit ekologickými stopovači, jako například tritium/^{3}He (Scholosser et al., 1989; Cook and Solomon, 1997). Tritium, radioaktivní izotop vodíku, unikalo ve velkém množství do ovzduší na konci 50. let a na začátku let 60. při testování jaderných bomb. Ačkoli existuje přírodní zdroj (vzniká na základě kosmického záření), většina koncentrace tritia v přírodě pocházela z testů bomb. Koncentrace tritia ve srážkách dosáhla maxima v polovině 60. let, bylo to o 2 až 3 stupně více než v předchozích testech. Od té doby koncentrace klesá téměř exponenciálně. Stáří podzemní vody lze určit podle vztahu radioaktivního rozpadu tritia a jeho dceřinného izotopu ^{3}He:

$$t=t1_{/2} / \ln_{(2)} \times (1+[^3He]tri/[T])$$

kde t je čas (průměrné stáří podzemní vody), $t_{1/2}$ je poločas rozpadu tritia (12,43 let), [T] je změřený obsah tritia a [^{3}He] je koncentrace ^{3}He odvozená od rozpadu tritia. [^{3}He] se spočítá z rovnováhy hmoty He, která počítá s dalšími zdroji He (Scholossser et al., 1989; Cook and Solomon, 1997). Běžná analytická nepřesnost této metody je ± 2 roky. Nicméně odchylka průměrného stáří může být i větší, pokud dojde k smíchání podzemních vod různého stáří.

Stopovací zkouška se provádí tak, že se stopovač injektuje do vody před perkolací a čas, kdy stopovač dorazí do studny, je stanoven přímo z periodického vzorkování. Průběhová křivka stopovače charakterizuje několik okamžiků: počáteční, maximální a průměrnou hodnotu doby, za kterou stopovač dorazil do studny. V homogenním kolektoru počáteční okamžik a průměrná hodnota představují nejrychlejší a střední cesty proudů podzemní vody (v tomto pořadí). Nejrychlejší proud nemůže být s jistotou určen ani z geochemických dat ani z číselných modelů a je nejdůležitější časový měřič při vyhodnocování potenciálního transportu reaktivních znečišťujících látek blízko zasakovacích objektů. V kolektoru s preferenčními cestami jsou průlomové křivky stopovače složitější a často ukazují vícenásobná maxima (Clark et al., 2004). První průlom bude představovat transport nejrychlejší cestou toku.

Sulfur hexafluorie (SF_6) jako netoxický, bezbarvý, nereaktivní plynový stopovač bez zápachu, se běžně používá při stopovacích zkouškách v místech umělého zasakování (Gamlin et at., 2001; Clark et al., 2004; 2005). SF_6 není tak drahý jako fluorescentní barviva nebo ionizované substance, ale má podobné vlastnosti, což umožňuje označit velké objemy vody (více než 106 m^3) bez zasahování do hustoty vody pramenů (Istok a Humphrey, 1995). Zkušenosti v laboratoři i v krajině ukázaly, že jejich transport není pomalý v propustných médiích (Wilson a Mackay, 1996; Gamlin et. al., 2001). Ztráta SF_6 na plyno-kapalném rozhraní od výměny plynů může být problematická v zasakovacích objektech, která spoléhají na infiltraci v rozšiřujících se pánvích nebo řekách s větší plochou vodní hladiny. K definování počáteční funkce stopovače podzemních vod v tomto prostředí, je vyžadováno pečlivé monitorování povrchové vody.

Předložený článek porovnává využitelnost tří výše zmíněných metod, které umožňují stanovit dobu transportu zasakovaných vod v rozsáhlém infiltračním prostoru v Montebello Forebay na severu státu Los Angeles v Kalifornii (obr. 1).

Obr. 1 Mapka Los Angelské pánve s Montebello Forebay včetně pozice zasakovacích studní a čerpaných vrtů (silné a přerušované čáry jsou hlavní silnice a cesty)

Tento umělý zasakovací prostor je největší v Los Angelské pánvi. V aluviální pánvi se nacházejí vrstvy písků, štěrkopísků a jílů, které tvoří samostatný kolektor nebo izolátor, nicméně prostorový dosah jakékoli dané vrstvy je jen málo známý (Bookmark-Edmonston, 1994). Během posledního desetiletí bylo každoročně zasakováno přibližně 1,6 x 108 m^3 za rok (129 000 akrových stop za rok) povrchových vod v infiltračním prostoru v Montebello Forebay. Okolo 40 % těchto vod jsou dešťové přívaly, 25 % je importovaná voda a 35 % je voda odpadní (dle Johnsona, osobní sdělení).
Zasakovací prostor zahrnuje 23 mělkých rozšiřujících se jezer - bazénů (o hloubce 4 m) přilehlých k řekám Rio Hondo a San Gabriel s celkovým zavodněným územím o rozloze 200 ha. Další zasakování se odehrává infiltrací povrchové vody řeky San Gabriel dnem jejího přirozeného koryta; koryto řeky Rio Hondo je upravené betonem v celé části zkoumané oblasti. Studovala se doba zasakování do 10 sledovaných a 18 využívaných studní. Pozorované studny, pouze s výjimkou dvou, jsou vzdáleny 150 m od zasakovacích objektů – jezer. Hloubka produkce se značně liší. Studny jsou mělké 8 m a hloubky do 270 m.

Metody

Stopovací zkouška s SF_6

Zkouška začala 14. února 2003 a pokračovala sedm dní. Za tuto dobu se do zasakovacích pánevních bazénů každý den nebo obden vpravilo 99,99 % čistého SF_6. Vzorky povrchové vody (5 - 8 vzorků na zasakovací jezero-bazén) se během sedmi dní sbíraly z loďky. Zaměstnanci z Water Replenishment District of Southern California nashromáždili vzorky z 10 sledovaných a 18 využívaných studní, které se odebíraly

obden nebo každý desátý den po uplynutí sedmi dnů od kontaminace SF_6. Všechny vzorky byly nasbírány do předem zvážených speciálních vakuových vzorkovnic (vacutainers). Všechny vzorky se analyzovaly na plynnovém chromatografu vybaveném detektorem, který zachycuje elektrony na bázi metody vyvinuté Clark et. al. (2004). Přesnost byla ±3% a limit zjištění byl 0,04 pmol l^{-1}.

Datování stáří podzemních vod pomocí tritia/^{3}He

Vzorky tritia/^{3}He byly odebrány nezávisle na zkoušce s SF_6 jako součást programu Kalifornského ústavu Groundwater Ambient Monitoring and Assessment (GAMA). Všechny vzorky tritia byly odebrány do 500 ml skleněných lahví a vzorky ^{3}He byly odebrány do 10ml měděných tubiček zapečetěných svorkami. V National Lawrence Livermoore byla stanovena koncentrace a poměr izotopu ^{3}He/^{4}He v ^{4}He a těžších vzácných plynů za použití hmotnostního spektometru (Radamacher et al., 2001). Tritium se změřilo ^{3}He akumulační metodou (Surano et al., 1992).

Hydrogeologická doba transportu

Geochemický čas transportu se srovnává s hydrogeologickým časem transportu vypočteným inženýry z Bookman-Edmonston Engeneering, Inc of Glendale, CA (Bookman-Edmonston, 1994). Výpočty využily stanovených cest proudění vody mezi zasakujícími bazény rozšiřující se pánve a studnami, známých hydraulických gradientů, předpokládané 20 % porózity, průměrné hydraulické vodivosti, která se vypočte z hydrodynamických zkoušek pro maximálně propustné vrstvy a odhadů na základě velikosti zrn nepropustných vrstev.

Výsledky a diskuze

Kontaminace SF_6 nebyla zjištěna v žádných původních vzorcích odebraných šest a dva měsíce před začátkem stopovací zkoušky. Koncentrace SF_6 v zasakovacích bazénech pánve po kontaminaci výše uvedenou látkou se zvedla z 10 na 80 pmol/l s průměrnou koncentrací 30 pmol/l. Dočasná a prostorová variabilita je díky geologické pestrosti, části zavodněného území, rychlosti perkolace, průměrné hloubky pánve, množství kontaminantu SF_6 a doby uplynulé od poslední kontaminace. Stopovač byl sledován ve vodnatých částech pánve ještě dva týdny po skončení sedmidenní doby kontaminace.
SF_6 dorazil do sedmi z deseti sledovaných studní, ze kterých se odebíraly vzorky během dvouleté zkoušky, což dokazuje, že tento plynný stopovač se úspěšně přemístil skrz nesaturovanou zónu do vody (obr. 2). SF_6 nebyl zjištěn v jedné mělké studni (#100832) vzdálené více než jeden kilometr od rozšiřující se pánve. Maximální koncentrace SF_6 v podzemní vodě byla 4,8 pmol/l, 15 % průměrné koncentrace v povrchové vodě a 20 % koncentrace v nejbližší části rozšiřující se pánve. Všechny sledované studny s detekcí stopovače mají hloubku méně než 45 m pod úrovní nejbližší rozšiřující se pánve. Mimo to u studní #100068 a #100089 SF_6 nebyl zjištěn. Obě tyto studny mají pozorování v hloubce 70 m pod úrovní nejbližší rozšiřující se pánve. Existuje významná korelace mezi hloubkou pozorování a dobou transportu pro všechny monitorované studny, ze kterých se odebíraly vzorky (obr. 3). Naopak neexistuje žádný vztah mezi horizontální vzdáleností a dobou transportu. Nedostatek vzájemných vztahů se může odrazit v blízkosti studní a rozšiřujících se pánví (vzdálenost do 150 m).

Obr. 2 Křivka strmého vzestupu SF_6 ve dvou monitorovacích studních (jejich situace je na obr. 1)

Obr. 3 Vertikální transportní čas vody čerpaných a monitorovaných studní 150 m v rozšiřující se pánvi Montebello při stopovací zkoušce

SF_6 byl vysledován v devíti z osmnácti využívaných studní. Maximální pozorované koncentrace ve využívaných studních byly mnohem nižší než v monitorovaných studních.

V sedmi z devíti využívaných studní s detekcí SF_6 byly maximální koncentrace SF_6 méně než 0,4 pmol/l a byly o stupeň nižší než v monitorovaných studnách a byly o dva stupně nižší než v rozšiřujících se pánvích. Ukázalo se složité, s výjimkou dvou studní (#200061 a #200065), definovat maxima SF_6, kdy byly koncentrace stopovače na hranici pozorování. Nižší koncentrace jsou pravděpodobně díky ředění označených vod s neoznačenými podzemními vodami, způsobené dlouhými intervaly odběrů vzorků vod. Podobně jako tomu bylo u monitorovaných studní, zde existuje silný vztah mezi dobou transportu a hloubkou perforace (obr. 3) a neexistuje žádná souvztažnost mezi vzdáleností a dobou transportu. Hloubka může být nejdůležitější faktor, který ovlivňuje dobu transportu, protože čím hlouběji je perforace studny, tím pravděpodobněji bude snímač situován pod vrstvami s nízkou hydraulickou vodivostí.

Hydrogeologická analýza vedená Bookman-Edmonston (1994) rozdělila využívané studny na dvě hlavní kategorie. První se skládala ze čtyř mělkých studní (#200061, #200055, #200058, #200065) pozorovaných kolektoru s volnou hladinou. Hydrogeologická analýzy a SF_6 doba transportu byla pro všechny tyto studny stejná, obě metody stanovily dobu transportu na 0,3 roku (16 týdnů) nebo méně. Hydrogeologická studie identifikuje všechny ostatní studny jako studny s perforací v napjatém kolektoru s malým kontaktem s povrchovou vodou. Doba transportu se u těchto studní pohybuje v rozmezí mezi 2,5 -14 lety. Delší doba transportu byla způsobená pomalým prouděním skrz jílové vrstvy v napjatém kolektoru. Samozřejmě že v období dvou let nemůže být stanovena kompletní analýza doby transportu. Nicméně do čtyř z devíti využívaných studní v okolí řeky Rio Hondo (#200062, #200088, #200089, #200099), které byly v napjatém kolektoru, stopovač dorazil. Pět studní, do kterých stopovač nedorazil, leží na západním břehu řeky Rio Hondo, zatímco čtyři studny se stopovačem jsou na břehu

východním. V určování propustnosti horninového prostředí v okolí studny neexistuje z geologického hlediska žádný patrný rozdíl mezi východním a západním břehem. Nicméně srovnávání mezi stopovačem a hydrogeologickou dobou transportu vyplývá, že diskontinuity (pukliny, zlomy, propustné vrstvy uložené mezi dvě méně propustnými vrstvami) v jílových vrstvách se vyskytují na východní straně. Z pěti sledovaných využívaných studní u rozšiřující se pánve San Gabriel pouze do jedné studny (#200012) dorazil stopovač za kratší dobu než jeden rok. Studna využívá spodní napjatý kolektor. Do všech ostatních sledovaných hlubokých studní u této řeky stopovač během prováděné zkoušky nedorazil.
Průměrné stáří vody pomocí $T/^3He$ ve využívaných studnách bylo stanoveno mezi 7 a 40 roky, což je podstatně déle než doba transportu určená dvěma ostatními metodami. Větší průměrné stáří odráží míchání mladé a staré podzemní vody ve studni. Stará složka musí mít dobu zdržení v desetiletích a mohla by navýšit dobu v některých studnách. Protože $T/^3He$ stáří se nemění lineárně (stáří se mění s každým proudem a jeho počátečním obsahem tritia), tato technika vede k přeceňování průměrné doby transportu. Ve třech ze čtyř monitorovaných studní se vyskytla dobrá shoda doby transportu určené stopovací zkouškou a metodou $T/^3He$. Shoda v datech se vyskytla i u ostatních částí pánve s umělým zasakování povrchových vod (Clark et al., 2004).

Podmínky vyhodnocení

Každá metoda užitá během tohoto výzkumu stanovuje dobu transportu mezi místem zasakování vody v pánvi a monitorovanou studní a každá metoda funguje na základě různých principů a předpokladů. Konceptuálně lepší model proudění a doby transportu se získá porovnáváním těchto tří metod. U stopovací zkoušky, jako například té provedené s SF_6, je transport vyčíslen podle nejrychlejšího proudu. Výsledky stopovací zkoušky jsou omezeny jejich trváním a možným smícháním s neoznačenými podzemními vodami, což by mohlo způsobit snížení obsahu stopovače pod jeho znatelnou hranici. Hydrogeologické propočty vyžadují místní geologická data obvykle extrapolované z informací o studně ke stanovení cest proudu. Protože detaily o hlavním proudu často chybí, propočty stanovují průměrnou dobu transportu. Užití stopovací zkoušky souběžně s hydrogeologickými výpočty buď potvrdí výsledky, nebo povede k lepšímu modelu hydro-stratigrafie. Když dojde k míchání nové a staré podzemní vody, pak se stáří rovná průměrnému stáří. Avšak protože počáteční obsah tritia zasakované vody se během několika posledních desetiletí měnil, tak se $T/^3He$ - průměrné stáří nemění lineárně. Nicméně stáří podzemní vody určené metodou $T/^3He$ v této studii indikuje, že u využívaných studní doba transportu může být delší než desetiletí.
Zdravotní ústav v Kalifornii doporučuje, aby zasakovaná voda, která má požadované kvalitativní parametry, setrvala v horninovém prostředí minimálně šest měsíců, aby nedošlo k aktivaci virů (Bookman-Edmonston, 1994). Aby byla doba zdržení zajištěná na zmíněných šest měsíců, musí být všechny studny vzdáleny více jak 150 m od místa umělé infiltrace. Tato studie také říká, že horizontální vzdálenost nezajišťuje určenou dobu transportu v systému podzemních vod. Lepší kritérium k zajištění požadované doby zdržení vody v horninovém prostředí v okolí zasakovacích jezer v pánvích je hloubka osazení čerpání podzemních, resp. hloubka osazení čerpadel ve studních a jejich konstrukce.

Poděkování

Práce by nemohla být zkompletována bez T. Johnsona a B. Chonga z Water Replenishment District z Jižní Kalifornie, kteří asistovali při plánování stopovací zkoušky SF_6 a sběru vzorků podzemních vod ze studní. M. Ragland pomohl nasbírat a analyzovat vzorky povrchové i podzemní vody. Výzkum byl podporován Water Replenishment District of Southern California. Toto je příspěvek #0689 Institutu for Crustal Studies at the University of California, Santa Barbara.

Literatura:

Bookman-Edmonston (1994) *Hydrogeologic assessment and background data for domestic wells within 500 feet of the Montebello Forebay recharge areas.* Bookman-Edmonston Engineering, Inc., Glendale, CA.

Clark, J. F., Hudson G. B., Davison M. L., Woodside G., and Herndon R. (2004). Geochemical imaging of flow Nera an artificial recharge facility, Orange County, CA. *Ground Water*, **42**, 167–174.

Clark, J. F., Hudson G. B., and Avisar D. (2005). Gas Transport Below Artificial Recharge Ponds: Insights from Dissolved Noble Gases and a Dual Gas (SF6 and 3He) Tracer Experiment, *Enivorn. Sci. Tech.*, (in press).

Cook, P. G. and Solomon D. K. (1997). Recent advances in dating young ground water: chlorofluorocarbons, 3H/3Heand 85Kr. *J. Hydro.*, **191**, 245–265.

Gamlin, J. D., Clark J. F., Woodside G., and Herndon R. (2001). Tracing groundwater flow patterns in an area of artificial recharge using sulfur hexafluoride. *J. Environ. Eng*. **127**, 171–174.

Istok, J. D., and Humphrey M. D. (1995). Laboratory investigation of buoyancy-induced flow (plume sinking) during two well tracer tests. *Ground Water*, **33**, 597–604. Johnson, T. Personal communication (Feb 18, 2005).

Rademacher, L. K., Clark J. F., Hudson G. B., Erman D. C., and Erman N. A. (2001). Chemical evolution of shallow groundwater as recorded by springs, Sagehen Basin, Nevada County, California. *Chem. Geol.*, **179**, 37–51.

Schlosser, P., Stute M., Sonntag C., and Munnich K.O. (1989). Tritiogenic ^{3}He in shallow groundwater. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **94**, 245–256.

Surano, K. A., Hudson G. B., Failor R. A., Sims J. M., Holland R. C., MacLean S. C., and Garrison J. C. (1992). Helium-3 mas spectrometry for low-level tritium analysis of environmental samples. *J. Radioanal. Nuclear Chem. Art.*, **161**, 443–453.

Tompson, A. F. B., Carle, S. F. Rosenberg N. D., and Maxwell R. M. (1999). Analysis of ground water migration from artificial recharge in a large urban aquifer: A simulation perspective. *Water Resour. Res.*, **35**, 2981–2998.

Wilson, R. D. and Mackay D. M. (1996). SF6 as a conservative tracer in saturated media with high intragranular porosity or high organic carbon content. *Ground Water*, **34**, 241–249.

NLARS: Vývoj umělého doplňování

Harris, S., Adams, M., Jones, M.

Abstrakt

Severolondýnský systém umělého doplňování podzemních vod byl vybudován z důvodu zabezpečení dostatku kvalitní vody během období sucha. Systém NLARS využívá velkého volného objemu v souvislém kolektoru křídy a bazálních pískovců, který vznikl historickým čerpáním podzemní vody. Další zdroje vody poskytuje nádrž z oblasti Lea Valley a akvadukt New River. Tyto zdroje představují nízkonákladové metody zajišťující dostatek surové vody do vodárenských úpraven. Pokusy s umělým doplňováním podzemních vod v 50. a 60. letech vedly následně k provozu systému umělé infiltrace vod koncem 70. let. Začátkem 90. let vedl vývoj až k dnešnímu NLARS. Původní umělá infiltrace sestávala z 35 vrtů a umožňovala čerpání 150 mil. l/den s doplňovací kapacitou 45 mil. l/den. Systém umělého doplňování podzemních vod byl rozšířen v období 2001 a 2003 na 41 vrtů s čerpaným množstvím 200 mil. l/den a doplňovací kapacitou 78 mil. l/den. V dalších třech letech se předpokládá rozšíření umělého doplňování podzemních vod o 30 mil. l/den. Vybrané vrty byly připojeny přímo do sítě, aby zajišťovaly dodávku vody během jejích špičkových odběrů v roce. Pokud se tento operační mód ukáže úspěšným, může být použit i jinde ve schématu.

Úvod

NLARS je v současnosti jediné velkoplošné místo svého druhu ve Velké Británii na severovýchodě Londýna, kde vrty a studny poskytují dostatek podzemní vodu během období sucha. Zásoba podzemních vod je obnovována z přebytků pitné vody v časech její nízké spotřeby.

Ve své současné podobě je schéma povolená a funkční již 10 let, ale jeho počátky a vývoj se dají vysledovat až 100 let nazpět. Voda je z křídy a bazálních písků čerpána studnami buď do nádrže Lea Valley, nebo do akvaduktu New River, odkud samospádem teče do velké úpravny Coppermills ve Walthamstow nebo do menší úpravny v Hornsey, čímž odpadá potřeba sítě pro surovou vodu.

Obr. 1. Schematická geologická situace lokality NLARS

Několik zdrojů vody je vybaveno pro umělé doplňování a napojeno na hlavní rozvod upravené vody. Během období nízkých požadavků na vodu může být přebytek doplněn do kolektoru tempem vhodným k udržení tlaku ve vodovodní síti.

Geologie a hydrogeologie

NLARS se nachází v Londýnské pánvi (obr 1). Geologický sled sestává z aluvialních sedimentů, ležících na třetihorních londýnských jílech Lambethské skupiny a Thanetských písků, jejichž podloží tvoří „křída“. Křída a písčité sedimenty tvoří hlavní kolektory systému s generelním hydraulickým gradientem směrem k jihu. Přirozené doplňování je velmi omezené vlivem nízkého výskytu výskytu propustných hranic a výchozů tvořených křídovými horninami a tektonikou. Výše uvedená skutečnost se odráží i v transmisivitě horninového prostředí, která se pohybuje od 80 m^2/den do více než 2000 m^2/den. Nadměrné čerpání v historii vedlo k odvodnění bazálních písků a vytvořilo tak potenciální prostor pro uměle infiltrované vody. Studny pro čerpání a doplňování představují směs starých a nových jímacích a zasakovacích objektů s průměrem mezi 760 a 3000 mm, zasahující do hloubky až 130 m a vydatnosti mezi 1,3 mil. l/den a 20 mil.l/den.

.

Obr. 2. Pozice vrtů v systému NLARS

Povolení umělého zasakování vod

Systém se v současnosti řídí povolením k čerpání vod a Operační smlouvou. Povolení omezuje denní čerpání vod na 275 mil. l/den a celkové roční množství 55 000 mil. l/den. Operační smlouva uvádí použití schématu v období sucha (definováno průtoky v Temži a úrovní v rezervoáru), specifikaci monitorování rezervoáru určuje program sledování kvality vody sloužící k identifikaci raných fází případných negativních dopadů na podzemní vodu.

Historický vývoj

Historie umělého doplňování sahá do 19. stol. Vznik odvodněné zóny vedl k průzkumným pracím, které měly za cíl prozkoumat možnost umělého doplňování kolektoru. Další vývoj umělého doplňování podzemních vod probíhal v pěti fázích.
První kontrolované experimenty proběhly v 50. letech 20. stol. Filtrovaná a chlorovaná říční voda byla doplňována do kolektoru. V následném období zvýšené spotřeby bylo čerpáno 30 % zasakované povrchové vody. Hladina podzemní vody se v okolí mírně zvedla. Doplňování dalších dvou systémů vedlo k čerpání 37 % zasakované vody. Experimenty byly hodnoceny jako úspěšné.
Začátkem 70. let byly prováděny detailní experimenty, při nichž se vyhloubilo 7 nových studní. Část studní sloužila pro zasakování povrchových vod a část pro čerpání podzemních vod. Koncem 70. let už byla zasakována povrchová voda o objemu až 53 mil. l/den, průměrně 41 mil. l/den.
Začátkem 90. let se začalo s hlavní fází hloubení studní, z důvodu zvýšení kapacity pro zasakování vod a jejich zpětné čerpání. Podél řeky bylo vyhloubeno 14 vrtů, z nichž 5 mělo vystrojení i pro umělé zasakování vod. Tyto studny měly připojení na vodovod. Ostatní studny byly připraveny pro budoucí dovybavení. Maximální možné čerpání podzemních vod se tak zvedlo na 150 mil. l/den. V oblasti byly vybudovány páry pozorovacích vrtů, vždy jeden pro křídový a jeden pro terciérní kolektor, aby bylo možné sledovat jejich hydraulickou souvislost.
Od roku 2001 do roku 2003 byl systém dále rozšiřován jednak renovací sedmi hydrogeologických objektů, z důvodu zvýšení jejich kapacit a vyhloubením dalších pěti studní. Čtyři starší objekty byly napojeny na vodovodní síť pro doplňování. Přibyly nové pozorovací objekty. Potenciální čerpání podzemních vod dosáhlo přes 200 mil. l/den a doplňování až na 78mil. l/den, nicméně tlakové podmínky v síti omezovaly doplňování podzemních vod na 60 mil l/den.
Poslední fáze se momentálně plánuje. Zatím bylo určeno 11 lokalizací pro nové objekty, které by měly zvýšit jímací kapacitu území o dalších 30 mil l/den. Až 6 nových objektů bude vystrojeno pro zasakování. Tato fáze bude probíhat od léta 2005 do 2008.

Činnost NLARS od 1995

Od roku 1995 prodělal systém dvě velká zatížení čerpáním vody v r. 1997 a 2003 (O'Shea a Sage, 1999). Po každé z nich následovalo období rychlejšího doplňování, kdy se systém vrátil do předešlého stavu.

Obr. 3. Přehled nakládání s vodami v systému NLARS v období 1995-2004

Schopnost kolektorů zvýšení jejích využití

Původní myšlenkou NLARS bylo zajištění dostatku vody pro období sucha v Lea Valley, nicméně během posledních dvou až tří let se ukázalo, že Lea Valley má potenciál vyrovnávat nepravidelné dodávky vody do vodovodní sítě.
Eutrofizace povrchových vod v nádržích koncem léta způsobuje rychlejší zanášení filtrů a nutnost jejich častého čistění. Jedním z opatření je použití podzemní vody a vody z rezervoáru v Lea Valley pro mísení.
CHARS - Chingfordský systém umělého doplňování. Jedním z opatření proti sezónní snížené schopnosti úpraven v Coppermills a Hornsey je stavba nového zařízení v Chingfordu. Zajištění kvality vody zůstane i nadále potenciálním problémem. Část vrtů NLARS byla proto připojena přímo do vodovodní sítě, aby v kritických obdobích roku dodávala vodu přímo do nové úpravny. Také bude možné vodu z nové úpravny doplňovat zpět do systému, což bude trvat 3-5 měsíců.

Podzemní voda v oblasti Lea Valley: kontaminace bromičitany

Voda z Temže je jedním ze zdrojů pro umělé doplňování na území severně od NLARS, kde je hlavním zdrojem systému volná zvodeň křídového kolektoru. Voda z ní je dodávána přímo do akvaduktu New River. Od roku 2002 je tento zdroj nezanedbatelně znečišťován bromičitany, pravděpodobně z 20 km vzdálené bývalé továrny na výrobu sloučenin bromu. Velký výpadek tohoto vodního zdroje byl v 2003 kompenzován vodou z NLARS.
HARS: Hornseyský systém umělého doplňování podzemních vod. O odstranění bromičitanů se v současnosti uvažuje. Pro naředění kontaminované vody jsou zdroje NLARS v Hornsey připojovány k úpravně vody. Ředění je omezeno na vymezená období roku, kdy dosahuje koncentrace bromátů vrcholu. V ostatních obdobích roku je voda odebírána pro umělé doplňování.

Technické práce na rezervoárech a New River

Většina prací byla předem naplánovaná. Neplánované práce probíhaly v reakci na nepředvídané situace, např. po inspekci nádrže Krále Jiřího V., pro kterou musel být vypuštěn, nastala v Lea Valley sucha a říční voda nestačila na jeho opětovné naplnění. Plnění nádrže bylo podpořeno vodou z NLARS. Podobně v roce 2004 NLARS sloužilo jako záložní zdroj vody při opravě hráze vodní nádrže New River, pro dodávky vody do Hornsey.

Objekty NLARS náleží k celolondýnské iniciativě pro lepší zabezpečení vodních zdrojů. Lze předpokládat, že převážná část objektů NLARS bude splňovat kritéria zajišťující kvalitu čerpané podzemní vody, přístupnost a vydatnost zdrojů, že budou zpřístupněny dočasné úpravny vody a zpracovaná voda bude poskytována do vodovodní sítě.

Literatura

Boniface E. S. (1959). Some experiments in artificial recharge in the Lower Lee Valley. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, **14**, 325–338.

Flavin R. J. and Joseph J. B. (1983). The hydrogeology of the Lee Valley and some effects of artificial recharge. *Q. J. Eng. Geol.*, **16**, 65–82.

Hawnt R. J. E., Joseph J. B. and Flavin R. J. (1981). Experience with borehole recharge in the Lee Valley. *J. Inst. Water Eng. Scis.*, **35**, 437–451.

O'Shea M. J., Baxter K. M. and Charalambous A. N. (1995). The hydrogeology of the Enfield Haringey artificial recharge scheme. *Q. J. Eng. Geol.*, **28**, S115–S129.

O'Shea M. J. and Sage R. (1999). Aquifer recharge: an operational drought-management strategy in North London. *J. CIWEM*, **13**, 400–405.

Zhodnocení zachycené vody a její infiltrace do podzemních vod pomocí průběžných spojitých příkopů (CCT)

Mukund Shinde, Ian Smout a Sunil Gorantiwar

Abstrakt

Simulační model představuje doplňování podzemní vody pomocí průběžných příkopů v polopouštních povodích. Model je založen na simulaci vodní bilance mezi poli a příkopy. Časová jednotka je den. Parametry vodní bilance, jako jsou odtok, vsakování a vypařování jsou odhadovány pomocí SCS-CN metody nebo Green-Penmanovy metody. Požadované vstupy do tohoto modelu jsou denní srážky a další klimatická data. Pro doplňování podzemních vod umožňuje použitý model navrhovat variantní rozměry příkopů. Pro odlišné podmínky se hodí příkopové systémy o různých rozměrech. Aplikace modelu je popsána na příkladové studii mikropovodí v polopouštní oblasti Maharaštra v Indii. Výsledky uváděného příkladu ukazují, že pro existující systém příkopů je průměrný příspěvek povrchové vody k doplňování podzemní vody pomocí zasakovacích příkopů, resp. polí 53 %, resp. 47 %. Prezentovaný model předpovídá nižší růst hladiny podzemní vody v mikropovodí.

Úvod

Zajištění dostatku vody je základní podmínkou pro pěstování plodin v polopouštních a semihumidních oblastech. V rozvojových projektech se počítá se změnou využití půdy až po vybudování vodních nádrží, přičemž je hodnoceno, která metoda je výhodná v tom určitém případě a která ne. Průběžné vrstevnicové příkopové systémy (CCT) je jedna z technik, které se často používají v polopouštních oblastech v Indii. CCT jsou budovány na neobdělávané půdě v povodí. Tyto příkopy jsou jámy tvaru obdélníku vyhloubené v půdě na svazích. Jejich základním cílem je zachytit vodu stékající dolů po svahu a tou obohatit podzemní vody. Příkopy jsou nazývány CCT, protože probíhají souvisle a pokrývají celou šířku pole. Typické nákresy CCT jsou na obrázcích č. 1 a 2.

Obr. 1 Nákres záchytných a zasakovacích příkopů

Obr. 2 Fotografie záchytných a zasakovacích příkopů CCT na svažitém terénu

Na konec CCT se umisťuje vývod z hrubého kamení, který usnadňuje vtok vody do CCT a zabraňuje průniku nečistot do drenáží během silných dešťů.
Systém příkopů můžeme definovat jako skupinu spojitých rýh, které pokrývají celé pole nebo mikropovodí a zachytávají srážkové vody, které v příkopech následně infiltrují a doplňují tak podzemní vody. V současné době se při navrhování parametrů příkopů rozhoduje empiricky, protože je potřeba rozvíjet analytický přístup k navrhování systému příkopů a vyhodnocování jejich účinnosti. Dříve Guo (1998) a Akan (2002) vyvíjeli výkonné indikátory v různých formách a navrhovali metodiku založenou na simulačním modelu pro vsakovací příkopy (IT) ve Spojených státech. CCT se od IT liší tím, že příkopy jsou rozměrnější a jsou vyplněny štěrkem, zatímco v CCT jsou menší a bez výplně, aby se mohl využít celý jejich prostor.
Tento článek popisuje simulační model a indikátory CCT a diskutuje o jejich využití na příkladu.

Metodika

V tomto článku je termín WHP představen jako ukazatel, který popisuje schopnost systému příkopů zachytávat srážkové vody včetně podpovrchového odtoku a ty infiltrovat do podzemních vod. Hrubý WHP (rovnice 1) indikuje veškerou vodu, která je zachycena příkopy, čistý WHP (rovnice 2) ukazuje veškerou vodu infiltrovanou z příkopů. WHP by mohl být užitečným ukazatelem pro to, abychom poznali různou účinnost různých systémů příkopů při získávání vody.

$$\text{Gross WHP} = \frac{Qif - Qof}{Qif} \times 100 \qquad (1)$$

$$\text{Net WHP} = \frac{Qif - (Qof + evap)}{} \times 100 \qquad (2)$$

Qif

kde, Q_{if} je přítok do příkopu, Q_{of} je přetok z příkopu a evap = vypařování z příkopu

Simulační model je založen na vodní bilanci v poli a příkopu. Vstupy do systému příkopu jsou povrchový a podpovrchový odtok a dešťové srážky nad plochou příkopu. Výstupy jsou infiltrace, evaporace a přetok z příkopu. Model uvažuje v denním kroku. Rozdílné procesy simulované v modelu vodní bilance příkopů jsou odtok, vsakování a vypařování.
Odtok je simulován pomocí metody SCS (Curve number method - USDA 1986). Výběr této metody byl ovlivněn snadnou dostupností pomocí CN metody a širokou využitelností této metody v podmínkách Indie (Bhatnagal et al 1996, Srivastava 2001, Panigrahi a Panda 2003). Infiltrace v příkopech je modelována s GREEN AND AMPT (1911) metodou pro podmínky vodních nádrží. Předpokládá se, že infiltrace nastává pouze ve dně příkopu. Pro zjednodušení se předpokládá vrstva půdy na spodní části svahu příkopu s vegetací, která nemá žádný vliv na infiltraci. Vypařování je odhadováno na základě Penmanovy metody (1948).
Hlavními předpoklady modelu jsou i) nános půdy se považuje za zanedbatelný, proto neovlivňuje infiltraci v příkopu. Tento předpoklad je odůvodněný zejména na neobdělávaných pozemcích s mělkou půdou, což je případ, kdy je systém příkopů využíván v počáteční fázi, ii) hladina podzemní vody nezasahuje do procesu infiltrace a iii) přítok a odtok z příkopu jsou okamžité.

Vodní bilance v terénu

Vodní bilance v terénu umožňuje odhadnout parametry vodní bilance mezi dvěma příkopy. Pro modelování je půdní profil rozdělen na dvě zóny – půdní zónu a vadózní zónu. Vodní bilance se provádí pro půdní zónu na denním základě. Vstupy do půdní zóny jsou pouze prostřednictvím deště, výstupy probíhají ve formě odtoku, vypařování a hlubokého vsakování. Předpokládá se, že přítok vody probíhá na počátku uvažovaného časového kroku (den) a odtok vody na jeho konci. Voda, kterou již nepojme půdní zóna, proniká pomocí hlubokého zasakování do vadózní zóny. Celkové množství vody z hlubokého vsakování a celkové množství vody infiltrované z příkopu tvoří tzv. doplňkovou vodu, která zvyšuje zásoby podzemních vod.

Vodní bilance příkopů

Přítok vody do příkopu zahrnuje odtok srážkové vody z území mezi dvěma příkopy a dešťové srážky, spadlé na plochu příkopu. Jestliže je množství přítoku vody větší než je kapacita příkopu, pak proudí nadbytečná voda dále a připojuje se k odtoku. Ale pro jednoduchost modelu se uvažuje, že odtok vody je stálý. Množství vody zadržené v příkopu se připočítává ke ztrátám při vsakování a vypařování.
Diagram modelu (kódovaný v jazyce C) je znázorněn na obrázku 3. Pro vyhodnocení doplňování podzemní vody pomocí systému záchytných a zároveň vsakovacích příkopů se musí modelování z několikaletých časových řad dešťových srážek.

Obr. 3 Schéma simulačního modelu bilanční rovnováhy vody v oblasti a v příkopu

výstup – QIF, QOF, vsakování, vypařování hrubý WHP, čistý WHP, cena

Popis studijního příkladu

Mikropovodí (obr. 4) v polopouštní oblasti Maharaštra, v Indii bylo vybráno jako studijní příklad pro popis rozvinutého modelu. Mikropovodí se skládá ze dvou polí – pole č. 1 (4 ha) a pole č. 2 (3,5 ha). Obě pole mají vytvořeny CCT. Na konci pole č. 1 se nachází nádrž o objemu vody 487,18 m^3 a u pole č. 2 nádrž o objemu vody – 917,47 m^3. Nadbytečná voda z této oblasti se v těchto nádržích shromažďuje. Na poli č. 2 je umístěn piezometr pro měření úrovně hladiny podzemní vody. Vstupní parametry tohoto modelu jsou: i) klimatická data za období 1976-2004 (28 let), ii) rozměry příkopů: S1 = 0,3 x 0,3 m, S2 = 0,6 x 0,3 m (šířka 0,6 m, hloubka 0,3 m) a S3 = 0,6 x 0,6 m, iii) vzdálenost příkopů: P1 = 5 m, P2 = 10 m, P3 = 20 m, iv) půdy: mikropovodí má 2 pole s odlišnými půdami. Průměrné vlastnosti půdy jsou uvedeny v tabulce č. 1.

Obr. 4 Náčrt mikropovodí se záchytnými a zasakovacími příkopy

Tab. 1 Průměrné vlastnosti půd na pokusné lokalitě (* Rawls et al 1983)

Vlastnost	pole 1	pole 2
Půdní typ	písčitý jíl	písčitá hlína
Polní vodní kapacita, %	36,39	28,55
Bod vadnutí, %	10,78	13,68
Objemová hmotnost, g/cm^3	1,40	1, 40
Porózita	0,45	0,47
Saturovaná měrná vodivost	1,92	6,68
Obsah vlhkosti, %	44,53	46,61
Sací výška, mm	218,5	110,1

Výsledky a diskuze

Simulační model funguje již 28 let. Zaznamenává denní výstup vody v odtoku, vstup zachycené vody do příkopu, infiltraci vody z příkopu, odpařování a odtok vody z příkopu. Vliv srážek, rozměry a objem příkopu zaznamenané v WHP jsou vyhodnocovány a diskutovány.

Vliv dešťových srážek na WHP

Model funguje 28 let, tzn. Od 1976-77 do 2003-2004. Avšak v tabulce 2 jsou pro stručnost uvedeny pouze výstupy za posledních 10 let (1994-2004). Z výše uvedené tabulky je zřetelné, že hrubý WHP byl téměř stoprocentní v letech s nízkými nebo středními dešťovými srážkami (1991-92, 1996-97, 1998-99, 2000-2001, 2001-2002, 2003-2004). Toto naznačuje, že příkopy jsou při doplňování podzemní vody více efektivní v letech s nízkými nebo středními dešťovými srážkami. Získaná data z obou nádrží ukazují, že zde v letech 1996-97, 1998-99, 2000-2001, 2001-2002 nebyly téměř žádné přítoky. Model pro tato léta předpovídá 100 % WHP.
Od té doby, co se používá modelu pro doplňování zachycených vod do podzemních vod pomocí polí a příkopů, byly pro studium této problematiky vybrány pouze ty roky, kdy nebyl zaznamenán žádný přítok zachycené vody do nádrží. Výsledky jsou předmětem diskuse sekce doplňování podzemní vody.

Tab. 2 Možnosti získávání podzemní vody z příkopu typu P_1S_1

rok	srážky	počet	odtok vody	počet	hrubý WHP	čistý WHP
	(mm)	deštivých dnů	(mm)	odtokových dní	(%)	(%)
1994-95	1011,2	62	118,5	17	99,0	88,4
1995-96	562,4	33	87,5	9	95,9	86,3
1996-97	710,4	42	22,9	13	100	80,9

1997-98	827,8	46	88,7	14	91,3
80,2					
1998-99	870,2	51	50,6	11	100
85,1					
1999-00	976,5	49	120,3	15	91,6
82,7					
2000-01	646,4	36	35,2	10	100
87,0					
2001-02	634,1	33	72,8	13	100
89,9					
2002-03	639,1	36	84,6	10	85,1
76,4					
2003-04	380,8	34	4,9	3	100
67,3					

Vodní bilance příkopového systému

Z komponentů vodní bilance příkopového systému pro různé roky vyplývá, že přebytek vody z příkopů má hodnoty od 0 při nízkých srážkách až po 40 % v letech s nadprůměrnými srážkovými úhrny. Při průměrném příspěvku vsakování a vypařování k celkovému odtoku z příkopu bylo 80 % a 10 % při přetoku z příkopu.

Vliv rozměru příkopu a jeho umístění na WHP

Z výsledků vyplývá, že WHP má tendenci se zvyšovat s rostoucí vzdáleností příkopů a snižovat se s rostoucími rozměry příkopu (obr. 5). Požadované hodnoty WHP může být dosaženo při optimální vzdálenosti a kombinaci rozměrů příkopu. Například hodnoty okolo 78 % hrubého WPT lze dosáhnout u příkopu o následujících kombinacích rozměrů: příkopy o rozměrech 0,3 x 0,3 m a vzdálenosti 5 m, (P_1-S_1), příkopy o rozměrech 0,3 x 0,6 m a vzdálenosti 10 m, (P_2-S_2), příkopy o rozměrech 0,6 x 0,6 m a vzdálenosti 20 m, (P_3-S_3).

Y - Množství získané vody (%), X-S_1,S_2,S_3, vzdálenost příkopů 5 m, 10 m, 20 m

Obr. 5 Poměr mezi množstvím zachycené vody, rozměry a vzdáleností příkopů

Doplňování podzemní vody

Tabulka č. 3 znázorňuje modelem předpovídaný růst hladiny podzemní vody a naměřené hodnoty hladiny podzemní vody. Z výsledků 28 let používaného modelování bylo zjištěno, že průměrný příspěvek k doplňování podzemní vody pomocí zasakovacích polí, resp. příkopů činí 53 %, resp. 47 % pro příkopy o rozměrech 0,6 x 0,3 m a vzájemné vzdálenosti 5 m. Z tabulky č. 3 je také vidět, že model má tendenci podceňovat růst hladiny podzemní vody, což je způsobeno zjednodušeností vodní bilance v modelu a potřeba kalibrace modelu. Přesto jsou výsledky významné pro odhad doplňování podzemních vod a stanovení rozměrů příkopů.

Tab. 3 Doplňování podzemních vod pomocí systému záchytných a zasakovacích příkopů

Rok	srážky (mm)	doplněná podzemní voda (m^3)	růst úrovně hladiny podzemní vody pozorovaný	vypočítaný
1996-97	710,4	13 469, 57	2,55	1,80
1998-99	870,2	17 290, 746	4,08	2,30
2000-01	646,4	10 167, 27	1,93	1,36
2001-02	634,1	10 367, 29	1,75	1,38

Cenová kalkulace WHP

Vybudování příkopu stojí 35 rupií / m^3 (1 USD = 44,55 rupií) při různých kombinacích jejich rozměrů. Obrázek 6 ukazuje cenové kalkulace pro různé kombinace rozměrů příkopů, což je významné pro stanovení nákladů příkopového systému.

Obr. 6 WHP jako funkce ceny

Závěr

Článek prezentuje metodiky vyhodnocování výkonu CCT. Použitý model umožňuje přizpůsobovat systém CCT pro různě navržené systémy CCT a porovnávat WHP těchto systémů pro povodí. Byly zde dokumentovány možnosti použitého modelu při znalosti výkonu CCT a vysvětlen vliv dominujících parametrů jako jsou srážky a tvar příkopu na výkon CCT. Z porovnání pozorovaných hladin podzemní vody s předpokládanými hladinami podle modelu v studijním mikropovodí je zřejmé, že se výrazně neliší. Použitý model podceňuje růst hladiny podzemní vody, nicméně výsledky umožňují zhodnocení úspěšnosti CCT. Očekává se, že cena CCT poroste s WHP.

Literatura

Akan A.O. (2002) Sizing stormwater infiltration structures. Journal of *Hydraulic Engineering*, 128(5), 534-537.

Bhatnagar P.R.,Srivastava R.C. and Bhatnagar V.K. (1996) Management of runoff stored in small tanks for transplanted rice production in the mid-hills of Northwest Himalaya. *Agricultural Water Management*., 30, 107-118.

Green W.H. and Ampt, G.A. (1911). Studies on soil physics, part I. The flow of air and water through soils. *J. Agric. Sci*., 4(1), 1–24.

Guo James C.Y. (1998) Surface-subsurface model for trench infiltration basins. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124(5), 280–284.

Panigrahi B. and Panda S.N. (2003) Field test of a soil water balance simulation model. *Agricultural Water Management*.,58, 223–240.

Penman, H.L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of Royal Society, London,* A193, 120–146.

Rawls, W.J., Brakensick, D.L. and Miller, N. (1983). Green-Ampt infiltration parameters from soils data., *J. Hydraulic Div*. *Am.Soc.Civ.Eng*,. 109 (1), 62–70.

Srivastava R.C. (2001) Methodology for design of water harvesting system for high rainfall areas. *Agricultural Water Management*.,47, 37–53.

USDA Soil Conservation Service. 1986. 'Urban Hydrology for Small Watersheds.' Technical Release 55, 2nd ed., NTIS PB87-101580. Springfield, Virginia.

Využívání srážkové vody ze střech pro umělou infiltraci do podzemních vod pro skupiny domů a vesnice

R.P. Singh, Bhavna Pathak, Rukma Pathvi a Padma Pathvi

Abstrakt

RRWH vyžaduje propojení potrubím svodů ze střech s již existujícími studnami, vrty a speciálně navrženými nádržemi za účelem odvodu, sběru a infiltrace srážkové vody ze střech.

Komplexy městských domů a budovy administrativní, obchodní atd., které mají velkou střešní plochu, mohou být pro tyto účely využity. The Central Groundwater Board z Indie navrhl několik metod RRWH pro jednotlivé domy i mrakodrapy. Technika RRWH byla navržena pro komplexy obytných domů. Dešťová voda je zpravidla čistá forma přírodní vody a lze ji používat jako vodu doplňkovou pro umělou infiltraci do horninového prostředí. Tato voda by neměly obsahovat ani půdu, písek nebo kal. Jestliže jsou přítomny ve vodě bakterie, pak by měla být před použitím tato doplňková voda desinfikována UV zářením, ozonizací nebo chlorací. Na doplňkovou vodu, která je infiltrovaná do kolektorů, jsou požadována přísná hygienická opatření týkající se její kvality.

Úvod

Vodu ze srážek pro zalévání, mytí a dokonce pro pitné účely, lze získat využitím systému (RRWH), který vyžaduje potrubní spojení okapů ze střechy s již existujícími studnami, vrty a speciálně navrženými nádržemi za účelem akumulace a zasakování srážkových vod ze střechy (CGWB, 2000, Vashistha et al. 1980). Jeho součástí jsou sběrná oblast (střecha), přepravní systém (okapové žlaby, okapní roury, potrubí), místo pro akumulaci zachycených vodí (nádrž), filtrace a rozvody pro zasakování vod. Základním prvkem pro sběrný systém dešťové vody je nádoba na uskladnění vody (nádrž). Může mít jednoduchý tvar – jako přímá strouha nebo popelnice s víkem – nebo ji tvoří více prvků (betonová nádrž, střešní sběrač, systém filtrace). Voda z nádrže může být odváděna buď gravitačně, pokud je nádrž dostatečně vysoko, nebo čerpáním, nebo podobnými metodám použitými při rozvodu tlakové vody z vrtu.

Odtok srážek může být akumulován a uskladněn pro okamžité využití v různých zařízeních, z důvodu omezení čerpání stávajících zásob podzemní vody, nebo aby byla voda vrácena zpět do městského systému. Jestliže by mohla být infrastruktura vytvořena nebo upravena tak, aby voda přímo odtékala do městských zařízení, pak by se zachycená voda mohla upravovat a přidat k zásobám pitné vody. V městech, která v současné době mají podzemní systém drenáží, by se mohlo tohoto systému využít a odvést vodu do míst, kde se může akumulovat velké množství vody. Pro tyto účely by mohly být využity komplexy domů ve městech nebo budovy institucí, které mají střechy o velké ploše nebo skupiny obytných budov. The Central Groundwater Board z Indie navrhl několik metod RRWH pro jednotlivé domy i pro mrakodrapy. Současná studie má za cíl popsat metody RRWH pro domovní komplexy i pro osady. RRWH poskytuje čistou vodu za nízkou cenu. Celkové množství vody, které se získá ve formě dešťových srážek z jednotkové plochy, se nazývá dešťová dotace z této plochy. Toto množství vody, které může být účinně získáno, se nazývá kapacita získané vody.

Potenciál získané vody = dešťové srážky (mm) x účinnost sběru

Mezi faktory, které ovlivňují účinnost sběru srážkových vod, patří intenzita deště (0,03-0,1 palce vody je potřeba na navlhčení střechy a na vyplnění střešních prasklin, další část deště přeteče přes okraj okapu nebo se vylije z okapu během přívalových srážek), objem akumulačních nádrží, koeficient odtoku, ztráta prvního přívalu, atd. Předpokládá se, že účinnost je obvykle 75-90 % v závislosti na návrhu a kapacitě systému.

Množství srážek ze střechy = plocha střechy x průměrný roční srážkový úhrn x odtokový koeficient

Dekontaminace a desinfekce

Dešťová voda je čistá forma přírodní vody. Může být použita pro doplňování do kolektorů bez jakékoliv úpravy. Voda použitá pro tento účel, může být z jakéhokoliv zdroje, ale musí být čistá, jako voda pitná nebo dešťová voda. Nesmí obsahovat ani půdu, písek nebo kal. Jestliže voda obsahuje bakterie, pak by měla být ošetřena UV zářením, podrobena ionizaci a chloraci předtím, než se použije pro zasakování do horninových kolektorů. Existuje mnoho metod filtrace a střešních systémů pro dekontaminaci, které se liší podle předpokládaného využití. Jedna metoda používá plovoucí filtr napojený na flexibilní vodní potrubí uvnitř nádrže. Při této metodě se odebírá voda z hloubky přibližně 1 stopy pod hladinou vody v akumulační nádrži. Předpokládá se, že nejčistší voda je 30 cm pod povrchem každého vodního tělesa. Voda pro lidskou potřebu prochází čistícím procesem nebo systémem pro čištění vody typu UV filtrů. Další použití vody než pro lidskou potřebu nevyžadují žádná čištění.
Vstupní filtrace a střešní čistící proces poskytují první úroveň ochrany zachycovaných vod proti kontaminaci. Systém zachycování dešťových vod, který poskytuje pitnou vodu, by měl také obsahovat jakostní analýzu, podle které se následně voda před použitím upraví (Hatsung, 2002). Je možné využít několik možností úpravy, včetně mikrofiltrace, UV sterilizace a ionizace. Mnozí odborníci souhlasí s tím, že filtrace a úprava UV zářením poskytují dostatečnou ochranu, že ionizace již není potřebná.
Mnohé systémy používají kombinaci mechanických filtrů a komory s UV zářením. Filtry odstraňují pevné částice a v komorách se likvidují bakterie a jiné organizmy ozářením UV.
Méně nákladná varianta je ošetřit akumulovanou vodu chlorem nebo jodem, jako se to obyčejně dělá s vodou pro obce. Nejběžnější je použití chloru ve formě tekutého chlornanu sodného. Nejčastější je domácí chlorové vápno, což je 5% chlornan sodný. Stinnou stránkou chlorace je chuť ošetřené vody a škodlivý vliv na zdraví v případě přítomnosti látek, které tvoří s chlorem zdraví škodlivé látky. V případě organických látek - chlorové uhlovodíky – mohou být ve formě, která je karcinogenní.

Střešní materiál

V mezidobí srážek se mohou na ploše střechy usadit ze vzduchu různá znečištění. Mnohé systémy pro využívání dešťových srážek mohou tyto nečistoty pláchnout do akumulačních nádrží spolu s vodou. Velmi jednoduchý systém střešního promývání může být vyroben z 15-20 cm tlustého PVC nebo polyetylénových trubek, instalovaných nad

okapní rourou, vedenou do akumulační nádrže. Standardní systém ceny střešního promývání se může pohybovat v rozpětí od 100 USD pro vodní svod a akumulaci až po 600 USD pro jednotlivé střešní promývače.

Dotace dešťovou vodou a její kapacita

Pro metodu RRWH mohou být využity obytné komplexy a budovy institucí, které mají střechy o velké ploše, skupiny obytných budov nebo jakékoliv jiné domy.

Osvěta a popularizace systému

Kampaň na osvětu a využívání systému zachycování a využívání srážkových vod ze střech je zásadní pro RRWH (Anon, 1998a, Anon 1998b).
K tomu je nezbytné realizovat:

1. Studijní materiály od vládních agentur, NGO a vodárenských společností;
2. Vodárenské publikace poskytnuty na základní a střední školy, zakomponování daného tématu do výuky o životním prostředí, pořádání odborných přednášek pro veřejnost
3. Realizace presentací a workshopů na téma využití srážkových vod
4. Vzdělávací kurzy pro vlastníky půdy, úředníky místních vlád, činné manažery, občanské skupiny a publikace o problémech vodních zdrojů;
5. Tisk odborných materiálů, prezentace problematiky v médiích zejména TV, příprava a provoz webových stránek k danému systému.

Monitoring

Pravidelný monitoring srážkové vody, akumulované srážkové vody v nádržích a podzemní vody, odběrný systém pro vodu ze zásobníků, studny pro odběr podzemních vod (Agarwal, 1998a).
Dále následuje shrnutí:

Sledované parametry vody: COD, bakterie, dusičnany, fluor, arsen, těžké kovy, pesticidy a nadměrné živiny;

Použité technologie: izotopové analýzy, analýzy antibiotické stálosti, testování kvality vody;

Podrobné zhodnocení: rozloha a využití sběrné oblasti, pohyb povrchové a podzemní vody v povodí včetně pohyblivosti, stálosti a rozšíření toxických látek;

Složky životního prostředí: voda, půda, potrava, vzduch, flora a fauna, jejich množství a vývoj v čase;

Použití dat: potvrzení a ověření modelů jako a ohad zranitelnosti kolektoru (AVA).

Střecha jako nejběžnější sběrná oblast dešťové vody

Střechy budov jsou nejčastější sběrné oblasti pro dešťovou vodu, ačkoliv mohou být pro tyto účely využity i speciálně navrhované oddělené budovy.
Nejlepší materiál pro střechy, které slouží ke sběru dešťové vody, jsou UNCOATED nerez ocel nebo smaltovaná pozinkovaná ocel se zapečeným smaltem a bezolovnatým povrchem.
Je-li svrchní vrstva kovová, pak je třeba od výrobce získat informaci, zda neobsahuje těžké kovy. Červená barva, která se v minulosti používala na nátěry kovů, obsahovala

olovo. Všechny existující kovové střechy, které jsou zapojeny do systému získávání pitné vody, musely být testovány na olovo.
Dřevo s trhlinami, betonové či jílovité dlaždice nebo asfaltové šindele jsou více náchylné k podpoře růstu řas, plísní a mechu, které mohou být potenciálními zdroji kontaminace vodních zdrojů. Ze šindele z impregnovaného dřeva se může vyluhovat menší množství ropných látek. V návaznosti na zdravotní otázky mohou pórovité nebo drsné povrchy střech zadržovat část vody, která by jinak odtekla do nádrží. Asfaltové střechy mají sběrnou účinnost 85 %, zatímco střechy ze smaltované oceli více než 95%. Na asfaltových střechách zůstává více dešťové vody během typických bouřek (střecha zůstává vlhká), ačkoliv toto množství závisí také na době trvání bouřky. Aby se dosáhlo co největší efektivity, pak by střechy měly být úplně odkryté, bez stromových větví nad sebou. Tím se sníží nebezpečí kontaminace vod od látek z hnijících listů, ptačího trusu nebo hmyzu, který sídlí na stromech. Jestliže je to možné, pak je třeba vyhnout se využívání vody ze střech těch budov, které závisí na vytápění dřevem, protože částečky kouře a sazí, které se ukládají na střechách, mohou obsahovat PAH a další nebezpečné látky.

Metody RRWH pro zasakování vod

RRWH pro jednotlivé domy i pro skupiny domů vyžaduje spojit sběrné potrubí z horní plochy střechy, kde se voda shromažďuje, s existující studnou, nebo speciálně navrženou akumulační i zasakovací nádrží. Sebraná srážková voda ze střech, by měla být použita pro doplnění kolektoru podzemní vody některou z dále uvedených technologií:

1) Abandoned well or running well

Tato metoda může být použita v místě, kde jsou příznivé hydrogeologické poměry. Pro skupinu domů by vsakovací studna měla být tak hluboká, aby mohla zasakovat vodu z celé oblasti.

2) ***Settlement tank*** (usazovací nádrž)

Používá se pro odstranění prachových a hrubších částic, případně dalších nečistot z dešťové vody. Nádrž má přírodní dno, které umožňuje infiltraci stojaté akumulované vody do půdy a následně do horninového prostředí. Nádrž zadržuje vodu až do doby než se vsákne do doplňovací struktury. Jakákoliv zděná nebo betonová nádrž nebo podzemní tank nebo staré nepoužívané nádrže mohou být využity jako usazovací nádrže.

3) ***Recharge pit*** (zasakovací šachta, jímka)

Tyto jsou budovány pro zasakování akumulovaných srážkových vod do mělkých kolektorů. Většinou jsou konstruovány o šířce 1-2 m a hloubce 2-3 m. Po vytěžení materiálu je dno jámy pokryto vrstvou balvanů valounů (štěrku), na ně se položí štěrk a nahoru vrstva hrubého písku. Voda ze střechy je svedena potrubím do zasakovací jímky, kde se vsakuje do horninového prostředí.

4) ***Soakaway*** (vsakovací studna)

Je vrtaná studna o poloměru do 15 cm a hloubce 6-10 m. V případě, že půda je stabilní, jílovitá, pak se nemusí pažit. Studna se vyplní filtračním materiálem, jako jsou

úlomky cihel. Pro stabilizaci stěn se do ní vloží PVC trubka. Ve vrchní části studny se vybuduje odvodňovací jímka, kde se přitékající voda do studny zdrží předtím, než se zasákne ve vsakovací studni.

5) ***Recharge trench*** (zasakovací příkop)

Zasakovací příkop se staví, když jsou propustné vrstvy vhodné mocnosti v malé hloubce pod terénem. Příkop se vyhloubí napříč svahem, podél rozhraní vrstev. Může být široký 0,5-1 m, hluboký 1-1,5 m a dlouhý 15-20 m v závislosti na ploše střechy a vhodnosti zeminy. Dno se pokryje balvany, pak přijde vrstva štěrku a při povrchu je hrubozrnný písek.

Zachycená srážková voda ze střechy je vedena potrubím do zasakovacího příkopu. Příkop musí být pravidelně čištěn. Tato metoda je vhodná pro domy se střechami o ploše 200-300 m^2. Pro větší plochy střech je potřeba příkop o větších rozměrech nebo několik příkopů.

6) Recharge shaft (zasakovací šachta)

Zasakovací šachta je hloubena manuálně nebo je vrtána rotačně. Její průměr (0,5-3,0 m) závisí na množství zasakované vody. Hloubka šachty se pohybuje mezi 10-15 m a zasahuje pod hladinou podzemní vody. Je vyplněna balvany, štěrkem a hrubozrnným pískem. Dno šachty musí ležet v propustných vrstvách, např. hrubozrnný písek. Kvůli bezpečnosti by měla být situována 10-15 m od budov. Měla by být pravidelně čištěna tak, že se vymění vrchní vrstva písku. Buduje se tam, kde se mělké vrstvy kolektoru vyskytují pod polohou jílu.

7) Defunct borewell (nevyužívané vrtané studny)

Nevyužívané vrtané studny mohou být použity pro doplňování podzemních vod u skupin domů (obr. 1). Kolem vrtané studny je vykopána kruhová jáma o poloměru 1 m do hloubky 0,6 m pod povrchem. Jáma i potrubí jsou vyplněny rozbitými cihlami. Nahoře je 0,3 m mocná vrstva písku. Kruhová jáma je při povrchu pokryta perforovanou deskou, aby byly otvory otevřené pro průchod vody. Je nezbytné desku pravidelně čistit.

Výhody systému RRWH

Zachycení a využívání dešťové vody má řadu výhod, od zlepšení kvality zasakované vody až po zvýšení zásob podzemních vod a snížení zatěžování kolektorů nadměrným čerpáním podzemních vod (tab. 1). Systém RRWH je optimální pro doplňování kolektorů v městských oblastech, kde je přírodní dotace ze srážek omezena zpevněným a zhutněným povrchem. Dešťová voda se může po úpravě použít jako pitná voda (pití, vaření, koupání) a nebo užitková voda (zavlažování krajiny, napájení a mytí dobytka). Dešťová voda je charakteristická svojí nízkou tvrdostí. Dešťová voda je vhodná díky nízkému obsahu minerálů na praní. Naakumulovaná dešťová voda je vhodná rezerva pro období sucha, kdy studny vysychají a nejsou dostupné jiné vodní zdroje. Zachycení a akumulace části dešťové vody, která dopadá na nepropustný povrch, minimalizuje erozi.

Obr. 1 Doplňování podzemních vod zasakováním studnou pro skupinu domů nebo osadu (dešťová voda ze střech je svedena PVC potrubím do vsakovací studny nebo jímky, umístěné ve středu parku)

Dešťová voda je bakteriologicky čistá, zbavená organických látek a přirozeně měkká. Protože nemusí být nákladně upravována, čerpána nebo rozváděna sítí potrubí, lze konstatovat, že využívání dešťové vody šetří energii a chemikálie pro úpravu vody. Někteří uživatelé vody z městských vodovodů přecházejí na používání dešťové vody, protože se chtějí vyhnout konzumaci upravené vody (chlor, fluoridy). Dešťová voda, která by jinak odtekla do kanálů, je tedy zachycena a využita.

Tab. 1 – odhad množství získané dešťové vody

	jednotlivé domy	***vícepatrové budovy***	***skupina domů, osada***
Plocha střechy (m^2)	100	500	2 500
Celkové množství potřebné ***pro doplnění za rok (m^3)***	50	250	1 250
Voda potřebná pro 5- člennou rodinu (dny)	100	500	2 500

Například hladina podzemní vody v oblasti parku Panchsheel, který se považuje za jednu z luxusních částí města Dillí, rychle klesala. Pod rostoucím tlakem problémů s vodou zřídila RESIDENT WELFARE ASSOCIATION pro celou čtvrť systém využívání dešťové vody, což zlepšilo hladinu podzemní vody a následně i její kvalitu. Přímé zachycení dešťové vody významně snižuje naši závislost a vodní zdroje jako jsou

řeky, přehrady, kanály, podzemní vody atd. Zlepšování infiltrace, zachycení srážek a snižování odtoku, napomáhá omezovat negativní dopady záplav. Zřeďováním podzemních vod zasakováním vod srážkových se zlepšuje kvalita vody, zvláště její tvrdost a obsah dusičnanů a fluoridů. Dle výsledků průzkumu lze umělou infiltrací snížit znečištění podzemních vod o 80-90 %. Dešťová voda může být zachycena a využita kdekoliv a kdykoliv. Zařízení pro využití dešťové vody jsou jednoduchá, ekonomicky výhodná a ekologická.

Legislativa

V rozvojových zemích jako, je Indie, nejsou v současné době vydána žádná vládní nařízení, týkající zasakování srážkových či jiných vod. Výjimkou jsou RRWH systémy, které jsou povinné u nových staveb v některých oblastech. V rozvinutých zemích, jako je USA, nařízení již existují. Omezující opatření při využívání dešťové vody se týká např. udržování stavu nádrží na vodu. Toto opatření je zaměřeno na obecnou bezpečnost. V současnosti je velký zájem vlád zabránit znečišťování dešťových vod, neboť tyto vody lze využít jako zdroj pitné vody. Nezbytná opatření, ať mají být jakákoliv, se musí uvádět v praxi teď, i když je zapojení veřejnosti ještě minimální. Legislativa by měla vážně uvažovat o následujících bodech:

- vzdálenost nádrží od jakéhokoliv zdroje kontaminace, jako jsou septiky,
- výška akumulační nádrže na dešťovou vodu by měla být ve vztahu k úrovni střechy pro zajištění řádné funkce nádrže,
- požadavek na zachycení a využívání srážkových vod by se měl vztahovat na každou střechu,
- zajištění standardů pro filtraci,
- požadavek na zajištění kvality vody pro pitné účely (bez ohledu na množství lidí, pro které je určena),
- zajištění všeobecných zdravotních a kvalitativních standardů
- definice strukturálních standardů pro zajištění řádného návrhu a instalace.

Literatura

Agarwal A. (1998a) Rainwater harvesting in a new age: when modern groundwater and river exploitation has reached its limits. Paper presented at the Stockholm Water Symposium, August 10-3313, Stockholm International Water Institute, Paper 2, Sweden.

Anon. (1998a) Traditions, technologies, policies and social mobilisation. CSE Briefing Paper: Potential of Water Harvesting, Centre for Science and Environment, New Delhi.

Anon. (1998b) Draft recommendations of the CSE conference on water harvesting technologies, policies and social mobilisation. October 3–5, New Delhi. Centre for Science and Environment, New Delhi.

CGWB (2000) Roof top rainwater harvesting for augmentation groundwater storage in NCT, Delhi. Central Groundwater Board, Ministry of Water Resources, Govt. of India, New Delhi.

Cluff C.B. (1981) Surface storage for water harvesting agrisystems, in rainfall collection for agriculture in arid and semi arid regions. Ed. G.R. Dutt, C.F. Hutchinson, and

M. Anaya Garduno, Commonwealth Agricultural Bureau, Farnham House, Slough, UK.

Hartsung H. (2002) The rainwater harvesting CD. Margraf Publishers, Germany. mailto:info@margraf-verlag.de or HansFHartung@aol.com.

Vani M.S., Agarwal, A. and Narain, S. (eds.) (1997) Dying wisdom: rise, fall and potential of India's traditional water harvesting systems. State of India's Environment: A Citizens' Report, Centre for Science and Environment, New Delhi.

Umělé doplňování podzemních vod upravenou odpadní vodou umožňuje udržovat zásoby podzemních vod v dunových kolektorech ve Flandrech, Belgie

Emmanuel van Houtte and Johan Verbauwhede

Abstrakt

V červenci 2002 zahájila Intermunicipal Water Company z regionu Veurne (IWVA) umělé doplňování volných kolektorů v dunách v povodí St. André. Tekoucí odpadní voda byla využita jako zdroj vody pro vsakování. Tento projekt nazvaný „Torreele“ plánoval vsakování 2 500 000 m^3/rok přečištěných odpadních vod. Kombinací technik membránové filtrace odpadních vod bylo dosaženo přísných standardů pro kvalitu vody pro vsakování.

Celý projekt byl vyvíjen pro vytvoření udržitelného stavu podzemní vody. Využívání přírodní podzemní vody bylo sníženo z 3 700 000 m^3/rok na 2 700 000 m^3/rok. Do roku 2010 by mělo být ušetřeno dalších 500 000 m^3/rok.

Klíčová slova

Opětovné použití, membrány, umělé zasakování, zacházení s podzemní vodou

Úvod

Organizace Intermunicipal Water Company z regionu Veurne (IWVA) je odpovědná za dodávky pitné vody v západní části vlámské pobřežní planiny. Na počátku 90. let minulého století nemohla IWVA již dále zvyšovat čerpání podzemní vody z dunové oblasti v St. André (123 ha) a Westhoek (87 ha), aby splnila zvyšující se požadavky na množství pitné vody (obr. 1). Na začátku 80. let minulého století se v povodí Westhoek dramaticky zvýšila salinita. Bylo nezbytné nastolit udržitelný systém využívání podzemní vody. Řešením se stalo umělé doplňování kolektorů s volnou hladinou v povodí dun St. André. Cílem navrženého řešení mělo být zpětné zlepšení kvality podzemní vody a zlepšení ekologické hodnoty oblasti dun tím. Výtok z blízké čistírny odpadních vod byl vybrán jako zdroj vody pro infiltraci.

Obr. 1 Lokalizace oblasti IWVA

Popis pobřežní pláně západního Vlámska

Na pobřežní pláni západního Vlámska chrání 2-2,5 km široká vyvýšenina dun vnitrozemí před vlivy moře ze severu. Úroveň terénu se pohybuje ve výšce 6-35 m. Kolektory s volnou hladinou, které se nacházejí pod pásmem dun, tvoří 25-35 m mocné kvartérní písčité sedimenty. Na jih od dun – v oblasti polderů - mohou být rozlišeny dva typy krajiny; vyšší písčité hřbety (3,5 – 5,0 m) a níže položené močály (2,5-4,0 m). Vyšší písčité hřbety tvoří kvartérní písčité sedimenty, zatímco pánve s močály leží na jílovitých a prachovitých sedimentech s rašelinou. Oblast polderů je odvodňována kanály, které odvádějí velké množství povrchové vody do moře, zejména během zimy.
Kvartérní sedimenty leží na terciérních ypresiánských jílech o mocnosti 110 m, které oddělují svrchní kolektory s volnou hladinou podzemní vody od spodních kolektorů s hladinou podzemní vody napjatou. Svrchní kolektory vznikly ve formaci jemně prachovitých písků (stáří landen) o mocnosti 20 m, které leží na zelených jílech.

Hydrogeologie

Sladkovodní kolektory v podloží dun se tvoří díky infiltraci dešťových srážek. Severně od pásu dun se v horninách pobřeží akumuluje slaná voda. V oblasti polderů vyplňuje sladká voda vyšší části kolektorů a zbytková slaná voda se shromažďuje v jejich spodních polohách. Mezi nimi leží malá přechodová zóna s brakickou vodou. Díky vyšší infiltraci je pod vyvýšeninami podél zálivů více sladké vody než pod pánvemi s močály, protože v pánvích jsou jemnozrnné sedimenty, které snižují infiltraci. V přirozených podmínkách teče voda z dun směrem do oblasti polderů a k pobřeží a zabraňuje pronikání slané vody do kolektorů. Čerpání sladkých vod snižuje jejich přirozený odtok z dun. Drancování kolektoru sladké vody způsobuje přítok slané vody do kolektorů pod plážemi a v podloží polderů, a tím ohrožuje kvalitu dunových kolektorů. Tomuto jevu je nutné zabránit, protože lokality St. André i Westhoek jsou využívány jako zdroje pitné vody. Proto je nezbytné nastolit udržitelný režim využívání zásob sladkých podzemních vod.

Výzva k opětovnému využívání vody

Jelikož se úprava odpadní vody v posledních desetiletích zlepšila tak, že její kvalita je stejná jako kvalita přírodní vody, mohla být vyčištěná voda recyklována zejména v oblastech, kde je voda nedostatek. Za oblast IWVA lze považovat takové území, kde je sladká voda dostupná pouze ve formě malých, plošně omezených kolektorů pod dunami. Hlubší kolektory zde neexistují a zdroje sladké povrchové vody, např. voda drénovaná z oblasti polderů, jsou omezené a často s brakickou vodou, které jsou dostupné pouze v zimním období. Díky turistickému ruchu je však většina sladké kvalitní vody zapotřebí v letních měsících. Logickým výběrem pro IWVA byl tedy projekt o zapojení přečištěné odpadní vody do již existující výroby pitné vody.
Vysoká ekologická hodnota dun vyžaduje neustálé úvahy a zejména tehdy, když se rozvíjí projekt infiltrace. Malá mocnost dun, pozvolné svahy, členité břehy, ostrovy uprostřed některých zátok se nabízí pro stavby infiltračních nádrží. Čerpací vrty byly situovány do existující infrastruktury. Kvalita infiltrované přečištěné odpadní vody byla předmětem zpřísnění standardů. Obsah solí i obsah živin musely být sníženy a spolu s hygienickým zabezpečením přečištěné odpadní vody byly největší změnou při zapojení těchto vod do výroby vody pitné. Na základě zkušeností z Orange County, kde se

druhotná odpadní voda čistila a používala pro tvorbu hydraulických bariér, zabraňujícím průniku slané vody a kde byl představen nový pilotní test (Leslie et al., 1996), byla pro filtraci odpadní vody vybrána kombinace metod membránové filtrace:

- infiltrace (UF) je první krok čištění, odstraňuje suspendované pevné látky a bakterie z odpadní vody,
- reverzní osmóza (RO), finální čištění, které odstraňuje nejen soli, živiny a viry, ale také organické látky (pesticidy), endokrinní látky a farmaceutika, která jsou redukována z více jak 90 %.

Rozvoj projektu

Zahájení projektu předcházelo deset let průzkumu. The Flemish Institute for Nature Conservation provedl ekologickou studii povodí St. André a stanovil rozsah infiltračního území, zjistil přírodní podmínky (Kuiken et al, 1993) a plán ekologického rozvoje pro toto území. Dva testy infiltrace, pro které se použila vyčištěná odpadní voda z okolí, poskytly cenné informace o vlastnostech dunových kolektorů v St. André (Lebbe et al., 1995). Dopady umělého zasakování vyčištěných vody v St. André byly simulovány pomocí matematického modelu MODFLOW (Van Houtte a Vanlerbrghe (1998). Model představoval kolektor s volnou hladinou podzemní vody, který se nachází v těchto dunách. Severní a jižní hranice modelového území tvoří pobřeží a plocha polderů. Horizontální měrná vodivost písků je 14 m/den a koeficiet filtrace činí 280 mm/rok. Sezónní vlivy nebyly brány v úvahu. Výpočet ukázal, že proud podzemní vody vlivem umělé infiltrace se v oblasti St. André moc měnit nebude. Avšak i kdyby hydraulické parametry prostředí dun rostly, tak odtok podzemní vody k pobřeží poroste vlivem zasakované vody o 10 %.
V letech 1997-99 probíhaly pilotní testy na vyčištěné odpadní vodě v čistírně odpadních vod (WWTP) ve Wulpenu (Aquafin). Pro předčištění byly použity různé mikro a ultrafiltrační systémy (Van Houtte et al. 1998, 2000) a pro odsolování byly zkoušeny 2 systémy s membránami pro reversní osmózu.

Infiltrovaná voda vyráběná v Torreele závodě

Výroba infiltrované vody

Čistírna odpadních vod, postavená mimo WWTP Wulpen a nazvaná Torreele začala pracovat 8. července 2002. Výrobní kapacita činí 2 500 000 m^3/rok. IWVA ji vybrala na základě pilotního testu, který obsahoval následující čistící kroky (Van Houtte a Verbauwhede, 2003):

- 1 mm silný filtr odstraní částice z odpadní vody předtím, než voda vstoupí do akumulační nádrže
- ponořený UF systém používá kazety ZeeWeed, která obsahuje membrány s nerozpustným chlórem o velikost pórů do 10^{-6} mm
- kazetový filtr

- 2 identické RO „skids“, každá má 36 tlakových nádob o průměru 8 palců a délce 6 m, z nichž 30 obsahuje na povrchu elementy pro RO membrány ve 2 patrech (rozmístění 20-10)
- UV desinfekce

Obr. 2 Schéma procesu Torrele plantu

Systémy UF nebo RO pracují při účinnosti 87 % a 75 %. Koncentrát je vypouštěn do blízkého kanálu společně s částí odpadní vody, která nebyla vyčištěna v Torreele. Z důvodu omezení ničení povrchu membrán, prochází voda nejprve UF filtrací.

Kvalita infiltrované vody

Na počátku infiltrace se voda skládá z 90 % RO filtrátu a 10 % MF filtrátu. Tato odpovídá kvalitě vody z dun (tab. 1). Během prvních dvou let byly zjištěny občas v odpadní vodě atrazin, simazin a diuron. Jiné pesticidy v odpadní vodě nebyly nikdy zjištěny. V současné době je úroveň atrizinu v odpadní vodě tak nízká (max. 10^{-5} g/l), že v infiltrované vodě nebyl již nikdy zjištěn. Simazin a diuron mohou být v infiltrované vodě nalezeny, protože je UF neodstraňuje. Jejich hodnoty byly velmi nízké (max. $1{,}2.10^{-7}$ g/l, 6.10^{-8} g/l), protože srovnávací testy ukázaly, že jsou odstraněny pomocí RO na 97,6 %, resp. 98,6 %. Výše uvedené výsledky byly potvrzeny zkouškami, prováděnými během pilotních testů. Poslední průzkumy ukázaly, že odstranění zbytků farmaceutických látek a pesticidů pomocí RO membrán, které se používají v Torreele plant, dosahují 95% účinnost (Drewes et al., 2005).
V květnu 2004 IWVA rozhodla, že již nebude používat stávající UF filtraci jako součást procesu pro výrobu infiltrované vody. RO filtry byly remineralizovány pomocí hydroxidu sodného. Od té doby obsahuje infiltrovaná voda méně organických látek. Obsah živin ve vyčištěné vodě je také nižší, což zvýhodnilo infiltraci. Kromě jedné výjimečné hodnoty pro diuron ($1{,}6 \cdot 10^{-8}$ g/l) nebyly pesticidy již nikdy v infiltrované vodě detekovány, protože RO filtrace odstranila všechny bakterie a viry, mohlo být používání UV ukončeno.

Tab. 1 Kvalita infiltrované vyčištěné odpadní vody vyrobené v Torreele plant

voda	infiltrovaná voda VII. 2002-V. 2004	infiltrovaná voda V. 2004-II. 2005	infiltrovaná standard
PH	5,70 – 7,67	6,05 – 7,16	6,5 – 9,2
Vodivost (10^{-6} S/m)	150	49	1 000
Chloridy (mg Cl / l)	22	2,5	250
Sírany (mg SO^4 / l)	10	méně než 1	250
Sodík (mg Na / l)	18	11	150
Dusičnany (mgNO_3 / l)	6,9	2	15
Amoniak (mg NH_4 / l)	0,31	0,21	1,5
Fosfor (mg P / l)	0,1	méně než 0,1	0,4
Organický uhlík (mg C / l)	0,9	méně než 0,2	-

Umělá infiltrace v St. André

Koncept

Pro doplnění kolektoru dun v St. André byla vyčištěná voda vpouštěna do 112 studní s filtry, o hloubce 10-12 m. Doba zdržení v půdě musela činit minimálně 40 dní s maximální vzdáleností od infiltrační nádrže, jak ukazuje tabulka č. 2. Hodnota minimálně 40 dní zajišťuje likvidaci všech patogenních organismů.
Na počátku roku 2004 byly po zkontrolování všech vzdáleností upraveny rozměry infiltrační nádrže, aby se zvýšily minimální vzdálenosti od nejbližších čerpaných studní.

Tab. 2 Přerozdělení vzdáleností mezi studnami a infiltračních objektů

Vzdálenost (m)	**počet studní**
méně než 40	10
40-49	44
50-59	23
60-69	17
70-79	3
80-89	2
více než 90	13

Plocha infiltrační nádrže je 18 200 m^2 s kapacitou infiltrace přečištěné odpadní vody 2 500 000 m^3/rok. Ročně by mělo být odčerpáno 3 500 000 m^3 podzemní vody, abychom měly jistotu, že infiltrovaná voda je zcela zasáknuta. Podzemní voda je čištěna existujícími zařízeními, jako jsou provzdušnění nebo rychlá písková filtrace.
Byl vybudován systém monitorovacích studní, 3 z nich mají kontinuální kontrolu hladiny podzemní vody, aby byl zajištěn stálý provoz umělé infiltrace.

Výsledky umělé infiltrace vod

Infiltrace začala 8. července 2002 a kromě období od poloviny září do poloviny prosince 2002 a 10 dní na konci ledna 2004 Torreele pracovala normálně. Salinita vody, získávané z infiltrace, postupně klesala od hodnoty $8{,}0.10^{-4}$ S/cm před infiltrací až po $4{,}0.10^{-4}$ S/cm. V polovině května 2004 bylo rozhodnuto, že UF filtrace už se pro infiltrovanou vodu nebude používat, neboť díky zasakování sladké vody salinita podzemních vod klesala dále. Nyní se hodnota salinity podzemních vod ustálila na úrovni okolo $3{,}0.10^{-4}$ S/cm.

Obr. 3 Vztah mezi produkcí infiltrované vody a salinitou podzemní vody

Monitoring mezi čerpanými studnami a infiltrační nádrží ukázal, že:

- blízko infiltrační nádrže je velký vertikální tok zasakovaných vod do spodnějších poloh pískového kolektoru dun,
- tento tok se významně snižuje s hloubkou a lokálně je omezen jílovitými polohami mezi písčitými sedimenty,
- ve větší vzdálenosti od infiltrační nádrže se vertikální tok snižuje a zasáklá voda se pohybuje kolektorem především horizontálně,
- obsah chloridů, síranů, sodíku, draslíku a živin se nezvyšuje v infiltrované vodě při průchodu půdou,
- při průchodu půdní vrstvou se pH rychle zvyšuje, ale při prostupu zasáklé vody do hlubších částí kolektoru pH opět klesá
- tato změna pH souvisí se změnou tvrdosti zasáklé vody a dokazuje, že $CaCO_3$ se rozpouští v infiltrované vodě

- obdobně se zvyšuje celková alkalita v infiltrované vodě v kolektoru a klesá koncentrace CO_2.

Dalšími poznatky jsou postupný pokles organických látek, železa a manganu v podzemní vodě. To znamená, že kvalita infiltrované vody po průchodu kolektorem je vyšší než kvalita vody před infiltrací (tab. 3)
Přednosti pitné vody produkované v St. André:

- salinita, obsah živin a organických látek jsou velmi nízké
- tvrdost se ustálila na hodnotě kolem 15 °F (došlo k změkčení vody), což zlepšilo kvalitu podzemní vody, pro zákazníky a ušetřilo tím životní prostředí (používá se méně mýdla, nepoužívají se změkčovací prostředky vody)
- obsah železa postupně klesal od 5 mg/l k 1 mg/l, což znamená, že písčité filtry jsou méně zatíženy při úpravě kvality podzemní vody
- přestože do infiltrované vody pronikají malé dávky pesticidů, nikdy nebyly zjištěny v čerpané podzemní vodě.

Negativní dopad na umělou infiltraci vyčištěných odpadních vod má teplota infiltrovaných vod. Čerpaná podzemní voda v St. André měla původně konstantní teplotu 11-12 °C, ale protože infiltrovaná vyčištěná odpadní voda má teplotu 9-23 °C, tak teplota čerpané podzemní vody stoupla na 18 °C po převážnou část roku (obr. 4). Produkovaná pitná voda je tím více náchylná k zvyšování obsahu škodlivých látek a proto ji IWVA ošetřuje chlorem.
Od září 2003 je pitná voda v St. André ošetřována UV zářením.

Obr. 4 Různé teploty infiltrované vyčištěné odpadní vody a čerpané podzemní vody

Před počátkem infiltrace byly v kolektoru s volnou hladinou hlavními kationty sodík a vápník, zatímco převažujícími anionty byly bikarbonáty. Po začátku infiltrace nedošlo ke změně. Bylo zřejmé, že kvalita podzemní vody ve spodní části kolektoru a při okrajích infiltračního území zůstává stabilní.

Tab. 3 Kvalita podzemní vody zachycené po infiltraci čerpanými studnami

	May 2002	May 2003	May 2004	February 2005
pH	7,27	7,41	7,53	7,61
měrná vodivost (10^{-6} S/cm)	814	436	475	295
chloridy (mg Cl/l)	53	33	39	15
sírany (mg SO_4/l)	103	41	47	23
sodík (mg Na/l)	39	23	26	18
celk.tvrdost (°F)	38	19	20	12
dusičnany (mg NO_3/l)	7,6	1,7	2,2	méně než 1
amoniak (mg NH_4/l)	0,72	0,38	0,28	0,21
celk.alkalita (mmol)	28,9	15,3	16,2	11,7
celk.org. uhlík	6,1	2,3	2,3	1,9

Udržitelné a ekologické hospodaření

Díky umělé infiltraci vyčištěných odpadních vod mohlo být čerpání přirozené podzemní vody značně sníženo, čímž bylo významně omezeno rabování kolektoru písčitých dun v Westhoeku. V této oblasti mohla IWVA během posledních 10 let snižovat čerpání přirozených podzemních vod. Ve studních nejblíže k polderům se snížila salinita podzemní vody z přibližně $1{,}5.10^{-6}$ S/cm v roce 2002 na $1.\ 10^{-6}$ S/cm v roce 2004.

V oblasti St. André se kvalita čerpané podzemní vody příliš nezměnila, problémy se salinitou zde nikdy neexistovaly. Hladina podzemní vody zde stoupá, což zvyšuje odtoku podzemní vody z dun.
V okolí infiltračních nádrží, kde je hladina podzemní vody blízko k povrchu, byly v období let 2003 a 2004 sledovány chráněné rostliny. V St. André se ekologicky hospodaří s vodou od roku 1994. V poslední době bylo toto hospodaření optimalizováno a byl pozorován celkový pozitivní vývoj oblasti, i když ekologické hospodaření v prostoru dun v Westhoeku začalo teprve nedávno.

Závěr

Umělá infiltrace vyčištěných odpadních vod, resp. jejich recyklace umožnila podstatné snížení zatížení kolektorů dun na Vlámské pobřežní planině. Membránové techniky filtrace vod byly úspěšné při výrobě vody s nízkým obsahem solí a živin. Díky tomuto projektu se kvalita čerpané podzemní vody zlepšila, zvýšila se úroveň hladiny podzemní vody a tím i velikost odtoku podzemní vody z prostoru dun směrem k moři a polderům. Tím vzrostla celková ekologická hodnota území dun. Ukázalo se, že zvolená metoda je optimální ochranou proti průniku slané vody do kolektorů dun a zároveň je umožněno i udržitelné čerpání podzemních vod pro potřeby obyvatelstva oblasti.

Recyklace odpadních vod infiltrací do kolektorů dun, tak nabízí nové možnosti v mnoha oblastech, kde jsou potíže s kvalitou a nedostatkem podzemních vod. Membránové techniky umožňují bezpečné čištění vod, i když jde výrobu pitné vody. Infiltrace poté zajišťuje mnohonásobnou ochranu.

Literatura

Drewes, J., Xu, P., Oedekoven, M., Bellona, C., Kim, T., Amy, G. and T. Heberer (2005). Viability of reverse osmosis membranes in removing emerging organic micropollutants in indirect potable reuse applications. In: *Proceedings AWWA Membrane Technology Conference*, Phoenix, 2005.

Kuijken, E., Provoost, S. and M. Leten (1993). *Oppervlakte-infiltratie in de Doornpanne, een verkennend onderzoek naar de ecologische implicaties.* Report of Flemish Institute of Nature Conservation, A 93.69, 86 pp.

Lebbe, L., Tarhouni, J., Van Houtte, E. and W. De Breuck (1995). Results of an artificial recharge test and a double pumping test as preliminary studies for optimizing water supply in the western Belgian coastal plain. In: *Hydrogeology Journal*, Volume 3, No. 3, pp. 53–63.

Leslie, G.L., Dunivin, W.R., Gabillet, P., Conklin, S.R., Mills, W.R. and R.G. Sudak (1996). Pilot testing of microfiltration and ultrafiltration upstream of reverse osmosis during reclamation of municipal wastewater. In: *Proceedings of the American Desalting Associations Biennal Conference*, Monterey, California, pp. 29–40.

Pauwels, B. (2003). *Risicostoffen bij direct waterhergebruik voor consumptie.* Thesis Faculty of Science, University Ghent.

Van Houtte, E., J. Verbauwhede, F. Vanlerberghe, F. de Bruijn and M. Beumer (1998). Completing the Water Cycle: Reuse of WWTP Effluent for Drinking Water Purpose, Koksijde, Belgium. In: *Proceedings AWWA Water Reuse Conference*, Orlando, pp. 321–335.

Van Houtte, E and F. Vanlerberghe (1998). Sustainable groundwater management by the integration of effluent and surface water to artificially recharge the phreatic aquifer in the dune belt of the western Flemish coastal plain. In: *Proceedings IAH International Conference, Groundwater: Sustainable Solutions*, Melbourne, Australia, pp. 93–99.

Van Houtte, E., J. Verbauwhede, F. Vanlerberghe and J. Cabooter (2000). Comparison between different out-to-in filtration MF/UF membranes, *In: Membrane Technology in Water and Wastewater treatment*', Published by the Royal Society of Chemistry, Cambridge (UK), pp. 190 –197.

Van Houtte, E. (2000). Water for the future – ensuring water quality through water re-usage. In: *Proceedings IQPC 'Water quality 2000' conference*, London.

Van Houtte, E. and F. Vanlerberghe (2001). Preventing biofouling on RO membranes for water reuse – Results of different tests. In: *Proceedings AWWA Membrane Technology Conference*, San Antonio, 2001.

Van Houtte, E. and J. Verbauwhede (2003). Reuse of wastewater effluent for indirect production of drinking water in Flanders, Belgium. In: *Proceedings AWWA Membrane Technology Conference*, Atlanta, 2003.

Zlepšování kvality vody během její akumulace v kolektoru a obnovení na 10 lokalitách

Peter Dillon, Simon Toze, Paul Pavelic, Joanne Vanderzalm, Karen Barry, Guang-Guo Ying, Rai Kookana, Jan Skjemstad, Brenton Nicholson, Rosalind Miller, Ray Correll, Henning Prommel, Janek Greskowiak, Pieter Stuyfzand.

Abstract

Výsledky literární rešerše a terénního zhodnocení až 10 lokalit s různými typy kolektorů ve Spojených státech, Austrálii a Nizozemí byly přijaty pro stanovení standardů přírodních organických látek, vedlejších produktů desinfekce a vybraných endokrinních a patogenních látek během podpovrchové akumulace. Článek American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) popisuje studijní lokality, vysvětluje stavbu a geochemické podmínky kolektorů. Pokles organických látek probíhá rychleji u látek, které tvoří těžší molekuly. Do této skupiny patří např. polysacharidy citlivé na mikrobiální degradaci. Kyselé materiály s nižší molekulární hmotností byly odolné a měly nezřetelnou stopu v podzemní vodě. Trihalometany byly degradovány vlivem anaerobních podmínek s degradací chloroformu, který vyžaduje redukční prostředí a vyskytuje se častěji při redukci síranů a v metanogenickém prostředí. Haloacetické kyseliny byly degradovány vlivem aerobních a anaerobních podmínek. Při testování 5 endokrinních chemikálií byly 2 degradovány v aerobních podmínkách a žádná v anaerobních podmínkách. Vybrané patogenní viry, bakterie a protozoi nebyly během své přítomnosti v kolektoru v aerobním prostředí aktivní. Při průtoku vody aerobním a anaerobním prostředím dochází k naředění výše uvedených kontaminantů. Ve dvou lokalitách byly použity tři různé modely pro testování změny kvality zasakované vody v čase.

Úvod

V mnohých zemích je čerpána kvalitní podzemní voda pro zásobování obyvatel pitnou vodou a přitom jsou tyto podzemní vody dotovány často nekvalitní vodou povrchovou. Kvalita podzemní vody je do značné míry ovlivněna vlastnostmi horninového prostředí, přes které méně kvalitní vody prosakují až k hladině podzemní vody. S rostoucími znalostmi o kontaminaci podzemních vod určitými látkami, přibývají také znalosti o možnostech jejich dekontaminace. Z výše uvedeného vyplývá, že udržitelné samočistící procesy probíhají v horninovém prostředí tak dlouho, dokud není asimilační kapacita horninového prostředí překročena. Pak může horninového prostředí poskytnout zlepšování kvality zasakované vody během Management of Aquifer Recharge (MAR). Mezinárodní projekt podporovaný American Water Works Association Research

Foundation (AWWARF) byl realizován, aby stanovil hodnoty (Dillon et al., 2005a) pro nařeďování na limitní hodnotu patogenů a organických substancí. Tato měření byla z velké části provedena v terénních podmínkách. Rozsah typů horninového prostředí, popsaných Dillon et al. (2005b) je velmi široký. Monitoring zasakovaných a podzemních vod je důležitý pro porozumění procesů v nesaturované zóně, které zlepší nebo zhorší kvalitu zasakované vody.

Do projektu bylo zapojeno konsorcium 10 organizací, 6 z Aquifer Storage and Recovery (ASR) - obnovení kvality vody pomocí jejího vtlačení do vrtů a 4 z Aquifer Storage Transfer and Recovery (ASTR) - obnovení kvality vody pomocí oddělených vrtů. Vybrané lokality se nacházely v USA, Austrálii a v Nizozemí. V každé z nich probíhal monitoring změn kvality zasakované nekvalitní vody a následně kvality čerpané podzemní vody. Prvním cílem bylo určit množství desinfekce, jejich vedlejší produkty a sekundární patogeny. Druhým úkolem bylo s pomocí literatury a terénních pozorování určit kategorie a faktory ovlivňující míru zředění nekvalitních vod, resp. možnost zlepšení kvality zasakovaných vod. Pro doplnění chybějících informací probíhaly i laboratorní testy. Jejich cílem bylo stanovení míry zředění vybraných endokrinních látek v zasakovaných vodách v testovaném horninovém prostředí. Třetím úkolem pak bylo vytvoření modelu, který by predikoval snižující se samočistící kapacitu horninového prostředí, kterým nekvalitní voda prosakuje.

Metody

V tabulce č. 1 jsou popsány charakteristiky vybraných deseti lokalit. Zasakovaná voda zahrnovala vyčištěnou splaškovou vodu, přívalovou kalnou vodu, povrchovou vodu s různými úrovněmi čistoty a podzemní vodu. Sedm z vybraných lokalit včetně všech lokalit v USA zasakovaly vody s dezinfekčními prostředky. Kolektory v téměř všech místech byly souvislé, tři z nich měly aerobní podmínky v kolektorech. Čtyři testované lokality byly v prostředí pískovců, ostatních šest lokalit bylo v prostředí písků a štěrků v různém stupni ulehlosti. Na všech místech byla zasakována voda o různé kvalitě. Na lokalitách v USA byly zasakovány vody, které obsahovaly vedlejší produkty desinfekce zejména trihalometany, jejichž koncentrace se na některých místech zvýšila během akumulace. Na dvou lokalitách v Austrálii a v Nizozemí nebyla desinfekce zasakovaných vod použita a obsah patogenů byl pod úrovní registrace. Na některých místech byly registrovány zvláštní vlastnosti vody. Ty ale nemohly být dále zkoumány pro nedostatek vhodných dat z monitoringu vod, nebo z důvodu překročení možností projektu (pohyb kovů, produkce hydrogensulfidů, reakce chlóru s organickými látkami a mísení s minerály nebo s vodou bohatou na radon).

Po zjištění existence dalších ASR a ASTR lokalit, kde mohou být získána potřebná data, bylo kontaktováno dalších 30 provozovatelů ASR. Byl připojen dotazník ohledně kvality vody (vytvořen Dr. Ivanem Johnsonem pro ASCE), který byl převeden do elektronické formy, instalován na webu a rozšiřován e-maily. Kromě deseti již existujících spoluřešitelů se dotazníky setkaly se slabou odezvou. Jedno z hledaných klíčových kriterií pro monitoring jakosti vod bylo nalezení alespoň jednoho parametru, který by mohl být použit pro stanovení podílu zasakované vody a podzemní vody v každém odebíraném vzorku podzemní vody. Vybrané parametry jsou uvedeny v tabulce č. 1. Jediná použitelná data pocházela z ASR projektu v Oak Creeku, Wisconsin (Miller, 2001).

Adsorpce a biodegradace 5 endokrinních látek byly zhodnoceny ve studiích z kolektorů v Bolívaru, popsaných Ying et al. (2003).

Ze získaných informací z deseti míst bylo jasné, že vstupní a výstupní analýzy pro vybrané parametry bylo možné získat na každém místě. Například údaje o DBP byla na 7 z 10 míst a data o snižování patogenů byla ze 4 míst (všechna byla mimo USA). Nejjednodušší forma modelace (risk index approach) byla provedena na všech místech. Bylo jasné, že data z Bolívaru a Somerenu poskytla silný základ pro vyhodnocovací procesy. A proto to byla 2 místa, kde byly aplikovány pokročilejší modely.

Tab. 1 – zhodnocení vlastností míst, kde probíhala ASR studie (podle Dillon et al. 2005b)

studijní místo	**zdroj vody**	**kolektor***	**předpokládaná kvalita vody****	**režim a rozsah operace**	**indikátory**
Bolivar South AUS	přečištěná odpadní voda, voda z laguny chlorace	napjatý, anaerobní vápenec, písek	patogeny, OC N, Fe, Mn	jednotlivá studna + 14 studní ve vzdál. do 300 m, od roku 1999	F, Cl, Br, $_{18}O$, deuterium
Talbert Gap Orange County CA, USA	upravená vyčištěná odpadní voda	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	OC-DBP PhAC	jednotlivé vrty a studny od 1975	Cl
East Bay Oakland CA, USA	Vodovod, místní odtok chlorace, filtrace	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	N a dusičnany OC-THM Mn	od 1998	Cl
Las Vegas NV, USA	jezerní a říční voda, čištěná, chlorace	napjatý, aerobní, stmel. štěrk a písek	OC-TOC viry a tvrdost	jednotlivé vrty a studny	Cl
Charleston SC, USA	Říční voda čištěná	napjatý, anaerobní vápenec, pískovec	THM, HCO_3 H_2S , Cl	jednotlivé studny	Cl
Someren DIZON Netherlands	voda z průplavu čištěná-filtrace, flotace	napjatý, anaerobní písek	Fe, Mn, N, SO_4 As, Ba, Co, Ni, Zn, patogeny	jednotlivá studna	Cl, HCO_3 teplota
Jandakot w. AUS	Povrch. voda mělká podz.voda chlorace	napjatý, anaerobní písek, pískovec	DOC, DBP patogeny, Fe, Mn, H_2S, N, zákal, teplota	zkouška	Cl
Clayton South AUS	jezerní voda filtrace	volný, aerobní krasový vápenec	patogeny, tvrdost, salinita	jednotlivé studny a vrty	Cl
Andrews farm South AUS	městský odtok zadržovací nádrž	napjatý, anaerobní vápenec	patogeny, pesticidy,	ASR studna 1993-98	Cl

	čištění		salinita	3 studny 25,65 m a 325 m	
Memphis TN, USA	neupravená podzemní voda	napjatý, anaerobní aluviální písky	THM	jednotlivá ASR studna zahájeno v 1998	F

Legenda: * pouze z míst, kde byly k dispozici mineralogické analýzy, ** bylo změřeno mnoho kvalitativních vlastností vody kromě těch, co jsou uvedeny v seznamu; DBP – vedlejší produkty desinfekce

Zlepšování kvality vody

Po té, co se voda vtlačí do kolektoru, dojde vlivem biochemických procesů postupně ke změně její kvality. V kolektorech s anaerobním prostředím (lokality ASR) injektovaná voda prostupuje redoxním gradientem, aktivují se vodní částice mikrobiálních komunit, z nichž každá je schopna snižovat množství anorganických látek jako jsou dusičnany a sírany či další organické látky. Jestliže injektovaná voda obsahuje částečně odbouratelný organický uhlík, tam v okolí injekčních vrtů existuje vysoce redukční prostředí a dochází zde k dalšímu odbourání široké škály látek včetně chloroformu. V případě, že redox gradient není sledován, nejsou procesy snižování pro organické látky tak rozsáhlé, ale mohou být účinné pro patogeny. Změny pH, rozpouštění minerálů a výměny kationtů mohou přispět ke změně kvality vody (pozorované na lokalitách ASR).

Tabulka 2 shrnuje poznatky ze studie. S ohledem na omezené možnosti rozsahu prezentované problematiky v článku odkazujeme čtenáři na publikace Dillon et al. (2005b) a Dillon et al. (2005a).

Tab. 2 Čas a na snížení 90% množství životaschopných mikroorganizmů nebo koncentrace druhů injektovaných do kolektoru s aerobním nebo anaerobním prostředím (podle Dillona et al., 2005a)

druhy	aerobní kolektory (dny)	anaerobní kolektory - b (dny)
Pathogeny [c]		
viry	**1-10 (2)**	**8-143 (4)**
protozoa	**ND**[d]	**21 (1)**
bakterie	**více než 1-7 (2)**	**2-8 (4)**
Endokrinní disruptors		
estradiol (E_2)	**6 (1)**	**400**
ethynlestradiol (EE_2)	**560 (1)**	**UD (1)**
bisfenol A (BPA)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-t-oktylfenol (OP)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-n nonylfenol (NP)	**25 (1)**	**UD (1)**

Legenda:

- **a- změnit t_{90} (jeden log_{10} snížení) na poloviční život, děleno 3,32**
- **b- anaerobní podmínky zde mohou být brány jako podpora denitrifikace, ale ne redukce síranů. Šiší škála podmínek pro snižování THM je seosáno v Dilon et al. (2005a).**
- **c- části několika nterovirů, protozoí a bakterií v difuzní komoře a při laboratorních studiích, které použily podzemní vodu z široké škály kolektorů, včetně The Hall Head MAR, které je zmíněno v Toze et al. (2004).**

(n) indikuje počet míst, kde byla data odvozena

n je mezi 1-4

d- ND= neděláno

e- horní položka odhadnuta ze 130 dní

vhodná teplota pro studium patogenů je 25-28°C, pro DBP studie; aerobní – 18-21°C, anaerobní – 13-26°C

Vedlejší produkty desinfekce (DBP)

Přítomnost DBP, hlavně trihalometanů, byla zjištěna na 8 lokalitách ASR, včetně Oak Creek, Wisconsin. Hlavní část rovnovážných výpočtů byla provedena zhodnocením části vtlačených vod s DBP. DBP obsažené v zasakovaných vodách byly při průchodu vody kolektorem redukovány na 5 lokalitách. Mikrobiální snížení DBP v podzemních vodách jako jsou THM a haloacetické kyseliny bylo prokázáno jak při laboratorních testech, tak v přírodním prostředí na lokalitách ASR. Odstranění HAA z injektovaných vod může nastat relativně rychle v aerobním i v anaerobním prostředí. Odstranění chlorových složek THM z výše uvedených vod vyžaduje anaerobní prostředí. Literatura popisující výsledky laboratorních studií uvádí, že odstranění chloroformu nastává pouze v přítomnosti síranů v redukčních nebo metanogenních podmínkách. THM s vysokým obsahem bromidů je možno odstranit z vod za všech okolností, s bromoformem se odstraňují z vod nejrychleji. Nejdůležitějším faktorem pro snižování obsahu THM ve vodách je redox potenciál kolektoru. Adsorpce a hydrolýza nejsou hlavními způsoby odstranění THM na rozdíl od haloacetondusičnanů (HAN), které se odstraňují hydrolýzou. Na dvou lokalitách (Memphis a Las Vegas) se vyskytovalo významné množství chloroformu v podzemních vodách. Existující formace DBP ze sítě však neposkytla dostatečné informace.

Zjistilo se, že zředění THM se na různých lokalitách lišilo až o dva řády. Dále se ukázalo, že chloroform je stálejší než ostatní THM složky, což se očekávalo. Důkazy pro redukci DBP (FP) byly zjištěny na dvou lokalitách, kde byla data k dispozici. Na lokalitě Bolivar je redukce FP výsledkem postupného odbourávání ostatních přítomných kontaminantů obsažených ve vodách (Pavelic et al. 2005).

Přírodní organické látky

Pro popis frakcí organického uhlíku (OC) byl vytvořen koncepční model, který vysvětluje procesy v Bolivaru. Jsou to: filtrace částečně organického uhlíku, sorpce těžších molekul rozpuštěných v organických látkách (DOM) a bioakumulace 0-alkyl uhlíku, která se vyskytla blízko vsakovací studny. Tyto procesy přispěly k rychlejšímu biologickému růstu a k rychlé potřebě elektronových přijímačů.

Během vstřikování nekvalitních vod do horninového prostředí v Bolivaru byly hydrofilní složky na bázi XAD-4 ztraceny, pravděpodobně vlivem mikrobiálního rozložení. Těžší, více kyselé látky se sorbovaly a vysrážely v kolektoru. Více hydrofobické složky na bázi XAD-8 byly méně vázány na minerální hmotu kolektoru a zůstaly přítomny ve vodě. Po počáteční fázi sorpce se v pozorovacích studních ve vzdálenosti 4, 50 a 75 m objevila částečná ztráta zbytkového rozpuštěných organických látek (DOM). Organický uhlík klesl v menší míře než většina DOM během přítomnosti a formace DBP poklesla v menší míře, než bylo předpokládáno na základě zředění TOC. Průlom v regenerované vodě ve

studni vzdálené 50 m od vtlačovací studny ukázal, že organický uhlík se vrací velmi rychle k jaderné magnetické resonanci (NMR), podobné té od přírodní vody (Skjemstad et al., 2002).

Endokrinní látky (EDCs = Endocrine Disrupting Chemicals)

Sorpce a degradace 5 vybraných látek EDC /bisfenol A (BPA), 17-beta estradiol (E2), 17-alfa ethynyl estradiol (EE2), 4-tert-octyl fenol (4-t-OP) a 4-n-nonyl fenol (4-n-NP)/ byly studovány v laboratoři na materiálu z jader a okolní vody z Bolivaru (Ying et al., 2003). Sorpční koeficienty, měřené na pórovitých materiálech, se vyskytovaly v následujícím pořadí: 4-n-NP více než 4-t-OP více než EE2 více než BPA, s K_{oc} v rozpětí od 39 000 do 780 L/kg s lineárními isothermami pro vápencové kolektory v Bolivaru. Zkoušky degradace na 5 EDC ukázaly, že E_2 a 4-n-NP degradovaly rychleji v kolektoru s aerobním prostředí, zatímco ostatní chemikálie zůstaly téměř nezměněny.

Malá nebo žádná degradace 5 EDC byla zjištěna v okolní podzemní vodě po 70 dnech v anaerobních podmínkách, protože je redoxní potenciál důležitým faktorem při degradaci EDC, v tomto prostředí aerobní podmínky podporují degradaci E_2 a 4-n-NP. Další biodegradační pokusy, využívající regenerovanou vodu jsou plánovány, aby zhodnotily odstranění mikrobiálních společenstev umožňujících změnu EDC. Tento způsob degradace nebyl v této studii hodnocen.

Patogeny

Shrnutím literatury se zjistilo, že mnohé patogenní mikroorganizmy jsou schopné přežívat v rozličných podmínkách (Toze, 2004), ale očekává se, že stupeň pohybu a přežití mikrobiálních patogenů bude na každém místě specifické. Mnohé z informací použitých v rešerši detailně popisují přežívání mikrobiálních patogenů v relativně klidném prostředí. Na lokalitách ASR je vtlačená voda a prostředí s širokým rozpětím přírodních podmínek, jako je redox potenciál, obsah živin a změny teploty. Literatura a i laboratorní studie ukázaly, že enterické patogeny v kolektorech neúspěšně soutěží s původním mikrobiální flórou a že jsou často neaktivní. Velmi častá pasivita patogenů by mohla být popsána exponenciální funkcí, která potřebuje pouze 1 parametr, čas pro 1-log10 odstranění. Neprováděly se žádné pokusy, podle kterých by se prokázala pasivita patogenů. Pro detailnější členění byla podpovrchová biosféra rozdělena do dvou zón – mikrobiální biofilm, který se vyskytuje ve vsakovacích studních a jejich okolí, a kolektor v širším okolí studní, kde je poměr mezi tepelným přenosem, výtokem živin a mikrobiální biomasou nižší.

Pro určení hlavního faktoru ovlivňujícího pasivitu virů byly v laboratoři testovány různé teploty a různé hladiny kyslíku a živin za přítomnosti či absence původních mikroorganismů v podzemní vodě. Pasivita E-coli a bakteriofágu MS_2 byly zjištěny podle jejich ztráty, zatímco ztráty poliovirů (viry dětské obrny) a coxsackievirů byly určeny nedostatečnou přítomností RT-PCR. Výsledky ukazovaly, že faktorem, který má největší vliv na pasivitu výše uvedených virů a indikuje mikroorganismy, jsou původní mikroorganismy v podzemní vodě. Výsledky také naznačují, že teplota, přítomnost kyslíku a živin nepřímo ovlivňuje viry a přežívání mikroorganismů tím, že zvyšuje aktivitu původních mikroorganismů. Všechny testované viry a mikroorganismy se staly

pasivními mnohem rychleji v aerobním prostředí za zvýšené teploty, bez dalších živin a za přítomnosti původních mikroorganismů v podzemní vodě (Gordon and Toze 2003).

Vliv studňového biofilmu na odumírání patogenů byl úspěšně probádán pomocí použití světélkujících bílkovinných genů (GFP). GFP jako bakteriální značkovač s PI „zašpiní“ E-coli, aby ji mohl identifikovat v promíchané populaci a rozlišovat živé, mrtvé nebo umírající buňky E-coli. Díky těmto technikám je možné ukázat, že E-coli se může integrovat do směsice částic vodního biofilmu a přetrvat déle než za podmínek, kdy biofilm chybí. V podzemní vodě je tato stálost delší než ve vodě regenerované (Banning et al. 2002). Další práce je zajištěna díky efektu, že rozvoj biofilmu nastává na základě odumírání dalších mikrobiálních patogenů.

Byla také studována role původních mikroorganismů z podzemní vody při pasivitě poliovirů a coxsackievirů. Membrána rozdělená na přibližně 250 000 molekul se použila pro oddělení virů od původních mikroorganismů z podzemní vody, z důvodu určení, zda je potřeba fyzický kontakt pro nastolení pasivity. Pasivita poliovirů nastala i bez přímého kontaktu s mikroorganismy podzemní vody. Z výše uvedeného vyplývá, že složky o hmotnosti menší než 250 000 molekul, které ničí viry, by mohly být produkovány původními mikroorganismy podzemních vod. Coxsackievir potřebuje bližší, možná přímý kontakt s mikroorganismy podzemních vod, aby se dosáhlo určité míry pasivity, která je zjistitelná. Rozklad coxsackievirů byl způsoben látkami, které byly buď větší než váha 250 000 molekul, nebo byly blízce navázány na mikroby podzemních vod. Rozdíly ve zjištěné míře pasivity coxsackievirů a poliovirů naznačují, že původní mikroorganismy podzemních vod možná produkují více než jednu částici ničící viry a že tyto částice mohou být podobného typu jako viry (Wall 2002). Zatímco aktivita mikroorganismů podzemní vod a přítomnost mimobuněčných enzymů jsou důležité, existuje zde také nejasný faktor, který ovlivňuje patogenní pasivitu.

Modely změn kvality vody

Na základě vývoje výzkumu a v souvislosti s přibývajícím objemem dat se rozvíjela i snaha o včlenění těchto poznatků do modelů, které by mohly být použity při zhodnocení rizika, spojeného se spolehlivostí podpovrchových čistících procesů v ASR a ASTR projektech. Použity byly 3 modely. Nejjednodušší „ASRRI“ byl vyvíjen v rámci projektu a uvažuje se o jeho využití jako třídícího nástroje. Zbývající dva modely byly existující modely „EASY-LEACHER“ (Stuyfzand, 1998) a „PHT3D“ (Prommer et al, 2003). Výše uvedené modely sloužily k popisu, integraci a analýze procesů odvozených od pozorování na 2 nejintenzivněji sledovaných lokalitách v Bolivaru a Somerenu. EASY-LEACHER byl částečně použit při poskytování dlouhodobých prognóz na rozpouštění minerálů a okrajových složek (makroionty, stopové prvky, organické nečistoty a radionuklidy), zvláště pro zdvojené studny, vsakovací nádrže a systémy břehové infiltrace.
PHT3D je všeobecně používaný 3dimenzionální transportní model MODFLOW/MT3DMS, který připojuje USGS model PHREEQC-2 (Parkhurstz a Appelo, 1999), pro výpočty široké škály biogeochemických reakcí. Což je optimální pro řešení geohydrologických a geochemických problémů. V závislosti na komplexnosti a koncepci modelu a jeho numerickém zavedení je aplikace PHT3D náročnější.

ASRRI

Jednoduchý model rizikového indexu ASRRI (verze 1) byl sestrojen, aby poskytoval data pro degradaci. Tato data mají být shromážděná v přijatelné formě, pro předpovídání doby setrvání vody v systému jednotlivých studní pro organické a mikrobiální nečistoty, aby se dosáhlo jejich přijatelné výše v kolektoru. Jednoduše řečeno, minimální délka dráhy a maximální efektivní pórovitost, díky nimž by regenerovaná voda dosáhla kvality požadovaných standardů, by mohla být odhadnuta také pro systém zdvojených studní (Miller et al., 2002). Standardní hodnoty použité pro snižování nečistot byly odvozeny z tabulky 2. Při aplikaci ASRRI na studijní příklady se správně předpokládalo celkové snížení patogenů na 4 místech, ze kterých byla data pořízena. Avšak vzhledem ke vzniku chyby ve výpočtu DBP forem uvnitř kolektoru došlo k nižší předpovědi koncentrace DBP v regenerované vodě na 3 z 8 lokalit. Model pro přítomnost forem DBP v kolektoru se v současné době vyvíjí. Na ostatních 5 z 8 míst ASRRI přecenila množství DBP v regenerované vodě, což umožnilo za těchto okolností uvažovat o tomto modelu jako o ukázkovém modelu pro regulační účely. Uživatelé mohou použít model ASRRI pro jakékoliv případy, kdy jsou známy informace o adsorpčních koeficientech a míře zředění čistou podzemní vodou.

EASY-LEACHER

Jednoduchý analytický 2D-rozměrný model EASY-LEACHER4.6 (Stuyfzand, 1998) je vhodný pro simulaci dynamických změn kvality infiltrace nekvalitní vody, oxidačního rozpouštění, což zajišťují anaerobní podmínky v kolektoru. Hlavní procesy, simulované v Somerenu, byly: odstranění a vyluhování zaměnitelných kationtů z přírodní podzemní vody, např. organických látek a pyritu. Hlavní použité reakce byly oxidace pyritu, oxidace organických látek a zaměnitelných kationtů. Celkový vyluhovací proces začal v nejpropustnější zóně labilními organickými látkami – LOM (20-55), pyritem (400-2 700) a méně rozpustnými organickými látkami TOM (1 000-20 000 - množství pórů).

Při zpracování EASY-LEACHER 4,6 na lokalitu v Bolivaru byly požadovány 3 varianty s různými parametry injektáže nekvalitních vod a geochemického složení. Pozorovací studny ve vzdálenosti 4 m a 50 m od ASR umožnily srovnávat mnohonásobné proudění vody póry (více než 200 m) v poloměru 4 m s menším prouděním póry (do 5) v poloměru 50 m. Hlavními procesy byla oxidace vtlačených rozpuštěných organických látek přivedeným kyslíkem a dusíkem, což se projevilo rozpouštěním kalcitu. Pozorovaná výměna kationtů byla důležitým příspěvkem ke koncentraci vápníku během zlomu ve vzdálenosti 50 m. Vyluhování kalcitu se předpokládá za 1000 až 10 000 let ve vzdálenosti 4 m. Z výše uvedeného je zřejmé, že stabilita studní nebude hrát velkou roli v ekonomice ASR studní. EASY-LEACHER je vhodný při vysvětlování citlivosti výměny kationtů a pohyblivosti amoniaku a draslíku v kolektoru. Dále je cenné použití modelu při rozlišování adsorpce z biodegradace při vysvětlování snižování množství organického uhlíku v kolektoru.

PH3D byl úspěšně aplikován při simulování hlavních fyzikálních a chemických procesů při terénních zkouškách v Somerenu, kde na teplotě závislá pyritová oxidace rozpuštěným kyslíkem a dusíkem byla shledána jako hlavní reaktivní proces, který je

zodpovědný za většinu změn kvality vody. Dočasný a územní vývoj redox potenciálu a pH byly dobře předpovězeny kalibrovaným modelem a jsou to klíčové parametry reagující na pohyblivost a stav znečišťujících mikročástic jako jsou herbicidy, léky, stopové kovy a stejně tak patogenní viry. Dále bylo zjištěno, že výměna kationtů nemá žádný zásadní vliv na kvalitu vody tam, kde organické látky přispívají 15 % ke spotřebě elektronů. Detailní popis modelové studie je v Prommer a Stuyfzand (2005a) a souhrn je uveden v Prommer a Stuyfzand (2005b).

PHT3D se také využíval pro analýzy získaných dat na lokalitě Bolivar. Simulace poskytla detailní kvantitativní popis hypotetických fyzikálních a biogeochemických procesů v Bolivaru a velmi dobře reprodukovala získaná data z hlediska iontové chemie, včetně redox stavu a pH. Modelová studie ukázala, lokálně pozorované významné hydrochemické změny během setrvání vody v kolektoru, které mohou být vysvětleny mikrobiální aktivitou, nebo částečně ztrátou biomasy. Na druhou stranu mohou být ve větším měřítku získaná hydrochemická data úspěšně modelována bez detailní simulace mikrobiální dynamiky. Výměna iontů a rozpouštění kalcitu byly shledány jako dominantní reaktivní procesy pro změny kvality vody ve studni ve vzdálenosti 50 m od zasakovacího objektu. Adaptabilita modelujících nástrojů umožňuje rychlou úpravu numerického modelu pro rozličné scénáře a pro stanovení vhodnosti probíhajících procesů a jejich vysvětlení na základě pozorovaných dat. Více detailů o studiu modelování je uvedeno v Greskowiak et al. (2005).

Závěry

Smrtelné patogeny a DPB byly určeny na všech důležitých lokalitách. Zředění DBP a EDC v zasáklých vodách závisí na redox potenciálu v kolektoru. Zásadní míra snižování patogenních biotitických procesů bude ještě dále zkoumána.
Rozvoj modelů zřeďování různých typů vod doplňuje data z terénu a růst spolehlivosti předpovídání míry zřeďování nekvalitních vod pro anorganické látky. Což se odráží zpětně na rozvoji modelů, které mohou používat regulátory jako indikátory nečistot a předpovídat velikost logaritmu snižování patogenů v prostoru mezi vsakováním nekvalitních vod do kolektorů a jejich zpětným čerpáním z ASR nebo ASTR operací.

Očekává se, že kvantitativní informace a model odvozený z tohoto projektu ulehčí návrh a regulaci zasakování nekvalitních vod v ASR a ASTR, aby se dosáhlo cílů požadované kvality vody pro zásadní parametry. Pozorování a proces založený na modelu odhaluje, že blízko vsakovacích studní se nastolil adaptabilní ekosystém, který je schopen vytvořit širokou škálu redox podmínek, které závisí na fázi vsakování nebo akumulace ASR cyklu.

Míra degradace a pasivity organismů uvedených v tabulce č. 2 závisí na těchto lokálních podmínkách a rovněž na stabilnějších podmínkách v kolektoru. ASTR projekty umožňují delší čas pro vsakované látky v kolektorech než ASR projekty a dávají tak větší šanci degradaci, resp. regeneraci zasáklé nekvalitní vody. ASR mají další výhody jako je cena a snazší údržba navržených technologií, které snižují zanesení vsakovacích zařízení. Studie ukazují, že ASR a ASTR mohou být považovány za spolehlivé součásti regeneračního

procesu nekvalitních vod a jejich vyčištění od všech patogenů a dalších studovaných kontaminantů.

Poděkování
Tato práce vznikla za podpory AWWARF (projekt 2618), the Bolivar Reclaimed water ASR Research Project Steering Committee, zahrnující SA Dept for Water Land and Biodiversity Conservation, SA Water Corporation, United Water International PtyLtd, CSIRO, a SA Department for Administrative and Information Services. Evropská unie (EU) také přispívá prostředníctvím 5. strukturního projektu CORONA. Další partneři, kteří přispěli informacemí a daty : Veolia Water, Water Corporation Eestern Australia, KIWA z Nizozemí, Las Vegas Valley Water District, East Bay Municipal Utility District Kalifornia, City of Charleston, Memphis Light, Gas and Water Div, Tennessee, Orange County Water District, Kalifornská a americká geologická služba. Autoři děkují Chrisu Rayburnovi (AWWARF), Rickovi Sakajimu (California Dept Health Services), Mikovi Cookovi (Anglian Water), Peterovi Foxovi (Universita Arizona), Takashimu Asanovi (Universita Kalifornie, Riversiode), kteří poskytli pomoc při tvorbě zpráv, Dr. H-J Albrechtsenovi za jeho konstruktivní recenzi návrhu tohoto díla.

Literatura

Banning, N., Toze, S. and Mee B. J. (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. Microbiology 149:47–55.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Davis, G., Miller, R., Correll, R., Kookana, R., Ying G.-G., Herczeg, A., Fildebrandt S., Banning, N., Gordon, C., Wall, K., Nicholson, B., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Gibert, M., Ingrand, V., Guinamant, J-L., Stuyfzand, P., Prommer, H., Greskowiak, J., Swift, R., Hayes, M., O'Hara, G., Mee, B., Johnson, I. (2005a). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 1. Water Quality

Improvement Processes. AWWARF Project 2618, Final Report.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Chen, Z., Barry, K., Gobet, P., Herczeg, A., Martin, R., Howles, S., Gerges N., Dennis, K., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Oliver, Y., Nicholson, B., Sovich, T., Hutchinson, A., Woodside, G., Tognolini, M., Sheikholelsami, A., Caughey, M., Brothers, K, Katzer, T., Leising, J., Quinn, W., Mirecki, J., Petkewitch, M., Conlon, K., Campbell, B., Stuyfzand, P., Bunnik, J., Medema, G.J., Vogelaar, A.J., Wakker, J., Verjeijden, S., Rattray, K., Martin, M., Xu, C., Von Hofe, F., Webb, J., Myers, T. and Johnson, I. (2005b). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 2. Compilation of Information from Ten Sites. AWWARF Project 2618, Final Report.

Gordon C. and Toze S. (2003). Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. Journal Applied Microbiology, 95(3) 536–544.

Greskowiak, J., Prommer, H., Vanderzalm, J., Pavelic, P., and Dillon, P. (2005). Quantifying biogeochemical ganges during ASR of reclaimed water at Bolivar, South Australia, (In this volume.)

Miller, R., Correll, R., Dillon, P. and Kookana, R. (2002). ASRRI: A predictive model of contaminant attenuation during aquifer storage and recovery. pp. 69–74 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema.

Miller, T.J. (2001). ASR in Wisconsin using the Cambrian-Ordovician aquifer. Tailored Collaboration Project Report, prepared by CH2M HILL for AWWARF, ISSBN 1-58321-166-7, 352 pp.

Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Pavelic, P. (2002). Fate of disinfection by-products during aquifer storage and recovery. pp. 155–160 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema. Parkhurst D.L. and C.A.J. Appelo (1999). PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U. S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 99-4259.

Pavelic,P., Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Barry, K.E. (2005). Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water. *Journal of Contaminant Hydrology* 77(4).

Prommer H., Barry, D. A., and Zheng, C. 2003. MODFLOW/MT3DMS based reactive multi-component transport modelling. Ground Water, 41(2), 247–257.

Prommer, H., and Stuyfzand, P. J. (2005a). Identification of temperature-dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. Environ. Sci. and Technol., doi: 10.1021/es0486768 S0013- 936X(04)08676-6.

Prommer, H. and Stuyfzand, P. (2005b). On the use of reactive multicomponent transport modelling for assessing water quality changes during managed aquifer recharge. (In this volume.)

Skjemstad, J.O., Hayes, M.H.B. and Swift, R.S. (2002). Changes in natural organic matter during aquifer storage. pp. 149–154 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (Ed.) A.A. Balkema. Stuyfzand, P.J. 1998. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. pp. 427–434 in: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intnl. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema. Toze, S. (2004). Pathogen survival in groundwater during artificial Recharge. pp. 70–84 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Toze, S., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L. and McCrow, A. (2004) Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent.pp. 53–60 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Vanderzalm, J.L., Le Gal La Salle, C., Hutson, J.L. and Dillon, P. J. (2002). Water quality changes during aquifer storage and recovery at Bolivar, South Australia. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), 83 –88. A.A. Balkema.

Wall, K. (2002) Interactions Of Groundwater Microorganisms With Enteric Viruses Honours Thesis, Department of Biology Murdoch University.

Ying, G.G., Kookana, R.S. and Dillon, P.J. (2003). Sorption and degradation of five selected endocrine disrupting chemicals in aquifer material. Water Research. Vol 37, pp. 3785–3791.

Zlepšování kvality vody během její akumulace v kolektoru a obnovení na 10 lokalitách

Peter Dillon, Simon Toze, Paul Pavelic, Joanne Vanderzalm, Karen Barry, Guang-Guo Ying, Rai Kookana, Jan Skjemstad, Brenton Nicholson, Rosalind Miller, Ray Correll, Henning Prommel, Janek Greskowiak, Pieter Stuyfzand.

Abstract

Výsledky literární rešerše a terénního zhodnocení až 10 lokalit s různými typy kolektorů ve Spojených státech, Austrálii a Nizozemí byly přijaty pro stanovení standardů přírodních organických látek, vedlejších produktů desinfekce a vybraných endokrinních a patogenních látek během podpovrchové akumulace. Článek American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) popisuje studijní lokality, vysvětluje stavbu a geochemické podmínky kolektorů. Pokles organických látek probíhá rychleji u látek, které tvoří těžší molekuly. Do této skupiny patří např. polysacharidy citlivé na mikrobiální degradaci. Kyselé materiály s nižší molekulární hmotností byly odolné a měly nezřetelnou stopu v podzemní vodě. Trihalometany byly degradovány vlivem anaerobních podmínek s degradací chloroformu, který vyžaduje redukční prostředí a vyskytuje se častěji při redukci síranů a v metanogenickém prostředí. Haloacetické kyseliny byly degradovány vlivem aerobních a anaerobních podmínek. Při testování 5 endokrinních chemikálií byly 2 degradovány v aerobních podmínkách a žádná v anaerobních podmínkách. Vybrané patogenní viry, bakterie a protozoi nebyly během své přítomnosti v kolektoru v aerobním prostředí aktivní. Při průtoku vody aerobním a anaerobním prostředím dochází k naředění výše uvedených kontaminantů. Ve dvou lokalitách byly použity tři různé modely pro testování změny kvality zasakované vody v čase.

Úvod

V mnohých zemích je čerpána kvalitní podzemní voda pro zásobování obyvatel pitnou vodou a přitom jsou tyto podzemní vody dotovány často nekvalitní vodou povrchovou. Kvalita podzemní vody je do značné míry ovlivněna vlastnostmi horninového prostředí, přes které méně kvalitní vody prosakují až k hladině podzemní vody. S rostoucími znalostmi o kontaminaci podzemních vod určitými látkami, přibývají také znalosti o možnostech jejich dekontaminace. Z výše uvedeného vyplývá, že udržitelné samočistící procesy probíhají v horninovém prostředí tak dlouho, dokud není asimilační kapacita horninového prostředí překročena. Pak může horninového prostředí poskytnout zlepšování kvality zasakované vody během Management of Aquifer Recharge (MAR). Mezinárodní projekt podporovaný American Water Works Association Research

Foundation (AWWARF) byl realizován, aby stanovil hodnoty (Dillon et al., 2005a) pro nařeďování na limitní hodnotu patogenů a organických substancí. Tato měření byla z velké části provedena v terénních podmínkách. Rozsah typů horninového prostředí, popsaných Dillon et al. (2005b) je velmi široký. Monitoring zasakovaných a podzemních vod je důležitý pro porozumění procesů v nesaturované zóně, které zlepší nebo zhorší kvalitu zasakované vody.

Do projektu bylo zapojeno konsorcium 10 organizací, 6 z Aquifer Storage and Recovery (ASR) - obnovení kvality vody pomocí jejího vtlačení do vrtů a 4 z Aquifer Storage Transfer and Recovery (ASTR) - obnovení kvality vody pomocí oddělených vrtů. Vybrané lokality se nacházely v USA, Austrálii a v Nizozemí. V každé z nich probíhal monitoring změn kvality zasakované nekvalitní vody a následně kvality čerpané podzemní vody. Prvním cílem bylo určit množství desinfekce, jejich vedlejší produkty a sekundární patogeny. Druhým úkolem bylo s pomocí literatury a terénních pozorování určit kategorie a faktory ovlivňující míru zředění nekvalitních vod, resp. možnost zlepšení kvality zasakovaných vod. Pro doplnění chybějících informací probíhaly i laboratorní testy. Jejich cílem bylo stanovení míry zředění vybraných endokrinních látek v zasakovaných vodách v testovaném horninovém prostředí. Třetím úkolem pak bylo vytvoření modelu, který by predikoval snižující se samočistící kapacitu horninového prostředí, kterým nekvalitní voda prosakuje.

Metody

V tabulce č. 1 jsou popsány charakteristiky vybraných deseti lokalit. Zasakovaná voda zahrnovala vyčištěnou splaškovou vodu, přívalovou kalnou vodu, povrchovou vodu s různými úrovněmi čistoty a podzemní vodu. Sedm z vybraných lokalit včetně všech lokalit v USA zasakovaly vody s dezinfekčními prostředky. Kolektory v téměř všech místech byly souvislé, tři z nich měly aerobní podmínky v kolektorech. Čtyři testované lokality byly v prostředí pískovců, ostatních šest lokalit bylo v prostředí písků a štěrků v různém stupni ulehlosti. Na všech místech byla zasakována voda o různé kvalitě. Na lokalitách v USA byly zasakovány vody, které obsahovaly vedlejší produkty desinfekce zejména trihalometany, jejichž koncentrace se na některých místech zvýšila během akumulace. Na dvou lokalitách v Austrálii a v Nizozemí nebyla desinfekce zasakovaných vod použita a obsah patogenů byl pod úrovní registrace. Na některých místech byly registrovány zvláštní vlastnosti vody. Ty ale nemohly být dále zkoumány pro nedostatek vhodných dat z monitoringu vod, nebo z důvodu překročení možností projektu (pohyb kovů, produkce hydrogensulfidů, reakce chlóru s organickými látkami a mísení s minerály nebo s vodou bohatou na radon).

Po zjištění existence dalších ASR a ASTR lokalit, kde mohou být získána potřebná data, bylo kontaktováno dalších 30 provozovatelů ASR. Byl připojen dotazník ohledně kvality vody (vytvořen Dr. Ivanem Johnsonem pro ASCE), který byl převeden do elektronické formy, instalován na webu a rozšiřován e-maily. Kromě deseti již existujících spoluřešitelů se dotazníky setkaly se slabou odezvou. Jedno z hledaných klíčových kriterií pro monitoring jakosti vod bylo nalezení alespoň jednoho parametru, který by mohl být použit pro stanovení podílu zasakované vody a podzemní vody v každém odebíraném vzorku podzemní vody. Vybrané parametry jsou uvedeny v tabulce č. 1. Jediná použitelná data pocházela z ASR projektu v Oak Creeku, Wisconsin (Miller, 2001).

Adsorpce a biodegradace 5 endokrinních látek byly zhodnoceny ve studiích z kolektorů v Bolívaru, popsaných Ying et al. (2003).

Ze získaných informací z deseti míst bylo jasné, že vstupní a výstupní analýzy pro vybrané parametry bylo možné získat na každém místě. Například údaje o DBP byla na 7 z 10 míst a data o snižování patogenů byla ze 4 míst (všechna byla mimo USA). Nejjednodušší forma modelace (risk index approach) byla provedena na všech místech. Bylo jasné, že data z Bolívaru a Somerenu poskytla silný základ pro vyhodnocovací procesy. A proto to byla 2 místa, kde byly aplikovány pokročilejší modely.

Tab. 1 – zhodnocení vlastností míst, kde probíhala ASR studie (podle Dillon et al. 2005b)

studijní místo	zdroj vody	kolektor*	předpokládaná kvalita vody**	režim a rozsah operace	indikátory
Bolivar South AUS	přečištěná odpadní voda, voda z laguny chlorace	napjatý, anaerobní vápenec, písek	patogeny, OC N, Fe, Mn	jednotlivá studna + 14 studní ve vzdál. do 300 m, od roku 1999	F, Cl, Br, $_{18}O$, deuterium
Talbert Gap Orange County CA, USA	upravená vyčištěná odpadní voda	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	OC-DBP PhAC	jednotlivé vrty a studny od 1975	Cl
East Bay Oakland CA, USA	Vodovod, místní odtok chlorace, filtrace	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	N a dusičnany OC-THM Mn	od 1998	Cl
Las Vegas NV, USA	jezerní a říční voda, čištěná, chlorace	napjatý, aerobní, stmel. štěrk a písek	OC-TOC viry a tvrdost	jednotlivé vrty a studny	Cl
Charleston SC, USA	Říční voda čištěná	napjatý, anaerobní vápenec, pískovec	THM, HCO_3 H_2S , Cl	jednotlivé studny	Cl
Someren DIZON Netherlands	voda z průplavu čištěná-filtrace, flotace	napjatý, anaerobní písek	Fe, Mn, N, SO_4 As, Ba, Co, Ni, Zn, patogeny	jednotlivá studna	Cl, HCO_3 teplota
Jandakot w. AUS	Povrch. voda mělká podz.voda chlorace	napjatý, anaerobní písek, pískovec	DOC, DBP patogeny, Fe, Mn, H_2S, N, zákal, teplota	zkouška	Cl
Clayton South AUS	jezerní voda filtrace	volný, aerobní krasový vápenec	patogeny, tvrdost, salinita	jednotlivé studny a vrty	Cl
Andrews farm South AUS	městský odtok zadržovací nádrž	napjatý, anaerobní vápenec	patogeny, pesticidy,	ASR studna 1993-98	Cl

	čištění		salinita	3 studny 25,65 m a 325 m	
Memphis TN, USA	neupravená podzemní voda	napjatý, anaerobní aluviální písky	THM	jednotlivá ASR studna zahájeno v 1998	F

Legenda: * pouze z míst, kde byly k dispozici mineralogické analýzy, ** bylo změřeno mnoho kvalitativních vlastností vody kromě těch, co jsou uvedeny v seznamu; DBP – vedlejší produkty desinfekce

Zlepšování kvality vody

Po té, co se voda vtlačí do kolektoru, dojde vlivem biochemických procesů postupně ke změně její kvality. V kolektorech s anaerobním prostředím (lokality ASR) injektovaná voda prostupuje redoxním gradientem, aktivují se vodní částice mikrobiálních komunit, z nichž každá je schopna snižovat množství anorganických látek jako jsou dusičnany a sírany či další organické látky. Jestliže injektovaná voda obsahuje částečně odbouratelný organický uhlík, tam v okolí injekčních vrtů existuje vysoce redukční prostředí a dochází zde k dalšímu odbourání široké škály látek včetně chloroformu. V případě, že redox gradient není sledován, nejsou procesy snižování pro organické látky tak rozsáhlé, ale mohou být účinné pro patogeny. Změny pH, rozpouštění minerálů a výměny kationtů mohou přispět ke změně kvality vody (pozorované na lokalitách ASR).

Tabulka 2 shrnuje poznatky ze studie. S ohledem na omezené možnosti rozsahu prezentované problematiky v článku odkazujeme čtenáři na publikace Dillon et al. (2005b) a Dillon et al. (2005a).

Tab. 2 Čas a na snížení 90% množství životaschopných mikroorganizmů nebo koncentrace druhů injektovaných do kolektoru s aerobním nebo anaerobním prostředím (podle Dillona et al., 2005a)

druhy	aerobní kolektory (dny)	anaerobní kolektory - b (dny)
Pathogeny [c]		
viry	**1-10 (2)**	**8-143 (4)**
protozoa	**ND**[d]	**21 (1)**
bakterie	**více než 1-7 (2)**	**2-8 (4)**
Endokrinní disruptors		
estradiol (E_2)	**6 (1)**	**400**
ethynlestradiol (EE_2)	**560 (1)**	**UD (1)**
bisfenol A (BPA)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-t-oktylfenol (OP)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-n nonylfenol (NP)	**25 (1)**	**UD (1)**

Legenda:

- **d- změnit t_{90} (jeden log_{10} snížení) na poloviční život, děleno 3,32**
- **e- anaerobní podmínky zde mohou být brány jako podpora denitrifikace, ale ne redukce síranů. Šiší škála podmínek pro snižování THM je seosáno v Dilon et al. (2005a).**
- **f- části několika nterovirů, protozoí a bakterií v difuzní komoře a při laboratorních studiích, které použily podzemní vodu z široké škály kolektorů, včetně The Hall Head MAR, které je zmíněno v Toze et al. (2004).**

(n) indikuje počet míst, kde byla data odvozena

n je mezi 1-4

d- ND= neděláno

e- horní položka odhadnuta ze 130 dní

vhodná teplota pro studium patogenů je 25-28°C, pro DBP studie; aerobní – 18-21°C, anaerobní – 13-26°C

Vedlejší produkty desinfekce (DBP)

Přítomnost DBP, hlavně trihalometanů, byla zjištěna na 8 lokalitách ASR, včetně Oak Creek, Wisconsin. Hlavní část rovnovážných výpočtů byla provedena zhodnocením části vtlačených vod s DBP. DBP obsažené v zasakovaných vodách byly při průchodu vody kolektorem redukovány na 5 lokalitách. Mikrobiální snížení DBP v podzemních vodách jako jsou THM a haloacetické kyseliny bylo prokázáno jak při laboratorních testech, tak v přírodním prostředí na lokalitách ASR. Odstranění HAA z injektovaných vod může nastat relativně rychle v aerobním i v anaerobním prostředí. Odstranění chlorových složek THM z výše uvedených vod vyžaduje anaerobní prostředí. Literatura popisující výsledky laboratorních studií uvádí, že odstranění chloroformu nastává pouze v přítomnosti síranů v redukčních nebo metanogenních podmínkách. THM s vysokým obsahem bromidů je možno odstranit z vod za všech okolností, s bromoformem se odstraňují z vod nejrychleji. Nejdůležitějším faktorem pro snižování obsahu THM ve vodách je redox potenciál kolektoru. Adsorpce a hydrolýza nejsou hlavními způsoby odstranění THM na rozdíl od haloacetondusičnanů (HAN), které se odstraňují hydrolýzou. Na dvou lokalitách (Memphis a Las Vegas) se vyskytovalo významné množství chloroformu v podzemních vodách. Existující formace DBP ze sítě však neposkytla dostatečné informace.

Zjistilo se, že zředění THM se na různých lokalitách lišilo až o dva řády. Dále se ukázalo, že chloroform je stálejší než ostatní THM složky, což se očekávalo. Důkazy pro redukci DBP (FP) byly zjištěny na dvou lokalitách, kde byla data k dispozici. Na lokalitě Bolivar je redukce FP výsledkem postupného odbourávání ostatních přítomných kontaminantů obsažených ve vodách (Pavelic et al. 2005).

Přírodní organické látky

Pro popis frakcí organického uhlíku (OC) byl vytvořen koncepční model, který vysvětluje procesy v Bolivaru. Jsou to: filtrace částečně organického uhlíku, sorpce těžších molekul rozpuštěných v organických látkách (DOM) a bioakumulace 0-alkyl uhlíku, která se vyskytla blízko vsakovací studny. Tyto procesy přispěly k rychlejšímu biologickému růstu a k rychlé potřebě elektronových přijímačů.

Během vstřikování nekvalitních vod do horninového prostředí v Bolivaru byly hydrofilní složky na bázi XAD-4 ztraceny, pravděpodobně vlivem mikrobiálního rozložení. Těžší, více kyselé látky se sorbovaly a vysrážely v kolektoru. Více hydrofobické složky na bázi XAD-8 byly méně vázány na minerální hmotu kolektoru a zůstaly přítomny ve vodě. Po počáteční fázi sorpce se v pozorovacích studních ve vzdálenosti 4, 50 a 75 m objevila částečná ztráta zbytkového rozpuštěných organických látek (DOM). Organický uhlík klesl v menší míře než většina DOM během přítomnosti a formace DBP poklesla v menší míře, než bylo předpokládáno na základě zředění TOC. Průlom v regenerované vodě ve

studni vzdálené 50 m od vtlačovací studny ukázal, že organický uhlík se vrací velmi rychle k jaderné magnetické resonanci (NMR), podobné té od přírodní vody (Skjemstad et al., 2002).

Endokrinní látky (EDCs = Endocrine Disrupting Chemicals)

Sorpce a degradace 5 vybraných látek EDC /bisfenol A (BPA), 17-beta estradiol (E2), 17-alfa ethynyl estradiol (EE2), 4-tert-octyl fenol (4-t-OP) a 4-n-nonyl fenol (4-n-NP)/ byly studovány v laboratoři na materiálu z jader a okolní vody z Bolivaru (Ying et al., 2003). Sorpční koeficienty, měřené na pórovitých materiálech, se vyskytovaly v následujícím pořadí: 4-n-NP více než 4-t-OP více než EE2 více než BPA, s K_{oc} v rozpětí od 39 000 do 780 L/kg s lineárními isothermami pro vápencové kolektory v Bolivaru. Zkoušky degradace na 5 EDC ukázaly, že E_2 a 4-n-NP degradovaly rychleji v kolektoru s aerobním prostředí, zatímco ostatní chemikálie zůstaly téměř nezměněny.

Malá nebo žádná degradace 5 EDC byla zjištěna v okolní podzemní vodě po 70 dnech v anaerobních podmínkách, protože je redoxní potenciál důležitým faktorem při degradaci EDC, v tomto prostředí aerobní podmínky podporují degradaci E_2 a 4-n-NP. Další biodegradační pokusy, využívající regenerovanou vodu jsou plánovány, aby zhodnotily odstranění mikrobiálních společenstev umožňujících změnu EDC. Tento způsob degradace nebyl v této studii hodnocen.

Patogeny

Shrnutím literatury se zjistilo, že mnohé patogenní mikroorganizmy jsou schopné přežívat v rozličných podmínkách (Toze, 2004), ale očekává se, že stupeň pohybu a přežití mikrobiálních patogenů bude na každém místě specifické. Mnohé z informací použitých v rešerši detailně popisují přežívání mikrobiálních patogenů v relativně klidném prostředí. Na lokalitách ASR je vtlačená voda a prostředí s širokým rozpětím přírodních podmínek, jako je redox potenciál, obsah živin a změny teploty. Literatura a i laboratorní studie ukázaly, že enterické patogeny v kolektorech neúspěšně soutěží s původním mikrobiální flórou a že jsou často neaktivní. Velmi častá pasivita patogenů by mohla být popsána exponenciální funkcí, která potřebuje pouze 1 parametr, čas pro 1-log10 odstranění. Neprováděly se žádné pokusy, podle kterých by se prokázala pasivita patogenů. Pro detailnější členění byla podpovrchová biosféra rozdělena do dvou zón – mikrobiální biofilm, který se vyskytuje ve vsakovacích studních a jejich okolí, a kolektor v širším okolí studní, kde je poměr mezi tepelným přenosem, výtokem živin a mikrobiální biomasou nižší.

Pro určení hlavního faktoru ovlivňujícího pasivitu virů byly v laboratoři testovány různé teploty a různé hladiny kyslíku a živin za přítomnosti či absence původních mikroorganismů v podzemní vodě. Pasivita E-coli a bakteriofágu MS_2 byly zjištěny podle jejich ztráty, zatímco ztráty poliovirů (viry dětské obrny) a coxsackievirů byly určeny nedostatečnou přítomností RT-PCR. Výsledky ukazovaly, že faktorem, který má největší vliv na pasivitu výše uvedených virů a indikuje mikroorganismy, jsou původní mikroorganismy v podzemní vodě. Výsledky také naznačují, že teplota, přítomnost kyslíku a živin nepřímo ovlivňuje viry a přežívání mikroorganismů tím, že zvyšuje aktivitu původních mikroorganismů. Všechny testované viry a mikroorganismy se staly

pasivními mnohem rychleji v aerobním prostředí za zvýšené teploty, bez dalších živin a za přítomnosti původních mikroorganismů v podzemní vodě (Gordon and Toze 2003).

Vliv studňového biofilmu na odumírání patogenů byl úspěšně probádán pomocí použití světélkujících bílkovinných genů (GFP). GFP jako bakteriální značkovač s PI „zašpiní“ E-coli, aby ji mohl identifikovat v promíchané populaci a rozlišovat živé, mrtvé nebo umírající buňky E-coli. Díky těmto technikám je možné ukázat, že E-coli se může integrovat do směsice částic vodního biofilmu a přetrvat déle než za podmínek, kdy biofilm chybí. V podzemní vodě je tato stálost delší než ve vodě regenerované (Banning et al. 2002). Další práce je zajištěna díky efektu, že rozvoj biofilmu nastává na základě odumírání dalších mikrobiálních patogenů.

Byla také studována role původních mikroorganismů z podzemní vody při pasivitě poliovirů a coxsackievirů. Membrána rozdělená na přibližně 250 000 molekul se použila pro oddělení virů od původních mikroorganismů z podzemní vody, z důvodu určení, zda je potřeba fyzický kontakt pro nastolení pasivity. Pasivita poliovirů nastala i bez přímého kontaktu s mikroorganismy podzemní vody. Z výše uvedeného vyplývá, že složky o hmotnosti menší než 250 000 molekul, které ničí viry, by mohly být produkovány původními mikroorganismy podzemních vod. Coxsackievir potřebuje bližší, možná přímý kontakt s mikroorganismy podzemních vod, aby se dosáhlo určité míry pasivity, která je zjistitelná. Rozklad coxsackievirů byl způsoben látkami, které byly buď větší než váha 250 000 molekul, nebo byly blízce navázány na mikroby podzemních vod. Rozdíly ve zjištěné míře pasivity coxsackievirů a poliovirů naznačují, že původní mikroorganismy podzemních vod možná produkují více než jednu částici ničící viry a že tyto částice mohou být podobného typu jako viry (Wall 2002). Zatímco aktivita mikroorganismů podzemní vod a přítomnost mimobuněčných enzymů jsou důležité, existuje zde také nejasný faktor, který ovlivňuje patogenní pasivitu.

Modely změn kvality vody

Na základě vývoje výzkumu a v souvislosti s přibývajícím objemem dat se rozvíjela i snaha o včlenění těchto poznatků do modelů, které by mohly být použity při zhodnocení rizika, spojeného se spolehlivostí podpovrchových čistících procesů v ASR a ASTR projektech. Použity byly 3 modely. Nejjednodušší „ASRRI“ byl vyvíjen v rámci projektu a uvažuje se o jeho využití jako třídícího nástroje. Zbývající dva modely byly existující modely „EASY-LEACHER“ (Stuyfzand, 1998) a „PHT3D“ (Prommer et al, 2003). Výše uvedené modely sloužily k popisu, integraci a analýze procesů odvozených od pozorování na 2 nejintenzivněji sledovaných lokalitách v Bolivaru a Somerenu. EASY-LEACHER byl částečně použit při poskytování dlouhodobých prognóz na rozpouštění minerálů a okrajových složek (makroionty, stopové prvky, organické nečistoty a radionuklidy), zvláště pro zdvojené studny, vsakovací nádrže a systémy břehové infiltrace.
PHT3D je všeobecně používaný 3dimenzionální transportní model MODFLOW/MT3DMS, který připojuje USGS model PHREEQC-2 (Parkhurstz a Appelo, 1999), pro výpočty široké škály biogeochemických reakcí. Což je optimální pro řešení geohydrologických a geochemických problémů. V závislosti na komplexnosti a koncepci modelu a jeho numerickém zavedení je aplikace PHT3D náročnější.

ASRRI

Jednoduchý model rizikového indexu ASRRI (verze 1) byl sestrojen, aby poskytoval data pro degradaci. Tato data mají být shromážděná v přijatelné formě, pro předpovídání doby setrvání vody v systému jednotlivých studní pro organické a mikrobiální nečistoty, aby se dosáhlo jejich přijatelné výše v kolektoru. Jednoduše řečeno, minimální délka dráhy a maximální efektivní pórovitost, díky nimž by regenerovaná voda dosáhla kvality požadovaných standardů, by mohla být odhadnuta také pro systém zdvojených studní (Miller et al., 2002). Standardní hodnoty použité pro snižování nečistot byly odvozeny z tabulky 2. Při aplikaci ASRRI na studijní příklady se správně předpokládalo celkové snížení patogenů na 4 místech, ze kterých byla data pořízena. Avšak vzhledem ke vzniku chyby ve výpočtu DBP forem uvnitř kolektoru došlo k nižší předpovědi koncentrace DBP v regenerované vodě na 3 z 8 lokalit. Model pro přítomnost forem DBP v kolektoru se v současné době vyvíjí. Na ostatních 5 z 8 míst ASRRI přecenila množství DBP v regenerované vodě, což umožnilo za těchto okolností uvažovat o tomto modelu jako o ukázkovém modelu pro regulační účely. Uživatelé mohou použít model ASRRI pro jakékoliv případy, kdy jsou známy informace o adsorpčních koeficientech a míře zředění čistou podzemní vodou.

EASY-LEACHER

Jednoduchý analytický 2D-rozměrný model EASY-LEACHER4.6 (Stuyfzand, 1998) je vhodný pro simulaci dynamických změn kvality infiltrace nekvalitní vody, oxidačního rozpouštění, což zajišťují anaerobní podmínky v kolektoru. Hlavní procesy, simulované v Somerenu, byly: odstranění a vyluhování zaměnitelných kationtů z přírodní podzemní vody, např. organických látek a pyritu. Hlavní použité reakce byly oxidace pyritu, oxidace organických látek a zaměnitelných kationtů. Celkový vyluhovací proces začal v nejpropustnější zóně labilními organickými látkami – LOM (20-55), pyritem (400-2 700) a méně rozpustnými organickými látkami TOM (1 000-20 000 - množství pórů).

Při zpracování EASY-LEACHER 4,6 na lokalitu v Bolivaru byly požadovány 3 varianty s různými parametry injektáže nekvalitních vod a geochemického složení. Pozorovací studny ve vzdálenosti 4 m a 50 m od ASR umožnily srovnávat mnohonásobné proudění vody póry (více než 200 m) v poloměru 4 m s menším prouděním póry (do 5) v poloměru 50 m. Hlavními procesy byla oxidace vtlačených rozpuštěných organických látek přivedeným kyslíkem a dusíkem, což se projevilo rozpouštěním kalcitu. Pozorovaná výměna kationtů byla důležitým příspěvkem ke koncentraci vápníku během zlomu ve vzdálenosti 50 m. Vyluhování kalcitu se předpokládá za 1000 až 10 000 let ve vzdálenosti 4 m. Z výše uvedeného je zřejmé, že stabilita studní nebude hrát velkou roli v ekonomice ASR studní. EASY-LEACHER je vhodný při vysvětlování citlivosti výměny kationtů a pohyblivosti amoniaku a draslíku v kolektoru. Dále je cenné použití modelu při rozlišování adsorpce z biodegradace při vysvětlování snižování množství organického uhlíku v kolektoru.

PH3D byl úspěšně aplikován při simulování hlavních fyzikálních a chemických procesů při terénních zkouškách v Somerenu, kde na teplotě závislá pyritová oxidace rozpuštěným kyslíkem a dusíkem byla shledána jako hlavní reaktivní proces, který je

zodpovědný za většinu změn kvality vody. Dočasný a územní vývoj redox potenciálu a pH byly dobře předpovězeny kalibrovaným modelem a jsou to klíčové parametry reagující na pohyblivost a stav znečišťujících mikročástic jako jsou herbicidy, léky, stopové kovy a stejně tak patogenní viry. Dále bylo zjištěno, že výměna kationtů nemá žádný zásadní vliv na kvalitu vody tam, kde organické látky přispívají 15 % ke spotřebě elektronů. Detailní popis modelové studie je v Prommer a Stuyfzand (2005a) a souhrn je uveden v Prommer a Stuyfzand (2005b).

PHT3D se také využíval pro analýzy získaných dat na lokalitě Bolivar. Simulace poskytla detailní kvantitativní popis hypotetických fyzikálních a biogeochemických procesů v Bolivaru a velmi dobře reprodukovala získaná data z hlediska iontové chemie, včetně redox stavu a pH. Modelová studie ukázala, lokálně pozorované významné hydrochemické změny během setrvání vody v kolektoru, které mohou být vysvětleny mikrobiální aktivitou, nebo částečně ztrátou biomasy. Na druhou stranu mohou být ve větším měřítku získaná hydrochemická data úspěšně modelována bez detailní simulace mikrobiální dynamiky. Výměna iontů a rozpouštění kalcitu byly shledány jako dominantní reaktivní procesy pro změny kvality vody ve studni ve vzdálenosti 50 m od zasakovacího objektu. Adaptabilita modelujících nástrojů umožňuje rychlou úpravu numerického modelu pro rozličné scénáře a pro stanovení vhodnosti probíhajících procesů a jejich vysvětlení na základě pozorovaných dat. Více detailů o studiu modelování je uvedeno v Greskowiak et al. (2005).

Závěry

Smrtelné patogeny a DPB byly určeny na všech důležitých lokalitách. Zředění DBP a EDC v zasáklých vodách závisí na redox potenciálu v kolektoru. Zásadní míra snižování patogenních biotitických procesů bude ještě dále zkoumána.
Rozvoj modelů zřeďování různých typů vod doplňuje data z terénu a růst spolehlivosti předpovídání míry zřeďování nekvalitních vod pro anorganické látky. Což se odráží zpětně na rozvoji modelů, které mohou používat regulátory jako indikátory nečistot a předpovídat velikost logaritmu snižování patogenů v prostoru mezi vsakováním nekvalitních vod do kolektorů a jejich zpětným čerpáním z ASR nebo ASTR operací.

Očekává se, že kvantitativní informace a model odvozený z tohoto projektu ulehčí návrh a regulaci zasakování nekvalitních vod v ASR a ASTR, aby se dosáhlo cílů požadované kvality vody pro zásadní parametry. Pozorování a proces založený na modelu odhaluje, že blízko vsakovacích studní se nastolil adaptabilní ekosystém, který je schopen vytvořit širokou škálu redox podmínek, které závisí na fázi vsakování nebo akumulace ASR cyklu.

Míra degradace a pasivity organismů uvedených v tabulce č. 2 závisí na těchto lokálních podmínkách a rovněž na stabilnějších podmínkách v kolektoru. ASTR projekty umožňují delší čas pro vsakované látky v kolektorech než ASR projekty a dávají tak větší šanci degradaci, resp. regeneraci zasáklé nekvalitní vody. ASR mají další výhody jako je cena a snazší údržba navržených technologií, které snižují zanesení vsakovacích zařízení. Studie ukazují, že ASR a ASTR mohou být považovány za spolehlivé součásti regeneračního

procesu nekvalitních vod a jejich vyčištění od všech patogenů a dalších studovaných kontaminantů.

Poděkování
Tato práce vznikla za podpory AWWARF (projekt 2618), the Bolivar Reclaimed water ASR Research Project Steering Committee, zahrnující SA Dept for Water Land and Biodiversity Conservation, SA Water Corporation, United Water International PtyLtd, CSIRO, a SA Department for Administrative and Information Services. Evropská unie (EU) také přispívá prostředníctvím 5. strukturního projektu CORONA. Další partneři, kteří přispěli informacemí a daty : Veolia Water, Water Corporation Eestern Australia, KIWA z Nizozemí, Las Vegas Valley Water District, East Bay Municipal Utility District Kalifornia, City of Charleston, Memphis Light, Gas and Water Div, Tennessee, Orange County Water District, Kalifornská a americká geologická služba. Autoři děkují Chrisu Rayburnovi (AWWARF), Rickovi Sakajimu (California Dept Health Services), Mikovi Cookovi (Anglian Water), Peterovi Foxovi (Universita Arizona), Takashimu Asanovi (Universita Kalifornie, Riversiode), kteří poskytli pomoc při tvorbě zpráv, Dr. H-J Albrechtsenovi za jeho konstruktivní recenzi návrhu tohoto díla.

Literatura

Banning, N., Toze, S. and Mee B. J. (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. Microbiology 149:47–55.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Davis, G., Miller, R., Correll, R., Kookana, R., Ying G.-G., Herczeg, A., Fildebrandt S., Banning, N., Gordon, C., Wall, K., Nicholson, B., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Gibert, M., Ingrand, V., Guinamant, J-L., Stuyfzand, P., Prommer, H., Greskowiak, J., Swift, R., Hayes, M., O'Hara, G., Mee, B., Johnson, I. (2005a). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 1. Water Quality

Improvement Processes. AWWARF Project 2618, Final Report.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Chen, Z., Barry, K., Gobet, P., Herczeg, A., Martin, R., Howles, S., Gerges N., Dennis, K., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Oliver, Y., Nicholson, B., Sovich, T., Hutchinson, A., Woodside, G., Tognolini, M., Sheikholelsami, A., Caughey, M., Brothers, K, Katzer, T., Leising, J., Quinn, W., Mirecki, J., Petkewitch, M., Conlon, K., Campbell, B., Stuyfzand, P., Bunnik, J., Medema, G.J., Vogelaar, A.J., Wakker, J., Verjeijden, S., Rattray, K., Martin, M., Xu, C., Von Hofe, F., Webb, J., Myers, T. and Johnson, I. (2005b). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 2. Compilation of Information from Ten Sites. AWWARF Project 2618, Final Report.

Gordon C. and Toze S. (2003). Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. Journal Applied Microbiology, 95(3) 536–544.

Greskowiak, J., Prommer, H., Vanderzalm, J., Pavelic, P., and Dillon, P. (2005). Quantifying biogeochemical ganges during ASR of reclaimed water at Bolivar, South Australia, (In this volume.)

Miller, R., Correll, R., Dillon, P. and Kookana, R. (2002). ASRRI: A predictive model of contaminant attenuation during aquifer storage and recovery. pp. 69–74 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema.

Miller, T.J. (2001). ASR in Wisconsin using the Cambrian-Ordovician aquifer. Tailored Collaboration Project Report, prepared by CH2M HILL for AWWARF, ISSBN 1-58321-166-7, 352 pp.

Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Pavelic, P. (2002). Fate of disinfection by-products during aquifer storage and recovery. pp. 155–160 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema. Parkhurst D.L. and C.A.J. Appelo (1999). PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U. S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 99-4259.

Pavelic,P., Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Barry, K.E. (2005). Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water. *Journal of Contaminant Hydrology* 77(4).

Prommer H., Barry, D. A., and Zheng, C. 2003. MODFLOW/MT3DMS based reactive multi-component transport modelling. Ground Water, 41(2), 247–257.

Prommer, H., and Stuyfzand, P. J. (2005a). Identification of temperature-dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. Environ. Sci. and Technol., doi: 10.1021/es0486768 S0013- 936X(04)08676-6.

Prommer, H. and Stuyfzand, P. (2005b). On the use of reactive multicomponent transport modelling for assessing water quality changes during managed aquifer recharge. (In this volume.)

Skjemstad, J.O., Hayes, M.H.B. and Swift, R.S. (2002). Changes in natural organic matter during aquifer storage. pp. 149–154 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (Ed.) A.A. Balkema. Stuyfzand, P.J. 1998. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. pp. 427–434 in: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intnl. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema. Toze, S. (2004). Pathogen survival in groundwater during artificial Recharge. pp. 70–84 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Toze, S., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L. and McCrow, A. (2004) Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent.pp. 53–60 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Vanderzalm, J.L., Le Gal La Salle, C., Hutson, J.L. and Dillon, P. J. (2002). Water quality changes during aquifer storage and recovery at Bolivar, South Australia. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), 83 –88. A.A. Balkema.

Wall, K. (2002) Interactions Of Groundwater Microorganisms With Enteric Viruses Honours Thesis, Department of Biology Murdoch University.

Ying, G.G., Kookana, R.S. and Dillon, P.J. (2003). Sorption and degradation of five selected endocrine disrupting chemicals in aquifer material. Water Research. Vol 37, pp. 3785–3791.

Zlepšování kvality vody během její akumulace v kolektoru a obnovení na 10 lokalitách

Peter Dillon, Simon Toze, Paul Pavelic, Joanne Vanderzalm, Karen Barry, Guang-Guo Ying, Rai Kookana, Jan Skjemstad, Brenton Nicholson, Rosalind Miller, Ray Correll, Henning Prommel, Janek Greskowiak, Pieter Stuyfzand.

Abstract

Výsledky literární rešerše a terénního zhodnocení až 10 lokalit s různými typy kolektorů ve Spojených státech, Austrálii a Nizozemí byly přijaty pro stanovení standardů přírodních organických látek, vedlejších produktů desinfekce a vybraných endokrinních a patogenních látek během podpovrchové akumulace. Článek American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) popisuje studijní lokality, vysvětluje stavbu a geochemické podmínky kolektorů. Pokles organických látek probíhá rychleji u látek, které tvoří těžší molekuly. Do této skupiny patří např. polysacharidy citlivé na mikrobiální degradaci. Kyselé materiály s nižší molekulární hmotností byly odolné a měly nezřetelnou stopu v podzemní vodě. Trihalometany byly degradovány vlivem anaerobních podmínek s degradací chloroformu, který vyžaduje redukční prostředí a vyskytuje se častěji při redukci síranů a v metanogenickém prostředí. Haloacetické kyseliny byly degradovány vlivem aerobních a anaerobních podmínek. Při testování 5 endokrinních chemikálií byly 2 degradovány v aerobních podmínkách a žádná v anaerobních podmínkách. Vybrané patogenní viry, bakterie a protozoi nebyly během své přítomnosti v kolektoru v aerobním prostředí aktivní. Při průtoku vody aerobním a anaerobním prostředím dochází k naředění výše uvedených kontaminantů. Ve dvou lokalitách byly použity tři různé modely pro testování změny kvality zasakované vody v čase.

Úvod

V mnohých zemích je čerpána kvalitní podzemní voda pro zásobování obyvatel pitnou vodou a přitom jsou tyto podzemní vody dotovány často nekvalitní vodou povrchovou. Kvalita podzemní vody je do značné míry ovlivněna vlastnostmi horninového prostředí, přes které méně kvalitní vody prosakují až k hladině podzemní vody. S rostoucími znalostmi o kontaminaci podzemních vod určitými látkami, přibývají také znalosti o možnostech jejich dekontaminace. Z výše uvedeného vyplývá, že udržitelné samočistící procesy probíhají v horninovém prostředí tak dlouho, dokud není asimilační kapacita horninového prostředí překročena. Pak může horninového prostředí poskytnout zlepšování kvality zasakované vody během Management of Aquifer Recharge (MAR). Mezinárodní projekt podporovaný American Water Works Association Research

Foundation (AWWARF) byl realizován, aby stanovil hodnoty (Dillon et al., 2005a) pro nařeďování na limitní hodnotu patogenů a organických substancí. Tato měření byla z velké části provedena v terénních podmínkách. Rozsah typů horninového prostředí, popsaných Dillon et al. (2005b) je velmi široký. Monitoring zasakovaných a podzemních vod je důležitý pro porozumění procesů v nesaturované zóně, které zlepší nebo zhorší kvalitu zasakované vody.

Do projektu bylo zapojeno konsorcium 10 organizací, 6 z Aquifer Storage and Recovery (ASR) - obnovení kvality vody pomocí jejího vtlačení do vrtů a 4 z Aquifer Storage Transfer and Recovery (ASTR) - obnovení kvality vody pomocí oddělených vrtů. Vybrané lokality se nacházely v USA, Austrálii a v Nizozemí. V každé z nich probíhal monitoring změn kvality zasakované nekvalitní vody a následně kvality čerpané podzemní vody. Prvním cílem bylo určit množství desinfekce, jejich vedlejší produkty a sekundární patogeny. Druhým úkolem bylo s pomocí literatury a terénních pozorování určit kategorie a faktory ovlivňující míru zředění nekvalitních vod, resp. možnost zlepšení kvality zasakovaných vod. Pro doplnění chybějících informací probíhaly i laboratorní testy. Jejich cílem bylo stanovení míry zředění vybraných endokrinních látek v zasakovaných vodách v testovaném horninovém prostředí. Třetím úkolem pak bylo vytvoření modelu, který by predikoval snižující se samočistící kapacitu horninového prostředí, kterým nekvalitní voda prosakuje.

Metody

V tabulce č. 1 jsou popsány charakteristiky vybraných deseti lokalit. Zasakovaná voda zahrnovala vyčištěnou splaškovou vodu, přívalovou kalnou vodu, povrchovou vodu s různými úrovněmi čistoty a podzemní vodu. Sedm z vybraných lokalit včetně všech lokalit v USA zasakovaly vody s dezinfekčními prostředky. Kolektory v téměř všech místech byly souvislé, tři z nich měly aerobní podmínky v kolektorech. Čtyři testované lokality byly v prostředí pískovců, ostatních šest lokalit bylo v prostředí písků a štěrků v různém stupni ulehlosti. Na všech místech byla zasakována voda o různé kvalitě. Na lokalitách v USA byly zasakovány vody, které obsahovaly vedlejší produkty desinfekce zejména trihalometany, jejichž koncentrace se na některých místech zvýšila během akumulace. Na dvou lokalitách v Austrálii a v Nizozemí nebyla desinfekce zasakovaných vod použita a obsah patogenů byl pod úrovní registrace. Na některých místech byly registrovány zvláštní vlastnosti vody. Ty ale nemohly být dále zkoumány pro nedostatek vhodných dat z monitoringu vod, nebo z důvodu překročení možností projektu (pohyb kovů, produkce hydrogensulfidů, reakce chlóru s organickými látkami a mísení s minerály nebo s vodou bohatou na radon).

Po zjištění existence dalších ASR a ASTR lokalit, kde mohou být získána potřebná data, bylo kontaktováno dalších 30 provozovatelů ASR. Byl připojen dotazník ohledně kvality vody (vytvořen Dr. Ivanem Johnsonem pro ASCE), který byl převeden do elektronické formy, instalován na webu a rozšiřován e-maily. Kromě deseti již existujících spoluřešitelů se dotazníky setkaly se slabou odezvou. Jedno z hledaných klíčových kriterií pro monitoring jakosti vod bylo nalezení alespoň jednoho parametru, který by mohl být použit pro stanovení podílu zasakované vody a podzemní vody v každém odebíraném vzorku podzemní vody. Vybrané parametry jsou uvedeny v tabulce č. 1. Jediná použitelná data pocházela z ASR projektu v Oak Creeku, Wisconsin (Miller, 2001).

Adsorpce a biodegradace 5 endokrinních látek byly zhodnoceny ve studiích z kolektorů v Bolívaru, popsaných Ying et al. (2003).

Ze získaných informací z deseti míst bylo jasné, že vstupní a výstupní analýzy pro vybrané parametry bylo možné získat na každém místě. Například údaje o DBP byla na 7 z 10 míst a data o snižování patogenů byla ze 4 míst (všechna byla mimo USA). Nejjednodušší forma modelace (risk index approach) byla provedena na všech místech. Bylo jasné, že data z Bolívaru a Somerenu poskytla silný základ pro vyhodnocovací procesy. A proto to byla 2 místa, kde byly aplikovány pokročilejší modely.

Tab. 1 – zhodnocení vlastností míst, kde probíhala ASR studie (podle Dillon et al. 2005b)

studijní místo	zdroj vody	kolektor*	předpokládaná kvalita vody**	režim a rozsah operace	indikátory
Bolivar South AUS	přečištěná odpadní voda, voda z laguny chlorace	napjatý, anaerobní vápenec, písek	patogeny, OC N, Fe, Mn	jednotlivá studna + 14 studní ve vzdál. do 300 m, od roku 1999	F, Cl, Br, $_{18}O$, deuterium
Talbert Gap Orange County CA, USA	upravená vyčištěná odpadní voda	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	OC-DBP PhAC	jednotlivé vrty a studny od 1975	Cl
East Bay Oakland CA, USA	Vodovod, místní odtok chlorace, filtrace	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	N a dusičnany OC-THM Mn	od 1998	Cl
Las Vegas NV, USA	jezerní a říční voda, čištěná, chlorace	napjatý, aerobní, stmel. štěrk a písek	OC-TOC viry a tvrdost	jednotlivé vrty a studny	Cl
Charleston SC, USA	Říční voda čištěná	napjatý, anaerobní vápenec, pískovec	THM, HCO_3 H_2S , Cl	jednotlivé studny	Cl
Someren DIZON Netherlands	voda z průplavu čištěná-filtrace, flotace	napjatý, anaerobní písek	Fe, Mn, N, SO_4 As, Ba, Co, Ni, Zn, patogeny	jednotlivá studna	Cl, HCO_3 teplota
Jandakot w. AUS	Povrch. voda mělká podz.voda chlorace	napjatý, anaerobní písek, pískovec	DOC, DBP patogeny, Fe, Mn, H_2S, N, zákal, teplota	zkouška	Cl
Clayton South AUS	jezerní voda filtrace	volný, aerobní krasový vápenec	patogeny, tvrdost, salinita	jednotlivé studny a vrty	Cl
Andrews farm South AUS	městský odtok zadržovací nádrž	napjatý, anaerobní vápenec	patogeny, pesticidy,	ASR studna 1993-98	Cl

	čištění		salinita	3 studny 25,65 m a 325 m	
Memphis TN, USA	neupravená podzemní voda	napjatý, anaerobní aluviální písky	THM	jednotlivá ASR studna zahájeno v 1998	F

Legenda: * pouze z míst, kde byly k dispozici mineralogické analýzy, ** bylo změřeno mnoho kvalitativních vlastností vody kromě těch, co jsou uvedeny v seznamu; DBP – vedlejší produkty desinfekce

Zlepšování kvality vody

Po té, co se voda vtlačí do kolektoru, dojde vlivem biochemických procesů postupně ke změně její kvality. V kolektorech s anaerobním prostředím (lokality ASR) injektovaná voda prostupuje redoxním gradientem, aktivují se vodní částice mikrobiálních komunit, z nichž každá je schopna snižovat množství anorganických látek jako jsou dusičnany a sírany či další organické látky. Jestliže injektovaná voda obsahuje částečně odbouratelný organický uhlík, tam v okolí injekčních vrtů existuje vysoce redukční prostředí a dochází zde k dalšímu odbourání široké škály látek včetně chloroformu. V případě, že redox gradient není sledován, nejsou procesy snižování pro organické látky tak rozsáhlé, ale mohou být účinné pro patogeny. Změny pH, rozpouštění minerálů a výměny kationtů mohou přispět ke změně kvality vody (pozorované na lokalitách ASR).

Tabulka 2 shrnuje poznatky ze studie. S ohledem na omezené možnosti rozsahu prezentované problematiky v článku odkazujeme čtenáři na publikace Dillon et al. (2005b) a Dillon et al. (2005a).

Tab. 2 Čas a na snížení 90% množství životaschopných mikroorganizmů nebo koncentrace druhů injektovaných do kolektoru s aerobním nebo anaerobním prostředím (podle Dillona et al., 2005a)

druhy	aerobní kolektory (dny)	anaerobní kolektory - b (dny)
Pathogeny [c]		
viry	**1-10 (2)**	**8-143 (4)**
protozoa	**ND**[d]	**21 (1)**
bakterie	**více než 1-7 (2)**	**2-8 (4)**
Endokrinní disruptors		
estradiol (E_2)	**6 (1)**	**400**
ethynlestradiol (EE_2)	**560 (1)**	**UD (1)**
bisfenol A (BPA)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-t-oktylfenol (OP)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-n nonylfenol (NP)	**25 (1)**	**UD (1)**

Legenda:

- **g- změnit t_{90} (jeden log_{10} snížení) na poloviční život, děleno 3,32**
- **h- anaerobní podmínky zde mohou být brány jako podpora denitrifikace, ale ne redukce síranů. Šiší škála podmínek pro snižování THM je seosáno v Dilon et al. (2005a).**
- **i- části několika nterovirů, protozoí a bakterií v difuzní komoře a při laboratorních studiích, které použily podzemní vodu z široké škály kolektorů, včetně The Hall Head MAR, které je zmíněno v Toze et al. (2004).**

(n) indikuje počet míst, kde byla data odvozena

n je mezi 1-4

d- ND= neděláno

e- horní položka odhadnuta ze 130 dní

vhodná teplota pro studium patogenů je 25-28°C, pro DBP studie; aerobní – 18-21°C, anaerobní – 13-26°C

Vedlejší produkty desinfekce (DBP)

Přítomnost DBP, hlavně trihalometanů, byla zjištěna na 8 lokalitách ASR, včetně Oak Creek, Wisconsin. Hlavní část rovnovážných výpočtů byla provedena zhodnocením části vtlačených vod s DBP. DBP obsažené v zasakovaných vodách byly při průchodu vody kolektorem redukovány na 5 lokalitách. Mikrobiální snížení DBP v podzemních vodách jako jsou THM a haloacetické kyseliny bylo prokázáno jak při laboratorních testech, tak v přírodním prostředí na lokalitách ASR. Odstranění HAA z injektovaných vod může nastat relativně rychle v aerobním i v anaerobním prostředí. Odstranění chlorových složek THM z výše uvedených vod vyžaduje anaerobní prostředí. Literatura popisující výsledky laboratorních studií uvádí, že odstranění chloroformu nastává pouze v přítomnosti síranů v redukčních nebo metanogenních podmínkách. THM s vysokým obsahem bromidů je možno odstranit z vod za všech okolností, s bromoformem se odstraňují z vod nejrychleji. Nejdůležitějším faktorem pro snižování obsahu THM ve vodách je redox potenciál kolektoru. Adsorpce a hydrolýza nejsou hlavními způsoby odstranění THM na rozdíl od haloacetondusičnanů (HAN), které se odstraňují hydrolýzou. Na dvou lokalitách (Memphis a Las Vegas) se vyskytovalo významné množství chloroformu v podzemních vodách. Existující formace DBP ze sítě však neposkytla dostatečné informace.

Zjistilo se, že zředění THM se na různých lokalitách lišilo až o dva řády. Dále se ukázalo, že chloroform je stálejší než ostatní THM složky, což se očekávalo. Důkazy pro redukci DBP (FP) byly zjištěny na dvou lokalitách, kde byla data k dispozici. Na lokalitě Bolivar je redukce FP výsledkem postupného odbourávání ostatních přítomných kontaminantů obsažených ve vodách (Pavelic et al. 2005).

Přírodní organické látky

Pro popis frakcí organického uhlíku (OC) byl vytvořen koncepční model, který vysvětluje procesy v Bolivaru. Jsou to: filtrace částečně organického uhlíku, sorpce těžších molekul rozpuštěných v organických látkách (DOM) a bioakumulace 0-alkyl uhlíku, která se vyskytla blízko vsakovací studny. Tyto procesy přispěly k rychlejšímu biologickému růstu a k rychlé potřebě elektronových přijímačů.

Během vstřikování nekvalitních vod do horninového prostředí v Bolivaru byly hydrofilní složky na bázi XAD-4 ztraceny, pravděpodobně vlivem mikrobiálního rozložení. Těžší, více kyselé látky se sorbovaly a vysrážely v kolektoru. Více hydrofobické složky na bázi XAD-8 byly méně vázány na minerální hmotu kolektoru a zůstaly přítomny ve vodě. Po počáteční fázi sorpce se v pozorovacích studních ve vzdálenosti 4, 50 a 75 m objevila částečná ztráta zbytkového rozpuštěných organických látek (DOM). Organický uhlík klesl v menší míře než většina DOM během přítomnosti a formace DBP poklesla v menší míře, než bylo předpokládáno na základě zředění TOC. Průlom v regenerované vodě ve

studni vzdálené 50 m od vtlačovací studny ukázal, že organický uhlík se vrací velmi rychle k jaderné magnetické resonanci (NMR), podobné té od přírodní vody (Skjemstad et al., 2002).

Endokrinní látky (EDCs = Endocrine Disrupting Chemicals)

Sorpce a degradace 5 vybraných látek EDC /bisfenol A (BPA), 17-beta estradiol (E2), 17-alfa ethynyl estradiol (EE2), 4-tert-octyl fenol (4-t-OP) a 4-n-nonyl fenol (4-n-NP)/ byly studovány v laboratoři na materiálu z jader a okolní vody z Bolivaru (Ying et al., 2003). Sorpční koeficienty, měřené na pórovitých materiálech, se vyskytovaly v následujícím pořadí: 4-n-NP více než 4-t-OP více než EE2 více než BPA, s K_{oc} v rozpětí od 39 000 do 780 L/kg s lineárními isothermami pro vápencové kolektory v Bolivaru. Zkoušky degradace na 5 EDC ukázaly, že E_2 a 4-n-NP degradovaly rychleji v kolektoru s aerobním prostředí, zatímco ostatní chemikálie zůstaly téměř nezměněny.

Malá nebo žádná degradace 5 EDC byla zjištěna v okolní podzemní vodě po 70 dnech v anaerobních podmínkách, protože je redoxní potenciál důležitým faktorem při degradaci EDC, v tomto prostředí aerobní podmínky podporují degradaci E_2 a 4-n-NP. Další biodegradační pokusy, využívající regenerovanou vodu jsou plánovány, aby zhodnotily odstranění mikrobiálních společenstev umožňujících změnu EDC. Tento způsob degradace nebyl v této studii hodnocen.

Patogeny

Shrnutím literatury se zjistilo, že mnohé patogenní mikroorganizmy jsou schopné přežívat v rozličných podmínkách (Toze, 2004), ale očekává se, že stupeň pohybu a přežití mikrobiálních patogenů bude na každém místě specifické. Mnohé z informací použitých v rešerši detailně popisují přežívání mikrobiálních patogenů v relativně klidném prostředí. Na lokalitách ASR je vtlačená voda a prostředí s širokým rozpětím přírodních podmínek, jako je redox potenciál, obsah živin a změny teploty. Literatura a i laboratorní studie ukázaly, že enterické patogeny v kolektorech neúspěšně soutěží s původním mikrobiální flórou a že jsou často neaktivní. Velmi častá pasivita patogenů by mohla být popsána exponenciální funkcí, která potřebuje pouze 1 parametr, čas pro 1-log10 odstranění. Neprováděly se žádné pokusy, podle kterých by se prokázala pasivita patogenů. Pro detailnější členění byla podpovrchová biosféra rozdělena do dvou zón – mikrobiální biofilm, který se vyskytuje ve vsakovacích studních a jejich okolí, a kolektor v širším okolí studní, kde je poměr mezi tepelným přenosem, výtokem živin a mikrobiální biomasou nižší.

Pro určení hlavního faktoru ovlivňujícího pasivitu virů byly v laboratoři testovány různé teploty a různé hladiny kyslíku a živin za přítomnosti či absence původních mikroorganismů v podzemní vodě. Pasivita E-coli a bakteriofágu MS_2 byly zjištěny podle jejich ztráty, zatímco ztráty poliovirů (viry dětské obrny) a coxsackievirů byly určeny nedostatečnou přítomností RT-PCR. Výsledky ukazovaly, že faktorem, který má největší vliv na pasivitu výše uvedených virů a indikuje mikroorganismy, jsou původní mikroorganismy v podzemní vodě. Výsledky také naznačují, že teplota, přítomnost kyslíku a živin nepřímo ovlivňuje viry a přežívání mikroorganismů tím, že zvyšuje aktivitu původních mikroorganismů. Všechny testované viry a mikroorganismy se staly

pasivními mnohem rychleji v aerobním prostředí za zvýšené teploty, bez dalších živin a za přítomnosti původních mikroorganismů v podzemní vodě (Gordon and Toze 2003).

Vliv studňového biofilmu na odumírání patogenů byl úspěšně probádán pomocí použití světélkujících bílkovinných genů (GFP). GFP jako bakteriální značkovač s PI „zašpiní“ E-coli, aby ji mohl identifikovat v promíchané populaci a rozlišovat živé, mrtvé nebo umírající buňky E-coli. Díky těmto technikám je možné ukázat, že E-coli se může integrovat do směsice částic vodního biofilmu a přetrvat déle než za podmínek, kdy biofilm chybí. V podzemní vodě je tato stálost delší než ve vodě regenerované (Banning et al. 2002). Další práce je zajištěna díky efektu, že rozvoj biofilmu nastává na základě odumírání dalších mikrobiálních patogenů.

Byla také studována role původních mikroorganismů z podzemní vody při pasivitě poliovirů a coxsackievirů. Membrána rozdělená na přibližně 250 000 molekul se použila pro oddělení virů od původních mikroorganismů z podzemní vody, z důvodu určení, zda je potřeba fyzický kontakt pro nastolení pasivity. Pasivita poliovirů nastala i bez přímého kontaktu s mikroorganismy podzemní vody. Z výše uvedeného vyplývá, že složky o hmotnosti menší než 250 000 molekul, které ničí viry, by mohly být produkovány původními mikroorganismy podzemních vod. Coxsackievir potřebuje bližší, možná přímý kontakt s mikroorganismy podzemních vod, aby se dosáhlo určité míry pasivity, která je zjistitelná. Rozklad coxsackievirů byl způsoben látkami, které byly buď větší než váha 250 000 molekul, nebo byly blízce navázány na mikroby podzemních vod. Rozdíly ve zjištěné míře pasivity coxsackievirů a poliovirů naznačují, že původní mikroorganismy podzemních vod možná produkují více než jednu částici ničící viry a že tyto částice mohou být podobného typu jako viry (Wall 2002). Zatímco aktivita mikroorganismů podzemní vod a přítomnost mimobuněčných enzymů jsou důležité, existuje zde také nejasný faktor, který ovlivňuje patogenní pasivitu.

Modely změn kvality vody

Na základě vývoje výzkumu a v souvislosti s přibývajícím objemem dat se rozvíjela i snaha o včlenění těchto poznatků do modelů, které by mohly být použity při zhodnocení rizika, spojeného se spolehlivostí podpovrchových čistících procesů v ASR a ASTR projektech. Použity byly 3 modely. Nejjednodušší „ASRRI“ byl vyvíjen v rámci projektu a uvažuje se o jeho využití jako třídícího nástroje. Zbývající dva modely byly existující modely „EASY-LEACHER“ (Stuyfzand, 1998) a „PHT3D“ (Prommer et al, 2003). Výše uvedené modely sloužily k popisu, integraci a analýze procesů odvozených od pozorování na 2 nejintenzivněji sledovaných lokalitách v Bolivaru a Somerenu. EASY-LEACHER byl částečně použit při poskytování dlouhodobých prognóz na rozpouštění minerálů a okrajových složek (makroionty, stopové prvky, organické nečistoty a radionuklidy), zvláště pro zdvojené studny, vsakovací nádrže a systémy břehové infiltrace.
PHT3D je všeobecně používaný 3dimenzionální transportní model MODFLOW/MT3DMS, který připojuje USGS model PHREEQC-2 (Parkhurstz a Appelo, 1999), pro výpočty široké škály biogeochemických reakcí. Což je optimální pro řešení geohydrologických a geochemických problémů. V závislosti na komplexnosti a koncepci modelu a jeho numerickém zavedení je aplikace PHT3D náročnější.

ASRRI

Jednoduchý model rizikového indexu ASRRI (verze 1) byl sestrojen, aby poskytoval data pro degradaci. Tato data mají být shromážděná v přijatelné formě, pro předpovídání doby setrvání vody v systému jednotlivých studní pro organické a mikrobiální nečistoty, aby se dosáhlo jejich přijatelné výše v kolektoru. Jednoduše řečeno, minimální délka dráhy a maximální efektivní pórovitost, díky nimž by regenerovaná voda dosáhla kvality požadovaných standardů, by mohla být odhadnuta také pro systém zdvojených studní (Miller et al., 2002). Standardní hodnoty použité pro snižování nečistot byly odvozeny z tabulky 2. Při aplikaci ASRRI na studijní příklady se správně předpokládalo celkové snížení patogenů na 4 místech, ze kterých byla data pořízena. Avšak vzhledem ke vzniku chyby ve výpočtu DBP forem uvnitř kolektoru došlo k nižší předpovědi koncentrace DBP v regenerované vodě na 3 z 8 lokalit. Model pro přítomnost forem DBP v kolektoru se v současné době vyvíjí. Na ostatních 5 z 8 míst ASRRI přecenila množství DBP v regenerované vodě, což umožnilo za těchto okolností uvažovat o tomto modelu jako o ukázkovém modelu pro regulační účely. Uživatelé mohou použít model ASRRI pro jakékoliv případy, kdy jsou známy informace o adsorpčních koeficientech a míře zředění čistou podzemní vodou.

EASY-LEACHER

Jednoduchý analytický 2D-rozměrný model EASY-LEACHER4.6 (Stuyfzand, 1998) je vhodný pro simulaci dynamických změn kvality infiltrace nekvalitní vody, oxidačního rozpouštění, což zajišťují anaerobní podmínky v kolektoru. Hlavní procesy, simulované v Somerenu, byly: odstranění a vyluhování zaměnitelných kationtů z přírodní podzemní vody, např. organických látek a pyritu. Hlavní použité reakce byly oxidace pyritu, oxidace organických látek a zaměnitelných kationtů. Celkový vyluhovací proces začal v nejpropustnější zóně labilními organickými látkami – LOM (20-55), pyritem (400-2 700) a méně rozpustnými organickými látkami TOM (1 000-20 000 - množství pórů).

Při zpracování EASY-LEACHER 4,6 na lokalitu v Bolivaru byly požadovány 3 varianty s různými parametry injektáže nekvalitních vod a geochemického složení. Pozorovací studny ve vzdálenosti 4 m a 50 m od ASR umožnily srovnávat mnohonásobné proudění vody póry (více než 200 m) v poloměru 4 m s menším prouděním póry (do 5) v poloměru 50 m. Hlavními procesy byla oxidace vtlačených rozpuštěných organických látek přivedeným kyslíkem a dusíkem, což se projevilo rozpouštěním kalcitu. Pozorovaná výměna kationtů byla důležitým příspěvkem ke koncentraci vápníku během zlomu ve vzdálenosti 50 m. Vyluhování kalcitu se předpokládá za 1000 až 10 000 let ve vzdálenosti 4 m. Z výše uvedeného je zřejmé, že stabilita studní nebude hrát velkou roli v ekonomice ASR studní. EASY-LEACHER je vhodný při vysvětlování citlivosti výměny kationtů a pohyblivosti amoniaku a draslíku v kolektoru. Dále je cenné použití modelu při rozlišování adsorpce z biodegradace při vysvětlování snižování množství organického uhlíku v kolektoru.

PH3D byl úspěšně aplikován při simulování hlavních fyzikálních a chemických procesů při terénních zkouškách v Somerenu, kde na teplotě závislá pyritová oxidace rozpuštěným kyslíkem a dusíkem byla shledána jako hlavní reaktivní proces, který je

zodpovědný za většinu změn kvality vody. Dočasný a územní vývoj redox potenciálu a pH byly dobře předpovězeny kalibrovaným modelem a jsou to klíčové parametry reagující na pohyblivost a stav znečišťujících mikročástic jako jsou herbicidy, léky, stopové kovy a stejně tak patogenní viry. Dále bylo zjištěno, že výměna kationtů nemá žádný zásadní vliv na kvalitu vody tam, kde organické látky přispívají 15 % ke spotřebě elektronů. Detailní popis modelové studie je v Prommer a Stuyfzand (2005a) a souhrn je uveden v Prommer a Stuyfzand (2005b).

PHT3D se také využíval pro analýzy získaných dat na lokalitě Bolivar. Simulace poskytla detailní kvantitativní popis hypotetických fyzikálních a biogeochemických procesů v Bolivaru a velmi dobře reprodukovala získaná data z hlediska iontové chemie, včetně redox stavu a pH. Modelová studie ukázala, lokálně pozorované významné hydrochemické změny během setrvání vody v kolektoru, které mohou být vysvětleny mikrobiální aktivitou, nebo částečně ztrátou biomasy. Na druhou stranu mohou být ve větším měřítku získaná hydrochemická data úspěšně modelována bez detailní simulace mikrobiální dynamiky. Výměna iontů a rozpouštění kalcitu byly shledány jako dominantní reaktivní procesy pro změny kvality vody ve studni ve vzdálenosti 50 m od zasakovacího objektu. Adaptabilita modelujících nástrojů umožňuje rychlou úpravu numerického modelu pro rozličné scénáře a pro stanovení vhodnosti probíhajících procesů a jejich vysvětlení na základě pozorovaných dat. Více detailů o studiu modelování je uvedeno v Greskowiak et al. (2005).

Závěry

Smrtelné patogeny a DPB byly určeny na všech důležitých lokalitách. Zředění DBP a EDC v zasáklých vodách závisí na redox potenciálu v kolektoru. Zásadní míra snižování patogenních biotitických procesů bude ještě dále zkoumána.
Rozvoj modelů zřeďování různých typů vod doplňuje data z terénu a růst spolehlivosti předpovídání míry zřeďování nekvalitních vod pro anorganické látky. Což se odráží zpětně na rozvoji modelů, které mohou používat regulátory jako indikátory nečistot a předpovídat velikost logaritmu snižování patogenů v prostoru mezi vsakováním nekvalitních vod do kolektorů a jejich zpětným čerpáním z ASR nebo ASTR operací.

Očekává se, že kvantitativní informace a model odvozený z tohoto projektu ulehčí návrh a regulaci zasakování nekvalitních vod v ASR a ASTR, aby se dosáhlo cílů požadované kvality vody pro zásadní parametry. Pozorování a proces založený na modelu odhaluje, že blízko vsakovacích studní se nastolil adaptabilní ekosystém, který je schopen vytvořit širokou škálu redox podmínek, které závisí na fázi vsakování nebo akumulace ASR cyklu.

Míra degradace a pasivity organismů uvedených v tabulce č. 2 závisí na těchto lokálních podmínkách a rovněž na stabilnějších podmínkách v kolektoru. ASTR projekty umožňují delší čas pro vsakované látky v kolektorech než ASR projekty a dávají tak větší šanci degradaci, resp. regeneraci zasáklé nekvalitní vody. ASR mají další výhody jako je cena a snazší údržba navržených technologií, které snižují zanesení vsakovacích zařízení. Studie ukazují, že ASR a ASTR mohou být považovány za spolehlivé součásti regeneračního

procesu nekvalitních vod a jejich vyčištění od všech patogenů a dalších studovaných kontaminantů.

Poděkování
Tato práce vznikla za podpory AWWARF (projekt 2618), the Bolivar Reclaimed water ASR Research Project Steering Committee, zahrnující SA Dept for Water Land and Biodiversity Conservation, SA Water Corporation, United Water International PtyLtd, CSIRO, a SA Department for Administrative and Information Services. Evropská unie (EU) také přispívá prostředníctvím 5. strukturního projektu CORONA. Další partneři, kteří přispěli informacemí a daty : Veolia Water, Water Corporation Eestern Australia, KIWA z Nizozemí, Las Vegas Valley Water District, East Bay Municipal Utility District Kalifornia, City of Charleston, Memphis Light, Gas and Water Div, Tennessee, Orange County Water District, Kalifornská a americká geologická služba. Autoři děkují Chrisu Rayburnovi (AWWARF), Rickovi Sakajimu (California Dept Health Services), Mikovi Cookovi (Anglian Water), Peterovi Foxovi (Universita Arizona), Takashimu Asanovi (Universita Kalifornie, Riversiode), kteří poskytli pomoc při tvorbě zpráv, Dr. H-J Albrechtsenovi za jeho konstruktivní recenzi návrhu tohoto díla.

Literatura

Banning, N., Toze, S. and Mee B. J. (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. Microbiology 149:47–55.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Davis, G., Miller, R., Correll, R., Kookana, R., Ying G.-G., Herczeg, A., Fildebrandt S., Banning, N., Gordon, C., Wall, K., Nicholson, B., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Gibert, M., Ingrand, V., Guinamant, J-L., Stuyfzand, P., Prommer, H., Greskowiak, J., Swift, R., Hayes, M., O'Hara, G., Mee, B., Johnson, I. (2005a). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 1. Water Quality

Improvement Processes. AWWARF Project 2618, Final Report.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Chen, Z., Barry, K., Gobet, P., Herczeg, A., Martin, R., Howles, S., Gerges N., Dennis, K., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Oliver, Y., Nicholson, B., Sovich, T., Hutchinson, A., Woodside, G., Tognolini, M., Sheikholelsami, A., Caughey, M., Brothers, K, Katzer, T., Leising, J., Quinn, W., Mirecki, J., Petkewitch, M., Conlon, K., Campbell, B., Stuyfzand, P., Bunnik, J., Medema, G.J., Vogelaar, A.J., Wakker, J., Verjeijden, S., Rattray, K., Martin, M., Xu, C., Von Hofe, F., Webb, J., Myers, T. and Johnson, I. (2005b). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 2. Compilation of Information from Ten Sites. AWWARF Project 2618, Final Report.

Gordon C. and Toze S. (2003). Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. Journal Applied Microbiology, 95(3) 536–544.

Greskowiak, J., Prommer, H., Vanderzalm, J., Pavelic, P., and Dillon, P. (2005). Quantifying biogeochemical ganges during ASR of reclaimed water at Bolivar, South Australia, (In this volume.)

Miller, R., Correll, R., Dillon, P. and Kookana, R. (2002). ASRRI: A predictive model of contaminant attenuation during aquifer storage and recovery. pp. 69–74 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema.

Miller, T.J. (2001). ASR in Wisconsin using the Cambrian-Ordovician aquifer. Tailored Collaboration Project Report, prepared by CH2M HILL for AWWARF, ISSBN 1-58321-166-7, 352 pp.

Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Pavelic, P. (2002). Fate of disinfection by-products during aquifer storage and recovery. pp. 155–160 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema. Parkhurst D.L. and C.A.J. Appelo (1999). PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U. S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 99-4259.

Pavelic,P., Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Barry, K.E. (2005). Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water. *Journal of Contaminant Hydrology* 77(4).

Prommer H., Barry, D. A., and Zheng, C. 2003. MODFLOW/MT3DMS based reactive multi-component transport modelling. Ground Water, 41(2), 247–257.

Prommer, H., and Stuyfzand, P. J. (2005a). Identification of temperature-dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. Environ. Sci. and Technol., doi: 10.1021/es0486768 S0013- 936X(04)08676-6.

Prommer, H. and Stuyfzand, P. (2005b). On the use of reactive multicomponent transport modelling for assessing water quality changes during managed aquifer recharge. (In this volume.)

Skjemstad, J.O., Hayes, M.H.B. and Swift, R.S. (2002). Changes in natural organic matter during aquifer storage. pp. 149–154 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (Ed.) A.A. Balkema. Stuyfzand, P.J. 1998. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. pp. 427–434 in: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intnl. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema. Toze, S. (2004). Pathogen survival in groundwater during artificial Recharge. pp. 70–84 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Toze, S., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L. and McCrow, A. (2004) Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent.pp. 53–60 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Vanderzalm, J.L., Le Gal La Salle, C., Hutson, J.L. and Dillon, P. J. (2002). Water quality changes during aquifer storage and recovery at Bolivar, South Australia. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), 83 –88. A.A. Balkema.

Wall, K. (2002) Interactions Of Groundwater Microorganisms With Enteric Viruses Honours Thesis, Department of Biology Murdoch University.

Ying, G.G., Kookana, R.S. and Dillon, P.J. (2003). Sorption and degradation of five selected endocrine disrupting chemicals in aquifer material. Water Research. Vol 37, pp. 3785–3791.

Zlepšování kvality vody během její akumulace v kolektoru a obnovení na 10 lokalitách

Peter Dillon, Simon Toze, Paul Pavelic, Joanne Vanderzalm, Karen Barry, Guang-Guo Ying, Rai Kookana, Jan Skjemstad, Brenton Nicholson, Rosalind Miller, Ray Correll, Henning Prommel, Janek Greskowiak, Pieter Stuyfzand.

Abstract

Výsledky literární rešerše a terénního zhodnocení až 10 lokalit s různými typy kolektorů ve Spojených státech, Austrálii a Nizozemí byly přijaty pro stanovení standardů přírodních organických látek, vedlejších produktů desinfekce a vybraných endokrinních a patogenních látek během podpovrchové akumulace. Článek American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) popisuje studijní lokality, vysvětluje stavbu a geochemické podmínky kolektorů. Pokles organických látek probíhá rychleji u látek, které tvoří těžší molekuly. Do této skupiny patří např. polysacharidy citlivé na mikrobiální degradaci. Kyselé materiály s nižší molekulární hmotností byly odolné a měly nezřetelnou stopu v podzemní vodě. Trihalometany byly degradovány vlivem anaerobních podmínek s degradací chloroformu, který vyžaduje redukční prostředí a vyskytuje se častěji při redukci síranů a v metanogenickém prostředí. Haloacetické kyseliny byly degradovány vlivem aerobních a anaerobních podmínek. Při testování 5 endokrinních chemikálií byly 2 degradovány v aerobních podmínkách a žádná v anaerobních podmínkách. Vybrané patogenní viry, bakterie a protozoi nebyly během své přítomnosti v kolektoru v aerobním prostředí aktivní. Při průtoku vody aerobním a anaerobním prostředím dochází k naředění výše uvedených kontaminantů. Ve dvou lokalitách byly použity tři různé modely pro testování změny kvality zasakované vody v čase.

Úvod

V mnohých zemích je čerpána kvalitní podzemní voda pro zásobování obyvatel pitnou vodou a přitom jsou tyto podzemní vody dotovány často nekvalitní vodou povrchovou. Kvalita podzemní vody je do značné míry ovlivněna vlastnostmi horninového prostředí, přes které méně kvalitní vody prosakují až k hladině podzemní vody. S rostoucími znalostmi o kontaminaci podzemních vod určitými látkami, přibývají také znalosti o možnostech jejich dekontaminace. Z výše uvedeného vyplývá, že udržitelné samočistící procesy probíhají v horninovém prostředí tak dlouho, dokud není asimilační kapacita horninového prostředí překročena. Pak může horninového prostředí poskytnout zlepšování kvality zasakované vody během Management of Aquifer Recharge (MAR). Mezinárodní projekt podporovaný American Water Works Association Research Foundation (AWWARF) byl realizován, aby stanovil hodnoty (Dillon et al., 2005a) pro nařeďování na limitní hodnotu patogenů a organických substancí. Tato měření byla z velké části provedena v terénních podmínkách. Rozsah typů horninového prostředí, popsaných Dillon et al. (2005b) je velmi široký. Monitoring zasakovaných a podzemních vod je důležitý pro porozumění procesů v nesaturované zóně, které zlepší nebo zhorší kvalitu zasakované vody.

Do projektu bylo zapojeno konsorcium 10 organizací, 6 z Aquifer Storage and Recovery (ASR) - obnovení kvality vody pomocí jejího vtlačení do vrtů a 4 z Aquifer Storage Transfer and Recovery (ASTR) - obnovení kvality vody pomocí oddělených vrtů.

Vybrané lokality se nacházely v USA, Austrálii a v Nizozemí. V každé z nich probíhal monitoring změn kvality zasakované nekvalitní vody a následně kvality čerpané podzemní vody. Prvním cílem bylo určit množství desinfekce, jejich vedlejší produkty a sekundární patogeny. Druhým úkolem bylo s pomocí literatury a terénních pozorování určit kategorie a faktory ovlivňující míru zředění nekvalitních vod, resp. možnost zlepšení kvality zasakovaných vod. Pro doplnění chybějících informací probíhaly i laboratorní testy. Jejich cílem bylo stanovení míry zředění vybraných endokrinních látek v zasakovaných vodách v testovaném horninovém prostředí. Třetím úkolem pak bylo vytvoření modelu, který by predikoval snižující se samočistící kapacitu horninového prostředí, kterým nekvalitní voda prosakuje.

Metody

V tabulce č. 1 jsou popsány charakteristiky vybraných deseti lokalit. Zasakovaná voda zahrnovala vyčištěnou splaškovou vodu, přívalovou kalnou vodu, povrchovou vodu s různými úrovněmi čistoty a podzemní vodu. Sedm z vybraných lokalit včetně všech lokalit v USA zasakovaly vody s dezinfekčními prostředky. Kolektory v téměř všech místech byly souvislé, tři z nich měly aerobní podmínky v kolektorech. Čtyři testované lokality byly v prostředí pískovců, ostatních šest lokalit bylo v prostředí písků a štěrků v různém stupni ulehlosti. Na všech místech byla zasakována voda o různé kvalitě. Na lokalitách v USA byly zasakovány vody, které obsahovaly vedlejší produkty desinfekce zejména trihalometany, jejichž koncentrace se na některých místech zvýšila během akumulace. Na dvou lokalitách v Austrálii a v Nizozemí nebyla desinfekce zasakovaných vod použita a obsah patogenů byl pod úrovní registrace. Na některých místech byly registrovány zvláštní vlastnosti vody. Ty ale nemohly být dále zkoumány pro nedostatek vhodných dat z monitoringu vod, nebo z důvodu překročení možností projektu (pohyb kovů, produkce hydrogensulfidů, reakce chlóru s organickými látkami a mísení s minerály nebo s vodou bohatou na radon).

Po zjištění existence dalších ASR a ASTR lokalit, kde mohou být získána potřebná data, bylo kontaktováno dalších 30 provozovatelů ASR. Byl připojen dotazník ohledně kvality vody (vytvořen Dr. Ivanem Johnsonem pro ASCE), který byl převeden do elektronické formy, instalován na webu a rozšiřován e-maily. Kromě deseti již existujících spoluřešitelů se dotazníky setkaly se slabou odezvou. Jedno z hledaných klíčových kriterií pro monitoring jakosti vod bylo nalezení alespoň jednoho parametru, který by mohl být použit pro stanovení podílu zasakované vody a podzemní vody v každém odebíraném vzorku podzemní vody. Vybrané parametry jsou uvedeny v tabulce č. 1. Jediná použitelná data pocházela z ASR projektu v Oak Creeku, Wisconsin (Miller, 2001).

Adsorpce a biodegradace 5 endokrinních látek byly zhodnoceny ve studiích z kolektorů v Bolívaru, popsaných Ying et al. (2003).

Ze získaných informací z deseti míst bylo jasné, že vstupní a výstupní analýzy pro vybrané parametry bylo možné získat na každém místě. Například údaje o DBP byla na 7 z 10 míst a data o snižování patogenů byla ze 4 míst (všechna byla mimo USA). Nejjednodušší forma modelace (risk index approach) byla provedena na všech místech. Bylo jasné, že data z Bolívaru a Somerenu poskytla silný základ pro vyhodnocovací procesy. A proto to byla 2 místa, kde byly aplikovány pokročilejší modely.

Tab. 1 – zhodnocení vlastností míst, kde probíhala ASR studie (podle Dillon et al. 2005b)

studijní místo	zdroj vody	kolektor*	předpokládaná kvalita vody**	režim a rozsah operace	indikátory
Bolivar South AUS	přečištěná odpadní voda, voda z laguny chlorace	napjatý, anaerobní vápenec, písek	patogeny, OC N, Fe, Mn	jednotlivá studna + 14 studní ve vzdál. do 300 m, od roku 1999	F, Cl, Br, $_{18}O$, deuterium
Talbert Gap Orange County CA, USA	upravená vyčištěná odpadní voda	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	OC-DBP PhAC	jednotlivé vrty a studny od 1975	Cl
East Bay Oakland CA, USA	Vodovod, místní odtok chlorace, filtrace	napjatý, aerobní, štěrk, písek + vrstvy jílu	N a dusičnany OC-THM Mn	od 1998	Cl
Las Vegas NV, USA	jezerní a říční voda, čištěná, chlorace	napjatý, aerobní, stmel. štěrk a písek	OC-TOC viry a tvrdost	jednotlivé vrty a studny	Cl
Charleston SC, USA	Říční voda čištěná	napjatý, anaerobní vápenec, pískovec	THM, HCO_3 H_2S , Cl	jednotlivé studny	Cl
Someren DIZON Netherlands	voda z průplavu čištěná-filtrace, flotace	napjatý, anaerobní písek	Fe, Mn, N, SO_4 As, Ba, Co, Ni, Zn, patogeny	jednotlivá studna	Cl, HCO_3 teplota
Jandakot w. AUS	Povrch. voda mělká podz.voda chlorace	napjatý, anaerobní písek, pískovec	DOC, DBP patogeny, Fe, Mn, H_2S, N, zákal, teplota	zkouška	Cl
Clayton South AUS	jezerní voda filtrace	volný, aerobní krasový vápenec	patogeny, tvrdost, salinita	jednotlivé studny a vrty	Cl
Andrews farm South AUS	městský odtok zadržovací nádrž čištění	napjatý, anaerobní vápenec	patogeny, pesticidy, salinita	ASR studna 1993-98 3 studny 25,65 m a 325 m	Cl
Memphis TN, USA	neupravená podzemní voda	napjatý, anaerobní aluviální písky	THM	jednotlivá ASR studna zahájeno v 1998	F

Legenda: * pouze z míst, kde byly k dispozici mineralogické analýzy, ** bylo změřeno mnoho kvalitativních vlastností vody kromě těch, co jsou uvedeny v seznamu; DBP – vedlejší produkty desinfekce

Zlepšování kvality vody

Po té, co se voda vtlačí do kolektoru, dojde vlivem biochemických procesů postupně ke změně její kvality. V kolektorech s anaerobním prostředím (lokality ASR) injektovaná voda prostupuje redoxním gradientem, aktivují se vodní částice mikrobiálních komunit, z nichž každá je schopna snižovat množství anorganických látek jako jsou dusičnany a sírany či další organické látky. Jestliže injektovaná voda obsahuje částečně odbouratelný organický uhlík, tam v okolí injekčních vrtů existuje vysoce redukční prostředí a dochází zde k dalšímu odbourání široké škály látek včetně chloroformu. V případě, že redox

gradient není sledován, nejsou procesy snižování pro organické látky tak rozsáhlé, ale mohou být účinné pro patogeny. Změny pH, rozpouštění minerálů a výměny kationtů mohou přispět ke změně kvality vody (pozorované na lokalitách ASR).
Tabulka 2 shrnuje poznatky ze studie. S ohledem na omezené možnosti rozsahu prezentované problematiky v článku odkazujeme čtenáři na publikace Dillon et al. (2005b) a Dillon et al. (2005a).

Tab. 2 Čas a na snížení 90% množství životaschopných mikroorganizmů nebo koncentrace druhů injektovaných do kolektoru s aerobním nebo anaerobním prostředím (podle Dillona et al., 2005a)

druhy	aerobní kolektory (dny)	anaerobní kolektory - b (dny)
Pathogeny [c]		
viry	**1-10 (2)**	**8-143 (4)**
protozoa	**ND**[d]	**21 (1)**
bakterie	**více než 1-7 (2)**	**2-8 (4)**
Endokrinní disruptors		
estradiol (E_2)	**6 (1)**	**400**
ethynlestradiol (EE_2)	**560 (1)**	**UD (1)**
bisfenol A (BPA)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-t-oktylfenol (OP)	**UD (1)**	**UD (1)**
4-n nonylfenol (NP)	**25 (1)**	**UD (1)**

Legenda:

j- změnit t_{90} (jeden log_{10} snížení) na poloviční život, děleno 3,32

k- anaerobní podmínky zde mohou být brány jako podpora denitrifikace, ale ne redukce síranů. Šiší škála podmínek pro snižování THM je seosáno v Dilon et al. (2005a).

l- části několika nterovirů, protozoí a bakterií v difuzní komoře a při laboratorních studiích, které použily podzemní vodu z široké škály kolektorů, včetně The Hall Head MAR, které je zmíněno v Toze et al. (2004).

(n) indikuje počet míst, kde byla data odvozena

n je mezi 1-4

d- ND= neděláno

e- horní položka odhadnuta ze 130 dní

vhodná teplota pro studium patogenů je 25-28°C, pro DBP studie; aerobní – 18-21°C, anaerobní – 13-26°C

Vedlejší produkty desinfekce (DBP)

Přítomnost DBP, hlavně trihalometanů, byla zjištěna na 8 lokalitách ASR, včetně Oak Creek, Wisconsin. Hlavní část rovnovážných výpočtů byla provedena zhodnocením části vtlačených vod s DBP. DBP obsažené v zasakovaných vodách byly při průchodu vody kolektorem redukovány na 5 lokalitách. Mikrobiální snížení DBP v podzemních vodách jako jsou THM a haloacetické kyseliny bylo prokázáno jak při laboratorních testech, tak v přírodním prostředí na lokalitách ASR. Odstranění HAA z injektovaných vod může nastat relativně rychle v aerobním i v anaerobním prostředí. Odstranění chlorových složek THM z výše uvedených vod vyžaduje anaerobní prostředí. Literatura popisující výsledky laboratorních studií uvádí, že odstranění chloroformu nastává pouze v přítomnosti síranů v redukčních nebo metanogenních podmínkách. THM s vysokým obsahem bromidů je možno odstranit z vod za všech okolností, s bromoformem se

odstraňují z vod nejrychleji. Nejdůležitějším faktorem pro snižování obsahu THM ve vodách je redox potenciál kolektoru. Adsorpce a hydrolýza nejsou hlavními způsoby odstranění THM na rozdíl od haloacetondusičnanů (HAN), které se odstraňují hydrolýzou. Na dvou lokalitách (Memphis a Las Vegas) se vyskytovalo významné množství chloroformu v podzemních vodách. Existující formace DBP ze sítě však neposkytla dostatečné informace.

Zjistilo se, že zředění THM se na různých lokalitách lišilo až o dva řády. Dále se ukázalo, že chloroform je stálejší než ostatní THM složky, což se očekávalo. Důkazy pro redukci DBP (FP) byly zjištěny na dvou lokalitách, kde byla data k dispozici. Na lokalitě Bolivar je redukce FP výsledkem postupného odbourávání ostatních přítomných kontaminantů obsažených ve vodách (Pavelic et al. 2005).

Přírodní organické látky

Pro popis frakcí organického uhlíku (OC) byl vytvořen koncepční model, který vysvětluje procesy v Bolivaru. Jsou to: filtrace částečně organického uhlíku, sorpce těžších molekul rozpuštěných v organických látkách (DOM) a bioakumulace 0-alkyl uhlíku, která se vyskytla blízko vsakovací studny. Tyto procesy přispěly k rychlejšímu biologickému růstu a k rychlé potřebě elektronových přijímačů.
Během vstřikování nekvalitních vod do horninového prostředí v Bolivaru byly hydrofilní složky na bázi XAD-4 ztraceny, pravděpodobně vlivem mikrobiálního rozložení. Těžší, více kyselé látky se sorbovaly a vysrážely v kolektoru. Více hydrofobické složky na bázi XAD-8 byly méně vázány na minerální hmotu kolektoru a zůstaly přítomny ve vodě. Po počáteční fázi sorpce se v pozorovacích studních ve vzdálenosti 4, 50 a 75 m objevila částečná ztráta zbytkového rozpuštěných organických látek (DOM). Organický uhlík klesl v menší míře než většina DOM během přítomnosti a formace DBP poklesla v menší míře, než bylo předpokládáno na základě zředění TOC. Průlom v regenerované vodě ve studni vzdálené 50 m od vtlačovací studny ukázal, že organický uhlík se vrací velmi rychle k jaderné magnetické resonanci (NMR), podobné té od přírodní vody (Skjemstad et al., 2002).

Endokrinní látky (EDCs = Endocrine Disrupting Chemicals)
Sorpce a degradace 5 vybraných látek EDC /bisfenol A (BPA), 17-beta estradiol (E2), 17-alfa ethynyl estradiol (EE2), 4-tert-octyl fenol (4-t-OP) a 4-n-nonyl fenol (4-n-NP)/ byly studovány v laboratoři na materiálu z jader a okolní vody z Bolivaru (Ying et al., 2003). Sorpční koeficienty, měřené na pórovitých materiálech, se vyskytovaly v následujícím pořadí: 4-n-NP více než 4-t-OP více než EE2 více než BPA, s K_{oc} v rozpětí od 39 000 do 780 L/kg s lineárními isothermami pro vápencové kolektory v Bolivaru. Zkoušky degradace na 5 EDC ukázaly, že E_2 a 4-n-NP degradovaly rychleji v kolektoru s aerobním prostředí, zatímco ostatní chemikálie zůstaly téměř nezměněny.
Malá nebo žádná degradace 5 EDC byla zjištěna v okolní podzemní vodě po 70 dnech v anaerobních podmínkách, protože je redoxní potenciál důležitým faktorem při degradaci EDC, v tomto prostředí aerobní podmínky podporují degradaci E_2 a 4-n-NP. Další biodegradační pokusy, využívající regenerovanou vodu jsou plánovány, aby zhodnotily odstranění mikrobiálních společenstev umožňujících změnu EDC. Tento způsob degradace nebyl v této studii hodnocen.

Patogeny

Shrnutím literatury se zjistilo, že mnohé patogenní mikroorganizmy jsou schopné přežívat v rozličných podmínkách (Toze, 2004), ale očekává se, že stupeň pohybu a přežití mikrobiálních patogenů bude na každém místě specifické. Mnohé z informací použitých v rešerši detailně popisují přežívání mikrobiálních patogenů v relativně klidném prostředí. Na lokalitách ASR je vtlačená voda a prostředí s širokým rozpětím přírodních podmínek, jako je redox potenciál, obsah živin a změny teploty. Literatura a i laboratorní studie ukázaly, že enterické patogeny v kolektorech neúspěšně soutěží s původním mikrobiální flórou a že jsou často neaktivní. Velmi častá pasivita patogenů by mohla být popsána exponenciální funkcí, která potřebuje pouze 1 parametr, čas pro 1-log10 odstranění. Neprováděly se žádné pokusy, podle kterých by se prokázala pasivita patogenů. Pro detailnější členění byla podpovrchová biosféra rozdělena do dvou zón – mikrobiální biofilm, který se vyskytuje ve vsakovacích studních a jejich okolí, a kolektor v širším okolí studní, kde je poměr mezi tepelným přenosem, výtokem živin a mikrobiální biomasou nižší.

Pro určení hlavního faktoru ovlivňujícího pasivitu virů byly v laboratoři testovány různé teploty a různé hladiny kyslíku a živin za přítomnosti či absence původních mikroorganismů v podzemní vodě. Pasivita E-coli a bakteriofágu MS_2 byly zjištěny podle jejich ztráty, zatímco ztráty poliovirů (viry dětské obrny) a coxsackievirů byly určeny nedostatečnou přítomností RT-PCR. Výsledky ukazovaly, že faktorem, který má největší vliv na pasivitu výše uvedených virů a indikuje mikroorganismy, jsou původní mikroorganismy v podzemní vodě. Výsledky také naznačují, že teplota, přítomnost kyslíku a živin nepřímo ovlivňuje viry a přežívání mikroorganismů tím, že zvyšuje aktivitu původních mikroorganismů. Všechny testované viry a mikroorganismy se staly pasivními mnohem rychleji v aerobním prostředí za zvýšené teploty, bez dalších živin a za přítomnosti původních mikroorganismů v podzemní vodě (Gordon and Toze 2003).

Vliv studňového biofilmu na odumírání patogenů byl úspěšně probádán pomocí použití světélkujících bílkovinných genů (GFP). GFP jako bakteriální značkovač s PI „zašpiní“ E-coli, aby ji mohl identifikovat v promíchané populaci a rozlišovat živé, mrtvé nebo umírající buňky E-coli. Díky těmto technikám je možné ukázat, že E-coli se může integrovat do směsice částic vodního biofilmu a přetrvat déle než za podmínek, kdy biofilm chybí. V podzemní vodě je tato stálost delší než ve vodě regenerované (Banning et al. 2002). Další práce je zajištěna díky efektu, že rozvoj biofilmu nastává na základě odumírání dalších mikrobiálních patogenů.

Byla také studována role původních mikroorganismů z podzemní vody při pasivitě poliovirů a coxsackievirů. Membrána rozdělená na přibližně 250 000 molekul se použila pro oddělení virů od původních mikroorganismů z podzemní vody, z důvodu určení, zda je potřeba fyzický kontakt pro nastolení pasivity. Pasivita poliovirů nastala i bez přímého kontaktu s mikroorganismy podzemní vody. Z výše uvedeného vyplývá, že složky o hmotnosti menší než 250 000 molekul, které ničí viry, by mohly být produkovány původními mikroorganismy podzemních vod. Coxsackievir potřebuje bližší, možná přímý kontakt s mikroorganismy podzemních vod, aby se dosáhlo určité míry pasivity, která je zjistitelná. Rozklad coxsackievirů byl způsoben látkami, které byly buď větší než váha 250 000 molekul, nebo byly blízce navázány na mikroby podzemních vod. Rozdíly ve zjištěné míře pasivity coxsackievirů a poliovirů naznačují, že původní mikroorganismy podzemních vod možná produkují více než jednu částici ničící viry a že

tyto částice mohou být podobného typu jako viry (Wall 2002). Zatímco aktivita mikroorganismů podzemní vod a přítomnost mimobuněčných enzymů jsou důležité, existuje zde také nejasný faktor, který ovlivňuje patogenní pasivitu.

Modely změn kvality vody

Na základě vývoje výzkumu a v souvislosti s přibývajícím objemem dat se rozvíjela i snaha o včlenění těchto poznatků do modelů, které by mohly být použity při zhodnocení rizika, spojeného se spolehlivostí podpovrchových čistících procesů v ASR a ASTR projektech. Použity byly 3 modely. Nejjednodušší „ASRRI“ byl vyvíjen v rámci projektu a uvažuje se o jeho využití jako třídícího nástroje. Zbývající dva modely byly existující modely „EASY-LEACHER“ (Stuyfzand, 1998) a „PHT3D“ (Prommer et al, 2003). Výše uvedené modely sloužily k popisu, integraci a analýze procesů odvozených od pozorování na 2 nejintenzivněji sledovaných lokalitách v Bolivaru a Somerenu. EASY-LEACHER byl částečně použit při poskytování dlouhodobých prognóz na rozpouštění minerálů a okrajových složek (makroionty, stopové prvky, organické nečistoty a radionuklidy), zvláště pro zdvojené studny, vsakovací nádrže a systémy břehové infiltrace.
PHT3D je všeobecně používaný 3dimenzionální transportní model MODFLOW/MT3DMS, který připojuje USGS model PHREEQC-2 (Parkhurstz a Appelo, 1999), pro výpočty široké škály biogeochemických reakcí. Což je optimální pro řešení geohydrologických a geochemických problémů. V závislosti na komplexnosti a koncepci modelu a jeho numerickém zavedení je aplikace PHT3D náročnější.

ASRRI

Jednoduchý model rizikového indexu ASRRI (verze 1) byl sestrojen, aby poskytoval data pro degradaci. Tato data mají být shromážděná v přijatelné formě, pro předpovídání doby setrvání vody v systému jednotlivých studní pro organické a mikrobiální nečistoty, aby se dosáhlo jejich přijatelné výše v kolektoru. Jednoduše řečeno, minimální délka dráhy a maximální efektivní pórovitost, díky nimž by regenerovaná voda dosáhla kvality požadovaných standardů, by mohla být odhadnuta také pro systém zdvojených studní (Miller et al., 2002). Standardní hodnoty použité pro snižování nečistot byly odvozeny z tabulky 2. Při aplikaci ASRRI na studijní příklady se správně předpokládalo celkové snížení patogenů na 4 místech, ze kterých byla data pořízena. Avšak vzhledem ke vzniku chyby ve výpočtu DBP forem uvnitř kolektoru došlo k nižší předpovědi koncentrace DBP v regenerované vodě na 3 z 8 lokalit. Model pro přítomnost forem DBP v kolektoru se v současné době vyvíjí. Na ostatních 5 z 8 míst ASRRI přecenila množství DBP v regenerované vodě, což umožnilo za těchto okolností uvažovat o tomto modelu jako o ukázkovém modelu pro regulační účely. Uživatelé mohou použít model ASRRI pro jakékoliv případy, kdy jsou známy informace o adsorpčních koeficientech a míře zředění čistou podzemní vodou.

EASY-LEACHER

Jednoduchý analytický 2D-rozměrný model EASY-LEACHER4.6 (Stuyfzand, 1998) je vhodný pro simulaci dynamických změn kvality infiltrace nekvalitní vody, oxidačního rozpouštění, což zajišťují anaerobní podmínky v kolektoru. Hlavní procesy, simulované v Somerenu, byly: odstranění a vyluhování zaměnitelných kationtů z přírodní podzemní

vody, např. organických látek a pyritu. Hlavní použité reakce byly oxidace pyritu, oxidace organických látek a zaměnitelných kationtů. Celkový vyluhovací proces začal v nejpropustnější zóně labilními organickými látkami – LOM (20-55), pyritem (400-2 700) a méně rozpustnými organickými látkami TOM (1 000-20 000 - množství pórů).
Při zpracování EASY-LEACHER 4,6 na lokalitu v Bolivaru byly požadovány 3 varianty s různými parametry injektáže nekvalitních vod a geochemického složení. Pozorovací studny ve vzdálenosti 4 m a 50 m od ASR umožnily srovnávat mnohonásobné proudění vody póry (více než 200 m) v poloměru 4 m s menším prouděním póry (do 5) v poloměru 50 m. Hlavními procesy byla oxidace vtlačených rozpuštěných organických látek přivedeným kyslíkem a dusíkem, což se projevilo rozpouštěním kalcitu. Pozorovaná výměna kationtů byla důležitým příspěvkem ke koncentraci vápníku během zlomu ve vzdálenosti 50 m. Vyluhování kalcitu se předpokládá za 1000 až 10 000 let ve vzdálenosti 4 m. Z výše uvedeného je zřejmé, že stabilita studní nebude hrát velkou roli v ekonomice ASR studní. EASY-LEACHER je vhodný při vysvětlování citlivosti výměny kationtů a pohyblivosti amoniaku a draslíku v kolektoru. Dále je cenné použití modelu při rozlišování adsorpce z biodegradace při vysvětlování snižování množství organického uhlíku v kolektoru.
PH3D byl úspěšně aplikován při simulování hlavních fyzikálních a chemických procesů při terénních zkouškách v Somerenu, kde na teplotě závislá pyritová oxidace rozpuštěným kyslíkem a dusíkem byla shledána jako hlavní reaktivní proces, který je zodpovědný za většinu změn kvality vody. Dočasný a územní vývoj redox potenciálu a pH byly dobře předpovězeny kalibrovaným modelem a jsou to klíčové parametry reagující na pohyblivost a stav znečišťujících mikročástic jako jsou herbicidy, léky, stopové kovy a stejně tak patogenní viry. Dále bylo zjištěno, že výměna kationtů nemá žádný zásadní vliv na kvalitu vody tam, kde organické látky přispívají 15 % ke spotřebě elektronů. Detailní popis modelové studie je v Prommer a Stuyfzand (2005a) a souhrn je uveden v Prommer a Stuyfzand (2005b).
PHT3D se také využíval pro analýzy získaných dat na lokalitě Bolivar. Simulace poskytla detailní kvantitativní popis hypotetických fyzikálních a biogeochemických procesů v Bolivaru a velmi dobře reprodukovala získaná data z hlediska iontové chemie, včetně redox stavu a pH. Modelová studie ukázala, lokálně pozorované významné hydrochemické změny během setrvání vody v kolektoru, které mohou být vysvětleny mikrobiální aktivitou, nebo částečně ztrátou biomasy. Na druhou stranu mohou být ve větším měřítku získaná hydrochemická data úspěšně modelována bez detailní simulace mikrobiální dynamiky. Výměna iontů a rozpouštění kalcitu byly shledány jako dominantní reaktivní procesy pro změny kvality vody ve studni ve vzdálenosti 50 m od zasakovacího objektu. Adaptabilita modelujících nástrojů umožňuje rychlou úpravu numerického modelu pro rozličné scénáře a pro stanovení vhodnosti probíhajících procesů a jejich vysvětlení na základě pozorovaných dat. Více detailů o studiu modelování je uvedeno v Greskowiak et al. (2005).

Závěry

Smrtelné patogeny a DPB byly určeny na všech důležitých lokalitách. Zředění DBP a EDC v zasáklých vodách závisí na redox potenciálu v kolektoru. Zásadní míra snižování patogenních biotitických procesů bude ještě dále zkoumána.

Rozvoj modelů zřeďování různých typů vod doplňuje data z terénu a růst spolehlivosti předpovídání míry zřeďování nekvalitních vod pro anorganické látky. Což se odráží zpětně na rozvoji modelů, které mohou používat regulátory jako indikátory nečistot a předpovídat velikost logaritmu snižování patogenů v prostoru mezi vsakováním nekvalitních vod do kolektorů a jejich zpětným čerpáním z ASR nebo ASTR operací.
Očekává se, že kvantitativní informace a model odvozený z tohoto projektu ulehčí návrh a regulaci zasakování nekvalitních vod v ASR a ASTR, aby se dosáhlo cílů požadované kvality vody pro zásadní parametry. Pozorování a proces založený na modelu odhaluje, že blízko vsakovacích studní se nastolil adaptabilní ekosystém, který je schopen vytvořit širokou škálu redox podmínek, které závisí na fázi vsakování nebo akumulace ASR cyklu.
Míra degradace a pasivity organismů uvedených v tabulce č. 2 závisí na těchto lokálních podmínkách a rovněž na stabilnějších podmínkách v kolektoru. ASTR projekty umožňují delší čas pro vsakované látky v kolektorech než ASR projekty a dávají tak větší šanci degradaci, resp. regeneraci zasáklé nekvalitní vody. ASR mají další výhody jako je cena a snazší údržba navržených technologií, které snižují zanesení vsakovacích zařízení. Studie ukazují, že ASR a ASTR mohou být považovány za spolehlivé součásti regeneračního procesu nekvalitních vod a jejich vyčištění od všech patogenů a dalších studovaných kontaminantů.

Poděkování
Tato práce vznikla za podpory AWWARF (projekt 2618), the Bolivar Reclaimed water ASR Research Project Steering Committee, zahrnující SA Dept for Water Land and Biodiversity Conservation, SA Water Corporation, United Water International PtyLtd, CSIRO, a SA Department for Administrative and Information Services. Evropská unie (EU) také přispívá prostředníctvím 5. strukturního projektu CORONA. Další partneři, kteří přispěli informacemí a daty : Veolia Water, Water Corporation Eestern Australia, KIWA z Nizozemí, Las Vegas Valley Water District, East Bay Municipal Utility District Kalifornia, City of Charleston, Memphis Light, Gas and Water Div, Tennessee, Orange County Water District, Kalifornská a americká geologická služba. Autoři děkují Chrisu Rayburnovi (AWWARF), Rickovi Sakajimu (California Dept Health Services), Mikovi Cookovi (Anglian Water), Peterovi Foxovi (Universita Arizona), Takashimu Asanovi (Universita Kalifornie, Riversiode), kteří poskytli pomoc při tvorbě zpráv, Dr. H-J Albrechtsenovi za jeho konstruktivní recenzi návrhu tohoto díla.

Literatura
Banning, N., Toze, S. and Mee B. J. (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. Microbiology 149:47–55.
Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Davis, G., Miller, R., Correll, R., Kookana, R., Ying G.-G., Herczeg, A., Fildebrandt S., Banning, N., Gordon, C., Wall, K., Nicholson, B., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Gibert, M., Ingrand, V., Guinamant, J-L., Stuyfzand, P., Prommer, H., Greskowiak, J., Swift, R., Hayes, M., O'Hara, G., Mee, B., Johnson, I. (2005a). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 1. Water Quality
Improvement Processes. AWWARF Project 2618, Final Report.

Dillon, P. Toze, S., Pavelic, P., Skjemstad, J., Chen, Z., Barry, K., Gobet, P., Herczeg, A., Martin, R., Howles, S., Gerges N., Dennis, K., Vanderzalm, J., Le Gal La Salle, C., Oliver, Y., Nicholson, B., Sovich, T., Hutchinson, A., Woodside, G., Tognolini, M., Sheikholelsami, A., Caughey, M., Brothers, K, Katzer, T., Leising, J., Quinn, W., Mirecki, J., Petkewitch, M., Conlon, K., Campbell, B., Stuyfzand, P., Bunnik, J., Medema, G.J., Vogelaar, A.J., Wakker, J., Verjeijden, S., Rattray, K., Martin, M., Xu, C., Von Hofe, F., Webb, J., Myers, T. and Johnson, I. (2005b). Water Quality Improvements During Aquifer Storage and Recovery, Vol 2. Compilation of Information from Ten Sites. AWWARF Project 2618, Final Report.

Gordon C. and Toze S. (2003). Influence of groundwater characteristics on the survival of enteric viruses. Journal Applied Microbiology, 95(3) 536–544.

Greskowiak, J., Prommer, H., Vanderzalm, J., Pavelic, P., and Dillon, P. (2005). Quantifying biogeochemical ganges during ASR of reclaimed water at Bolivar, South Australia, (In this volume.)

Miller, R., Correll, R., Dillon, P. and Kookana, R. (2002). ASRRI: A predictive model of contaminant attenuation during aquifer storage and recovery. pp. 69–74 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema.

Miller, T.J. (2001). ASR in Wisconsin using the Cambrian-Ordovician aquifer. Tailored Collaboration Project Report, prepared by CH2M HILL for AWWARF, ISSBN 1-58321-166-7, 352 pp.

Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Pavelic, P. (2002). Fate of disinfection by-products during aquifer storage and recovery. pp. 155–160 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), A.A.Balkema. Parkhurst D.L. and C.A.J. Appelo (1999). PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batchreaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U. S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 99-4259.

Pavelic,P., Nicholson, B.C., Dillon, P.J. and Barry, K.E. (2005). Fate of disinfection by-products in groundwater during aquifer storage and recovery with reclaimed water. *Journal of Contaminant Hydrology* 77(4).

Prommer H., Barry, D. A., and Zheng, C. 2003. MODFLOW/MT3DMS based reactive multi-component transport modelling. Ground Water, 41(2), 247–257.

Prommer, H., and Stuyfzand, P. J. (2005a). Identification of temperature-dependent water quality changes during a deep well injection experiment in a pyritic aquifer. Environ. Sci. and Technol., doi: 10.1021/es0486768 S0013- 936X(04)08676-6.

Prommer, H. and Stuyfzand, P. (2005b). On the use of reactive multicomponent transport modelling for assessing water quality changes during managed aquifer recharge. (In this volume.)

Skjemstad, J.O., Hayes, M.H.B. and Swift, R.S. (2002). Changes in natural organic matter during aquifer storage. pp. 149–154 in: Management of Aquifer Recharge for Sustainability, P.J. Dillon (Ed.) A.A. Balkema. Stuyfzand, P.J. 1998. Simple models for reactive transport of pollutants and main constituents during artificial recharge and bank filtration. pp. 427–434 in: Peters J.H. (ed), Artificial recharge of groundwater, Proc. 3rd Intnl. Symp. on Artificial Recharge, Amsterdam the Netherlands, Balkema. Toze, S. (2004). Pathogen survival in groundwater during

artificial Recharge. pp. 70–84 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Toze, S., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L. and McCrow, A. (2004) Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent.pp. 53–60 in: Wastewater Re-use and Groundwater Quality (Procs. of IUGG2003 Symp. HS04, Sapporo, July 2003). IAHS Publ. 285.

Vanderzalm, J.L., Le Gal La Salle, C., Hutson, J.L. and Dillon, P. J. (2002). Water quality changes during aquifer storage and recovery at Bolivar, South Australia. In Management of Aquifer Recharge for Sustainability, (ed PJ Dillon), 83 –88. A.A. Balkema.

Wall, K. (2002) Interactions Of Groundwater Microorganisms With Enteric Viruses Honours Thesis, Department of Biology Murdoch University.

Ying, G.G., Kookana, R.S. and Dillon, P.J. (2003). Sorption and degradation of five selected endocrine disrupting chemicals in aquifer material. Water Research. Vol 37, pp. 3785–3791.