

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Aplikovaná geologie



Mgr. David Rozman

**Hydrogeologické metody jako nástroj pro omezení negativních dopadů
klimatické změny ve vodním hospodářství**

Posouzení kvalitativních a kvantitativních hledisek umělého doplňování podzemních vod

**Hydrogeological approaches as the tool for the mitigation of negative impact
of climate change in water management**

Evaluation of qualitative and quantitative aspects of managed aquifer recharge

Disertační práce

Školitel: doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Praha 2022

Prohlašuji, že jsem práci vypracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze,

David Rozman

Součástí disertační práce jsou publikace, které mají více autorů.

Prohlašuji, že se student podílel na přípravě a publikaci těchto článků následovně:

- i. *Farmaka v podzemích vodách – případová studie lokality psychiatrické léčebny v Horních Beřkovicích, Česká republika (original: Pharmaceuticals in groundwaters: a case study of the psychiatric hospital at Horní Beřkovice, Czech Republic), publikovaná v časopise Environmental Earth Sciences číslo 73 v roce 2015; student se podílel na publikaci ze zhruba 50 %, v terénu sbíral data a odebíral vzorky na laboratorní rozborů, zpracoval výsledky rozborů a připravil texty pro publikaci.*
- ii. *Monitoring látek PPCP v systémech pro zásobování pitnou vodou: příklad vodárny Káraný ve Středních Čechách (original: PPCP monitoring in drinking water supply systems: the example of Káraný waterworks in Central), publikovaná v časopise Water číslo 10 v roce 2018; student se podílel na publikaci ze zhruba 20 %, v terénu sbíral data a odebíral vzorky na laboratorní rozborů, připravil texty a grafické prvky pro publikaci.*
- iii. *Řízené doplňování mělkého kolektoru v prostředí hard rock jako mitigační metoda klimatické změny: modelové řešení z České republiky (original: Artificial recharge of a shallow hard rock aquifer as a climate change mitigation method: model solution from the Czech Republic) publikovaná v časopise modelling Earth Systems and Environment číslo 5 v roce 2018; student se podílel na publikaci ze zhruba 80 %, v terénu sbíral data, připravil numerický model, zpracoval výsledky rozborů a připravil texty pro publikaci.*
- iv. *Simulace dopadu revitalizace meandru Jordánu na řece Orlici na režim přilehlého kvartérního kolektoru publikovaná v časopise Vodohospodářské technicko-ekonomické informace 2020/03; student se podílel na publikaci ze zhruba 80 %, v terénu sbíral data, připravil numerický model, zpracoval výsledky rozborů a připravil texty pro publikaci.*

V Praze,

Zbyněk Hrkal

Chtěl bych poděkovat mému školiteli Zbyňku Hrkalovi za poskytnutí odborných rad, ochotu, vstřícný přístup a veškerý čas, který mi věnoval. Děkuji své rodině za veškerou podporu a manželce Vladěce také za pečlivou jazykovou korekturu textu.

Abstrakt:

Disertační práce se zabývá problematikou efektivnějšího využívání zdrojů podzemních vod v podmínkách probíhající klimatické změny se snížením přirozeným doplňováním hydrogeologických kolektorů. Zaměřená je na posouzení kvalitativních a kvantitativních hledisek umělého doplňování podzemních vod. Kromě přehledu problematiky umělého doplňování poskytuje práce dva výstupy. Prvním je kritické zhodnocení efektivity umělé infiltrace v podmínkách krystalinika, typických pro velkou část území České republiky, kde v současnosti umělá infiltrace není běžně aplikovaným postupem. Druhý klíčový výstup je monitoring výskytu nových typů mikropolutantů z kategorie tzv. emerging pollutants, které mohou omezovat využitelnost zdrojů pitných vod především v období klimatického stresu. Výzkum v rámci doktorského projektu probíhal na několika pilotních lokalitách a výsledky jsou publikované v odborných recenzovaných článcích. Získané poznatky potvrzují vhodnost postupu řízení dotace podzemních vod a značnou efektivitu atenuačních procesů horninového prostředí při odbourávání znečištění mikropolutanty.

Abstract:

The thesis addresses the issue of efficient use of groundwater resources under the ongoing climate change conditions, which results in reduced natural recharge of aquifers. It focuses on the assessment of qualitative and quantitative aspects of managed groundwater recharge. In addition to a review of the issues of artificial recharge, the thesis provides two outputs. The first one is a critical evaluation of the effectiveness of artificial infiltration in crystalline conditions, typical for a large part of the Czech Republic, where at present artificial infiltration is not a commonly applied procedure. The second key output is the monitoring of the occurrence of new types of micropollutants from the category of so-called emerging pollutants, which may limit the availability of drinking water sources, especially in periods of climatic stress. Research within the PhD project was conducted at several pilot sites and the results are published in peer-reviewed articles. The obtained findings confirm the suitability of the managed groundwater recharge procedure and the considerable effectiveness of attenuation processes of the aquifers in degrading micropollutant pollution.

Obsah

1	Úvod.....	2
2	Začlenění umělé infiltrace do širšího kontextu	4
2.1	Definice umělé infiltrace	4
2.2	Klimatické podmínky ve vztahu k umělé infiltraci.....	5
2.3	Využívání umělého doplňování podzemních vod v zahraničí a v tuzemsku	6
3	Kvalitativní aspekty: vliv zasakování na jakost podzemní vody.....	9
3.1	Atenuace znečištění při zasakování odpadních vod	11
3.1.1	Pilotní studie Řevničov a vyhodnocení přirozené atenuace.....	12
3.2	Výskyt a chování mikropolutantů.....	18
3.2.1	Sledování výskytu PPCP ve vodním prostředí v tuzemsku	20
3.2.2	Analytická metoda stanovení PPCP	22
3.2.3	Pilotní studie výskytu a chování PPCP v Horních Beřkovicích.....	24
3.2.4	Pilotní studie výskytu a chování PPCP v jímacím území vodárny Káraný/Sojovice	33
3.2.5	Atenuace PPCP v horninovém prostředí.....	47
4	Kvantitativní aspekty umělého zasakování	50
4.1	Hydraulické podmínky umělého zasakování.....	50
4.2	Typy umělého zasakování	54
4.3	Posouzení vhodnosti území pro umělé zasakování	57
4.4	Pilotní studie modelového řešení umělého zasakování pro lokalitu Na Lizu	63
4.5	Pilotní studie vlivu revitalizace meandru na zvýšení zásob podzemní vody pro lokalitu Jordán na řece Orlici.....	73
5	Závěr	80
6	Literatura	83

Příloha 1: Rozman D., Hrkal Z., Eckhardt P., Novotná E., Boukalová Z. (2015):
Pharmaceuticals in groundwaters: a case study of the psychiatric hospital at
Horní Beřkovic, Czech Republic, Environ Earth Sci 73: 3775–3784.
<https://doi.org/10.1007/s12665-014-3663-1>

1 Úvod

V souladu se zadáním si doktorský projekt zvolil problematiku umělé infiltrace jako nástroj pro omezení negativních dopadů klimatické změny ve vodním hospodářství. Tyto postupy mají velmi dlouhou tradici, přesto však skrývají obrovský, dosud nevyužitý potenciál. Práce vychází z popisu nejnovějších trendů ve světě a demonstruje ukázky jejich dosavadní aplikace v podmínkách České republiky. Tyto konkrétní příklady jsou doloženy autorovými články, publikovanými v recenzovaných a impaktových odborných časopisech. Jedná se o následující publikace:

- i. v příloze 1 Farmaka v podzemích vodách – případová studie lokality psychiatrické léčebny v Horních Beřkovicích, Česká republika (original: Pharmaceuticals in groundwaters: a case study of the psychiatric hospital at Horní Beřkovice, Czech Republic), publikovaná v časopise *Environmental Earth Sciences* číslo 73 v roce 2015
- ii. na straně 33 Monitoring PPCP ve zdrojích pitné vody: příklad vodárny Káraný ve středních Čechách (original: PPCP monitoring in drinking water supply systems: the example of Káraný waterworks in central Bohemia), publikovaná v časopise *Water* 10:1852 v roce 2018
- iii. na straně 63 Řízené doplňování mělkého kolektoru v prostředí hard rock jako mitigační metoda klimatické změny: modelové řešení z České republiky (original: Artificial recharge of a shallow hard rock aquifer as a climate change mitigation method: model solution from the Czech Republic) publikovaná v časopise *modelling Earth Systems and Environment* číslo 5 v roce 2018
- iv. na straně 73 Simulace dopadu revitalizace meandru Jordánu na řece Orlici na režim přilehlého kvartérního kolektoru publikovaná v časopise *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 2020/03

Publikované výsledky jsou v disertační práci dále podrobněji komentovány a články se tak stávají součástí souvislého textu. Organizačně je doktorská práce rozčleněna do dvou celků, kvalitativního a kvantitativního pohledu na danou problematiku.

Práce se zabývá následující hypotézou:

Mění se klimatické podmínky v České republice a častý výskyt sucha v některých případech ohrožují vodní zdroje vázané na podzemní vodu. Za takových podmínek lze vodní zdroje posílit aplikací alternativních technologií umělého doplňování podzemních vod jako je zasakování, včetně infiltrace předčištěných odpadních vod. Vliv takového řešení na kvalitu podzemní vody lze specifikovat jako přijatelný.

2 Začlenění umělé infiltrace do širšího kontextu

Voda je jednou ze strategických surovin společnosti. Současným vodohospodářským cílem je zpomalit odtok vody z povodí, co nejefektivněji využít dostupné množství vody a přitom zajistit její odpovídající jakost. Tento koncept je důležitý především v oblastech s aridním typem klimatu, ale i v zemích jako je Česká republika, kde změny klimatu způsobují dlouhodobé výpadky v zásobování vodou. Tento problém se může řešit například zasakováním sezónních přebytků povrchových vod do podzemí. Moderním trendem, který může významným způsobem zvýšit efektivitu hospodaření s vodou v povodí, je infiltrace vyčištěných odpadních vod do podzemí.

Česká republika leží v oblasti mírného klimatu s dlouhodobě poměrně vyrovnaným srážkovým úhrnem, který v minulosti nezpůsobovaly zásadní problémy se zásobováním vodou. Tato skutečnost může být vysvětlením, proč je podle platné české legislativy přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod povolováno jen ve výjimečných případech. Na druhou stranu máme dlouhodobé, pozitivní zkušenosti s umělým zasakováním velkých objemů povrchové vody v jímacím území vodárny Káraný. V současnosti je proto otázka povolování umělého zasakování, včetně zasakování vod odpadních, čím dál tím aktuálnější.

2.1 Definice umělé infiltrace

Umělá infiltrace nebo také zasakování či doplňování podzemních vod (anglicky artificial recharge, managed aquifer recharge, enhanced recharge) je proces, při kterém jsou přebytky povrchové vody svedené do podloží buď prostřednictvím plošného rozlivu, nebo pomoci infiltračních studní, nebo pomoci změny přírodních podmínek, které způsobí navýšení infiltrace pro doplnění kolektoru podzemní vody (NAS, 1994). Dle jiné definice (Brandt et al. 2017) umělá infiltrace doplňuje přirozenou infiltraci vody a umožňuje navýšení odběrů podzemní vody. Z tuzemských výzkumníků Pastuszek definoval umělou infiltraci (zmnožování či také obohacování zásob podzemní vody) jako proces používaný 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.

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 nenasycované 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

2.2 Klimatické podmínky ve vztahu k umělé infiltraci

Podnebí v České republice je mírné, přechodné mezi oceánským a kontinentálním. Typické je střídání čtyř ročních období. V globálním měřítku má výrazný vliv především západní proudění vzduchu a časté střídání frontálních systémů. Lokálně mají velký vliv na klima rozmanitý reliéf a nadmořská výška.

Dle dlouhodobého pozorování ČHMÚ činí průměrná roční teplota pro území ČR 7,3 °C (CHMI). K nejteplejším částem republiky patří jižní Morava a Polabská nížina spolu s oblastí Prahy, kde dosahuje dlouhodobý roční teplotní průměr mezi 9 a 10 °C. Nízké průměrné teploty pod 5 °C jsou charakteristické pro horské oblasti s minimem 0,4 °C na Sněžce. Průměrný celorepublikový roční úhrn srážek činí 686 mm. Mezi nejsušší oblasti s ročními srážkovými úhrny do 450 mm patří Žatecko a Kladensko ve srážkovém stínu Krušných hor a dále jižní Morava s méně než 500 mm. Naopak nejvyšší roční srážkové úhrny jsou charakteristické pro horské oblasti, kde spadne ročně více než 1500 mm. Ukazuje se, že z hlediska doplňování zásob podzemních vod jsou klíčové především zimní srážky ve formě

sněhu (Soukalova et al. 2015, Earman et al. 2008). Délka trvání sněhové pokrývky v České republice se pohybuje od 40 dní za rok v nížinách po více než 150 v horských oblastech (CHMI).

Od poloviny osmdesátých let minulého století je v celé Evropě zaznamenáváno statisticky významné zvyšování výparu z vodní hladiny v důsledku zvyšování teploty vzduchu (Rey 2007, Rožnovský et al. 2018). Nárůst v Čechách je přibližně o 5 mm ročně (Kašpárek 2007), což v horizontu desetiletí představuje významný vodohospodářský výpadek. Současně se sice potvrzuje setrvalý stav ročních úhrnů srážek, ale dochází ke změnám v distribuci, kdy se významnější srážky se přesouvají do zimního období. V důsledku toho je valná část již tak nízkých srážek v letních měsících spotřebována vegetací a odpaří se. Z důvodu vyšších teplot jsou častější i zimní srážky na větší části území pouze dešťové. Tak dochází k tomu, že se letní srážkový deficit prohlubuje a na vodu bohatší zimy nepříznivý stav nedokáží eliminovat (Kašpárek 2007, Hrkal et al. 2009). Extrémy ve výskytu srážek jsou v posledních letech stále výraznější (Rožnovský et al. 2018).

Důsledkem těchto trendů jsou prohlubující se suchá období, která způsobují vážné vodohospodářské problémy, především v povodích budovaných horninami krystalinika. Tato skutečnost postupně otevírá v České republice diskuzi o přehodnocení vztahu k zasakování vod, včetně těch odpadních.

2.3 Využívání umělého doplňování podzemních vod v zahraničí a v tuzemsku

Umělé doplňování podzemních vod bylo vědecky popsáno již v 19. století. Teoretické základy využívání břehové infiltrace položil německý inženýr Thiem ve své publikaci z roku 1877. V tu dobu obyvatelé rozrůstajících se měst často trpěli epidemiemi cholery. Jako pitnou vodu používali především vodu z řek. Na základě poznatků Thiema byly následně vybudované jímací řady využívající břehovou infiltraci podél spodního toku Rýna, kterými se postupně podařilo zajistit dostatečné množství nezávadné pitné vody (Asano, 1985).

Z evropských států jsou metody umělé infiltrace dodnes využívány v největší míře právě v Německu. V dlouhodobém provozu je zde řada zařízení, která jsou klíčovým zdrojem pitné vody pro velká města, jako jsou Düsseldorf, Basen, Weisbaden, Frankfurt, Krefelt, Essen, Drážďany a další. Dalšími zeměmi, kde je umělá infiltrace velmi rozšířená, jsou Švédsko, Švýcarsko, Nizozemsko, Izrael a USA. Ve Švédsku používá tuto technologii

14 významných vodáren s celkovou kapacitou okolo 2,5 m³/s, ve Švýcarsku je to 12 vodáren s celkovou kapacitou 6,6 m³/s a v Nizozemsku získávají pomocí umělé infiltrace okolo 6 m³/s (Datel et al. 2021). V pobřežních oblastech jako jsou Nizozemsko, Izrael a Kalifornie v USA je umělá infiltrace často aplikovaná za účelem vytvoření hydraulické bariéry podél mořského břehu, která v případě čerpání podzemní vody brání průniku mořské vody do jímaného kolektoru.

Vzhledem k častým extrémním meteorologickým a následně hydrologickým jevům je umělá infiltrace praktickým celosvětovým trendem. V oblasti výzkumu řízené dotace je v posledních letech velmi aktivní mezinárodní skupina odborníků pod záštitou IAH (IAH Commission on Managing Aquifer Recharge). Vrcholem její činnosti je pravidelné pořádání setkání ISMAR (International Symposium on Managed Aquifer Recharge), na kterých zúčastnění odborníci prezentují své zkušenosti z oblasti řízené dotace a diskutují danou problematiku.

V České republice má umělá infiltrace již více než 100letou tradici. Vodárna v Káraném využívající břehovou infiltraci byla vybudovaná v letech 1906 až 1913 podle projektu inženýra Thiema z Lipska. Vodárna dodnes využívá zdroje v štěrkopískovém fluvialním kolektoru, které jsou indukované jímáním z řady vrtů umístěných podél dolního toku řeky Jizery. Pro tento účel je využíván 25 km dlouhý úsek řeky se 685 jímacími studněmi, hlubokými mezi 8 a 12 m. Vzálenost vrtaných studní od řeky je okolo 250 m. Celková potenciální kapacita místního systému břehové infiltrace je 1000 l/s. V šedesátých letech minulého století byla kapacita vodárny navýšena vybudováním nového systému umělé infiltrace. Ten spočívá v jímáním povrchové vody z Jizery, která je po přečištění vsakována prostřednictvím zasakovacích van a následně opět jímana jako voda podzemní. Jímání probíhá pomocí studní s horizontálními sběrači, umístěnými asi 200 m od zasakovacích van. Celková využitelná kapacita umělé infiltrace v oblasti Káraného dosahuje okolo 900 l/s (Hrkal et al. 2018).

Mimo tyto nejvýznamnější aplikace umělé infiltrace je v Česku v menší míře poměrně často využívána břehová infiltrace. Jde o jímací území se zdroji v mělkých fluvialních kolektorech podél větších řek, kde v případě intenzivnějších odběrů dojde k indukci břehové infiltrace. Jako příklad lze uvést jímací území v Ivančicích na soutoku řek Jihlavy a Rokytné. V podobných podmínkách fungují i další blízká jímací území podél Jihlavy. Proces břehové infiltrace v těchto případech však často není přesně popsán a kvantifikován. V minulosti byla umělá infiltrace provozována i ve vodárnách u Nového Bydžova, Luhu u Sušice, v Přerově – Lyskách a Hrachovce u Valašského Meziříčí a do jisté

míry i na lokalitách Rokycany, Frýdek – Místek, Rožnov pod Radhoštěm a Kněžpole u Uherského Hradiště (citace). Na lokalitách Dlouhé meze, Srbská Kamenice, Vsetín, Rožnov pod Radhoštěm, Tlumačov a Březová nad Svitavou byl v minulosti proveden hydrogeologický průzkum za účelem aplikace umělé infiltrace (Datel et al. 2021). Na těchto lokalitách ale nedošlo k zavedení trvalého provozu s umělou infiltrací.

3 Kvalitativní aspekty: vliv zasakování na jakost podzemní vody

Umělá infiltrace je velmi účinným nástrojem pro zlepšení kvality vody, nicméně tato schopnost má své limity. Pečlivě sledovaným parametrem se proto stává kvalita infiltrované vody, resp. typ a rozsah znečištění. Běžně se k zasakování využívají dostupné povrchové vody. V případě epizodního zasakování jde o momentální přebytky povrchové vody, například po intenzivních deštích či tání sněhu (U.S. EPA 2021, Hossain et al. 2020). V těchto případech je kvalita zasakované vody většinou bezproblémová, protože jsou přítomné znečišťující látky ve velkém objemu vody značně naředěné. Problematické mohou být povrchové vodní toky v případě takzvaného odlehčování komunálních čistíren odpadních vod. Po silných deštích jsou totiž přítoky do tuzemských čistíren často extrémně vysoké kvůli sjednocení splaškové a dešťové kanalizace. Protože čistírny takové extrémní přítoky nejsou schopné zpracovat, jsou odlehčené tak, že jsou přítoky vypuštěné přímo do recipientu – povrchového toku, bez jakéhokoliv čištění. Dlouhodobé zasakování povrchové vody vyžaduje vhodnou kvalitu zasakované vody a sledování vlivu na kvalitu podzemní vody. V některých případech jsou určité parametry podzemní vody umělým zasakováním vylepšené. Jako příklad lze uvést opět vodárenský komplex podél řeky Jizery. Podzemní voda je zde kvůli zemědělskému využití území lokálně značně zatížená dusíkatými látkami. Zasakovaná voda z řeky Jizery oproti tomu přitéká ze zemědělstvím méně zatížených oblastí v horní části povodí, a proto vhodně ředí živiny ve vodárensky využívané mělké zvodni (Bruthans et al. 2020).

Jeden z možných zdrojů pro umělé zasakování je přečištěná odpadní voda. Vzhledem k zbytkovému znečištění takové vody to vyžaduje zvláštní pozornost a zvýšenou kontrolu ovlivnění kvality podzemní vody. Odpadní voda se v současnosti zasakuje především v aridních a semiaridních oblastech, kde jsou dostupné přírodní zdroje mnohem menší než v tuzemských podmínkách. Vzhledem k častějším výskytům dlouhodobého sucha ve střední Evropě je ale tato praxe čím dál aktuálnější i u nás.

V České republice je vypouštění odpadních vod do horninového prostředí povoleno pouze ve výjimečných případech. Legislativně je zakázáno vypouštění přímo do podzemní vody. Vypouštění přes půdní filtr je vodoprávními orgány povolováno pouze ve velmi omezené míře – u jednotlivých rodinných domů či rekreačních objektů. Konkrétně je vsakování odpadních vod do horninového prostředí upraveno § 38 odst. 9 zákona o vodách č. 2654/2001 Sb. v aktuálním znění následovně: „*Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod je zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné*

závadné látky nebo zvláště nebezpečné závadné látky (§ 39 odst. 3) z jedné nebo několika územně souvisejících staveb pro bydlení, staveb pro rodinnou rekreaci nebo z jednotlivých staveb poskytujících ubytovací služby, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech, přes půdní vrstvy do vod podzemních lze povolit, pokud není v daném případě technicky možné nebo s ohledem na zájmy chráněné tímto zákonem nebo jinými právními předpisy možné nebo žádoucí, vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Povolení vypouštění odpadních vod do vod podzemních podle věty druhé nelze vydat bez souhlasného vyjádření osoby s odbornou způsobilostí, která posoudí vliv vypouštění odpadních vod na jakost podzemních vod. Maximální povolené množství odpadních vod vypouštěné z jedné nebo několika územně souvisejících staveb pro bydlení nesmí celkově přesáhnout 15 m³/den.“

V zahraničí se na rozdíl od České republiky odpadní vody v různém stupni čištění nechávají zcela běžně zasakovat do horninového prostředí a stávají se sekundárním zdrojem užitkových, ale i pitných vod. Mezi nadnárodní organizace, které se problematice vsakování odpadních vod do horninového prostředí významněji věnují, patří například International Association of Hydrogeologists, která mimo jiné spravuje internetové stránky věnované řízenému doplňování zvodnělých vrstev <http://www.iah.org/recharge/>). Další světovou organizací zabývající se touto problematikou je World Health Care Organization, která publikuje nejnovější trendy v oblasti využívání odpadních vod na adrese:

http://www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/en/.

Nedostižnou světovou špičku v oblasti recyklace odpadních vod představuje Izrael, který každoročně čistí a znovu využívá pro zemědělství takřka 70 % odpadních vod. Většina zbylých odpadních vod je znovu použita pro další účely. Jen pro srovnání na pomyslném druhém místě v oblasti efektivity využívání recyklované vody je ve světě Španělsko – to však recykluje jen 12 % odpadní vody. Jako ukázka izraelského hospodaření s odpadní vodou může posloužit oblast Tel Avivu. Tato aglomerace má okolo dvou milionů obyvatel, kteří ročně vyprodukují 127 000 000 m³ odpadních vod. Po průchodu konvenční čistírnou odpadních vod ji následně na šesti polích Sorek a Yavne nechávají zasáknout do podzemí. Tento proces v izraelských podmínkách plní tři úlohy:

- i. Průchodem horninovým prostředím dochází k dokonalému vyčištění vody na standardy pitné vody.
- ii. Zasakováním se zvyšuje hladina podzemní vody a vytváří se tak hydraulická bariéra, která zatlačuje slanou mořskou vodu dále z vnitrozemí.

- iii. Hlavní význam spočívá ve zvýšení efektivity hospodaření s vodou, protože podzemní voda je v letním bezsrážkovém období čerpána z podzemí a znovu využívána.

3.1 Atenuace znečištění při zasakování odpadních vod

Odpadní voda je ve světě velmi populárním zdrojem pro zavlažování. Studie ve Phoenixu prokázaly (Bouwer 1991), že přírodní filtrace v půdě snižuje koncentrace dusíku z 20 mg/l na cca 7 mg/l, počet fekálních koliformních bakterií z 3500 ve 100 ml na 0,3 ve 100 ml, obsah rozpuštěných pevných látek z 15 mg/l na 1 mg/l a celkový organický uhlík z 20 mg/l na 3 mg/l.

Podobné pozitivní zkušenosti mají i v západní Austrálii (Toze et al. 2004). Vyčištěné splašky byly vsakovány do mělké vápencové zvodně a zpět čerpány odběrnými studnami umístěnými 80 a 100 metrů od vsakovacích nádrží, ze kterých byly využívány pro zavlažování. Výsledky této studie prokázaly, že dočištění v horninovém prostředí je zcela dostatečné pro dané účely.

Nedostatek vody pro zavlažování je pomocí odpadních vod řešen i v Číně (Leach et al. 1990). Při infiltraci se využívají přirozené čistící procesy sorbce a v horninovém prostředí probíhající chemické a biologickými přeměny.

V oblasti v okolí australského Perthu klesají hladiny podzemních vod od 70. let 20. století jako důsledek nižšího množství dešťových srážek a zvýšeného odběru vody. McFarlane et al. (2007) popisuje pokusy se zasakováním předčištěné odpadní vody do infiltračních galerií, jehož cílem je obnova místních mokřadů. Modelová studie prokázala, že tímto postupem dojde ke zvýšení hladiny podzemních vod a následně se zvýší i 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. Pomalejší je postup snižování koncentrací dusíku.

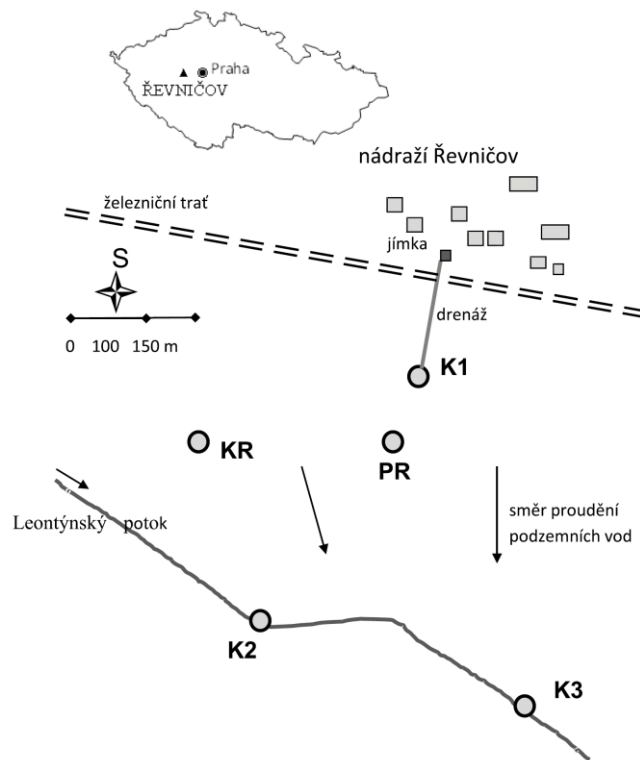
Více než 25 % populace Spojených států a 37 % nové zástavby je zásobováno místními malokapacitními systémy čištěných odpadních vod (Van Cuyk a Siegrist 2001). Většina těchto systémů je založena na recyklaci primárně vyčištěných splaškových vod průchodem půdou tak, aby se docílilo vyčištění dříve, než dojde k dosažení podzemní vody. Publikované výsledky ukazují vyšší úroveň čištění, než jaké dosahují tradiční septiky.

Čištění odpadních vod přes horninové prostředí má nezanedbatelný ekonomický efekt a to především v rozvojových zemích. Světová zdravotnická organizace (WHO) v zemích rozvoje světa, kde často schází adekvátní čištění splaškových vod, povoluje koncentraci až 1000 fekálních koliformních bakterií na 100 ml vody. Náklady na dosažení takového stupně čistoty prostřednictvím zasakování do horninového prostředí jsou podle Bouwera (1991) o 40 % nižší než náklady na čištění v čistírně odpadních vod.

3.1.1 Pilotní studie Řevničov a vyhodnocení přirozené atenuace

Vyhodnocení atenuace – odbourávání znečištění v horninovém prostředí v případě infiltrace odpadních vod bylo provedeno mimo jiné na pilotní lokalitě Řevničov, kde dochází k dlouhodobému neřízenému zasakování komunálních odpadních vod do mělké přípovrchové zóny permokarbonských sedimentů. Výsledky výzkumu byly publikované ve formě recenzovaného článku (Rozman et al. 2013).

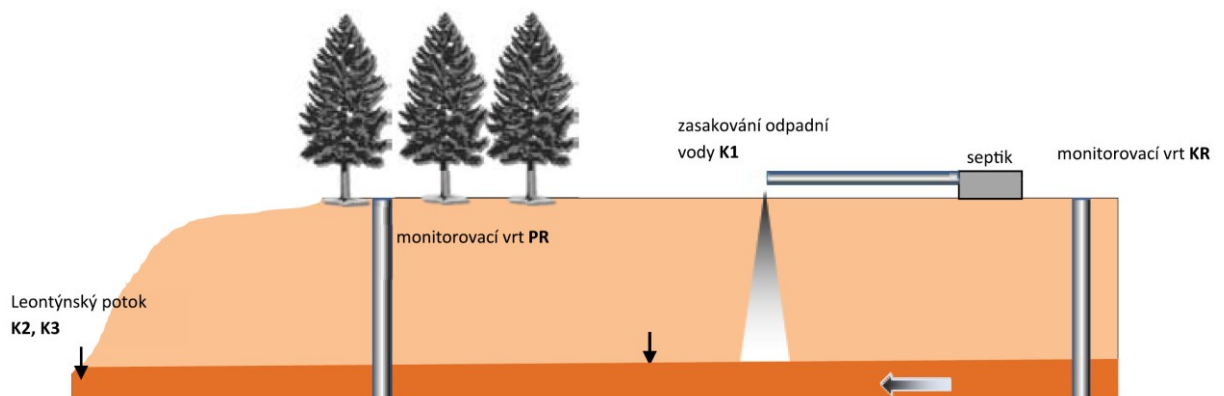
Zdrojem znečištění na této lokalitě je malá část obce s dosud nevyřešenou likvidací odpadních vod. Původní čistírna je v současné době nefunkční a odpadní voda z domácností se proto akumuluje v septiku. Z něho odpadní voda odtéká trubkou do lesa, kde se postupně vsakuje do horninového prostředí v úseku dlouhém asi 200 m. Tento systém likvidace odpadních vod funguje cca 10 let.



Obr. 1 Situace zájmového území (Rozman et al. 2013)

Zasáknutá odpadní voda doplňuje mělkou zvědeň s volnou hladinou podzemní vody, vázanou na kvartérní sedimenty a zónu přípovrchového rozpojení puklin karbonských sedimentů. Směr toku podzemní vody je od místa zasakování k jihu směrem k místní erozivní bázi – Leontýnskému potoku (Obr. 1).

Atenuace znečišťujících látek z odpadní vody bylo provedeno na základě výsledků získaných monitorovacím systémem. Cílem monitoringu bylo postihnout migrační cestu znečištění od zdroje do průchodu horninovým prostředím (Obr. 2).

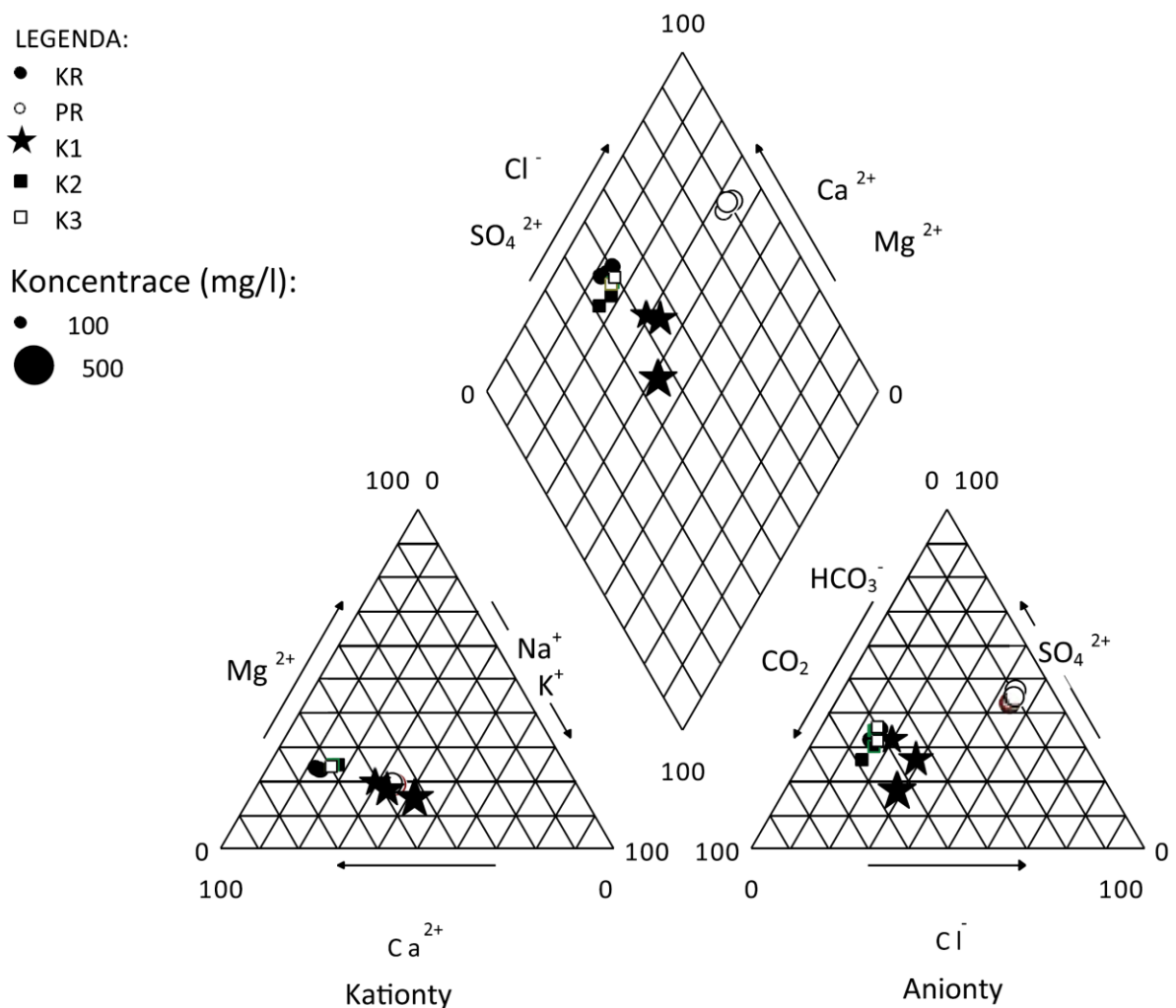


Obr. 2 Schematický řez s vyznačením monitorovacích objektů (Rozman et al. 2013)

Prvním odběrným místem se stal výtok odpadní vody na terén (K1), který představoval zdroj znečištění.

Druhým odběrným místem byl monitorovací vrt (PR) realizovaný do hloubky 29 m ve vzdálenosti 100 metrů po směru proudu podzemní vody od místa zasakování, který dokládal kvalitativní změny, ke kterým došlo po krátkém průchodu saturovanou zónou. Odtékající povrchové vody z lokality byly dále vzorkovány na dvou místech. První bod monitoringu představovaly odběry z Leontýnského potoka v prostoru mimo ovlivnění drénovanými podzemními vodami (K2), druhý pak níže po proudu potoka, ve vzdálenosti cca 300 metrů od místa infiltrace (K3). Tento vzorek dokumentoval jakost povrchové vody ovlivněné drenáží podzemní vody ovlivněné zasakováním podzemních vod. Posledním místem monitoringu byl vrt (KR) umístěný v lese proti směru proudění podzemní vody, jehož výsledky charakterizují neovlivněné přirozené pozadí.

Podle výsledků rozborů odebraných vzorků se vsakováním odpadní vody v horninovém prostředí vytváří kontaminační mrak, který se postupně šíří ve směru proudění podzemní vody. Lze předpokládat, že k atenuačním reakcím dochází zejména v okrajových částech mraku, kde dochází k mísení znečištěné a pozadové podzemní vody (Parkhurst, Stollenwerk, Colman 2003). Základní chemické složení bylo znázorněno grafickou metodou využívající Piperův graf (Obr. 3). Obsahy dalších potenciálně reaktivních zájmových složek byly porovnávány vzhledem k chloridům, které se neúčastní žádných atenuačních reakcí a které poskytují dostatečný kontrast umožňující rozlišit vsakované splaškové vody („odpad“ – cca 70 mg/l) od pozadí (KR – cca 14 mg/l).



Obr. 3 Piperuv graf základního chemického složení podzemní a odpadní vody (Rozman et al. 2013)

Vyvozené byly následující skutečnosti:

- Z hlediska základního chemického složení, vyhodnoceného formou Piperova grafu (Obr. 3), je na vzorcích z objektu PR jasně patrný dominantní vliv odpadní vody (K1).
- V případě kationtů se poměry Ca, Mg, Na a K ve vzorcích K1 a PR prakticky kryjí, pozadové vzorky (objekt KR) jsou relativně ochuzené sodíkem a draslíkem.
- U aniontů jsou poměry základních složek (hydrogenuhličitanů, síranů a chloridů) podobné u vzorků z pozadí (KR) a odpadní vody (K1). Vzorky z ovlivněného vrtu (PR) jsou relativně obohaceny chloridy a síranů. Zatímco chloridy představují inertní stopovač, jehož zdrojem je odpadní voda,

relativní obohacení podzemní vody sírany je nutné pokládat za projev hydrogeochemických reakcí probíhajících v horninovém prostředí.

Výsledky hodnocení základního složení vzorků podzemní a odpadní vody formou Piperova grafu jsou v dobrém souladu s porovnáním obsahů jednotlivých složek ve spleškové vodě (objekt K1) a objektu PR, normalizovaných vzhledem k obsahu chloridů. Z tohoto porovnání vyplývá pro podzemní vodu (objekt PR):

- pokles všech forem dusíku,
- výrazný pokles koncentrací fosforečnanů,
- pokles hodnoty pH,
- nárůst koncentrace síranů,
- nárůst koncentrací Na a zejména K
- pokles koncentrací Ca a Mg
- pokles koncentrací Al,
- nárůst koncentrací Be,

Z hlediska mikrobiologického lze konstatovat, že atenuační schopnost horninového prostředí je velmi vysoká. Velmi vysoké koncentrace látek zaznamenané na výtoku z drenáže byly dokonale odstraněny již po průchodu cca 100 metry horninového prostředí.

Konceptuální model šíření znečištění

Výsledky vyhodnocení celkových změn chemizmu podzemní a povrchové vody lze interpretovat v následujícím konceptuálním modelu:

Dlouhodobým vsakováním nepřečištěných komunálních odpadních vod do horninového prostředí se v mělkém kolektoru vytvořil kontaminační mrak tvořený širokou škálou organických a anorganických složek. V rámci mraku lze rozlišit několik redoxních zón. V jádře mraku pravděpodobně převládají anoxické podmínky s relativně vysokými koncentracemi organického uhlíku, amonných iontů, fosforečnanů, železa a manganu, bez přítomnosti kyslíku. K většině reakcí dochází na okrajích kontaminačního mraku v místech, kde dochází k mísení znečištěné podzemní vody s pozadovou podzemní vodou obsahující rozpuštěný kyslík. Hlavními reakcemi, ke kterým v horninovém prostředí prokazatelně dochází, jsou biologicky zprostředkovaná nitrifikace amoniakálního dusíku a mineralizace organického uhlíku. Během nitrifikace amonných iontů je produkován dusičnanový iont a vodíkové ionty (H⁺), což vede k poklesu pH v objektu PR v porovnání jak s odpadní vodou (objekt K1), tak i přirozeným pozadím (objekt KR). Pokles poměru celkového obsahu dusíku k chloridům v objektu PR v porovnání s tímto poměrem ve vzorku K1 dokládá

částečný úbytek celkového obsahu dusíku v podzemní vodě, který je pravděpodobně důsledkem částečné denitrifikace dusičnanů. Může se jednat o reakci dusičnanů s organickým uhlíkem nebo autochtonními sulfidy v horninovém prostředí. Hypotéze možnosti oxidace sulfidů nasvědčuje zvýšení koncentrací síranů v objektu PR jak oproti přirozenému pozadí (KR), tak i oproti zdroji znečištění (K1). Oxidace sulfidů rovněž přispívá ke snížení hodnoty pH oproti pozadí i proti odpadní vodě. Hodnota pH je pravděpodobně za absence karbonátů v kolektoru pufrována rozpouštěním alumosilikátů (Robertson, Blowes 1995). Této hypotéze nasvědčují rovněž relativně zvýšené koncentrace Be a Li v objektu PR.

Další důležitou reakcí je mineralizace organického uhlíku. Tato reakce bude spotřebovávat oxidanty jako je rozpuštěný kyslík, dusičnany, a v jádře mraku minerální fáze Fe (III) a Mn (IV), případně sírany. Současně bude reakce produkovat hydrogenuhličitan, který je následně částečně spotřebováván při srážení kalcitu. Přesycení podzemní vody vůči kalcitu je umožněno zvýšením obsahu vápníku, který je vytlačován z povrchu minerálních fází sodíkem a draslíkem, které jsou obsaženy v infiltrující odpadní vodě v relativně vysokých koncentracích.

Výrazný úbytek koncentrace fosforečnanů je důsledkem jejich sorpce a povrchové komplexace na pevné fáze horninového prostředí, zejména hydrooxydy železa. Současně může lokálně docházet k precipitaci velmi slabě rozpustných fosforečnanů železa a vápníku. S ohledem na záporné hodnoty saturačních indexů těchto fází je však jejich srážení ve větším měřítku nepravděpodobné. Povrchová komplexace fosforečnanů s vodnatými hydrooxydy železa byla jako významný propad fosforu identifikována i na jiných lokalitách (LeBlanc 1984, Bussey, Walter 1996, Walter et al. 1996). Průzkumný vrt PR je situován pravděpodobně v okrajové zóně mraku, s detekovatelnou přítomností rozpuštěného kyslíku. Tomu při daném pH odpovídají i nízké koncentrace železa a hliníku, které jsou pravděpodobně kontrolovány rozpustností pravděpodobností jejich hydroxidů Fe (OH)₃ a Al (OH)₃. Srážení hydroxidů Fe a Mn na okrajích mraku vytváří dodatečnou sorpční kapacitu pro záchyt fosforečnanů.

3.2 Výskyt a chování mikropolutantů

Problematika tzv. mikropolutantů v povrchových a následně v podzemních vodách se dostává do popředí zájmu odborné veřejnosti. Jedná se o látky, které ve většině případů nejsou v současných normách pro pitnou vodu, protože relativně ještě nedávno neexistovaly analytické metody, které by je dokázaly detekovat s dostatečnou přesností. Rozvoj laboratorních postupů a jejich ekonomická dostupnost však přináší celou řadu nových otázek. V hydrosféře se objevuje nesmírně pestrá škála látek, o jejichž dopadu na ekosystém a následně i na lidské zdraví ve většině případů nemáme příliš informací.

Jako klíčové se jeví především obsahy farmak (PPCP - Pharmaceuticals and Personal Care Products), která jsou ve vodách obvykle ve velmi nízkých koncentracích, v řádech ng/l až µg/l. Jejich druhová skladba je nesmírně široká, převážně je tvořena různými typy léčiv, které odcházejí z lidského těla do kanalizace. A situace je komplikovaná i velmi variabilní tvorbou tzv. dceřiných produktů primární kontaminace. Ve vodách nacházíme také hormony, antikoncepci, ale i drogy (Carrara, et al. 2008). Kromě zdravotnictví je zdrojem tohoto znečištění i chov hospodářských zvířat a rybí farmy, kde se běžně používají různé přípravky pro léčení, prevenci před nemocemi, nebo za účelem dosažení větší váhy. Ukazuje se, že tyto látky jsou rozšířeny plošně téměř v celém civilizovaném světě (Bouwer 1990). S nejvyššími koncentracemi léčiv ve vodě se logicky setkáváme v okolí velkých sídelních aglomerací a lékařských zařízení. Relativně nejhlubší znalosti o chování farmak v povrchových vodách jejich působení na životní prostředí (Costanzo et al. 2005, Peake, Braund 2009, Jobling et al., 2006) máme k dispozici z povrchových vod.

Například Kostich (et al. 2008) prokázal narušení endokrinního systému ryb vlivem stopového množství antikoncepční látky ethynylestradiol ve vodním toku. V Německu byl pozorován vliv diklofenaku na histologické změny ledvin a žáber pstruha duhového (Schwaiger et al. 2004). Některá farmaka jsou v prostředí velmi stabilní a proto nebezpečná z důvodu bioakumulace a mohou mít negativní vliv i na terestrické živočichy. Typickou ukázkou je například problém s látkou diklofenak, která způsobila rozvrácení ekosystému na řadě míst v Indii a v Pákistánu (Oaks et al. 2004).

Podstatně méně informací je však k dispozici o farmakách v podzemních vodách. Domněnky, že tato specifická kontaminace bude účinně eliminována půdním profilem a sorpčními procesy v nenasycené zóně, zpochybnily první hydrogeologické studie (např. Jekel, Heberer 2014). Například v podzemní vodě v kolektorech napájených odpadní vodou v městských aglomeracích USA byly změřené koncentrace antropogenních

hormonů v rozsahu od 1,4 do 6,5 ng/l (Standley et al. 2008), diklofenaku až 46 ng/l (Miller and Meek, 2006), karbamazepinu až 610 ng/l (Drewes et al. 2003). Koncentrace antropogenních estrogenů přesahující 2 ng/l potvrdily výsledky Moertaniho (2006) v nádrži Želivka, která je hlavním zdrojem pitné vody pro hlavní město České republiky Prahu.

V rámci projektu boDEREC-CE byly sledované koncentrace PPCP ve vodárenských zdrojích ve střední Evropě, včetně lokality Káraný (Tabulka 1). Dle výsledků monitoringu byly nejčastěji detekované látky DEET, metformin a kofein. Dalších 28 látek PPCP bylo detekováno na více na polovině lokalit, což dokládá rozšíření těchto látek v různých povodích napříč regionu střední Evropy (Lukač Reberski et al. 2022).

Tabulka 1 Výskyt látek PPCP na 8 lokalitách ve střední Evropě (Lukač Reberski et al. 2022)

Poznámka: červeně látky s výskytem na všech 8 lokalitách nebo na 7 lokalitách, oranžově a žlutě látky s výskytem na většině lokalit (6x respektive 5x), zeleně látky s výskytem na několika lokalitách (4x a 3x).

	Labe	Isar	Jizera	Po	Sava	Brynica	Cetina	Waidhofen
DEET	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red
metformin	Red	Red	Red	Red	Red	Red	Red	White
kofein	Red	Red	Red	Red	Red	White	Red	Red
valsartan	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
valsartanová kyselna	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
gabapentin	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White	Orange
1H-benzotriazol	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	Orange	White
benzotriazol methyl	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
diklofenak	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
iopromid	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
irbesartan	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White	White
paracetamol	White	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	Orange	White
iohexol	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	Yellow	White	White
ibuprofen	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	White	Yellow	White
oxypurinol	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	White	White
acesulfam	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	White	White
lamotrigin	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	White	White
sacharin	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	White	White	White

	Labe	Isar	Jizera	Po	Sava	Brynica	Cetina	Waidhofen
paraxanthin	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow			
iomeprol	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow			
clarithromycin	Yellow	Yellow	Yellow		Yellow			Yellow
erythromycin		Green	Green			Green		Green
4-formylaminoantipyr	Green	Green	Green		Green			
penicilin G	Green	Green	Green			Green		
tramadol	Green	Green	Green			Green		
karbamazepin	Green	Green	Green	Green				
metoprolol	Green	Green	Green			Green		
PFOS	Green	Green	Green		Green			
fexofenadin	Green	Green		Green	Green			
hydrochlorothiazid	Green	Green	Green		Green			
methylparaben	Green	Green	Green					Green
bisphenol S	Green	Green			Green			
karbamazepin 10,11-dihydro-10-hydroxy		Green		Green		Green		
celiprolol	Green		Green			Green		
kotinin	Green	Green	Green					
iopamidol		Green		Green		Green		
primidon	Green	Green	Green					
venlafaxin	Green	Green	Green					
venlafaxin O-desmethyl	Green	Green		Green				
sulfamethoxazol	Green	Green	Green					

3.2.1 Sledování výskytu PPCP ve vodním prostředí v tuzemsku

Správci povodí v tuzemsku v současnosti systematicky sledují koncentrace vybraných léčiv ve většině hlavních vodních toků v republice. Výsledky jsou zveřejňovány ve výročních zprávách (online - Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky). Ve vodních tocích povodí Labe v České republice byly stanoveny koncentrace pěti nejčastěji používaných nesteroidních protizánětlivých léčiv - NSAID (ibuprofen, diklofenak, naproxen, ketoprofen a indometacin). Přítomnost léčivých látek byla sledována na 29 vzorkovacích místech zahrnujících městské a venkovské oblasti, malé potoky a hlavní přítoky Labe, a sice měsíčně od dubna do prosince roku 2011. Pro kvantifikaci NSAID byla

vyvinuta komplexní analytická metoda kombinující derivatizaci pentafluorobenzylbromidem (PFBBBr) s vysoce citlivou dvourozměrnou plynovou chromatografií s hmotnostní spektrometrií (GCxGC-TOFMS). Přestože se obsah všech NSAID v jednotlivých odběrových místech výrazně lišil, celkové množství jednotlivých sloučenin bylo ve všech sledovaných obdobích relativně stabilní, pouze s nevýznamným nárůstem v jarních a podzimních měsících. Jako nejhojněji zastoupené léčivo byl zjištěn ibuprofen s maximální koncentrací 3210 ng/l, následovaný naproxenem, diklofenakem a ketoprofenem (1423,8 ng/l, 1080 ng/l a 929,8 ng/l). Indometacin byl nalezen pouze na několika místech odběru (maximální koncentrace 69,3 ng/l). Koncentrace všech sloučenin s výjimkou ibuprofenu byly výrazně vyšší na místech odběru vzorků s nízkými průtoky (potoky), následovaly největší vodní toky (Maršík et al. 2016).

Z vodních nádrží byl v České republice prováděn dvouletý měsíční monitoring látek PPCP pro nádrž Švihov (2017 - 2018) a dlouhodobý systematický monitoring přehrady Vrchlice (2010 - 2018). Voda v nádrži Švihov byla až na vzácné výjimky zcela čistá, nicméně v nádrži Vrchlice byl prokázán systematický a rostoucí trend nárůstu pesticidních látek v důsledku zvyšujícího se pěstování plodin pro výrobu biopaliv. (Datel et al. 2018, Ferenčík 2018).

Výsledky studie Ústavu experimentální botaniky ukazují, že široce používaná humánní léčiva, jako jsou NSAID, jsou přijímána a metabolizována vyššími rostlinami v mokřadech. Pokusy v laboratorních podmínkách *in vitro* ukazují, že koncentrace modelového NSAID ibuprofenu byla významně snížena buněčnými suspenzními kulturami dvou testovaných druhů, *Melilotus albus* a *Rheum palmatum*. Následující zjištění získaná na neporušených rostlinách rákosu obecného (*Phragmites australis*), který je dominantním druhem mnoha mokřadních ekosystémů po celém světě rostoucích ve sterilních podmínkách potvrdila absorpci i metabolickou degradaci přidaného ibuprofenu. Výsledky dosažené v laboratorních podmínkách během *in vitro* a hydroponických experimentů byly ověřeny v reálných podmínkách v konstruovaném mokřadu pro ibuprofen a také pro další široce rozšířené kyselé NSAID naproxen, ketoprofen a diklofenak (Maršík et al. 2015).

V několika málo případech byly sledované koncentrace PPCP během procesu čištění odpadních vod. Takové výsledky jsou k dispozici například z čistíren v Praze, v Horních Beřkovicích a v Mladé Boleslavi. Výsledky ukazují poměrně nízkou účinnost odstraňování řady látek PPCP (Rozman et al. 2015, Rozman et al. 2017, Hrkal et al. 2018). Podobně nízká účinnost byla prokázána i u kořenových čistíren (Vymazal et al. 2017).

Výzkum Státního zdravotního ústavu (SZÚ) se zaměřil na hodnocení léčiv v pitné vodě v České republice (Kožíšek et al. 2013). Ověřoval se výskyt 5 látek. Vzorky byly odebrány z veřejných vodovodů zásobujících 5,3 milionu obyvatel. V úvodním průzkumu vodovodní vody z 92 hlavních zásobovacích oblastí využívajících převážně povrchovou vodu žádná léčivá látka nepřekročila mez stanovitelnosti (LOQ = 0,5 ng/l). Při druhém průzkumu byly odebrány vzorky z odtoku z 23 úpraven vody, které jsou považovány za vysoce rizikové, protože využívají povrchové vody ovlivněné odpadními vodami. Nejčastěji nalezeným léčivým přípravkem byl ibuprofen (19 vzorků), následovaný karbamazepinem (12), naproxenem (8) a diklofenakem (3); koncentrace se pohybovaly v rozmezí od 0,5 do 20,7 ng/l, s mediánem pod 6 ng/l. Koncentrace 17 α -ethinylestradiolu byly pod LOQ. Následný průzkum zahrnoval vzorky z kohoutku a výtoku z osmi z 23 úpraven vody s nejvyššími koncentracemi. Léčiva byla zjištěna pouze ve třech vzorcích vodovodní vody. Dle autorů tyto výsledky naznačují, že relativně malá populace (<10 %) v ČR je vystavena kvantifikovatelným koncentracím léčiv ve vodovodní vodě a že s touto expozicí je spojena extrémně vysoká míra bezpečnosti.

Výskyt a chování látek PPCP v podzemních vodách byl sledován na lokalitách umělé infiltrace a břehové infiltrace v oblasti Káraného v letech 2017 - 2021 (Hrkal et al. 2018, Lukač Reberski et al. 2022) a v Horních Beřkovicích, kde dochází k dlouhodobému zasakování přečištěné odpadní vody ze zasakovacích rybníků (Rozman et al. 2015, Rozman et al. 2017). Výsledky z těchto lokalit jsou podrobněji prezentované v následujících kapitolách práce a v příložených člancích.

3.2.2 Analytická metoda stanovení PPCP

Nejrozšířenější metoda stanovení koncentrací PPCP ve vzorcích vody využívá postupy kapalně chromatografie a hmotnostní spektrometrie. Jako příklad přesnějšího popisu analytické metody uvádím postup laboratoře Povodí Vltavy, který respektuje platné postupy a metody EPA 1694. Rozbory této laboratoře byly využívány ve výzkumech na pilotních lokalitách, popsanych v následujících kapitolách a příložených člancích.

Vzorky byly odebírány do 60 ml hnědých skleněných vzorkovnic (naplněných pouze do poloviny). Vzorky byly uloženy v mrazničce v nakloněné poloze. V den analýzy byly rozmrazeny při maximální teplotě 30 °C. Analýzu bylo nutné provést ihned po rozmrazení.

Pro analýzu PPCPs byla vyvinuta metoda LC-MS/MS s kombinovaným režimem ESI+ a ESI-. Vzorky vody byly odstředovány v „headspace“ lahvičkách po dobu 10 minut při přibližně 3500 otáčkách za minutu. Následně bylo na analytických vahách naváženo 1,50 g každého vzorku do 2 ml lahvičky. Poté bylo ke každému vzorku přidáno 1,5 µl kyseliny octové. V dalším kroku bylo provedeno izotopové ředění. Byly použity deuterované vnitřní standardy d10-karbamazepin, d6-sulfametoxazol, d3-iopromid, d3-iopamidol, 13C2-erythromycin, d3-ibuprofen, d4-diklofenak, d3-naproxen, d5-chloramfenikol a další. PPCP byly separovány a detekovány metodami LC-MS/MS založenými na přímém nástřiku vzorku do chromatografu. Byl použit ultraúčinný kapalinový chromatograf 1290 (UHPLC) spojený s hmotnostním spektrometrem Agilent 6495B Triple Quad (MS/MS) společnosti Agilent Technologies, Inc. (Santa Clara, Kalifornie, USA).

Metoda separace byla provedena na analytické koloně Waters Xbridge C18 (100 mm x 4,6 mm, velikost částic 3,5 µm). Mobilní fáze se skládala z methanolu a vody s 0,02 % kyseliny octové a 0,5 mM fluoridu amonného jako přísadami mobilní fáze. Průtoková rychlost byla 0,5 ml/min. Injekční objem byl 0,050 ml.

Každá série vzorků byla ověřena kalibrační kontrolou a udržováním čistého prostředí, zařízení a činidel. Výkonnost analytického systému byla zajištěna pomocí slepých vzorků a vzorků s příměsí. Chemikálie použité pro přípravu kalibračních roztoků měly certifikovanou čistotu 99 %. Kalibrační roztoky byly připraveny z čistých analytů nebo z roztoků s certifikovanou koncentrací. Každý pátý vzorek v sérii byl zpracován metodou přidavku standardu, která byla použita ke kontrole vlivu matrice vzorku a k vynulování skutečného poměru výtěžnosti konkrétního analytu. Měřicí přístroje byly pod pravidelnou kontrolou a měřicí nádoby byly metrologicky testovány.

Použité chemikálie byly dodány od renomovaných výrobců v EU a USA: Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburg, Německo), LGC Ltd. (Teddington, Middlesex, Spojené království), Honeywell International Inc. (Morris Plains, NJ, USA), HPC Standards GmbH (Cunnersdorf, Německo), Absolute Standards Inc. (Hamden, CT, USA), CIL Inc. (Tewksbury, MA, USA), Analytika spol s.r.o. (Praha, Česká republika).

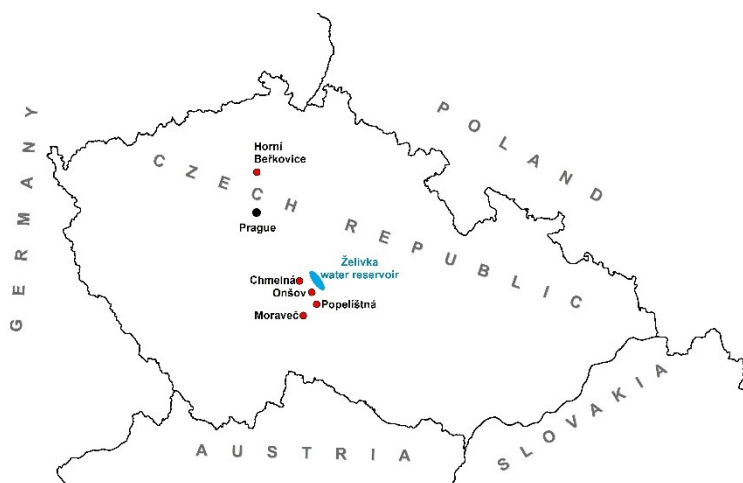
Tímto způsobem laboratoř stanovuje koncentrace PPCP ve vzorcích s mezí detekce pro většinu látek 10 ng/l. V případě některých látek jsou meze detekce vyšší (desítky až stovky ng/l).

3.2.3 Pilotní studie výskytu a chování PPCP v Horních Beřkovicích

V souvislosti s rozvojem laboratorních analytických metod a možností rozborů PPCP ve vzorcích vody byla v roce 2013 provedena první studie výskytu těchto látek v podzemních vodách v tuzemsku. Studie byla zaměřená na pilotní lokalitu Horní Beřkovice (Obr. 4), kde dochází k dlouhodobému zasakování přečištěné odpadní vody. Rozbory prokázaly výskyt karbamazepinu, ibuprofenu a diklofenaku jak v odpadních, tak i v podzemních vodách. Výsledky studie jsou publikované v odborném článku, který je součástí této práce (Rozman et al. 2015). Kopie článku je v příloze (**Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.**).

Na předcházející studii navazovaly činnosti v rámci projektu AQUARIUS financovaného z prostředků Norských Fondu, během něhož byl výskyt a chování PPCP na pilotní lokalitě Horní Beřkovice zkoumán podrobněji (Rozman et al. 2017). Sledována byla pestrá škála 32 farmak od dlouhodobého zdroje kontaminace, kterým je místní psychiatrická léčebna, přes čističku odpadních vod a usazovací nádrže. Dále se projekt zabýval problematikou infiltrace farmak do kolektoru a průchodem nesaturovanou a saturovanou zónou na vzdálenost cca 1 km. Výsledky byly srovnány s několika ostatními lokalitami s dostupnými údaji o koncentracích PPCP v odpadních vodách.

Obec Horní Beřkovice má v současné době 938 obyvatel. S výjimkou místního zemědělství se zde nenachází žádná průmyslová výroba ani jiné zdroje znečištění. V obci je psychiatrická léčebna s 587 lůžky, která je v provozu od roku 1891. Při plné obsazenosti se tak nemocnice podílí na produkci místních odpadních vod přibližně jednou třetinou. Obecní kanalizace ústí do čistírny odpadních vod, odkud je vyčištěná voda odváděna po cca 800 metrech do tří zasakovacích jezírek. Tento výjimečný způsob vypouštění odpadních vod je využíván kvůli specifickým přírodním podmínkám, které neumožňují vypouštění do povrchových toků. V širším okolí obce se žádný tok nenachází, takže obec Horní Beřkovice získala souhlas vodoprávního úřadu se zasakováním vyčištěných vod přímo do horninového prostředí.



Obr. 4 Lokace pilotních území (Rozman et al. 2017)

Přírodní a technické podmínky pilotní lokality

Zasakování odpadních vod probíhá v rovinaté zemědělské krajině s průměrnou roční teplotou 8,5 °C a průměrnými ročními srážkovými úhrny 500 až 550 mm. Zasakovací jezírka jsou umístěná na hnědozemní půdě a dobře propustných čtvrtohorních fluvialních štěrcích a píscích. Na svazích mírné morfologické deprese se vyskytují několik metrů mocné spraše a sprašové hlíny. Koeficient filtrace kvartérního fluvialního kolektoru odpovídá $1,3 \times 10^{-5}$ až $1,3 \times 10^{-3}$ ms⁻¹ a koeficient transmisivity činí $2,7 \times 10^{-4}$ až $5,2 \times 10^{-3}$ m²s⁻¹ (Zelinka et al. 1994). V hlubších partiích se nachází písčité prachovce a slínovce jizerského souvrství středoturonského stáří. Tyto vrstvy jsou propustnější jen v několika prvních metrech zvětrale horniny. Ve větších hloubkách se vyskytují více či méně nepropustné turonské sedimentární horniny. Infiltrovaná podzemní voda tak proudí pouze v mělké zvodni směrem na východ, k drenážní bázi, kterou tvoří řeka Labe.

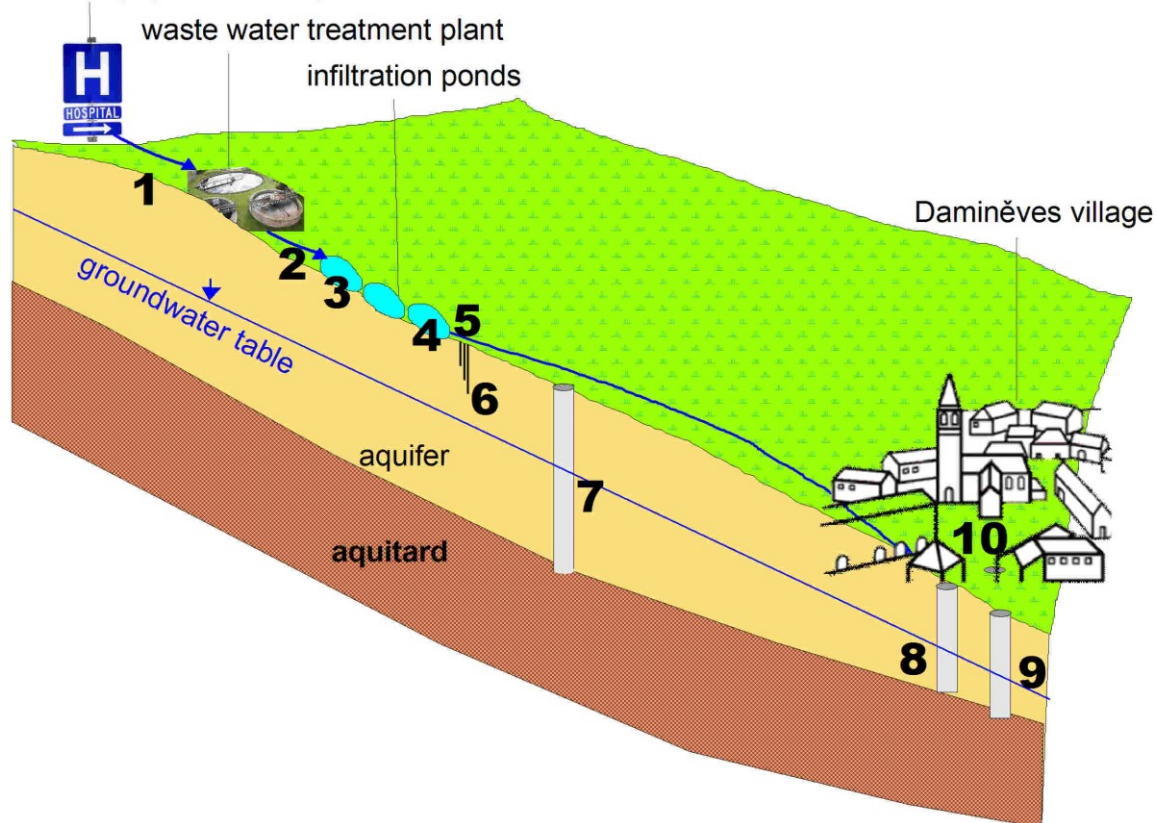
Čistírna odpadních vod (ČOV) v Horních Beřkovicích je konvenční s mechanickým a biologickým stupněm. Hlavním cílem mechanického stupně je odstranění hrubých usazenin. Biologické čištění zahrnuje denitrifikační stupeň, nitrifikační stupeň a usazovací nádrže.

Systém monitoringu

Cílem monitoringu bylo zjistit a popsat migrační cestu od zdroje kontaminace léčiv, kterým je psychiatrická léčebna v Horních Beřkovicích, až k potenciálním spotřebitelům kontaminované vody, obyvatelům obce Daminěves ležící ve směru proudění podzemní

vody (Obr. 5). Vzorky pro rozборы obsahu PPCP byly odebírány v pravidelných čtvrtletních intervalech v letech 2015 a 2016.

Horní Beřkovicе psychiatric hospital



Obr. 5 Schéma monitoringu v Horních Beřkovicích (Rozman et al. 2017)

Místa odběrů vzorku jsou uvedená v tabulce (Tab. 1).

Laboratorní analytická metoda na stanovení PPCP ve vzorcích je popsána v kapitole 3.2.2.

Vzorky odpadních a povrchových vod byly odebírány přímo do skleněných vzorkovnic, sedimenty a půdy do polyetylenových krabic. Zonální vzorky půd v nesaturované zóně byly odebrány z jádra vrtu o průměru 50 mm.

Tab. 1 Charakteristiky jednotlivých monitorovacích objektů (Rozman et al. 2017)

Místo odběru vzorku	Charakteristika monitorovacího objektu
1	Přítok do čistírny odpadních vod - charakterizuje směs farmak v odpadní vodě z obce a odpadních vod z psychiatrické léčebny
2	Odtok z čistírny odpadních vod (rozdíl výsledků bodů 1 – 2 charakterizuje efektivitu čištění)
3	Bahna usazená v prvním zasakovacím jezírku
4	Bahna usazená v třetím zasakovacím jezírku
5	Odtok z třetího zasakovacího jezírka.
6	Zonální odběry půd z nesaturované zóny
7	Monitorovací vrt pod třetím - posledním zasakovacím jezírkem. Tento bod podává informace o chování farmak po průchodu nesaturovanou zónou a následně cca 100 m v nasyceném prostředí.
8 - 10	Studny v obci Daminěves charakterizují koncentrace farmak po průchodu cca 1 km kolektoru. Představují důsledek nejrůznějších degradačních procesů, ředění, sorpce atd.

Srovnání odpadní vody z Horních Beřkovic s ostatními lokalitami

Projekt AQUARIUS obsahoval i několik dalších pilotních povodí, zaměřených na sledování problematiky nutrientů. Čtyři z nich - Chmelná, Onšov, Popelištná a Moravec - ústí do vodní nádrže Želivka (Obr. 4). Odpadní vody ze sídel ležících v povodí jsou čištěny v místních kořenových čistírnách. Taková zařízení se skládají z odkalovací jímky v místě přítoku a umělých mokřadů s horizontálním prouděním a trvalým nasycením filtračního lože, kde dochází k převážně anaerobnímu čištění vody. Vzorkovací práce na těchto lokalitách byly realizovány v čtvrtletních intervalech v letech 2014 a 2015, a sice nad čistírnami a pod nimi. Rozsah analýz a metodika zpracování byla identická s lokalitou Horní Beřkovice. Ve všech těchto případech se jednalo o podobně malá, většinou zemědělsky využívaná povodí, s malými sídelními celky. Tato srovnávaná povodí se využitím krajiny i plochou velmi podobala lokalitě v Horních Beřkovicích, jediným rozdílem byla absence koncentrovaných zdrojů léčiv, jako jsou nemocniční zařízení. Jediný zdroj kontaminace zde představovaly odpadní vody z místních vesnic, které obsahují běžně využívaná léčiva. Výsledky z těchto povodí pro účely projektu AQUARIUS byly využity jako referenční data, s určitou nadsázkou charakterizující požadové hodnoty v České republice.

Ze srovnání měřených dat vyplývá unikátnost pilotní lokality v Horních Beřkovicích, na které registrujeme v některých případech řádově vyšší koncentrace farmak, hlavní rozdíl však spočívá v jejich podstatně širším detekovaném spektru.

Jak vyplývá z tabulky (Tab. 2), na přítocích Želivky bylo z testovaných farmak detekováno jen deset léčiv. Koncentrace v odpadních vodách nad kořenovými čistírnami se pohybují řádově v jednotkách až desítkách $\mu\text{g/l}$ a jejich zastoupení dokládá, že se jedná o běžně používaná léčiva. Nejvyšší koncentrace jsou zaznamenány v případě furosemid, preparátu ze skupiny diuretik s odvodňovacím účinkem, který se využívá u srdečního selhávání. Následuje všeobecně používaný paracetamol, ibuprofen, kofein a sacharin. V druhé polovině tabulky, s koncentracemi většinou pod jeden $\mu\text{g/l}$, nacházíme analgetikum diklofenak, léky na vysoký tlak hydrochlorothiazid, metoprolol a atenolol a dále warfarin na prevenci trombózy.

U sledovaných povodí jsou průměrné koncentrace jednotlivých farmak většinou na řádově srovnatelné hodnotě, není to však obecné pravidlo. To se projevuje například u paracetamolu, u kterého jsou mezi povodími Onšov a Popelištná rozdíly několika řádů. Nejedná se však o důsledek například většího počtu obyvatel v povodí Onšov, protože v případě obsahu ibuprofenu, je situace opačná. Popelištná má obsahy této látky dvojnásobně vyšší než Onšov. Zdá se tedy, že obsahy farmak budou velmi variabilní v závislosti například na sociálním a věkovém složení místní populace. Dalším důvodem prostorové a časové variability může být nespolehlivost stávajících metod odběru vzorků. Jak uvádí Petrie et al. (2015), metoda odběru vzorků nám poskytuje vzorek pro určitý časový okamžik a může být významně ovlivněna kolísáním průtoku.

Veškeré látky analyzované na přítocích Želivky byly zaznamenány i v Horních Beřkovicích. U některých z nich se setkáváme s řádově srovnatelnými koncentracemi (atenolol, warfarin nebo metoprolol). Ve většině případů jsou obsahy farmak v Horních Beřkovicích zvýšené, a to řádově v případě kofeinu, dvojnásobně u paracetamolu, téměř sedminásobně u ibuprofenu. Na druhé straně látky, které se v psychiatrické léčbě využívají v omezené míře, neodpovídají obsahům, které jsou běžné v povodí Želivky (např. furosemid).

Horní Beřkovice se však zásadním způsobem liší podstatně větším spektrem detekovaných látek, které se jinak ve vodách vůbec nevyskytují (Tab. 2). Nápadné jsou například velmi vysoké koncentrace gabapentinu a karbamazepinu, látek využívaných na léčbu schyzofrenie a epilepsie. V případě karbamazepinu byla v odpadních vodách z Horních Beřkovic zaznamenána průměrná koncentrace 2850 ng/l , v povodí Želivky však tato látka nebyla zjištěna vůbec. Pro srovnání lze uvést, že různé studie dokládají koncentrace 1680 ng/l v odpadních vodách ve švédském Kälby (Bendz et al. 2005), 84-1300 ng/l v Minnesotě v USA (Writer et al. 2013), 637 ng/l v Austrálii (Roberts et al. 2016)

nebo 152-4596 ng/l ve Velké Británii (Kasprzyk-Hordern et al. 2009). Ve vysokých koncentracích se v Horních Beřkovicích dále objevují clarithromycin (antibiotikum) a naproxen (nesteroidní protizánětlivé a protirevmatické léčivo). Všechna ostatní detekovaná léčiva v Horních Beřkovicích se vyskytují v koncentracích většinou jen do stovek ng/l a navíc v nepravidelných intervalech.

Tab. 2 Průměrné koncentrace jednotlivých farmak na vstupu a výstupu ze sledovaných čistíren odpadních vod v letech 2014 - 2015 (Rozman et al. 2017)

	průměrné koncentrace															Horní Beřkovice		
	Chmelná			Onšov			Popelištná			Moraveč			průměr					
	přítok	výtok	účinnost	přítok	výtok	účinnost	přítok	výtok	účinnost	přítok	výtok	účinnost	přítok	výtok	účinnost	přítok	výtok	účinnost
	ng/l		%	ng/l		%	ng/l		%	ng/l		%	ng/l		%	ng/l		%
Furosemid	13 000	3 700	72	71 500	11 000	85	1 700	2 160	0	16 900	3 500	79	25 775	5 090	59	1 745	144	92
Paracetamol	12 100	34	100	45 500	9 800	78	239	305	0	8 450	11 670	0	16 572	5 452	45	39 225	25	100
Caffein	7 800	<10	100	17 000	5 250	69	10 750	2 000	81	26 500	10 750	59	15 513	4 500	77	185 000	38	100
Sacharin	11 500	4 900	57	11 350	5 200	54	940	480	49	6 350	11 000	0	7 535	5 395	40	43 250	60	100
Ibuprofen	9 900	5 250	47	2 550	1 650	35	6 550	5 200	21	2 950	12 950	0	5 488	6 263	26	37 250	42	100
Hydrochlorothiaz.	5 050	3 200	37	400	1 600	0	2 000	2 300	0	19 500	3 900	80	6 738	2 750	29	1 512	2 550	0
Metoprolol	1 720	176	90	341	164	52	664	487	27	1 618	1 745	0	1 086	643	42	1 980	29	99
Diclofenac	720	495	31	700	325	54	770	765	1	750	695	7	735	570	23	1 237	500	60
Atenolol	350	55	84	1 700	1 020	40	455	240	47	<10	<10		626	329	43	643	<10	100
Warfarin	45	24	47	37	15	59	21	11	48	60	42	30	41	23	46	27	16	41
Gabapentin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	14 050	1 177	92
Carbamazepin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	2 850	2 725	4
Clarithromycin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	2 035	84	96
Naproxene	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	1 054	<50	100
Sulfamethoxazol	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	621	633	0
Ketoprofen	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	393	<10	100
Triclocarban	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	303	<10	100
Trimetoprim	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	250	3	99
Erythromycin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	152	6	96
Iopromide	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	95	<50	100
Sulfamethazin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	53	7	87
Sulfapyridin	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	57	534	0
Peniciline G	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	15	<10	100
Sulfamerazine	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	<10	<10	-	12	<10	100
Chloramphenicol	<20	<20	-	<20	<20	-	<20	<20	-	<20	<20	-	<20	<20	-	9	<20	100
Sulfanilamide	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	<50	<50	-	0	40	0

Efektivita odstraňování PPCP na čistírně odpadních vod v Horních Beřkovicích

Tabulka (Tab. 2) ukazuje, že účinnost odstraňování léčiv z odpadních vod se značně liší. Studie ve Velké Británii (Petrie et al. 2015) dokumentují účinnost čistíren odpadních vod pro nejrozšířenější léčiva, která se pohybuje od nízké (<50 %) po vysokou (>80 %). Tato variabilita je důsledkem rozdílných fyzikálně-chemických vlastností látek a jejich náchylnosti k biologickému napadení. Kasprzyk-Hordern et al. (2009) uvádí na základě průměrných hodnot pro 55 studovaných látek účinnost odstranění při čištění odpadních vod aktivovaným kalem přes 85 %. Čistírna odpadních vod v Horních Beřkovicích odstranila 95 - 100 % následujících léčiv: paracetamol, kofein, sacharin, ibuprofen, atenolol, metoprolol, naproxen, klaritromycin, ketoprofen, triklokarban, trimetoprim,

erytromycin, iopromid, penicilin G, sulfamerazin a chloramfenikol (stanoveno jako primární látka).

Právě opačně je tomu u další skupiny léčiv, která procházejí procesy čištění odpadních vod na čistírně odpadních vod v Horních Beřkovicích prakticky beze změny, případně se jejich koncentrace dokonce zvyšuje. Patří mezi ně lék na vysoký krevní tlak hydrochlorothiazid, antibiotika sulfamethoxazol, sulfapyridin, sulfanilamid a antiepileptikum karbamazepin včetně jeho metabolitu karbamazepin-10,11-epoxidu. Podle studie z Austrálie (Watkinson et al. 2009) byla průměrná účinnost odstranění antibiotik v konvenčních (aktivní kal) a pokročilých (mikrofiltrace/reverzní osmóza) čistírnách odpadních vod 92 %. Také ve srovnání s našimi zjištěními je účinnost 75 % zejména v případě sulfamethoxazolu překvapivě vysoká.

Údaje z jediného zařízení by však neměly být zobecňovány. Například při porovnání účinnosti odstraňování sledovaných látek v různých lokalitách, které se nacházejí podél přítoků do nádrže Želivka (Tab. 2) a které využívají podobné technologie čištění (mechanické čištění, biologické čištění v kořenových čistírnách), vedou výsledky často ke zcela odlišným závěrům. Tuto skutečnost nejlépe dokládá prakticky nulová účinnost odstranění paracetamolu na lokalitách Popelištná a Moraveč, zatímco ostatní kořenové čistírny z této oblasti jsou schopny tuto látku odstranit s účinností blížící se 100 %. V porovnání se sledovanými kořenovými čistírnami je technologie čištění použitá na čistírně odpadních vod v Horních Beřkovicích mnohem účinnější při odstraňování ibuprofenu, sacharinu, metoprololu a atenololu.

Chování farmak za čistírnou odpadních vod v Horních Beřkovicích

Z výše uvedených skutečností vyplývá, že velmi pestrá druhová skladba farmak odchází ve variabilních koncentracích do životního prostředí. Následující kapitola popisuje výsledky monitoringu, charakterizující jejich chování na lokalitě Horní Beřkovice. Tabulka (Tab. 2) uvádí přehled látek a jejich průměrné koncentrace, které odcházejí z čistírny odpadních vod do třech zasakovacích jezírek. Jejich infiltrační schopnost je omezená nahromaděnými kaly na dně. Nicméně porovnání objemu vytékající vody z čističky a výtoku z posledního jezírka v zimním období s omezeným výparem prokazuje, že tyto nádrže si svou zasakovací funkci stále zachovávají. Výtok z čistírny odpadních vod obvykle dosahuje 3 - 5 l/s, zatímco odtok z posledního zasakovacího jezírka je pouze sporadický, obvykle po intenzivních deštích.

V sedimentech zasakovacích jezírek byly detekovány extrémně vysoké obsahy některých farmak (Tab. 3), přičemž výrazně vyšší obsahy jsou registrovány v prvním rybníčku, ve třetím již obsahy klesají. Ve většině případů (karbamazepin, sulfapyridin, diklofenak, triclocarban, triclosan nebo hydrochlorothiazid) obsahy v sedimentech prvního rybníčku přesahují o několik řádů analyzované koncentrace na přítoku do čistírny odpadních vod. To svědčí o faktu, že tato farmaka se sorbují na usazené kaly a mohou fungovat jako sekundární zdroj kontaminace. Nezodpovězenou otázkou zůstává, jak se ve vysokých koncentracích do sedimentů dostal kofein, když by čistírna odpadních vod tuto látku měla eliminovat s velmi vysokou účinností.

Tab. 3 Koncentrace PPCP v sedimentech ze dna jezírek (podle Rozman et al. 2017)

	karbamazepin	ibuprofen	diklofenak	kofein	metoprolol	sulfapyridin	hydrochlorothiazid	triclocarban	triclosan	tramadol	klarithromycin
	ng/kg										
1. jezírko	76000	27000	15000	27000	5850	2350	36000	46000	107000	75000	13300
3. jezírko	10000	<10	<10	4700	8100	1500	<10	<10	<10	1500	<10

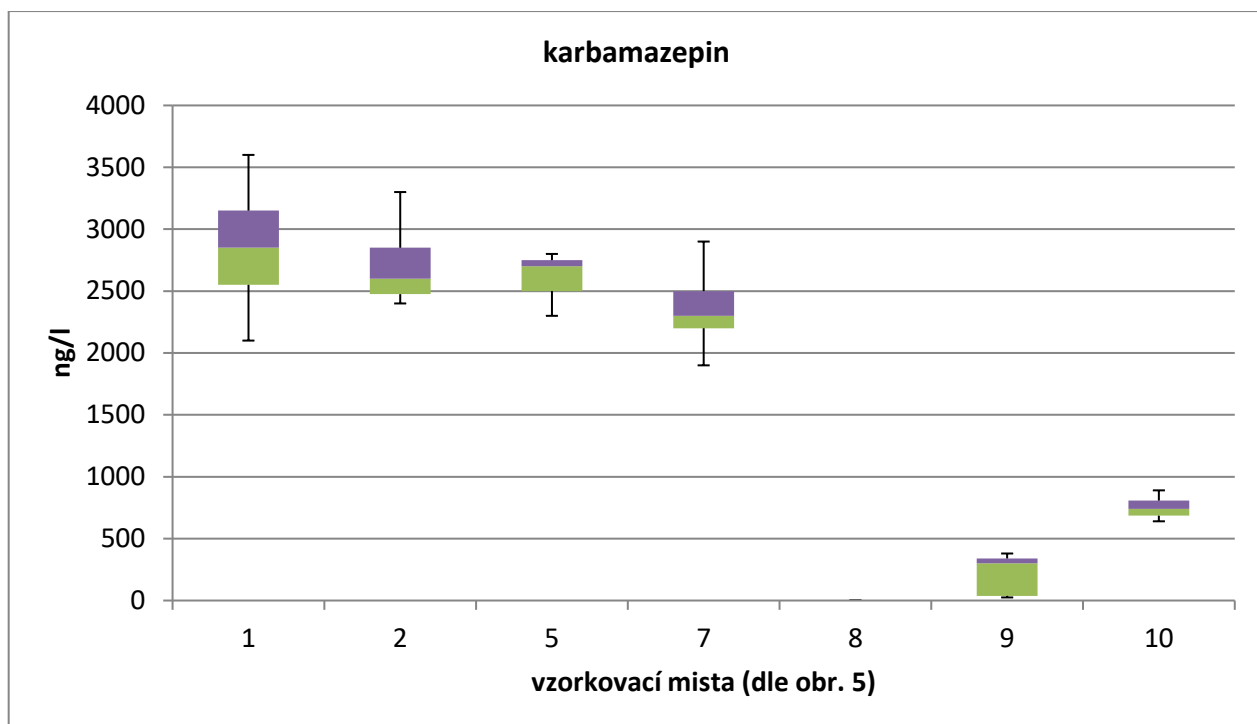
Těsně za třetím zasakovacím rybníčkem byly odebrány v intervalech po 50 cm vzorky půd z oblasti nesaturované zóny a to do hloubky třech metrů (Tab. 4). V půdách bylo nalezeno devět farmak. Čtyři z nich (hydrochlorothiazide, gabapentin, clarithromycin a roxithromycin) byly stanovené jen v hloubce do jednoho metru. Na druhé straně karbamazepin a kofein se objevovaly systematicky ve všech vzorcích až do hloubky 3 m. Zajímavým poznatkem jsou poměrně významné obsahy roxithromycin v hloubce 1 m. Tato látka se totiž za celé sledované období let 2014 – 2015 nikdy neobjevila v odpadních vodách. Tuto skutečnost lze vysvětlit historickým vývojem celého sledovaného systému. Léčebna v Horních Beřkovicích v současné době roxithromycin nepoužívá a tak nálezy v nesaturované zóně musí pocházet z dřívějšího období. Výsledky tak dokládají dlouhou dobu setrvání této látky v životním prostředí

Tab. 4 Koncentrace PPCP v nenasurované zóně (podle Rozman et al. 2017)

hloubka	karbamazepin	kofein	metoprolol	sulfapyridin	hydrochlorothiazid	gabapentin	tramadol	roxithromycin	klarithromycin
	ng/kg								
0,5 m	15 000	<10	8 600	<10	<10	<10	<10	<10	<10
1,0 m	110 000	6 700	47 000	5 000	11 000	11 000	21 000	5 700	5 200
1,5 m	12 000	<10	10 000	2 200	<10	<10	<10	<10	<10
2,0 m	16 000	5 400	7 900	2 700	<10	<10	1 700	<10	<10
2,5 m	12 000	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
3,0 m	6 600	2 300	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Atenuační procesy a především ředění v kolektoru zřejmě mají velký vliv na pokles farmak v podzemní vodě. Analýzy z monitorovacího vrtu, který je situovaný 100 m za posledním zasakovacím rybníčkem ukazují, že obsahy naprosté většiny farmak se dostávají pod mez detekce. Zásadní výjimku představují pouze karbamazepin a jeho metabolit karbamazepin-10-11-epoxide, jehož koncentrace se příliš nemění a více méně zůstávají na úrovni registrované v odpadních vodách před čistírnou. Z dalších farmak, která se objevují v podzemní vodě v monitorovacím vrtu, jsou nízké koncentrace sulfamethoxazolu, hydrochlorothiazidu, gabapentinu, tramadolu a sulfanilamidu.

V monitorovacích objektech ve zhruba 1 km vzdálené obci Daminěves se příležitostně objevují pouze mírně zvýšené obsahy kofeinu a sacharinu, které však mohou být místního původu a pravděpodobně nijak nesouvisí s kontaminací PPCP v Horních Beřkovicích. Jedinou kontaminací, která pravděpodobně pochází z Horních Beřkovic, je karbamazepin. V obci Daminěves se karbamazepin systematicky objevuje ve dvou ze tří sledovaných studní, a to v koncentracích dosahujících hodnot až 890 ng/l. Ve stejných studnách se objevuje i metabolit karbamazepin-10-11-epoxide. Vývoj průměrných koncentrací této látky za léta 2014 - 2015 a její časové variace na celém profilu od zdroje kontaminace až po obec Daminěves dokládá graf (Obr. 6).





Obr. 6 Krabicové grafy koncentrace karbamazepinu v letech 2014 – 2015 od čistírny odpadních vod v Horních Beřkovicích až po obec Daminěves (podle Rozman et al. 2017)

3.2.4 Pilotní studie výskytu a chování PPCP v jímacím území vodárny Káraný/Sojovice

V rámci projektu Voda pro Prahu byl sledován výskyt látek PPCP ve vodních zdrojích hlavního města. Ve vodárně Káraný byl proveden dvouletý monitoring se zaměřením na 81 látek. Byly odebrány vzorky povrchové vody v řece Jízeře, voda ze vstupu na umělou infiltraci a směsné vzorky z výstupu umělé infiltrace a břehové infiltrace. Následně byla vyhodnocena efektivita odstraňování kontaminantů v závislosti na použité technologii. Dle výsledků čistírna odpadních vod v Mladé Boleslavi vypouští do Jizery poměrně široké spektrum látek PPCP, které se v povrchové vodě objevují v koncentracích řádově od ng/l až po g/l. Na výstupu z umělé infiltrace se acesulfam a oxypurinol objevovali systematicky v koncentracích přesahujících 100 ng/l. V koncentracích několika desítek ng/l se vyskytovali karbamazepin, sulfametoxazol, primidon a lamotrigin. Břehová infiltrace byla v odstraňování PPCP efektivnější a na jejím výstupu se žádná ze sledovaných látek systematicky neobjevovala. Výsledky této studie jsou publikované v odborném článku, na následujících stránkách práce (Hrkal et al. 2018).

Article

PPCP Monitoring in Drinking Water Supply Systems: The Example of Káraný Waterworks in Central Bohemia

Zbyněk Hrkal ^{1,2,*} , Pavel Eckhardt ¹, Anna Hrabánková ¹, Eva Novotná ¹ and David Rozman ^{1,2} 

¹ T.G. Masaryk Water Research Institute, p.r.i, 160 00 Praha 6-Dejvice, Czech Republic; eckhardt@vuv.cz (P.E.); hrabankova@vuv.cz (A.H.); novotna@vuv.cz (E.N.); rozman@vuv.cz (D.R.)

² Institute of Hydrogeology, Engineering Geology and Applied Geophysics, Faculty of Sciences, Charles University, Albertov 6, 12 843 Prague 2, Czech Republic

* Correspondence: hrkal@vuv.cz; Tel.: +420-606-079-144

Received: 15 November 2018; Accepted: 8 December 2018; Published: 13 December 2018



Abstract: The Káraný waterworks supplies drinking water to about one-third of Prague, the capital city of the Czech Republic with a population of more than 1 million. The combination of two technologies—bank infiltration and artificial recharge—are used for production of drinking water. The two-year monitoring of PPCPs (pharmaceuticals and personal care products) at monthly intervals observed temporal changes in 81 substances in the source river and groundwater, and the efficacy of contamination removal depended on the treatment technology used. The results showed a very wide range of PPCPs discharged from the waste water treatment plant at Mladá Boleslav into the Jizera River at concentrations ranging from ng/L to µg/L. Acesulfame and oxypropinol in concentrations exceeding 100 ng/L systematically occurred, and then a few tens of ng/L of carbamazepine, sulfamethoxazole, primidone, and lamotrigine were regularly detected at the water outlet using the artificial recharge for production of drinking water. Bank infiltration was found more efficient in removing PPCP substances at the Káraný locality where none of the monitored substances was systematically detected in the mixed sample.

Keywords: emerging pollutants; wastewater; drinking water; bank infiltration; artificial recharge

1. Introduction

Only a few years ago, most experts in water management had only very vague ideas about the occurrence and amount of the so-called micropollutants, that are substances contained in water at extremely low concentrations in the order of nanograms per liter. Also, for this reason until now, these substances are not dealt with in the Czech or European legislation for drinking water. However, very fast development of sophisticated analytical laboratory methods disclosed a number of pharmaceuticals in water. The abbreviation PPCP (pharmaceuticals and personal care products) for this very diverse group of substances is now used [1–4].

PPCPs include, for example, pharmaceuticals that enter waste waters from sewers. Current purification technologies are mostly inefficient, and in the extreme case, some substances are not removed at all during the water purification process. During the monitoring Czech-Norwegian Research Programme project AQUARIUS (Assessing water quality improvement options concerning nutrient and pharmaceutical contaminants in rural watersheds) undertaken at the pilot site of Horní Beřkovice in Central Bohemia, PPCPs such as hydrochlorothiazide, sulfamethoxazole, sulphapyridine, sulphanilamide, carbamazepine, including its metabolite

carbamazepine-10,11-epoxide, were systematically detected downgradient from the mechanical and biological waste water treatment plant between the years 2015 and 2016 [5,6]. These substances were also recorded at very low concentrations in the order of tens to hundreds of nanograms per liter (only carbamazepine, gabapentin, and hydrochlorothiazide were detected at concentrations in the order of micrograms per liter). Similar results were observed in constructed wetlands in the catchment of the Želivka water reservoir [7–9].

Similar studies carried out in the USA [10], Great Britain [11], Germany [12], and Switzerland [13] showed identical problems with the low efficiency of traditional wastewater treatment plants. The technological solution of eliminating the majority of forms of PPCPs from wastewater exists and comprises the use of activated carbon. The high efficacy of this technology was demonstrated in a number of experiments by Rodrigues et al. [14] and Rivera-Utrilla et al. [15] but it is a relatively high cost method.

Considering the extremely low detected concentrations, the negative impact of PPCPs on human health is still speculative [16,17]. No long-term clinical studies have shown any negative effects of PPCPs contained in drinking water on the human organism. For this reason, we are still working with the term potential or unquantified risk [18,19].

Since 2013, the European Commission has implemented PPCPs to legislation by establishing a watch list of substances for EU-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. The document was amended in 2015 (EU 2015/495) [20] and currently includes anti-inflammatory pharmaceutical diclofenac, hormones 17-beta-estradiol (E2), 17-alpha-ethinylestradiol (EE2), estrone (E1), antibiotics erythromycin, clarithromycin, azithromycin, and several other substances like selected insecticides and herbicides.

In the Czech Republic, PPCPs in drinking water have not been adequately addressed. For this reason, the present study is focused particularly on the detection of PPCPs in the process of drinking water treatment in the Káraný waterworks. The monitoring system is designed to clarify the behavior of micropollutants on their way from the source to the waterworks.

2. Materials and Methods

2.1. Characteristics of the Káraný Pilot Site

The above-mentioned findings led to the initiation of the detailed monitoring of the quality of drinking water at the Káraný waterworks supplying the capital city of Prague. The selected pilot area is a unique locality. Along a 32 km long stretch of the Jizera River from Mladá Boleslav to the Sojovice weir, as shown in Figure 1, the behavior of pharmaceuticals was studied. Finally, the efficacy of removing PPCPs during bank infiltration and artificial recharge was assessed.

The waterworks at Káraný operates on the principle of combining two independent drinking water treatment technologies. The first one is now historic, but still a perfectly functioning project of bank infiltration built between 1906 and 1913. It consists of 685 wells of a depth ranging from 8 to 12 m, spaced 20 to 40 m apart, situated in the sand-gravel fluvial terraces ca. 250 m from the bank of the Jizera River, as shown in Figure 1. The total capacity of this system is up to 1000 L/s.

Another section of the waterworks started in 1968 and relies on artificial recharge [21] during which the surface water from the Jizera River is, after a simple mechanical treatment, pumped into infiltration ponds, as shown in Figure 2, from where it moves into about 20 m thick sandy fluvial sediments. The water table is at an average level of 10 to 14 m below ground so that there is, in the unsaturated zone, sufficient storage space for seepage water. At a distance of approximately 200 m from the infiltration ponds, there is a system of large-diameter wells with a total capacity of up to 900 L/s. The tapped water is a mixture of infiltrated water and original groundwater in a sandy-gravel terrace inflowing from the east towards the Jizera River. Water balance model studies [22] assume that 20% to 30% of groundwater participates in the resulting mixture, while the remaining 70% to 80%

consists of water from the artificial recharge. However, these proportions may vary depending on the operating conditions of the waterworks.

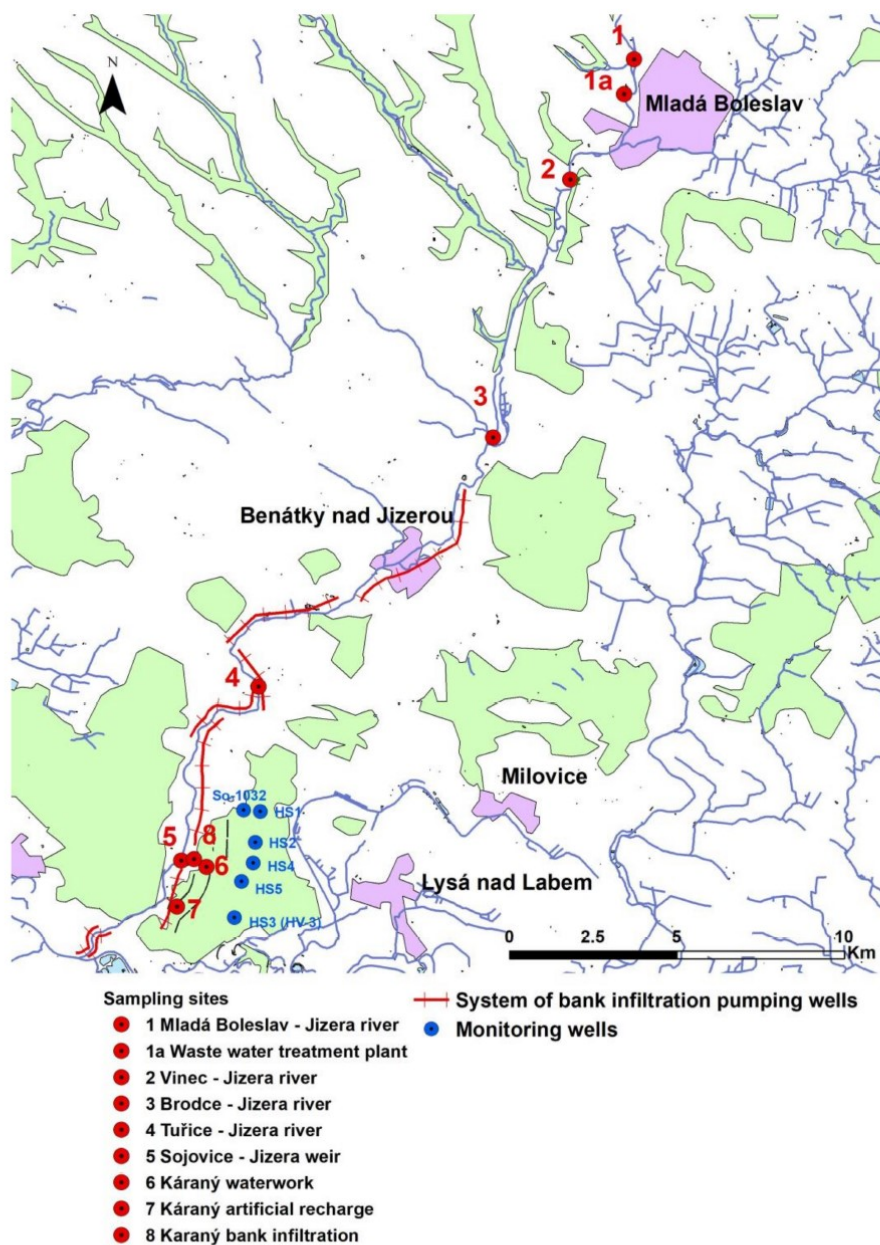


Figure 1. Sampling sites on the Jizera River.

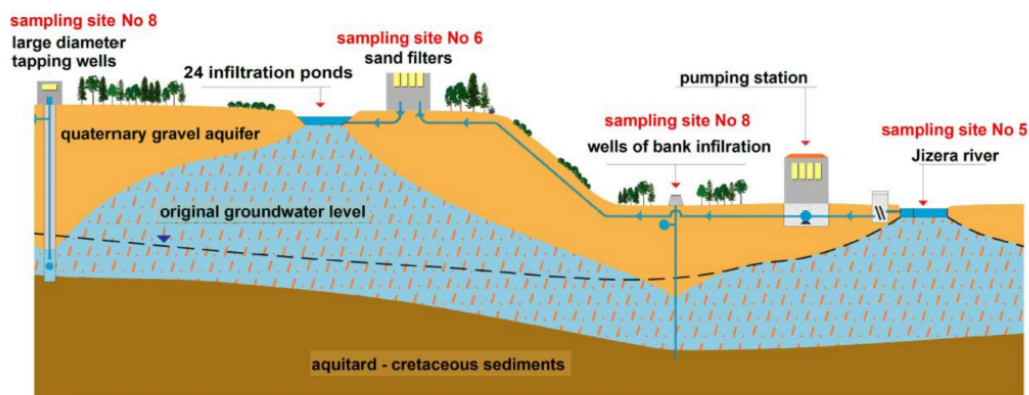


Figure 2. Scheme of Káraný waterworks (modified from Skalický [22]).

A total of 94 PPCPs or their metabolites were monitored on a monthly basis during two consecutive years. During July and August 2017, when the water discharge of the Jizera River was expected to decrease, and therefore the concentrations of the monitored substances increased, the frequency of sampling was shortened to once a week. In addition, changes in PPCP concentrations in river water over a period of 24 h were monitored by sampling at 2-h intervals one time in August 2017.

Sampling was carried out at nine sites, as shown in Figure 1. Profiles No. 1–No. 5 represent sampling sites on the Jizera River. Profile No. 1 upstream of the Mladá Boleslav town characterizes the quality of water flowing from the upper reaches of the river above the municipal wastewater treatment plant. Analyses from profile No. 1a define the quality of the purified urban wastewater (including a psychiatric hospital) discharged in the Jizera River. The results from profiles No. 2, No. 3, No. 4, and No. 5 show changes in water quality during its flow in the watercourse. Profile No. 5 is a key point for the Káraný waterworks, because it is a sampling site for the subsequent artificial recharge process.

The sixth sampling site represents the water quality after its mechanical treatment and prior to infiltration into the Quaternary aquifer. The analysis at monitoring site No. 7 characterizes the water mixture from all currently operating wells downgradient from the artificial recharge. It actually defines the qualitative changes that take place in the process of artificial recharge. However, the analyses do not always take into account the mixing from all infiltration ponds. For operational reasons, there may occur a situation when some of the wells can be temporarily shut down.

Analyses from the eighth sampling site represent a mixture of water from bank infiltration wells. However, these are not all used permanently, depending on the input parameters of the tapped water, and the desired yield, so that some parts of the water system are cut off.

To clarify the quality of groundwater in the Quaternary aquifer inflowing from the east, a group of water monitoring boreholes marked 9, 10, 11, and 12, as shown in Figure 1, were also sampled in October 2018.

2.2. Analytical Methods

The analyses of the collected wastewater, surface and groundwater, mud and soil samples were carried out according to a validated procedure in the Vltava catchment laboratory.

Samples were taken in a 60 mL amber glass vial (filling only half of the volume). Samples were stored in a freezer (in an inclined position). On the day of analysis, samples were defrosted at a maximum of 30 °C. It was necessary to continue the analysis procedure immediately after defrosting.

Two methods were developed for analysis of PPCPs—Method A (ESI+ (Electrospray ionization mode)) and Method B (ESI– mode). The samples were centrifuged in headspace vials for 5 min at about 3500 rpm. Then, 1.50 grams of the samples were weighed in a 2 mL vial on the analytical

balance. Then, 1.5 μL of formic acid (Method A) or 1.5 μL of acetic acid (Method B) was added into the sample. An isotope dilution was performed in the next step. Deuterized internal standards of d10-carbamazepine, d6-sulfamethoxazole, d3-iopromide, and $^{13}\text{C}_2$ -erythromycin (Method A), or d3-ibuprofen, d4-diclofenac, d3-naproxen, d5-chloramphenicol, and d3-iopamidol (Method B) were used.

PPCPs were separated and detected by LC-MS/MS (Liquide Chromatography-Mass Spectrometry/ Mass Spectrometry) methods based on direct injection of the sample into a chromatograph. A 1200 Ultra High-Performance Liquid Chromatograph (UHPLC, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) tandem with 6410 Triple Quad Mass Spectrophotometer (MS/MS, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) from Agilent Technologies were used in ESI+ or ESI- mode.

Method A (ESI+)—the separation was carried out on a Zorbax Eclipse XDB-C18 analytical column (100×4.6 mm, 3.5 μm particle size, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). The mobile phase consisted of methanol and water with 0.1% formic acid and 5 mM ammonium formate as the mobile phase additives. The flow rate was 0.25 mL min^{-1} . Injection volume was 0.50 mL.

Method B (ESI-)—The separation was carried out on a Zorbax Eclipse XDB-C18 analytical column (150×4.6 mm, 3.5 μm particle size). The mobile phase consisted of methanol and water with 0.05% acetic acid as the mobile phase additive. The flow rate was 0.25 mL min^{-1} . Injection volume was 1 mL.

The samples for non-steroidal anti-inflammatory drugs were first acidified by acetic acid, filtered through a 0.45 μm cellulose filter, and mixed with an internal standard solution. The internal standard solution was prepared of deuterized solids (98% purity) and water from a UHQ (Ultra High Quality) system. The SPE (Solid Phase Extraction) was performed on a high-performance liquid chromatography column.

The samples for the estrogen group analysis were first acidified by hydrochloric acid to pH 2. Then, acetonitrile solutions of particular substances were added as internal standards, the pH was raised to 7.8, and samples were filtered through a 1 μm glass-fiber filter. The SPE was performed on a conditioned solid phase extraction disc. The analytes were eluted by acetonitrile, dried, dissolved in hexane and dichloromethane, cleaned on a florisil column, and transferred to the solution for LC/MS (Liquide Chromatography-Mass Spectrometry/ Mass Spectrometry) detection.

3. Results

3.1. Source Area of PPCPs in the River Water

All smaller cities in the upper reaches of the Jizera River are a source of PPCPs contained in the river water. However, absolutely crucial is the city of Mladá Boleslav with a population of more than 44,000; especially the psychiatric hospital at Kosmonosy that is connected to the local sewage treatment plant. Its importance is documented in Figure 3, which demonstrates the varied composition of PPCPs that are at concentrations exceeding thousands of nanograms per liter and being discharged into the Jizera River. Only substances that appeared in analyses over the reference period of two years and being above the detection limit in more than 25% of cases were included in the survey. Therefore, accidental or sporadic occurrences were excluded from the statistics.

The results clearly show the impact of the Mladá Boleslav wastewater treatment plant on the quality of water in the Jizera River. Oxypurinol and telmisartan occur systematically in purified waste water at concentrations of tens of micrograms per liter, and the other four drugs, namely diclofenac, tramadol, lamotrigine, and hydrochlorothiazide, enter the stream at concentrations at the micrograms per liter level. As for analyses of the other 44 pharmaceuticals, their concentrations are systematically ranging from a single nanogram to hundreds of nanograms per liter.

Outflow from the wastewater treatment plant usually is in tens of L/s, while the Jizera River discharge at Mladá Boleslav is in m^3 per second range for most of the year. Nevertheless, as follows from the comparison of long-term concentrations of micropollutants on the profile above the treatment plant (profile No. 1), and at the sampling site below it (profile No. 2), there is a distinct impact

on the quality of surface water. Figure 4 shows the qualitative changes that occur in the long term (2-year average) on a relatively short stretch of 8 km of the Jizera River between profiles No. 1 and No. 2. Of the 44 substances systematically detected in the river water below the wastewater treatment plant on profile No. 2, 18 substances showed elevated content, while only three of them decreased slightly, and concentrations of the remaining substances were found more or less stable. The impact of discharging treated wastewater in the case of oxypurinol, telmisartan, and iomeprol is quite conclusive. These substances were either absent on profile No. 1 (iomeprol) or only detected at low concentrations (oxypurinol, telmisartan).

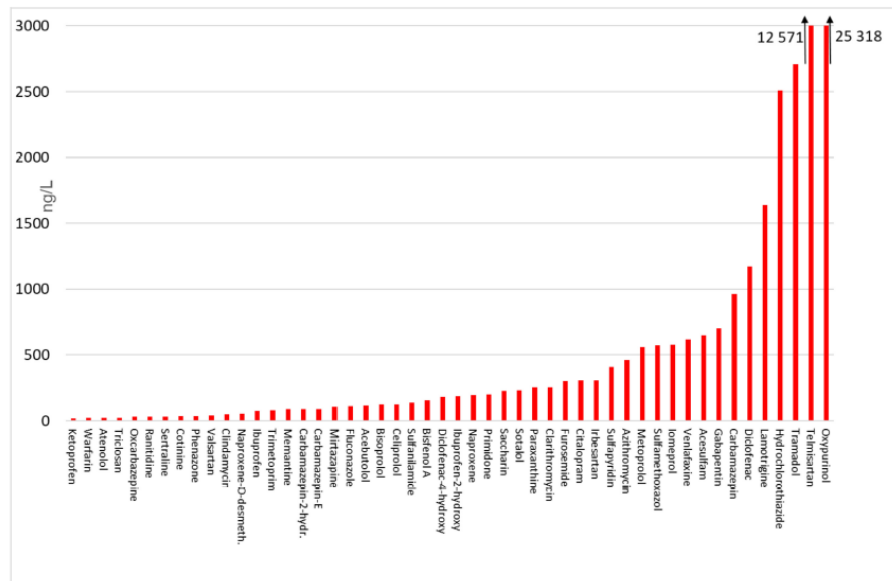


Figure 3. Average content of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) that are systematically discharged from the wastewater treatment plant in Mladá Boleslav.

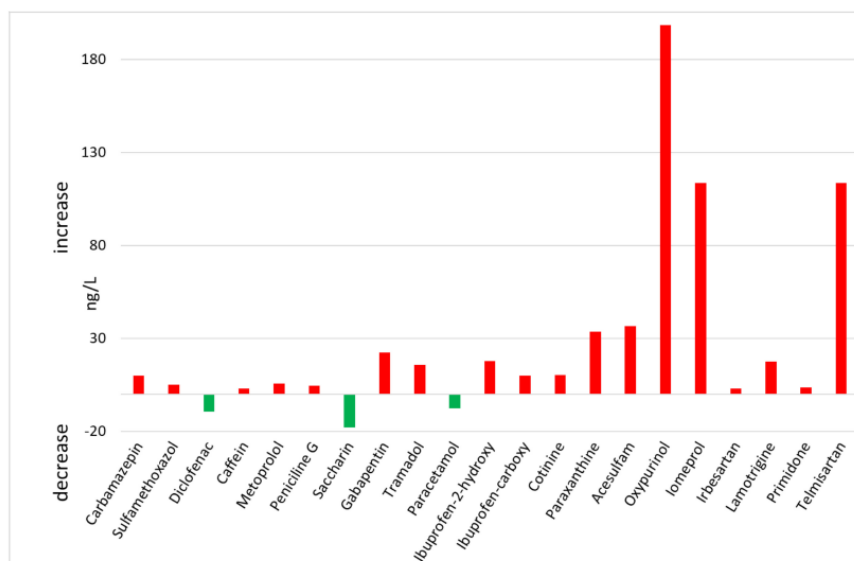


Figure 4. Changes in long-term concentrations of monitored PPCPs on the profiles above and below the wastewater treatment plant at Mladá Boleslav (in red are substances whose concentrations have increased in this section of the watercourse, the green ones have fallen).

3.2. Changes in PPCP Concentrations in River Water between Mladá Boleslav and the Weir in Sojovice

The monitored profiles on the Jizera River in the section between Mladá Boleslav and the weir in Sojovice—where the water is collected for artificial recharge—document the processes resulting in natural attenuation of pharmaceuticals in the river water. Only small tributaries with very limited water discharge join this stretch of the Jizera River, so they do not significantly affect the water balance of the Jizera River. The municipal wastewater treatment plant of the city of Benátky nad Jizerou, with a population of 7400, appears to be the only new source of pharmaceuticals. This fact is very clear in comparison to the two-year monitoring of average river water quality on profiles No. 2 Vinec and No. 5 Sojovice weir. While the concentrations of most substances were found to be decreasing downstream of Mladá Boleslav in a stretch about 32 km long, as shown in Figure 5, their content between the profiles No. 1 and No. 2 were observed to be increasing in general.

The section of the Jizera River around the Sojovice weir plays a key role for part of the Káraný waterworks, which uses artificial recharge for the production of drinking water. This water is the source for further treatment, more or less using natural purification processes. Despite the predominant decreasing trend of most pollutants in the Jizera River downstream of Mladá Boleslav, their detected number and concentrations in absolute values remain at relatively high levels (Figure 6). The waterworks in Káraný infiltrates a very varied mixture of 26 micropollutants whose average concentration in four cases exceeds 200 ng/L.

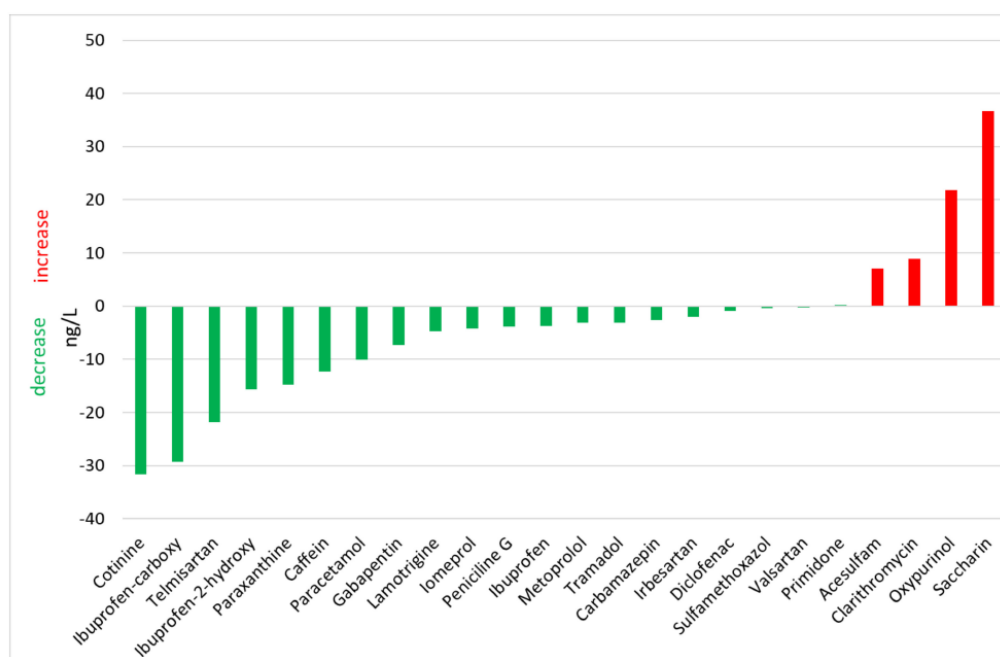


Figure 5. Changes in long-term concentrations of monitored PPCPs between profiles No. 2 and No. 5 Sojovice weir.

Interesting results were obtained along profile No. 5 during 8 August 2017. The data acquired in two-hour consecutive intervals showed a large variability in concentrations of some groups of micropollutants over a short period of one single day, as shown in Figure 7. The monitored substances can be divided into several groups. The first group consisted of carbamazepine, sulfamethoxazole, metoprolol, gabapentin, or tramadol; the concentrations of which did not change over the last 24 h, and whose contents are subject only to longer-term changes.

Conversely, ibuprofen, ibuprofen-2-hydroxy, or diclofenac concentrations in surface water changed even during a few hours. Ibuprofen showed a relatively obvious trend with gradual onset from night-time concentration values of about 40 ng/L, which doubled shortly after midday, and was followed by a slight decline. Ibuprofen-2-hydroxy had a maximum at 140 ng/L at 06:00, followed by a systematic drop until night-time. Diclofenac fluctuated during the day without any clear trend.

There was a very specific behavior of saccharin and caffeine. Both micropollutants reflect the habits and lifestyle of the common population, first appearing in surface water as late as at around 10:00, and the last caffeine was detected in surface water at 20:00. Saccharin was detected two hours later. Thus, it is evident that the residence time of these two substances in water was very short, and their occurrence was closely linked to the local source.

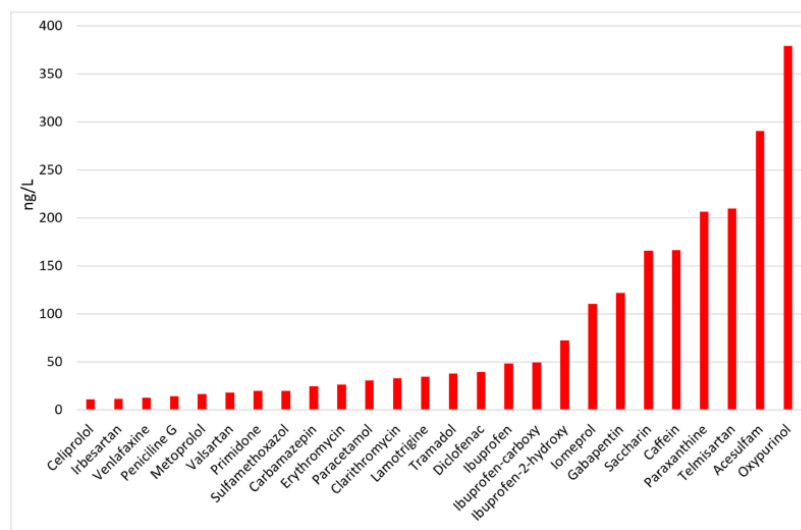


Figure 6. Long-term average concentrations of PPCPs on profile No. 5 Sojovice weir.

The data suggest that to achieve a reliable comparability of input data for subsequent statistical processing, it is necessary to adhere to a uniform sampling time.

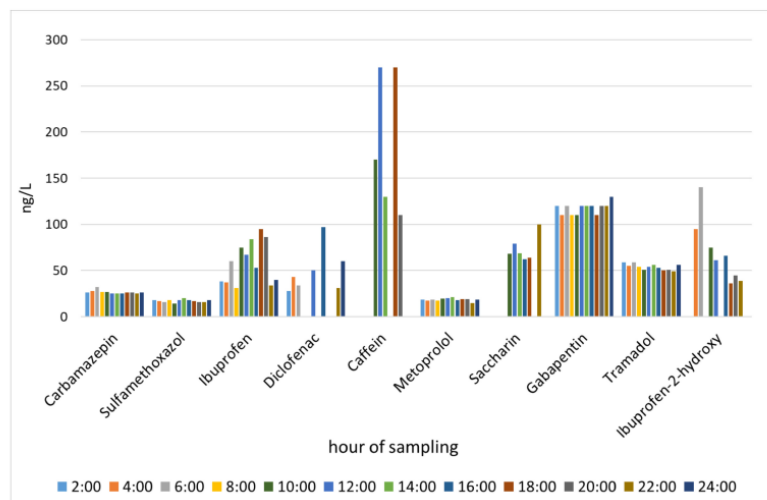


Figure 7. Time-related changes in concentrations of selected PPCPs on profile No. 5 during August 2017.

The quality of source water for artificial recharge and bank infiltration is subject to relatively considerable time-related changes in water discharge. Figure 8 clearly demonstrates the dilution ability of the selected three pharmaceuticals that systematically occur in the stream on profile No. 5. The content of metoprolol, carbamazepine, and tramadol at elevated water discharges (10 m³/s) were always below the detection limit of the analytical method used.

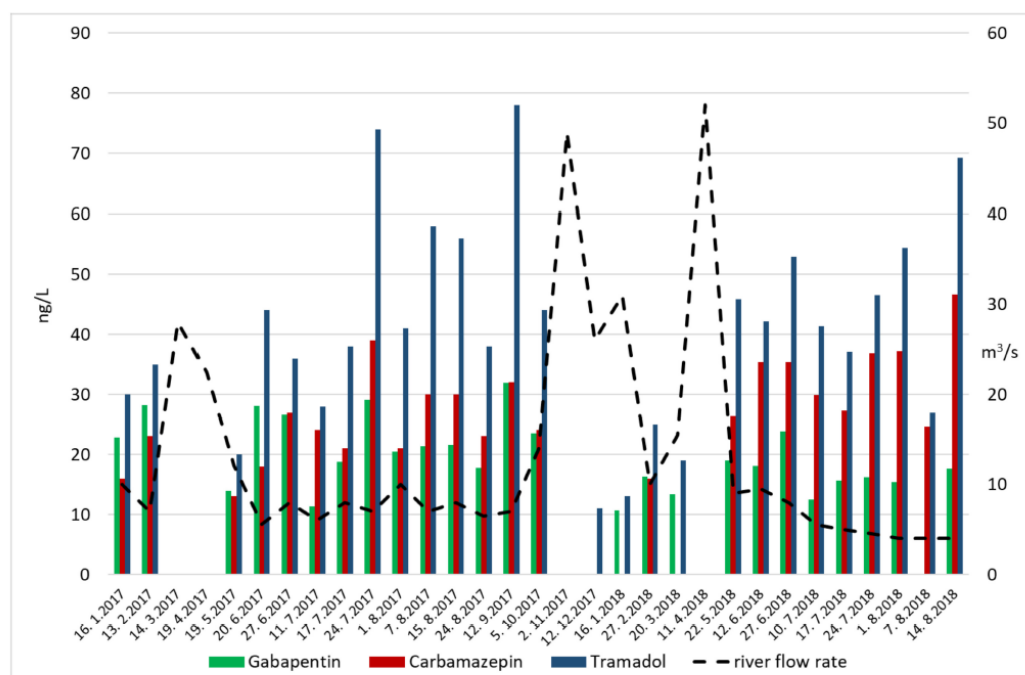


Figure 8. Changes in concentrations of selected PPCPs on profile No. 5 in relation to water discharge.

3.3. Removal of PPCP Substances during the Production of Drinking Water Using Artificial Recharge

The results of artificial recharge clearly show that the efficacy of PPCP removal is relatively high. A total of 26 substances were detected on the No. 5 profile Sojovice weir and 16 of them completely disappeared after treatment. This process does not involve mechanical treatment, which does not affect the monitored substances. Therefore, their removal takes place only when the surface water has passed and been infiltrated through the unconsolidated rock.

Only six substances occur systematically in groundwater tapped from the system of large-diameter wells in the vicinity of infiltration ponds. They include, in particular, acesulfame and oxypurinol at concentrations exceeding 100 ng/L that were evidently associated with the wastewater treatment plant in Mladá Boleslav. Other substances, which systematically occur in the produced water, were only at concentrations of the first tens of ng/L. These include carbamazepine, sulfamethoxazole, primidone, and lamotrigine.

Figure 9 gives the average values of ibuprofen and paraxanthine. These substances, however, occur rather rarely in water from artificial recharge (ibuprofen two times and gabapentin five times) obviously without exhibiting any systematic trend.

Water tapped along the infiltration ponds is a mixture of Quaternary groundwater and water from infiltration technology. The model study by Milický [23] assumes the dominant proportion (70–80%) of the component comes from artificial recharge. In September 2018, in order to verify the influence of groundwater inflow, the “natural background” was checked on a one-time basis in monitoring boreholes of the Káraný waterworks east of the artificial recharge objects. The results showed that PPCPs that systematically occurred in a mixed sample of collected water did not appear in any of the

boreholes, as shown in Table 1. Consequently, these micropollutants must have originated from the river water. On the contrary, ibuprofen—only randomly occurring in the mixed sample—was detected in the boreholes. These results indicate the existence of another source of contamination independent of the river water that spreads in the quaternary aquifer from the east.

Drinking water production in the Káraný waterworks varies depending on the demand. When the infiltration is reduced, then the influence of river water on total chemistry is reduced. The resulting concentrations of PPCPs can therefore be affected by the Quaternary aquifer. However, to prove this assumption, it would be necessary to monitor boreholes, and to have a longer series of analyses available.

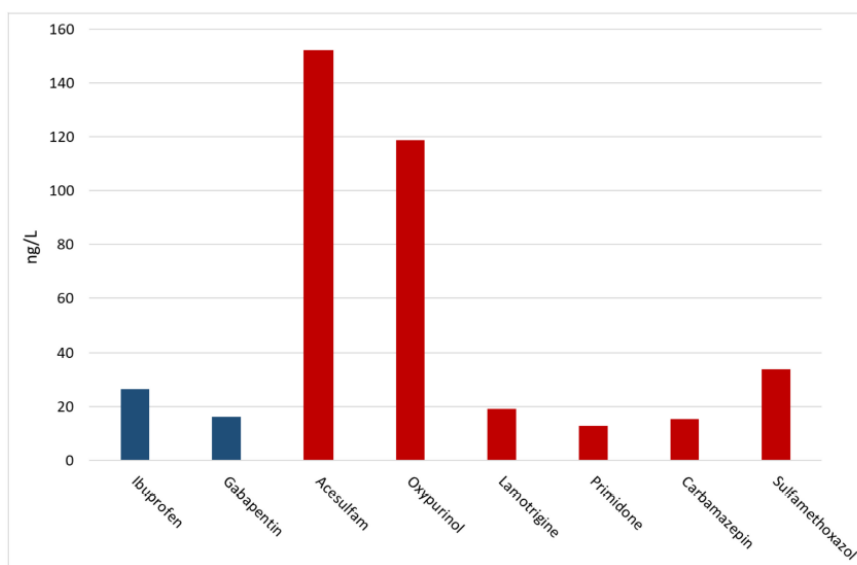


Figure 9. Long-term average values of PPCPs detected in water after artificial recharge (blue are mean values of random occurrences, red are mean values of systematically occurring substances).

Table 1. Contents of PPCP substances in monitoring wells SO 1032, HS1, HS2, HS3, HS4 and HS5 of the Káraný waterworks (position of well depicted in Figure 1, data in bold are higher than detection limit).

		Well					
Name of Monitoring Well		SO 1032	HS1	HS2	HS3	HS4	HS5
PPCP	Unit						
Bisfenol A	ng/L	63.4	<50.0	217	<50.0	<50.0	85.3
Ibuprofen	ng/L	<20.0	<20.0	34.8	25.9	<20.0	<20.0
Caffein	ng/L	<100	<100	186	128	<100	<100
Ketoprofen	ng/L	<10.0	<10.0	24.5	53.1	20.2	<10.0
Saccharin	ng/L	<50.0	<50.0	51.5	<50.0	<50.0	81.9
Paracetamol	ng/L	10.4	<10.0	<10.0	<10.0	<10.0	138
Paraxanthine	ng/L	<100	<100	114	172	<100	<100
Bisfenol S	ng/L	<50.0	<50.0	4570	565	<50.0	62.8

3.4. Removal of PPCPs during Drinking Water Production Using Bank Infiltration Technology

The water quality of bank infiltration was studied at the Káraný waterworks on a mixed sample from 685 wells. Not all wells for bank infiltration were always contributing to the resulting mixed sample, as some were often disconnected. The analyses from No. 3 and No. 4 profiles represent point data, whereas the chemical composition of the water from the bank infiltration characterizes the average concentrations over the entire length of the bank profile. An overview of PPCPs that occurred in a mixture of bank infiltration is given in Table 2. The results show that no substances systematically occurring in this water were found.

Acesulfame occurred most frequently (in 6 cases of the 31 analyzed samples), while other substances were detected at most three times. Caffeine showed the highest values in the first hundreds of ng/L, while paraxanthine was found in only one case. The amounts of all other substances were in tens of ng/L. All micropollutants were found to behave independently. There is no pair that shows a common trend.

Table 2. An overview of PPCPs in a mixed sample of bank infiltration (the table shows only the observed time periods when at least one substance was found above the detection limit).

PPCP	Unit	Sampling Data														
		16.1.2017	19.5.2017	20.6.2017	27.6.2017	11.7.2017	24.8.2017	5.10.2017	2.11.2017	12.12.2017	11.4.2017	22.5.2017	27.6.2017	10.7.2017	14.8.2017	
Ibuprofen	ng/L	54					31									
Diclofenac	ng/L			31												
Caffein	ng/L					140			230						148	
Chloramphenicol	ng/L									32						
Saccharin	ng/L		65													
Gabapentin	ng/L				11											
Paracetamol	ng/L				10	16										
Clarithromycin	ng/L															
Roxithromycin	ng/L															
Paraxanthine	ng/L					141										
Acesulfam	ng/L								57	64			58	60	60	59
Oxypurinol	ng/L										72				50	61
Primidone	ng/L															11

4. Discussion

Two-year monitoring results demonstrated a wide range of PPCPs in the Jizera River basin. The main cause of their spread is the low efficiency of sewage treatment plants and the presence of a significant source of PPCPs—A psychiatric hospital at Kosmonosy.

When comparing the two purification technologies used in the Káraný waterworks, the bank infiltration as a process eliminating the pharmaceuticals from the original river water was found more efficient relative to artificial recharge technology. The reason for this may be the higher content of clay minerals in the bottom and sides of the river bed, while artificial recharge takes place in clean sands and gravel.

The issues of the occurrence of PPCPs in drinking water in the Káraný waterworks is more or less associated only with artificial recharge. The problem can be solved in several ways. The cheapest is the optimization of drinking water production. The waterworks would limit the artificial recharge operation in low flow periods, when PPCPs in the Jizera River water are high. The second option is to equip the wastewater treatment plant in Mladá Boleslav with an active carbon filter. The same filter in the pretreatment technology in Káraný waterworks should solve the problem.

5. Conclusions

- Raw water from the Jizera River contains a range of PPCPs in concentrations ranging from nanograms to micrograms per liter.
- The wastewater treatment plant at Mladá Boleslav significantly affects the quality of water used for production of drinking water in the Káraný waterworks. Of the 44 substances systematically detected in the river water below the wastewater treatment plant, 18 substances showed elevated content. The increase of telmisartan and iomeprol concentrations was approximately 100 ng/L, and in the case of oxypurinol, nearly 200 ng/L.
- The water discharge during flood periods significantly affects the time-related variability in PPCP content in river water. At elevated water discharges (10 m³/s), PPCP concentrations were always below the detection limit of the analytical method used.
- The time-related variability of some PPCPs in river water during 24 h demonstrates the need for a uniform time schedule for sampling.
- Acesulfame and oxypurinol were detected in concentrations exceeding 100 ng/L in purified water using artificial recharge technology. Both these substances originate from a wastewater treatment plant comprising waste water from the psychiatric hospital at Kosmonosy. Systematic occurrence of carbamazepine, sulfamethoxazole, primidone, and lamotrigine in amounts of the first tens of ng/L originated from the river water used for artificial recharge.
- Ibuprofen and gabapentin were detected at irregular time intervals in drinking water produced through artificial recharge. Ibuprofen may come from the environment of the Quaternary aquifer when the share of artificial recharge on the total balance of mixed sample is lower.
- Bank infiltration is a technology that removes PPCPs in a more effective way than artificial recharge. None of the monitored substances occurred systematically in the mixed sample. Acesulfame occurred most frequently (in 6 cases of the 31 samples analyzed), while other substances were detected three times in maximum in concentrations of only the first tens of ng/L. The occurrences of individual detected substances were not correlated.

Author Contributions: Z.H. and A.H. conceived and designed the experiments; P.E., D.R., and E.N. performed the monitoring; Z.H. analyzed the data; P.E., D.R., and E.N. contributed materials/analysis tools; Z.H. wrote the paper.

Funding: This research was funded by the project Water for Prague CZ.07.1.02/0.0/0.0/16_023/0000118.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest. The founding sponsor had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the findings.

References

1. Zhang, Z.L.; Zhou, J.L. Simultaneous determination of various pharmaceutical compounds in water by solid-phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr.* **2007**, *1154*, 205–213. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Huerta-Fontela, M.; Galceran, M.T.; Ventura, F. Fast liquid chromatography-quadrupole-linear ion trap mass spectrometry for the analysis of pharmaceuticals and hormones in water resources. *J. Chromatogr.* **2010**, *1217*, 4212–4222. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
3. Ferrer, I.; Thurman, E.M. Analysis of 100 pharmaceuticals and their degradates in water samples by liquid chromatography/quadrupole time-of-flight mass spectrometry. *J. Chromatogr.* **2012**, *1259*, 148–157. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
4. Richardson, S.D. Environmental mass spectrometry: Emerging contaminants and current issues. *Anal. Chem.* **2006**, *78*, 4021–4045. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
5. Rozman, D.; Hrkal, Z.; Eckhardt, P.; Novotna, E.; Boukalova, Z. Pharmaceuticals in groundwaters: A case study of the psychiatric hospital at Horní Beřkovice, Czech Republic. *Environ. Earth Sci.* **2015**, *73*, 3775–3784. [[CrossRef](#)]

6. Rozman, D.; Hrkal, Z.; Váňa, M.; Vymazal, J.; Boukalová, Z. Occurrence of Pharmaceuticals in Wastewater and Their Interaction with Shallow Aquifers: A Case Study of Horní Beřkovice, Czech Republic. *Water* **2017**, *9*, 218. [[CrossRef](#)]
7. Chena, Y.; Vymazal, J.; Březinová, T.; Koželuch, M.; Kulec, L.; Huangd, J.; Chena, Z. Occurrence, removal and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in rural wastewater treatment wetlands. *Sci. Total Environ.* **2016**, *566–567*, 1660–1669. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
8. Vymazal, J.; Dvořáková Březinová, T. Removal of saccharin from municipal sewage: The first results from constructed wetlands. *Chem. Eng. J.* **2016**, *306*, 1067–1070. [[CrossRef](#)]
9. Vymazal, J.; Dvořáková Březinová, T.; Koželuh, M.; Kuleb, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—The first year of monitoring. *Ecol. Eng.* **2017**, *98*, 354–364. [[CrossRef](#)]
10. Lubliner, B.; Redding, M.; Ragsdale, D. *Pharmaceuticals and Personal Care Products in Municipal Wastewater and Their Removal by Nutrient Treatment Technologies*; Washington State Department of Ecology: Olympia, WA, USA, 2010; Volume 230.
11. Kasprzyk-Hordern, B.; Dinsdale, R.M.; Guwy, A.J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Res.* **2009**, *43*, 363–380. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Ternes, T.A. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.* **1998**, *32*, 3245–3260. [[CrossRef](#)]
13. Tauxe-Wuersch, A.; De Alencastro, L.F.; Grandjean, D.; Tarradellas, J. Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment. *Water Res.* **2005**, *39*, 1761–1772. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
14. Rodriguez, E.; Campinas, M.; Acero, J.L. Investigating PPCP Removal from Wastewater by Powdered Activated Carbon/Ultrafiltration. *Water Air Soil Pollut.* **2016**, *227*, 177. [[CrossRef](#)]
15. Rivera-Utrilla, J.; Sanchez-Polo, M.; Ferro-Garcia, M.A.; Prados-Joya, G.; Ocampo-Perez, R. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere* **2013**, *93*, 1268–1287. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Jones, O.A.; Lester, J.N.; Voulvoulis, N. Pharmaceuticals: A threat to drinking water? *Trends Biotechnol.* **2005**, *23*, 163–167. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
17. Stackelberg, P.E.; Gibs, J.; Furlong, E.T.; Meyer, M.T.; Zaugg, S.D.; Lippincott, R.L. Efficiency of conventional drinking-water-treatment processes in removal of pharmaceuticals and other organic compounds. *Sci. Total Environ.* **2007**, *377*, 255–272. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
18. Kožíšek, F.; Pomykačová, I.; Jeligová, H.; Čadek, V.; Svobodova, V. Survey of human pharmaceuticals in drinking water in the Czech Republic. *J. Water Health* **2013**, *11*, 84–97. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
19. Godoy, A.A.; Kummrow, F.; Pamplin, P.A.Z. Occurrence, ecotoxicological effects and risk assessment of antihypertensive pharmaceutical residues in the aquatic environment—A review. *Chemosphere* **2015**, *138*, 281–291. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
20. Commission Implementation Decision (EU) 2015/495 of 2015 Establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. *Off. J. Eur. Union* **2015**, *56*, L 78/40.
21. Jedlička, B.; Kněžek, M. Artificial recharge. *Hydrogeol. Roč* **1968**, *1*, 131–148. (in Czech).
22. Skalický, M. Artificial recharge of the Káraný site as a tool for solving the lack of groundwater for water use (in Czech). In Proceedings of the “Groundwater in Water Treatment 2015”, Pardubice, Czech Republic, 1–2 April 2015.
23. Milický, M. *Káraný Waterwork—Evaluation of the Development of the Groundwater Resources and Quality of Groundwater during the Hydrological Year 2017, Optimization of the Operation of the Artificial Infiltration Complex, Optimization of the Operation of Sources of Bank Infiltration with Increased Nitrate Content (in Czech)*; Final Report; PROGEO Company: Roztoky, Czech Republic, 2018.



V rámci mezinárodního projektu boDEREC-CE financovaného z programu EU InterReg byl podrobně zkoumán výskyt takzvaných „emerging pollutants“ ve střední Evropě. Český tým vyzkumníků mimo jiné porovnal účinnost odstraňování léčiv a výrobků osobní hygieny (PPCP) ve vodárnách Káraný a Drážďany-Hosterwitz (Německo). Obě vodárny používají podobnou technologii výroby pitné vody (kombinace břehové filtrace a umělého doplňování) a mají podobnou kvalitu říční vody (Jizera a Labe). Srovnání výsledků dvouletého monitorování ukazuje vysokou účinnost odstraňování PPCP obsažených v říční vodě. Na obou vodárnách však existují skupiny látek, u nichž samotné přírodní kroky čištění nestačí. V případě Káraného se jedná o benzotriazol, sulfametoxazol a methylparaben, v případě drážďanské vodárny o oxypurinol, sulfametoxazol, karbamazepin a lamotrigin. Tyto výsledky budou publikované v odborném článku, který je v současnosti v publikačním řízení. Student bude spoluautorem této publikace.

3.2.5 Atenuace PPCP v horninovém prostředí

Zásadní procesy, které se podílí na snížení koncentrací polutantů v horninovém prostředí a v podzemních vodách jsou ředění a transport látek, adsorpce a degradace. Chemické látky mohou z povrchu postupně pronikat do hlubších vrstev horninového prostředí, nesaturované zóny a následně do saturované zóny. Látky PPCP (farmaka, mikropolutanty) se v tomto smyslu chovají podobně jako ostatní polutanty. Laws et al. (2011) zaznamenal snížení koncentrací farmak v půdě, ale zároveň i průnik těchto látek do podzemní vody. Chování PPCP v horninovém prostředí a v podzemní vodě je podmíněno především charakteristikami prostředí a fyzikálně-chemickými vlastnostmi jednotlivých látek.

Látky, které se v daném prostředí nedegradují a nesorbují se nebo k tomuto procesu dojde pouze v omezené míře, jsou perzistentní. Pokud dosáhnou saturované zóny, migrují dále prostřednictvím proudění podzemní vody, které ovlivňují především geologické podmínky a hydraulická vodivost kolektorů.

Adsorpce

Některé laboratorní studie naznačily, že sorpce je významnějším atenuačním procesem než degradace (Scheyt et al. 2004). Látky, které se silně sorbují, jsou v horninovém prostředí méně mobilní. Zatímco látky, které se sorbují jenom slabě, se

v horninovém prostředí šíří rychleji a s větší pravděpodobností dosáhnou i podzemní vodu v saturované zóně.

Adsorpce látek PPCP závisí na fyzikálně-chemických charakteristikách látek, jako jsou struktura molekul a rozpustnost ve vodě (Sui et al. 2015). Například studie Yu et al. (2013) prokázala slabou sorpci carbamazepinu a gemfibrozilu v zeminách, zatímco stejný sediment za stejných podmínek dobře sorboval například triclosan. Tyto látky se sorbovaly v různé míře právě kvůli specifickým vlastnostem daných látek. Dle Yamamota et al. (2009) jsou sorpční koeficienty obecně vyšší pro aminy a nižší pro karboxylové kyseliny a neutrální farmaka. Dalším faktorem s významným vlivem na sorpci jsou vlastnosti horninového prostředí, ve kterém se podzemní voda vyskytuje. S tohoto hlediska je zásadní především obsah jílových minerálů, hydroxidů železa a organických látek v zeminách. Podle studie z Brazílie (Doretto et al. 2014), je sorpce antibiotik sulfamethazine, sulfadimethoxine a sulfaquinoxaline silnější v případě jílovitých zemin, než v případě písčitých zemin. Dle studie jsou důvodem pro tyto rozdíly lipofilie látek a různý obsah organických látek v zeminách. Proces sorpce ovlivňují dále podmínky vodního prostředí. Chen et al. (2011) zkoumali vliv iontové síly a pH vodního roztoku na chování antibiotik sulfamethoxazol a ciprofloxacin v saturovaném porézním prostředí. Dle výsledku pokusů iontová síla a pH výrazně ovlivňují mobilitu ciprofloxacinu, zatímco byl vliv na mobilitu sulfamethoxazolu mnohem menší. Zásadní vliv pH na sorpci látek v iontové formě byl dále hodnocen v rámci další studie (Zhang et al. 2014). Potvrzeno bylo, že při nízkém pH se antibiotikum sulfonamid vyskytuje ve formě kationtů, které jsou následně vázané na záporně nabitý povrch minerálů. Při vyšším pH se stejná látka vyskytuje ve formě aniontů, které se na povrch minerálů nesorbují.

Degradace

Biodegradace organických látek je závislá na výskytu mikroorganismů. Proto je většinou rychlejší a účinnější v aerobních a méně intenzivní v anaerobních podmínkách, kde je přítomných méně mikroorganismů. Právě anaerobní podmínky s nižším redoxním potenciálem jsou zpravidla charakteristické pro horninové prostředí a podzemní vodu (Johnson et al. 1998, Lapworth et al. 2012). Látky PPCP v podzemní vodě proto často degradují pouze částečně nebo jsou v podzemní vodě perzistentní. V případě částečné degradace látek mohou vzniknout meziproducty degradace. Vlastnosti těchto metabolitů často nejsou přesně známy a mohou být nebezpečné.

Vliv redoxních podmínek na degradaci PPCP ověřili například Burke et al. (2014) pomocí pokusů s aerační nádrží. Z 27 látek bylo identifikováno 6 případů, které se účinně

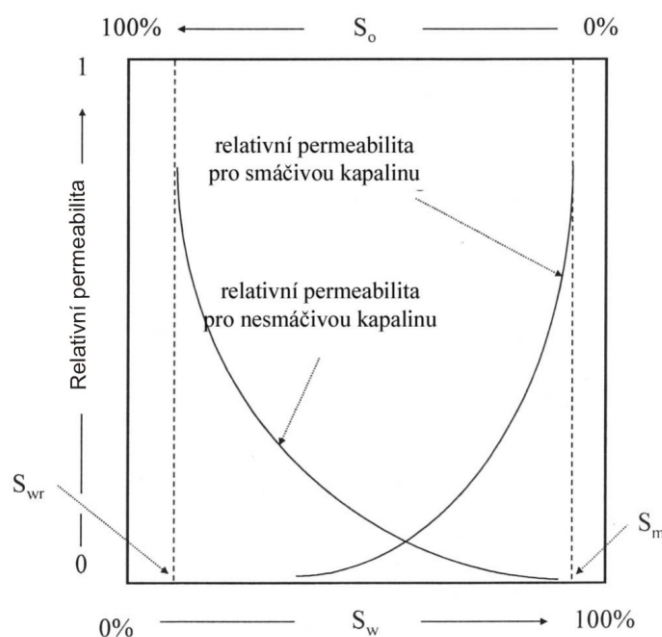
odbourávaly v oxických podmínkách a byly zároveň persistentní v anoxických podmínkách. Zároveň byly zjištěny 3 antibiotika, která se naopak odbourávala pouze v anoxických podmínkách. Vliv chemických a fyzikálních vlastností různých organických látek na jejich degradaci je zřejmý i z dalších četných výzkumů. Například kofein a paracetamol patří mezi nejběžnější PPCP a v odpadních vodách se obvykle objevují ve vysokých koncentracích. Kvůli účinné degradaci se ale v podzemních vodách objevují mnohem méně, než například carbamazepin a sulfamethoxazol ze stejného zdroje. Právě karbamazepin a sulfamethoxazol jsou často jmenované jako perzistentní látky (Grossberger et al. 2014, Rozman et al. 2018). Dalším faktorem degradace PPCP jsou fyzikálně-chemické podmínky prostředí, které mají opět různý vliv na různé látky. Dle Loftina et al. (2008) je degradace látek tetracycline a chlortetracycline značně závislá na pH a teplotě prostředí, zatímco degradace lincomycinu a antibiotik ze skupiny sulfonamidů není výrazně ovlivněná změnami pH a teploty. V těchto případech proces degradace zřejmě není spojený s pochody ovlivněními pH, jako je například hydrolýza. Některé látky, jako například běžně se vyskytující ibuprofen, podléhají fotodegradaci, která opět po infiltraci vody do horninového prostředí bez přístupu světla neprobíhá (Rozman et al. 2018).

4 Kvantitativní aspekty umělého zasakování

Umělé zasakování je antropogenní činnost nebo zásah, který oproti přírodnímu stavu způsobuje dodatečné doplňování kolektoru podzemní vody. Při posuzování této technologie je kromě kvalitativních aspektů popsaných v předchozích kapitolách zásadní množství nově generovaných zdrojů. Podmínky umožňující zasakování určitého množství povrchové vody a následného jímání dostatečného množství podzemní vody jsou určující pro potenciál konkrétní lokality pro umělou infiltraci a rentabilitu této činnosti. Hodnocení podmínek je závislé i na konkrétním způsobu umělého zasakování.

4.1 Hydraulické podmínky umělého zasakování

Z hlediska množství zasakované vody jsou zásadní hydraulické a hydrofyzikální parametry jako jsou pórovitost a hydraulická vodivost saturované i nenasaturované zóny. V případě infiltrace je zásadnější vertikální hydraulická vodivost, zatímco pohyb vody v laterálních směrech může být o něco pomalejší. Při umělé infiltraci musí zasakovaná voda většinou projít nenasaturovanou zónou a permeabilita nenasaturované zóny je závislá na vlhkosti (Obr. 7). K hydraulickému řešení umělé infiltrace je proto kromě klasického Darcyovského řešení pro nasycené prostředí potřeba přistupovat obvykle zvlášť pro nenasycené prostředí.



Obr. 7 Závislost permeability na vlhkosti v nenasurované zóně (Datel et al. 2021)

Základním parametrem nesaturovaného poremního prostředí je vztah mezi vlhkostí a kapilárním tlakem, kdy nejnižším hodnotám vlhkosti odpovídají nejvyšší hodnoty kapilárního tlaku. To znamená, že zasakování do zemin s nízkou vlhkostí je obtížnější a kapilární tlak, který je pro zasáknutí potřeba překonat, je vyšší než v případě vlhkých zemin.

Při určování vsakovací kapacity infiltračních objektů literatura rozlišuje tři základní případy (Datel et al. 2021):

První je případ umělého zasakování, kdy proud vody není ovlivňován původní zvodní. Jde o takzvaný průsak bez vzduť. Při ustáleném proudění může teoreticky nastat v případě nekonečné mocnosti nesaturované zóny nebo v případě dostatečné mocnosti nesaturované zóny a vrstvy s mnohem větší propustností v podloží. V praxi nastává tento stav zpravidla pouze na přechodnou dobu. Za určitých zjednodušení lze ale převzít jednoduché teoretické řešení tohoto stavu, kdy jsou proudnice svislé a filtrační rychlost je rovná koeficientu propustnosti k .

Druhý případ je většinou opět pouze přechodný stav mezi oběma krajními typy. Třetí případ nastane, když se stoupající hladina podzemní vody pod zasakovacím objektem spojí s filtračním proudem a vytvoří souvislý proud v plně nasyceném půdním porfilu. Jde o takzvaný průsak se vzduť. Protože je přesné analytické řešení průsaku se vzduť velmi obtížné, v praxi se často hodnotí zjednodušeně jako průsak bez vzduť, kdy je velikost průsaku po celé ploše dna zasakovacího objektu neměnná. Takový postup ale může poskytnout výsledky se značnou nepřesností (Datel et al. 2021). Klasické výpočetní metody hodnocení zasakování jsou tedy značně omezené zjednodušováním okrajových podmínek výpočtu. V současnosti se proto k tomuto účelu proto využívají především numerické modely proudění podzemní vody.

Proces umělého zasakování je dále hydraulicky ovlivněn kolmatací. Jde o postupné snižování propustnosti poremního prostředí v okolí zasakovacího objektu v důsledku hromadění a zachytávání usazenin. Nové částice, které snižují propustnost vznikají kvůli fyzikálním, chemickým a biologickým procesům při interakci zasakované vody s horninovým prostředím nebo s podzemní vodou. Většina těchto procesů se odehrává v blízkosti zasakovacího objektu – v takzvané reaktorové zóně, která následně ovlivňuje infiltrační kapacitu objektu.

Tématu kolmatace během umělého zasakování se věnuje mimo jiné mezinárodní tým odborníků pod záštitou IAH (International Association of Hydrogeologists), který

vydal monografii na toto téma (Martin 2013). Byl přijat obecný předpoklad, že jistá míra kolmatace zasakovacích objektů je nevyhnutelná a v určité fázi životního cyklu systému umělé infiltrace se vyskytne. S toho důvodu je důležitá prevence pro omezení procesů kolmatace a opatření pro snazší regeneraci zasakovacích objektů. Jedno z důležitých opatření je kontrola a úprava jakosti zasakované vody. To často zahrnuje například odstaňování pevných částic v suspenzi, úpravu pH a odstranění rozpuštěného kyslíku. Regenerace zasakovacích objektů vyžaduje přesnou charakterizaci probíhajících procesů a je často velmi specifická pro jednotlivá zařízení.

V tuzemsku se vlivem kolmatace na proces umělého zasakování podrobně zabývali Jedlička s Moravcovou (1984) a Pastuszek (1979, 1985). Jedlička s Moravcovou pro hodnocení kolmatace zavedli index filtrability, pro který platí:

$$I = (\ln(H) - \ln(h))/V$$

kde jsou

I – index filtrability

H – tlaková výška vody v kolmatátoru (v zasakovacím objektu)

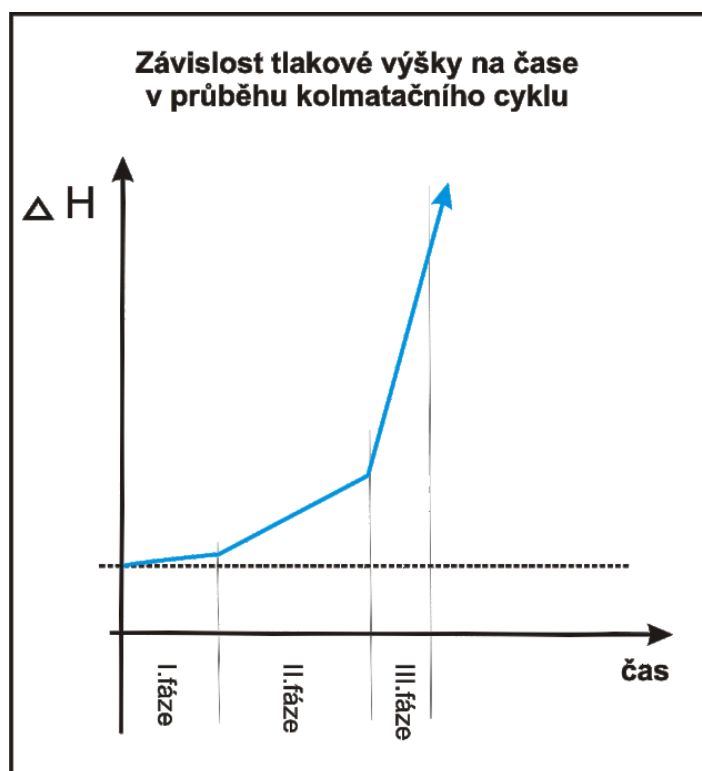
H – tlaková výška vody v piezometru

V – objem vody proteklé kolmatátorem (objem infiltrované vody)

Míra kolmatace je tedy definovaná hydraulickým gradientem a příslušnou rychlostí zasakování. Samotný index není nutně konstantní, ale v průběhu kolmatačního cyklu se může měnit.

Pastuszek rozlišil tři fáze kolmatačního procesu, jejichž průběh znázorňuje Obr. 8:

- i. první fáze zanášení mrtvých prostorů pórového prostředí (zanášení neefektivní pórovitosti)
- ii. druhá fáze zanášení efektivní pórovitosti
- iii. třetí fáze snížené efektivní pórovitosti, kdy je infiltrace už zpomalovaná kapilárním tlakem pórového prostředí

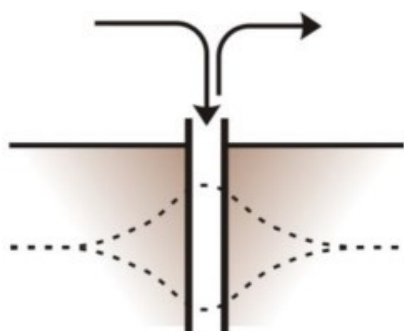


Obr. 8 Tři fáze kolmatačního cyklu podle závislosti tlakové výšky na čase (Datel et al. 2021)

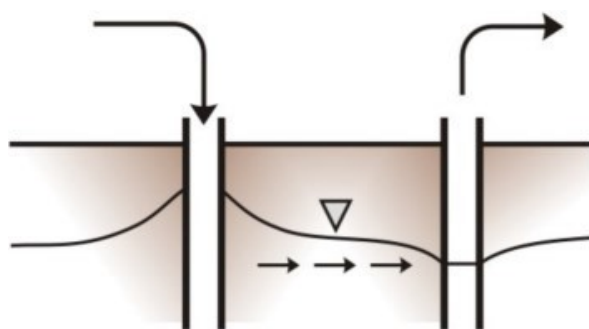
Dle kolmatačních zkoušek se hloubkový dosah kolmatace při plošném zasakování z nádrže pohybuje v rozmezí 50 až 100 cm pode dnem nádrže a v případě zasakování skrz vrty do vzdálenosti cca 3 až 6 násobků průměru vrtu.

4.2 Typy umělého zasakování

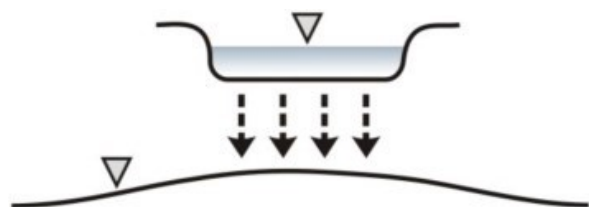
Umělé zasakování lze provádět různými technologickými postupy. Některé postupy jsou založené na zintenzivnění již probíhajících přírodních procesů, jiné na vybudování velkých zasakovacích objektů, nebo objektů pro omezení povrchového odtoku. Různé dostupné technologie přehledně popsál a schematický znázornil Dillon (2005):



Obr 9a Jeden zasakovací/čerpací vrt



Obr 9b Více vrtů pro zasakování a současné čerpání

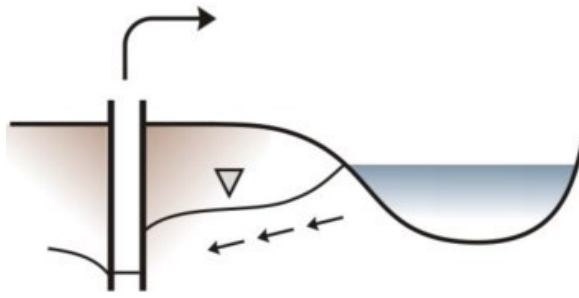


Obr 9c Zasakovací vana/rybník

Zasakování vody jedním vrtem pro zvýšení zásoby podzemní vody v době přebytku povrchové vody a následně čerpání podzemní vody stejným vrtem v době potřeby. V tomto případě jde o využití skladovací zásoby kolektoru a zpětné využití vody.

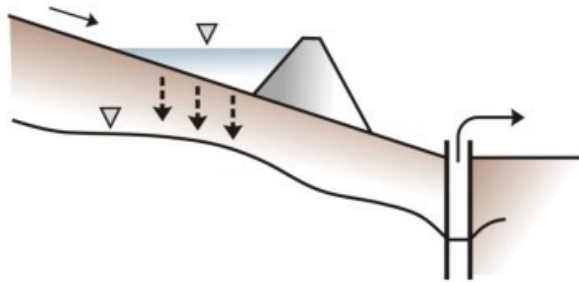
Zasakování vody jedním vrtem pro zvýšení zásoby podzemní vody a současné nebo následné čerpání podzemní vody jiným vrtem. V tomto případě jde o využití skladovací zásoby kolektoru, zpětné využití vody a díky prodloužení proudění podzemní vody a dodatečné době zdržení i o lepší využití čisticích schopností horninového prostředí.

Infiltrační objekt vybudovaný mimo hlavní vodní tok, kde je povrchová voda obvykle zasakována skrz nesaturovanou zónu do kolektoru s otevřenou hladinou podzemní vody.



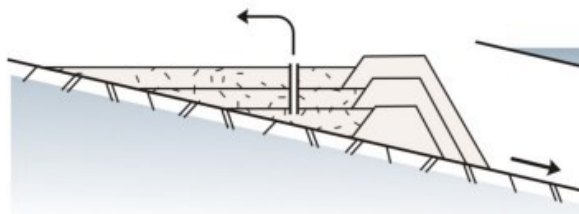
Obr 9d Břehová infiltrace

Čerpání podzemní vody z vrtu na břehu řeky či jezera, které snížením hydraulické výšky indukuje infiltraci povrchové vody.



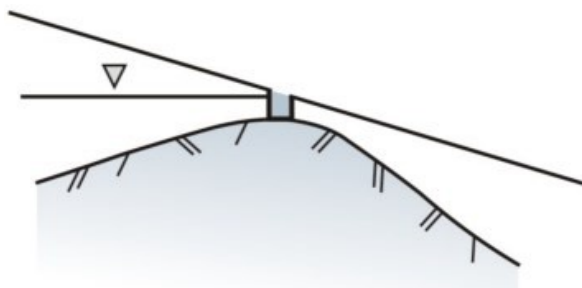
Obr 9e Zasakovací přehrada

Povrchová voda je v době přebytku zadržena hrází, zasáknuta do kolektoru s volnou hladinou a následně čerpána vrtu pod přehradou. Jde o typ umělé infiltrace, který je často aplikován v aridních oblastech na občasných vodních tocích s rychlým odtokem (vádí).



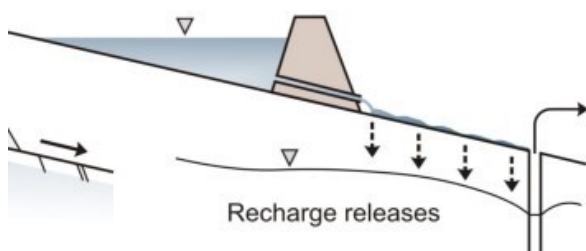
Obr 9f Písčitá přehrada

Plavený sediment a povrchová voda jsou v době přebytku zadrženy hrází. Samotný zadržovaný sediment postupně vytvoří kolektor, do kterého se doplňuje voda, která je následně čerpána z vrtů přímo v písčitém tělesu. Jde o typ umělé infiltrace, který je často aplikován v aridních oblastech na občasných vodních tocích s rychlým odtokem (vádí), kde není k dispozici dostatečný přirozený kolektor.



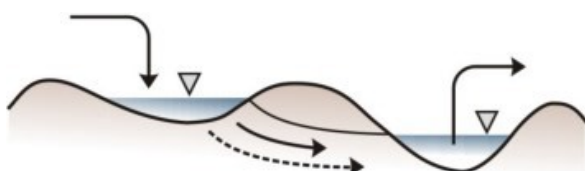
Obr 9g Podzemní hráz

Podzemní konstrukce od povrchu terénu do nepropustného podloží, která zadržuje podzemní odtok. V období se zvýšeným podzemním odtokem tak dojde k nasycení prostředí za hrazí a navýšení zásoby podzemní vody v mělkém kolektoru.



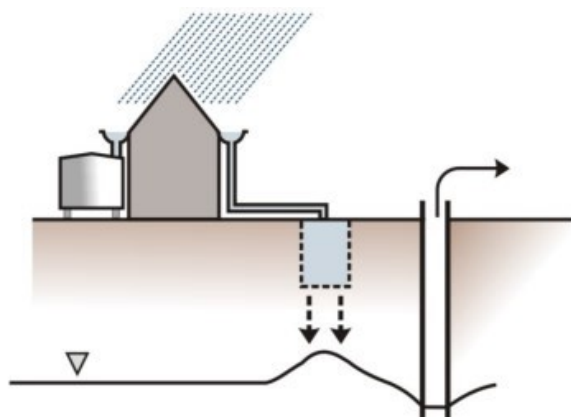
Obr 9h Suchý polder

V případě suchého poldru jde primárně o konstrukci pro zadržení povrchového odtoku a tlumení povodňových vln. Postupné vyprazdňování a nadlepšování průtoku ve vodoteči pod podlerem může mít i příznivý vliv na infiltraci a navýšení zásob podzemní vody v kolektoru, který může být následně efektivněji vodárensky využíván.

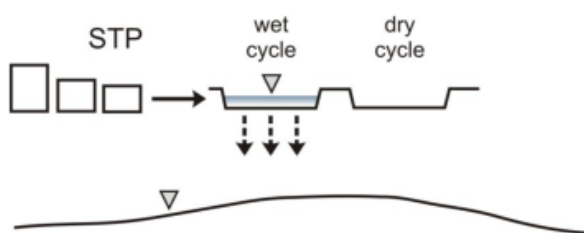


Obr 9i Infiltrace v dunach

Infiltrace přebytku povrchové vody v zasakovacích nádržích v písčitéch dunách. Kolektor je následně vodárensky využíván v nižší nadmořské výšce.



Obr 9j Zasakování srážkové vody



Obr 9k Vsakování odpadních vod skrz půdní filtr

U zasakování srážkových vod jde o obohacování zvodně využívané typicky pro individuální zásobování zasakováním dešťové vody svedené ze střech objektů. Dešťová voda je obvykle infiltrována v průlehu, podzemním zasakovacím prostoru zaplněném štěrkem nabo v zasakovací šachtě.

Vsakování přečištěné odpadní vody skrz vsakovací vany nebo rybníky. Průchodem skrz nenasaturovanou zónu a následně kolektor podzemních vod dochází k odstranění živin a patogenů ve vodě.

Obr. 9 Typy umělého zasakování

4.3 Posouzení vhodnosti území pro umělé zasakování

Četné studie ze zahraničí i z tuzemska se zabývají posuzováním území z hlediska vhodnosti pro umělou infiltraci. Při posuzování širších oblastí se pro zpracování relevantních prostorových dat běžně používají GIS nástroje (Ghayoumian et al. 2007, Rahman et al. 2012, Hrkal et al. 2010, Datel et al. 2021). Kromě charakteristik povrchu terénu a hydrologických vlastností jsou z hydrogeologického hlediska zásadní charakteristiky jako jsou hydraulická konduktivita, storativita a mocnost kolektoru. Výzkumníci z Blízkého východu Zaidi et al. (2015) a Ghayoumian et al. (2007) začlenili do svých studií jako zásadní hydrogeologické kritérium hloubku podzemní vody. Steinel (2012) a Rahman (2012) začlenili kromě hloubky podzemní vody i mocnost kolektoru. Taheri a Zare (2011) pracují se storativitou a mocností vrstvy sedimentů, zatímco Ghayoumian et al. (2005) klade důraz na mocnost kolektoru a transmisivitu. Bhuiyan (2015) ve svém posouzení vhodnosti území pro umělou infiltraci zohlednil mocnost

kolektoru, transmisivitu i storativitu. Alkhatib et al. (2021) prezentovali systematický semi-empirický postup hodnocení, který jako vstupní data analýzy používá výsledky numerického modelování pro referenční lokality v hodnoceném území.

V tuzemské literatuře jsou kritéria vymezení perspektivních území pro umělou infiltraci uvedeny například v Metodice hodnocení území České republiky z hlediska vhodnosti pro řízenou dotaci podzemních vod vodami povrchovými a možností umělé infiltrace vyčištěných odpadních vod a aplikace této metodiky na území ČR (Hrkal 2010).

Ze výše zmíněného hodnocení vyplývá, že z kvantitativního hlediska musí lokalita s potenciálem pro umělou infiltraci splňovat na území České republiky následující podmínky:

Dostatečná propustnost horninového prostředí

Obvykle jde o průlinovou nebo kombinovanou průlinovo-puklinovou propustnost, méně časté jsou případy efektivního mělkého zasakování do puklinového kolektoru. Velmi opatrně je potřeba přistupovat k extrémně propustným prostředím, jako jsou například hrůbozrné štěrky a kras, kde je doba zdržení velmi krátká a žádoucí atenuační procesy omezené. Pro posouzení tohoto kritéria se nabízí využití údajů o koeficientech hydraulické vodivosti, respektive údajů o transmisivitě, které jsou v případě České republiky k dispozici v ucelené formě v regionálním měřítku na Hydrogeologických mapách ČR.

Dostatečná mocnost kolektoru a nesaturované zóny;

Kolektor a nesaturovaná zóna nad hladinou podzemní vody poskytují prostor pro nově zasáklou vodu - takzvaný skladovací objem. Základní podmínkou je dostatečná hloubka hladiny podzemní vody pod terénem, respektive pod stropem hydrogeologické struktury, která tvoří kolektor. Lokální vyhodnocení tohoto kritéria lze provést přesně pomocí údajů z pozorovacích vrtů. Obecně lze konstatovat, že je mocnost nesaturované zóny v pánevních strukturách mnohem významnější než v prostředí krystalinika. Pro území s mělkým přípovrchovým kolektorem lze předpokládat, že mocnost nesaturované zóny v drenážní oblasti v blízkosti vodního toku se blíží nule a postupně narůstá směrem k rozvodnici v infiltrační oblasti. S tímto kritériem částečně souvisí i storativita. Kolektory s volnou hladinou podzemní vody a vysokým koeficientem storativity, jako jsou struktury v sedimentech pánví, mají vysoký skladovací objem. Na druhou stranu je volný objem pro infiltrovanou vodu v konsolidovaných horninách a v kolektorech s napjatou hladinou podzemní vody mnohem omezenější.

Vhodné strukturně geologické podmínky

Vhodná geologická stavba území umožňuje zpětně využívání kolektoru podzemní vody, který byl umělou infiltrací doplněn. Nekontrolovaný odtok podzemní vody by měl být minimalizován. Ztrátám infiltrované vody zabraňuje nepropustné podloží a nepropustné boční bariéry kolektoru. Pro umělou infiltraci je tedy ideální uzavřená hydrogeologická struktura.

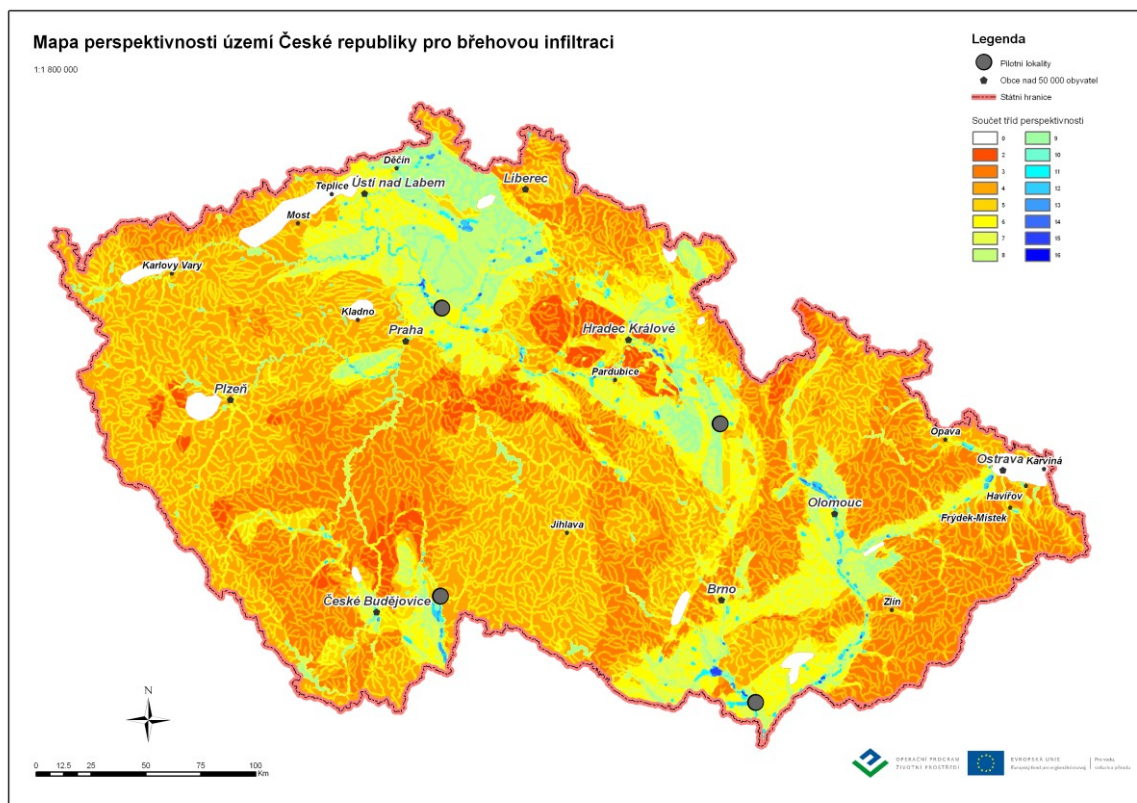
Vhodný zdroj vody k zasakování

Zdroj vody k zasakování musí být dostatečně vydatný a musí mít odpovídající kvalitu, která nezhoršuje kvalitu podzemní vody. Zvláštním případem je zasakování přečištěných odpadních vod, kde je hlavním kritériem efektivita čištění vody umělou infiltrací. V případě břehové infiltrace je množství dostupné vody omezené vydatností vodoteče a ekologickým limitem minimální zůstatkový průtok. V případě umělého zasakování na lokální úrovni za účelem zpomalení odtoku a zvýšení zásob podzemní vody jde především o zasakování sezonních, respektive dočasných přebytků. Objem dostupné vody je tak ovlivňován především aktuálním množstvím srážek. Obecně jsou v tom případě vhodnější horní toky řek ve vyšší nadmořské výšce, kde je intenzivnější i srážková činnost. V případě infiltrace přečištěných odpadních vod je dostupný objem vody závislý na počtu obyvatel v oblasti. V tom případě mají nejvyšší perspektivu velké městské aglomerace.

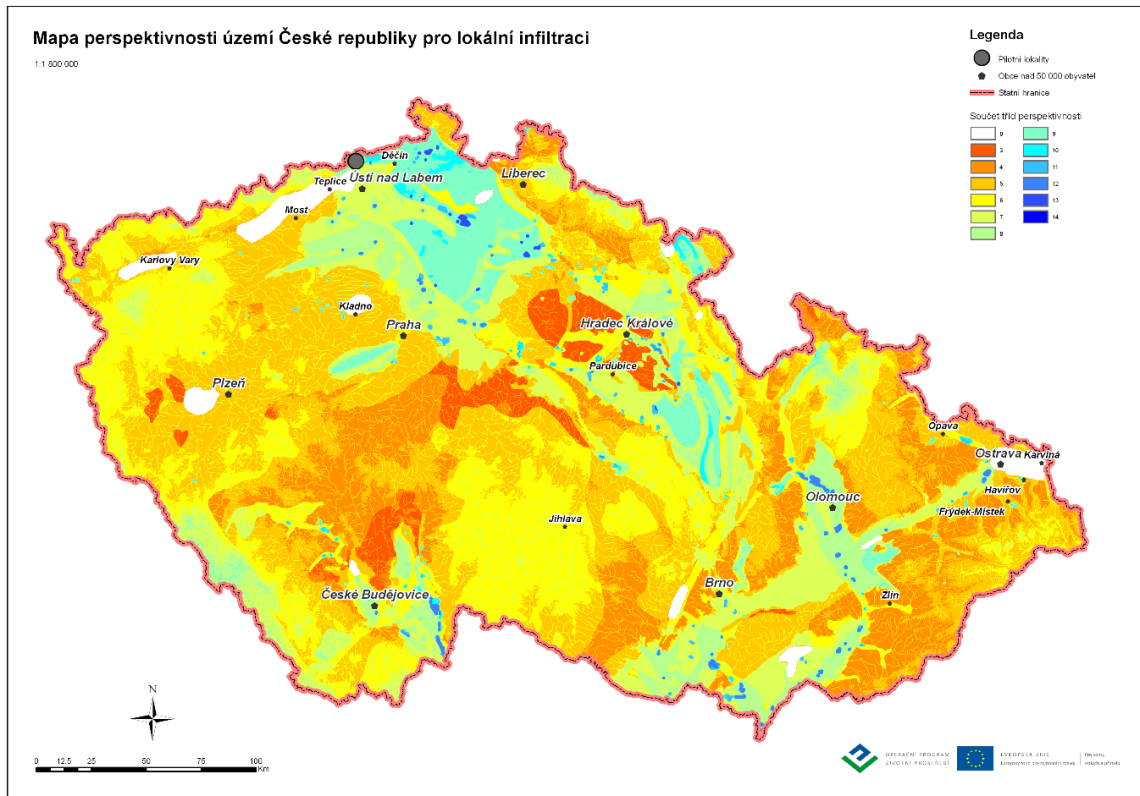
Dále jsou v citované metodice popsána i kritéria nebezpečí svahových pohybů a vazby na ekosystémy. Místa s aktivními svahovými pohyby musí být z perspektivních míst pro umělou infiltraci vyloučena, protože rychlé změny hladiny podzemní vody v důsledku umělé infiltrace a čerpání svahovou stabilitu snižují. Co se týká vazby na ekosystémy, potenciální lokality pro umělou infiltraci je potřeba posuzovat kriticky opět z důvodu kolísání hladiny podzemní vody. Pokles hladiny způsobený vodohospodářským využíváním struktury může nepříznivě ovlivnit chráněná území s vazbou na podzemní vody. Naopak navýšení hladiny podzemní vody může nepříznivě ovlivnit chráněná území se suchomilnými druhy.

Aplikaci této metodiky a GIS nástrojů vznikly mapy perspektivnosti území ČR pro umělou infiltraci, a sice zvlášť pro břehovou infiltraci, takzvanou lokální infiltraci a infiltraci předčištěných odpadních vod (Obr. 10, Obr. 11, Obr. 12). Z map vyplývá, že jsou pro břehovou infiltraci nejperspektivnější kvartérní sedimenty významnějších mocností drénujících vodní toky. Pro takzvané lokální zasakování a zasakování předčištěných odpadních vod jsou dle map nejperspektivnější pánevní struktury. Zároveň bylo

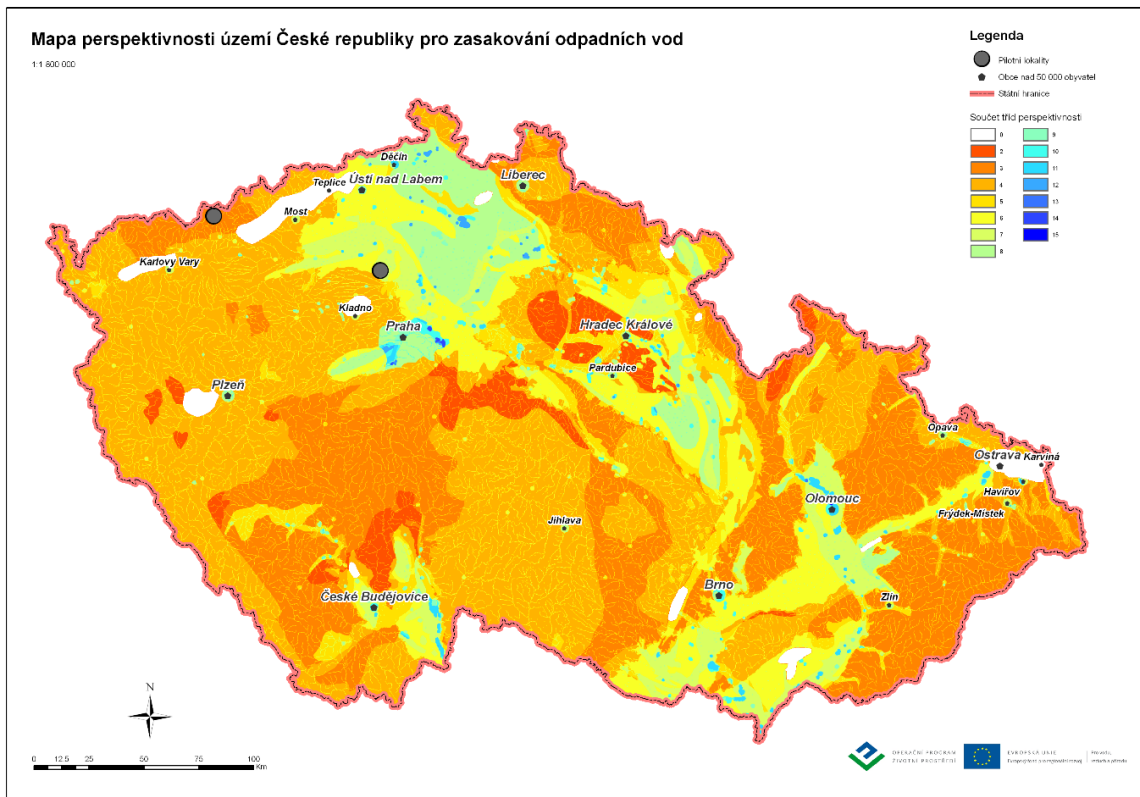
konstatováno, že jsou z hlediska aktuálnosti a potřeby pro tyto typy perspektivní i lokality v krystaliniku, kam lze umístit pouze menší zařízení umělé infiltrace.



Obr. 10 Perspektivnost území ČR pro břehovou infiltraci (Hrkal et al. 2010)

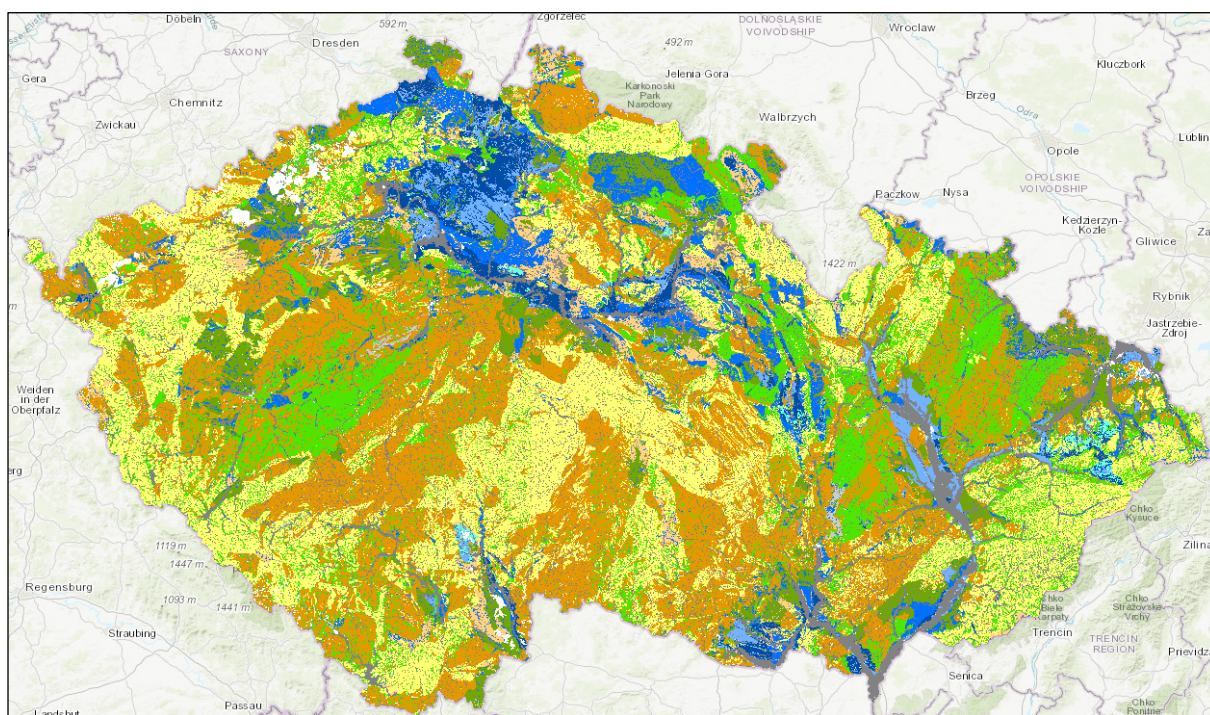


Obr. 11 Perspektivnost území ČR pro lokální infiltraci (Hrkal et al. 2010)



Obr. 12 Perspektivnost území ČR pro zasakování odpadních vod (Hrkal et al. 2010)

V roce 2021 vznikla další Odborná mapa vhodnosti území ČR pro řízenou dotaci podzemních vod v měřítku 1:50000 (Datel et al. 2021). Základním podkladem byly mapy zranitelnosti podzemních vod podle charakteru horninového prostředí, podle charakteru oběhu podzemní vody a podle transmisivity kolektoru, které vychází z Geologické mapy ČR 1:50000 a Hydrogeologické mapy ČR 1:50000 (Novák et al. 2012). Tyto podkladové mapy byly částečně doplněny a upraveny. Následnými průniky jednotlivých kategorií propustnosti a průtočnosti vznikla výsledná mapa vhodnosti území ČR k řízené dotaci podzemních vod (Obr. 13). Na rozdíl od předchozích map, které vyšly ve třech verzích podle typů umělé infiltrace, nová mapa posuzuje obecně podmínky zasakování a je určena pro prvotní posouzení potenciálu těchto technologií. Vhodné technologie umělé infiltrace budou posouzeny pro konkrétní lokality v dalších fázích případné přípravy projektu umělé infiltrace.



Obr. 13 Mapa vhodnosti území ČR pro řízenou dotaci podzemních vod (www.suchovkrajine.cz)

Mapa rozděluje území podle geologických a hydrogeologických podmínek na 4 hlavní kategorie, z nichž každá je dále rozčleněná na 3 podkategorie:

Kategorie 1 – území vhodné pro vsakování vody regionálního významu (v množství desítek l/s)

- 1a. území s vysokou propustností i průtočností hornin (tmavomodrá)
- 1b. území s vysokou propustností a střední průtočností hornin (středně modrá)
- 1c. území se střední propustností a vysokou průtočností hornin (světle modrá)

Kategorie 2 - území vhodné pro vsakování vody oblastního významu (v množství jednotek l/s)

2a. území se střední propustností a střední průtočností hornin (tmavozelená)

2b. území s vysokou propustností a nízkou průtočností (středně zelená)

2c. území s nízkou propustností a vysokou průtočností (světle zelená)

Kategorie 3 – území vhodné pro vsakování vody lokálního významu (v množství maximálně desetin l/s)

3a. území se střední propustností a nízkou průtočností hornin (hnědá)

3b. území s nízkou propustností a střední průtočností hornin (běžová)

3c. území s nízkou propustností a nízkou průtočností hornin (žlutá)

Kategorie 4 – ostatní území (záměry řízené dotace zde potřebují podrobné posouzení)

4a. území potenciálně významné pro řízenou dotaci (zvláště technologii břehové infiltrace), rizikovým faktorem je ale povodňové riziko (území 100 letých záplav), jde vesměs o údolní nivy vodních toků (tmavošedohnědá).

4b. území problematické z důvodu výskytu krasové propustnosti. Podkategorie vznikla z ploch vápenců v krasových oblastech (Český kras, Moravský kras, Mladečský kras) a větších výskytů krystalických vápenců (mramorů) v jiných oblastech (jižní Čechy, Vysočina, Jeseníky, Krkonoše aj.). Vsakování je v těchto územích většinou velmi dobře možné, horninové prostředí ale nemusí mít potřebné filtrační a čistící schopnosti, je zde proto potřeba zvýšené kvality vsakované vody (středně šedá).

4c. ostatní nehodnocené území – území postižené důlní činností, území s výskytem rašeliny, slatiny, intenzivně zastavěná území. Tato území jsou nevhodná pro metody řízené dotace (bíle).

4.4 Pilotní studie modelového řešení umělého zasakování pro lokalitu Na Lizu

V letech 2016 a 2017 byl Grantovou agenturou Univerzity Karlovy (GAUK) financován projekt Umělé zasakování jako nástroj ke zmírnění dopadu klimatických změn v mělkých puklinových kolektorech. Projekt byl zaměřen na dílčí řešení eliminace negativních dopadů sucha v deficitních oblastech krystalinika. Jádrem studie bylo zpracování numerického modelu pro pilotní lokalitu experimentálního povodí Na Lizu u Zdíkova na Šumavě. Na základě výsledků modelových simulací byla následně vyhodnocená efektivita různých technologických postupů umělého zasakování v mělkém kolektoru metamorfítů a vyvřelých hornin za účelem zlepšení hydrogeologické bilance a zvýšení jeho vodohospodářského potenciálu.

Výsledky projektu jsou publikované v následujícím odborném článku, který je součástí této práce (Rozman et al. 2019).



Artificial recharge of a shallow hard rock aquifer as a climate change mitigation method: model solution from the Czech Republic

David Rozman^{1,2} · Zbyněk Hrkal^{1,2} · Miroslav Tesař³

Received: 3 October 2018 / Accepted: 10 November 2018 / Published online: 14 November 2018
© The Author(s) 2018, corrected publication 2018

Abstract

Drought has always been one of the crucial water management issues especially in a dry climate areas. Recently this matter is emerging also in the Czech Republic and in other parts of the temperate and continental climate zone. With progressing climate changes, we can expect that the current water management systems will often have to adapt to new conditions. This paper offers an evaluation of artificial recharge as a drought mitigation method in areas with crystalline bedrock. The core of the study is a pilot location model solution, which provided a tool to assess the efficiency of artificial recharge, operated in order to improve water budget of a shallow hard-rock aquifer. The results of simulations confirmed suitability of artificial recharge through infiltrations wells or ponds, which significantly enhanced water budget of the experimental catchment and improved its potential as a water resource.

Keywords Drought · Artificial recharge · Hard rock · Shallow aquifer · Modeling · Czech Republic

Introduction

The effect of climate change and long term drought on water resources is becoming an important water management issue for many regions worldwide, including Central Europe. Higher temperatures and changes in yearly temperature and precipitation patterns considerably affect local water supply systems. A statistically significant raise of surface evaporation has been recorded in Central Europe during last decades and because of the rising temperatures this trend is expected to continue in the future (Dezsi et al. 2018; Orth et al. 2016; Teuling et al. 2009; Seneviratne et al. 2006). According to Kašpárek (2007), the annual increase of evaporation in the area is approximately 5 mm. The same source is also presenting a record of local changes in seasonal distribution of rainfall, with a decrease in summer precipitation and increase in winter precipitation. In consequence a larger

portion of summer precipitation is absorbed by vegetation or evaporated and a deficit in aquifer cannot be compensated by increased precipitation in winter months.

A major part of Czech Republic is formed by crystalline bedrock, where groundwater occurs in shallow aquifer in permeable fissures and weathered zones. Similar hydrogeologic structures have been recognized as an interesting alternative groundwater resource by several researchers in different regions (Gustafson and Krásný 1994; Guihéneuf et al. 2014; Baiocchi et al. 2016). Shallow fissured aquifers may locally reach to depths of several tens of meters. Sufficient amount of precipitation and high hydraulic gradient caused by rough topography lead to dynamic circulation of groundwater. In mountainous regions in the Czech Republic the specific groundwater runoff reaches values between 8 and 15 l/s (Krásný et al. 2012). Such aquifer may provide an important local water resource. However, in comparison to deep sedimentary basin structures, shallow hard rock aquifers can be very vulnerable to drought, due to low accumulation capacity. Previous studies on Na Lizu site confirmed, that decrease in precipitation, which recharge shallow aquifer, leads to quick subsequent decrease of well yield in a given aquifer. According to the results of the hydraulic model, even a small drop in infiltration has a fundamental impact on transmissivity in shallow hard rock aquifers (Hrkal et al. 2007).

✉ David Rozman
david.rozman@vuv.cz

¹ Faculty of Science, Charles University, Albertov 6, Prague, Czech Republic

² T.G. Masaryk Water Research Institute, Podbabská 30, Prague, Czech Republic

³ Academy of Sciences, Hydrodynamic Institute, Podbabská 13, Prague, Czech Republic

Artificial recharge is one of the possible approaches to mitigate the effect of drought by slowing down runoff from catchments and directly replenishing groundwater resources (Ringleb et al. 2016; Benseddik et al. 2017). The source of infiltrating water can be surface water captured during heavy precipitation events to control floods. However a modern trend known especially from some arid and semiarid regions is infiltration of treated wastewater. Such approach substantially improves the effectiveness of water management in a given catchment. Experiences from Israel, Spain, USA, Australia, China, Iran, Jamaica, Morocco, South Africa and also from localities in Bohemian Massif in Czech Republic confirm, that process of attenuation in aquifers is capable to eliminate most of the casual pollutants in wastewater (Lallana and Krinner 2001; Ringleb et al. 2016; Rozman et al. 2013, 2017). The European Environment Agency reports an increasing trend in artificial recharge in a number of above mentioned countries (Lallana and Krinner 2001). Nevertheless, such technology of mitigation of drought in hard rock aquifers is practically unused in Czech Republic.

The modeling techniques proved to be a suitable tool for assessments, predictions of MAR (Managed Aquifer Recharge) and its operational schemes. Due to its flexibility, modeling assessment is often recommended to perform as a preliminary experiment (Maliva et al. 2015; Chitsazan and Movahedian 2015).

The purpose of our study is to provide expert outcomes about effectiveness of artificial recharge in a mountainous hard rock region and its application as one of the groundwater withdrawals mitigation methods. The results of the study may be used as a material for further investigation, which could gradually lead to legislation adjustments and wider implementation of this technology.

Methods and experimental catchment

The subject of our research was studied by application of numerical modeling tools BILAN and MODFLOW. The combination of both tools enabled us to perform an experimental simulation of surface and groundwater flow in the catchment Na Lizu.

The experimental catchment Na Lizu is situated in the Šumava Mountains in Southern Bohemia, about 120 km SW of the capital Prague (Fig. 1) The surface elevation ranges between 829 and 1071 m a.s.l. with mean elevation at 946 m a.s.l. It covers an area of 0.85 km².

The bedrock of the site consists of Proterozoic biotite paragneisses and migmatites, which are locally covered by Holocene deluvial and fluvial loams or loamy and pebbly deposits. The area has no distinctive tectonic structures. However, the bedrock is partly weathered and fissured to depth of several meters. The fissures and fractures are less



Fig. 1 Position of study area marked on the map of Central Europe (map source: Natural Earth)

abundant in greater depths and therefore also permeability is decreasing with depth.

The required data were acquired by the Czech Academy of Sciences, which runs monitoring system on the site (Fig. 2). The model area was defined as a catchment of the surface water closing profile, with discharge record. The available meteorological records come from the borders of the catchment. This enables us to define representative meteorological conditions for the area by interpolation of the selected data series. The temperature and precipitation measurement stations are located on open meadows (M) as well as in the spruce and beech forests (I, L), which provides good information about interception of precipitation by the vegetation. The arrangement of the stations also enables analyses of temperature and precipitation patterns dependent on elevation of the terrain. The only groundwater level measurement points are two 25 m deep boreholes. One is located in the upper part of the catchment (WI) and the second borehole is located close to the northeastern border in the lower part of the catchment (WD). For model calibration purposes several groundwater level control points were defined. The values at those points were derived from the available groundwater depth data and its proximity to the creek, where groundwater level corresponds to the surface.

The first step of the assessment was hydrological modeling in BILAN, which simulates water balance components in a catchment. The model was developed by T.G. Masaryk

Water Research Institute (Prague, Czech Republic) and was described in Tallaksen and van Lannen (2004). It has been further developed during the last decade and it has proven to be a reliable tool in local conditions (Vizina et al. 2015; Hanel et al. 2012; Horáček et al. 2008). The structure of the model is constructed by a system of equations describing basic principles of water balance. It simulates the process on the surface, in the soil aeration zone including the effect of vegetation and in the saturated zone. Air temperature is used as an indicator of energy conditions, which significantly affect the water balance components. The time resolution of the model is 1 day.

The input data includes daily series of precipitation, air temperature and relative air humidity. The required datasets were generated for the reference period from year 2009 to 2016. In mountainous regions, meteorological values vary significantly depending on elevation. Therefore data from several measurement stations were first statistically analyzed to find relations between them. The output of the statistical analysis was a factor, which was then used to correct the original data series and get new data series representative for the catchment.

The first step of preparation of air temperature data was calculation of the annual mean temperatures for stations M, L and I (Fig. 2). The annual mean values were then compared to elevations of the respective stations and linear regression equation was found. The equation was used to calculate annual mean air temperature for the catchment, by setting elevation at 946 m a.s.l. and subsequently a correction factor was computed by comparing this value to mean value from one of the measurement stations. Original daily data series were then corrected by the computed factor. This procedure enabled usage of all of the accessible data from different stations to gain new data series representative for the catchment. The approach is based on proportionality of the meteorological values and elevation. The same procedure was used also to generate catchment representative data series of relative humidity and precipitation.

The BILAN model simulates the amounts of water stored in the snow pack, in the soil and in the aquifer. The simulated flow of water is dependent on six free parameters:

- capacity of soil moisture storage
- snow melting factor
- parameter controlling outflow from direct runoff storage
- parameter controlling distribution of percolation into direct runoff and groundwater recharge under summer conditions
- parameter controlling distribution of percolation into direct runoff and groundwater recharge under snow melting conditions
- parameter controlling outflow from groundwater storage

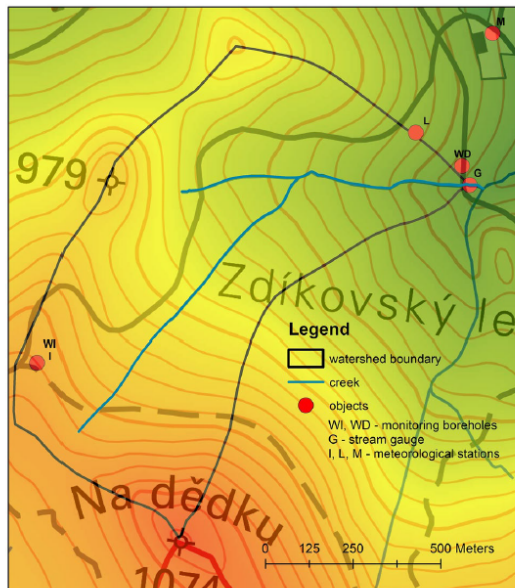


Fig. 2 Delineation of the experimental catchment, its topography and input data measurement points

The parameters are calibrated using an optimization algorithm. The optimization process employs MAPE criterion to find the best fit between the observed and simulated runoff at the outlet from the catchment (Fig. 3) (BILAN 2015). The gained results are potential and actual evapotranspiration, soil infiltration and recharge of the aquifer.

The BILAN output was used as a crucial input for the MODFLOW hydraulic model. The MODFLOW tool was developed by McDonald and Harbaugh (1984) of the US Geological Survey and had been updated for several times (Harbaugh et al. 2000; Harbaugh 2005). It is a widely used international standard for hydraulic modeling of groundwater conditions (Yeh 2015; Singha et al. 2016).

The hard rock aquifers are characterized by fracture systems, in which groundwater flow has a discrete character to a certain extent. However, due to high degree of weathering and dense fissuring network, this study assumes aquifers as an equivalent porous medium. This approach is often applied in similar conditions (Jaunat et al. 2016; Hrkal et al. 2009; Carrera et al. 1990). The primary and secondary porosity and the hydraulic conductivity distribution are replaced by continuous porous medium having equivalent hydraulic properties (Cook 2003).

The geometry of the model is derived from a digital model of the terrain elevations in 10×10 m resolution and thickness of aquifers, which is estimated based on well log data from boreholes in the location. The assumed thickness of the shallow aquifer is gradually rising from 9 m in the

upper part, to 13 m in the lower part of the catchment. This aquifer is underlain by another 15 m thick layer, with lower permeability, which represents a transition to impermeable bedrock in greater depths. For steady state simulation of the current natural situation, the model was completed by definition of no flow boundary condition along the watershed a recharge boundary condition over the area and a line of drainage, which represents a creek. A well and a river boundary conditions were added in the shallow aquifer to simulate different pumping rates and artificial recharge.

The calibration was performed by parameter sensitivity analysis and PEST automatic calibration tool.

After calibration the model was used for simulation of several hypothetical conditions, including long term drought and artificial recharge in the upper part of the experimental catchment.

Results and discussion

The hydrologic model provided parameters of the experimental catchment (Table 1). For reference period 2010–2016 the mean annual rainfall reached 843 mm and mean annual air temperature 6.1 °C. Mean snow cover period is 92 days/year and specific total runoff is 11.7 l/s/km². According to the model 28% of precipitation is infiltrated and recharges the groundwater. In terms of this study, those are normal conditions. In year 2015, the wider area of Central Europe

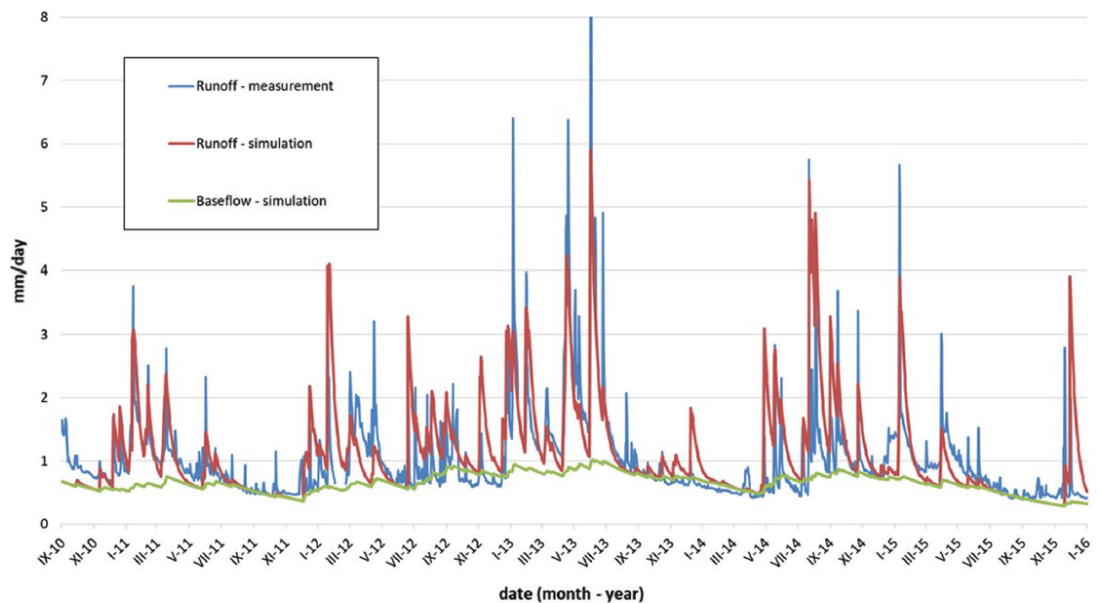


Fig. 3 Comparison of measured and simulated values of runoff

Table 1 Annual mean values of the meteorological and hydrological parameters of the experimental catchment Na Lizu

Period	9/2010 to 1/2016	11/2014 to 1/2016
P (mm)—precipitation	843	534
T (°C)—air temperature	6.07	6.28
PET (mm)—potential evapotranspiration	508	515
ET (mm)—basin evapotranspiration	447	396
RC (mm)—recharge of groundwater	233	105
R (mm)—runoff observation	372	322
DR (mm)—direct runoff simulation	175	64
BF (mm)—baseflow simulation	243	190

including Czech Republic and Šumava Mts. experienced relatively severe drought (Orth et al. 2016). In the catchment Na Lizu, it was detected as temperature raise by 0.2 °C and a distinctive 37% loss of precipitation. The shallow aquifer was recharged by only 20% of precipitation. In contrary to 28% during whole reference period this is apparently a result of lower soil humidity and increased evapotranspiration. The amounts of recharge and baseflow during whole reference period are practically equal, which is characteristic for a balanced system. However, during year 2015 the amount of baseflow was much higher than recharge. Apparently in such situation the long term water reserves of the catchment were used. In terms of this study, the outputs of the hydrologic model for year 2015 define drought conditions.

After calibration of the MODFLOW model, the hydraulic conductivity was set as follows:

- for upper layer K_{xy} (in lateral directions) in a range between 9.3×10^{-6} and 1.0×10^{-5} m/s
 K_z (in vertical direction) 5.8×10^{-6} m/s
- for lower layer K_{xyz} (in all directions) in a range between 7.0×10^{-8} and 5.6×10^{-7} m/s

Normal conditions and drought

The basic results of hydraulic modeling in MODFLOW are groundwater levels for normal conditions presented in the Fig. 4. For normal conditions recharge was set according to the hydrologic model to 233 mm/year. The depth of the groundwater level reached in general from 10 m in the upper part of the catchment to 3 m in the lower part. For drought conditions recharge was set to 105 mm/year. Such conditions caused a significant fall of groundwater levels, with 2–5 m drawdown in major part of the catchment, but also as much as 22 m on the highest parts of the watershed.

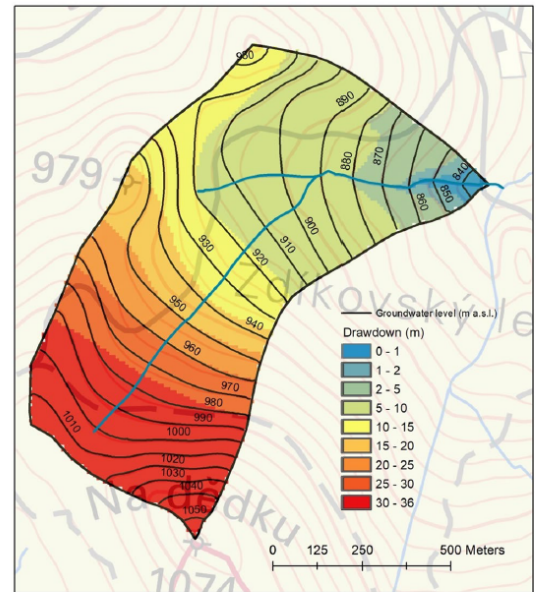


Fig. 4 Contours of groundwater level for normal conditions and drawdown of groundwater level during drought

Managed aquifer recharge (MAR)

Managed aquifer recharge was simulated as infiltration through recharge ponds and through infiltration wells. Both means of managed recharge were assessed and compared to each other.

Hypothetic infiltration objects were set in the MODFLOW model as cells with river type boundary condition in the upper part of the catchment at elevation of 996 m a.s.l. Each recharge pond was defined as 10 m long, 3 m wide and 3 m deep basin, with 0.5 m thick gravel bed. The water level was set constantly to 1 m below surrounding terrain. The infiltration wells were defined as 9.5 m deep boreholes with 0.3 m in diameter. The water level was again set constantly to 1 m below surrounding terrain. For simulation with several objects, the distance between individual objects was approximately 40 m, according to estimated distance of direct influence for such objects. Distance of influence was estimated based on Kusakin equation calculation (Aravin and Numerov 1953):

$$R = 575 s (K H)^{0.5} \tag{1}$$

where R = radius of influence (44 m), s = drawdown/water level raise (8.3 m), K = hydraulic conductivity (9×10^{-6} m/s), H = initial thickness (9.5 m).

As presented in the table (Table 2), infiltration wells have lower effectivity than infiltration ponds. For simple systems

Table 2 Achieved infiltration rates for different settings of infiltration objects in drought conditions

Recharge facility	Achieved infiltration rate (m ³ /day)	Recharge facility	Achieved infiltration rate (m ³ /day)
1 Well	52	1 Pond	72
2 Wells	89	2 Ponds	115
3 Wells	119	3 Ponds	149
4 Wells	150	4 Ponds	184

a single object has infiltration capacity from 52 to 72 m³/day. For systems with several objects the overall infiltration capacity is higher, but the effectivity of a single object in the system is decreasing with increasing number of objects, due to their interaction. Although the theoretical radius of influence, calculated based on groundwater hydraulic theories, is relatively short, the effect of managed aquifer recharge is much wider. The model simulated the raise of groundwater level due to MAR even in the lower parts of the catchment.

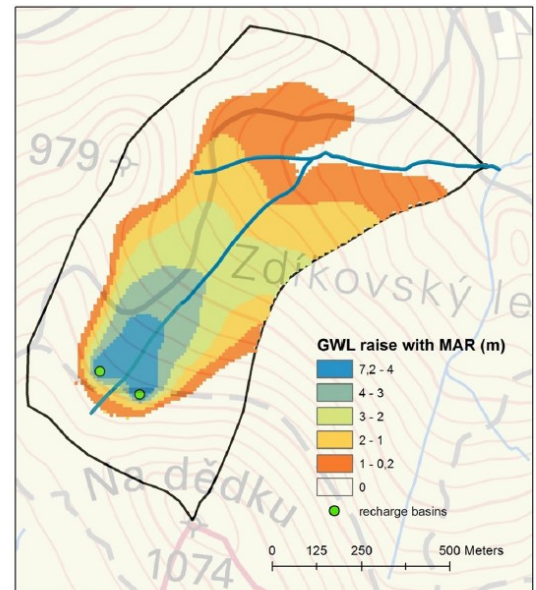
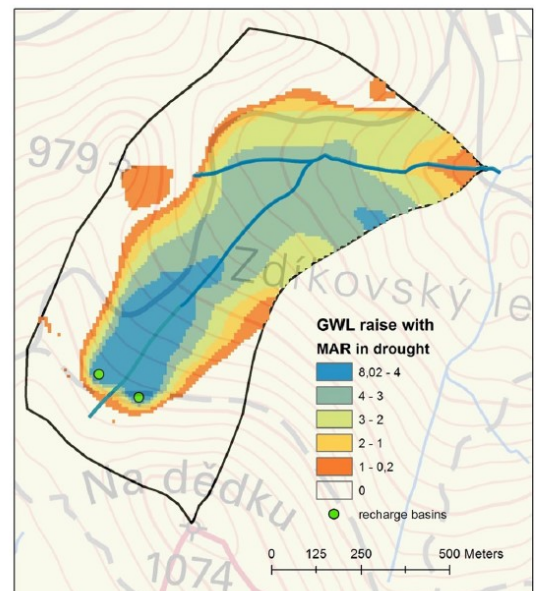
MAR can be affected by clogging, when conductance of the infiltration objects reduces over time, due to differed chemical, physical and biological process. This study is not taking into account this phenomenon. However, the issue of clogging associated with MAR is described in detail in a monograph by Martin (2013).

Further assessment of MAR in this study is based on simulation of two recharge ponds at 120 m distance and with very low interaction. This state results in infiltration rate 122 m³/day in normal conditions and 138 m³/day in drought conditions. Such setting in practice would probably represent a compromise solution with significant volume of infiltrated water and reasonable technical and financial demands of the system. A resulting extensive raise of groundwater level in the catchment is presented in next figures (Figs. 5, 6).

Managed aquifer recharge and groundwater extraction in drought

The impact of drought was demonstrated also by setting a hypothetical extraction well in the lower part of the catchment. In normal conditions its maximum yield reached 88 m³/day, while in drought conditions its maximum yield decreased to 24 m³/day. MAR in drought conditions enables maximum yield 55 m³/day. The effect of MAR in such situation is presented in Fig. 7.

According to the model results, a single extraction well enables to retrieve about 40% of the water, artificially recharged in the upper parts of the catchment. The excess of the infiltrated water can be perceived as a contribution to drought mitigation of a wider area. However, more sophisticated groundwater extraction in lower part of the catchment could enable more efficient retain of the infiltrated water.

**Fig. 5** Groundwater level raise due to managed aquifer recharge in normal conditions**Fig. 6** Groundwater level raise due to managed aquifer recharge in drought conditions

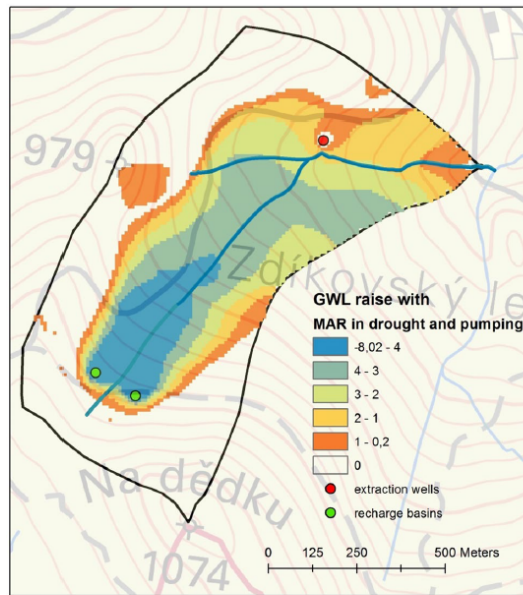


Fig. 7 Groundwater level raise due to managed aquifer recharge during drought conditions and groundwater extraction

Although this study is based on model simulations, which provide a theoretical solution, it tends to assess MAR within realistic limits. The simulated infiltration rate in drought is $138 \text{ m}^3/\text{day}$ or 1.6 l/s . The nearby town Zdíkov is located about 3 km north of the experimental catchment and it has about 2000 residents (permanent inhabitants and tourists). According to average water consumption in Czech Republic (90 l/day/person) those people use about $180 \text{ m}^3/\text{day}$ or 2 l/s . Due to loss of water in the system, the production of wastewater is slightly lower and can be estimated to approximately the same rate as simulated infiltration rate. The town operates a conventional mechanical–biological wastewater treatment plant and its effluent could potentially be used as a source of the infiltrated water for a similar artificial recharge site.

Conclusions

The combination of hydrologic and hydraulic modeling provided the results to assess the impact of drought and its possible mitigation method in specific conditions of mountainous hard rock shallow aquifer.

The simulation of drought event, recorded in year 2015, resulted in a distinctive 37% loss of precipitation, raise of air temperature and consequently only 45% of recharge (compared to long term average). Simulation of drought showed

a significant drawdown of groundwater levels, especially in the areas close to the watershed but also in the vicinity of the draining creek.

Simulation of artificial recharge through infiltration wells and recharge ponds proved the efficiency of both techniques. The most appropriate tested mode of MAR for the site is two recharge ponds, with infiltration capacity $122 \text{ m}^3/\text{day}$ in normal conditions and $138 \text{ m}^3/\text{day}$ in drought conditions. Such artificial recharge generates an extensive raise of groundwater level in the catchment and enables higher yield of the extraction wells. A single extraction well in the lower part of the catchment retrieves about 40% of water artificially recharged in the upper part of the catchment. More sophisticated extraction scheme could enable more efficient retain of the infiltrated water.

The potential source for MAR in the experimental catchment is treated waste water from a nearby town Zdíkov, which could supply sufficient amount of water.

Although this study is based on realistic input data it provides rather generalized preliminary results. Any construction project on the pilot site should be supported by further detailed investigation (e.g. infiltration tests, assessment of the attenuation potential of the aquifer).

According to the results of this study, MAR is an interesting technique of drought mitigation also for vulnerable shallow hard rock aquifers in regions like Central Europe.

Acknowledgements The research leading to these results was financially supported by GA UK-Charles University Grant Agency.

Open Access This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made.

References

- Aravin VI, Numerov SN (1953) Theory of motion of liquids and gases in undeformable porous media. Gostekhizdat, Moscow, pp 616 (Russian)
- Baiocchi A, Lotti F, Piscopo V (2016) Occurrence and flow of groundwater in crystalline rocks of Sardinia and Calabria (Italy): an overview of current knowledge. *Acque Sotter Ital J Groundw* 5. <https://doi.org/10.7343/as-2016-195>
- Benseddik B, El Mrabet E, El Mansouri B, Chao J, Kili M (2017) Delineation of artificial recharge zones in Mnasra Aquifer (NW, Morocco). *Model Earth Syst Environ* 3:10. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0267-2>
- BILAN water balance model (2015) User manual. T.G. Masaryk Water Research Institute, Prague
- Carrera J, Heredia S, Vomvoris S, Hufschmied P (1990) Modeling of flow with a small fractured monzonitic gneiss block. In: Hydrogeology of low permeability environments. IAH Selected Papers 02, Heise, Hanover, Germany, pp 115–167

- Chitsazan M, Movahedian A (2015) Evaluation of artificial recharge on groundwater using MODFLOW model (case study: Gotvand Plain-Iran). *J Geosci Environ Prot* 3:122–132. <https://doi.org/10.4236/gep.2015.35014>
- Cook P (2003) A guide to regional groundwater flow in fractured rock aquifers. CSIRO, Dickson ACT, Australia, p 115
- Dezsi Ş, Mîndrescu M, Petrea D, Rai PK, Hamann A, Nistor M-M (2018) High-resolution projections of evapotranspiration and water availability for Europe under climate change. *Int J Climatol* 38:3832–3841. <https://doi.org/10.1002/joc.5537>
- Guihéneuf N, Boissona A, Bour O, Dewandel B, Perrina J, Dausse A, Viossanges M, Chandra S, Ahmed S, Maréchal JC (2014) Groundwater flows in weathered crystalline rocks: Impact of piezometric variations and depth-dependent fracture connectivity. *J Hydrol* 511:320–334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.061>
- Gustafson G, Krásný J (1994) Crystalline rock aquifers: their occurrence, use and importance. *Hydrogeol J* 2:64. <https://doi.org/10.1007/s100400050051>
- Hanel M, Vizina A, Máca P, Pavlásek J (2012) A multi-model assessment of climate change impact on hydrological regime in the Czech Republic. *J Hydrol Hydromech* 60(3):152–161. <https://doi.org/10.2478/v10098-012-0013-4>
- Harbaugh AW (2005) MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey modular ground-water model - the ground-water flow process. In: US Geological Survey Techniques and Methods. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, USA. <https://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm6A16/PDF/TM6-A16front.pdf>
- Harbaugh AW, Banta ER, Hill MC, McDonald MG (2000) MODFLOW-2000, The US Geological Survey modular groundwater model—user guide to modularization concepts and the groundwater flow process. US Geological Survey Open-File Report 00-92. Reston, Virginia
- Horáček S, Kašpárek L, Novický O (2008) Estimation of climate change impact on water resources by using Bilan water balance model. *IOP Conf Ser: Earth Environ Sci* 4:012023. <https://doi.org/10.1088/1755-1307/4/1/012023>
- Hrkal Z, Kobr M, Nedvěďová E, Tesar M, Vilhelm Z (2007) Impact of global climate change on transmissivity of shallow hard-rock aquifers. In: Marszałek H, Chudy K (eds) 2007: Selected hydrogeological problems of the Bohemianmassif and other hardrock terrains in Europe. Acta Universitatis Wratislaviensis, Hydrogeologia 07, pp 191–203
- Hrkal Z, Milický M, Tesar M (2009) Climate change in Central Europe and the sensitivity of the hard rock aquifer in the Bohemian Massif to decline of recharge: case study from the Bohemian Massif. *Environ Earth Sci* 59:703–713
- Jaunat J, Dupuy A, Huneau F et al (2016) Groundwater flow dynamics of weathered hard-rock aquifers under climate-change conditions: an illustrative example of numerical modeling through the equivalent porous media approach in the north-western Pyrenees (France). *Hydrogeol J* 24:1359. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1408-9>
- Kašpárek L (2007) Research and protection of hydrosphere—investigation of relations and process in aqueous component of the environment focused on anthropogenic effects, permanent exploitation of hydrosphere and its protection including legislative measures. MS, TG Masaryk Water Research Institute, Prague
- Krásný J, Císlarová M, Čurda S, Datel JV, Dvořák J, Grmela A, Hrkal Z, Kříž H, Marszałek H, Šantrůček J, Šilar J (2012) Groundwater in the Czech Republic—Regional hydrogeology of groundwaters and mineral waters. Czech Geological Survey, Prague, Czech Republic, ISBN 978-80-7075-797-0
- Lallana C, Krinner W (2001) Sustainable water use in Europe. Part 2: Demand Management. Environmental Issue Report No. 19
- Maliva RG, Herrmann R, Coulibaly K (2015) Advanced aquifer characterization for optimization of managed aquifer recharge. *Environ Earth Sci* 73:7759. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3167-z>
- Martin R (ed) (2013) Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAH Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia. https://recharge.iah.org/files/2015/03/Clogging_Monograph.pdf. Accessed 16 May 2018
- McDonald MG, Harbaugh AW (1984) A modular three dimensional finite-difference ground-water flow model. US Geological Survey Open-File report, pp 83–528
- Orth R, Zscheischler J, Seneviratne SI (2016) Record dry summer in 2015 challenges precipitation projections in Central Europe. *Sci Rep* 6:28334. <https://doi.org/10.1038/srep28334>
- Ringleb J, Sallwey J, Stefan C (2016) Assessment of managed aquifer recharge through modeling—a review. *Water* 8:579. <https://doi.org/10.3390/w8120579>
- Rozman D, Hrkal Z, Eckhardt P, Novotná E, Vencelides Z (2013) Waste water recharge—case study of Řevničov site. *VTEI* 55:6 (ISSN 0322-8916)
- Rozman D, Hrkal Z, Váňa M, Vymazal J, Boukalová Z (2017) Occurrence of pharmaceuticals in wastewater and their interaction with shallow aquifers: a case study of Horní Beřkovice, Czech Republic. *Water* 9(3):218
- Seneviratne SI, Lüthi D, Litschi M, Schär C (2006) Land-atmosphere coupling and climate change in Europe. *Nature* 14(7108):205–209. <https://doi.org/10.1038/nature05095>. 443).
- Singha S, Verma MK, Singha S (2016) Application of GIS and MODFLOW to ground water hydrology—a review. *Int J Eng Res Appl* 6(1):36–42 (ISSN:248-9622)
- Tallaksen LM, van Lannen HAJ (2004) Hydrological Drought—process and estimation methods for streamflow and groundwater. Elsevier, Amsterdam
- Teuling AJ et al (2009) A regional perspective on trends in continental evaporation. *Geophys Res Lett* 36:L02404. <https://doi.org/10.1029/2008GL036584>
- Vizina A, Horaček S, Hanel M (2015) Recent developments of the BILAN model. *VTEI* 57:4–5 (ISSN 0322-8916)
- Yeh WWG (2015) Review: optimization methods for groundwater modeling and management. *Hydrogeol J* 23:1051. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1260-3>

Publisher's Note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

4.5 Pilotní studie vlivu revitalizace meandru na zvýšení zásob podzemní vody pro lokalitu Jordán na řece Orlici

Další možné opatření, které mimo jiné navyšuje zásoby podzemní vody je revitalizace vodních toků. Možný vliv revitalizace meandru byl vyhodnocen na příkladu lokality Jordán na toku Orlice. Návrat říčního toku do původního koryta a technický zásah, který zvýší hladinu do původní úrovně, představuje významný zásah do vodního režimu. Bezprostředním dopadem revitalizace je zpomalení odtoku povrchové vody, současně však zvýšení hladiny Orlice znamená i zvýšení drenážní báze přilehlého kolektoru v kvartérních fluviálních sedimentech. V rámci studie byl na konci roku 2018 zahájen monitoring režimu podzemních vod za stavu před zahájením revitalizačních opatření. Hladina podzemních vod byla kontinuálně měřena na čtyřech nově realizovaných vrtech. Dále byl zpracován matematický model, který simuloval dopad technického zásahu na zdroje podzemních vod. Připravené byly simulace stavů před a po revitalizaci s navýšením hladiny v meandru o 1 m a o 2 m. Podle výsledků modelu bylo spočítané navýšení zásob podzemních vod v kvartérním kolektoru.

Výsledky studie jsou publikované v následujícím odborném článku, který je součástí této práce (Rozman et al. 2020).

Simulace dopadu revitalizace meandru Jordánu na řece Orlici na režim přilehlého kvartérního kolektoru

DAVID ROZMAN, ZBYNĚK HRKAL

Klíčová slova: revitalizace vodního toku – břehová infiltrace – matematický model – Orlice

SOUHRN

Velmi urgentní výzvou vodohospodářských organizací v České republice je problematika zadržování vody v krajině. Jedna z iniciativ státního podniku Povodí Labe je revitalizace meandru Jordán na toku Orlice. Návrat říčního toku do původního koryta a technický zásah, který zvýší hladinu do původní úrovně, bude představovat významný zásah do vodního režimu. Pozitivní dopad se projeví v případě obou klimatických extrémů, povodní i sucha. Bezprostředním dopadem bude zpomalení odtoku povrchové vody, současně se však zvýšení hladiny Orlice projeví v úvodní fázi revitalizace intenzivnější břehovou infiltrací. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., z pověření Ministerstva životního prostředí zahájilo již na konci roku 2018 monitoring režimu podzemních vod v přilehlém kvartérním kolektoru za aktuálního stavu před zahájením revitalizačních opatření. Hladina podzemních vod byla kontinuálně měřena na čtyřech nově realizovaných vrtech. Předkládaná studie představuje výsledky matematického modelu, který simuluje očekávaný dopad technického zásahu na zdroje podzemních vod. Připravené byly simulace současného stavu a stavu po revitalizaci s navýšením hladiny v meandru o 1 m a o 2 m. Podle výsledků modelu bylo spočítané navýšení zásoby podzemních vod v kvartérním kolektoru.

ÚVOD

Původní koryto řeky Orlice bylo v prostoru Týniště nad Orlicí v minulosti napřímené. Zrychlení průtoku způsobilo zvýšenou hloubkovou erozi. Zahloubení dna koryta se následně projevilo i na snížení hladiny podzemní vody v přilehlém kvartérním kolektoru.

Nevyhovující současný stav lze do jisté míry napravit vhodnými úpravami. Revitalizace koryt řek se považuje za vhodný nástroj ke zlepšení nízkých letních průtoků. Lepší akumulace a výměny vody ve vodoteči a v přilehlém nivním kolektoru podzemní vody lze docílit s pomocí zásahů do koryta. Výzkumníci a vodohospodáři proto propagují revitalizaci řek jako jedno z mitigačních opatření, které zvýší odolnost vodních zdrojů na nepředvídatelné změny stavu vod v důsledku změny klimatu.

Vyhodnocováním vlivů revitalizací řek se zabývají výzkumníci v tuzemsku [1] i v zahraničí. Studie potvrzují, že revitalizace řek snížila rychlosti odtoku, zvýšila akumulační schopnost (storativitu) nivního kolektoru a navýšila objem základního odtoku [2]. Intenzivnější výměna mezi podzemními a povrchovými vodami skrz sedimenty říčního koryta je zásadní pro chemismus,

biogeochemické procesy (okysličenost vody, denitrifikace) a ekologický stav říčního prostředí [3–6]. Zásadním parametrem charakterizujícím komunikaci povrchových a podzemních vod je hydraulická výška řeky [7]. Vliv zařezávání koryta řeky na hladiny podzemní vody v údolní nivě lze ověřit pomocí numerického modelu [8].

V rámci současného vodohospodářského trendu, zadržování vody v krajině, získal státní podnik Povodí Labe finanční prostředky na revitalizaci meandru Jordán. Tato aktivita může sloužit jako modelová studie revitalizace celého povodí Orlice až po Hradec Králové. Lokality podobných odškrcených a odstavených meandrů Orlice zmapovala ve své práci například Ležická [9]. V rámci prací realizovaných v roce 2020 dojde k navrácení toku řeky Orlice do původního koryta a ke zvýšení hladiny v řece spádovým objektem pod meandrem. Cílem studie VÚV TGM je modelové posouzení dopadů revitalizace meandru Jordán na hydrogeologické poměry území a na místní zásoby podzemní vody.

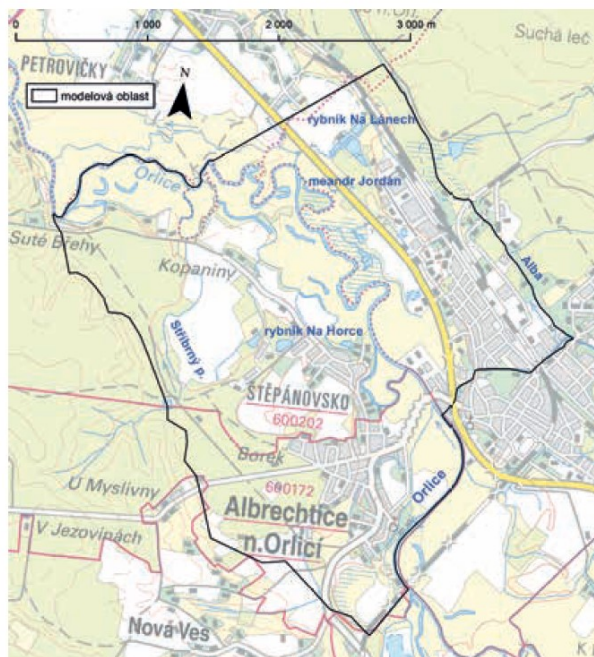
METODIKA

Charakteristika modelového území

Modelové území s plochou 8,7 km² se nachází v prostoru kvartérních fluvialních sedimentů řeky Orlice mezi obcemi Albrechtice nad Orlicí, Týniště nad Orlicí a Petrovice (obr. 1). V jejich podloží se vyskytují jílovce, prachovce a slínovce české křídové pánve.

Na Orlici je dlouhodobě sledován průtok na profilu ČHMÚ u mostu silnice č. 305 mezi Týništěm a Albrechticemi. Podle evidenčního listu profilu činí průměrný roční průtok 18,6 m³, což odpovídá stavu vodoměru 120 cm. Zájmovým územím protéká i levý přítok Orlice Stříbrný potok. U Albrechtic je řeka přehrazena jezem, který slouží k využití vodní energie v malé vodní elektrárně.

Severovýchodně protéká územím vodní náhon Alba, který byl podle historických záznamů vybudován ve 14. století a sloužil k napájení několika rybníků, mlýnů a pil [10]. Průtočná kapacita náhonu je 0,6 m³/s a průměrný průtok, stabilní v celé délce je 0,35 m³/s [11]. Vodu doplňují přítoky z pravé strany (především Olešnický potok), a naopak k odtokům dochází na levé straně. Povrchová voda v kanálu pravděpodobně komunikuje i s kvartérní zvodní. Souvislost hladiny v kanále s hladinou podzemní vody potvrzuje záznam z archivního vrtu T-1, realizovaného v roce 2001 v těsné blízkosti kanálu. Hladina podzemní vody (HPV) zde dosahovala hloubky 0,75 m pod terémem.



Obr. 1. Mapa modelového území
Fig. 1. Map of the model area

V širší oblasti je odtok regulován sítí mělkých drenážních příkopů. Časté jsou výskyty zamokřených ploch a stojaté vody v odškrncených meandrech. V oblasti je několik malých rybníků (Na Horce u Štěpánovska, Na Lánech mezi silnicí č. 11 a železniční tratí).

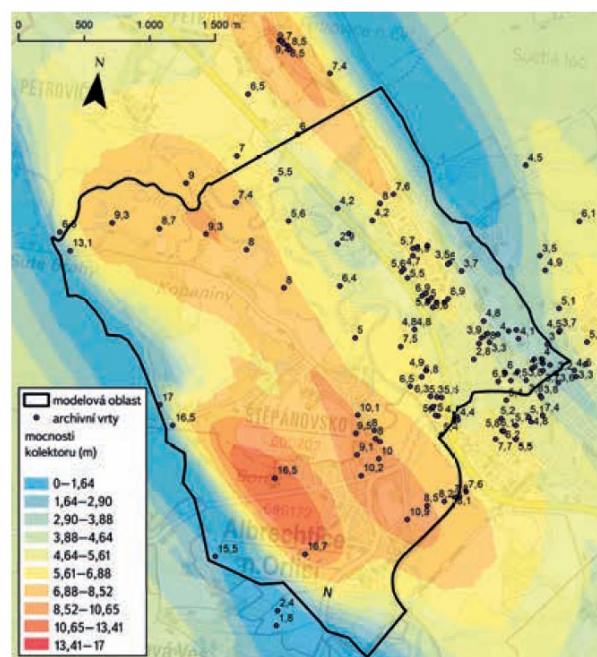
Průměrná roční teplota činí 8–9 °C a průměrný roční srážkový úhrn 600–650 mm. Počet dnů se sněhovou pokrývkou kolísá mezi 50–60 dny a její maximální výška činí 15–20 cm [12].

Geometrie modelu

Modelové těleso je prostorově definováno z povrchu digitálním modelem terénu (DEM 4G) v rozlišení 10 × 10 m. Přesnost DEM 4G je na odkryté ploše 30 cm na zalesněné 100 cm. Bázi modelového tělesa tvoří kontakt kvartérních sedimentů s podloží. Pro jeho vymezení jsme použili soubor 134 archivních vrtů z Geofondu ČR. Ze souboru archivních vrtů byla interpolační metodou Kriging vygenerována plocha podloží kvartérního kolektoru. Do souboru byly přidány i body na okraji prohlubně s nulovou hloubkou kolektoru, které charakterizují výchozy podložních křídových hornin. Křídové horniny v podloží kvartérních sedimentů představují prachovce, slínovce a jílovce s nižší propustností, proto jsou pro účely modelu definované jako nepropustné podloží. Mocnosti modelového tělesa jsou znázorněny na obr. 2.

Gridová síť

Výpočetní síť (obr. 3) je definována s rozlišením 25 × 25 m. V prostoru revitalizace meandru Jordán je síť zahuštěna na rozlišení 6,25 × 6,25 m. Buňky mimo modelovou oblast jsou neaktivní.



Obr. 2. Situace modelového území se znázorněním mocností kvartérního kolektoru
Fig. 2. Situation of model area with representation of quaternary aquifer thickness

Vymezení modelové oblasti a okrajové podmínky

Modelová oblast je vymezena tak, aby hranice oblasti co nejlépe odpovídaly reálným podmínkám, které určují hydrogeologický režim v oblasti (obr. 3). JZ okraj reprezentuje geologická hranice – výchozy podložních křídových hornin. Zde je v modelu definovaná hranice nulového průtoku (No Flow). SV hranici reprezentuje náhon Alba, kde je v modelu definovaná okrajová podmínka typu řeka (River). Zde v závislosti na hydraulické výšce hladiny ve vodoteči dochází buď k dotaci, nebo odvodnění podzemní vody. Výšky hladiny byly odhadnuté na základě digitálního modelu terénu mezi 253,5 m n. m. na V a 250,5 m n. m. na S.

SZ hranice je rozdělena na dvě části. První část reprezentuje Orlice, v modelu definovaná jako okrajová podmínka typu řeka (River). Druhá část je spojnice mezi řekou Orlicí a náhonem Alba. Linie spojnice je zhruba kolmá na předpokládaný směr proudění podzemní vody. V modelu je zde definovaná okrajová podmínka typu ustálená hladina (Constant Head).

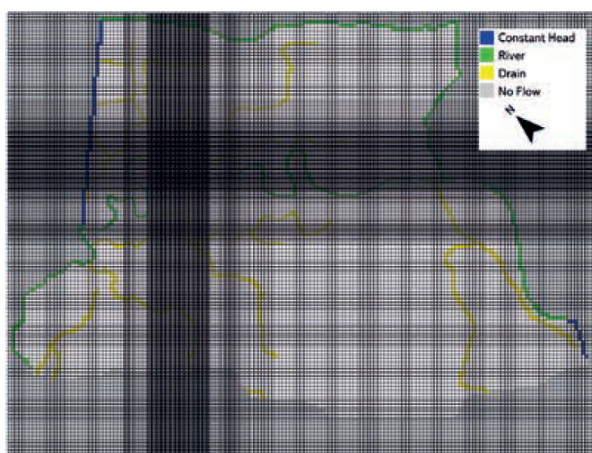
JV okraj probíhá částečně po vodotečích Orlice a pravém bezejmenném přítoku, který spojuje Albu a Orlicí. Tato část je v modelu definovaná okrajovou podmínkou typu řeka. Asi 450 m dlouhý úsek okraje je spojnici mezi řekou Orlicí a geologickou hranicí s výchozy hornin podloží. Tato linie je v modelu definována jako okrajová podmínka typu ustálená hladina ve výšce odpovídající hladině v Orlicí.

Orlice, zásadně určující hydraulické poměry podzemní vody, v modelové oblasti představuje řídicí podmínku i v centrální části území. Nejdůležitějším vstupem do modelu jsou zde hydraulické výšky hladiny Orlice opírající se o několik geodeticky zaměřených úrovní hladiny. První opěrný bod je dlouhodobě sledovaný profil ČHMÚ Týniště. Nula vodočtu je zde geodeticky

zaměřena ve výšce 244,50 m n. m. a průměrný roční stav hladiny je 120 cm (průtok 18,6 m³/s). Dne 22. 3. 2013 byla geodeticky zaměřena hladina Orlice v místě navrhovaného spádového objektu revitalizovaného meandru Jordán. Výška byla 243,36 m n. m. a tomu odpovídal průtok na profilu Týniště 16,6 m³/s. Na základě příčného profilu řeky v místě měření odhadujeme referenční výšku hladiny pro průměrný roční průtok 18,6 m³/s na 243,40 m n. m. Údaje k výpočtu výšky v místě spádového objektu Jordán poskytla společnost Šindlar, s. r. o.

Podle topografických podkladů (Základní mapa ČR 1:10 000 a 1:50 000) byla zmapovaná drenážní síť, pro kterou byla definována okrajová podmínka typu drenáž (Drain). Tento typ okrajové podmínky na rozdíl od typu řeka umožňuje pouze odvodnění podzemní vody. Úroveň odvodnění je definována ve výšce 1 m pod úrovní okolního terénu.

Pro celou plochu modelu je definována okrajová podmínka dotace podzemní vody ze srážek (Recharge). Hodnota dotace byla spočítána z průměrné srážkového úhrnu 600–650 mm [12] a to jako třetinový podíl celkového srážkového úhrnu, tj. 208 mm, resp. $5,7 \times 10^{-4}$ m/den.



Obr. 3. Gridová síť modelu a okrajové podmínky (Constant Head – konstantní hladina, River – řeka, Drain – drenáž, No Flow – bez průtoku)

Fig. 3. Model grid and boundary conditions

Tabulka 1. Charakteristika použitých vrtů

Table 1. Characteristics of the archive boreholes

Vrt	Hloubka	Y	X	Nadmořská výška [m n. m.]	Rok	k [m/s]
HJ-3	8	-1 049 896	-624 918	253,24	1990	0,0008
AB-1	17	-1 051 480	-626 345	252,00	1984	0,000325
HJ-4	8	-1 050 732	-624 424	253,60	1990	0,000254
STUDNA	3,5	-1 050 554	-626 147	248,53	1983	0,000201
HJ-2	11	-1 049 845	-625 025	252,88	1990	0,000075
HJ-1-156/5	18,6	-1 052 060	-626 113	254,00	2009	0,000062
PT-1	20	-1 048 386	-625 923	251,70	1995	0,000024

Hydraulická vodivost

Z archivních vrtů v databázi Geofond byly získané údaje o hydraulické vodivosti (k). V oblasti je k dispozici sedm vrtů s údaji uvedenými v *tabulce 1*.

Při vyloučení extrémních (max. a min.) hodnot byla jako průměrná hodnota hydraulické vodivosti použita $1,8 \times 10^{-4}$ m/s. Hodnoty Kxy a Kz jsou nadále zpřesněné v rámci kalibrace hydraulického modelu.

Tabulka 2. Použité hladiny podzemní vody pro kalibraci modelu

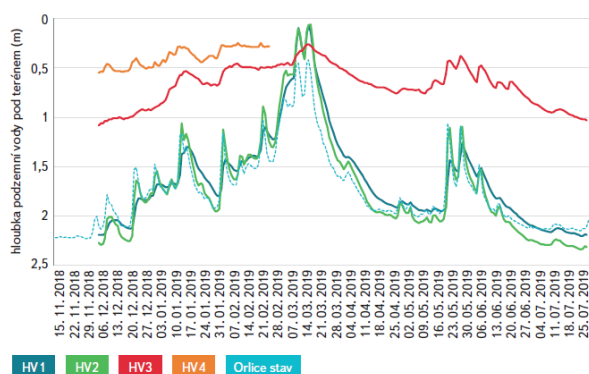
Table 2. Groundwater levels used for model calibration

Vrt	X	Y	Hladina podzemní vody [m n. m.]
AB-2	-627 893	-1 049 743	242,35
HJ-1-156/5	-626 113	-1 052 060	248,02
V-1	-626 800	-1 052 080	250,5
PT-1	-625 923	-1 048 386	247,2
V-2	-625 477	-1 049 228	249,66
S-1	-625 600	-1 049 510	245,35
STUDNA	-626 147	-1 050 554	246,53
ST-1	-624 748	-1 050 232	251,07
HJ-3	-624 918	-1 049 896	251,34
HJ-2	-625 025	-1 049 845	251,01
HJ-4	-624 424	-1 050 732	251,84
S-2	-625 780	-1 049 610	245,79
V-129	-625 540	-1 051 203	246,3
TN-1	-624 825	-1 050 570	250,43
HV1	-626 298	-1 049 381	244,42
HV2	-626 309	-1 049 551	244,36
HV3	-626 113	-1 049 242	245,81
HV4	-625 994	-1 049 337	247,26

Kalibrace

Ke kalibraci posloužili údaje o hladině podzemní vody z výběru 14 vrtů z archivu Geofondu a 4 nových průzkumných vrtů v prostoru meandru Jordán (*tabulka 2*). U použitých vrtů byla úroveň hladiny stanovena z hloubky hladiny a geodeticky zaměřené nadmořské výšky odměrného bodu, případně hodnoty DEM.

Ze čtyř nových vrtů realizovaných VUV TGM za účelem získání informací o režimu podzemní vody v kvartérním kolektoru před revitalizací meandru Jordán, je k dispozici časová řada hladin podzemní vody. Na *obr. 4* jsou průběhy hladin srovnané s vodním stavem na profilu ČHMÚ Týniště nad Orlicí.



Obr. 4. Průběhy hladin podzemní vody na monitorovacích vrtech VUV TGM a v řece Orlici

Fig. 4. Groundwater level on VUV TGM monitoring wells and in Orlice River



Obr. 5. Simulované hladiny podzemní vody při zavedení plošné heterogenity hydraulické vodivosti (Measured GWL – změněná HPV, River – řeka, Drain – drenáž, No Flow – bez průtoku, Hydraulic Conductivity – hydraulická vodivost, Value – hodnota, Groundwater level – hladina podzemní vody)

Fig. 5. Resulting groundwater levels for simulation with laterally heterogenic hydraulic conductivity

Pozn.: Modré popisky pozorovacích vrtů znamenají pozitivní odchylky změřených hladin v m, červené negativní, hydraulické vodivosti jsou vyjádřeny v jednotkách m/den, modré plochy jsou oblasti zaplavených buněk.

Vrty HV1 a HV2 jsou umístěny v bezprostřední blízkosti koryta Orlice ve vzdálenosti několik desítek metrů uvnitř meandru. Z grafu je proto jasně zřejmé, že hladiny podzemní vody v těchto objektech velmi rychle reagují na změny vodních stavů v řece. Vrty HV3 a HV4 jsou umístěny ve větší vzdálenosti od koryta řeky (100 m, resp. 200 m). I na nich se sice projevuje souvislost s vodním stavem v řece, nicméně kolísání hladiny podzemní vody již není tak výrazné.

První modelové simulace naznačily, že hydraulická vodivost v modelovém území není homogenní a pro správné fungování modelu byl nutný subjektivní zásah. Při zadání jediné zprůměrované hodnoty hydraulické vodivosti totiž docházelo lokálně k velkým odchylkám mezi měřeními a modelovými hladinami podzemní vody. Proto jsme nejprve hodnoty hydraulické vodivosti snížili v oblasti nejnižší říční terasy, vymezené na základě topografické mapy a digitálního modelu terénu. V dalším kroku byla hydraulická vodivost snížena i v menší ploše pod meandrem Jordán. Tato varianta (*obr. 5*) se ukázala jako nejlépe odrážející reálné měřené hodnoty hladin podzemní vody.

Nižší propustnost sedimentů nejnižší terasy může být způsobena odlišnými podmínkami sedimentace při tvorbě jednotlivých terasových stupňů. Oblast nižší propustnosti pod meandrem Jordán lze vysvětlit lokální změnou facie sedimentace na jemnější frakci. Na popisovanou variabilitu prostředí úrodních niv upozorňuje i Krásný a kol. [13]. Možný je ale také vliv přísunu materiálu přítokem ze severovýchodu ze směru od současného rybníku Na Lánech u areálu Elitex.

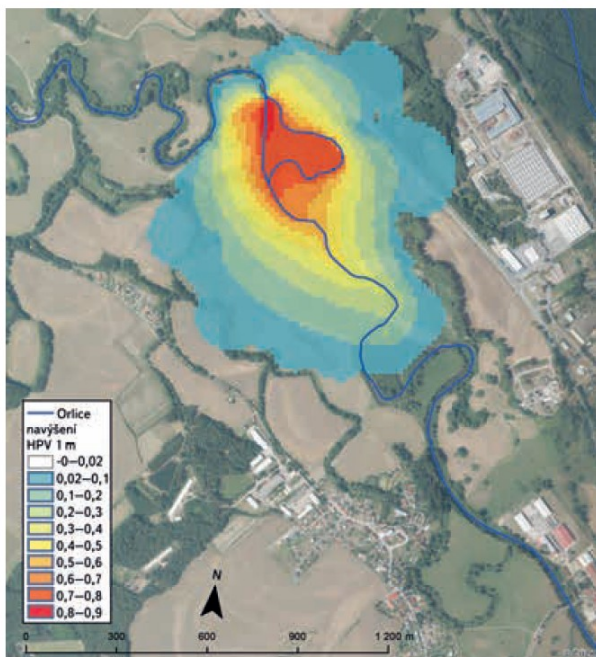
VÝSLEDKY A DISKUSE

Stacionární model proudění podzemní vody je zkonstruován na základě dlouhodobých průměrných veličin okrajových podmínek. Výsledky modelu je proto potřeba chápat jako teoretický stav, dosažený po dlouhodobě konstantních podmínkách. Jde o zjednodušenou simulaci přírodních procesů, která nepostihuje vlivy časové proměnlivosti vstupních parametrů.

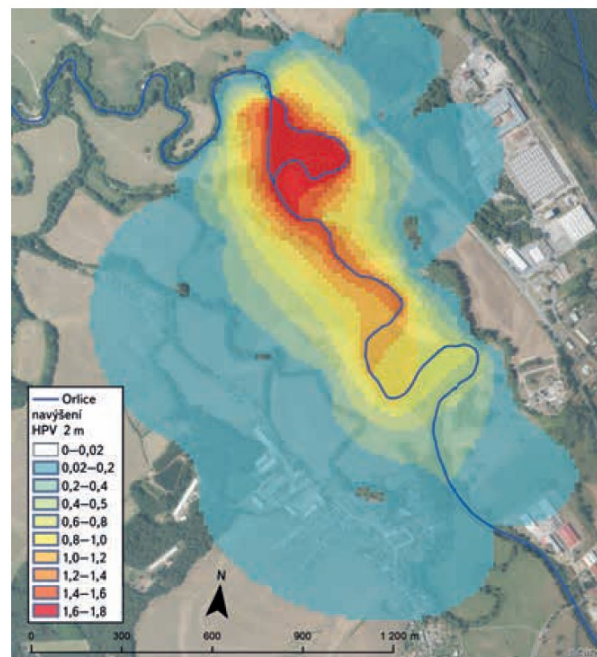
Podle výsledků modelu se na některých plochách blíží hladina podzemní vody úrovni terénu. Tyto prostory se stávají oblastmi nejistoty, protože narážíme na omezení dané nepřesností DEM. Zde bychom pro adekvátní řešení potřebovali pracovat s přesněji zaměřenými terénními daty. Další nejistotu představují nezmapované drenážní příkopy. Zaplavené plochy, označené na *obr. 5*, se nachází v místech, kde skutečně dochází k výskytu hladiny podzemní vody v úrovni terénu ve formě menších rybníků, zaslepených meandru nebo pouze zamokřených ploch:

- mokřina na obou stranách silnice č. 11; mezi prostory Českého svazu chovatelů, místní ČOV a skladovým areálem v ulici Mostecká,
- mokřina východně od silnice č. 305,
- odškrncený meandr u Štěpánovska,
- oblasti rybníků u Stříbrného potoka a západně od Štěpánovska,
- oblast u rybníků Na Lánech SZ od areálu Elitex.

Hladina podzemní vody v modelové oblasti je v hloubce do několika metrů pod terémem. Hluběji zapadá je ve vyšší terase na severozápadu (Chumlov, nad lokalitou Sutě Břehy), kde se hladina nachází v hloubce až 10 m. Poměrně mělká je hladina na pravém břehu Orlice v pásmu podél hlavní silnice č. 11, kde se hladina často nachází v hloubce menší než 1 m. Takovou hloubku dokládají i pozorovací vrty HV3 a HV4. K proudění podzemní vody dochází od okrajů modelové oblasti směrem k toku Orlice, která podzemní vody drénuje. Orlice je skoro v celé oblasti efluentní, influentního charakteru je pouze v úseku nad jezem Albrechtice, kde z důvodu vzduché hladiny dochází k dotaci podzemní vody z řeky. Významná je drenáž do sítě kanálů v celé ploše modelu. K dotaci podzemní vody dochází především plošnou infiltrací ze srážek a z náhonu Alba na severovýchodním okraji modelové oblasti.



Obr. 6. Simulace dopadu revitalizace meandru s navýšením hladiny o 1 m
Fig. 6. Simulation of meander restoration impact with level increase by 1 m
(navýšení HPV – Groundwater level rise)



Obr. 7. Simulace dopadu revitalizace meandru s navýšením hladiny o 2 m
Fig. 7. Simulation of meander restoration impact with level increase by 2 m
(navýšení HPV – Groundwater level rise)

Lokální změny hydraulické vodivosti byly interpretované odlišnými parametry pro nejmladší říční terasu a pro menší oblast pod meandrem Jordán.

Pro simulaci revitalizace meandru Jordán byla změněna okrajová podmínka typu řeka v dotčeném úseku. Změněn byl průběh toku Orlice a byla zvýšena hydraulická výška o jeden metr na výšku 244,4 m n. m. pro celý úsek řeky od spádového objektu až do vzdálenosti asi 1 600 m proti proudu. Vliv revitalizace zasahuje plochu přesahující 0,75 km², ve které dojde ke zvýšení hladiny podzemní vody v kolektoru (obr. 6).

Simulace plošného zvýšení hladiny podzemní vody umožnila kalkulaci změny zásoby podzemní vody. Pokud zanedbáme navýšení hladiny menší než 1 cm, získáme v případě navýšení hladiny v řece o 1 m hodnotu objemu nově saturovaného horninového prostředí 176 760 m³. Za předpokladu že je hodnota efektivní porozitě štěrkopískového kvartérního kolektoru okolo 0,2 [14], znamená to tvorbu okolo 35 350 m³ nových zdrojů podzemní vody. Pro srovnání, takové množství zhruba odpovídá roční spotřebě vody 1 000 obyvatel.

V případě revitalizace s navýšením hladiny v řece o 2 m se počítá se vzdutím hladiny do vzdálenosti asi 2 500 m proti proudu od spádového objektu meandru Jordán. Plocha ovlivnění hladiny podzemní vody je výrazně větší (obr. 7) a podle modelu může dojít i k mírnému zvětšení některých podmáčených ploch u řeky, obzvláště pak na pravém břehu Orlice mezi ČOV a skladovým areálem v ulici Mostecká. V těchto místech model ukazuje navýšení hladiny do 20 cm. Jde zároveň o lokalitu, kde je na leteckých snímcích stále dobře viditelný tvar starého, již zasypaného meandru.

V případě navýšení hladiny v řece o 2 m získáme hodnotu objemu nově saturovaného horninového prostředí 640 800 m³. Za stejného předpokladu o efektivní porozitě štěrkopískového kvartérního kolektoru to znamená vytvoření přibližně 128 160 m³ nových zdrojů podzemní vody.

ZÁVĚR

Realizace plánované revitalizace meandru Jordán na toku Orlice u Týniště nad Orlicí bude představovat významný pozitivní zásah do hydrologického i hydrogeologického režimu v okolí. Jednak zpomalí odtok povrchové i podzemní vody, jednak krátce po revitalizaci umožní zintenzivnění břehové infiltrace do přilehlého kvartérního kolektoru. Tato aktivita naplňuje zásady státní politiky boje proti suchu. Spadá do kategorie přírodních blízkých opatření, protože zintenzivňuje původní přírodní procesy, které umožňovaly dlouhodobou retenci vody v krajině. Zvýšení hladiny podzemní vody nepředstavuje žádnou konfliktní aktivitu, protože voda se pouze navrácí do svého původního stavu. Modelové simulace například naznačily budoucí podmáčení terénu v oblastech, které v minulosti byly mokřady.

Modelová simulace postavená na ročním monitoringu režimu podzemních a povrchových vod kvantifikovala teoretický nárůst objemu podzemních vod v kvartérních sedimentech o cca 35 000 m³ (zvýšení hladiny vodního toku o 1 m), resp. cca 128 160 m³ (zvýšení hladiny vodního toku o 2 m). Tato čísla představují dočasně zadrženu vodu v podobě podzemního odtoku. Využitelné zdroje budou pochopitelně nižší, přesto ale mohou hrát ve vodohospodářsky deficitním královéhradeckém kraji důležitou roli. To především s ohledem na skutečnost, že lokalit vhodných k podobné revitalizaci je na toku Orlice celá řada. Modelová interpolace dat z meandru Jordán na širší území povodí Orlice by byla schopna kvantifikovat vodohospodářský potenciál takovýchto revitalizačních opatření.

Poděkování

Studie, na základě které vznikl příspěvek, byla financovaná interním grantem Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v. v. i.

Literatura

- [1] JUST, T., SÁMAL, V., DUŠEK, M., FISCHER, D., KARLÍK, P. a PYKAL, J. Revitalizace vodního prostředí. Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky. Praha, 144 s., 2003.
- [2] BRISSETTE, C.M. Stream restoration effects on hydraulic exchange, storage and alluvial aquifer discharge. Graduate Student Theses, Dissertations, & Professional Papers. 10992. Dostupné z: <https://scholarworks.umt.edu/etd/10992>, 2017.
- [3] KURTH, A.M., WEBER, C., and SCHIRMER, M. How effective is river restoration in re-establishing groundwater-surface water interactions? – A case study. *Hydrology and Earth System Sciences*. DOI:19.10.5194/hess-19-2663-2015, 2015.
- [4] FINDLAY, S. Importance of surface-subsurface exchange in stream ecosystems: The hyporheic zone. *Limnol. Oceanogr.*, 40, p. 159–164, 1995.
- [5] FILOSO, S. and PALMER, M.A. Assessing stream restoration effectiveness at reducing nitrogen export to downstream waters. *Ecol. Appl.*, 21, p. 1989–2006, 2011.
- [6] HAASE, P., HERING, D., JÄHNIG, S.C., LORENZ, A.W., and SUNDERMANN, A. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704, p. 475–488, DOI:10.1007/s10750-012-1255-1, 2013.
- [7] TRAUTH, N., SCHMIDT, C., VIEWEG, M., OSWALD, S.E., and FLECKENSTEIN, J.H. Hydraulic controls of in-stream gravel bar hyporheic exchange and reactions. *Water Resour. Res.*, 51, p. 2243–2263, DOI:10.1002/2014WR015857, 2015.
- [8] LOHEIDE, S.P., GORELICK, S.M. Riparian hydroecology: A coupled model of the observed interactions between groundwater flow and meadow vegetation patterning. *Water Resour. Res.*, 43, W07414, DOI:10.1029/2006WR005233, 2007.
- [9] LEŽÍKOVÁ, K. Diplomová práce – Současný stav lokalit odškrncených a odstavených meandrů Orlice. Masaryková Univerzita, Přírodovědecká fakulta, Geografický ústav, [online]. [cit. 2019-7-1], 83 str., 2011.
- [10] HAKENOVÁ, M. Diplomová práce – Historické změny spojené Orlice za posledních 200 let a hodnocení současného stavu vodního toku. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra geografie, [online]. [cit. 2019-7-1], 32 str., 2011.
- [11] Povodí Labe Povodí Labe – Vodohospodářská bilance za rok 2007. [online]. [cit. 2019-7-1], 7 str.
- [12] TOLASZ, R. Atlas podnebí Česka. Praha: Český hydrometeorologický ústav, Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 255 str., 2007.
- [13] KRÁSNÝ, J., ČÍSLEROVÁ, M., ČURDA, S. a kol. Podzemní vody České republiky. Praha: Česká geologická služba, 1 144 str., 2012.
- [14] STŘEMCHA, J., KAHUDA, D., HOSNĚDL, P., PRINZ, J. a ŠEPS, M. Sanace tékavých chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě v předpolí prameniště Bzenec. Aktualizace analýzy rizika 2005. Roční zpráva 2005. SAKOL, Praha, 76 str., 2006.

Autoři

Mgr. David Rozman^{1,2}

✉ david.rozman@vuv.cz

ORCID: 0000-0001-9509-3227

doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.^{1,2}

✉ zbynek.hrkal@vuv.cz

ORCID: 0000-0002-8492-394X

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

²Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DOI: 10.46555/VTEI.2020.01.001

SIMULATION OF THE RESTORATION OF THE MEANDER JORDAN OF THE ORLICE RIVER AND ITS IMPACT ON THE ADJACENT QUATERNARY AQUIFER

ROZMAN, D.^{1,2}; HRKAL, Z.^{1,2}

¹TGM Water Research Institute, p.r.i.

²Faculty of Science, Charles University

Keywords: river restoration – bank filtration – numerical model – Orlice

An urgent issue of the water management institutions in the Czech Republic is enhancement of the water retention in the environment. One of the solutions presented by Elbe river basin authority is restoration of the meander Jordan of the Orlice River. Reactivation of the original channel and a technical solution, which will raise the water level to its original height, will have a significant impact on the local hydrological situation. The restoration will mitigate climatic extremes like floods and droughts. A direct impact will be slower surface water runoff and due to higher water level less intense drainage of the groundwater to the river. T. G. Masaryk Water Research Institute started with monitoring of the adjacent Quaternary aquifer at the end of year 2018. The achieved data characterize the situation before the planned restoration. Groundwater level is continually measured in four new monitoring boreholes. This study presents results of a numeric model, which simulates the expected effect of the restoration on the groundwater resources. The simulations include current situation before the restoration, situation after restoration with 1 m raise in water level and situation after restoration with 2 m raise in water level. The results also enabled quantification of the potential groundwater storage increase.

5 Závěr

Řízené doplňování kolektorů podzemní vody je vhodnou hydrogeologickou metodou pro posílení zdrojů podzemní vody, kterou lze aplikovat i v podmínkách klimatické změny, kdy je přirozené doplňování kolektorů omezené. Metoda má však svá omezení, která se v praxi mohou projevit zhoršením kvality nebo nedostatečným navýšením kapacity vodního zdroje. V rámci disertační práce byly ověřené kvantitativní i kvalitativní aspekty řízené dotace kolektorů v podmínkách České republiky na několika pilotních lokalitách.

Výsledky z Řevničova dokládají značnou atenuační schopnost horninového prostředí při likvidaci běžného komunálního znečištění odpadních vod, a tím plně odpovídají podobné zahraniční zkušenosti. Výsledky z Řevničova je třeba chápat v kontextu dlouhodobého, více než deset let trvajícího vlivu infiltrace, která velmi pravděpodobně způsobila rozsáhlou kolmataci horninového prostředí. Navíc na této lokalitě dochází k zasakování víceméně neupravené odpadní vody. Přesto dopad znečištěné odpadní vody po průchodu horninovým prostředím je na okolní životní prostředí poměrně omezený.

Studie výskytu mikropolutantů na lokalitě Horní Beřkovice ukázala, že současné technologie čištění odpadních vod jsou pro řadu léčiv málo účinné. V Horních Beřkovicích se jedná zejména o nízkou efektivitu odstraňování hydrochlorothiazidu, gabapentinu, karbamazepinu, karbamazepin-10,11-epoxidu, sulfametoxazolu, sulfapyridinu a sulfanilamidu. I přes použití podobných technologií zpracování se však účinnost odstranění některých látek v různých lokalitách liší. Důvodem tohoto jevu mohou být rozdílné technologické parametry čistíren odpadních vod (doba zdržení, složení odpadní vody, stáří kalu atd.). V případě infiltrace vyčištěných odpadních vod přes dosazovací rybníky se velké množství léčivých látek sorbuje na bahno na dně rybníků. Tento materiál se však při zvýšeném průtoku může stát sekundárním zdrojem kontaminace. Nesaturovaná zóna a půda hrají důležitou roli při odstraňování léčiv během jejich infiltrace. Atenuační procesy saturované zóny jsou účinné. Průchodem asi 1 km relativně vysoce propustného písčito-bahnitého zvodnělého podloží koncentrace všech sledovaných léčiv klesly pod mez detekce. Jediným přetrvávajícím problémem je karbamazepin a jeho metabolit karbamazepin-10,11-epoxid. V současné době nejsou stávající postupy čištění odpadních vod v místní čistírně schopny tyto látky odstranit. Koncentrace karbamazepinu v obci Daminěves stále dosahují hodnot až 890 ng/l

a v Horních Beřkovicích je velké množství tohoto kontaminantu uloženo v bahně na dně zasakovacích jezírek a sorbováno v nesaturované zóně.

Další studie ověřila účinnost postupů umělého zasakování a břehové infiltrace pro odstranění mikropolutantů ze široké škály PPCP. Výsledky z české pilotní lokality - vodárny v Káraném byly srovnané s výsledky z podobného provozu v Německu ve vodárně Dresden/Hosterwitz. Studie poskytla přehled o výskytu a perzistenci PPCP v různých složkách vodního prostředí na obou pilotních lokalitách. Byla doložená účinnost přirozených atenuačních procesů břehové infiltrace i umělé infiltrace. Většina látek PPCP byla těmito postupy odstraněná z povrchového zdroje vody nebo byla jejich koncentrace významně snížena. V řece Jizeře, jako primárním vodním zdroji pro vodárnu v Káraném, bylo detekováno 46 látek PPCP. Ve vzorcích vody z břehové infiltrace bylo detekováno pouze 12 látek PPCP. Účinnost umělé infiltrace s kratší dobou zdržení je o něco nižší. Jako perzistentní se zde ukázaly především látky acesulfam, karbamazepin, lamotrigine, sulfamethoxazole a oxypurinol.

Otázce účinnosti řízeného doplňování podzemní vody z kvantitativního hlediska se věnovaly studie lokalit Na Lizu a Orlice/Jordán. V obou případech byl připraven numerický model proudění podzemní vody, pomocí kterého byl ověřen dopad umělé infiltrace, respektive břehové infiltrace na stav podzemních vod. Lokalita Na Lizu představuje typické podmínky prostředí Českého masivu, které umožňují umělé zasakování a posílení vodních zdrojů v mělkém kolektoru ve zvětralinovém plášti krystalinických hornin. Numerickým modelem bylo simulované umělé zasakování vody v množství až 138 m³/den. Následným simulovaným jímáním podzemní vody bylo získáno 40% z tohoto množství. Výsledky dokládají potenciál využití umělé infiltrace v menším měřítku, vhodném i pro menší obce v prostředí, kde jsou přírodní vodní zdroje vůči suchu velmi zranitelné.

Další způsob boje proti suchu pomocí hydrogeologických metod byl simulován pro lokalitu meandru Jordán u Týniště nad Orlicí. V souvislosti s plánovanou revitalizací meandru, zde bylo naplánované navýšení hladiny v řece. Navýšení hladiny podzemní vody a navýšení zásob v přilehlém mělkém kolektoru bylo simulované pomocí numerického modelu. Při plánovaném navýšení vodního stavu v řece o 1 m bylo vyčíslené navýšení zásob podzemní vody o asi 35_000 m³. S ohledem na skutečnost, že lokalit vhodných k podobné revitalizaci je na toku Orlice celá řada, lze konstatovat, že vodohospodářský potenciál takovýchto revitalizačních opatření může představovat významný způsob zdržení vody v krajině a posílení vodních zdrojů.

Řízené doplňování podzemních vod by se i v tuzemsku mělo stát častější praxí, obzvláště v kontextu probíhající klimatické změny a častého výskytu sucha. Práce poskytuje základní poznatky pro novou odbornou diskuzi k otázce přehodnocení striktního přístupu k infiltraci vyčištěných odpadních vod. Ty by se v deficitních oblastech mohly stát významným specifickým zdrojem vody. Podmínkou zavedení řízeného doplňování do praxe musí být však podrobný hydrogeologický průzkum a zajištění pravidelného monitoringu. V případě zasakování odpadních vod by mělo být vyžadováno předčištění, jehož úroveň by odpovídala efektivitě atenuačních procesů horninového prostředí a kvalitativním nárokům na vodní zdroje.

6 Literatura

- Alkhatib J., Engelhardt I., Sauter M. (2021) Identification of suitable sites for managed aquifer recharge under semi-arid conditions employing a combination of numerical and analytical techniques. *Environ Earth Sci* 80 (554). <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09797-y>
- Asano T. (ed.) (1985) *Artificial Recharge of Groundwater*, Butterworth-Heinemann. (ISBN 9780250405497)
- Bendz D., Paxéus N.A., Ginn T.R., Loge F.J. (2005) Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Høje River in Sweden. *J. Hazard Mater.* 122: 195–204.
- Bhuiyan C. (2015) An approach towards site selection for water banking in unconfined aquifers through artificial recharge. *J Hydrol* 523: 465–474.
- Bouwer H. (1990): Ground Water Recharge with Sewage Effluent. *Water Science & Technology* 23 (10-12), 2099–2108.
- Bouwer H. (1990): Ground Water Recharge with Sewage Effluent. *Water Science & Technology* 23 (10-12): 2099–2108.
- Brandt M. J., Johnson K. M., Elphinston A. J., Ratnayaka D. D. (2017) *Twort's Water Supply* (Seventh Edition). (ISBN 978-0-08-100025-0) <https://doi.org/10.1016/C2012-0-06331-4>
- Bruthans J., Kůrková I., Kadlecová R. (2019) Factors controlling nitrate concentration in space and time in wells distributed along an aquifer/river interface (Káraný, Czechia). *Hydrogeol J* 27: 195–210. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1854-7>
- Burke V., Richter D., Hass U., et al. (2014) Redox-dependent removal of 27 organic trace pollutants: compilation of results from tank aeration experiments, *Environ. Earth Sci.* 7: 3685-3695.

- Bussey K. W., Walter D. A. (1996): Spatial and temporal distribution of specific conductance, boron, and phosphorus in a sewage-contaminated aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. U.S.G.S.
- Carrara C., Ptacek C.J., Robertson W.D., Blowes D.W., Moncur M.C., Sverko E., Backus S. (2008): Fate of pharmaceutical and trace organic compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada. *Environ Sci Technol* 42: 2805–2811.
- Costanzo S. D., Murby J., Bates J. (2005): Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment. *Mar. Pollut. Bull.* 51: 218-223.
- Datel J., Hrkal Z., Rozman D., et al. (2021) Rešerše české a zahraniční literatury zabývající se problematikou řízené dotace a umělé infiltrace. Výzkumná zpráva projektu TAČR Řízená dotace podzemních vod jako nástroj k omezení dopadů sucha v ČR, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka v.v.i., Praha.
- Datel J.V., Rozman D., Makovcová M., Hrabánková A., Eckhardt P. (2021) Odborná mapa vhodnosti území ČR pro řízenou dotaci podzemních vod. – Výsledek projektu TAČR SS01010208. Mapa v prostředí ArcGIS, webová prohlížečka <http://www.suchovkrajine.cz/vystupy/rizena-dotace-podzemnich-vod>. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
- Dillon P. (2005): Future management of aquifer recharge. *Hydrogeol J* 13: 313–316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>
- Doretto K.M., Peruchi L.M., Rath S. (2014) Sorption and desorption of sulfadimethoxine, sulfaquinoxaline and sulfamethazine antimicrobials in Brazilian soils, *Sci. Total Environ.* 476: 406-414.
- Drewes J.E., Heberer T., Rauch T., Reddersen K. (2003): Fate of pharmaceuticals during ground water recharge. *Ground Water Monit Rem* 23: 64–72.
- Ferenčík, M. 2018: Výskyt organických polutantů (pesticidy a jejich metabolity, léčiva) v řekách a vodních nádržích na příkladu řeky Orlice a vodní nádrže Vrchlice Závěrečná zpráva. Povodí Labe. Hradec Králové.
- Ghayoumian J., Ghermezcheshme B., Feiznia S., Noroozi A.A. (2005) Integrating GIS and DSS for identification of suitable areas for artificial recharge, case study Meimeh Basin. Isfahan, Iran, *Environ Geol* 47: 493–500.

- Ghayoumian J., Saravi M.M., Feiznia S., Nouri B.A., Malekian A. (2007) Application of GIS techniques to determine areas most suitable for artificial groundwater recharge in a coastal aquifer in southern Iran. *J Asian Earth Sci* 30: 364–374.
- Grossberger A., Hadar Y., Borch T., et al. (2014) Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater, *Environ. Pollut.* 185: 168-177.
- Hossain M.I., Bari M.N., Miah S.U., Jahan C.S., Rahaman M.F. (2020) Performance of MAR model for stormwater management in Barind Tract, Bangladesh, *Groundwater for Sustainable Development* 10: 100285. (ISSN2352-801X) <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100285>
- Hrazdíra P. (1993): Hydrogeologická mapa České republiky v měřítku 1 : 50 000, List 12-14 Rakovník Ústřední ústav Geologický. Praha.
- Hrkal Z., Eckhardt P., Hrabánková A., Novotná E., Rozman D. (2018) PPCP Monitoring in Drinking Water Supply Systems: The Example of Káraný Waterworks in Central Bohemia. *Water* 10: 1852. <https://doi.org/10.3390/w10121852>
- Hrkal Z., Milický M., Tesař M. (2009): Climate change in Central Europe and the sensitivity of the hard rock aquifer in the Bohemian Massif to decline of recharge, case study from the Bohemian Massif, *Environ Earth Sci* 59: 703–713. (ISSN: 0943-0105)
- Hrkal Z., Nováková H. (2010) Zpracování metodiky pro posuzování problematiky umělé infiltrace v ČR – DU3 Metodika hodnocení území České republiky z hlediska vhodnosti pro řízenou dotaci podzemních vod vodami povrchovými a možností umělé infiltrace vyčištěných odpadních vod a aplikace této metodiky na území ČR, Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i.
- Chen H., Gao B., Li H., et al. (2011) Effects of pH and ionic strength on sulfamethoxazole and ciprofloxacin transport in saturated porous media, *J. Contam. Hydrol.* 126: 29-36.
- Jedlička B., Moravcová V., Žáček L. (1984) Účinek kolmatace na vsakovacích nádržích. Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha.

- Jekel M., Heberer T. (2014): Occurrence and fate of drug residues and related polar contaminants during bank filtration and artificial recharge. Final Report of the NASRI project. Berlin Centre of Competence for Water.
- Jobling S., Williams R., Johnson A., Taylor A., Gross-Sorokin M., Nolan M., Tyler C.R., van Aerle R., Santos E., Brighty G. (2006): Predicted exposures to steroid estrogens in U.K. rivers correlate with widespread sexual disruption in wild fish populations. *Environ. Health Perspect.* 114 Suppl 1: 32–9
- Johnson A.C., Hughes C.D., Williams R.J., et al. (1998) Potential for aerobic isoproturon biodegradation and sorption in the unsaturated and saturated zones of a chalk aquifer, *J. Contam. Hydrol.* 30: 281-297.
- Kasprzyk Hordern B., Dinsdale R.M., Guwy A.J. (2009) The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Res.* 43: 363–380.
- Kašpárek L. (2007): Research and protection of hydrosphere – investigation of relations and processes in aqueous component of the environment focused on anthropogenic effects, permanent exploitation of hydrosphere, its protection including legislative measures. MS. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka v.v.i. Praha.
- Kostich M. S., Lazorchak J. M. (2008): Risks to aquatic organisms posed by human pharmaceutical use. *Sci. Total Environ.* 389: 329-339.
- Kozisek F., Pomykacova I., Jeligova H., Cadek V., Svobodova V. (2013) Survey of human pharmaceuticals in drinking water in the Czech Republic. *Journal of Water and Health* 11(1): 84-97.
- Lapworth D.J., Baran N., Stuart M.E., et al. (2012) Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence, *Environ. Pollut.* 163: 287-303.
- Laws B.V., Dickenson E.R., Johnson T.A., et al. (2011) Attenuation of contaminants of emerging concern during surface-spreading aquifer recharge, *Sci. Total Environ.* 409: 1087 - 1094.

- LeBlanc D. R. (1984): Sewage plume in a sand and gravel aquifer, Cape Cod, Massachusetts. U.S.G.S.
- Lukač Reberski J., Selak A., Hrkal Z., Rozman D. et al. (2022) MONOGRAPH of the boDERECE project “Board for Detection and Assessment of Pharmaceutical Drug Residues in Drinking Water - Capacity Building for Water Management in CE”. Croatian Geological Survey. (ISBN: 978-953-6907-77-9)
- Marsik P., Rezek J., Židková M., Kramulová B., Tauchen J., Vaněk T. (2017) Non-steroidal anti-inflammatory drugs in the watercourses of Elbe basin in Czech Republic. *Chemosphere* 171: 97-105. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.055.
- Maršík P., Soudek P., Hudcová T., Syrovátka J., Vaněk T. (2015) Pharmaceuticals in domestic and agricultural waste waters – problem and its solution. *Water Practice & Technology* 10 (3).
- Martin R (ed.) (2013) Clogging issues associated with managed aquifer recharge methods. IAHA Commission on Managing Aquifer Recharge, Australia.
- McFarlane D. A., Smith E., Bekele J., Simpson S. (2007): Using treated wastewater to save flow-through wetlands Impacted by climate change. 2nd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition Water and Sanitation in the Asia-Pacific Region: Opportunities, Challenges and Technology, Perth, 28 October – 1 November 2007.
- Miller K J., Meek J. (2006): Helena Valley ground water: pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors (PPCPs) and microbial indicators of faecal contamination. Montana Bureau of Mines and Geology, Open File Report 532.
- Morteani G., Moller P., Fuganti A., Paces T. (2006): Input and fate of anthropogenic estrogens and gadolinium in surface water and sewage plants in the hydrological basin of Prague (Czech Republic). *Environ. Geochem. Health* 28, 257.
- Moynan A.B., Welsh C.A. (2012) The photodegradation of ibuprofen and dissolved organic matter in Lake Superior and St. Louis River water. *Zebrafish* 9 (4): 179-184. doi:10.1089/zeb.2012.0754

- NAS - National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 1994. Ground Water Recharge Using Waters of Impaired Quality. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/4780>.
- Novák P., Slavík J., et al. (2012) Syntetická mapa zranitelnosti podzemních vod. Praha a Brno. VÚMOP, v.v.i. a GEOTest, a.s. (ISBN 978-80-87361-19-1)
- Oaks J. L., Gilbert M., Virani M. Z., Watson R. T. (2004): Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630-633.
- Parkhurst D.L., Stollenwerk K. G., Colman. J. A. (2003): Reactive-Transport Simulation of Phosphorus in the Sewage Plume at the Massachusetts Military Reservation, Cape Cod, Massachusetts. U.S.G.S.
- Pastuszek F. (1979) Vyhodnocení kolmatační zkoušky na lokalitě Horšovský Týn. Vodní zdroje, Praha.
- Pastuszek F. (1985) Teorie pohybu podzemní vody, vyhodnocení kolmatační zkoušky na lokalitě Kolín-Tři Dvory. Vodní zdroje, Praha.
- Peake B.M., Braund R. (2009): Environmental Aspects of the Disposal of Pharmaceuticals in New Zealand. *Chemistry in New Zealand*.
- Petrie B., Barden R., Kasprzyk Hordern B. (2015) A review on emerging contaminants in wastewater and the environment: Current knowledge, understanding areas and recommendations for the future monitoring. *Water Res* 72: 3–27.
- Rahman M.A., Rusteberg B., Gogu R.C., Ferreira L., Sauter M. (2012) A new spatial multi-criteria decision support tool for site selection for implementation of managed aquifer recharge. *J Environ Manag* 99: 61–75.
- Rey F. (2007): Groundwater resources in the Ressources Béarnais region.- Thèse Doctorale, in French, Université Bordeaux I. France.
- Roberts J., Kumar A., Du J., Hepplewhite C., Ellis D.J., Christy A.G., Beavis S.G. (2016) Pharmaceuticals and personal care products (PPCP) in Australia's largest inland sewage treatment plant, and its contribution to major Australian river during high and low flow. *Sci. Total Environ.* 541: 1625–1637.
- Robertson W. D., Blowes D.W. (1995): Major ion and trace metal geochemistry of an acidic septic-system plume in silt. *Ground Water* 33.

- Rozman D., Hrkal Z. (2020) Simulace dopadu revitalizace meandru Jordánu na řece Orlici na režim přilehlého kvartérního kolektoru. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 62 (3): 34–41. (ISSN 0322-8916)
- Rozman D., Hrkal Z., Eckhardt P., Novotná E., Boukalová Z. (2015): Pharmaceuticals in groundwaters: a case study of the psychiatric hospital at Horní Beřkovice, Czech Republic, *Environ Earth Sci* 73: 3775–3784. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3663-1>
- Rozman D., Hrkal Z., Eckhardt P., Novotná E., Vencelides Z. (2013): Zkušenosti se zasakováním odpadních vod na lokalitě Řevničov. *VTEI* 55 (6/2013): 6-10. (ISSN 0322-8916)
- Rozman D., Hrkal Z., Tesař M. (2019) Artificial recharge of a shallow hard rock aquifer as a climate change mitigation method: model solution from the Czech Republic. *Model. Earth Syst. Environ.* 5: 605–612. <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0552-8>
- Rozman D., Hrkal Z., Váňa M., Vymazal J., Boukalová Z. (2017) Occurrence of Pharmaceuticals in Wastewater and Their Interaction with Shallow Aquifers: A Case Study of Horní Beřkovice, Czech Republic. *Water* 9 (218). <https://doi.org/10.3390/w9030218>
- Scheytt T., Mersmann P., Leidig M., Pekdeger A., Heberer T. (2004) Transport of pharmaceutically active compounds in saturated laboratory columns. *Ground Water* 42: 767–773.
- Schwaiger J., Ferling H., Mallow U., Wintermayr H., Negele R. (2004): Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac. Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *D. Aquatic Toxicol.* 68: 141–150.
- Siegrist R. L., McCray J., Weintraub L., Chen C., Bagdol J., Lemonds P., Van Cuyk S., Lowe K., Goldstein R., Rada J. (2005): Quantifying Site-Scale Processes and Watershed-Scale Cumulative Effects of Decentralized Wastewater Systems. Project No. WU-HT-00-27. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, MO, by the Colorado School of Mines, Golden, CO.

- Standley L.J., Rudel R.A., Swartz C.H., Attfield K.R., Christian J. (2008): Wastewater contaminated groundwater as a source of endogenous hormones and pharmaceuticals to surface water ecosystems. *Environ Toxicol Chem* 27: 2457.
- Steinel A. (2012) Pre-feasibility study for infiltration of floodwater in the Amman-Zarqa and Azraq basins, Jordan. Technical Cooperation Project No. 2002.3510.1 GeoSFF Study, Hannover.
- Sui Q., Cao X., Lu S., Zhao W., Qiu Z., Yu G. (2015) Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater: a review, *Emerging Contaminants* 1 (1): 14–24.
- Swartz CH., Reddy S., Benotti M.J., Yin H.F., Barber L.B., Brownawell B.J., Rudel R.A. (2006): Steroid estrogens, nonylphenol ethoxylate metabolites, and other wastewater contaminants in groundwater affected by a residential septic system on Cape Cod, MA. *Environmental Science & Technology* 40: 4894–4902.
- Taheri A., Zare M. (2011) Groundwater artificial recharge assessment in Kangavar Basin, a semi-arid region in the western part of Iran. *Afr J Agric Res* 6 (17): 4370–4384.
- Toze S. (2004): Reuse of effluent water – benefits and risks, new directions for a diverse planet. Proc. 4th International Crop Science Congress, 26 September 2004, Brisbane, Australia.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency) 2021. Enhanced Aquifer Recharge of Stormwater in the United States: State of the Science Review. Office of Research and Development, Washington, DC; EPA/600/R-21/037F. Dostupné online: <http://www.epa.gov/research>
- Vymazal J., Dvořáková Březinová T., Koželuh M., Kule L. (2017) Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic—The first year of monitoring. *Ecol. Eng.* 98: 354–364.
- Walter D. A., Rea B. A., Stollenwerk K. G., Savoie J. (1996): Geochemical and hydrologic controls on phosphorus transport in a sewage-contaminated sand and gravel aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. U.S.G.S.
- Watkinson A.J., Murby E.J., Kolpin D.W., Costanzo S.D. (2009) The occurrence of antibiotics in an urban watershed: From wastewater to drinking water. *Sci. Total Environ.* 407: 2711–2723.

- Writer J.H., Ferrer I., Barber L.B., Thurman E.M. (2013) Widespread occurrence of neuro-active pharmaceuticals and metabolites in 24 Minnesota rivers and wastewaters. *Sci. Total Environ.* 461–462: 519–527.
- Yamamoto H., Nakamura Y., Moriguchi S., Nakamura Y., Honda Y., Tamura I. (2009): Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. *Water Res* 43: 351–362.
- Yu Y., Liu Y., Wu L. (2013) Sorption and degradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in soils, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 4261-4267.
- Zaidi F.K., Nazzal Y., Ahmed I., Naeem M., Jafri M.K. (2015) Identification of potential artificial groundwater recharge zones in Northwestern Saudi Arabia using GIS and Boolean logic. *J Afr Earth Sc* 111: 156–169.
- Zelinka Z. (1994): Základní geologická mapa České republiky 1 : 25 000, vysvětlívky. Česká geologická služba: 48.
- Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2017. Ministerstvo životního prostředí a Ministerstvo zemědělství. Dostupné online: <https://eagri.cz/public/web/mze/voda/osveta-a-publikace/publikace-a-dokumenty/modre-zpravy/zprava-o-stavu-vodniho-hosp-2020.html>

