



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

DU2 Rešerše literatury zabývající se problematikou umělé 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

DU2 Rešerše literatury zabývající se problematikou umělé infiltrace

Zbyněk HRKAL

závěrečná zpráva

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, Kateřina Poláková, Zbyněk Hrkal, Miroslav Kněžek, Jiří Krásný,
František Pastuszek, Vladimír Plešinger, Josef Slavík, Martin Milický

Obsah

1. Úvod	5
2. Historický vývoj dané problematiky ve světě	5
3. Historie umělé infiltrace v České republice	7
3.1. Přehled nejvýznamnějších projektů zaměřených na umělou infiltraci v Čechách	8
2.1. Přehled nejvýznamnějších projektů zaměřených na umělou infiltraci na Moravě	12
4. Rešerše problematiky vsakování odpadních vod do horninového prostředí	17
4.1. Dosavadní zkušenosti se zasakováním vyčištěných odpadních vod v České republice	17
4.2. Zkušenosti se zasakováním odpadních vod v zahraničí	18
5. Přehled matematických simulací, hydrogeologických a hydrologických modelů umělé infiltrace na území České republiky	26
6. Rešerše zahraničních zkušeností s umělou infiltrací	30
6.1. Německo	30
6.1.2. Porovnání možností tvorby umělých a indukovaných zdrojů podzemních vod v Česku a Německu	55
6.2. Israel	56
6.3. Španělsko	58
6.3. Závěr z rešerše zahraniční literatury	59
7. Teoretické podmínky pro realizaci umělé infiltrace	64

1. Úvod

Cílem rešerše naší a zahraniční literatury zabývající se problematikou umělé infiltrace povrchové a srážkové vody do podzemních kolektorů je získat souhrnout představu o vývoji této technologie v minulosti a aktuálním stavu rozvoje. Získané poznatky budou využity v dalších etapách prací úkolu.

Práce vznikla za úzké spolupráce odborníků Výzkumného ústavu vodohospodářského, firem AQUATEST, GEOTEST a Progeo. Historický přehled by nemohl vzniknout bez aktivního přizpění pamětníků, Ing. Miroslava Kněžka, Doc. Jiřího Krásného, RNDr. Vladimíra Plešinger a RNDr. Františka Pastuszka.

Rešerše začíná stručným historickým přehledem, na který navazuje popis aktivit, které proběhly na území České republiky od počátku 20. století. Tato část představuje soupis dosavadních projektů a stručnou charakteristiku pilotních lokalit a to jak v Čechách, tak i na Moravě. Samostatná kapitola je věnována zkušenostem se zasakováním vyčištěných odpadních vod. Cílem obsáhlé dokumentace zahraničních prací věnované odpadním vodám je dokázat perspektivitu této technologie i v podmínkách České republiky. Zvláštní místo v rešerši představuje kapitola přehledu dosavadních výstupů matematického modelování, zaměřeného na umělou infiltraci.

Rozsáhlou oblast představuje souhrný přehled zkušeností s různými typy umělé infiltrace, které jsou dlouhodobě používány v Německu, v přírodních podmínkách, které jsou našemu státu nejbližší. Zahraniční rešerše je doplněna o poznatky z oblasti ze semiaridního typu klimatu – z Izraele.

Závěr rešerše literatury je zaměřen na syntézu teoretických poznatků týkající se jak kvalitativních tak i kvantitativních aspektů umělé infiltrace. Ke každé z kapitol je připojen obsáhlý soupis použité literatury.

2. Historický vývoj dané problematiky ve světě

Historické počátky používání umělé infiltrace sahají až do starověkého Egypta, kdy se využívala voda z Nilu rozváděná umělými kanály k zajištění vody pro políčka v zemědělství a pro doplňování vody ve studních.

V Evropě byly praktické zkušenosti, ale i teoretické poznatky publikovány ve druhé polovině 19. století (Essen, 1864, Göteborg, 1897). Nejvíce se umělá infiltrace používala a dodnes používá v Německu, dále pak ve Švédsku a Švýcarsku, Holandsku a USA. Teoretické základy tomuto způsobu využívání podzemní vody položil Thiem vypracováním teorie břehové infiltrace již v roce 1877. Na základě jeho teorie byly navrhovány studňové řady v potřebné vzdálenosti od řeky tak, aby bylo dosaženo dostatečného množství jímané vody, ale i dostatečná doba jejího zdržení při průsaku v podzemí, která byla tehdy stanovena na 15 dnů.

Z evropských států doznala největšího uplatnění umělá infiltrace zejména v Německu, kde je vybudována řada zařízení, které se velmi dobře osvědčily v dlouhodobém provozu. Podstatnou část vody pro svoji potřebu tak získávají z větších měst Düsseldorf, Basen, Wiesbaden, Frankfurt, Krefelt a řada zařízení v údolí řeky Ruhr, např. Essen aj. Dalšími zeměmi, kde je umělá infiltrace velmi rozšířená, je Švédsko a Švýcarsko. Ve Švédsku je v současné době 14 významnějších vodáren využívajících umělou infiltraci a celkovou kapacitou zhruba 2,5 m³/s, ve Švýcarsku 12 vodáren s umělou infiltrací produkuje 6,6 m³/s kvalitní pitné vody. Značně rozšířena jsou zařízení pro umělou infiltraci i v Holandsku, kde je takto získáváno téměř 6 m³/s. V této zemi je však umělá infiltrace využívána též pro ochranu

podzemní vody před vnikáním mořské vody do pevniny. Pomocí systému umělé dotace svrchních zvodněných vrstev je mořská voda již ve vzdálenosti 500 m od pobřeží zatlačena do hloubky 30 – 50 m. To umožňuje využívat podzemní vodu i v pobřežních oblastech nejen pro zásobování obyvatelstva, ale i pro závlahy. Je však třeba podotknout, že jsou k tomu využívány značnou měrou závlahové kanály na dunových píscích.

Podobného způsobu technického využití umělého zasakování povrchových vod se používá např. v Jižní Kalifornii, kde systém přítoků a přirozených i umělých nádrží umožňuje infiltraci přívalových vod horských toků. Zvětšenou zásobou podzemních vod je pak zavlažováno na 50 tis. ha zemědělských pozemků. Podobně jako v Holandsku je i na pobřeží u Los Angeles užita umělá infiltrace k vytvoření předělu podzemní vody bránícímu zasolování pobřeží vnikající mořskou vodou po předchozím nadměrném snížení hladiny podzemních vod.

Zajímavý je vývoj technického uspořádání umělých infiltrací s ohledem na změny jakosti povrchové (surové) vody. První zařízení pro umělou infiltraci nevyžadovala kromě mechanického usazování žádnou další úpravu surové vody. Byla budována v příznivých hydrogeologických podmínkách v podstatě jako náhrada pomalé filtrace. Vzhledem k malému znečištění povrchových vod tehdy především organickými látkami, byla postačující i malá doba zdržení infiltrující vody mezi vsakovacím a jímacím zařízením. Ostatně při malých specifických potřebách obyvatel byla většinou zcela postačující břehová infiltrace a dobou zdržení podzemní vody do 10 dnů. Se vzrůstem potřeby vody pro zásobování a prakticky současně probíhajícím růstem znečištění povrchových toků bylo většinou nezbytné zařadit před vlastní infiltraci stupeň před úpravy surové vody.

Zhruba až do 50. let to byla rychlofiltrace a předcházejícími sedimentačními nádržemi. V poslední době, kdy došlo k významnému nárůstu chemického znečištění povrchových toků, se ukázala i opatření na ochranu jakosti vody v tocích jako nedostatečně účinná. Proto byla v zemích s významným užíváním umělých infiltrací před vlastní vsakování předřazena fakticky úplná úprava surové vody. Jako příklad můžeme uvést umělou infiltraci ve Wiesbadenu. Zatímco v 50. letech byl jako stupeň před úpravy využíván pouze proces rychlofiltrace, je v současné době uplatňován následující technologický postup. Po odběru vody z Rýna projde voda usazovacími nádržemi, kde se zachytí hrubší splaveniny. Poté je přetokem po kaskádě stupínků provzdušena a zavedena do zásobních nádrží. Za nimi je dávkován chlorid železitý spolu s práškovým aktivním uhlím. Následuje flotace, po které jsou zařazeny pískové rychlofiltry. Po rychlofiltraci následuje vlastní proces infiltrace, při níž je doba zdržení 50 – 60 dnů. Jímaná voda je opět provzdušena, projde pomalými pískovými filtry a teprve poté, po následném chlorování, je přiváděna do spotřebišť.

Dalším obecným poznatkem z provozovaných umělých infiltrací je důraz na funkci filtrační blány na dně vsakovacích nádrží. Poměrně časté je uspořádání se dvěma bezprostředně sousedícími řadami vsakovacích nádrží, z nichž jedna je v provozu, druhá se nechává vyschnout k procesu přirozené regenerace jejího dna. V oblastech, kde je dno vsakovacích nádrží značně propustné, bývá užíváno přidávání jílovité suspenze do surové vody, aby se rychleji vytvořila méně propustná vrstvička, umožňující následné rychlejší vytvoření převážně biologické kolmatační blány. Tento způsob je užíván v Izraeli a Holandsku. Poměrně často je umělá infiltrace navržena tak, že pod dnem vsakovacích nádrží je počítáno s vytvořením nesaturované zóny, tj. dochází k nespojitému průsaku, při němž je zajištěn delší styk infiltrující vody s provzdušeným prostředím.

Ze studia podkladů pro zhodnocení současného světového trendu při užívání umělých infiltrací bylo poněkud překvapujícím zjištěním, že v evropských hospodářsky vyspělých státech se znovu klade priorita v zásobování obyvatelstva pitnou vodou na podzemní zdroje. Např. v Německu je z celkových vodárenských odběrů kryto 69 % ze zdrojů podzemní vody,

11 % břehovou infiltrací, 9 % umělou infiltrací, 6 % spotřeby je odebíráno z přehrad, 3 z jezer a 2 % z řek. Započítáme-li břehovou a umělou infiltraci ke zdrojům podzemní vody, dojdeme k číslu téměř 90 % podzemních zdrojů z celkových vodárenských odběrů. Způsob hospodářského využití v Německu je plně srovnatelný s našimi podmínkami. Pro zásobování vodou tam byly vytčeny následující hlavní zásady:

- 1) bezpečná redukce specifických znečišťujících substancí, zejména kovů a organohalogenů,
- 2) ekonomické odstranění tradičního znečištění jako jsou organické látky, amonium a patogenní bakterie,
- 3) dobrá adaptibilita na kolísání jakosti surové vody,
- 4) malá citlivost na náhlé změny ve spotřebě vody,
- 5) proces úpravy a využívání nesmí narušovat životní prostředí z hlediska vytváření nežádoucích vedlejších produktů, přetrvávání zbytkových chemikálií ve vodě, malá spotřeba energie.

Těmto požadavkům nejlépe odpovídají zdroje podzemní vody, kde se počítá s rozšířením jejich umělé dotace. Představíme-li si, že před úprava surové vody bude na úrovni uvedeného příkladu z Wiesbadenu, je zřejmé, že technické uspořádání umělé infiltrace v příslušném regionu musí zajistit minimální ztráty infiltrované vody. Navrhované systémy jsou proto vesměs hydraulicky uzavřené. Výjimkou z této zásady tvoří umělé infiltrace užívané v Holandsku, kde podobným způsobem předčištěná povrchová voda je zasakována do písku v dunových oblastech, kde při délce doby zdržení 100 i více dní není podmínka hydraulické uzavřenosti systému zcela reálná.

V poslední době zažívá umělá infiltrace v celosvětovém měřítku značnou renesanci na níž se aktivně podílí i vědecká asociace hydrologů IAHS (International Association of Hydrological Sciences) a hydrogeologů IAH (International Association of Hydrogeologists). Tyto organizace ve spolupráci s UNESCO iniciovaly odbornou kampaň ke zlepšení hospodaření s podzemní vodou na základě řízené dotace kolektorů podzemních vod (MAR - **M**anagement of **A**aquifer **R**echarge). Základní teze MAR jsou uvedeny v informačním letáku UNESCO (IHP-VI, 127843e.pdf - Dillon 2002), který obsahuje vedle základních informací i popis aktivit mnoha dalších zúčastněných institucí, jak v rámci UN (FAO, WMO, IAEA), tak i národních hydrologických a geologických institucí.

3. Historie umělé infiltrace v České republice

V České republice se umělá infiltrace poprvé začíná využívat na přelomu 19. a 20. století. Tehdy se začínají využívat indukované a umělé zdroje vodárny v Káraném, jejíž první část byla vybudována v letech 1906-1913 v dolním Pojizeří podle projektu A. Thiema z Lipska. Tato vodárna byla po dlouhou dobu základním zdrojem zásobování hl. města Prahy, využívající zejména indukované zdroje, prosakující z Jizery do okolních kvartérních štěrkopísků v 26 km dlouhém úseku od soutoku Jizery s Labem do s. okolí Benátek nad Jizerou. Voda je jímána celkem 685 vrtanými studněmi, hlubokými 8-12 m, vzájemně vzdálenými 20-40 m a situovanými kolem 250 m od břehu Jizery. Celková vydatnost všech studní dosahuje ca 1 m³/s. Jen menší množství vody o celkové vydatnosti až kolem 80 l/s bylo zachyceno sedmi vrty o hloubkách 60 až 80 m z bazálního křídového kolektoru (tzv. artéská větev káranského vodovodu). Od roku 1968 využívá káranská vodárna také vodu získanou umělou infiltrací. Povrchová voda z Jizery je po předčištění přiváděna do vsakovacích nádrží. Z nádrží voda infiltruje do okolních kvartérních štěrkopísků o mocnosti až 20 m a je jímána systémem trubních studní či spouštěných studní s horizontálními sběrači, umístěnými asi 200 m od nádrží.

Mimo vodárnu v Káraném se však umělá infiltrace v České republice využívá velmi sporadicky. Podle Kněžka (1989) byly v praktickém provozu mimo Kárané koncem 80. let

pouze umělé infiltrace u Nového Bydžova, Luhu u Sušice, Přerov - Lýsky a Hrachovec u Valašského Meziříčí. Spíše jako "divoké" infiltrace byly provozovány objekty u Rokycan, Frýdku-Místku, Rožnova pod Radhoštěm a v Kněžpoli u Uh.Hradiště.

V průběhu 70. a počátkem 80-tých let 20. století došlo k oživení zájmu o umělou infiltraci (zřejmě pod vlivem úspěšného rozšíření vodárny v Káraném). V rámci výzkumných úkolů tehdejšího Ministerstva lesního a vodního hospodářství byly provedeny průzkumy pro celou řadu lokalit s cílem prověřit na těchto lokalitách možnosti využití umělé infiltrace. Rozsah těchto průzkumů však byl značně různorodý. Současně s tím se některé výzkumné úkoly zabývaly celou řadou aspektů umělé infiltrace, počínaje hydraulikou, jakostními parametry vsakované a jímané vody, kolmatací až k testování různých hydrogeologických.

3.1. Přehled nejvýznamnějších projektů zaměřených na umělou infiltraci v Čechách

Nejvýznamnějším projektem zabývajícím se umělou infiltrací byl státní úkol, vedený pod číslem C-16-331-113, v rámci něhož vznikla celá řada experimentů, které jsou diskutovány v následujícím textu.

„Návrh umělého obohacování podzemních vod v jihovýchodní části Dlouhé meze“

Autoři L. Žitný, F. Pastusek a L. Prouzová, Vodní zdroje Praha (1976)

Úkolem studie bylo: 1. vytypovat nejvhodnější místa pro umělé obohacování podzemních vod a jejich opětného jímání, 2. navrhnout na těchto místech experimenty, které by dokumentovaly „správnost nadějí v ně skládaných“ a během nichž by byly získány podklady pro doplňkový průzkum, po němž by následovala výstavba infiltračního pole, 3. spočítat náklady spojené s provedením experimentu.

Studovaná křídová struktura Dlouhé meze ve východních Čechách byla zvolena pro její horizontální ukončenost a tím pádem jasné hraniční podmínky. Byly v ní definovány tři zvodně: průlinovo-puklinová v cenomanu a puklinové v obou turonských souvrstvích (spodno- a střednoturonském).

Jako hlavní podmínky umělé infiltrace jsou zde hodnoceny:

- a) propustné prostředí s dobrou filtrační schopností,
- b) existence vhodné a dostatečně rozsáhlé hydrogeologické struktury nebo její části,
- c) kvalita podzemní vody,
- d) dostatečně vydatný zdroj kvalitní povrchové vody.

Vedlejší podmínky, které ovlivňují především technický způsob a uspořádání zmnožování zásob jsou počítány:

- e) mocnost propustné vrstvy a hloubka jejího uložení pod terénem,
- f) charakter hladiny, její hloubka pod terénem a sklon,
- g) kvalita a mocnost nadloží propustné vrstvy s ohledem na ochranu obzoru před znečištěním z povrchu.

Primárním zdrojem povrchové vody by měly být akumulace (rybníky) na rozvodí Sázavy a Doubravy. Mocnost cenomanských pískovců, do nichž by měla být vpravována povrchová voda, se pohybuje okolo 40 metrů, přičemž existuje vrstva nepropustných jílovců uprostřed souvrství. Vrstva sladkovodního cenomanu, která je pod touto podlohou, má proměnlivou mocnost a je méně důležitá než uloženiny mořského cenomanu. Hloubka souvrství je 0-80 m pod terénem. Na okrajích pánve má cenomanská zvodně volnou hladinu, směrem do středu napjatou. V tom případě je hladina totožná s hranicí cenomanských a turonských hornin. Hladiny zvodní v turonských zvodních jsou volné. Výsledkem průzkumu bylo navržení tří perspektivních oblastí pro umělou infiltraci:

- 1) Mezi obcemi Křížová a Ransko s primárním zdrojem napájení vsakovacích objektů tokem řeky Doubravky. Obohacována by tu byla pouze cenomanská zvodně s napjatou hladinou.
- 2) Mezi obcemi Markvarticemi a Branišovem
- 3) v oblasti obcí Horní Studenec a Podmoklany.

I tyto oblasti by měly za primární zdroj Doubravku, musela by se ovšem řešit její čistota. Obohacovány v nich by byly jako cenomanská, tak obě turonské zvodně. Všechny tu mají volnou hladinu s výjimkou cenomanu jižně od Studence, kde je hladina napjatá.

První krok (zároveň však zřejmě poslední) k realizaci výše popsaného návrhu je předmětem zprávy

Křížová (okres Havlíčkův Brod). Závěrečné vyhodnocení hydrogeologického průzkumu – I. etapa

Autoři L. Žitný, D. Smutek, Vodní zdroje Praha, závod Bylany (1980)

V této studii šlo v podstatě o praktický experiment, založený na výše zmíněném návrhu – jeho bodu 1), ale modifikovaný v tom smyslu, že do vsakovacího objektu nebyla hnána voda z řeky Doubravky (nebo z rybníku Řeka), nýbrž z dalšího vrtu. Hlavním cílem tedy mohlo být pouze ověření možností vsaku a rychlosti pohybu infiltrované vody směrem k odběrovému vrtu. Podle autorů měl experiment poskytnout následující data:

- a) kvalitativní změny jímání vody při intenzivním odběru,
- b) stanovení struktury předpokládaného infiltračního pole,
- c) stanovení základních hydrofyzikálních parametrů pro určení vzdálenosti mezi jímáním a vsakovacími objekty a pro stanovení vzdálenosti objektů v jednotlivých řadách,
- d) stanovení změny v kvalitě povrchové a podzemní vody s místem a časem,
- e) stanovení vlivu tlakového sklonu na vsakované množství,
- f) stanovení vlivu doby cirkulace vody z oblasti předpokládaného jímání na kvalitu vody.

K výzkumu byla k tomu vybrána první lokalita ze tří, které jsou jako alternativy navrženy v citovaném materiálu z roku 1976. Vyznačuje se jasně lokalizovanou zvodní v horizontálním směru (v cenomanu, eventuálně spodním turonu) a s evidentním izolátorem (krystalinikem) v podloží. Ve vertikálním směru omezení zvodně není tak zřetelné, protože existuje pravděpodobná komunikace mezi zvodní v pískovcích cenomanu a zvodní v rozpukaných slínovcích spodního turonu, a to přes existenci izolátoru v podobě jílovců na bázi spodního turonu. Tektonické postižení oblasti je značné, přičemž poruchy v křídovém souvrství byly zřetelně predisponovány starší tektonikou krystalinika.

Infiltrační systém se skládal z jímacího vrtu V-7b, prohloubeného až do dna cenomanské (eventuálně cenomansko-turonské) zvodně, a z vrtu V-7a, do nějž byla vháněna voda čerpaná z V-7b. Experimentovalo se i s měřením rychlosti proudění vody, ovlivněného infiltrační zkouškou, a to pomocí nálevu solanky do vrtu V-7a a měřením její koncentrace ve vrtu V-7b.

Přestože se průzkum soustředil na infiltraci v systému studna-studna a experiment byl vyhodnocen jako úspěšný, doporučení pro provoz přešlo k tomu, že hlavním dodavatelem vody by byla řeka Doubravka v rybníku Řeka. Nikde ve zprávě se nenachází zdůvodnění, proč nebylo experimentováno přímo s vodou z Doubravky.

Další etapy po této 1. etapě už se neodehrály, zůstaly v návrhu:

2. etapa (1 rok): Měla být provedena plošná geofyzikální měření k sestavení tektonického plánu celé oblasti a průzkum primárního zdroje po stránce kvalitativní i kvantitativní
3. etapa (1-2 roky): Měly být vyhloubeny dva jímací a čtyři pozorovací objekty, které by byly umístěny na základě geofyzikálních měření. Čerpací zkoušky měly stanovit základní hydrofyzikální parametry hornin zvodně i izolátorů a určit jímací schopnosti objektů a navíc ověřit kvalitu vody, která vstoupí do systému z břehové infiltrace. Struktura lokality měla být dále studována podélným a příčným profilem vrtů, které by byly navíc základem jímacího a vsakovacího řadu.
4. etapa (bez určení délky) by byla věnována doplnění jímacího i vsakovacího systému, doplnění pozorovacího systému a návrhu předúpravy povrchové vody.
5. etapa (bez určení délky) by se skládala z poloprovozního experimentu, modelového zpracování výsledku a vypracování závěrečné zprávy s návrhem vlastního technického řešení.

Ačkoliv jde v dalším případě o samostatnou studii, lze ji přiřadit do okruhu prací, prováděných na Vodních zdrojích v sedmdesátých letech. Důvodem k tomu je jednak to, že autorem byl zaměstnanec Vodních zdrojů Praha, který využil provozních kapacit svého zaměstnavatele, jednak doba datování (leden 1976). Jde o kandidátskou dizertační práci

Některé aspekty umělého množování obzorů podzemní vody ve zpevněných horninách

Autor: František Chrátka, školitel Jan Šilar

I zde byl vybrán terén, který se podle zpracovatele a dalších zaměstnanců Vodních zdrojů (L. Žitný, B. Řezáč) hodil k umělé infiltraci do křídových sedimentů. Leží na soutoku řek Kamenice a Chřibské Kamenice. Experimentálně se mělo ověřit, je-li možné vyrovnávat snížení úrovně vody ve střednoturonské zvodni, tvořené především pískovci s puklinovo-průlinovou propustností, k němuž by došlo při čerpání ze zvodně, navrženém zde po hydrogeologickém průzkumu a vyčísleném na více než 300 l/s. Za tím účelem byl konstruován mezi obcemi Srbská Kamenice a Všemily vsakovací vrt ISK-1, ale ani tady se nepočítalo s tím, že by vsakování proběhlo způsobem „povrchový tok-vrt“.

Voda k infiltraci se vedla z dalšího vrtu (ČSK 1) vyhloubeného ve stejné zvodni, a byl proveden ještě třetí vrt pozorovacího charakteru (P 2), vzdálený od vsakovacího vrtu pouhých 13,80 metrů. Podle autora zprávy byl experiment úspěšný (ačkoliv během jednoho měsíce došlo ke snížení infiltrovaného množství z počátečních 35 l/s na 16,67 l/s – dlužno však říci, že k velkému poklesu došlo během prvních tří dní a během dalších dní už byl pokles pozvolný). Za závažnou okolnost považuje autor velkou rychlost a velikost kolmatace. V průběhu 700 hodin dlouhé umělé infiltrace došlo vlivem kolmatace ke snížení specifické hltnosti o šestnáct procent.

Kolmataci je ve studii věnován prostor jednak ve výčtu jejích příčin z hlediska teoretického, jednak v pokusu stanovit hlavní příčiny konkrétního případu kolmatace při umělé infiltraci u Srbské Kamenice. Za hlavní příčiny jsou označovány:

1. Přítomnost částic suspendovaných ve vsakované vodě.
2. Bakteriální kontaminace vrstvy a kolmatace bakteriální kulturou.
3. Chemická reakce mezi infiltrovanou vodou primárního zdroje a původní vodou podzemní, jejímž výsledkem je vysrážení nerozpustných látek.
4. Mechanické ucpání pórů, způsobené přemístěním částic horniny při změnách směru pohybu vody (hydraulické rázy).
5. Bobtnání jílových koloidů.
6. Reakce iontové výměny způsobující disperzi jílových částic.
7. Biochemické změny ve vsakované či původní jívané vodě umožňující činnost železitých bakterií nebo jiných organismů.

8. Vysrážení železa jako výsledek chemických reakcí při provzdušnění vody určené ke vsakování.

9. Vyloučení plynů nebo vzduchu ze vsakované vody.

V případě vsakovacího vrtu v Srbské Kamenici označuje autor za rozhodující pro kolmataci to, co je obsahem bodů 4 a především 8 a 9, to jest vyloučení vzduchu ze vsakované vody a vysrážení železa. Poměrně rychle proudící voda ve spojovacím potrubí nasávala údajně vzduch na spojkách, které nebyly zcela vzduchotěsné. Následkem provzdušnění pak docházelo k oxidaci vysokého obsahu železa v infiltrované vodě, vysrážení a usazování železitých sloučenin. Jejich nárůsty byly po demontáži potrubí patrné na vnitřních stěnách, a předpokládá se, že totéž by se našlo i na výstroji vrtu.

Studie obsahuje ještě modelové řešení, při němž bylo použito elektrohydrodynamické analogie, založené na fyzikální analogii proudění elektřiny ve vodivém prostředí a proudění vody ve zvodni. Pomocí tohoto modelu byla zjištěna deformace hladiny podzemní vody odhadnuto jímání vsakované množství.

Se zvětšováním důrazu na výstavbu vodárenských nádrží zájem o umělou infiltraci postupně výrazně slábl. Se snížením spotřeby vody počátkem 90. let došlo prakticky k úplnému vymizení zájmu o umělou infiltraci, přestože v České republice přibývají deficitní oblasti s nedostatkem využitelných zásob podzemní vody.

2.1. Přehled nejvýznamnějších projektů zaměřených na umělou infiltraci na Moravě

Jímací území Vsetín – Ohrada

Z hlediska využití povrchové vody k účelovému obohacování podzemní vody existuje několik lokalit, kde umělá infiltrace úspěšně probíhá (nebo v nedávné době probíhala).

K nim bezesporu náleží jímací území Vsetín – Ohrada, které patří k vodohospodářsky i hydrogeologicky nejvýznamnějším lokalitám v rámci hg rajónu 1631 Kvartér Horní Bečvy. Nachází se v pravobřežní části údolní nivy Vsetínské Bečvy, cca 2 km JJV od centra Vsetína. Pro vodárenskou exploataci bylo vybudováno od třicátých let minulého století. V průběhu dalších let byly v prostoru jímacího území vybudovány takřka dvě desítky jímacích objektů (studny A, B, C a I – XVI), sloužících k hromadnému zásobování pitnou vodou města Vsetína a jeho nejbližšího okolí. V současné době slouží vodárenské exploataci 6 studní, vzájemně propojených násoskovým řadem. Z nich je jímáno cca $67 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Tato hodnota je oproti minulosti, zejména konci osmdesátých let nižší (v roce 1989 činila $80 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$; v roce 1990 pak $80,6 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$). Před rokem 1987 bylo v jímacím území v rámci vodárenské exploatace vedle výše uvedených studní využíváno umělé infiltrace z přilehlého umělého „rybníčku“, přičemž odběr vody například v roce 1986 činil $113 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

V roce 1987 přestala být umělá infiltrace v jímacím území aplikována, neboť část Vsetína a okolní obce začaly být zásobovány povrchovou vodou z vodovodního přivaděče Karolinka.

Pro vodárenskou exploataci podzemních vod v zájmovém území mají rozhodující význam kvartérní fluviální uloženiny pravobřežní části údolní nivy řeky Bečvy. Kvartérní kolektor je tvořen polohami štěrků a písků. Zvodněný kolektor lze klasifikovat jako **silně propustný**

(II. a III. třída klasifikace podle J. Jetela) s koeficienty filtrace $0,4 - 0,3 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Podloží kvartérních fluviálních štěrků tvoří paleogenní jílovce, které zde působí jako počevní hydrogeologický izolátor. Hladina podzemní vody kvartérního fluviálního kolektoru kopíruje tvar nepropustného podloží, je volná s generelním úklonem k SZ. Režim hladiny podzemní vody je ovlivněn řekou Bečvou, která představuje hlavní zdroj dotace pro odběry vody z kvartérní zvodně údolní nivy.

V rámci úkolu „POVODÍ BEČVY“ Syntéza prací hydrogeologického průzkumu“ (GEOtest Brno a.s., 1996) se uskutečnilo pro jímací území Vsetín – Ohrada stanovení velikosti přírodních zdrojů podzemní vody (PZPV) numerickou výpočetní metodou nazývanou **metodou proudu**, která představuje výpočet proudu podzemní vody v příčném řezu. Je založena na výpočtu průtoku podzemní vody jedním nebo několika profily napříč přirozeného proudění podzemní vody podle vztahu:

$$Q_{\text{dyn}} = \text{PZPV} = i \cdot k_f \cdot F = i \cdot k_T \cdot b,$$

kde i – střední sklon hladiny podzemní vody v okolí průtočného profilu

k_f – součinitel filtrace [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

k_T – součinitel průtočnosti (transmisivity) [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]

F – střední hodnota průtočného profilu [m^2]

b – šířka profilu [m]

Tato metoda byla zvolena s ohledem na předpoklad, že podzemní voda se v rámci údolní nivy nepohybuje v celém jejím profilu (jak je mnohdy nesprávně interpretováno), ale především tzv. privilegovanými cestami pohybu podzemní vody (geofiltračními proudy).

Za tímto účelem bylo sestaveno morfohydrogeometrické schéma údolní nivy řeky Bečvy v prostoru jímacího území Vsetín – Ohrada. Schéma zde dokladuje (a to i na základě reinterpretae geologického profilu a vydatností stávajících hydrogeologických vrtů)

pravděpodobný průběh privilegovaných cest pohybu podzemní vody v rámci výše uvedené části údolní nivy.

Pro vlastní výpočet dynamických zásob (PZPV) byl zvolen profil (1 – 1'). V místě hlavní privilegované cesty do níž ústí další dvě neméně významné. Tento profil byl vybrán navíc v místě, kde se nachází několik hydrogeologických vrtů, potvrzujících svým petrografickým složením, jak existenci privilegované cesty pohybu podzemní vody, tak zároveň umožňujících stanovení hydraulických parametrů (k_f , k_T) nutných pro výpočetní schéma. Po dosazení průměrných hodnot získaných z bodových údajů v okolí zvoleného profilu (1 – 1') do výpočetního schéma.

$$Q_{\text{dyn}} = i \cdot k_f \cdot F = i \cdot k_T \cdot b$$

$$\text{kde } i = 0,071, k_f = 4,2 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}, k_T = 2 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$F = 1\,050 \text{ m}^2$$

$$b = 250 \text{ m}$$

představují vypočtené dynamické zásoby $Q_{\text{dyn}} = 31,3 - 35,5 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, což je množství podzemní vody, které v neovlivněných přírodních podmínkách je schopno protéci privilegovanou cestou za jednotku času. Vzhledem k tomu, že jímací území Vsetín – Ohrada je vodárensky exploatováno a odběry významně převyšují vypočtené dynamické zásoby podzemní vody (PZPV), lze navýšení odebíraného množství přičíst na vrub indukovaných zdrojů podzemních vod, které jsou dílem infiltrace povrchového toku Bečvy do kvartérní fluvialní zvodně. To, že zde řeka funguje po převážnou část roku jako dotační činitel, je zapříčiněno trvalým vzduťm její hladiny, které má „na svědomí“ jez s výškou zdvihu 3,5 m.

Kromě dynamické složky – přírodních zdrojů podzemní vody (PZPV) bylo v rámci úkolu realizováno ověření využitelných zdrojů podzemní vody (VZPV) v j.ú. Vsetín – Ohrada hydraulickým modelem s pomocí programového systému MODFLOW.

Účelem modelování proudění podzemní vody v lokalitě Vsetín – Ohrada je upřesnění směrů proudění, bilance modelované oblasti kvartérní zvodně údolní nivy řeky Bečvy, upřesnění vlivu řeky na režim hladiny podzemní vody, ovlivněný odběrem vody jímacím systémem. Cílem pak přehodnocení velikosti využitelných zdrojů podzemní vody (VZPV).

Z realizovaného modelu vyplynuly následující poznatky:

Na základě verifikovaného stavu hladiny podzemní vody z 20.6.1996, kdy bylo odebíráno

v j. ú. Vsetín – Ohrada systémem šesti studní celkem $67 \text{ l} \cdot \text{s}$ podzemní vody, bylo zjištěno, že odebíraná podzemní voda je v rozhodující míře infiltrována z řeky Bečvy (80 – 90%). Zapojením dalších pěti studní do vodárenské exploatace lze očekávat zvýšení infiltrace povrchové vody z Bečvy do kvartérní fluvialní zvodně jímacího území a zvýšení odběru o cca 30 l.

Podle zjištění, že více než 80% odebírané podzemní vody jímacím systémem připadá na vodu infiltrovanou z Bečvy, další případné navýšení odběru podzemní vody (i nad $100 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$), je možné a bude se dít na úkor řeky. Zbývajících cca 20% připadá na podzemní vodu přitékající z paleogenních sedimentů. V zásadě lze říci, že se jedná o množství podzemní vody odpovídající její dynamické složce $Q_{\text{dyn}} = 31,3 - 35,5 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

Nejoptimálnější umístění jímacích objektů je v případě infiltrace povrchové vody z vodních toků do hg kolektoru v jeho blízkosti a rovnoběžně s ním. Obecně, jsou-li stavy hladin povrchové vody vyšší, je vyšší i celkové množství podzemní vody, protékající danou lokalitou Vsetín – Ohrada s možností vyšších odběrů vody a naopak.

Hydraulickým modelem byly v j. ú. Vsetín – Ohrada prokázány značné rezervy v současném odběru podzemní vody (minimálně 50%), které by bylo možné při optimálním využití jímacích objektů exploatovat.

Jímací území Rožnov pod Radhoštěm

Město Rožnov pod Radhoštěm je z hlediska zásobování pitnou vodou napojeno na tři zdroje z nichž jeden z nich je pro námi sledovaný problém – dotaci podzemních vod povrchovými – přinejmenším zajímavý. Jedná se o jímací území Rožnov pod Radhoštěm, kde bylo pro vodárenskou exploataci využito umělé infiltrace povrchové vody z vodního toku prostřednictvím vsakovacích van do kvartérního fluvialního kolektoru resp. kvartérní fluvialní zvodně. Podle „Plánu rozvoje vodovodů a kanalizací Zlínského kraje“ je ve výhledu uvažováno s provedením kompletní rekonstrukce jímacího území Rožnov pod Radhoštěm, jejíž součástí bude **zrušení umělé infiltrace** a využívání výhradně podzemní vody kvartérní fluvialní zvodně dle jejího ověřeného využitelného množství. Současně bude provedena rekonstrukce čtyř stávajících studní s celkovou vydatností $15 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Dále bude rozšířeno jímání podzemní vody dvěma jímacími zářezy se sběrnou jímkou s celkovou vydatností $Q = 35 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Původní exploatované množství podzemní vody kvartérní fluvialní zvodně s využitím umělé infiltrace činilo až $50 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Plánovaný optimální odběr z jímacího území Rožnov pod Radhoštěm činí $35 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$.

Důvodem rušení umělé infiltrace prováděné zde dosud prostřednictvím vsakovacích van k obohacování kvartérní fluvialní zvodně povrchovou vodou je snaha eliminovat nepříznivé doprovodné jevy vznikající při povodňových situacích, kdy při vylití Rožnovské Bečvy docházelo k zanášení vsakovacích objektů vodou unášeným kalem a tím k postupné kolmataci záchytných filtrů.

Jímací území Tlumačov

Jímací území Tlumačov leží v levobřežní části údolní nivy řeky Moravy mezi Tlumačovem a Otrokovicemi, která je zde tvořena plochým reliéfem s nadmořskou výškou v rozmezí 184 – 185 m. Vodárensky využívaným hydrogeologickým kolektorem jsou průlinově propustné fluvialní štěrky a písky řeky Moravy a souvrství šedých písků v jejich podloží. Průměrný součinitel filtrace uvádí J. Krejčí (1949) $k_f = 5,26 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ a $k_f = 1,2 - 2,0 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, což odpovídá silně propustnému horninovému prostředí. Počevní izolátor je reprezentován paleogenními sedimenty, stropní pak povodňovými hlínami. Povodňové hlíny lze považovat za málo propustné, takže způsobují při vyšších stavech hladiny podzemní vody napjatost zvodně s negativní piezometrickou úrovní. Současně mohou příznivě ovlivňovat kvalitu vsakujících srážkových a povrchových vod do podzemí. Hladina podzemní vody se pohybuje v hloubkách 1,0 – 3,0 m pod terénem. Proudění podzemní vody mělké zvodně je odrazem geologické a geomorfologické stavby a odtokových poměrů a sleduje generelní směr od SV k JZ. Koryto řeky Moravy je zahlobbeno cca 7 m pod úrovní povrchu okolního terénu. To znamená, že je zaříznuto přes povodňové hlíny až do klastických sedimentů. Průtok na řece Moravě je od roku 1966 řízen bělovským jezem, který zde udržuje hladinu v rozmezí 183,9 až 184,6 m n.m. při stanovené kótě hladiny stálého nadržení 184,1 m n.m. Při této hladině je délka vzdutí cca 9 km. V úseku nad jezem, kde je situováno jímací území, se výrazně uplatňuje infiltrace z řeky do hg kolektoru kvartérní fluvialní zvodně. Pro zvýšení kapacity jímacího území byly v minulosti realizovány pokusy s využitím umělé infiltrace včetně vybudování infiltračních zářezů (Wünsch, 1964) s jímacími vrty, který však není využíván.

V současné době je v prostoru jímacího území Tlumačov používáno pouze propojení řeky Moravy a Kapřiska (slepé rameno), kde je potrubím přepouštěna voda z řeky Moravy do Kapřiska z něhož zákonitě dochází rovněž k infiltraci.

K poněkud strohému výčtu lokalit na Moravě kde je (nebo spíše byla) uplatňována umělá infiltrace povrchových vod pro obohacení podzemních lze doplnit i drobné pokusy vodárenské exploatace, kde byly vody povrchové vodoteče vcečovány přes filtrační a sedimentační hráz do jímacího zářezu v hydrogeologickém kolektoru tvořeném zvětralinovým

pokryvem a přípovrchovou zónou rozvolněných hornin krystalinika. Odtud je pak uměle infiltrovaná povrchová voda exploatována prostřednictvím potrubí na úpravnu a následně do vodojemu jako voda podzemní.

Tento způsob je realizován Brněnskými vodárnami a kanalizacemi, a.s. v lokalitě Jelenice (pravobřežní zalesněný svah Brněnské přehrady) pro potřeby zásobování rekreačních chat vodou. Vlastní zařízení je situováno v zalesněné části povodí zdrojnice v údolí „Jelenice“ s vyhlášeným OP 1. stupně (v rozsahu oplocení). Z hlediska procesního se jedná o následující způsob využití vody v dané lokalitě: pramenní vývěr zdrojnice (podzemní voda) po té, co se stane povrchovým tokem, se prostřednictvím filtrační hráze vcezuje do jímacího zářezu, který je součástí hg kolektoru vázaného na zvětralinový pokryv krystalinika brněnského masívu a odtud se exploatuje opět jako podzemní voda mělké zvodně. Tento způsob exploatace zde byl použit patrně z úsporných důvodů – vzdálenost pramene od spotřebiště je více jak 1 km, tudíž délka potrubí + pramenní jímka – by byly pro dopravu vody finančně nákladnější než výše popsany způsob. I když se zvolená metodika zdá poněkud komplikovaná – z ochranného hlediska však nepostrádá „selský“ úsudek.

Obdobných lokalit místního významu využívajících podobné technologie vodárenské exploatace, kdy z důvodu nedostatku podzemní vody je zvedeň obohacena vsakem povrchové vody do hg kolektoru v takové míře, že dominantní podíl má voda povrchové vodoteče, je celá řada. Mnohdy je tento způsob zdůvodňován poněkud amatérským tvrzením, že voda povrchové vodoteče (někdy i kontaminovaná) se při krátkém pohybu horninovým prostředím kvalitativně vylepší tzv. „samočisticím procesem“. Přestože tento efekt nebyl nikdy jednoznačně odborně potvrzen, tak se s ním zcela běžně ve vodárenství operuje... Je však třeba říci, že tento způsob umělé infiltrace nacházíme často u účelových vodovodů pro zemědělské objekty živočišné výroby.

Předchozí popsany způsob umělé infiltrace využívány BVK a.s. Brno v lokalitě Jelenice lze nalézt při zajišťování pitné vody pro menší obce, např. ve flyši Beskyd či Karpat, kde se k dopravě podzemní vody z pramenního vývěru do místa odběru využívá povrchové vodoteče, kde pak tato povrchová voda v jeho předpolí infiltruje prostřednictvím vsakovacích objektů (zářez, hráz, studna, vrt, vana..) do hg kolektoru mělké zvodně. Technická zařízení umožňující obohacování podzemních vod vodami povrchových toků mnohdy oplývají prvky „lidové tvořivosti“. Anonymně lze uvést způsob technického řešení umělé infiltrace za účelem obohacení kvartérní fluvialní zvodně, která je součástí náplavového resp. výnosového kuželu povrchového toku. Vsakovacím objektem na horní hraně náplavového resp. výnosového kuželu je vrt, umístěný **přímo v korytě povrchového toku** na rozhraní lesa a horské louky. Průměr ocelové výstroje vrtu činí cca 300 mm; zhlaví vrtu, které je v úrovni koryta toku je opatřeno ocelovou manžetou o průměru cca 600 – 650 mm se sníženou náběhovou hranou a postupně se zvyšující hranou přepadovou (ve směru toku). Podzemní konstrukce tohoto vsakovacího vrtu není známa. Proti možnému zanesení vrtu v době přívalového deště je zhlaví vrtu vybaveno perforovanou drátěnou vložkou ve tvaru „cedníku“, která se na počátku přívalového deště rychle zaneše a zamezí tak možnému ucpání celého stvolu vrtu. Hloubka vrtu není známa, lze však předpokládat, že vsakovací vrt má charakter „neúplné studny“ a výstroj je převážně perforována.

Při expedičním hydrometrování povrchových toků v rámci úkolu: „Povodí Bečvy. Syntéza prací hydrogeologického průzkumu“ (Geotest Brno, 1996), bylo v roce 1995 zjištěno, že toto zařízení s největší pravděpodobností vybudoval GP Ostrava (?) a že umožnilo zvýšit odběr podzemní vody mělké zvodně z jímacího území nacházejícího se o 200 – 250 m níže. Odběrnými objekty jsou 3 kopané studny o hloubkách 6,00 – 9,00 m (dle ústního sdělení – Lesy ČR).

Umělá infiltrace v hg. rajónu 4232 Ústecká synklinála v povodí Svitavy

Popis umělé infiltrace v hg. rajónu 4232 – není součástí Moravy – lokalita se administrativně nachází na území Pardubického kraje, ale historicky k „Zemi Moravské“ v minulosti náležela. Důvodem, proč jsme tuto umělou infiltraci zahrnuli do řešerše týkající se dané problematiky je skutečnost, že umělá infiltrace (bohužel, prozatím pouze ideová) se dotýkala možnosti navýšení odběrů podzemní vody v jímacím území II. březovského vodovodu, který zásobuje kvalitní podzemní vodou jednu z metropolí Moravy – město Brno.

V čem spočívalo využití umělé infiltrace k možnosti navýšení odběru v jímacím území II. březovského vodovodu? Především v nápadu a následně ve vzájemné shodě mezi vedoucím I. a II. březovského vodovodu a řešitelem regionálního hydrogeologického průzkumu „Západomoravská křída“ (za níž se skrývá hg. rajón 4232 Ústecká synklinála v povodí Svitavy) využít občasného pramenního vývěru Hladové prameny k navýšení vodárenských odběrů především ve vegetačním období roku, kdy je tento pramenní vývěr aktivní a kdy v letním období rostla i spotřeba vody v Brně. S ohledem na to, že v 80. letech minulého století byla kvalitní pitná voda z obou březovských vodovodů využívána nezdědky i průmyslem a tak byl každý potencionální $l \cdot s^{-1}$ vítán. Vzhledem k tomu, že eventuální vodárenské využití občasných Hladových pramenů vyžadovalo zhodnocení kvantitativní, kvalitativní, hydrogeologické, tak i technické řešení, byla v roce 1981 založena komplexní racionalizační brigáda (KRB), personálně zajištěna 4 pracovníky JmVaK Brno, odštěpný závod Brno – město a 1 pracovníkem GEOTestu Brno. Studie pod názvem „Zhodnocení využívání zdroje podzemní vody v Březové nad Svitavou“ byla ukončena v říjnu 1982 Závěrečnou zprávou. V rámci studie bylo na základě kvantitativního a kvalitativního zhodnocení doporučeno využití občasných Hladových pramenů s tím, že byly navrženy 3 způsoby vodárenské exploatace.

1. způsob spočíval v technickém podchycení občasného pramenního vývěru násoskou v kombinaci s mělkými vrtly umístěnými přímo v místě vývěru a v dopravě jímání podzemní vody potrubím do sběrné studny II. zvodně (kolektor B – spodní turon) a následné připojení na násosku II. březovského vodovodu.

2. způsob předpokládal jímání v úrovni II. zvodně (kolektor B – spodní turon) – napjatá hladina podzemní vod. Principem tohoto řešení bylo převedení vody z prostoru Hladových pramenů na úroveň puklinově propustných vrstev kolektoru B infiltrací a těchto vrstev využít k dopravě vody ke stávajícím jímacím vrtům II. zvodně a z těchto vrtů těžít vodu plnou kapacitou stávajících čerpacích stanic, tj. $393 l \cdot s^{-1}$.

3. způsob předpokládal umělou infiltraci do I. zvodně (kolektor C – střední turon) s volnou hladinou za předpokladu převedení vody z Hladových pramenů na protější stranu údolí řeky Svitavy do míst přirozeného proudu podzemní vody I. zvodně, směřujícího do místa dosahu násosky II. březovského vodovodu.

U všech výše uvedených způsobů podchycení bylo zpracováno technicko-ekonomické řešení s tím, že **1. způsob** představoval nejjednodušší technickou a provozní alternativu s plným využitím zachycené vody a to bez nároku na energii, ale s maximální náročností na investiční prostředky a materiál. V případě **2. způsobu** pak zde byly technické problémy zapříčiněné především tím, že by do zvodně s kvalitnější podzemní vodou byla infiltrována voda s relativně méně kvalitní což je v rozporu se Zákonem o vodách (Vodní zákon 254/2001 Sb.). Napjatá hladina II. zvodně by pro umělou infiltraci úplnou vsakovací studnou nebyla technickým problémem.

3. způsob s využitím umělé infiltrace do I. zvodně (kolektor C – střední turon) se jevila po ekonomické stránce jako nejvýhodnější řešení. Její realizace byla podmíněna hg. průzkumem, který by optimalizoval umístění vsakovacích vrtů a stanovil akumulaci schopnost – kapacitu horninového prostředí.

S tímto cílem byl zahájen v roce 1983 hg průzkum jinou firmou, než která v této struktuře realizovala v letech 1975 – 1980 regionální hydrogeologický průzkum. Výsledkem pak bylo ukončení úkolu v roce 1988, kdy hg průzkum 5ti násobně překročil původní rozpočet postupným navyšováním technických prací s cílem „objevovat objevené“. Zásadním cílem průzkumu nebylo navýšení odběrů podzemní vody z Hladových pramenů zvýšeným čerpáním, ale posoudit a ověřit umělou infiltraci vyvěrajícího množství podzemní vody, tj. „viditelného“ na povrch. Toto jednoduše formulované zadání, bohužel, řešitelé opomenuli a tak se stalo, že když v rámci hydrodynamické zkoušky „ověřovali“ skutečnou vydatnost Hladových pramenů čerpáním $Q = 240 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, došlo ke krátkodobému kolapsu I. zvodně a v důsledku toho k následnému okamžitému zastavení čerpání ze strany objednatele.

Při zpracování studie na využití umělé infiltrace pro co nejefektivnější „zapojení“ občasných Hladových pramenů do celkové vodárenské exploatace v rámci jímacího území I. a II. březovského vodovodu bylo využito zkušeností ze **Státního úkolu rozvoje vědy a techniky S – O – 13 – 2/5a**.

Umělá infiltrace do pevných i volných hornin české křídly pomocí vrtů, řešeného Vodními zdroji – odborem vodohospodářského rozvoje Praha ve spolupráci s VÚV Praha a Vojenským projektovým ústavem Praha. Dílčí zpráva zahrnující „Technickou studii a hydrotechnické výpočty“ byla ukončena 06/1966. Modelovým územím byl Hg. rajón 4222 Podorlická křída v povodí Orlice, konkrétně pak údolí říčky Bělé v okolí obce Kvasiny.

4. Rešerše problematiky vsakování odpadních vod do horninového prostředí

Možností pro zvýšení objemu podzemních vod je **umělá infiltrace vyčištěných odpadních vod do horninového prostředí**, tedy proces, který dnešní česká legislativa umožňuje pouze ve výjimečných případech (§ 38 vodního zákona). Tento postup je ale v řadě států se semiaridním klimatem, včetně některých evropských členských států EU, zcela běžný což dokládá následující rozsáhlý přehled případů a zkušeností.

4.1. Dosavadní zkušenosti se zasakování vyčištěných odpadních vod v České republice

Vypouštění odpadních vod do horninového prostředí (vsakování) bylo do 30.6.2010 v České republice povoleno pouze výjimečně pro vypouštění do půdních vrstev, z nichž mohou odpadní vody proniknout do podzemních vod, a to pouze u jednotlivých rodinných domů či objektů individuální rekreace (§ 38 odst. 4 vodního zákona - po novele zákonem č. 20/2004 Sb.).

Dne 1. července 2010 vstoupila v platnost novela vodního zákona (č.150/2010 Sb.), kde je ustanovení pro vsakování odpadních vod do horninového prostředí upraveno následovně (§ 38 odst. 7): „Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod je zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky nebo zvláště nebezpečné závadné látky z jednotlivých staveb pro bydlení a individuální rekreaci nebo z jednotlivých staveb poskytujících služby, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech přes půdní vrstvy do vod podzemních, lze povolit jen výjimečně na základě vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k jejich vlivu na jakost podzemních vod, pokud není technicky nebo s ohledem na zájmy chráněné jinými právními předpisy možné jejich vypouštění do vod povrchových nebo do kanalizace pro veřejnou potřebu.“.

Norma ČSN 75 6404 (2006) poskytuje návod pro zemní infiltrační systémy - infiltrační (vsakování) do horninového prostředí, které lze použít společně se systémy malých čistíren

odpadních vod. Uvádí požadavky na zemní infiltrační systémy v rozmezí velikostí pro jeden obytný dům až do 50 EO. Uvádí návrhové parametry, stavební detaily, požadavky na ukládání a na části zemních infiltračních systémů.

Byl zpracován metodický pokyn MŽP ČR (2005) pro hodnocení přirozené atenuace, který lze využít i pro účel posuzování přirozené atenuace v rámci procesů, které doprovázejí vsakování odpadních vod do horninového prostředí.

Eckhardt a Kučera (2008) prezentují výsledky výzkumu vsakování předčištěných odpadních vod do podzemí v lokalitě Měděnec. Interpretace výsledků ve vztahu k dané lokalitě potvrdila velmi výraznou redukci znečištění hlavních kontaminantů odpadních vod (bakterie, nerozpuštěné látky, sloučeniny dusíku a fosforu) vsakováním do horninového prostředí. Výsledky dokazují, že vsakování může být pro kvalitu povrchových vod šetrnější než obvyklé vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Šálek (1996) zveřejňuje výsledky dlouhodobého výzkumu jednotlivých aspektů závlah odpadní vodou. Z hlediska čištění odpadních vod dochází autor mj. k následujícím závěrům: Rozhodující část čistících procesů probíhá v provzdušněné orniční vrstvě. Intenzita rozkladných procesů závisí na obsahu organické hmoty, teplotě a složení odpadních vod a na vlastnostech půdy. Ke kvalitnímu vyčištění postačí, dle autora, 0,9 až 1,2 m vysoký nenarušený půdní profil. Na zachycení 100 % mikrobiálního znečištění však nestačil ani 3,6 m vysoký profil písčitých půd. Dochází k intenzivní vazbě fosforu a amoniaku na půdy, a k vyplavování hořčíku, vápníku a síranů. Uspořádání závlahy může výrazně ovlivnit výsledný čistící účinek, nejpriznivější výsledky byly zaznamenány při kapkové závlaze. Negativní vlivy závlah odpadními vodami jsou při správném návrhu, pečlivé výstavbě a zodpovědném využívání minimální.

Obecně lze říci, že téma problematiky vsakování odpadních vod do horninového prostředí není v České republice dostatečně rozpracováno. Širší problematikou kontaminace a atenuačních procesů se však zabývá větší množství prací, například Šráček, Datel, Mls. (2000), Mihaljevič, Moldan (2000) Datel (2001), Beneš (1995).

Příbuzné problematice exfiltrace odpadních vod z kanalizačního systému, tedy nechtěnému úniku odpadních vod do horninového prostředí se věnuje např. Princ, Kohout, Tůma (2003).

4.2. Zkušenosti se zasakováním odpadních vod v zahraničí

Mezi nadnárodní organizace, které se problematice vsakování odpadních vod do horninového prostředí významněji věnují patří například International Association of Hydrogeologists (mj. spravované internetové stránky věnované řízenému doplňování zvodnělých vrstev <http://www.iah.org/recharge/>), nebo World Healthcare Organization (mj. spravované internetové stránky věnované využívání odpadních vod na adrese http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/en/).

Aertgeerts a Angelakis (2003) shrnují odborné poznatky z oblasti dotace podzemní vody předčištěnou vodou odpadní, které po konzultaci s WHO Water, Sanitation and Health Unit zpracovala a publikovala pobočka v Dánsku. Publikace nepředstavuje závazný materiál WHO, jejím účelem je sumarizace dosavadních zkušeností s dotací zvodnělých vrstev půdy především z hlediska významu hodnocení a usměrňování rizik, která by toto nakládání s odpadní vodou mohlo znamenat pro lidské zdraví. Publikace je rozdělena na 10 částí a je rovněž k dispozici na adrese: http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/wsh0308/en/index.html.

International Groundwater Resources Assessment Centre v **Holandsku** informuje o daném problému na stránkách <http://www.igrac.net/>.

Stránky věnované řízenému doplňování zvodnělých vrstev se **Španělsku** jsou umístěny na stránkách <http://www.dina-mar.es/>.

Studie Wanka, Mose, Carrayrou a Sadowski (2006) se snaží za použití numerické simulace o porozumění fyzikálním a biochemickým jevům, které se odehrávají uvnitř infiltračního vsakovacího lože.

Nola et al (2006) uvádí, že ochrana podzemních vod před znečištěním při vsakování závisí v největší míře na retenčním potenciálu půdy nad hladinou podzemní vody. Byly provedeny testy s odpadní vodou, cílem studie bylo vyhodnotit význam půd, a to v retenci celkového objemu koliformních bakterií a stafylokoků v průběhu infiltrace odpadní vody v rovníkových půdách **centrální Afriky**. Výsledky ukazují, že značná část z celkového obsahu zkoumaných bakterií se zachytila v půdě, zachycování bylo prokázáno i u amonných iontů.

Foster a Chilton (2004) upozorňují na význam vsakování a opětovného využívání odpadních vod zejména pro rychle se rozvíjející obydlená centra v sušších oblastech Asie, Afriky, Latinské Ameriky a Středního Východu.

Studií Schaub, Stephens, Sorbera a Charlese (1977) bylo zkoumáno místo, sloužící k rychlé infiltraci odpadní vody, složené z prachového písku a štěrku, které bylo v provozu více než 30 let. Bylo prověřeno z hlediska akumulace a migrace vybraných virů a indikátorových bakterií v zasakovávaných splaškových vodách a souvisejících podzemních vodách. Laboratorní studie potvrdily adsorpci virů pozorovanou na místě vsakování. Indikátorové bakterie byly při infiltraci znatelně koncentrovány na půdním povrchu. Nicméně v průběhu testů srovnávací studie odhalily, že bakterie schopné proniknout povrchem byly v určité míře schopné migrovat do podzemní vody. Byly detekovány na stejných místech jako zkoumané viry.

Projekt nepřímého znovupoužití odpadní vody (Toze et al. 2004) byl spuštěn za účelem stanovení efektivity získávání vyčištěné vody vyhovující kvality a s nízkým rizikem pro zavlažování parků a zahrad. Vyčištěné splašky byly vsakovány do mělké zvodně a zpět čerpány odběrnými studnami umístěnými 80 a 100 metrů od vsakovacích nádrží. Monitoring a výzkumný program byly řízeny tak, aby bylo zajištěno, že voda čerpaná z odběrných studní splňovala environmentální a zdravotní požadavky pro znovupoužití vody k zavlažování. Vyčištěná voda čerpaná z odběrných studní měla z hlediska fyzikálního, chemického a mikrobiologického jiné parametry, než předčištěné splašky a přírodní pozemní voda. Výsledky této studie prokázaly, že nepřímé čištění v mělkých vápencových zvodních v západní **Austrálii** je schůdným způsobem, jak získávat vyčištěnou vodu vhodné kvality pro zavlažovací účely, a že vliv na kvalitu podzemní vody v přilehlých oblastech bude jen omezený.

Vaughn et al. (1981) popisuje provedení studií za účelem stanovení vlivu míry infiltrace na odstranění polioviru v průběhu dotace podzemní vody použitím vyčištěné splaškové vody. Experimenty byly prováděny na testovací vypouštěcí nádrži, zvláště uzpůsobené a v terénu situované, do které bylo napřed aplikováno cca 62 000 m³ splašků. Vypouštění při vysokých infiltračních rychlostech vyústilo v pohyb významného množství nasazených poliovirů do podzemní vody. Přiměřené snížení infiltrační rychlosti významně vylepšilo odstranění virů. Velmi nízké infiltrační rychlosti, dosažené částečnou kolmatací testovací nádrže, přinášelo nejvyšší účinnost v odstraňování virů.

V Sana'a, hlavním městě **Jemenské arabské republiky**, byla v roce 1995 provedena inventura hlavních studní (Foppen 2002), v průběhu které byly analyzovány vzorky z hlediska obsahu hlavních kationtů a aniontů. O 5 let později byla využita příležitost opakovat pokusy

na části z těchto studní. Výsledky ukázaly, že podzemní voda v osídlených oblastech byla charakterizována vysokými koncentracemi hlavních kationtů a aniontů, způsobenými neřízenou infiltrací odpadních vod z žump do zvodní. Podzemní voda zasažená odpadní vodou měla hodnoty pH o 0,5 až 1 jednotku nižší než podzemní voda odpadní vodou nezasazená, což indikuje, že proběhla acidifikace. Za dobu, která uběhla mezi oběma výzkumy, se koncentrace téměř všech aniontů a kationtů zvýšila, zatímco hodnota pH klesla, obojí díky infiltraci odpadní vody. Zkušební jednodimenzionální transportní model ukázal, že v průběhu více než 15 let nepřetržitého vsakování odpadní vody oxidovala více než čtvrtina NH_4^+ , přítomná v surové odpadní vodě, na NO_3^- , čímž se zvýšila kyselost, a cca 60 % bylo adsorbováno. Model ukazuje, že po 50 letech vsakování odpadní vody se změna NH_4^+ omezila z důvodu snížené kationtové výměnné kapacity (KVK) půdy. Současně se podzemní voda v zóně oxidace NH_4^+ stane velmi kyselou z důvodu nedostatku pufracních minerálů. Modelové studie spolu s výsledky obou výzkumů naznačují, že až 12 % současné populace města by se mohlo v potřebě vody pro pitné účely stát závislé na kontaminované podzemní vodě.

V okolí Perthu v Západní **Austrálii** klesají hladiny podzemních vod od 70. let 20. století jako důsledek nižšího množství dešťových srážek a zvýšeného odběru. Článek McFarlane et al. (2007) prověřuje návrh dodávání předčištěné odpadní vody do infiltračních galerií tak, aby mohly být obnoveny mokřady. Modelování naznačuje, že hladiny podzemních vod by se mohly zvýšit nad galeriemi a zároveň zvednout hladiny jezer a zásoby podzemní vody v okolí. Dodávání předčištěné odpadní vody do vsakovacích galerií ukázalo, že fosfor a organický uhlík jsou ve vodě významně redukovány již ve vzdálenostech 5 až 50 metrů. Koncentrace dusíku se snižují méně, ale jsou podobné koncentracím v jezerech a blízkých zvodních. Pokud vše proběhne úspěšně, návrh by mohl být také možností pro použití předčištěné odpadní vody k vytvoření hydraulických bariér proti vnikání slané vody do pobřežních oblastí.

Mohrlok et al. (2004) se zabývá riziky, souvisejícími s nekontrolovatelnou infiltrací z porušených stokových sítí do půd, která ovlivňuje kvalitu podzemní vody. Za účelem kvantifikace výronů odpadní vody z jednotlivých kanalizačních netěsností do podzemní vody, byla za pomoci experimentálních a numerických metody zkoumána především hydraulika vody a transport látek v nesaturované zóně. Vyvinutý numerický program WTM (Water and Transport Model) byl aplikován podle různých scénářů včetně dvoudimenzionálního experimentálního nastavení simulujícího obsah vody a vývoj koncentrací z netěsné trubky. V šíření průsakových vod hraje důležitou roli zrnitost půd. Ale doba zdržení, vztahující se k nerovnoměrné infiltraci, více závisela na původním obsahu vody než na míře propustnosti. Analýzy rozložení velikosti pórů v půdních sloupcích vystavených dlouhodobé infiltraci odpadní vody ukázaly, že dochází k ucpávání pórů díky chemickým a mikrobiálním transformačním procesům.

Kreuzinger et al. (2004) se zabýval situací, kdy na venkově a v oblastech bez vhodných zdrojů vody, je předčištěná odpadní voda z málo zatížených čistíren odpadních vod s odstraňováním nutrientů a následným dočištěním infiltrována do nesaturované zóny za účelem dotace podzemních vod. Podzemní vody v různých vzdálenostech od místa infiltrace byly vzorkovány každé 2 měsíce po dobu 14 měsíců. Kromě běžných parametrů (živiny, uhlík a bakterie) byly vzorky testovány na farmaceuticky aktivní substance. U vybraných látek byly prokázány různé způsoby chování v saturované zóně, v závislosti na jejich chemické struktuře a na jejich osudu v průběhu čištění odpadní vody. Protiepileptický Carbamazepin se chová velmi konzervativně a je pouze nepatrně odstraněn dokonce i po dlouhých dobách proudění podpovrchovou zónou. U jiných látek, jako je sedativum Diazepam nebo analgetikum Diclofenac, byla pozorována částečná eliminace v průběhu různých kroků čištění odpadní vody. Další degradace byla pozorována v průběhu následujícího podpovrchového pohybu.

Byla pozorována korelace mezi dobou proudění a dodatečným odtraněním těchto látek z vodního prostředí. Pižmové látky Galaxolid a Tonalid byly do určité míry odstraněny, ale ne tak dobře jako výše zmíněné látky.

Huntzinger et al. (2001) informuje, že je běžnou praxí používat ve **Spojených státech** absorpční půdní systémy (wastewater soil absorption systems (WSAS)) k nakládání a čištění odpadní vody. U těchto systémů se předpokládá efektivní a dlouhodobé odtranění kontaminantů z odpadní vody před tím, než jsou tyto vypouštěny do podzemních vod. Kolmatace půd akumulací rozpuštěných pevných látek, organického materiálu a chemických usazenin na infiltračním povrchu systémů WSAS je fenomén, který se objevuje jako výsledek dlouhodobé nepřetržité infiltrace odpadních vod. Toto ucpávání tvoří odpor infiltraci, omezuje hydraulickou vodivost a míru propustnosti. Jistý stupeň kolmatace může zlepšit čištění odpadní vody tím, že se zvýší čistící procesy, z části proto, že je navozeno nesaturované proudění a doba zdržení se významně zvýší. Pokud ucpávání překročí určitou mez, výška zadržené vody na povrchu se může dostat do úrovně, kdy selže celý systém. Numerický model HYDRUS2D a názorné hydraulické vlastnosti zóny ucpávání získané z literatury se používají k simulaci nesaturovaného proudění uvnitř systému WSAS, aby byl lépe pochopen efekt ucpávání na nesturované proudění a hydraulickou dobu zdržení v písčitých a prachových zeminách. Znalost vývoje a vlastností zón ucpávání a jejich vlivu na režim proudění v těchto systémech je klíčové v optimalizaci navrhování vsakovacích systémů tak, aby se docílilo požadované účinnosti odstranění polutantů.

Van Cuyk a Siegrist (2001) shrnují, že více než 25 % populace **Spojených států** a 37 % nové zástavby je zásobováno místními malokapacitními systémy čištěných odpadních vod, z nichž většina je založena na recyklaci primárně vyčištěných splaškových vod průchodem půdou tak, aby se docílilo vyčištění dříve, než dojde k dosažení podzemní vody. Pokusy využít výhod decentralizovaných systémů vyústily v inovaci v konstrukčních postupech a technologiích, které se objevují ve stále větší míře. V některých případech jsou modifikace historických postupů ověřeny a stojí na vědeckých základech. Jindy se konstrukční postupy vyvíjely na základě znalostí, které podpořily potřebu jejich změn. Jeden takový případ je i trend, kde se absorpční půdní systémy (wastewater soil absorption systems (WSAS)) navrhují s využitím vyšší úrovně předčištění než jaké poskytují septiky (např. pískový filtr nebo umělý mokřad). Tato zpráva pojednává o potřebě většího pochopení principů chování a transportu patogenů v systémech WSAS. Znalost vztahů v rámci procesů, kterým podléhají použité splaškové vody a jejich vliv na účinnost odstraňování patogenů je požadován, aby se mohly používat systémy na bázi půda – zvedeň efektivně a zabránilo se kontaminaci pitné vody.

Bouwer (2002) popisuje, že k dotaci podzemních vod mohou být v nesaturované zóně použity zářezy nebo šachty, případně může být voda přímo injektována pomocí vrtů do zvodnělých vrstev. K navržení systému pro umělou dotaci zvodni musí být stanoveny koeficienty propustnosti půd a nesaturovaná zóna mezi půdním povrchem a zvodnělou vrstvou musí být prověřena z hlediska vhodné propustnosti a absence znečištěných oblastí. Zvedeň by měla být dostatečně propustná. Získání znalostí podmínek vyžaduje terénní měření a – pokud nejsou zjištěny žádné fatální závady – testování vsakovacích nádrží k predikci chování systému. Musí být vyhodnoceny otázky kvality vody, speciálně s přihlédnutím k informacím o vrstvách kolmatace na dnech nádrží nebo jiných vsakovacích površích, a o geochemických reakcích probíhajících ve zvodni. Do dotačních studní by měla být voda čerpána pravidelně, aby se vymývaly zóny kolmatace. V elektronické podobě je materiál ke stažení na adrese <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>.

Sumner et al. (1998): popisují terénní pokusy za účelem prozkoumání transportu a přeměny nutrientů v prostoru pod infiltrační nádrží, používanou k odstraňování předčištěné odpadní vody. Odstranění dusíku z infiltruující vody pomocí denitrifikace bylo přímo pod nádrží zanedbatelné, pravděpodobně díky podpovrchovému provzdušnění, způsobenému

přerušovanými dodávkami vody. Zadržení organického dusíku ve vrchní nesaturované vrstvě o mocnosti 4,6 m (hladina podzemní vody byla v hloubce cca 11 m) v průběhu napouštění nádrže vyústilo v koncentrace dusičnanů destinačně větší než byla jejich koncentrace v aplikované předčištěné odpadní vodě, následující období „klidu“ trávající několik týdnů poskytlo čas na mineralizaci a nitrifikaci. Cca 90 % fosforu v předčištěné odpadní vodě bylo odstraněno v rámci svrchních 4,6 m pod povrchem, a to převážně pomocí adsorpčních reakcí za hojně probíhajícího pokrývání půd vrstvami oxidů a hydroxidů železa a hliníku. Fosfor, který se akumuloval pod hladinou podzemní vody, byl imobilizovaný díky adsorpčním a srážecím reakcím v obdobích klidu, kdy nebyla nádrž napouštěna.

Heinzmann a Sarfert (1995) uvádí, že v Berlíně (**Německo**) a přilehlém okolí města se očekává růst počtu obyvatel, který vyústí ve znatelné zvýšení spotřeby vody. Dostatečné množství a bezvadná kvalita pitné vody může být v budoucnosti zajištěna pouze zajištěním integrovaného systému nakládání s vodními zdroji. Umělá dotace podzemní vody hraje klíčovou roli v tomto přístupu. Zahrnuje infiltraci čištěné povrchové vody v přímé návaznosti na vlastnosti povodí. Průzkumy ukazují, že dalšími možnostmi jsou: 1) znovuvyužití odpadní vody, ačkoliv v této oblasti nejsou dořešeny právní podmínky, a 2) využití srážkových vod. V obou případech je potřebné pokročilé čištění, aby se docílilo plnění přísných kvalitativních požadavků. Takže se čištění posouvá více směrem ke zdrojům znečištění, což znamená od čištění povrchové vody k čištění odpadní vody a srážkových vod, aby bylo docíleno optimálního systému ochrany vod. Kromě toho se voda částečně vrací do vodního cyklu, aby zůstala v regionu. Vyčištěná povrchová voda, pokročile vyčištěná odpadní voda, čištěná srážková voda a předčištěná slabě kontaminovaná odpadní voda z kombinovaných systémů tvoří slibné zdroje pro doplnění vody podzemní.

Znovuvyužití městských odpadních vod vyžaduje vyčištění, aby voda splnila požadavky stanovené pro způsob jejího využití (Bouwer 1991). Zavlažování zeleniny konzumované za syrova vyžaduje nepřítomnost patogenních organismů. Aby se tohoto docílilo, koncentrace fekálních koliformních bakterií by měly být nulové a voda by měla být filtrována. To vyžaduje intenzivní způsob čištění. Pro rozvojové země, kde často chybí adekvátní čištění splašků ale WHO povoluje koncentraci až 1000 fekálních koliformních bakterií na 100 ml vody, které může být docíleno používáním rybníků. Využití k pitným účelům vyžaduje intenzivnější čištění včetně vápnění, denitrifikaci, adsorpci na uhlí, reverzní osmózu a dezinfekci. Tam, kde hydrogeologické podmínky dovolují použití povrchových vsakovacích zařízení k dotaci podzemní vody, je znatelného zlepšení kvality vody dosaženo pohybem odpadní vody přes půdní vrstvy, vadózní zónu a zvodnělou vrstvu. Náklady na výsledné čištění na bázi „půda – zvedeň“ jsou o 40 % nižší než náklady na čištění v čistírně odpadních vod. Čistící systémy na bázi „půda – zvedeň“ jsou také jednoduché a pevné, nabízejí retenci vody, aby se absorbovaly rozdíly mezi dodávkou a spotřebou, a také zvyšují estetiku znovupoužití odpadní vody pro pitné účely. Z toho důvodu mohou hrát významnou roli ve znovuvyužití odpadní vody.

Odpadní splašky jsou vhodným zdrojem vody pro zavlažování, speciálně v suchých oblastech. Než může být použita pro nezakázané zavlažování, konvenční způsob čištění by měl být následován čištěním, díky kterému voda splní požadavky zemědělské, hygienické a estetické. To obvykle znamená redukci koncentrace dusíku na méně než 10 mg/l, úplné odstranění patogenních organismů a samozřejmě úplné odstranění rozpuštěných pevných látek a biologicky rozložitelného organického uhlíku. Toho může být často dosaženo systémem dotace podzemní vody při použití půdy a zvodně jako přírodního filtru. Studie na dvou experimentálních projektech ve Phoenixu (**USA**) prokázaly (Bouwer 1991b), že čištění pomocí systémů na bázi „půda – zvedeň“ může snížit koncentrace dusíku z cca 20 mg/l na cca 7 mg/l, fekálních koliformních bakterií z cca 3500 ve 100 ml na 0,3 ve 100 ml, rozpuštěné pevné látky z 15 mg/l na 1 mg/l a celkový organický uhlík z 20 mg/l na 3 mg/l. Vyčištěná

voda by měla být ze zvodně odstraněna, aby se předešlo jejímu průniku do vysoce kvalitní přírodní podzemní vody.

CSIRO - The Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation je národní australskou vědeckou agenturou a spolu se čtyřmi partnery řeší projekt Managed aquifer recharge (popisováno na stránkách <http://www.csiro.au/science/Managed-Aquifer-Recharge.html>). Cílem tříletého pilotního projektu bylo prověřit možnost použití recyklované vody pro dotaci zásob podzemní vody, a to za kontrolovaných podmínek. Prověřuje se infiltraci recyklované vody do podzemní zvodně v Perthu (**Austrálie**) za použití infiltračních galerií a předčištěné vody dodávané z čistírny odpadních vod. Dále probíhá související výzkum, prověřující zlepšení kvality vody v souvislosti s infiltračními nádržemi a vhodnost použití krytých infiltračních galerií, rovněž je sledován vliv různých úrovní znečištění vody (od vysoce kvalitní vody s nízkým obsahem soli až po sekundárně vyčištěnou odpadní vodu) na zvodnělý půdní profil. Výzkum pomohl definovat použitelnost dotace zvodnělých vrstev a požadavky na předčištění odpadních vod, výsledky ukazují, že vyčištěná odpadní voda může být efektivně a udržitelně vypouštěna do podzemních zvodní v obydlených oblastech za použití infiltračních galerií. Obsáhlý výzkum kvality vody v průběhu vypouštění a pohybu zvodnělou vrstvou indikuje, že ke změnám dochází u většiny sledovaných analytů. Výsledky projektu umožní vládě vypracovat přesnou metodiku a zvýší význam recyklace vody jako spolehlivé alternativy pro zabezpečení zásobování vodou. Na těchto stránkách jsou ke stažení i publikace „Managed aquifer recharge: frequently asked questions“, „Determining requirements for Managed Aquifer Recharge in Western Australia“ a „Recycling and Diversified Supply: urban water research“.

Odtok vod z čistírny v Kalifornii (**USA**) slouží k závlahám a infiltraci do podzemní vody (Macdonald 1990). Aby se chránila podzemní voda proti znečištění nitráty, musí čistírna provést snížení obsahu N-NO₃ na koncentraci 2,5 mg/l. Voda přitékající na denitrifikační zařízení obsahuje obvykle 15 až 20 mg/l N-NO₃. Článek popisuje použitý „půdní biofilmový reaktor“. Biofilm se pěstuje na písčitém médiu. Po dvouměsíčním zapracování stanice odstraňovala 95 až 100 % N-NO₃.

Práce publikovaná v SOVAKU (Anonym 2004) popisuje zkušenosti sledování exfiltrace z kanalizačních sítí vlivem netěsností kanalizačních systémů ve **Švýcarsku**. Při měření exfiltrace vody se používají umělé stopovače, které se do vody přidávají. Použito bylo například NaCl a sondy na měření vodivosti. Popsanou metodou lze kvantifikovat exfiltraci vody ze systému.

Studie Leache et al. (1990) se zabývá metodou rychlé infiltrace odpadních vod a jejich opětovným využitím při zavlažování v **Číně**, jako jedním z řešení problémů s nedostatkem pitné vody a znečištěním vod. Při infiltraci probíhá čištění přirozeným procesem sorbce a chemickými a biologickými přeměnami.

Fastenau et al. (1990) uvádí, že difuzní znečištění přímým vypouštěním z jednotlivých domů, farem, tábořišť atp., pro které je připojení na centrální kanalizaci nemožné, se může značně snížit čištěním přímo na místě. Z různých systémů bylo srovnáno 8 typů čištění vod. Zjistilo se, že infiltrace odpadních vod má nejlepší podmínky pro úpravu přímo na místě při znečištění až do 100 EO.

Jenssen a Siegrist (1990) uvádí, že infiltrace odpadní vody v půdních infiltračních systémech je nenákladná a účinná alternativa čištění a eliminace odpadních vod z obchodních zařízení a malých obcí. Půdní infiltrační systémy podléhají vlivům, které vyplývají z přírodních podmínek a vzájemného působení mezi odpadní vodou a dynamickým systémem půdy a podzemní vody. Proto jsou vztahy mezi projektem a účinností často založeny pouze na místní tradici a empirismu. Předpokladem dobré funkce systému je výzkum a znalost místa, kde se infiltrace má provádět.

Literatura

- Aertgeerts R. and Angelakis, A. N. (Eds.), 2003. State of the Art Report: Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water. WHO, Water, Sanitation and Health Protection and the Human Environment WHO, Genova and WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, pp. x, 212.
- Anonym (2004): K těsnosti kanalizačních sítí. – SOVAK, Roč. 13, č. 9, Str.: 14-15.
- Beneš, V. (1995): HYDRODYNAMIKA TRANSPORTNÍCH A TRANSFORMAČNÍCH PROCESŮ POLUTANTŮ V PODZEMNÍCH VODÁCH; Academia, Praha, 1995, 1. vydání, 178 stran.
- Bouwer, H. (1991): ROLE OF GROUNDWATER RECHARGE IN TREATMENT AND STORAGE OF WASTE-WATER FOR REUSE. Water Science and Technology, Volume: 24, Issue: 9, Pages: 295-302. INTERNATIONAL SYMP ON WASTEWATER RECLAMATION AND REUSE, Sep 24-26, 1991.
- Bouwer, H. (1991b): GROUND-WATER RECHARGE WITH SEWAGE EFFLUENT. Water Science and Technology, Volume: 23, Issue: 10-12, Pages: 2099-2108.
- Bouwer, H. (2002): Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. Hydrogeology Journal, Volume: 10, Issue: 1, Pages: 121-142.
- ČSN 75 6404 (2006) Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel – Část 2: Zemní infiltrační systémy. Český normalizační institut 2006.
- Datel, J. (2001): ATENUAČNÍ PROCESY ORGANICKÝCH A ANORGANICKÝCH LÁTEK; sborník učebních textů k semináři ČAH a Hydrogeologie PřF UK, Praha, 2001.
- Eckhardt, P., Kučera, J. (2008): Vsakování odpadních vod - ano, či ne? – Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, příloha Vodní hospodářství, 2/2008. Roč. 58, č. 4, str. 3-5.
- Fastenau, F.A., Graf, J.H.J.M., van der Martijnse, G. (1990): Comparison of various systems for on-site wastewater treatment. Water Science and Technology, Volume: 22, Issue: 3/4, Pages: 41-48.
- Foppen, J. W. A. (2002): Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater quality and drinking water supply: the case of Sana'a. Yemen. J. Hydrol. 263 (2002), 198-216.
- Foster, S. S., Chilton, P. J. (2004): DOWNSTREAM OF DOWNTOWN: URBAN WASTEWATER AS GROUNDWATER RECHARGE in Hydrogeology Journal; vol. 12, number 1/February 2004, Springer, Berlin, 2004; pages 116 – 120.
- Heinzmann B.; Sarfert F. (1995): An integrated water management concept to ensure a safe water supply and high drinking water quality on an ecologically sound basis. Water Science and Technology, Volume 31, Number 8, 1995 , pp. 281-291(11).
- Huntzinger, D., McCray, J., Van Cuyk, S., et al. (2001): Mathematical modeling of unsaturated flow in wastewater soil absorption systems with clogging zones. Pp. 106-115 in On-Site Wastewater Treatment: Proc. 9th Nat. Symp. Individual and Small Community Sewage Systems (11-14 March 2001)
- Jenssen, P.D., Siegrist, R.L. (1990): Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. Water Science and Technology, Volume: 22, Issue: 3/4, Pages: 83-92.
- Kreuzinger, N., Clara, M., Strenn, B., Vogel, B. (2004): Investigation on the behaviour of selected pharmaceuticals in the groundwater after infiltration of treated wastewater. Water Science and Technology. 2004;50(2):221-8.

- Leach, L.E., Bledsoe, B.E., Zhen-Bo, D., Shao-Tang, W. (1990): Bilateral wastewater land treatment research. *Water Environment Technology*, Volume: 2, Issue: 12, Pages: 36-41.
- Macdonald, D.V. (1990): DENITRIFICATION BY AN EXPANDED BED BIOFILM REACTOR. *Research J. of Water Pollution Control Federation*, Volume: 62, Issue: 6, Pages: 796-802.
- McFarlane, D., Smith, A., Bekele, E., Simpson, J., Tapsuwan, S. (2007). Using treated wastewater to save flow-through wetlands Impacted by climate change. In the 2nd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition Water and Sanitation in the Asia-Pacific Region: Opportunities, Challenges and Technology, Perth, 28 October – 1 November 2007.
- Mihaljevič, M., Moldan, B. (2000): OTÁZKY BIOGEOCHEMIE; Nakladatelství Karolinum Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 2000, 1. vydání, 105 stran.
- Mohrlok, U., Bückner-Gittel, M., Cata, C., Jirka, G. H. (2004): Assessment of wastewater impact on groundwater by hydraulic soil investigations. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, Volume 32, Issue 4-5, Pages 328 – 335.
- MŽP ČR (2005): Základní pravidla pro hodnocení přirozené atenuace, Planeta č.10/2005, Konference Životní prostředí ČR – stav a perspektiva – Nové metodické pokyny MŽP, strany 57 – 61.
- Nola, M., Njiné, T., Kemka, N., Zobaté, S. H., Togouet, Menbohan, S. F., Monkiedje, A., Servis, P., Messouli, M., Boutin, C. (2006): RETENTION OF STAPHYLOCOCCI AND TOTAL COLIFORMS DURING WASTEWATER PERCOLATION THROUGH EQUATORIAL SOIL IN CENTRAL AFRICA: THE ROLE OF THE SOIL COLUMN NEAR SOIL SURFACE AND THAT CLOSELY ABOVE GROUNDWATER TABLE in *Water, Air and Soil Pollution*; Vol. 171, Numbers 1-4 / April; Springer, Netherlands, 2006; pages 253-271.
- Princ, I., Kohout D., Tůma R. (2003): Infiltrace a exfiltrace z domovních přípojek. *SOVAK*, roč.12, č.1, str.11-13.
- Schaub, Stephen A., Sorber, Charles A.(1977): Virus and Bacteria Removal from Wastewater by Rapid Infiltration Through Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 1977 33: 609-619.
- Sumner, D. M.; Rolston, D. E.; Bradner, L. A. (1998): Improvement of tertiary wastewater quality by soil aquifer treatment. *Water Environment Research*, Volume 70, Number 5, July/August 1998 , pp. 997-1004(8).
- Šálek, J. (1996): Vliv závlah odpadními vodami na životní prostředí – Studijní informace – rostlinná výroba, vydal Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha, 1996, 51 strana.
- Šráček, O., Datel, J., Mls, J. (2000): KONTAMINAČNÍ HYDROGEOLOGIE; Nakladatelství Karolinum Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 2000, 1. vydání, 210 stran.
- Toze, R., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L., and McCrow, A. (2004). Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent. *Wastewater Reuse and Groundwater Quality IAHS Integrated Water Resources Management Conference, HSO4 held during IUGG2003, 2003, Sapporo: IAHS: 53-60.*
- Van Cuyk, S., Siegrist, R. L. (2001): Pathogen fate in wastewater soil absorption systems as affected by effluent quality and soil clogging genesis. Pp. 125-136 in *On-Site Wastewater Treatment: Proc. 9th Nat. Symp. Individual and Small Community Sewage Systems* (11-14 March 2001).
- Vaughn, J. M., Landry, E. F., Beckwith, C. A., Thomas, M. Z. (1981): Virus removal during groundwater recharge: effects of infiltration rate on adsorption of poliovirus to soil. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1981; Volume 41, Issue 1, Pages 139 – 147.

Wanko, A., Mose, R., Carrayrou, J., Sadowski, A. G. (2006): SIMULATION OF BIODEGRADATION IN INFILTRATION SEEPAGE – MODEL DEVELOPMENT AND HYDRODYNAMIC CALIBRATION in Water, Air and Soil Pollution; vol. 177, numbers 1-4/November, pages 19 - 43; Springer, Netherlands, 2006.

5. Přehled matematických simulací, hydrogeologických a hydrologických modelů umělé infiltrace na území České republiky

V otázkách umělé infiltrace byly v České republice použita metodika matematického modelování na jediné lokalitě – v úpravě vody Káraný jihovýchodně od obce Sojovice. Matematické modely (resp. hydraulická řešení) zpracované pro hodnocení umělé infiltrace v Káraném lze rozdělit do dvou etap:

- 1. etapa – 1963 až 1968 - při projektování a budování komplexu umělé infiltrace do provozu,
- 2. etapa – 2004 – 2010 – hodnocení a optimalizace provozování komplexu UI.

První etapa hodnocení – 1963 až 1968

První etapu hodnocení zpracoval Vědecko-výzkumný ústav hydrotechnický VUT v Brně ve spolupráci s Výzkumným ústavem vodohospodářským.

Hlavním cílem první etapy hodnocení prostoru pro vybudování umělé infiltrace v Káraném, rozdělené na 2 části (Hálek et al. 1963 a 1964) bylo:

- doporučení vhodné délky vsakovacích van,
- doporučení počtu studní a jejich typu,
- zjištění průběhu nestacionárních procesů při přerušení provozu,
- zjištění doby průsaku od vsakovacích van do jímacích objektů,
- doporučení optimální provozní hladiny,
- přezkoušení hydraulické funkce konečné varianty.

V rámci zprávy (Hálek et al. 1963) bylo hodnoceno 6 variant situování vsakovacích a jímacích objektů. K hodnocení byly využívány především klasické hydraulické a hydrotechnické vzorce a výpočty, pomocí kterých byly vypočteny proudové sítě a hydroizohypsy pro jednotlivé varianty. Finální navržená varianta byla přezkoušena na elektrickém kontinuálním analogu, který byl vybaven elektrodami znázorňujícími vliv Labe a stávajícího řádu studní podél Jizery (Hálek et al. 1964).

Hlavní náplní obou zpráv jsou velkoformátové grafické přílohy. Závěrečná zpráva (Hálek et al. 1963) obsahuje 26 grafických příloh, jejichž náplní jsou:

- trasy infiltračních a jímacích objektů pro varianty 1 až 6,
- proudové sítě pro varianty 1 až 6,
- hydroizohypsy pro varianty 1 až 6,
- součtové čáry a schémata k teoretickým vztahům.

Závěrečná zpráva (Hálek et al. 1964) obsahuje 40 grafických příloh, jejichž náplní jsou:

- situace objektů a sond,
- vrstevnicový plán nepropustného podloží,
- hydroizohypsy minimálních hladin z období 1930 – 1946,
- hydroizohypsy maximálních hladin z období 1930 – 1946,
- hydroizohypsy při provozu umělé infiltrace,
- izočáry součinitele propustnosti,

- izočáry dob zdržení,
- proudová síť,
- přehled průsakových množství apod.

Z dnešního pohledu se jednalo o hydraulické řešení napouštění vody a jímání podzemní vody v prostoru komplexu umělé infiltrace (ne o standardní modelové řešení proudění podzemní vody).

Druhá etapa hodnocení – 2004 až 2010

Druhou etapou hodnocení se zabývá společnost PROGEO s.r.o. Etapa současného hodnocení prostoru umělé infiltrace byla zahájena v roce 2004 a byla vyvolána především nutností (ekonomickou) snížit výkon umělé infiltrace při zachování možnosti opětovného zvýšení jejího výkonu a při zachování ochrany komplexu před kontaminací. Hlavním cílem prvního hodnocení (Milický M. et al. 2004) bylo matematickým hydraulickým modelem zhodnotit režim podzemních vod v oblasti umělé infiltrace a v oblasti poříčních studňových řadů v celém rozsahu jímání Úpravny vody Káraný. Součástí výstupů modelového řešení byl i návrh optimalizace monitoringu množství a jakosti jímáných podzemních vod z hlediska ochrany vodních zdrojů. K modelovému řešení proudění podzemní vody byla použita následující metodika:

1. na základě hydrologického a hydraulického hodnocení byly stanoveny průměrné přírodní zdroje v prostoru zájmového území,
2. pomocí modelového řešení byl simulován oběh podzemní vody ve formě:
 - stacionární simulace proudění podzemní vody s odběry podzemní vody,
 - tranzientní simulace proudění podzemní vody s odběry podzemní vody.

Stacionární a transientní simulace proudění podzemní vody byly realizovány ve dvou úrovních:

- **regionální úroveň - širší zájmová oblast** - pokrývá plošně zájmové území v širším okolí úpravny vody Káraný mezi regionálním drenážním tokem Labe a drenážními toky Vlkavy a Košáteckého potoka v prostoru zvodněných hornin cenomanu, středního turonu a kvartéru (převážně štěrků, písků, pískovců a písčitých slínovců), simulace sloužila k základní kalibraci modelových parametrů a získání základních údajů o oběhu podzemní vody (úrovně hladin podzemní vody, drenáž do toků, vydatnost jímacích objektů apod.),
- **lokální úroveň - užší zájmová oblast** – simulováno bylo proudění podzemní vody v okolí jednotlivých jímacích řadů a oblasti umělé infiltrace, drenážní báze oblastí tvoří tok Jizery a Labe, simulace vycházely z regionálního modelového řešení (přebíraly z něj okrajové podmínky) a sloužily k upřesnění informace o proudění podzemní vody v blízkém okolí jímacích řadů a umělé infiltrace.

Pro modelová řešení byl použit program MODFLOW, který je založen na metodě konečných diferencí. Proudění podzemní vody ve zvodněném prostředí probíhá pod vlivem tlakových gradientů na základě Darcyho zákona při respektování zákona kontinuity. Přítoky a odtoky do prostoru modelového řešení byly simulovány okrajovými podmínkami druhého a třetího druhu. Modelové řešení proudění podzemní vody bylo třívrstevné a simulovalo oběh podzemní vody v kolektorech cenomanu, středního turonu a kvartéru. Komplex umělé infiltrace byl situován v 1. modelové vrstvě (sedimenty kvartéru).

Pro modelové řešení byly použity okrajové podmínky:

- *podmínka konstantní přítok nebo odběr (tzv. podmínka 2. druhu)* – byly tak simulovány dlouhodobé odběry podzemní vody v celém regionu a infiltrace podzemní vody do horninového prostředí v prostoru umělé infiltrace. (*Okrajovou podmínkou 2.druhu byly*

do lokálních řešení převzaty výsledky z regionálního řešení - ve formě liniového přítoku a odtoku přes hranice lokálního modelu).

- *podmínka 3.druhu (kombinovaná podmínka)* – byla použita pro drenážní a infiltrační účinek povrchových toků. Drenáž podzemní vody do toku a infiltrace vody z toku je úměrná rozdílu mezi zadanou hladinou v toku a modelovou hladinou v okolním prostředí.

Vstupní data modelového řešení tvořily především odporové a kapacitní parametry horninového prostředí. Srážková infiltrace byla v ploše modelu simulována na základě specifik základního podzemního odtoku pro průměrnou srážkovou infiltraci (při stacionární formě proudění podzemní vody). Při simulaci transientního proudění podzemní vody byla srážková infiltrace proměnlivá v měsíčním kroku. Efektivní pórovitost horninového prostředí (při transientním řešení) byla odvozena z archivních údajů a dále kalibrována modelovým řešením. Modelovým řešením byly kalibrovány hodnoty efektivní pórovitosti pro kvartérní sedimenty v rozmezí 0.12 až 0.15 (volná hladina).

Plocha lokálního modelového řešení (s komplexem umělé infiltrace a přilehlého sojovického řadu) byla diskretizována do pravidelných čtvercových elementů o straně 25 m a zaujímal území o ploše 49.8 km² (6.3 km x 7.9 km).

Při stacionární simulaci proudění podzemní vody bylo do všech infiltračních van napouštěno 691 l/s vody, z toho do van VN-1 až VN-4 a VN-15 bylo infiltrováno 314 l/s a do van VN-5 až VN-14 bylo infiltrováno 377 l/s (jednalo se o průměrné hodnoty za období let 1993 až 2003). Rozložení napouštěného množství do jednotlivých van bylo rovnoměrné podle plochy jednotlivých van. Odběry podzemní vody z objektů umělé infiltrace (a sojovických jímacích řadů) byly simulovány pomocí drénů (OP 3.typu). V oblasti umělé infiltrace byly zadány do drénů minimální hladiny v jímacích objektech, odporové parametry všech drénů byly na počátku simulace shodné a byly laděny v průběhu zpracování při porovnávání modelových a měřených dat.

Výsledné hladiny a směry proudění podzemní vody v kvartérních sedimentech byly dokumentovány v grafických přílohách zprávy. Dalšími výstupy modelu byly:

- celková a podrobné bilance území (prezentovaná v tabelární formě),
- graficky zpracované doby dotoku podzemní vody od infiltračních nádrží k jímacím objektům umělé infiltrace při ustáleném proudění podzemní vody (modelové doby dotoků se u většiny objektů pohybovaly v rozmezí 15 až 30 dnů, s převládající dobou 20 až 25 dnů),
- odběry podzemní vody z objektů umělé infiltrace (násoskové studny a studny s radiálními sběrači).

Při modelovém řešení proudění podzemní vody **v transientní formě** bylo simulováno období dvou let (1.10.1998 až 31.10.2000) v měsíčním časovém kroku. Zadané čerpané množství podzemní vody a infiltrované množství vody do nádrží odpovídalo měřeným údajům. Simulováno bylo napouštění van v rozsahu 200 l/s až 820 l/s a čerpání podzemní vody v rozsahu 200 l/s až 780 l/s. Transientní simulace byla v roce 2006 rozšířena na období 1.10.1998 až 31.12.2005).

Součástí modelového řešení proudění podzemní vody (Milický M. et al. 2004) byla **prognózní simulace útlumu provozu umělé infiltrace**, při které v režimu ustáleného proudění podzemní vody při průměrné srážkové infiltraci a průměrných úrovních hladiny vody v Jizeře byl simulován útlum provozu umělé infiltrace **na 400 l/s**. Útlum provozu byl simulován ve 2 variantách, odlišujících se rozložením napouštění infiltračních van a čerpáním podzemní vody, které byly zhodnoceny podle základních požadavků na útlum provozu komplexu umělé infiltrace. Základním požadavkem na modelovou simulaci útlumu provozu umělé infiltrace bylo zamezení:

- průniku případného znečištění k prostoru komplexu umělé infiltrace prouděním podzemní vody od skládky v Sojovicích,
- vzdouvání podzemní vody pod skládkovým tělesem a vymývání prostoru skládky vlivem napouštění infiltračních van.

Po zhodnocení byla jedna z variant doporučena k realizaci utlumeného provozu.

V letech 2005 až 2010 (Milický M. et al. 2005, 2006, 2007-2010) byly v rámci hodnocení časového vývoje zásob podzemní vody aktualizovány modelové simulace proudění podzemní vody, a to jak v regionálním měřítku (v letech 2006 a 2010), tak v lokálním měřítku pro prostor komplexu umělé infiltrace (každoročně). V modelových simulacích jsou ze vstupních dat zpřesňovány především hydraulické parametry horninového prostředí (z nových geologických a hydrogeologických informací), ke změnám dochází i u okrajových podmínek (infiltrace srážek podle vývoje hydrologické situace výška hladiny vody v toku, velikosti odběrů podzemní vody apod.) a u vstupních dat.

Při těchto pravidelných hodnoceních byl pomocí modelů:

- ověřen „utlumený“ provoz komplexu umělé infiltrace na úrovni 400 l/s (z prognózní simulace, realizované v roce 2004),
- simulován provoz komplexu na průměrných úrovních jednotlivých hydrologických roků,
- simulován provoz komplexu na prognózních úrovních 400 l/s, 600 l/s a 900 l/s.

Literatura

- Hálek, V. et al. (1963) : Závěrečná zpráva k výzkumnému úkolu: Hydraulické řešení umělé infiltrace v Káraném. Část 1: Výběr trasy infiltračních a jímacích řadů. Podklady pro volbu typu jímacích a infiltračních objektů. Vědecko-výzkumný ústav hydrotechnický VUT v Brně.
- Hálek, V. a kol. (1964) : Závěrečná zpráva k výzkumnému úkolu: Hydraulické řešení umělé infiltrace v Káraném. Část 2: Přezkoušení hydraulické funkce konečné varianty návrhu umělé infiltrace. Vědecko-výzkumný ústav hydrotechnický VUT v Brně.
- Hálek, V. (1989): Hydraulické řešení umělé infiltrace. Sborník konference: Umělá infiltrace – zmnožování a úprava podzemních vod – in situ, ČSVTS Pražských vodáren, str. 89-108, Praha.
- Milický M. et al. (2004) : Úpravna vody Káraný – hydrologické hodnocení a modelové řešení proudění podzemní vody v oblasti umělé infiltrace a v oblasti pořičních studňových řadů v celém rozsahu jímání úpravní vody Káraný, PROGEO s.r.o.
- Milický M. et al. (2005) : Úpravna vody Káraný – hodnocení časového vývoje zásob a jakosti podzemní vody za hydrologické roky 2003 a 2004, hodnocení monitorovacího systému a jeho aktualizace, PROGEO s.r.o.
- Milický M. et al. (2006) : Úpravna vody Káraný – aktualizace modelového řešení proudění a bilance zásob, návrh optimalizace provozu jímání podzemních vod, PROGEO s.r.o.
- Milický M. et al. (2007-2010): Úpravna vody Káraný – hodnocení časového vývoje zásob a jakosti podzemní vody za hydrologické roky 2006 - 2009, hodnocení monitorovacího systému jakosti podzemních vod, PROGEO s.r.o. – pravidelná roční hodnocení
- Milický M. et al. (2010) : Úpravna vody Káraný – hodnocení časového vývoje zásob a jakosti podzemní vody za hydrologický rok 2009, hodnocení monitorovacího systému jakosti podzemních vod, aktualizace modelového řešení proudění podzemní vody. PROGEO s.r.o.

6. Rešerše zahraničních zkušeností s umělou infiltrací

Obsahově nerozsáhlejší částí rešerše zahraničních zkušeností představuje prostor Německa. Důvodem je jednak geologická, hydrogeologická a vodohospodářská podobnost tohoto státu s podmínkami České republiky a prakticky totožné klimatické poměry. Dalším důvodem většího rozsahu tohoto přehledu jsou dlouhodobé zkušenosti našeho nejbližšího souseda s touto problematikou. Rešerše byla zpracována na základě dostupné literatury a podkladů a informací, poskytnutých především Prof. Uwe Trögerem z Technische Universität Berlin. Na tuto část navazuje souhrn aktuálních zkušeností z Izraele, která vychází z dat a informací poskytnutých firmou MEKROT.

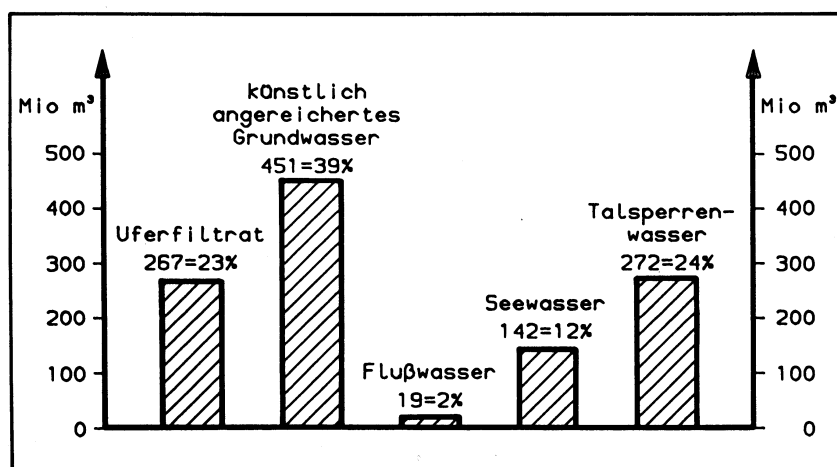
6.1. Německo

Hydrogeologické poměry a možnosti využívání podzemních vod se zásadně liší v severní a jižní části Německa. Zatímco na jihu se vyskytují četné hydrogeologické kolektory předkvartérních formací s možností jímání podzemních vod až několik set metrů hlubokými vrty a využitím pramenů, v severní části Německa jsou starší geologické útvary, až na malé výjimky, překryty kvartérními sedimenty fluvialního a glaciálního původu. Zasolení hornin a výskyty solanek často mělko pod povrchem terénu zde omezují možnosti využívání podzemních vod jen na nevelké hloubky. Vzhledem k značnému rozsahu urbanizovaných a industrializovaných území a značné potřebě vod nebývají využitelná množství podzemních vod ani v územích s dobře propustnými kvartérními sedimenty dostatečná k pokrytí této potřeby. Využívá se pak často upravená povrchová voda a v případě požadavků na lepší kvalitu vody indukovaných zdrojů podzemních vod, získávaných břehovou infiltrací a umělých zdrojů podzemní vody.

Obsáhlou syntetickou prací o umělém obohacování podzemních vod (Künstliche Grundwasseranreicherung) v tehdejší Spolkové republice Německo je publikace sine (1985). Uváděné množství uměle obohacených podzemních vod bylo v tehdejší SRN, tj. jen v západní části současného Německa, 449 MMA (milionů m³/rok, tj. 14 m³/s, 11% z celkového zásobování vodou) výrazně větší než v ostatních pro srovnání uváděných zemích: ve Francii 44 MMA, v Rakousku 2,5 MMA a ve Švýcarsku 45 MMA. Ač celkové množství takto získávané vody je oproti SRN nižší v Holandsku (142 MMA) a ve Švédsku (192 MMA), dosahuje také v posledních dvou zemích voda získávaná z indukovaných a umělých zdrojů významný podíl v celkovém zásobování vodou (14%, resp. 20%).

Do roku 1975 se ve Spolkové republice Německo z téměř 19 tisíc zařízení k získávání vody využívalo 96 % podzemní vody, v jejímž rámci je rozlišována tzv. pravá podzemní voda (echtes Grundwasser) a pramenní voda (Quellwasser). Podzemní voda byla zřejmě využívána spíše menšími spotřebiteli, protože přes určité nepřesnosti v datech o využívání vod a rozdíly v jednotlivých letech se v období 1970 až 1981 z celkového využívaného množství vody 3686 MMA až 4156 MMA (s mírně stoupající spotřebou v čase) odhaduje podíl využívané podzemní vody mezi 65 a 72%. V r. 1981 byla podzemní voda využívána 72 % veřejnými vodovody; v té době bylo ve SRN registrováno ca 320 vodovodů, využívajících břehové infiltrace (s celkovou kapacitou 298 MMA) a 49 zařízení pro získávání uměle vyrobené vody (celková kapacita 421 MMA). Z poměru získávaných indukovaných zdrojů (23%) a umělých zdrojů (39%) a počtu uživatelů vyplývá, že umělé zdroje jsou využívány především velkými odběrateli. Protože z hlediska celkové vodní bilance představují tyto zdroje především povrchovou vodu (až na většinou malý podíl podzemní vody současně využívaný při břehové infiltraci), jsou zahrnovány do kategorie povrchových vod, oproti indukovaným a umělým zdrojům je však přímé využívání povrchových vod podstatně menší: říční voda tvoří jen 2% využívaných vod, voda z jezer 12% a voda z přehradních nádrží 24% (obr. 1).

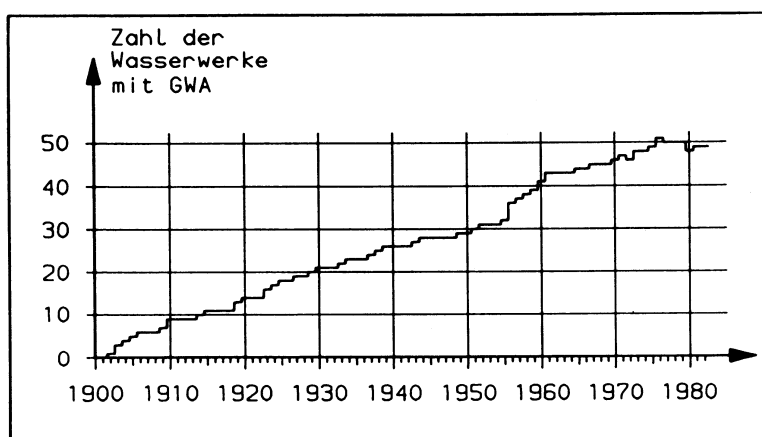
Vzhledem k nadále stoupající potřebě vody i nutnosti respektovat v mnohých územích ekologické požadavky a s ohledem na často nepříznivou kvalitu povrchových vod lze v dalších letech očekávat zvýšenou pozornost na získávání podzemních vod břehovou infiltrací a umělým obohacováním, které vede k výrazně lepší kvalitě jímaných vod.



Obr. 1 Využití různých kategorií vod v SRN v roce 1982 (podle sine 1985)
Údaje v MMA

V SRN byla věnována pozornost tvorbě podzemních vod umělým obohacováním do té míry, že v roce 1970 zřídilo spolkové ministerstvo vnitra interdisciplinární komisi, zabývající se příslušnými otázkami. Kromě pravidelných setkání byly vydávány publikace a v roce 1975 bylo v Dortmundu uspořádáno mezinárodní symposium, zaměřené na problémy umělého obohacování podzemních vod.

Jímací zařízení, umožňující tvorbu indukovaných a umělých zdrojů byla v průběhu posledních sta let vybudována v řadě míst Německa. Tak byly v této zemi získány značné zkušenosti s výběrem a výstavbou těchto systémů, které je možno aplikovat, přes určité rozdíly v charakteru hydrogeologického prostředí, také v Česku.

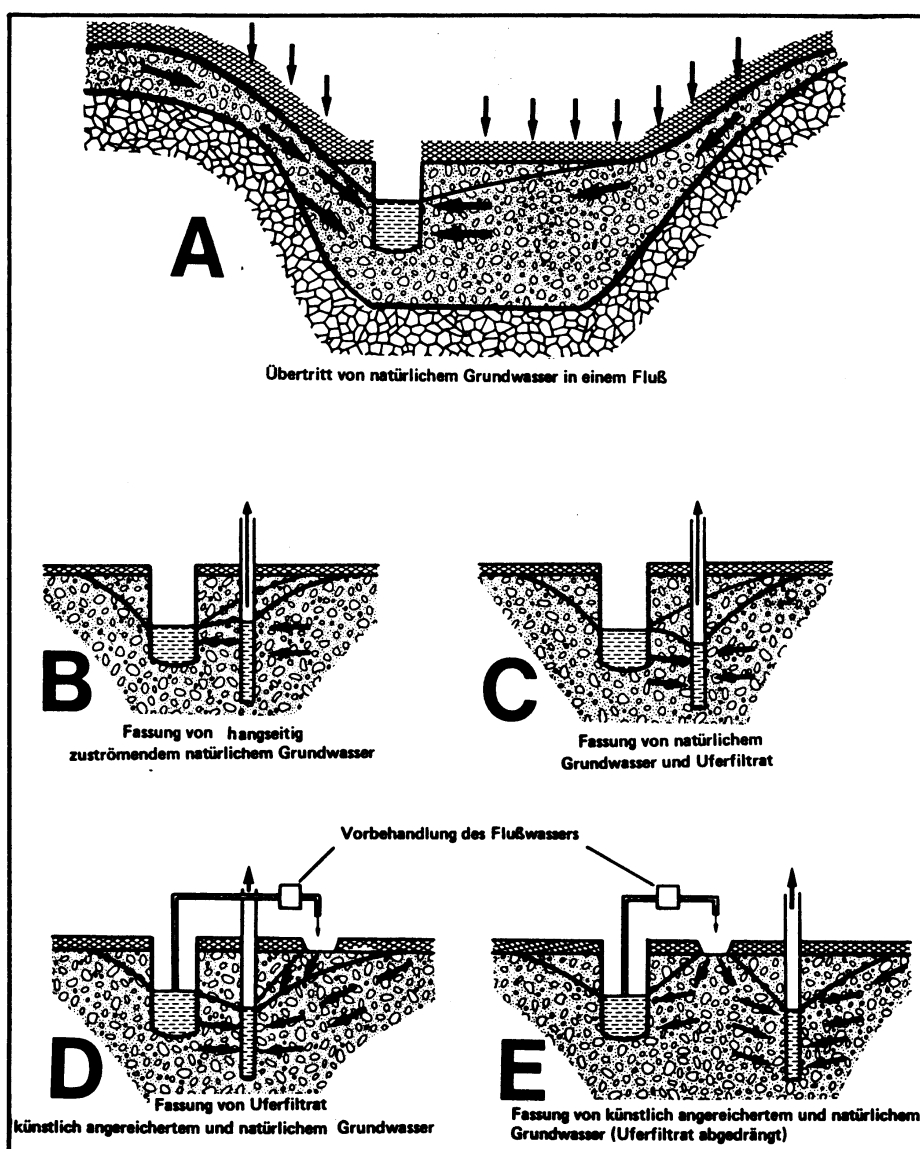


Obr. 2 Stoupající tendence využívání umělého obohacování podzemních vod v SRN za období 1900-1980 (podle Schmidta 1984)

Na vertikální ose je znázorněn počet vodáren využívajících umělého obohacování podzemních vod.

Problematikou břehové infiltrace se systematicky zabýval na konci 19. století Thiem (1898), který navrhl také využití umělé infiltrace pro zásobování Stralsundu, projekt však nebyl realizován. V Německu je jako první udáváno využití umělé infiltrace v r. 1875 v Chemnitz (Karl-Marx Stadt v době NDR), kde byla voda zasakována jednak filtračním kanálem (se stupni umožňujícími provzdušňování vsakované vody) o kapacitě ca 115 l/s, jednak vsakem na povrchu luk (zavlažované louky – Rieselwiesen).

Umělou infiltraci ke konkrétnímu využití pro zásobování Göteborgu realizoval později Thiemův žák Richert (1900). Koncem 19. století záměry k využívání umělých zdrojů místo přímého využití povrchové vody podporovaly cholerové epidemie (1892/93 v Hamburgu), takže v r. 1894 byl uzákoněn požadavek, aby v dobách cholery veřejné vodovody zajistily filtraci vody („Anforderungen, welche in Cholerazeiten an öffentliche Wasserwerke, die mit



Sand filtrieren, zu stellen sind“).

Obr. 3 Vztah mezi podzemními a povrchovými vodami v říčním údolí při různém využití indukovaných a umělých zdrojů (podle Schmidta 1980)

A – přítok podzemní vody k řece za přírodních poměrů; B – jímání podzemní vody přitékající ze strany; C – jímání podzemní vody a vody z břehové infiltrace; D – jímání podzemní vody

při umělém obohacení a vody z břehové infiltrace; E – jímání uměle obohacené podzemní vody při potlačení břehové infiltrace.

Další vodárna s využitím umělé infiltrace byla postavena na začátku 20. stol. u města Bochumi. Postupně se vod získaných břehovou či umělou infiltrací začalo užívat k posílení zásobování řady velkých měst s nedostatkem zdrojů podzemní vody, mj. Frankfurtu n.M. (pokusné práce v r. 1908, v provozu od 1921), Hannoveru (1909), Essenu (1912-14), Berlína z jezera Mügelsee (1913), Wiesbadenu (1921-24), Hamburгу (1928), Drážďan-Hosterwitz (1928-29), Düsseldorfu, Saasnitz, Stuttgartu ad. Vzrůst počtu zařízení k získávání uměle obohacené podzemní vody v SRN je znázorněn na obr. 2.

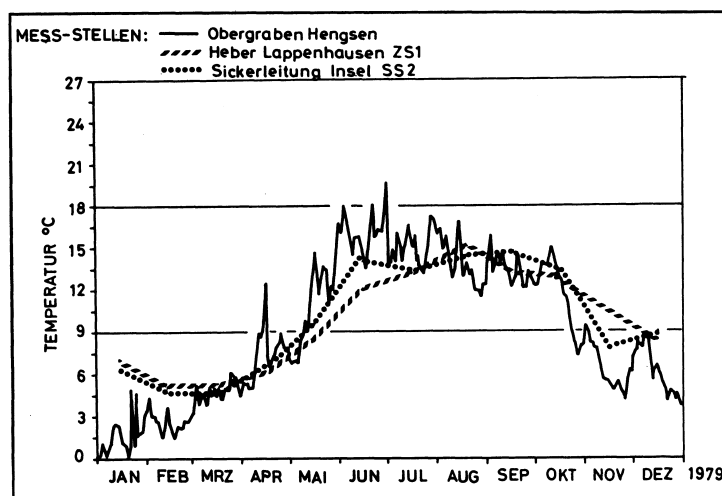
V práci sine (1985) jsou diskutovány různé aspekty uplatňování umělého obohacování podzemních vod. Schématicky jsou hlavní možnosti získávání uměle obohacených podzemních vod v říčních údolích Německa znázorněny v obr. 3.

Zásadní pro výběr vhodného místa k umělému obohacování podzemních vod jsou hydrogeologické poměry a zajištění dostatečného množství vody k infiltraci, určující využitelnou vydatnost území. Těmto podmínkám se pak přizpůsobuje návrh provedení a konkrétní způsob využití v příslušném prostředí, které při stále dokonalejších technických možnostech je především otázkou ekonomické kalkulace.

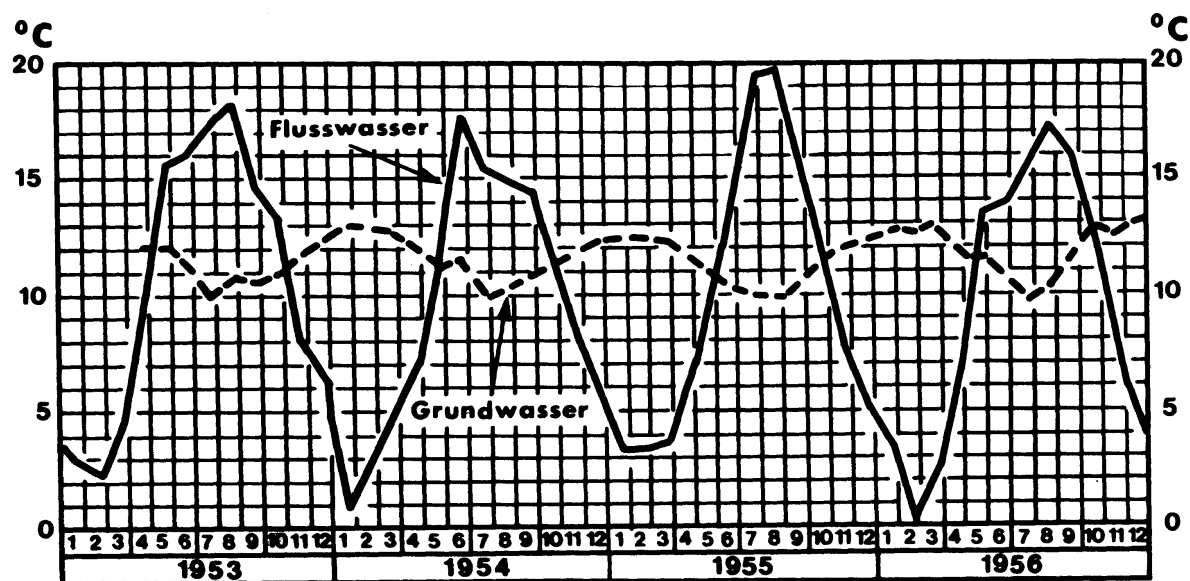
Pro posouzení možnosti transportu vody od místa jejího vsaku do hydrogeologického kolektoru k jímacím objektům a pro schopnost kolektoru akumulovat podzemní vodu je nutno brát v úvahu především:

- litologii, propustnost (transmisivitu) a storativitu hydrogeologického kolektoru,
- mocnost a rozsah kolektoru a vzdálenost povrchu terénu od hladiny podzemní vody,
- omezení kolektoru - možnost vyloučení odtoků podzemních vod do okolí, ale i přítoků nežádoucích vod z okolí.

S ohledem na odhadované možnosti akumulace 2 až 3 mil. m³ podzemní vody na ploše 1 km² při rozdílu hladiny volné zvodně 10 m v nezpevněných sedimentech lze považovat vhodné hydrogeologické kolektory za prostředí, využitelné k různě dlouhému „**uskladňování**“ **vod pro následné upotřebení**. Značné možnosti v tomto směru naznačuje i srovnání s objemem vody, které je možno zadržet v přehradních nádržích. Akumulací vody v podzemí také nedochází k podstatným zásahům do podoby krajiny jako v případě výstavby přehrad.



Obr. 4. Vyrovnávání teploty při krátké době setrvání vody v kolektoru – 1-2 dny (podle sine 1985). Údaje z různých pozorovacích míst.



Obr. 5. Vyrovnávání teploty při delší době setrvání vody v kolektoru – více měsíců (podle sine 1985).

Plná čára: říční voda, čárkovaně: podzemní voda.

Pro zajištění dobré kvality jímané vody je důležitou podmínkou vyhnout se či odstranit umělé i přírodní zdroje kontaminace jak podzemních vod, tak vod povrchových, využívaných při umělém obohacování.

Příznivou vlastností uměle obohacovaných vod je obvykle výrazné zlepšení jejich kvality. K vyrovnávání teploty vsakované vody dochází v závislosti na době proudění – setrvání (zdržení) vody v hydrogeologickém kolektoru (obr. 5 a 6).

Podobně lze různou délkou doby setrvání v kolektoru přispět k odstranění nevhodných složek ve vodě využívané k vsakování. Vzhledem k obsahu různých látek (filtrací či jinými způsoby dobře odstranitelných či naopak konzervativních) a různým hydrogeochemickým vztahům mezi vodou a okolním horninovým prostředím se však jedná o procesy podstatně složitější než při vyrovnávání teploty.

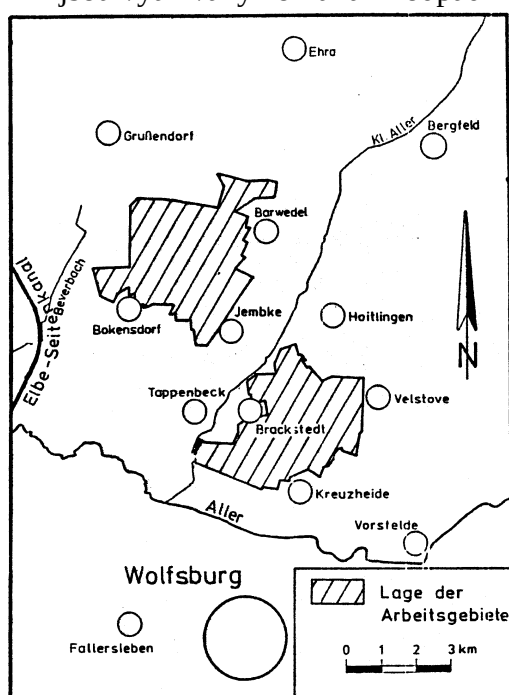
V některých územích se při umělé infiltraci uplatňují předčištěné odpadní vody (Wolff-Zander 1984, sine 1985). V Dolním Sasku se tyto vody využívají pro zavlažování zemědělsky využívaných ploch.

Je značný rozdíl mezi způsoby získávání podzemních vod k jejich využití v urbanizovaných územích a zemědělsky obhospodařovaných oblastech. V městských a industrializovaných územích je podzemní voda získávána přímým odběrem s dalšími možnostmi umělého obohacování vsakovacími příkopy, vrty či břehovou infiltrací a dodávána k přímému využití soustředěnými přívody ke spotřebiteli. Zemědělsky využívaná území je nutno v suchých obdobích k zvýšení produkce zavlažovat, a to různými způsoby – postřikem, zavlažovacími kanály či v poslední době úspornou metodou kořenového zavlažování. Nároky na používané vody nejsou tak rigorózní jako v případě vod pitných, takže k zemědělskému zavlažování je možno využívat předčištěné odpadní vody či použít jich vedle podzemních vod odebíraných v samotném území k doplnění celkové spotřeby. Přitom se také počítá s možným dodatečným filtračním účinkem půdní vrstvy, nenasycené zóny i zvodněného kolektoru. Je tak možno omezit přívody podzemních vod z jiných území a umožnit jejich využívání především k vodovodnímu zásobování, ale také vyrovnávat piezometrické deprese, které mohou v různé míře vznikat při ztrátách vody evapotranspirací v průběhu zavlažování. Možnostmi uplatnění odpadních vod při umělém obohacování podzemních vod se zabývá

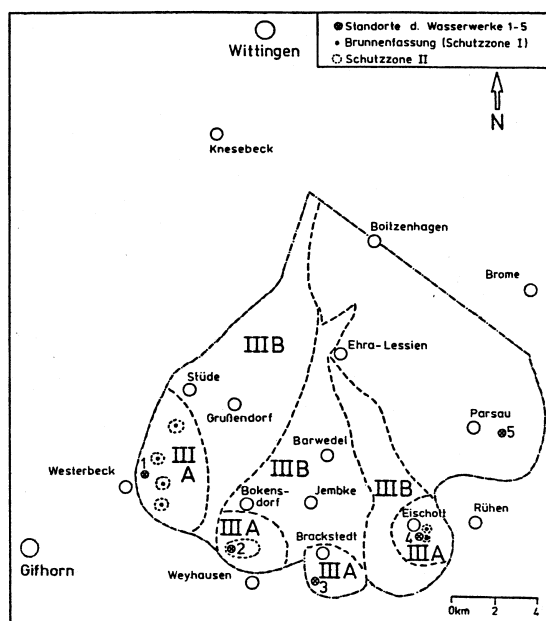
sborník symposia (sine 1978). Pro hodnocení těchto možností, a to jak způsobu a potřebného stupně předčištění s ohledem na obsahy škodlivých látek, tak samotného dalšího procesu filtrace předčištěných vod a jejich pohybu hydrogeologickým kolektorem je nezbytný komplexní interdisciplinární přístup, posuzující vzájemné působení fyzikálních, chemických a biologických procesů.

Wolff-Wacker (1985) uvádějí příklad zasakování odpadních vod u **Wolfsburgu** sv. od Braunschweigu. Zdůrazňují nezbytnost detailního studia lokálních hydrogeologických poměrů, ale také potřebu řešení regionálních souvislostí.

V prostoru severně od Wolfsburgu je od r. 1938 využívána podzemní voda ve dvou územích, Brackstedt a Jembke (obr. 6) s průměrným odběrem z 5 jímacích území více než 11 MMA (ca 350 l/s), s uvažovaným zvýšením odběru na 19 MMA (ca 600 l/s) – obr. 7. Vzhledem k celkově negativní vodní bilanci tohoto prostoru ve vegetačním období a současné potřebě zavlažování zemědělských ploch je nutno podzemní vody doplňovat umělou infiltrací, k níž jsou využívány komunální odpadní vody v celkovém množství kolem 6,1 MMA.



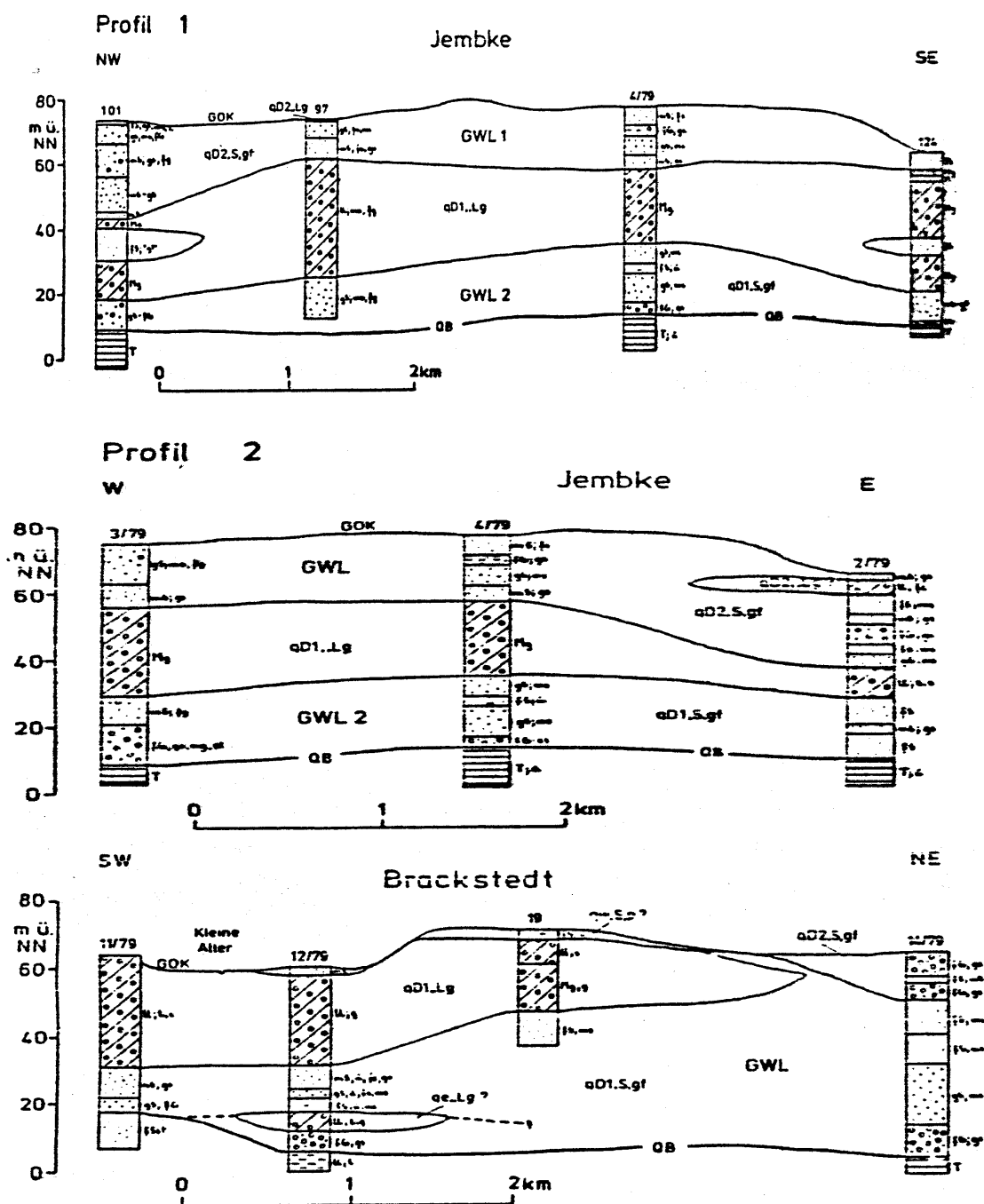
Obr. 6 Celková situace jímacích území s. od Wolfsburgu (podle Wolffa-Wackera 1985).



Obr. 7 Vymezená ochranná pásma 5 jímacích území (podle Wolffa-Wackera 1985).
Jednotlivá jímací území jsou označena čísla 1-5.

Zájmové území je tvořeno glacifluviálními písiky a sedimenty bazální morény o celkové mocnosti kolem 60 m. V prostoru Jembke se vyskytují 2 hydrogeologické kolektory, oddělené izolátorem, zatímco v Brackstedtu je rozdělení hydrogeologických těles méně pravidelné (obr. 8). Podzemní voda je jímána především ze spodního kolektoru GWL 2 v podloží izolátoru, který chrání podzemní vody před znečištěním infiltrovanými odpadními vodami.

K uvedeným rozdílům v hydrogeologických poměrech je nutno přihlížet při zasakování odpadních vod zejména v mimovegetačních obdobích, kdy není obsah nežádoucích látek v odpadních vodách redukován přírodními biologickými procesy. Zejména v těchto obdobích je žádoucí předčištění odpadních vod.

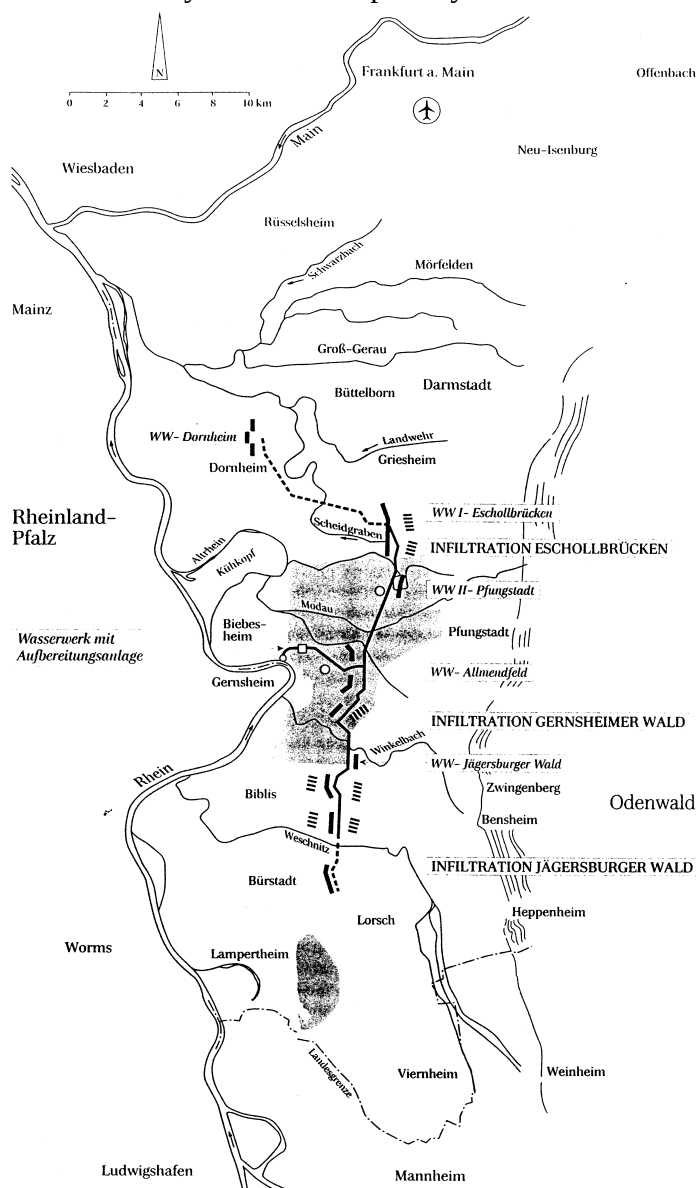


Obr. 8

Geologické řezy v prostoru Jembke (řezy 1, 2) a Brackstedt (dolní řez) (podle Wolffa-Wackera 1985).

GWL = hydrogeologické kolektory; QB = báze kvartérních sedimentů, v jejichž podloží se nacházejí minimálně propustné terciární jílovito-slinité uloženiny.

Příklad komplexního řešení vodovodního zásobování s využitím umělé infiltrace v regionálním měřítku uvádí Iven (1996) z území označovaného jako **Hessisches Ried** v širokém okolí Darmstadtu j. od Frankfurtu n. Mohanem (obr. 9). Slovo Ried (= údolní niva s četnými mokřinami) připomíná původní krajinu, od středověku postupně měněnou civilizačními zásahy do současné podoby.



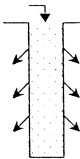
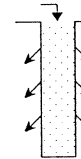
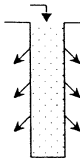
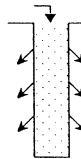
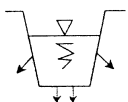
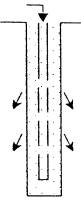
Obr. 9 Situace vodárenských a zavlažovacích zařízení v Hesensku v území mezi Darmstadtem a Mannheimem (podle Ivena 1996).

Silné čáry – jímací území vodáren (WW); skupiny krátkých čar – umělé obohacování vod (INFILTRATION); kroužky – čerpací stanice pro zavlažování; šedé plochy – významné zavlažované prostory.

Předpokladem i důsledkem populačního růstu v tomto hustě zalidněném území (hustota obyvatel v „Hessisches Ried“ v době publikace článku byla ca 670 obyvatel/km²; pro srovnání: hustota obyvatel ve spolkové zemi Hesensko byla 360 a v celé SRN 225 obyvatel/km²) bylo snížení hladiny podzemní vody a vysušování krajiny. V suchém období 1971-1976 docházelo v jeho důsledku ke škodám na stavbách, komunikacích a kanálech,

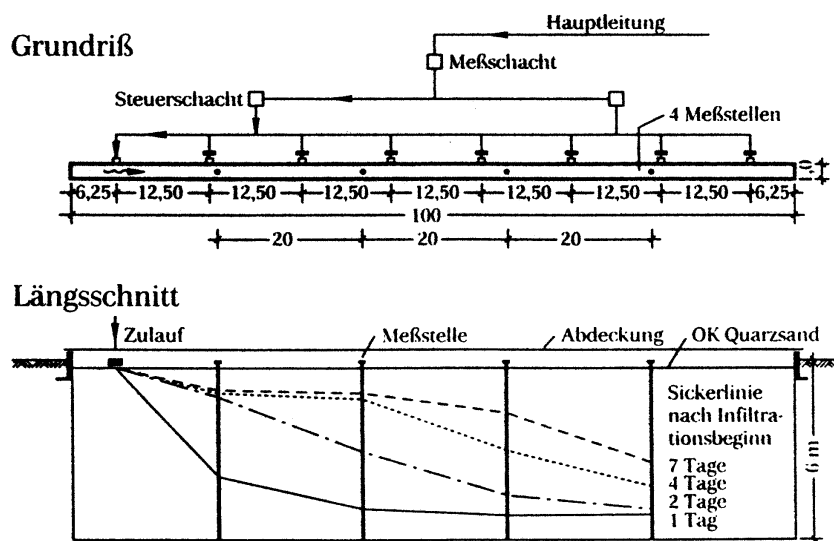
k problémům v zemědělství, snižování vydatnosti či vysychání místních studní, vysoušení lesních ploch a k dalšímu poškozování vegetace. K zajištění a zvětšení potřebných zdrojů podzemní vody, k vyrovnání kolísání hladin podzemní vody vlivem klimatických výkyvů a k udržení mokřadů a lesních porostů se hojně uplatňuje umělé obohacování podzemních vod. Přes uvedené negativní projevy nedocházelo k problémům ve veřejném vodovodním zásobování ani v obdobích sucha, ani dlouhodobě v rámci sledované vodní bilance v období 1961-93.

Umělé obohacování má v Hesensku značný význam pro vodovodní zásobování – zhruba třetina potřeby Frankfurtu n. Mohanem a Wiesbadenu je kryta tímto způsobem. K umělému obohacování podzemní vody ve vodárnách hesenského „Riedu“ (obr. 9) je využívána upravená voda z Rýna. Zařízení, využívaná k zasakování vod jsou znázorněna v obr. 10 a schéma používaných vsakovacích příkopů v obr. 11. Celková potřeba podzemní vody pro místní a regionální zásobování činí asi 50 MMA, z čehož ve třech vodárnách se získává ca 38 MMA ($1200 \text{ m}^3/\text{s}$) umělou infiltrací (na obr. 14 označeno jako INFILTRATION). Vliv umělé infiltrace na dlouhodobý vzestup okolní hladiny podzemní vody v jednom z vodárenských zařízení jižně od Darmstadtu je zobrazen na obr. 11.

Inf.- Organ	Sickerschlitzgraben	Sickerschlitzgraben	Bohrungen	Bohrungen	Ehemalige Entwässerungsgräben	Brunnen (vertikal)
Bereich	Eschollbrücken	Gernsheimer Wald			Hessisches Ried	Allmendfeld
System	 + 100 m +	 + 75 m +	 + 75 m +	 + 75 m +		
Anzahl	9 Stück	1 Stück	16 Stück mit je 7 Bohrungen	1 Stück mit je 5 Bohrungen	6 Stück	2 Stück
Erprobung	1979/80		1994	1996		
Betrieb	seit 1989	seit 1994	seit 1996		seit 1993	seit 1993
Abmessung	L = 100 m B = 1 m T = 6 m	L = 75 m B = 1 m T = 6 m	Bohr-Ø = 1,50 m T = 6 m	Bohr-Ø = 1,50 m T = 9 m	B = 1 m T = 2 - 3 m	Bohr-Ø = 1000 mm T = 100 m
Ausbau	Sand 06/1,5 mm	Sand 06/1,5 mm	Kies 2 - 3,2 mm	Kies 2 - 3,2 mm		Filter-Ø = 400 mm
Leistung (max.)	(40 - 260 m^3/h)	160 m^3/h (200 m^3/h)	160 m^3/h (200 m^3/h)		5 - 100 m^3/h je 100 m Länge	100 m^3/h (200 m^3/h)

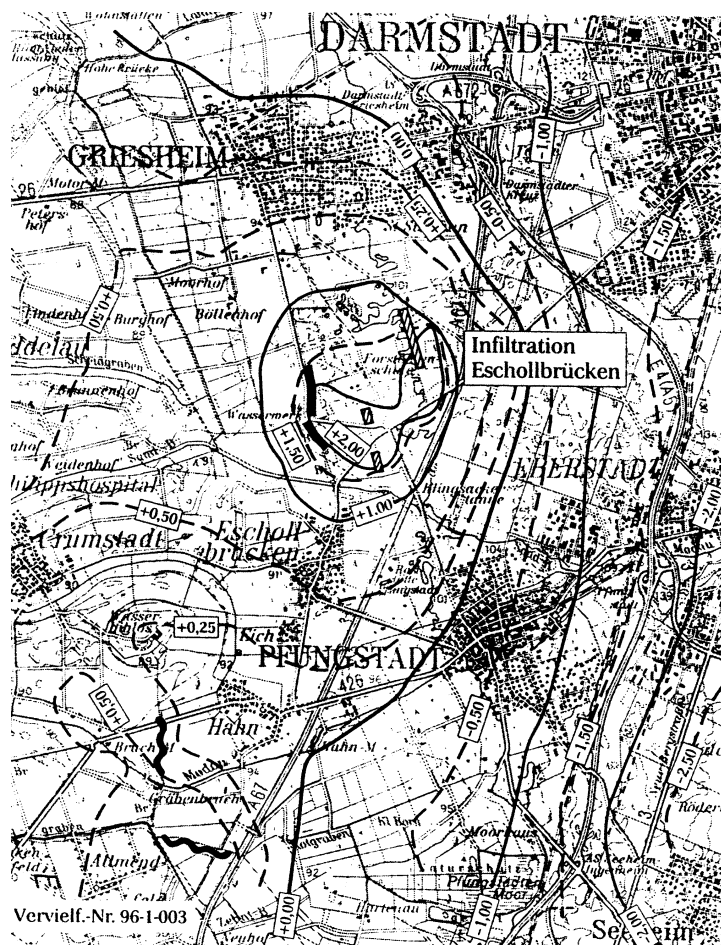
Obr. 10 Přehled a specifikace zařízení k umělému obohacování podzemních vod v Hesensku (podle Ivena 1996).

Sloupce zleva: vsakovací příkopy (Sickerschlitzgraben), vrty/studny (Brunnen), dřívější odvodňovací příkopy (Ehemalige Entwässerungsgräben), vrty (Brunnen-vertikal).



Obr. 11 Schéma vsakovacích příkopů (podle Ivena 1996).

Nahoře půdorys, dole řez s vyznačeným vzestupem hladiny po zahájení infiltrace (ve dnech)



Obr. 12 Vzestup hladiny podzemní vody mezi říjnem 1989 a říjnem 1994 v prostoru umělé infiltrace Eschollbrücken (podle Ivena 1996).

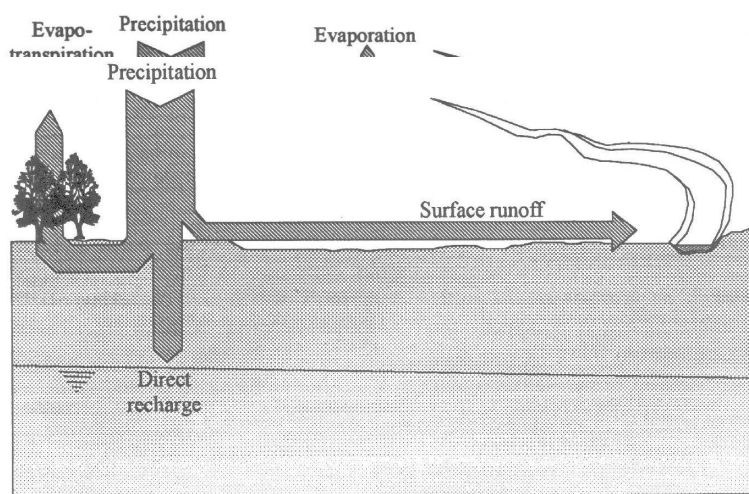
Přehled hydrogeologických poměrů na území dřívější Německé demokratické republiky, tvořících nyní 5 nových spolkových zemí Německa (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen), včetně údajů o využití podzemních vod a uplatnění umělých a indukovaných zdrojů při zásobování vodou podali Jordan-Weder et al. (1995).

S otázkami vlivu umělé infiltrace včetně odstraňování či využívání odpadních vod úzce souvisí hydrogeologická problematika městských území (urbanistická hydrogeologie), které je v posledních letech věnována v kontextu celkového ovlivnění životního prostředí v městech a industrializovaných územích značná pozornost. Na tyto otázky byl zaměřen 27. kongres Mezinárodní asociace hydrogeologů (Chilton et al., eds. 1997, 1999) a další odborná setkání, viz např. Howard-Israfilov et al. (2002), Howard et al. (2007). V těchto sbornících je kromě syntetizujících článků uvedeno také velké množství konkrétních příkladů z měst všech kontinentů.

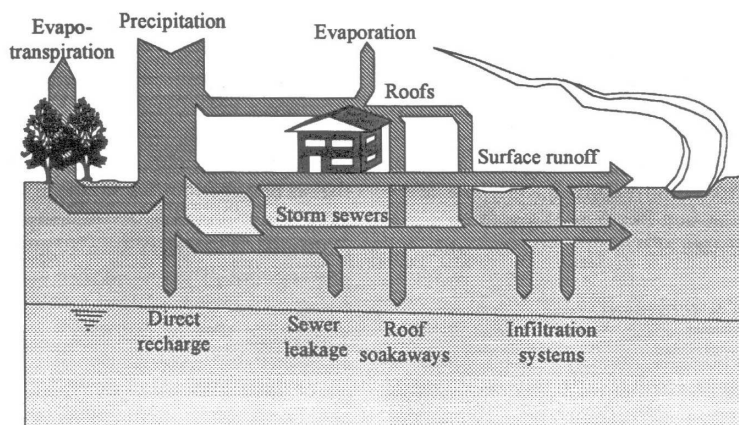
Tato pozornost je zcela pochopitelná, neboť ve stále se rozšiřujících urbanizovaných a industrializovaných územích dochází k zásadnímu ovlivnění původního životního prostředí, jehož velikost závisí jak na geologicko-hydrogeologických poměrech těchto území, tak na míře antropogenních zásahů, jejichž důsledkem je utváření často zcela specifického prostředí. Změny původního prostředí pak mohou podstatně ovlivňovat nejen řešení tradičních hydrogeologických otázek, jako možností využívání podzemních vod v závislosti na změnách jejich množství a kvality, ale rovněž problémy kontaminační hydrogeologie a inženýrské geologie, kde se mohou měnit geotechnické podmínky při realizaci nejrůznějších staveb a jejich pozdějším užívání. Do budoucna je proto možno očekávat v souvislosti s pokračujícím a stále intenzivnějším přesunem obyvatelstva z venkova do měst, jevu ke kterému dochází v různé míře ve všech zemích, stále se zvětšující problémy, které bude nutno v rámci urbanistické hydrogeologie řešit.

Řada autorů (Custodio 1997, Howard 1997, Lerner 1997, Morris et al. 1997, Remmler-Hütter 1997, Sharp 1997, Watkins 1997, Foster et al. 1999, Griensven 1999, Burn et al. 2007, Garcia-Fresca 2007 a mnozí další) široce diskutují problematiku hydrogeologických změn v urbanizovaných a industrializovaných prostředích.

Postupné ovlivňování původních přírodních hydrogeologických poměrů v městských a průmyslových oblastech antropogenními zásahy a jejich projevy jsou schematicky vyjádřeny na obr. 13, 14 a 15.

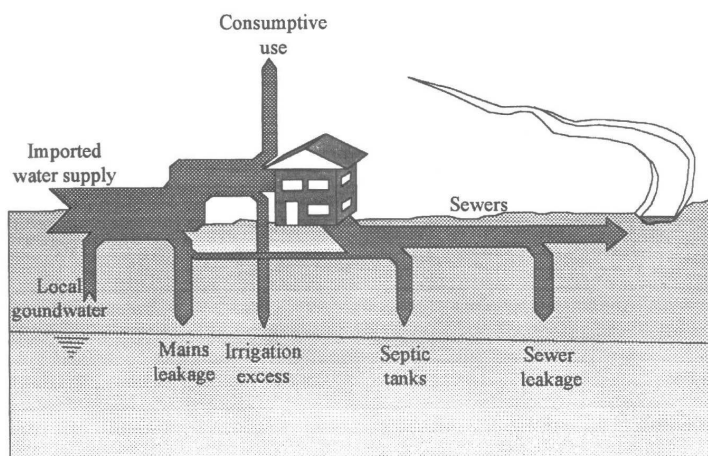


Obr. 13 Zjednodušené schéma přírodních hydrogeologických poměrů (podle Lerner 1997). Zdroj infiltrace představují atmosférické srážky, z nichž část povrchově odtéká a část je spotřebována evapotranspirací.



Obr. 14 Změna kvantitativních hydrogeologických podmínek vlivem městské zástavby (podle Lerner 1997).

Zdrojem infiltrace zůstávají atmosférické srážky, z nichž část stále povrchově odtéká a část je spotřebována evapotranspirací; ve městech dochází k diferenciaci odtoku ze zastavěných ploch (odtok ze střech budov) a odváděním srážkových vod kanalizačními systémy; k dodatečné infiltraci zde může docházet jednak úniky z kanalizace, jednak vsakem vod uměle vybudovanými infiltračními systémy.



Obr. 15 Ovlivnění přírodních hydrogeologických podmínek v urbanizovaném území přívodem vody z vnějších zdrojů (podle Lerner 1997).

Kromě kvantitativního ovlivnění je v obrázku naznačena kontaminace podzemních vod jako produktů městského osídlení úniky z kanalizačních potrubí a septických nádrží.

Při rozšiřování městských a industrializovaných území, zejména v oblastech s výskytem mělkých hydrogeologických kolektorů, je obvykle nezbytné v důsledku zvyšující se potřeby vody a zintenzivňující se kontaminace podzemních vod i dalších změn modifikovat systémy zásobování vodou.

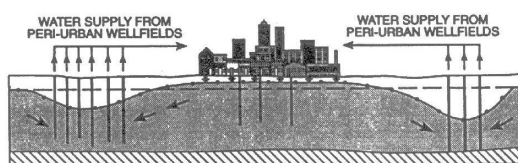
V první fázi rozšiřování městského osídlení dochází při zvětšování odběru podzemních vod k poklesu jejich hladin. Studny jsou proto prohlubovány (obr. 16a). Odpadní vody, vypouštěné či unikající do podzemí, znečišťují zpočátku mělké podzemní vody, později se kontaminace v různé míře zvětšuje. V nepevněných kolektorech může docházet k subsidenci povrchu terénu a škodám na stavbách.

V následující fázi rozšiřování zástavby bývá nezbytné opustit místní zdroje podzemních vod kvůli jejich neúnosné kontaminaci. Hladina pod městy začíná stoupat vzhledem

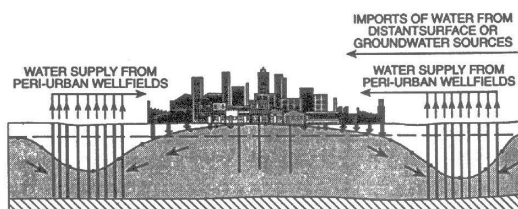
k omezování až zastavení čerpání v lokálních zdrojích podzemních vod a zvýšené infiltraci úniky z potrubí. Zdroje podzemních vod se přesouvají do příměstských území, kde se v důsledku intenzivních odběrů vytvářejí piezometrické deprese. Podzemní voda pak začíná proudit k těmto novým zdrojům podzemních vod, čímž se vytvářejí předpoklady k jejich postupné kontaminaci přítokem vod z prostoru městské zástavby (obr. 16b).



a)



b)



c)

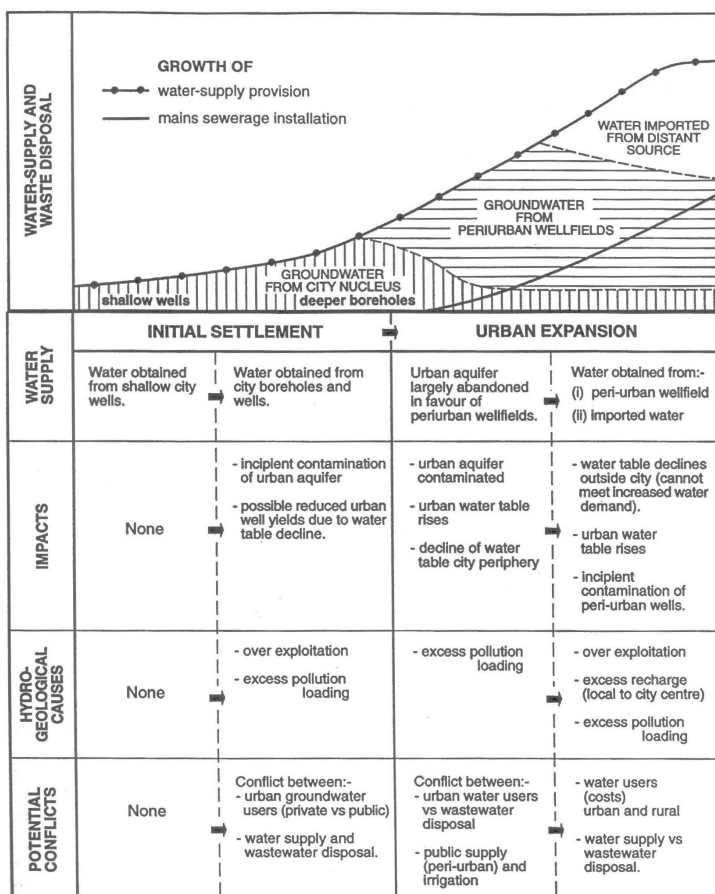
Obr. 16 Typický vývoj změn zásobování vodou při rozšiřování městských a industrializovaných území v oblastech s výskytem mělkých hydrogeologických kolektorů (podle Morrise et al. 1997)

Při dalším rozšiřování městských a průmyslových oblastí zdroje podzemních vod v příměstských územích nestačí pokrývat zvýšenou potřebu vod a navíc jsou ohrožovány růstem zastavěných ploch a jimi produkujícího znečištění. Zásobování vodou je nutno řešit ze vzdálenějších míst. Pod městem se dále zvyšuje hladina podzemních vod a vznikají další problémy s odstraňováním odpadních vod, zmokřováním území při zvýšených srážkách a p. – viz dále konkrétní případ z města Dessau. Jsou omežovány možnosti nenákladného vsakování srážkových vod do podzemí (obr. 16c).

Proces postupného rozšiřování městské zástavby a různých stádií městského zásobování vodou a odstraňování odpadních vod, vzniklé důsledky, jejich hydrogeologické příčiny a možné konflikty jsou schématicky vyjádřeny na obr. 17.

Přes značnou variabilitu přírodních a antropogenně vzniklých podmínek odlišných hydrogeologických prostředí je možno shrnout hlavní příčiny problémů, vznikajících při postupující expanzi městské a průmyslové zástavby: nepřiměřené a nedostatečně kontrolované odběry podzemních vod, značné a často se zvětšující množství umělé infiltrace a nepřiměřená kontaminační zátěž půd, podzemních vod a veškerého životního prostředí

v osídlených územích. K omezení anebo zamezení vzniklých problémů je nutno vhodnými manažerskými přístupy odstranit jejich příčiny (obr. 18).

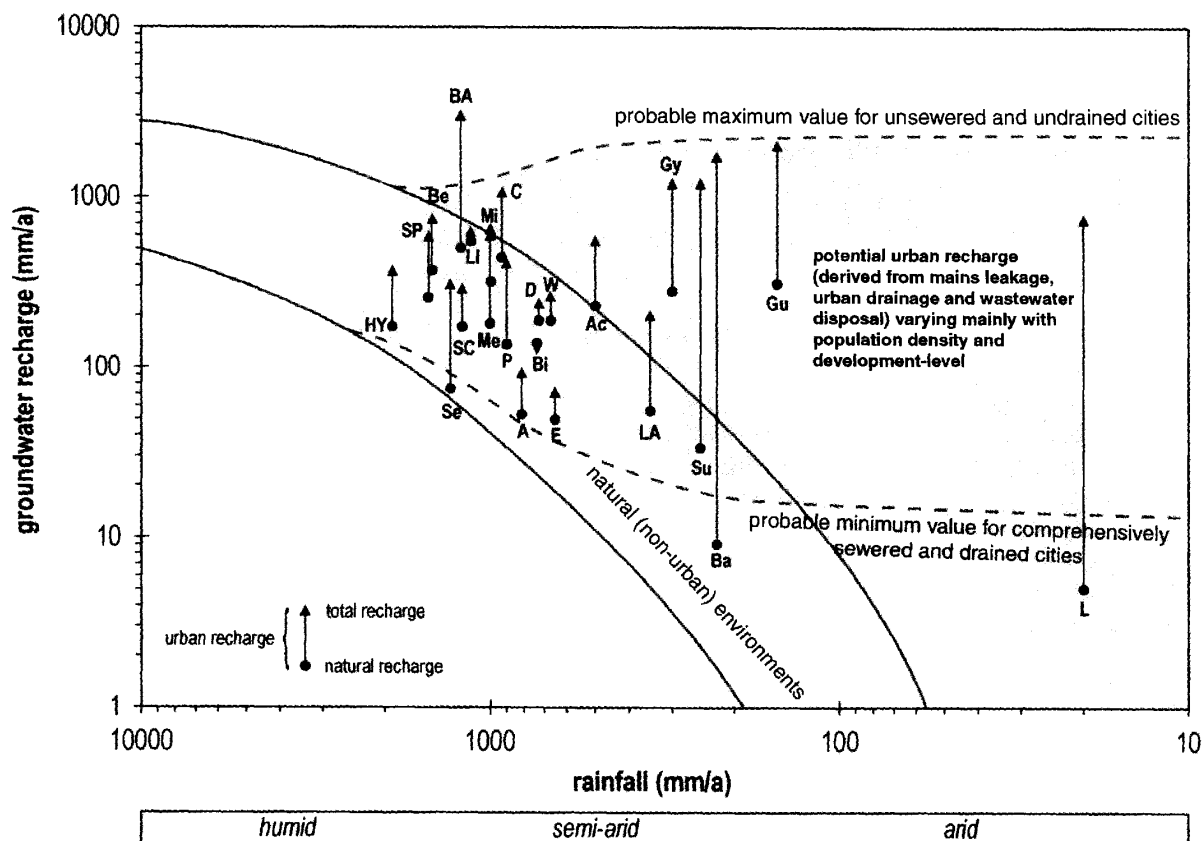


Obr. 17 Schématické vyjádření změn zásobování vodou a dalších změn při rozšiřování městské zástavby (podle Morrise et al. 1997).

UNDERLYING CAUSE	RESULTANT GROUNDWATER PROBLEMS	MANAGEMENT REQUIREMENTS
Inadequately-Controlled Groundwater Abstraction	over-abstraction of good quality resource within city limits Over-abstraction of good quality resource around city periphery (competition between urban supply and agricultural irrigation)	reserve good quality (deeper) groundwater for sensitive uses and encourage use of shallow (poor-quality) groundwater for non-sensitive uses reserve good-quality groundwater for potable water supply and substitute treated wastewater or shallow poor-quality groundwater for irrigation
Excessive Urban Infiltration	rising water-table beneath city causing: - basement flooding - malfunction of in-situ sanitation units - reversal of aquifer flow directions (with contamination of periurban wellfields by polluted urban groundwater)	reduce urban infiltration by: - control of mains leakage - reducing seepage from on-site sanitation unit by mains sewerage installation increase abstraction of shallow (polluted) groundwater for non-sensitive uses
Excessive Subsurface Contaminant Load	contamination of municipal water-supply boreholes/wellfields general widespread contamination of groundwater	define source protection zones for priority control of surface contamination load reduce contaminant load in selective areas, especially where aquifer is highly vulnerable, by appropriate planning provisions or mitigation measures plan wastewater treatment/disposal taking account of groundwater interest and impacts

Obr. 18 Souhrn příčin hydrogeologických problémů a potřebné manažerské postupy k jejich omezení či odstranění (podle Morrise et al. 1997).

Obdobné procesy všeobecného zvyšování hladin podzemních vod umělou infiltrací, s důsledky jejich navazující postupné kontaminace, zřejmě platí v zastavěných městských a průmyslových oblastech celosvětově a bez ohledu na příslušnost ke klimatickým zónám, i když větší nárůst infiltrace v důsledku antropogenní činnosti se zdá převládat v aridních oblastech (obr. 19).



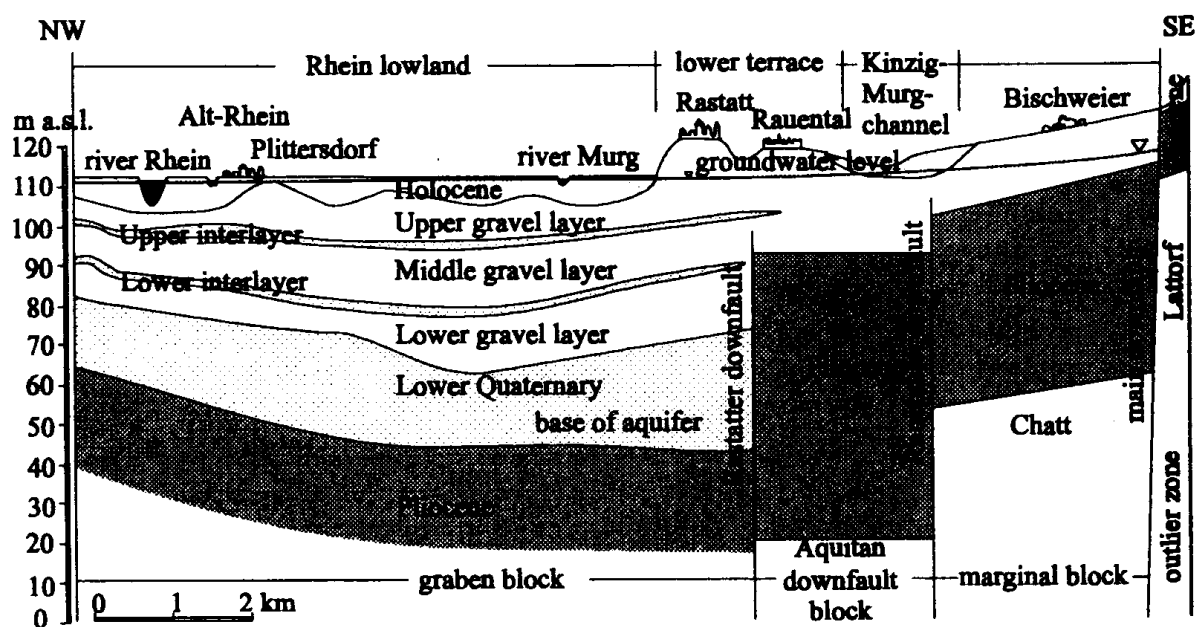
cyklostezky a stezky pro pěší, plochy v rezidenčních územích), B – tolerovatelné (např. ulice v rezidenčních územích s parkováním, ale s omezeným provozem), C – netolerovatelné (např. ulice s velkým provozem, železnice, farmy, průmyslové prostory atd.).

Quality Category	Origin of surface runoff
A = harm- less	A1 - roof surfaces in residential areas
	A2 - bicycle paths - footpaths with small crowds of people and animals - yard surfaces in residential areas with restricted use (e.g. carwash forbidden)
B = tolerable	- streets in residential areas with parking spaces and a low traffic density - open air ground with large crowds of people (for example pedestrian precinct, markets, open air events) - roof surfaces, yards and streets in industrial estates and roof surfaces in industrial areas if their pollution is demonstrably comparable to residential areas - runways of airports without winter operation (de-icing systems)
C = not tolerable	- main roads and major roads with a high traffic density and car parks with frequent inflow and outflow of traffic - railway systems - runways of airports with winter operation (de-icing systems) and surfaces where planes are refueled and/or washed - surfaces with storage and handling of water-endangering substances as well as liquid manure - roof surfaces, yards and streets in industrial areas - open air ground with large crowds of animals (for example fur farms, slaughterhouses, riding stables) - waste plants and composting facilities

Obr. 20 Klasifikace intenzivních srážkových odtoků v městech – kvalitativní kritéria (podle Remmlera – Hüttera 1997).

V některých městech v Německu bylo prováděno detailní pozorování postupu kontaminace způsobené umělou infiltrací podzemních vod v různých, převážně kvartérních prostředích. Při tom je věnována pozornost různým zdrojům znečištění.

Podrobné výzkumné práce, zaměřené na sledování exfiltrace z kanalizačních potrubí a jejich dopad na čistotu podzemních vod, byly prováděny v Rastattu (Eiswirth-Hötzl 1997, Held et al. 2007), města asi s 50 tis. obyvateli jižně od Karlsruhe. Město je situováno v údolí Rýna, v Hornorýnském příkopu, kde mocnost kvartérních sedimentů dosahuje až kolem 60 m (obr. 21). Je třeba zdůraznit, že kvartérní sedimenty podél Rýna představují významný hydrogeologický kolektor, intenzivně využívaný k vodovodnímu zásobování a voda Rýna je používána k umělé infiltraci (srov. text výše o hesenském „Riedu“). Udržení přiměřené čistoty jak povrchových vod Rýna, tak okolních podzemních vod je tedy nezbytné pro jejich využívání.

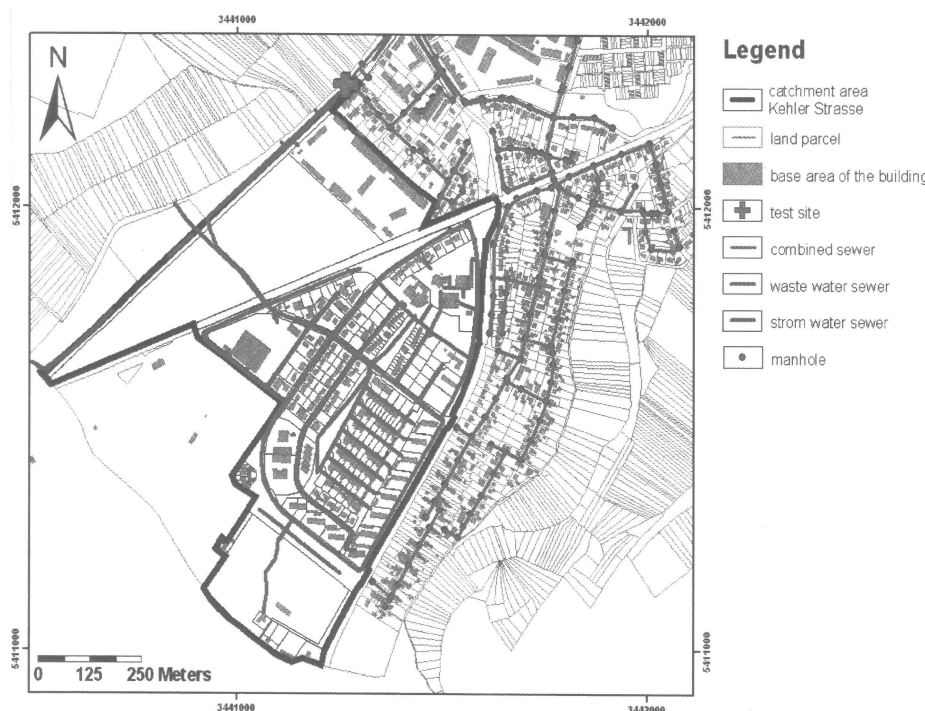


Obr. 21 Geologický řez napříč rýnským údolím v prostoru Rastattu (podle Eiswirtha-Hötzla 1997).

Rastattský systém kanalizačních potrubí (odpadních vod) je považován ve srovnání s ostatními německými městy za velmi dobře udržovaný. Přesto bylo podél 208 km prověřovaných potrubí zjištěno 31 006 (sic) defektů. Defekty jsou většinou způsobeny prasklinami a posuny potrubí, v některých případech je potrubí dosti porušeno. Měření úniků bylo prováděno v pokusném území „Kehler Strasse“ na ploše ca 1 km², z potrubí většinou odvádějícího domovní odpadní vody (obr. 22). Zhruba dvojnásobné množství exfiltrované vody bylo zjištěno u potrubí o průměru 500 mm a větším než u potrubí menších průměrů. Podle různé uvažované hustoty poškozených míst (od 1 do 10 úniků na 10 m) byla odhadnuta množství unikající vody ve výši mezi 15 a 150 tisíci m³/rok. Takto získaná data byla extrapolována na plochu města 13,2 km². Ve srovnání s odhadovanou přírodní infiltrací kolem 350 mm za rok může exfiltrované množství dosahovat až 65 mm za rok (Wolf-Hötzl 2007). Tato hodnota řádově souhlasí s udávanými odhady exfiltrace z jiných zemí. Přes pochyby o přesnosti takto získaných výsledků a řadu nejistot je nutno považovat umělou infiltraci, způsobenou úniky z potrubí, za podstatný příspěvek k „obohacování“ podzemních vod v městských územích. Kromě tohoto kvantitativního aspektu je nutno počítat s velmi

významným, a dosud ne vždy zcela poznaným, ovlivněním kvality podzemních vod. Zajímavé je přitom zjištění těsnícího efektu do okolí prosakujících odpadních vod, kdy dochází ke kolmaci některých prasklin.

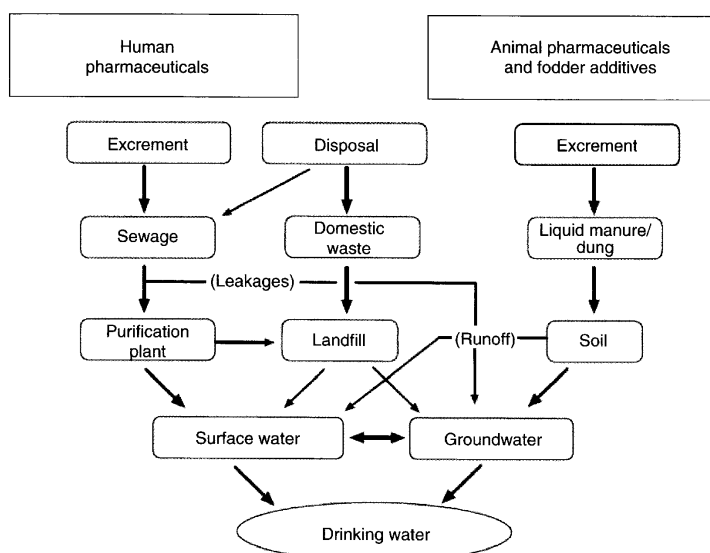
Kromě těchto potrubí jsou intenzivní srážkové vody odváděny zvláštním potrubím (Storm water sewer – obr. 22). Tyto vody se významně podílejí na exfiltraci.



Obr. 22 Mapa testovacího místa exfiltrace z odpadního potrubí v prostoru Kehler Strasse, Rastatt, s předpokládaným povodím (podle Helda et al. 2007).

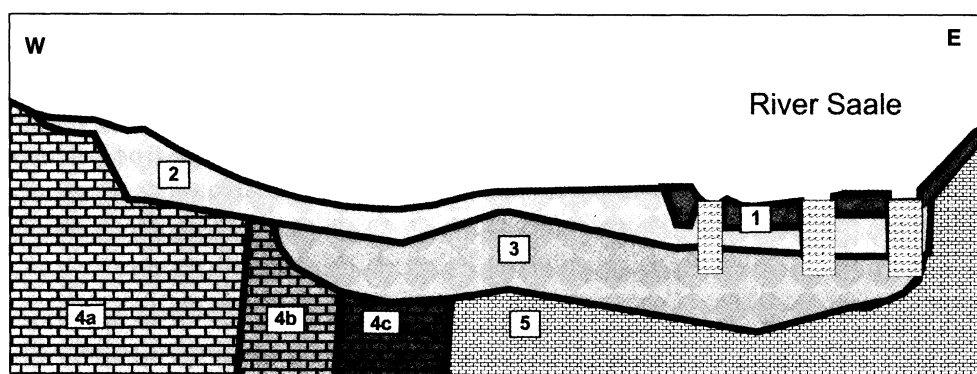
Testovací místo je označeno křížkem v severní části mapy.

V městě *Halle an der Saale* bylo studováno rozšíření různých xenobiotik v povrchové vodě řeky Saaly a v podzemních vodách (Reinstort et al. 2007). Jako xenobiotika označují autoři látky, cizí žijícím organismům. Jsou to nejčastěji různá farmaceutika, kosmetické přípravky, drogy, ale i průmyslové chemikálie. Obsahům těchto látek ve vodách a jejich dlouhodobému toxickému působení na městské životní prostředí a lidské zdraví nebyla zatím věnována zvláštní pozornost. Tyto látky se dostávají do vod včetně pitných různým způsobem, jak naznačuje obr. 23.



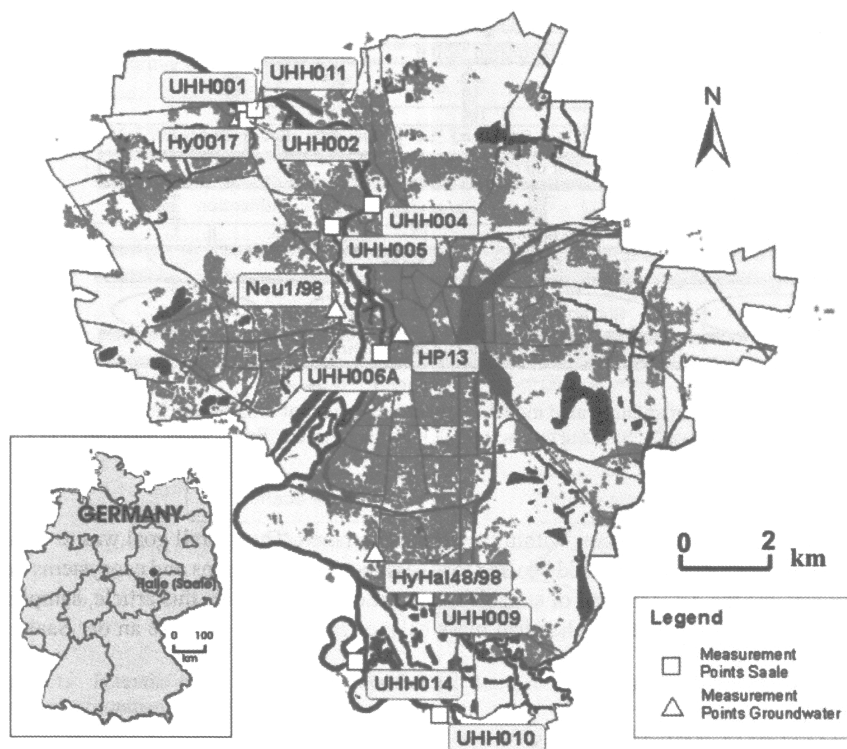
Obr. 23 Možné cesty šíření lidských a zvířecích farmaceutických produktů a krmivových přísad do pitných vod (podle Ternese 1998).

Střed města Halle an der Saale se rozkládá na kvartérních štěrkopískách, překrývajících pestrý pískovec triasového stáří (obr. 24).



Obr. 24 Geologický řez středem města Halle (podle Reinstorta et al. 2007).

1 – navážky, 2 – nivní hlíny, 3 – kolektor kvartérních štěrkopísků, 4-5 pestrý pískovec – trias.



Obr. 25 Pozice vzorkovacích míst v městě Halle (podle Reinstorta et al. 2007).

Sledování obsahů xenobiotik povrchových vod bylo prováděno na 9 místech podél toku Saale a podzemních vod na 8 pozorovacích bodech (obr. 25). Zjištěné látky indikují antropogenní znečištění povrchových a podzemních vod. Původ většiny nebezpečných farmaceutik, zjištěných ve vodě řeky Saale (endokrinní disruptory, antiepileptika) je připisován znečištění prostřednictvím řeky Weisse Elster, která jako přítok Saaly protéká Lipskem. V samotném městě Saale je na základě výsledků izotopového studia (^{15}N , ^{34}S) a hydrochemických analýz zvýšení obsahů nitrátů v řece zřejmě vyvoláno průsakem z městských kanalizačních systémů a sezónní změny vlivem přítoků vod ze zemědělsky obdělávaných povodí. Změny obsahů síranů v řece zřejmě odrážejí vliv podzemních vod, přitékajících z města Saale. Do budoucna se předpokládá pokračování výzkumu celkové vodní bilance a masové bilance na základě předloženého konceptuálního přístupu (Reinstort et al. 2007).

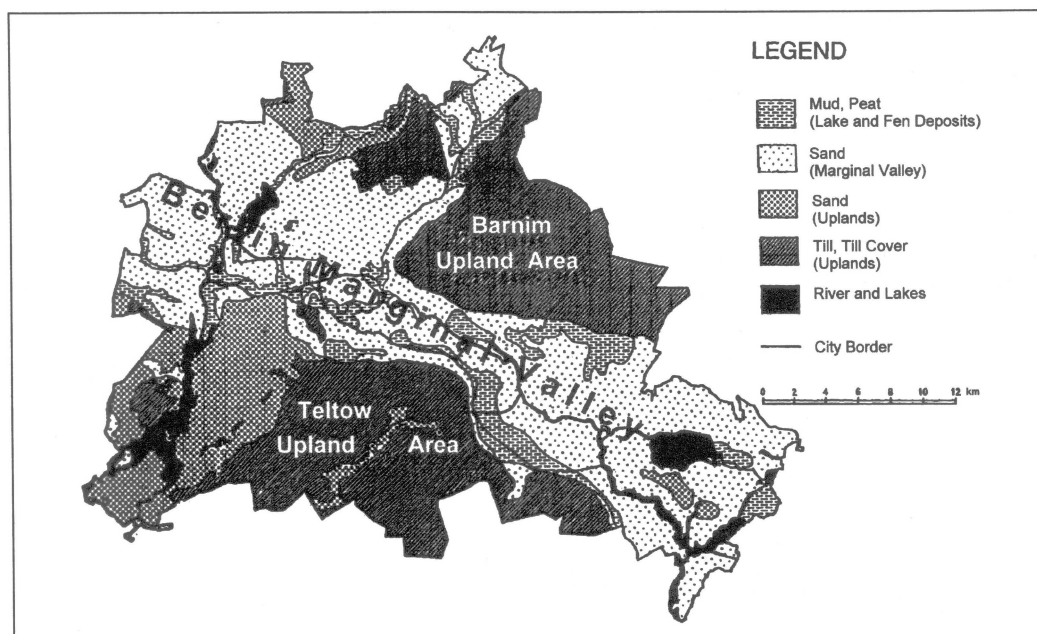
Další ukázky využívání umělé infiltrace pocházejí z oblasti Berlína, Hamburku a Essenu.

Berlín se rozkládá na štěrkopísčích glacifluviálního původu (obr. 26), dosahujících v korytě, zahloubeném do terciárního podloží, mocnosti až několika desítek metrů. Kromě přírodní infiltrace ze srážek vsakuje do štěrků povrchová voda z řek Sprévy a Havoly, z četných průplavů a jezer. Původní odběry podzemní vody z více než 16 vodáren vedly ke změně původního efluentního režimu povrchových toků a nádrží na influentní, takže došlo k značnému poklesu hladiny podzemní vody; stále více vody bylo získáváno břehovou infiltrací, jejíž vydatnost u řek Sprévy a Havoly byla kolem r. 1934 odhadována ve výši ca 32 l/s na 1 km délky břehu. Celkový odběr v prostoru Berlína byl více než 300 MMA (téměř 10 m³/s), z čehož asi 250 MMA bylo využito pro vodovodní zásobování a 50 MMA bylo čerpáno při zakládání metra a dalších velkých staveb. Všechny tyto odběry spolu se skutečností, že při stavebním rozvoji Berlína se na povrchu rozšiřují nepropustné plochy, vedly k významnému

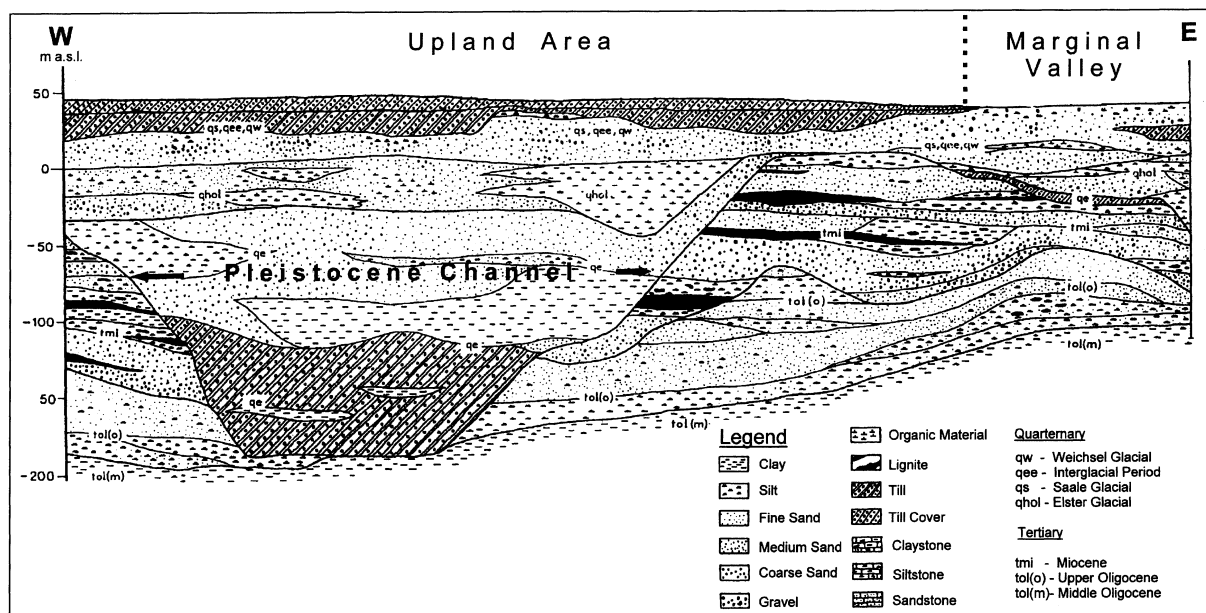
omezení přírodní infiltrace vod do hydrogeologických kolektorů a srážková voda je z města rychle odváděna kanalizační sítí.

Pozdější situaci zásobování Berlína vodou a souvisejících problémů popisují Tröger (1997) a Gossel et al. (1999). Písčité a štěrkopískové sedimenty v přehloubeném pleistocenním korytě dosahují mocnosti až kolem 100 m, v okolí koryta jsou mocnosti glacigenních uloženin menší (obr. 32). Okrajovým údolím (marginal valley), příslušícím rozsáhlému berlínsko-varšavskému praúdlí, protéká řeka Spree. Její údolí je hlavní zónou drenáže v berlínském prostoru. Střídáním poloh písku a tilu vzniká v glacigenních sedimentech složitý vícekolektorový systém. Hydraulická vodivost písčitých sedimentů se pohybuje v řádech $10^{-3} - 10^{-4}$ m/s a tilů $10^{-7} - 10^{-8}$ m/s.

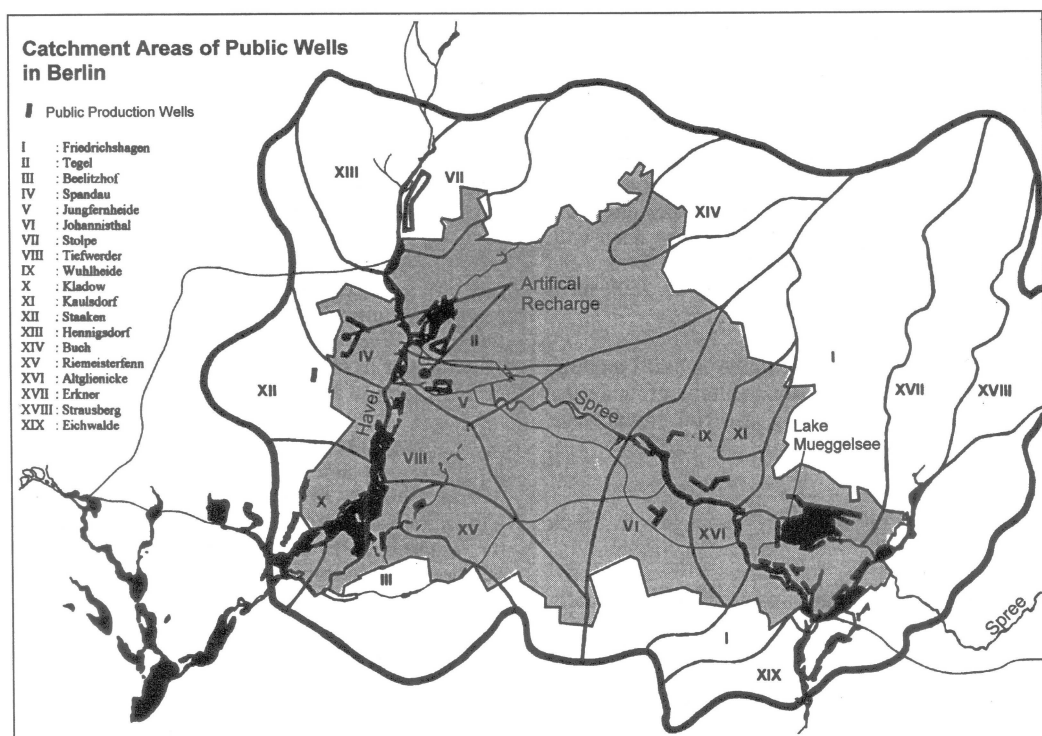
Současné zásobování Berlína je zajišťováno vodárnami, vesměs se nacházejícími v samotném berlínském území (obr. 33). Přesto je kvalita jímáné vody hodnocena jako vynikající. Voda je jímána z 1200 vrtů, situovaných podél řek a břehů jezer a dosahujících hloubek 26 až 170 m, při vydatnostech mezi 10 a 100 l/s. Větší vydatnost až 450 l/s mají 2 vrty s horizontálními sběrači. Celkové průměrné jímání množství je 250 MMA (Tröger 1997), znamená to tedy, že v průběhu mnoha posledních desetiletí nedošlo k zvýšení odběrů (srov. údaj výše).



Obr. 26 Zjednodušená geologická mapa Berlína (podle Trögera 1997)

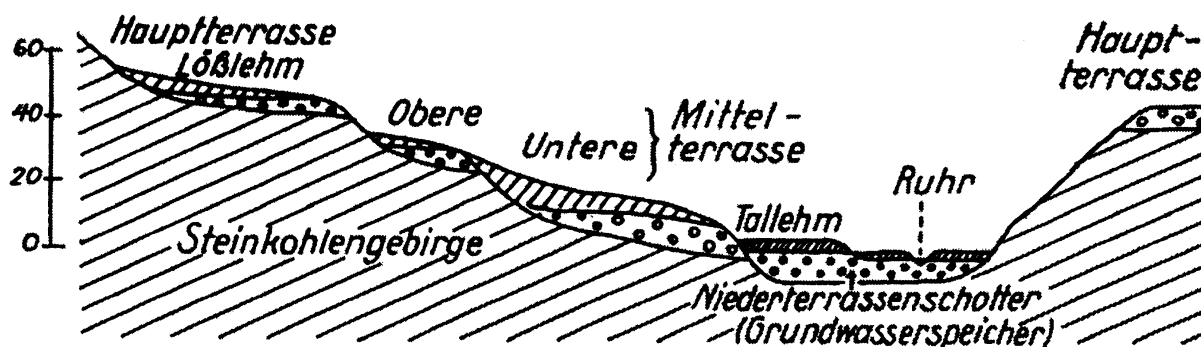


Obr. 27 Geologický řez centrální částí jižního Berlína (podle Trögera 1997). Horizontální vzdálenost mezi okraji řezu je asi 10 km.

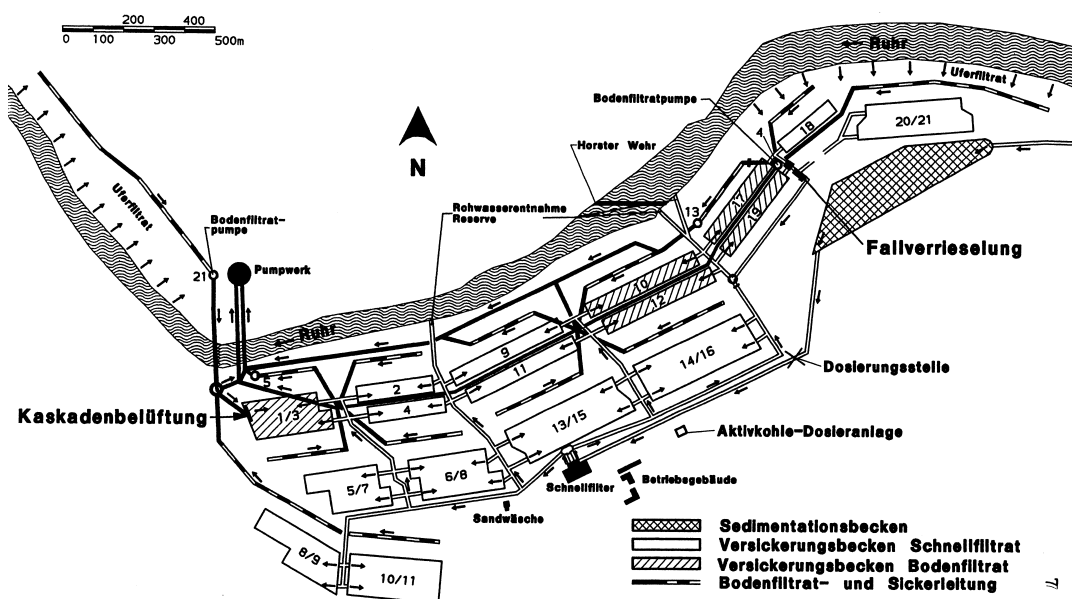


Obr. 28 Povodí jímacích vrtů veřejného vodovodu Berlína (podle Trögera 1997).

Hamburg leží na kvartérních štěrkopískových sedimentech při Labi v blízkosti jeho ústí do Severního moře. Původní vodárny, postavené v letech 1893 a 1905 využívaly jednak říční labskou vodu méně vhodné kvality, jednak podzemní vodu jímánu vrty. V r. 1928 bylo v okolí Curslacku j. od Hamburgu zahájeno využívání uměle infiltrované vody, jímánu řadem 259 vrtů, od nichž jsou po obou stranách ve vzdálenosti 50 m umístěny infiltrační příkopy 6 m široké. Spolu s umělými zdroji je jímána též podzemní voda z kvartérních kolektorů. Průměrná celková kapacita tohoto zařízení byla v r. 1930 kolem $1 \text{ m}^3/\text{s}$.



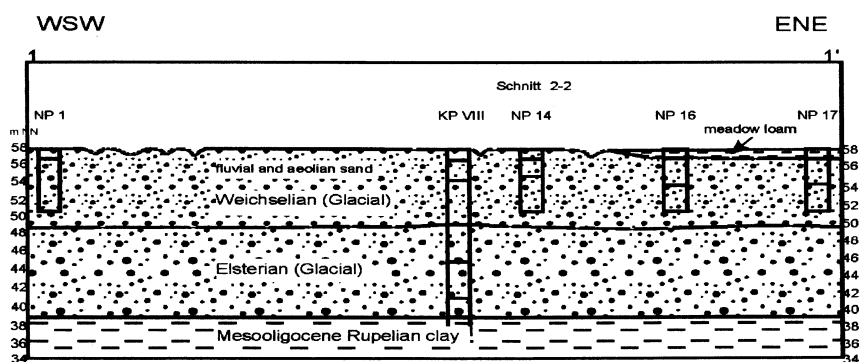
Obr. 29 Schématický řez kvartérními uloženinami v údolí řeky Ruhr (podle podkladů Wohnlicha a Wisotzkého)



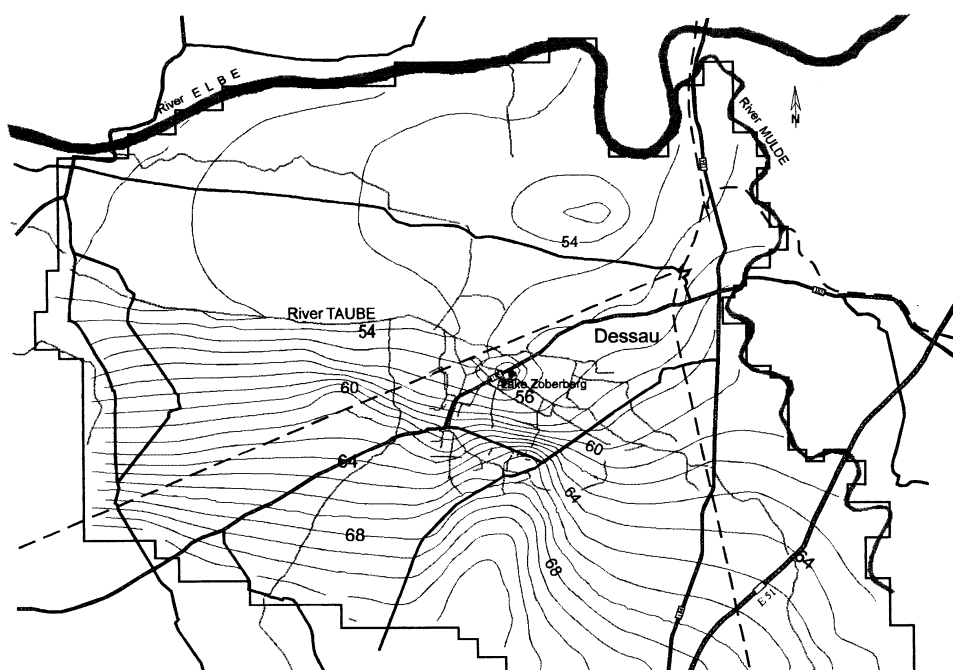
Obr. 30 Vodárna Essen v údolí řeky Ruhr (podle podkladů Wohnlicha a Wisotzkého),

Město Dessau s ca 100 tis. obyvateli ve spolkové zemi Sasko-Anhaltsko poskytuje příklad problémů, vyvolaných vzestupem hladin podzemní vody v důsledku extrémního zmenšení jejich odběru (Riemann 1997). V rovinatém terénu při soutoku řeky Mulde s Labem bylo do r. 1989 z kvartérních štěrkopísků (obr. 36) o střední až vysoké transmisivitě jímáno pro veřejný vodovod, průmysl a zemědělství kolem 500 l/s . Centrem odběrů byla residenční čtvrť kolem uměle vzniklého jezera Zoberberg, kde byla voda odebírána přímo z jezera a z vrtů, čímž se v tomto prostoru vytvořila piezometrická deprese (obr. 37), kolem níž byla

v rozsáhlých územích snížena původní přírodní hladina zvodně o 2-3 m. Po radikálním omezení odběrů podzemních vod ca na desetinu v průběhu pouhých 5 let (do r. 1994), hladina podzemní vody výrazně stoupla a došlo k zaplavování sklepů a níže položených staveb a jejich poškozování. Situace se ještě zhoršila po intenzivních srážkách v r. 1994. Na základě výsledků regionálního hydraulického modelu byl navržen systém 10 odvodňovacích vrtů, který udržuje hladinu zvodně pod kritickou úrovní.



Obr. 36 Geologický řez kvartérními šterkopísky v prostoru města Dessau; podloží kvartéru tvoří prakticky nepropustné terciární rupelské jíly (podle Riemanna 1997).



Obr. 37 Piezometrický povrch kvartérní zvodně v Dessau při odběrech podzemní vody ca 500 l/s v území kolem jezera Zoberberg – situace v období 1970-1990 (podle Riemanna 1997)

6.1.2. Porovnání možností tvorby umělých a indukovaných zdrojů podzemních vod v Česku a Německu

Německo ve Středoevropské nížině:

Pozitivní hlediska:

- Značně mocné a rozšířené jsou především kvartérní sedimenty **glacigenního původu**, dosahující v přehloubených korytech mocností až kolem 100 i více m; tyto sedimenty mohou být velmi dobře propustné, při větších mocnostech s transmisivitou až ve více stovkách m²/d.
- Tranzitní povrchové toky (Rýn, Weser, Labe, Odra, Visla ad.) a jejich přítoky, pramenící mimo nížinu, protékají většinou kvartérními fluvialními sedimenty o značné rozloze a při mocnostech až více než 10 m; všeobecně značné průtoky velkých toků poskytují značný kvantitativní potenciál pro tvorbu indukovaných a umělých zdrojů podzemních vod.
- Uvedené tranzitní toky často sledují či křížují také přehloubená koryta, vyplněná glacigenními sedimenty; ve vhodných případech zde lze rovněž vytvářet indukované a umělé zdroje podzemních vod.

Negativní hlediska:

- Přes pokračující výstavbu čističek odpadních vod a výrazné zlepšení kvality vody v povrchových tocích v posledním období nemusí být, dlouhodobě či jen v obdobích nízkých průtoků a v případě přírodní, zejména však antropogenní kontaminace, povrchová voda vhodná pro tvorbu indukovaných či umělých zdrojů podzemních vod.
- Všeobecně malá hloubka silně mineralizovaných zvodní ve Středoevropské nížině představuje při intenzivních odběrech mělkých podzemních vod značné nebezpečí zhoršení kvality podzemních vod v důsledku indukce hlubších vod; při tvorbě indukovaných zdrojů k ovlivnění kvality tímto způsobem obvykle nedochází, vytváření umělých zdrojů naopak působí pozitivně vzhledem ke vzniku piezometrických elevací zasakovaných vod, které brání přítoku hlubších méně kvalitních vod.
- Tvorbě indukovaných zdrojů může bránit kolmační vrstva jemnozrnných sedimentů, pokrývající dna povrchových toků.
- Při většinou dobré propustnosti kvartérních sedimentů, vhodných pro tvorbu indukovaných a umělých zdrojů, hrozí v hustě zastavěných městských a průmyslových oblastech antropogenní znečištění podzemních vod.

Česko – porovnání se Středoevropskou nížinou:

- V rámci kvartérních sedimentů, vhodných pro jímání podzemní vody, je v Česku jejich naprostá převaha fluvialního původu; glacigenní sedimenty se vyskytují v poměrně malých územích.
- Rozsah a až na výjimky také mocnosti kvartérních sedimentů jsou nesrovnatelně menší.
- S ohledem na přírodní poměry, dostupnost podzemních vod také z jiných než z kvartérních kolektorů a většinou také nižší hustotu obyvatel, menší počet velkých měst a tím i všeobecně menší potřebu vody jsou indukované a zejména umělé zdroje v Česku využívány v podstatně menší míře.

Pokud se jedná o jižní část Německa a Polska, jsou zde hydrogeologické poměry často srovnatelné se situací v Česku (výskyty předvariských i některých svrchnopaleozoických a mezozoických jednotek). Hlavní rozdíly vyplývají především z četných výskytů solinových formací v pokryvu variské platformy a také z četnějších karbonátových hornin v alpsko-karpatské hydrogeologické megaprovincii Německa i Polska.

6.2. Israel

Jen v málokterém státě na světě hraje voda a umělá infiltrace tak významnou úlohu jako v Izraeli. Izrael patří mezi vyspělé státy světa s průměrným HDP 20 300 USD/obyvatele (pro srovnání ČR mělo v roce 2009 HDP 18 200 USD/obyvatele). Tato skutečnost vynikne v okamžiku, když si uvědomíme, že Izrael vznikl až roku 1948 v prostoru se semiaridním typem klimatu bez nerostných surovin a energetických zdrojů. Po celou dobu krátké existence samostatného Izraele hrála zcela klíčovou úlohu voda.

Izrael má tři přírodní zdroje sladké vody. První představuje povrchová voda z Galilejského jezera a řeky Jordánu, která tvoří více než polovinu spotřeby pitné vody. Tento vodní zdroj je ukázkou, jak voda může být příčinou konfliktů, ale současně může úhlavní nepřátele usmířit. Hlavní přítok do Galilejského jezera, řeka Jordán, pramení v Libanonu. Ostatní přítoky dodávají vodu z jediné oblasti s relativně vysokým srážkovým úhrnem (800 – 1000 mm) - z Golanských výšin ležících v Sýrii.

Druhou polovinu sladké vody získává Izrael ze dvou podzemních kolektorů – Coastal Aquifer a Mountain Aquifer. Coastal Aquifer víceméně kopíruje pobřeží a táhne se v jen v několik kilometrů úzkém pásu od Sinajského poloostrova až po sever Izraele, kde vyklíňuje. Jedná se o převážně krasově propustné vápence, které upadají směrem do moře. Z vodohospodářského hlediska se tedy jedná o prostředí, které je extrémně zranitelné na znečištění a na zasakování mořské vody. Právě nebezpečí intruze slané vody je velkým politickým problémem v palestinském pásmu Gazy, kde živelné a nikým nekontrolované budování studní vede k destrukci tohoto cenného vodního zdroje.

Následující tabulka uvádí přehled disponibilních zdrojů sladké vody v Izraeli. Z těchto údajů vyplývá, že vodní bilance je velmi napjatá a některé zdroje jsou přečerpávány. Izrael chce tuto situaci řešit dvěma způsoby – zvyšováním podílu odsolené mořské vody (cena za 1000 l pitné vody je dnes cca 8 Kč, poloslané vody pro zavlažování cca 4 Kč) a dále umělou infiltrací. Podíl zasačklých odpadních vod na celkové bilanci Izraele je vidět z posledního řádku tabulky.

Zdroj vody	Roční infiltrace (přítok)	Spotřeba vody na území Izraele	Spotřeba vody na území Palestiny	Celková spotřeba
Mountain Aquifer				
Western	362	354	22	376
Northeastern	145	108	30	138
Eastern	172	75-90	69	144-159
Coastal Aquifer	250	260	0	260
pásmo Gazy	55	5-10	110	120
řeka Jordan	1311	685*	0	1334-1340*
odpadní vody	450	450	0	450

* část vody slouží k zásobování Jordánska

Izrael má s umělou infiltrací velmi dlouhé zkušenosti. Zasakuje jak čisté povrchové vody tak i vody odpadní. Již od roku 1977 se zasakuje do Coastal Aquiferu jižně od Tel Avivu přečištěná odpadní voda. V současné době je na tento systém napojeno sedm regionů telavivské aglomerace s dvěma miliony obyvatel. Tato oblast vyprodukuje ročně 127

000 000 m³ odpadních vod, které jsou po vyčištění v tradičních čističkách odpadních vod a v usazovacích nádržích zasakovány do podzemí. Umělá infiltrace zde plní tři úlohy:

- 1/ dochází k dokonalému vyčištění vody na standardy pitné vody.
- 2/ zvyšuje se efektivita hospodaření s vodou, protože po vyčištění je voda znovu využívána (především v období mimo srážek)
- 3/ vytváří se hydraulická bariéra, zamezující vsaku mořské vody.

Zasakování probíhá pomocí šesti zasakovacích polí Soreq 1 a 2 a Yavne 1,2,3,4. Po dobu dvou dnů dochází k infiltraci zaplavením vsakovacích nádrží s písčitým dnem. Poté nádrže následujících šest dnů vysychají a proces zasakování se znovu opakuje. Zasakovací nádrže jsou obklopeny:

- monitorovacími vrty, které sledují změny hladiny podzemní vody a kontinuálně i variace jakosti
- jímacími vrty

Ve většině případů výsledky monitoringu vykazují vysoký stupeň čistící schopnosti, ke kterému dochází v nejsvrchnějším horizontu nesaturované zóny středně a jemně zrnitých dunových písků. Z kvalitativního hlediska jsou sledovány následující parametry: suspendované látky detergenty, tuky, minerální oleje, fenoly, všechny formy dusíkatých látek, P, Cd, Pb, Hg, Cr, Ar, Fe, Ni, Zn, Al, Mn, Ni, Mo a Sn. Všechny tyto látky jsou při zpětném jímání pod úrovní normy pro pitnou vodu. Z bilančního hlediska však infiltrace (přirozená + umělá) není v rovnováze s odběry, protože hladina podzemní vody klesá až o 3 metry ročně. Intenzita odběrů je však pečlivě monitorována s ohledem na nebezpečí průniku mořské vody (pobřežní linie je cca 1 km od zasakovacích objektů).

Mekorot provozuje na zasakovacím poli Soreq řadu experimentálních lokalit, na kterých testuje účinnost technické filtrace pomocí mikrofiltrů a následnou efektivitu čištění v horninovém prostředí. Tyto pilotní lokality jsou zaměřeny na testování látek, které se běžně nestanovují, nicméně je prokázáný jejich negativní vliv na lidské zdraví; jedná se například o estrogeny, hormonální přípravky a organické látky.

Druhá významná lokalita s umělou infiltrací leží ve středním Izraeli poblíž Hadera. Toto území leží na trase nejvýznamnějšího vodohospodářského díla na Středním východě, tzv. Národním přivaděči. Jedná se o několik větví kanálů a podzemního potrubí, které odvádí vodu z Galilejského jezera směrem na jih až do vzdálenosti 150 km. Maximální kapacita tohoto vodovodu je 75 000 m³/ hodinu. V oblasti Hadery je část této čisté vody zasakována vrty. Jediným účelem tohoto procesu je vytváření sekundárních zdrojů podzemních vod v zkrasovělém kolektoru v období vyšších srážkových úhrnů. V suchém letním období jsou infiltrační vrty využívány jako exploatační a podzemní voda je zpětně odčerpávána.

Všechny stanice s umělou infiltrací jsou v Izraeli provozovány státní firmou Mekorot, která má sídlo v Tel Avivu, ale síť poboček po celé zemi. Jedná se společnost, která má v České republice svůj ekvivalent ve Vodovodech a kanalizacích, protože se zabývá jak distribucí pitné vody a vody na zavlažování, tak i zpracováním odpadních vod. Kromě technické komerční části má Mekorot i vlastní výzkumnou složku.

6.3. Španělsko

Španělsko může sloužit jako typická ukázka využití umělé infiltrace pro ochranu životního prostředí. V druhé polovině dvacátého století dosáhl stav většiny mokřadel ve Španělsku kritického stavu a jejich plošný rozsah se snížil na 60% původního stavu (MOPTMA, 1990 and 1995, Casado & Montes, 1995).



Ukázka vývoje stavu mokřadel Del Señor lagoon v Gomezserracín, Oblast Carracillo v Segovii. v období let 2002 (původní stav) – 2007 (stav o umělé infiltraci)

Ve Španělsku byly s touto technologií pro rekonstrukci mokřadel poměrně malé zkušenosti. První pokusy využívající osm zasakovacích vrtů proběhly v osmdesátých letech dvacátého století v národním parku Tablas de Daimiel. Intenzivní programy se rozběhly na počátku nového tisíciletí v mokřadlech Coca-Olmedo Complex v Segovii a v okolí Valladolidu.

Ve všech zmíněných případech se jedná o vytváření tzv. indukovaných zdrojů podzemních vod technologií zasakovacích vrtů. Pro posouzení probíhajících změn byly stanoveny environmentální indikátory, které umožnily kvantifikovat intenzitu probíhajících prakticky výhradně pozitivních změn. Umělá infiltrace v okolí mokřadel měla trojí efekt:

- ✓ Zkvalitnění managementu vodních zdrojů
- ✓ Zastavení poklesu hladiny podzemní vody v důsledku klimatické změny a přetěžování stávajících vodních zdrojů
- ✓ Zlepšení kvality podzemních vod.

Další oblastí, kde se umělá infiltrace velmi intenzivně ve Španělsku využívá je pánev Duero, kde hladina podzemní vody dlouhodobě zaklesává v důsledku intenzivního čerpání podzemní vody. Ta je využívána především pro zavlažování. Jak zdroj infiltrační vody slouží série nádrží na horské řídce Voltoya, odkud je voda odváděna 10 km dlouhým potrubím. K vlastní infiltraci dochází pomocí zasakovacích, 1 metr hlubokých a 1,5 metrů širokých příkopů, Celková zasakovací plocha dosahuje 33 300 m². V období listopadu až března dochází k průměrné infiltraci 1 m³/s. Cena realizace tohoto projektu byla 374 000 Euro. Podobný, ale plošně rozsáhlejší a dosud nevyhodnocený projekt byl realizován v pánvi Carracillo s rozpočtem 741 000 Euro.

Monitoring nastálých změn se skládá ze 147 sond vybavených automatickými piezometry, kromě to je na 28 objektech sledovány změny chemismu podzemních vod.

6.3. Závěr z rešerše zahraniční literatury

Tvorba **indukovaných zdrojů** o větší kapacitě je většinou založena na uplatnění tzv. břehové infiltrace a podmíněna existencí dobře propustných přiměřeně rozsáhlých hydrogeologických kolektorů v blízkosti vodního toku či nádrže povrchových vod a vzájemnou hydraulickou spojitostí povrchových a podzemních vod. Velikost vytvářených indukovaných zdrojů pak v první řadě odráží transmisivitu kolektoru, umožňující situování jímacích objektů o potřebné vydatnosti a současně dostatečný průtok od zdrojů povrchových vod k jímacím objektům. Dále je nezbytný dostatečný průtok v povrchovém toku či objem vody v nádrži, aby při vodárenském provozu nedošlo k podstatnému omezení povrchového průtoku pod ekologicky přípustnou míru či dokonce k vysušení povrchového zdroje. V tomto směru jsou pro využívání zvláště příznivé vodní toky s dostatečně rozsáhlým povodím, v pánevních územích zejména tranzitní toky, pramenící v okolních územích.

Kromě poskytnutí dostatečného množství takto získávané vody se v případě břehové infiltrace očekává také získání její zlepšené kvality ve srovnání s povrchovou vodou. V tomto směru je proto důležitá také vhodná kvalita povrchové vody: i když hydrogeologický kolektor obvykle kvalitu původních vod významně zlepší, některé konzervativní kontaminanty mohou v jímané vodě přetrvávat. Pro volbu vzdálenosti jímacích objektů od zdroje povrchové vody platí při srovnatelné transmisivitě a propustnosti v zásadě nepřímá závislost: čím jsou jímací objekty blíže zdrojům povrchové vody (břehu řeky či nádrže), tím je možné při vytvoření většího hydraulického gradientu mezi hladinou povrchové vody a čerpáním sníženou hladinou využívané zvodně dosáhnout větší vydatnosti; naopak pro získání jakostní vody je často žádoucí umístění jímacích objektů ve větší vzdálenosti od povrchového zdroje.

Množství infiltrované vody může být podstatně omezeno vytvářením kolmační vrstvy na dně povrchového toku či nádrže, především v závislosti na čistotě povrchové vody a hydraulických podmínkách v samotném toku. Pak je třeba brát v úvahu, že při větších odběrech z vrtů v blízkosti vodního toku se piezometrická deprese může šířit kolektorem i za vodní tok, jak bylo zjištěno v některých případech u nás.

Při tvorbě **umělých zdrojů podzemních vod** se uplatňují mnohé principy, shodné s podmínkami při vytváření indukovaných zdrojů. Jedná se zejména o přítomnost dobře propustného, dostatečně mocného a přiměřeně rozsáhlého hydrogeologického kolektoru a potřebného množství povrchové vody vhodné kvality. Podstatný rozdíl oproti zařízením využívajícím břehové infiltrace spočívá ve skutečnosti, že umístění systémů pro tvorbu umělých zdrojů není jednoznačně vázáno na blízkost zdroje povrchové vody a přímou návaznost jímacích objektů a příslušných kolektorů na tyto zdroje (řeky, nádrže), ale může být i ve větší vzdálenosti od těchto zdrojů, v závislosti na přítomnosti vhodných kolektorů a ekonomických podmínkách. Tak volba infiltračních systémů není zcela závislá na přírodních poměrech, ač i zde samozřejmě v mezích daných hydrogeologickými poměry.

S ohledem na podmínky vzniku a charakter umělé infiltrace a možnosti získávání zdrojů vody k pokrytí potřeb člověka, při zachování přijatelných a udržitelných ekologických poměrů, lze vymezit **tři odlišné základní okruhy činností**, kterými by se budoucí výzkumné práce měly zabývat:

- a) Umělá infiltrace včetně břehové infiltrace, tj. tvorba umělých a indukovaných zdrojů podzemní vody **pro zajištění vodovodního zásobování větších odběratelů**. Hlavním cílem bude výběr území hydrogeologicky příznivých a jejich všestranné zhodnocení, včetně zajištění dostatečného množství vody pro uvedené procesy.
- b) Způsoby zajištění zdrojů vody **pro zemědělské, většinou velkoplošné zavlažování**. Vzhledem k obvykle rovinatému terénu našich nejurodnějších území, časté blízkosti

povrchových toků a relativně nižším nárokům na kvalitu používané vody by měl být upřednostňován odběr povrchové vody, v případě potřeby po jejím předčištění. Další možnost nabízí použití vhodných předčištěných odpadních vod.

Významným bodem tohoto okruhu činnosti by měl být návrh a prosazení efektivních způsobů a technologií zavlažování, zejména kořenového, tj. bodového zavlažování všude tam, kde to bude možné. Výhodnou tohoto na spotřebu méně náročného a při vhodně zvoleném systému i méně nákladného způsobu zavlažování by mj. bylo omezení či zamezení ztrát vody průsakem do níže položených zvodní, do nichž se při větších přebytcích vody ze zavlažování často dostávají také látky, využívané při zemědělské produkci jako různé druhy fertilizantů, herbicidů, insekticidů atd. Kořenový způsob zavlažování by tak byl navíc i ekologicky velmi příznivý, protože by se zabránilo proudění znečištěné podzemní vody k zónám jejich drenáže, kterými jsou nejčastěji okolní povrchové toky, ale mohou být i jímací území v sousedství zavlažovaných ploch. V souvislosti s užíváním různých přípravků, používaných v zemědělství, by pozornost měla být věnována schopnosti přírodního prostředí jejich odbourávání, a to kromě výše uvedených látek také hojně užívaných farmaceutických produktů a přísad do krmiv při hromadných chovech zvířat.

- c) Specifickým okruhem je **hydrogeologická problematika urbanizovaných a industrializovaných území**. Jak bylo výše uvedeno ve všeobecné rovině a na více příkladech z jednotlivých lokalit, situace se může někdy velmi rychle měnit v závislosti na hydrogeologických poměrech, velikosti a rozdělení míst využívání podzemních (a povrchových) vod a míře a charakteru jejich kontaminace. Tak může nastávat situace, kdy podzemní vody je příliš málo nebo naopak příliš mnoho, a to v různých územích s velmi variabilní kvalitou.

Při řešení všech vymezených okruhů je třeba zdůraznit nezbytnost zasazení lokální problematiky do regionálně-hydrogeologických souvislostí.

Literatura

- Burn, S. et al. (2007): Urban infrastructure and its impact on groundwater contamination. - In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8, 29-40. Taylor and Francis.
- Carlé, W. (1975): Die Mineral- und Thermalwässer von Mitteleuropa. Geologie, Chemismus, Genese. - Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft MBH Stuttgart.
- Coldewey, W.G. – Messer, J. (1997): The effect of urbanisation on groundwater recharge in the Ruhr region of Germany. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 115-119. Nottingham. Balkema.
- Custodio, E. (1997): Groundwater quantity and quality changes related to land and water management around urban areas: blessings and misfortunes. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 11-22. Nottingham. Balkema.
- Deutloff, O. et al. (1974): Notice explicative de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe à l'échelle 1:1 500 000. Feuille C 5 Berne. – Bundesanst. Bodenforsch, Hannover-UNESCO, Paris. 96 s.
- Eiswirth, M. – Hötzl, H. (1997): The impact of leaking sewers on urban groundwater. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 399-404. Nottingham. Balkema.
- Foster, S. – Morris, B. – Lawrence, A. – Chilton, J. (1999): Groundwater impacts and issues in developing cities. – An introductory review. – In: Chilton, J., ed. (1999):

- Groundwater in the urban environment. Selected city profiles. - Internat. Contrib. Hydrogeol. 21, 3-16. IAH. Balkema.
- Garcia-Fresca, B. (2007): Urban-enhanced groundwater recharge: review and study case of Austin, Texas, USA. - In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8, 3-18. Taylor and Francis.
- Gossel, W. – Herfert, I. – Chowanietz, U. – Hermel, U. (1999): Sustainable groundwater management for the Berlin region. – In: Chilton, J., ed. (1999): Groundwater in the urban environment. Selected city profiles. - Internat. Contrib. Hydrogeol. 21, 139-143. IAH. Balkema.
- Griensven, E.v. – Verhagen, M. – Swol, F.v. – Eerhart, J. – Hendrickx, E. – Krook, S. – Kooistra, D. – Peters, J. (2007): Can urban groundwater problems be transformed into new water resources. – In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8, 213-221. Taylor and Francis.
- Grimmelmann, W.F (1989): Hydrogeological mapping in the Federal Republic of Germany. – In: Struckmeier, W.F. – Grimmelmann, W.F. – Krampe, K.D.W. eds. (1989): Hydrogeological maps as tools for economic and social development. - Mem. Internat. Sympos. 75-78. Hannover.
- Grischek, T. – Nestler, W. – Piechniczek, D. - Fischer, T. (1996): Urban groundwater in Dresden, Germany. – Hydrogeology Journal 4, 1,48-63.
- Held, I. – Klinger, J. – Wolf, L. – Hötzl, H. (2007): Direct measurements of exfiltration in a sewer test site in a medium-sized city in southwest Germany. – In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8, 65-77. Taylor and Francis.
- Howard, K.W.F. (1997): Incorporating policies for groundwater protection into the urban planning process. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 31-40. Nottingham. Balkema.
- Howard, K. W. F. – Israfilov, R.G. (2002): Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. – NATO Science Series IV, Earth and Environmental Sciences, Vol. 8. Kluwer. 500 s.
- Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8. Taylor and Francis. 307 s.
- Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, Nottingham. Balkema.
- Chilton, J., ed. (1999): Groundwater in the urban environment. Selected city profiles. - Internat. Contrib. Hydrogeol. 21, IAH. Balkema.
- Chrástka, F. (1982): Některé aspekty umělého obohacování podzemní vody ve zpevněných horninách. – Sbor. geol. Věd, Hydrogeol., inž. Geol. 16, 9-32. Ústř. Úst. geol. Praha.
- Iven, H. (1996): Die Grundwasseranreicherung im Hessischen Ried. - Geol. Jb. Hessen 124, 159-173. Wiesbaden.
- Jedlička, B. – Kněžek, M. (1969): Umělá infiltrace. – Hydrogeol. Ročen. 1968, 131 – 148. Praha – Žilina.
- Jordan, R. (1974): Salz- und Erdöl Erdgas-Auftritt als Fazies bestimmende Faktoren im Mesozoikum Nordwest Deutschlands. – Geol. Jb. 13, 64 s.
- Jordan, H. – Weder H.-J. et al. (1995): Hydrogeologie. Grundlagen und Methoden. Regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen. – Enke Verlag. Stuttgart. 601 s.
- Kleczkowski, A.S. (1979a): Hydrogeologia ziem wokół Polski. – Wydawnictwa geologiczne. Warszawa. 184 s.

- (1979b): Sole und Tiefengrundwässer im Polnisch-Norddeutschen Flachland. – Geol. Jb. 22, 141-148. Hannover.
- (1988): Regionalizacja słodkich wód podziemnych Polski w zmodyfikowanym ujęciu. - Aktualne Problemy Hydrogeologii, cz. III. Wyd. Inst. Morskiego, Gdańsk.
- Kleczkowski, A.S. et al. (1990): Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony w skali 1:500 000. - AGH, Kraków.
- Kluge, W. – Milde, G. (1975): Theoretische Grundlagen zur Rekonstruktion paläohydrodynamischer Verhältnisse. – Z. angew. Geol. 21, 7, 315-322. Berlin.
- Kněžek, M. (1975): Ochrana podzemních vod, jejich využití a rozmnožování. – Hydrogeol. ročenka 1972-1975, 38-41. Praha.
- Kolago, C. et al. (1987): Explanatory notes for the International Hydrogeological Map of Europe, scale 1:1 500 000. Sheet D 4 Warszawa. – Bundesanst. Geowissenschaften u, Rohstoffe, Hannover-UNESCO, Paris. 94 s.
- Kolago, C. – Bojarski, L. (1977): Mapa hydrochemiczna nizu środkowoeuropejskiego na obszarze NDR i Polski. – Kwart. geol. 21, 3, 611-617. Warszawa.
- Krásný, J. (2007): Analysing paleohydrogeologic and paleoclimatic development of Central Europe: a key to mineral water origin in the Bohemian Massif. – In: Marques J.M., Chambel A., Ribeiro L. (eds) Proc. of the Symposium on Mineral and Thermal Waters in Hard Rock Terrains, Sept. 2007. 7-21. Lisbon.
- Krásný, J. – Císlarová, M. – Čurda S. – Datel, J. – Dvořák J. – Grmela A. - Hrkal Z. - Kříž, H. – Marszałek, H. - Šantrůček J. - Šilar J. (2011): Podzemní vody České republiky: Regionální hydrogeologie prostých a minerálních vod. (in Czech: Groundwaters in the Czech Republic: Regional Hydrogeology of Fresh and Mineral Waters) - Česká geologická služba, cca 500 str. Praha. (v tisku)
- Lehman, H.W. (1975): Zur Diagnostizierung des Einflusses mineralisierter tiefen Wässer auf süßwässerhorizonte am Beispiel des Salzstocks Spereberg. – Z. angew. Geol. 21, 4, 168-171.
- Loehnert, E.P. (2002): Major aspects of urban hydrogeology in Central Europe – examples from Germany. - In: Howard, K.W.F. – Israfilov, R.G., eds.: Current problems of hydrogeology in urban areas, urban agglomerates and industrial centres. Proc. Advanced Research NATO Workshop, May 2001, 243-261. Baku, Kluwer Acad. Publish. Dordrecht.
- Lerner, D.N. (1997): Too much or too little: Recharge in urban areas. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 41-47. Nottingham. Balkema.
- Löhnert, E. (1968): Hydrochemische Zusammenhänge am Kontakt zwischen versalzenem Tiefenwasser und Süßwasser in Norddeutschland. – In: Kačura, G. (ed.): Proc. Symp. II: Genesis of mineral and thermal waters. – Report 23th Intern. Geol. Congr. Prague, 127-135. Academia. Prague.
- Mibus, H.-P. (1963): Hydrogeologische Untersuchungen und Probleme in der sächsischen Kreide. – Berichte der Geol. Ges. 8, 3, 358-367.
- Muzikář, R. (1998): Kvantitativní ovlivnění podzemních vod antropogenní činností – důsledky a možná nápravná opatření. – Vod. Hosp. 48, 8, 201-205. Praha.
- (2001): Infiltrace zachycených srážkových vod. – Sbor. 11. nár. hydrogeol. Kongr. Ostrava, 43-46.
- Mibus, H.-P. (1963): Hydrogeologische Untersuchungen und Probleme in der sächsischen Kreide. – Berichte der Geol. Ges. 8, 3, 358-367.
- Michel, G. (1997): Mineral- und Thermalwässer – Allgemeine Balneogeologie. – Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.

- Mohrlok, U. – Cata, C. – Bücken-Gittel, M. (2007): Impact on urban groundwater by wastewater infiltration into soils. – In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. – IAH Selected Papers 8, 57-63. Taylor and Francis.
- Morris, B.L. – Lawrence, A.R. – Foster S.S.D. (1997): Sustainable groundwater management for fast-growing cities: Mission achievable or mission impossible? – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. – Proc. 27 IAH Congress, 55-66. Nottingham. Balkema.
- Myslík, V. (1957): Nádrže mělkých podzemních vod. – Knih. Ústř. Úst. geol. 29. Praha. 89 s.
- Němec, J. – Hladný, J. et al. (2006): Voda v České republice. – Ministerstvo zeměd. ČR – Consult Praha.
- Paczyński, B. et al. (1995): Atlas hydrogeologiczny Polski, 1:500 000, cz. II: Zasoby, jakość i ochrona zwykłych wód podziemnych. – PIG, Warszawa.
- Reinstorf, F. – Strauch, G. – Schirmer, M. – Gläser, H.-R. – Möder, M. – Wennrich, R. – Osenbrück, K. – Schirmer, K. (2007): Xenobiotics in urban water systems – investigation and estimation of chemical fluxes. – In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. – IAH Selected Papers 8, 145-159. Taylor and Francis.
- Remmler, F. – Hütter, U. (1997): Storm water management in urban areas: Risks and case studies. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. – Proc. 27 IAH Congress, 647-652. Nottingham. Balkema.
- Riemann, U. (1997): Engineering investigation and technological solutions for the groundwater lowering in the city of Dessau, Germany. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. – Proc. 27 IAH Congress, 255-259. Nottingham. Balkema.
- Richert, J.G. (1900): Les Eaux Souterraines Artificielles. – Librairie Royale de C.E.Fritze. Stockholm.
- Sharp, J.M. (1997): Groundwater supply issues in urban and urbanizing areas. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. – Proc. 27 IAH Congress, 67-74. Nottingham. Balkema.
- Schmidt, K.H. (1980): Grundwassererneuerung und Wassergewinnung. – Zbl. Bakt. Hyg. I, Abt. Orig. B 172, 134-155.
- Schmidt, W.D. (1984): Erfahrungen mit der Grundwasseranreicherung in der Bundesrepublik Deutschland. – Vortrag 17, Essener Tagung in Aachen am 24.2.1984.
- Storch, K.v. – Jordan, H.P. – Gläser, W. – Abraham, T. – Grimm, R. – Müller, B. (2000): Mineral- und Thermalwässer in Sachsen. Geoprofil Freiberg. 264 s.
- Struckmeier, W. et al. (1977): Notice explicative de la Carte Hydrogéologique Internationale de l'Europe à l'échelle 1:1 500 000. Feuille C 4 Berlin. – Bundesanst. Geowissenschaften u, Rohstoffe, Hannover-UNESCO, Paris. 105 s.
- Ternes, Th.A. (1998): Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. – Water Research 32, 11, 3245-3260. Elsevier.
- Tesmer, M. – Möller, P. – Wieland, S. – Jahnke, C. – Voigt, H. – Pekdeger, A. (2007): Deep reaching fluid flow in the North East German Basin: origin and processes of groundwater salinisation. – Hydrogeology Journal 15, 1291-1306.
- Thiem, A. (1898): Die künstliche Erzeugung von Grundwässern. – GWF-Wasser/Abwasser, Das Gas-und Wasserfach 41, 12, 189-193.
- Tröger, U. (1997): Detection of polar organic contaminants in raw water in Berlin. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. – Proc. 27 IAH Congress, 553-558. Nottingham. Balkema.

- Tylčer, J. (2009): Podzemní voda městských a průmyslových aglomerací. – Podzemná voda 15, 1, 65-74. Bratislava.
- Walter, R. (1992): Geologie von Mitteleuropa. – Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. 501 s.
- Watkins, D.C. (1997): International practice for the disposal of urban runoff using infiltration drainage systems. – In: Chilton, J. et al., eds. (1997): Groundwater in the urban environment. Vol. 1: Problems, processes and management. - Proc. 27 IAH Congress, 205-210. Nottingham. Balkema.
- Wolf, L. – Hötzl, H. (2007): Upscaling of laboratory results on sewer leakage and the associated uncertainty. – In: Howard, K. W. F. et al. (2007): Urban groundwater – meeting the challenge. - IAH Selected Papers 8, 79-91. Taylor and Francis.
- Wohnlich, S. – Wisotzky, F. (bez data): Hydrogeologie der Ruhrgebietes. – MS grafické materiály.
- Wolff, J. – Wacker, H. (1985): Hydrogeologische Aspekte der Abwasserlandbehandlung am Beispiel des Abwasserbandes Wolfsburg. – Wasser und Boden 5, 223-228.
- Wolff, J. – Zander, C.-L. (1984): Möglichkeiten der Grundwasseranreicherung mittels vorbehandelten Abwassers in ländlichen Gebieten Nordwestdeutschlands. – Gwf-wasser/abwasser 125, 5, 282-287.
- Zajíček, V. (1962): Výzkum vodárensky využitelných okrsků východních Čech – Pardubice. - MS archív Výzk. úst. vodoh. Praha.
- Zieschang, J. (1968): Die Mineralwässer der Deutschen Demokratischen Republik. – In: Kačura, G. (ed.): Proc. Symp. II: Mineral and thermal waters of the world; A-Europe. – Report 23th Intern. Geol. Congr. Prague, 59-68. Academia. Prague.
- Žitný, L. (1975): Všemily – Srbská Kamenice. Umělé obohacování podzemních vod. – MS Vodní zdroje. Praha.
- sine (1978): State of knowledge in land treatment of wastewater. – Proc. of Internat. Symposium. Hannover. New Hampshire, USA.
- (1985): Künstliche Grundwasseranreicherung. Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland. Empfehlungen für weitere Untersuchungen and Anwendungsbereiche. Herausgeben vom Bundesminister des Innern. Bearbeitet vom BMI-Fachauschuss „Wasserversorgung und Uferfiltrat.“ – Erich Schmidt Verlag. Berlin. 559 s.
 - (1989): Vodárna v Káraném. Historie, současnost, perspektivy. - Účelová neprodejná publikace vydaná k příležitosti 75 let provozování vodárny.
 - 2003): Wasserverband Hessisches Ried. Landwirtschaftliche Beregnung. Grundwasseranreicherung. – Biebesheim am Rhein.
 - (bez data a): Abwasservorbehandlung und Landwirtschaftliche Abwasserverwertung Braunschweig. – MS Braunschweig.
 - (bez data b): Das Funktions-Prinzip der Abwasserbeseitigung in Braunschweig. – Informační materiál. Braunschweig.
 - (bez data c): Der Abwasserverband Wolfsburg informiert. – Informační materiál. Wolfsburg.

7. Teoretické podmínky pro realizaci umělé infiltrace

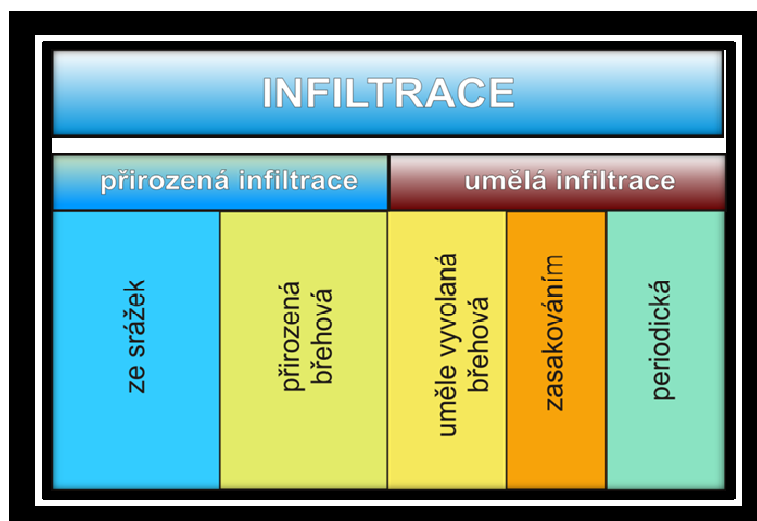
Umělá infiltrace (zmnožování či také obohacování zásob podzemní vody) je používána pro zvětšování zásob podzemní vody nebo jejich doplňování především na lokalitách s odběrem převyšujícím přírodní napájení. Lze ji využít i pro akumulování vsakované vody ve speciálních strukturách s cílem jejího budoucího využití (Pastuszek 2003).

Metody umělé infiltrace lze využít i k jiným nežli vodárenským účelům, např. jako jeden z prvků aktivní ochrany před znečištěním /pozitivní hydraulické bariéry).

Rozdělení infiltrací

Obecně můžeme infiltraci rozdělit do několika skupin - viz následující obrázek:

Obrázek 7.1 - Rozdělení infiltrací



Pod pojmem periodická umělá infiltrace máme na mysli využívání povrchové vody akumulované v období vysokých průtoků např. v polderech z nichž dochází k postupnému vsakování do kolektorů podzemních vod z nichž je pak voda využívána.

Umělá infiltrace lze dělit z několika hledisek:

Z hlediska formy zasakování:

zaplavování (flooding) – v našem pojetí periodická umělá infiltrace

zasakování z umělých nádrží nebo infiltračních van

břehová infiltrace (stream augmentation)

infiltrace systémem povrchových zářezů nebo drénů (ditch and furrow system)

povrchové skrápění terénu (ver irrigation)

Z hlediska druhu zasakovacích objektů:

- vrtý
- infiltrační jámy
- infiltrační nádrže nebo vany
- poldery

Základní podmínky pro možnost realizace umělé infiltrace

Základními podmínkami pro navrhování a realizaci umělé infiltrace jakéhokoliv typu jsou především:

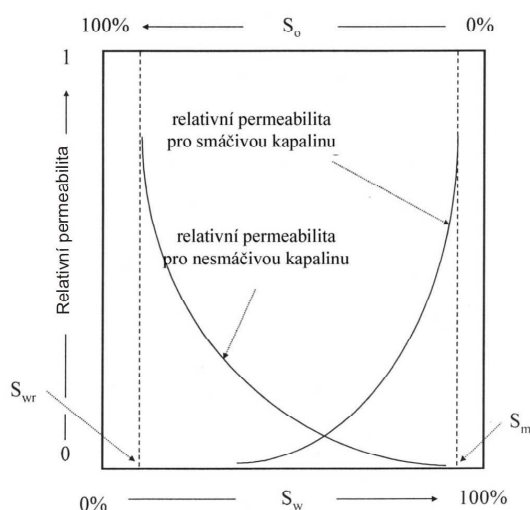
- Identifikace vhodného hydrogeologického prostředí a místa pro vytváření podpovrchových akumulací prostřednictvím cenově efektivních technik umělé infiltrace
- Hydrogeologické podmínky:
- Geometrická charakteristika kolektoru (především z hlediska hydrogeologické uzavřenosti)
- Hydraulické a hydrofyzikální parametry kolektorů
- Hydraulické a hydrofyzikální parametry nenasaturované zóny

- Dostatečný akumulací potenciál kolektorů
- Dostupnost vhodného zdroje vody pro infiltraci
- Jakost zdroje vody uvažovaného pro infiltraci
- Kontrola a hodnocení procesů kolmatace zasakovacích objektů a infiltračního kolektoru
- Možnosti zajištění kvalitativní ochrany infiltračního pole

Hydrogeologické a hydraulické podmínky

Jedná se především o základní hydraulické a hydrofyzikální parametry horninového prostředí (pórovitost, hydraulická vodivost, geometrie kolektorů atd.) a to jak saturevané, tak i nesaturevané zóny. Vhodné bývá především horninové prostředí s velkou schopností vertikální hydraulické vodivosti, přičemž pohyb vody v horizontálním směru je o něco pomalejší.

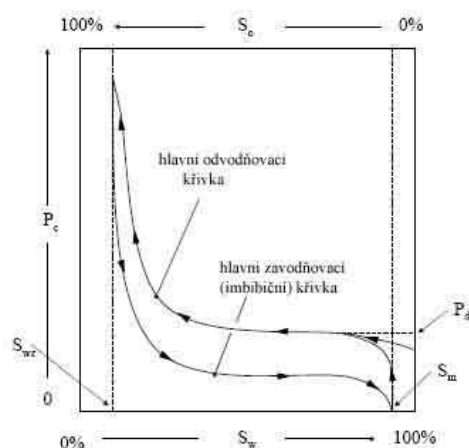
Při infiltraci do horninového prostředí musí zasakovaná voda většinou projít nesaturevanou zónou. Hodnota vertikální permeability nesaturevané zóny je přitom výrazně závislá na vlhkosti – viz následující obrázek.



Obr. 7.2 - Závislost permeability na vlhkosti v nesaturevané zóně

- S_w - nasycení smáčivou fází (voda)
 S_o - nasycení nesmáčivou fází
 S_{wr} - zbytkové (reziduální) nasycení smáčivou fází (voda)
 S_m - max.nasycení

Znamená to, že se bude obtížně zasakovat do zemin s nízkou hodnotou vlhkosti, protože hodnota kapilárního tlaku potřebná pro zasakování bude výrazně vyšší nežli u zemin s vysokými obsahy vlhkosti. Tento jev má také svůj význam v procesech kolmatace, kdy teprve dosažení potřebné velikosti **kapilárního tlaku** pomáhá překonat hydraulický odpor kolmatační blány. Vztah mezi kapilárním tlakem a vlhkostí je základním parametrem pórového prostředí nesaturevané zóny. Kapilární tlak se obvykle vyjadřuje v záporných hodnotách a má rozměr výšky sloupce vody. Nejnižším hodnotám vlhkosti odpovídají nejvyšší hodnoty kapilárního tlaku.



Obr. 7.3 - Závislost kapilárního tlaku na vlhkosti

Důležitým faktorem je **akumulační potenciál kolektoru**. Jeho hodnocení je vždy založeno na znalosti geometrie infiltračního a akumulačního kolektoru, dostupnosti podzemního akumulačního prostoru a možnostech jeho doplňování. Akumulační kapacita volného prostoru kolektoru má zásadní vliv na rozsah infiltrace a její ekonomiku.

Základní hydraulické podmínky při stanovení velikosti umělé infiltrace

Nebudeme se zabývat hydraulickým řešením břehové infiltrace do poříčního studňového řadu. To je známo již od dob Thiemových. Potíže při něm působí především zavedení účinků kolmatace břehů, někdy i dna, při uměle vyvolaném trvalém proudění vody z řeky do poříčí. Při břehové infiltraci můžeme vycházet z výpočtů její kapacity při ustáleném proudění, prakticky přetrvávajícím většinu časového období. Je však si třeba uvědomit, že při průtokových vlnách, kde rychlost vzestupu hladiny v toku je nejméně řádově větší než rychlost pohybu podzemní vody, dochází přesto k náhlému vzestupu hladiny podzemní vody i v poříčních sedimentech. Při neustáleném proudění je rychlost zdvihu hladiny rovněž řádově větší, než by odpovídalo filtračnímu Darcyovskému proudění. Příčinou je náhlý vzestup tlaku (piezometrické výšky na bázi kolektoru) a jeho rychlé šíření se všemi směry, tedy i vertikálně. Způsobí to právě ten náhlý vzestup hladiny i ve vzdálenostech od toku, kam by částice vody v daném čase nemohly dotéci. Dochází tedy v první fázi ke vzdouvání poříční podzemní vody, při čemž její vzduť objem odpovídá objemu povrchové vody infiltrující při řádově zvětšeném hydraulickém sklonu do okolí koryta. Ve druhé fázi pak dochází i ke vzdouvání přitékající podzemní vody ze zázemí. Důležitý je poznatek, že jímací řad i za těchto okolností nejímá při jeho dostatečné vzdálenosti od břehu vodu, která by měla dobu průsaku úměrnou rychlosti zdvihu hladiny.

Pro hydraulické řešení vsaku ze studní a infiltračních galerií platí totéž co pro břehovou infiltraci.

Proto nejdříve ukážeme na rozdílnost základních druhů režimů proudění podzemní vody, které mohou nastat při umělé infiltraci a na jejich vliv při určování vsakovací kapacity infiltračních nádrží.

Při sledování prosakujícího proudu z nádrže rozlišujeme tři typy (stadia) proudění infiltrující vody:

Prosakující proud není ovlivňován původní zvodní (průsak “bez vzduť”).

Prosakující proud je spojen s původním zvodněním pásmem, které není plně zvodněno (obdoba a napojení na kapilární pásmo).

Je vytvořen plynulý proud při plném zvodnění půdního profilu (průsak “se vzduť”).

Charakter proudění se v těchto jednotlivých případech značně liší.

Ad a. První typ může nastat při ustáleném proudění pouze při “nekonečné” mocnosti filtračního prostředí, nebo za analogické podmínky, že v konečné, avšak dostatečné hloubce pod filtrační vrstvou, ve které proces sledujeme, je vrstva s mnohem větší propustností.

Teoretická řešení tohoto typu průsaku jsou nepoměrně jednodušší proti druhým dvěma, neboť skýtají výhodnou okrajovou podmínku. V dostatečné hloubce jsou proudnice svislé, navzájem rovnoběžné a filtrační rychlost je rovná součiniteli propustnosti k .

Při mocnostech kolektorů v našich přírodních poměrech nastane však zpravidla tento případ pouze na začátku průsaku jako přechodné stadium. Na vlastní provoz nádrží nemá rozhodující vliv.

Ad b. Druhý typ je též neobvyklý a tvoří většinou přechodné stadium mezi oběma krajními typy. Může však probíhat i za ustáleného proudění. Nastane tehdy, tvoří-li dno vsakovací nádrže vrstva s mnohem menší propustností než má vlastní filtrační prostředí, je-li filtrační rychlost v povrchové vrstvě dna menší než součinitel propustnosti vlastního filtračního prostředí a je-li vlivem odběru hladina podzemní vody snížena pod úroveň zakolmatované vrstvy.

Ad c. Třetí typ začíná v okamžiku, kdy stoupající hladina podzemní vody pod nádrží se spojí s filtračním proudem a vytvoří souvislý proud v plně zvodněném půdním profilu.

V literatuře se rozlišuje zejména první a třetí typ. Byl pro ně zaveden název průsak bez vzduť a se vzduť.

Přesné analytické řešení průsaků se vzduť je velmi obtížné. V praxi se to projevilo tím, že pro výpočet průsakového množství se užívalo velmi často vzorců, které opomíjejí vliv hladiny podzemní vody. Tím je průsak se vzduť mlčky nahrazen průsakem bez vzduť, kdy je velikost průsaku po celé ploše dna je tatáž. To znamená, že při neměnní se hloubce vody v nádrži je závislost celkového přírůstku průsakového množství na přírůstku plochy dna nádrže lineární. Takový předpoklad může dát uspokojující výsledky při průsaku bez vzduť při větší šířce dna, ale hodnoty jsou velmi zkreslené při aplikaci na průsak se vzduť. Kostjakov uvádí, že podstatný vliv na velikost průsaku mají rozměry kanálu pouze při průsaku bez vzduť. Podle modelových výsledků udává, že poměr mezi průsakem se vzduť a bez vzduť je podle mocnosti zvodnění kolektoru za stejných geometrických a hydromechanických podmínek 1:10 až 1:30. Závěr získal při pokusech, kdy byla šířka dna zhruba tatáž jako mocnost kolektoru.

K podobným výsledkům jsme došli i při návrhu umělé infiltrace v Káraném.

Při záměně obou druhů průsaku by byla chyba příliš velká, než aby mohla být přehlížena. Proto je nutno při posuzování nebo při výpočtu průsaku stanovit podle počátečních podmínek jaký druh průsaku nastane a podle zjištěného typu pak volit vhodné výpočtové schéma.

Pro stanovení kritické vzdálenosti ode dna příkopu nebo nádrže k původní hladině, při které přechází průsak bez vzduť v průsak se vzduť, uvádí Averjanov rovnici

$$H_{kr} = \frac{\pi^{\frac{1}{2}} q \cdot b}{2 \left[k m_{ef} (T + H_{kap}) \right]^{\frac{1}{2}}}$$

$$b \cong 0,6 \left(\frac{1,4h + w_1 H_{kap}}{k_{kap}} \right)$$

kde q je velikost průsaku bez vzduť,
 k součinitel filtrace,
 m_{ef} účinná pórovitost,

T	mocnost původní zvodnělé vrstvy,
H _{kap}	kapilární výška,
h	hloubka vody v nádrži,
w ₁	maximální vodní kapacita,
k _{kap}	součinitel filtrace v kapilárním pásmu.

Hodnotu k_{kap} vypočítáme z rovnice

$$k_{kap} = k \left(1 - \frac{m_v}{m - w_0} \right)$$

kde m_v je objem vzduchu v půdě,
m celkový objem pórů,
w₀ minimální vodní kapacita

Zejména při návrzích vsakovacích objektů s časově omezenou dobou provozu (vsakování srážek) nemáme zpravidla požadované charakteristiky filtračního prostředí k dispozici.

V praxi, zejména při předběžném posuzování funkčnosti záměru infiltrovat povrchovou vodu, můžeme podle zkušeností vycházet z toho, že průsak bez vzduť se může uplatnit při odlehlosti dna vsakovacího objektu a hladiny podzemní vody přibližně 5krát větší, než je šířka objektu.

Podmínkou samozřejmě je, že proudění ve zvodni je schopno přírůstek průtoku z infiltrace odvést.

Aby mohl nastat ustálený režim proudění při průsaku se vzduť, je nutným předpokladem zařízení, které by odvádělo infiltrovanou vodu. Tento teoretický předpoklad je při umělé infiltraci ve vodárenství splněn tím, že infiltrační i odběrné zařízení tvoří jediný celek. Protože povrch dna infiltračních nádrží působí jako pomalý pískový filtr, je i z provozních hledisek účelné a nutné udržovat plynulý chod zařízení splňující předpoklady pro režim ustáleného proudění. Tvořící se filtrační blána sice podstatně zmenšuje propustnost povrchové vrstvičky dna, zvětšující se spotřeba tlaku je však vyrovnávána stoupáním hladiny v nádrži při stejném přiváděném množství. Režim průtoku uvnitř oblasti není narušován.

Po uvážení typů proudění při umělé infiltraci je zřejmé, že i požadavek, aby svislá dráha průsaku byla co největší, je neuskutečnitelný. Při plném zvodnění kolektoru pod vsakovací nádrží, ke kterému zpravidla dochází, není možno brát v souvislém proudu svislou a vodorovnou složku proudění izolovaně.

Právě tak není možno určovat velikost průsaku v blízkosti dvou a více vsakovacích nádrží formou prosté závislosti na jejich ploše.

Při provádění vsakovacích pokusů se užívá příkopů, případně sond, několikanásobně menších rozměrů než budou u skutečného díla. Při vyhodnocování pokusných výsledků je třeba si uvědomit, že může dojít k rozdílnému typu proudění, než jaké bude probíhat za plného provozu.

Kupříkladu proud infiltrující vody z kopané sondy se bude vytvářet zcela jinak než proudění z dlouhého příkopu a charakter tohoto proudění se bude opět měnit s podstatnější změnou šířky příkopu. Ačkoliv vyhodnocením každého z těchto způsobů můžeme dostat dobré podklady pro stanovení vsakovací kapacity konečného díla, vedlo by mechanické aplikování ke zkresleným výsledkům.

Při současném stavu vývoje matematických modelů simulujících proudění podzemní vody lze doporučit, aby umělé infiltrace s kapacitou v desítkách vteřinových litrů byly zpracovány tímto modelováním. Uplatnění analytických metod je stále omezeno nutným zjednodušováním okrajových podmínek výpočtu.

Vztah k původnímu neovlivněnému režimu proudění podzemních vod je vodítkem k rozdělení umělých infiltrací na otevřené a uzavřené systémy. Otevřené soustavy v podstatě obohacují přirozený proud, uzavřené soustavy vytvářejí podmínky pro vznik samostatného umělého režimu, přičemž se současně přirozeného proudu využívá. Totálně uzavřené systémy pracují pouze s umělým infiltrátem. Jsou použitelné zejména v případech, kdy původní podzemní voda není kvalitativně vhodná a kdy ani nařazení kvalitnějším infiltrátem nedává přijatelný rezultat. Např. umělou infiltraci v lokalitě Olomouc – Černovír řadíme do skupiny uzavřených soustav.

Regionální pohled umožňuje následné podrobnější studium funkce vlastní umělé infiltrace. Z praktického hlediska rozdělujeme proud podzemní vody mezi infiltračním a jímacím objektem na tři části: **vtokovou, transientní (technologickou) a odběrovou**. Jejich poslání je zřejmé z názvosloví. Zvláštní zmínku zaslouží druhá z uvedených částí, v níž probíhají žádoucí fyzikální, chemické procesy. Z nich citujeme zejména úpravu teploty vody. Příkladem soustavy, která byla navržena s důrazem na výhodný vývoj teplotních poměrů, je umělá infiltrace v Káraném u Prahy. Její řešení předcházelo poměrně důkladné prostudování teorie, která byla souborně zpracována s ohledem na možnost aplikací i v jiných lokalitách (Hálek V.: Teorie hydraulického řešení umělé infiltrace, I, II, Výzkumný ústav vodohospodářský v Praze, 1969).

Specifickým případem je využití poldrů zachycujících zvětšené průtoky toků pro umělé navýšení dotace přírodních zdrojů podzemní vody. V tomto případě nad hydraulickou problematikou velikosti průsaku a jeho proměnlivém rozložení po ploše poldru převažuje nutnost podrobného hydrogeologického průzkumu stanovujícího především schopnost struktury infiltrovanou vodu akumulovat pro její časově rovnoměrnější využití.

Jakost zdroje vody pro infiltraci

Jakost infiltrované vody je jednou z klíčových podmínek ovlivňujících možnosti realizace umělé infiltrace, především z hlediska ekonomické efektivity a technického řešení. Složení infiltrované vody zásadním způsobem ovlivňuje rozvoj procesů kolmatace infiltračních objektů a návazně pak kolmataci vlastního kolektoru. Jedná se především o obsahy pevných nerozpuštěných látek (koloidů a suspenzí), obsahy Fe, Mn, biogenních látek (NO_3^- , NH_4^+ , P a dalších živin pro mikroorganismy, organických látek atd.).

Klasifikace jakosti povrchových vod se provádí podle ČSN 75 7221 zařazováním do tříd. Některé mezní hodnoty z této klasifikace uvádíme v následující tabulce:

Tabulka 7.1 - Klasifikace jakosti povrchových vod podle ČSN 75 7221

Ukazatel	Jednotka	Třída				
		1	2	3	4	5
A. Ukazatele kyslíkového režimu						
Rozpuštěný kyslík	mg.l ⁻¹	>7	>6	>5	>3	<3
Biochemická spotřeba kyslíku	mg.l ⁻¹	<2	<5	<10	<15	>15
Chemická spotřeba kyslíku - Mn	mg.l ⁻¹	<5	<10	<15	<25	>25
Chemická spotřeba kyslíku - Cr	mg.l ⁻¹	<15	<25	<35	<55	>55
Organický uhlík	mg.l ⁻¹	<5	<8	<11	<17	>17
Sulfan a sulfidy	mg.l ⁻¹	*	*	*	<0,02	>0,02
B. Chemické ukazatele - základní						
Reakce vody, pH		6,0-8,5	6,0-8,5	6,0-8,5	5,5-9,0	<5,5;>9,0
Teplota vody	°C	<22	<23	<24	<26	>26
Rozpuštěné látky	mg.l ⁻¹	<300	<500	<800	<1 200	>1 200
Vodivost	mS.m ⁻¹	<40	<70	<110	<160	>160
Nerozpustné látky	mg.l ⁻¹	<20	<40	<60	<100	>100
Veškeré železo	mg.l ⁻¹	<0,5	<1,0	<2,0	<3,0	>3,0
Veškerý mangan	mg.l ⁻¹	<0,05	<0,1	<0,3	<0,8	>0,8
Amoniakální dusík (a)	mg.l ⁻¹	<0,3	<0,5	<1,5	<5,0	>5,0
Dusitanový dusík (b)	mg.l ⁻¹	<0,002	<0,005	<0,02	<0,05	>0,05
Dusičnanový dusík (c)	mg.l ⁻¹	<1,0	<3,4	<7,0	<11	>11
(a) - přepočet pro amoniak	mg.l ⁻¹	<0,39	<0,64	<1,9	<6,4	>6,4
(b) - přepočet pro dusitany	mg.l ⁻¹	<0,007	<0,016	<0,066	<0,164	>0,164
(c) - přepočet pro dusičnany	mg.l ⁻¹	<4,43	<15,1	<31,0	<48,7	>48,7

Organický dusík	mg.l ⁻¹	<0,5	<1,0	<2,5	<3,5	>3,5
Veškerý fosfor	mg.l ⁻¹	<0,03	<0,15	<0,4	<1,0	>1,0
C. Chemické ukazatele - doplňující						
Chloridy	mg.l ⁻¹	<50	<200	<300	<400	>400
Sířany	mg.l ⁻¹	<80	<150	<250	<300	300
Vápník	mg.l ⁻¹	<75	<150	<200	<300	>300
Hořčík	mg.l ⁻¹	<25	<50	<100	<200	>200
Absorbance	mg.l ⁻¹	<0,15	<0,25	<0,35	<0,55	>0,55
Fluoridy	mg.l ⁻¹	<0,2	<0,5	<1,0	<1,5	>1,5
Fenoly těkavé	mg.l ⁻¹	<0,002	<0,01	<0,02	<0,5	>0,5
Tenzidy	mg.l ⁻¹	*	<0,5	<1,0	<2,0	>2,0
Nepolární extrahovatelné látky	mg.l ⁻¹	*	<0,05	<0,1	<0,3	>0,3
Veškeré kyanidy	mg.l ⁻¹	*	*	<0,2	<0,5	>0,5
Aktivní chlor	mg.l ⁻¹	*	*	*	<0,05	>0,05
Extrahovaný organický chlor	mg.l ⁻¹	<5	<10	<20	<30	>30
E. Biologické a mikrobiologické ukazatele						
Saprobní index		<1,2	<2,2	<3,2	<3,7	>3,7
Psychrofilní bakterie	KTJ.1ml ⁻¹	<500	<1 000	<5 000	<104	>104
Koliformní bakterie	KTJ.1ml ⁻¹	<1	<10	<100	<1 000	>1 000
Fekální koliformní bakterie	KTJ.1ml ⁻¹	<0,2	<2	<200	<200	>200
Enterokoky	KTJ.1ml ⁻¹	<0,1	<1	<10	<100	>100

Ze vzájemného porovnání je vidět výrazné zlepšení kvality povrchových vod, což je příznivý údaj pro umělé infiltrace. Podrobné hodnocení jakosti povrchových vod podle jednotlivých ukazatelů je uvedeno na stránkách Českého meteorologického ústavu na adrese <http://voda.chmi.cz/ojv2>.

Jednoznačná kritéria jakosti vody pro zasakování nejsou. Stanovují se případ od případu. Často se k tomuto účelu používají výsledky kolmatačních zkoušek, protože jakost vody má zásadní vliv na průběh kolmatačních procesů a tím i na technologickou náročnost provozu infiltrace (potřeba předúpravy zasakované vody).

Podle Chalupy (1972) by podle celé řady provozně ověřených lokalit měly jakostní parametry zasakované vody odpovídat určitému optimu - viz následující tabulka:

Tabulka 7.2 - Optimální jakostní parametry vody pro zasakování (Chalupa, 1972)

ukazatel	hodnota	jednotka
oxidovatelnost	do 6,0	mg O ₂ /l
barva vody	do 30	mg Pt/l
zákal vody	do 200	mg SiO ₂ /l
obsah suspendovaných látek	do 50	mg/l
plankton	max.1.10 ³ - 15.10 ³	počet jedinců v 1 cm ³
počet zárodků mikroorganismů	max. 10 ⁵	počet v 1 ml

Podle Jedličky, Žáčka a Moravcové (1984) jsou doporučené limitní koncentrace jakostních ukazatelů vody pro zasakování následující:

Tabulka 7.3 - Doporučené limitní koncentrace vody pro zasakování (Jedlička, Žáček, Moravcová, 1984)

ukazatel	hodnota	jednotka
CHSK (Mn)-O ₂	12	mg.l ⁻¹
rozpuštěné látky	1000	mg.l ⁻¹
nerozpuštěné látky	2	mg.l ⁻¹ (jinak nutná předúprava)
Fe ^{*)}	1	mg.l ⁻¹
Mn ^{*)}	1	mg.l ⁻¹
saprobity	beta - mezosaprobity	
celkový počet organismů	10 ⁴	organismů na 1 ml
Bacterium coli	10 ⁵	Bakterií v 1 litru

*) při vyšším obsahu Fe nebo Mn v surové vodě je třeba počítat s jejich dodatečným odstraňováním před použitím pro infiltraci

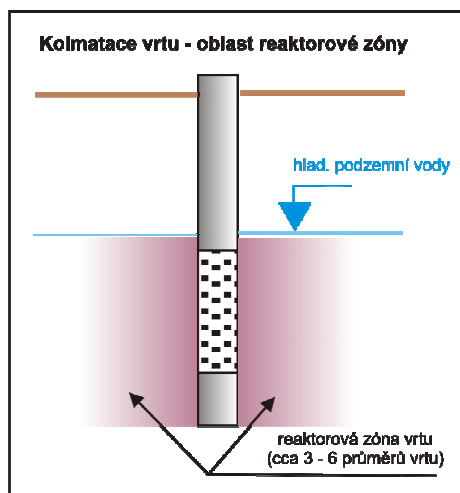
Z uvedeného přehledu vyplývají jednoznačné požadavky na volbu zdroje surové vody určené pro infiltraci tak, aby náklady na její případnou předúpravu byly co nejnižší. Pokud zdroj surové vody vyžaduje provedení předúpravy, musíme řešit ekonomickou otázku porovnání mezi klasickými způsoby jímání a úpravy vody a umělou infiltrací. Význam tohoto problému je o něco menší v případech břehové nebo periodické infiltrace, nicméně i zde jej nelze opomíjet.

Velmi důležitým kvalitativním parametrem je obsah nerozpuštěných látek resp. suspenzí. Tyto látky se intenzivně uplatňují především v úvodní fázi infiltračního pochodu. Jsou to první látky, které jsou zachycovány filtračním prostředím. Pastuszek (1979, 1985, 1986) prokázal, že pro vytváření kolmatační blány mají význam částice o velikosti nad $0,4\ \mu$. Částice s menšími rozměry procházely při kolmatačních zkouškách na kolmatátorech víceméně celým filtračním ložem bez výrazné změny jejich obsahu. Byl zaznamenáván pouze nepravidelný mírný úbytek částic o rozměrech v intervalu $0,4 - 0,23\ \mu$, nicméně tento úbytek nebyl statisticky prokazatelný.

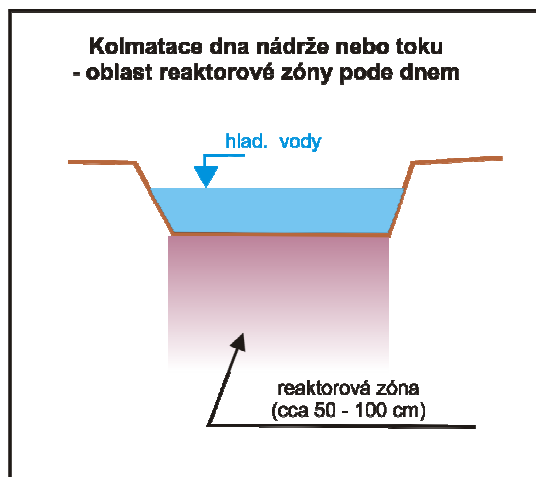
Kolmatace

Kolmatace zasakovacích objektů a horninového prostředí při umělé infiltraci představuje zásadní problém, který ovlivňuje jak kvalitativní tak i kvantitativní parametry infiltrace a způsob výsledného technického a technologického řešení. Má určující vliv na volbu technického typu zasakovacích a jímacích objektů, účinnost, technickou a technologickou náročnost celkového provedení. V neposlední řadě ovlivňuje i ekonomičnost celého řešení. Proto jsme ji věnovali zvýšenou pozornost.

Obecně můžeme kolmataci definovat jako proces postupného utěsňování kolektoru v okolí umělého hydrogeologického objektu (vrty, studny, zasakovací nádrže, drény apod.) při filtraci vody zachytáváním a hromaděním mechanických suspenzí nebo látek vysrážených z vody, které vznikají v důsledku fyzikálních, chemických nebo biologických procesů při interakci vody s horninovým prostředím nebo vsakované vody s vodou podzemní. V principu je souborným výsledkem celé řady jevů (sedimentace, filtrace, zachycování suspendovaných částic v pórech horninového prostředí, chemické změny při kontaktu vody s horninovým prostředím, průběh biologických a mikrobiologických procesů společně s výsledkem jejich metabolických aktivit). Složitost tohoto procesu spočívá v tom, že jeho jednotlivé části lze jen velmi obtížně od sebe oddělit a samostatně studovat. Přitom se tyto procesy navzájem ovlivňují. Procesy kolmatace probíhají v relativně blízkém okolí zasakovacího objektu v oblasti tzv. reaktorové zóny objektu. V ní se odehrává naprostá většina těchto procesů, přičemž zásadním způsobem ovlivňují infiltrační schopnost objektu.



Obrázek 7.4 - Reaktorová zóna vrtu



Obrázek 7.5 - Reaktorová zóna vsakovací nádrže

Problematickou kolmatace se u nás zabývala celá řada autorů již od počátku 70-tých let 20. století. Na mnoha lokalitách se uskutečnily kolmatační zkoušky (Káraný, Horšovský Týn, Kolín-Tři Dvory, Čeperka, Sušno aj.), při nichž byl pomocí kolmatátorů sledován časový a hloubkový průběh kolmatačních procesů.

Pastuszek (1979, 1985, 1986) v rámci kolmatačních zkoušek sledoval vliv předúpravy vody pro zasakování. Byla porovnávána předúprava pouhou rychlofiltrací, předúprava rychlofiltrací s následným čiřením, zasakování neupravené vody z řeky a přímé zasakování podzemní vody z lokality. Zjištěný výsledek byl překvapivý. Ukázalo se, rozdíl mezi předúpravou pouhou rychlofiltrací a rychlofiltrací s čiřením byl z hlediska následné kolmatace prakticky zanedbatelný. Naopak se jevilo, že při použití čiření dochází k průniku jemnějších suspenzí (frakce $0,4 - 0,23 \mu$) do větších hloubek filtračního lože a mocnost kolmatované oblasti byl větší. Suspenze menších rozměrů než $0,23 \mu$ pronikaly celou náplní kolmatátoru bez výrazného poklesu jejich množství. Podle očekávání byl nejhorší výsledek zjištěn při zasakování neupravené vody z řeky. Překvapivé však bylo, že přímé zasakování podzemní vody odebrané na lokalitě přímo z vrtu sousedícího s kolmatátorem ovlivňovalo průběh kolmatace jen o něco málo méně nežli zasakování neupravené povrchové vody.

Hydraulické účinky kolmatace

Základní problematikou kolmatace při umělé infiltraci z hydraulického hlediska je stanovení rychlosti filtrace, průsakového množství, délky trvání jednotlivých zasakovacích cyklů a velikosti vzrůstu hydraulických odporů jako funkce času. Proces kolmatace a jeho postupný rozvoj ovlivňuje všechny výše uvedené parametry. Hydraulické účinky kolmatace jsou pouze důsledkem průběhu filtračních (fyzikálních), chemických a biologických procesů vznikajících při vzájemných interakcích mezi infiltrovanou vodou, vlastní podzemní vodou a horninovým prostředím, v němž infiltrace probíhá.

Průběh vzestupu hladiny a růst tlakových ztrát v průběhu kolmatačního cyklu vyhodnocuje B.Jedlička (1974) na základě indexu filtrability, pro který platí:

$$\frac{\ln(H) - \ln(h)}{V} = I$$

kde

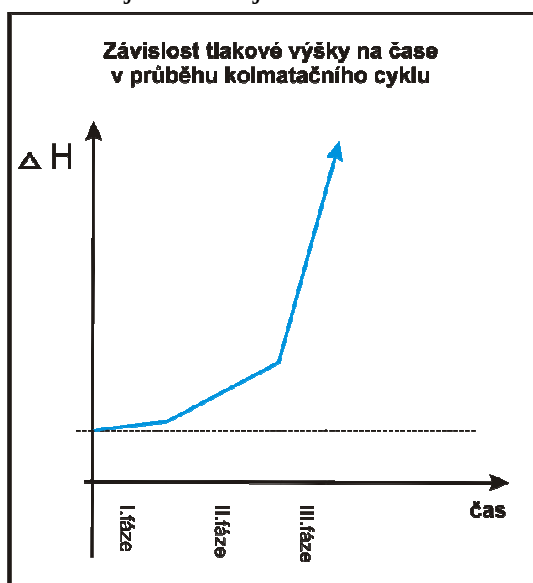
- H - tlaková výška vody v kolmatátoru
- h - tlaková výška vody v piezometru
- V - objem proteklé vody kolmatátorem
- I - index filtrability

Vlastní kvalitu kolmatačního procesu pak stanovuje na základě odlišnosti hodnot indexu filtrability. Pripouští, že hodnota indexu filtrability se v průběhu kolmatačního cyklu mění, přičemž podle něj většinou nabývá dvou hodnot.

Na rozdíl od interpretací kolmatačních zkoušek B.Jedličky zjistil Pastuszek (1979, 1985, 1986), že kolmatační proces má tři fáze:

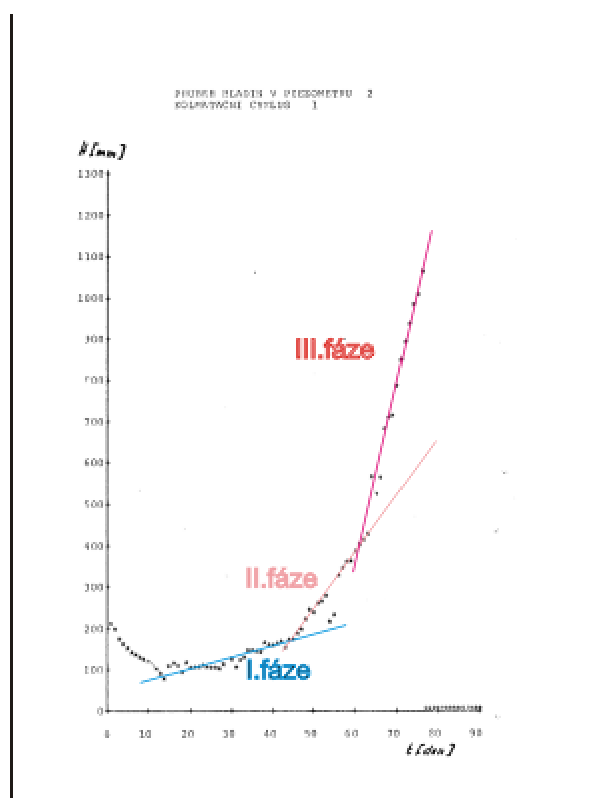
- I. fáze charakterizovaná zanášením mrtvých prostorů pórového prostředí (část pórového prostoru daná rozdílem mezi celkovou a efektivní pórovitostí),
- II. fáze charakterizovaná postupným snižováním hodnoty efektivní pórovitosti,
- III. fáze v níž dochází ke snížení hodnoty efektivní pórovitosti pod určitou hranici, kdy výška hladiny nad filtračním ložem již prakticky přestává stačit k překonání odporu daného hodnotou kapilárního tlaku pro vstup vody do pórového prostředí.

Průběh těchto fází znázorňuje následující obrázek:



Obrázek 7.8 - Závislost tlakové výšky na čase v průběhu kolmatačního cyklu

Podmínkou pro přechod z jedné fáze do druhé je dosažení určitého rozdílu tlakových úrovní. Z provedených kolmatačních zkoušek bylo zjištěno, že k nástupu fáze II. dochází při rozdílu tlakových úrovní mezi piezometry č.2 a 3 (piezometr č.2 umístěn v hloubce 2,5 cm pod povrchem filtrační náplně, piezometr č. 7,5 cm pod povrchem filtrační náplně) cca 50 mm, nástup III.fáze je pak charakterizován rozdílem tlakových úrovní v rozmezí 200 - 250 mm. Hloubkový dosah kolmatace se při zasakování z nádrží (plošné zasakování) se pohybuje v rozmezí cca 50 - 100 cm pode dnem nádrže. Při zasakování z vertikálních objektů (vrty) dosahuje do vzdálenosti cca 3 - 6 průměrů objektu (viz obrázky 7.6 a 7.7). Oblast dosahu kolmatace nazýváme **reaktorovou zónou**, protože v ní probíhá naprostá většina fyzikálních, chemických a biologických pochodů. Tato oblast má zásadní vliv na hydrauliku umělé infiltrace, na délku infiltračních cyklů a její celé technologické řešení.



Obrázek 7.9 Vývoj hladin v kolmatátoru v průběhu kolmatačního cyklu - lokalita Horšovský Týn

Důležitým faktorem je časový průběh procesů kolmatace. Jestliže si zvolíme jako hydraulickou charakteristiku kolmatace hodnotu koeficientu filtrace filtračního prostředí, platí ve svrchních částech filtračního prostředí závislost (Pastuszek, 1979, 1985, 1986):

$$k_f = A \cdot t^B$$

k_f - koeficient filtrace

t - čas

A - konstanta

B - konstanta platná pro konkrétní hloubkovou úroveň (s hloubkou se její hodnota snižuje).

Tato závislost je charakteristická pro oblast intenzivní kolmatace, tedy reaktorovou zónu, která se postupně s časem rozšiřuje.

Chemické pochody

Chemické pochody, probíhající při kolmataci, jsou důležitým faktorem, který výrazně ovlivňuje kolmataci. Z termodynamického hlediska je evidentní, že ke změnám dochází především u látek v systému nestabilních a u látek u kterých se mění podmínky jejich stability. Takovými látkami jsou především různé formy výskytu Fe, Mn, N, dále pak látky jejichž obsah je závislý na karbonátových rovnováhách a v neposlední řadě obsah rozpuštěných plynů, z nichž má výrazný vliv zejména obsah kyslíku. Většina změn probíhá v ve vtokové oblasti v tzv. reaktorové zóně (viz obr. 7.6 a 7.7), kterou můžeme přirovnat k průtočnému promíchávanému chemickému reaktoru (pro popis pochodů v této zóně se s úspěchem používá postupů pro inženýrské výpočty těchto reaktorů - Pastuszek, 1985, 1987).

Změny chemismu vody ve vtokové oblasti (reaktorová zóna) způsobuje především:

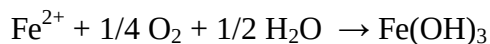
změna oxidačně- redukčních podmínek (změna Eh)

změna parciálního tlaku CO₂

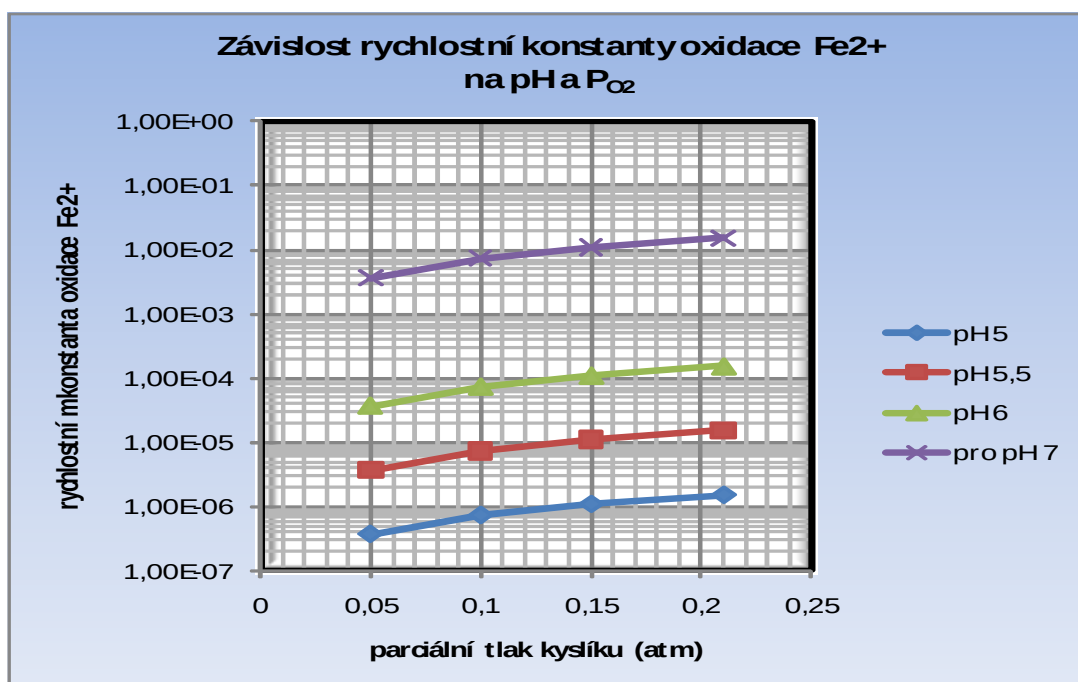
vyrovnávání chemické rovnováhy mezi infiltrovanou a vlastní podzemní vodou

Samostatnou kapitolu představuje účast mikrobiologické složky, která může významně ovlivňovat průběh ryze chemických pochodů.

Ad 1) - změna oxidačně- redukčních podmínek (změna Eh) má vliv především na stabilitu přítomných forem Fe a Mn. Proces oxidace iontových forem Fe²⁺ probíhá podle Stumma a Leeho (1961) podle rovnice:



Závislost rychlostní reakce na hodnotě parciálního tlaku kyslíku a na pH je uvedena na obrázku č.11. Znamená to, že při hodnotě koeficientu filtrace $k = 1 \cdot 10^{-5}$ m/s dojde ve vodě s hodnotou pH 6 k oxidaci veškerého Fe²⁺ do vzdálenosti cca 3,6 m od místa počátku reakce. Obdobná závislost platí pro ionty Mn.



Obrázek 7.10 - Závislost rychlostní konstanty oxidace Fe^{2+} na pH a P_{O_2}

Zatímco změny vyvolané změnou oxidačně-redukčních podmínek jsou poměrně velmi rychlé a odehrávají se především v vtokové oblasti (reaktorové zóně), k ostatním změnám (pokud abstrahujeme od účasti mikrobiální složky) dochází pomaleji a probíhají prakticky na celé dráze mezi vsakovacím a jímacím objektem. Oxidačně-redukční pochody v transienční zóně nebývají většinou významné. Významu nabývají opět v oblasti výtoku z infiltračního pole, kdy se uplatňují při kolmataci jímacích objektů (prakticky podobným způsobem jako v případě místa infiltrace).

Změna obsahu biogenních prvků (N, P a C), resp. ionty obsahující tyto prvky, je v určité souvislosti s rozvojem organismů, jejich metabolickou aktivitou. Podrobněji bude tento problém rozveden v další kapitole.

Mikrobiologické pochody

Na rozvoj mikroorganismů ve filtračním prostředí lze aplikovat teorii kontinuální kultivace mikroorganismů v biologickém průtočném kultivátoru. V takovém kultivátoru o objemu V protéká určité množství vody, představující roztok živného substrátu o koncentraci S_0 . Koncentrace substrátu v reaktoru je S a koncentrace mikroorganismů X . Přírůstek mikroorganismů ve filtračním prostředí je určen vztahem:

$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X_0 \cdot e^{\mu t} = \mu \cdot X$$

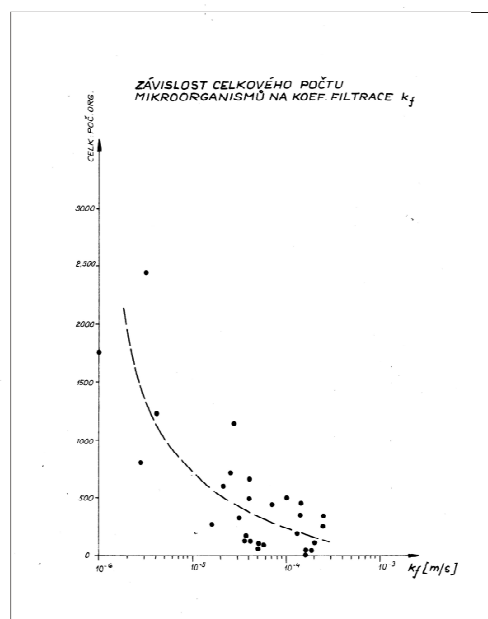
kde μ je hodnota specifické růstové rychlosti, charakteristická pro určitý mikroorganismus. Pro úbytek mikroorganismů platí:

$$-\frac{dX}{dt} = -\frac{Q \cdot X}{V} = D \cdot X$$

zde $D=Q/V$ je zředovací rychlost buněk, což je reciproká hodnota doby zdržení buněk v reaktoru. Pro změnu celkové bilance mikroorganismů ve filtračním prostředí pak platí:

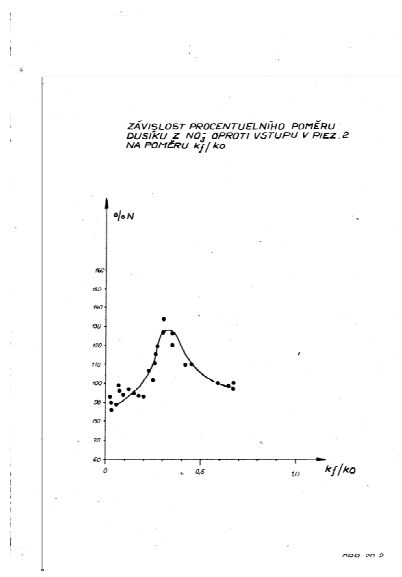
$$\frac{dX}{dt} = \mu \cdot X - D \cdot X - k_d \cdot X$$

kde $k_d \cdot X$ je velikost úbytku mikroorganismů jejich rozkladem. Z uvedených vztahů plyne, že celková změna množství mikroorganismů je určena hodnotou jejich specifické růstové rychlosti μ (v její hodnotě je zahrnuta i vazba na složení živného substrátu, tedy kvalita infiltrované vody), dále velikostí úbytku mikroorganismů rozkladem a na hodnotě průtoku Q při konstantním objemu reaktoru. Z uvedeného vyplývá, že existuje závislost mezi počtem mikroorganismů a hodnotou koeficientu filtrace (ten ovlivňuje velikost průtoku reaktorem). Detailním sledování mikrobiologie při kolmatačních zkouškách se uvedené závislosti potvrdily (Moravcová, Pastuszek, 1979, 1984) - viz obrázek 7.11.



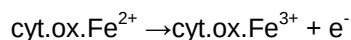
Obrázek 7 - Závislost počtu mikroorganismů na koeficientu filtrace při kolmatačním pokusu, lokalita Horšovský Týn

Celou řadou provedených kolmatačních zkoušek se prokázalo, že k největším změnám v počtu mikroorganismů dochází do hloubek cca 40 - 50 cm filtrační náplně, t.j. prakticky v reaktorové zóně, kde probíhají největší změny hodnot koeficientu filtrace. Zde také dochází k největším změnám v obsahu látek obsahujících biogenní prvky (N, P a C).



Obrázek 7.8 - Závislost procentuálního poměru N z NO₃ oproti vstupu na poměru koef.filtrace

Změny v počtu mikroorganismů a jejich aktivity výrazně ovlivňují proces kolmatace. To se týká především funkce železitých a manganových bakterií. Železité bakterie konsumují ionty Fe^{2+} , které za přítomnosti kyslíku oxidují pomocí enzymu oxidázy podle schematu (E.I.Oginski, W.W.Umbreist, 1955):



Ionty Fe^{3+} jsou následně bakteriemi vylučovány do roztoku. Vzhledem k jejich omezené stabilitě dochází ke srážení a vylučování z vody a následně zatěsňování filtračního prostředí.

Regenerace zasakovacích a čerpacích objektů

Problematika kolmatace zasakovacích objektů představuje jeden z hlavních technických problémů při umělé infiltraci. Určuje délku zasakovacích cyklů a v případě infiltrace pomocí vrtů může vést až k jejich totálnímu hydraulickému kolapsu. Z těchto důvodů je věnována velká pozornost technice obnovování hydraulické funkce zasakovacích (v neposlední řadě i exploatačních) objektů při umělé infiltraci. V případě zasakování vody pomocí nádrží či van je řešení poměrně jednoduché - provádí se skrytím horní filtrační vrstvy pode dnem nádrže a jejím nahrazením novým materiálem. Poněkud komplikovanější situace je v případě vrtů. Zde je potřeba provést obnovu hydraulických parametrů horninového prostředí v širším okolí vrtu - prakticky v dosahu reaktorové zóny vrtu (cca 3 - 6 průměrů vrtu). Pro tento účel se používá technologie regenerace vrtů. Regenerace vrtů se objevila již v první polovině 20.století, nicméně její technologie neumožňovala provést obnovu hydraulických parametrů v širším okolí vrtů, protože se omezovala pouze na čištění vtokových otvorů do vrtu. Teprve v průběhu 70-tých let 20.století byly vyvinuty technologie regenerace založené na kombinaci působení chemických činidel s použitím hydraulických rázů, které zvýšily dosah účinků regenerace v okolí vrtů až na vzdálenosti 5 - 15m. Negativa použití vrtů při umělé infiltraci jako zasakovacích objektů tak byla do značné míry omezena.

Literatura

- B.Jedlička V.Moravcová, L.Žáček Účinek kolmatace na vsakovacích nádržích. [Kniha]. - Praha : Účelová publikace VÚV, 1984.
- B.Jedlička Výzkumné a vývojové práce pro umělou infiltraci. Praha, ČSVTS, 1989.
- Carsten K. Schmidt Frank Thomas Lange, Heinz-Jürgen Brauch, Wolfgang Kühn Experiences with riverbank filtration and infiltration in Germany. DVGW-Water Technology Center (TZW), 2003.
- F.Pastuszek Snížení jímací schopnosti studní jako projev jejich stárnutí. Aspirantské minimum, 1977.
- F.Pastuszek Teorie pohybu podzemní vody MO-I, MO-II. Praha,: Vodní zdroje, 1984.
- F.Pastuszek Teorie pohybu podzemní vody, vyhodnocení kolmatační zkoušky na lokalitě Kolín-Tři Dvory. Praha, Vodní zdroje, 1985.
- F.Pastuszek Vyhodnocení kolmatační zkoušky na lokalitě Horšovský Týn. Praha, Vodní zdroje, 1979.
- F.Pastuszek Změny chemického složení podzemních vod v dosahu deprese vrtaných studní. Praha, Vodní zdroje, 1975. Zpráva resortního úkolu vědy a techniky R-331-107/5.
- J. Bouma D. I. Hillel, F. D. Hole and C. R. Amerman Field Measurement of Unsaturated Hydraulic Conductivity by Infiltration through Artificial Crusts. Soil Sci Soc Am J 35:362-364, (1971).
- L.Žitný Vliv přírodních podmínek na výběr lokalit, na nichž lze aplikovat umělé obohacování podzemních vod a jejich zvláštnosti. Praha, ČSVTS, 1989.
- M.Chalupa Umělá infiltrace a zčišťování přirozených vod při průchodu půdou. Příloha sborníku II. konference o umělé infiltraci. - Gottwaldov, 1972.
- M.Kněžek Průsak z vodárenských infiltračních nádrží. Praha, VÚV, (1962). - Sv. Výzkumné práce a studie, sešit 108.
- M.Kněžek Umělá infiltrace ve světě a v ČSSR. Praha, ČSVTS, 1989.
- O.Victor E.Jansa Artificial ground-water supplies of Sweden. Description and Experiences. 1954.
- R.Chittarjan G.Melin, R.B.Linsky Riverbank Filtration: Improving Source-water Quality. Kluwer Academics Publishers, 2003.
- S.M.Hamdan I.S.Jaber Artificial Infiltration of Grounwater. Sixth International Water Technology Conference, IWTC 2001. Alexandria, Egypt,, 2001.
- V.Moravcová Postupy pro navrhování a využívání umělé infiltrace. Praha, Zpráva VRV, 1969.,
- Zhu Klaus-Dieter Balke and Yan Natural water purification and water management by artificial groundwater recharge. Journal of Zhejiang University Science, 2008