



**Pražské vodovody
a kanalizace**



**Želivská
provozní**

METODIKA HODNOCENÍ RIZIKOVOSTI ZDROJŮ PPCP A DEFINOVÁNÍ KRITICKÝCH MÍST V POVODÍ S OHLEDEM NA ÚČINNOU OCHRANU VODÁRENSKÝCH ZDROJŮ

CERTIFIKOVANÁ METODIKA

Pavel Rosendorf, Daniel Fiala, Lada Stejskalová a kol.



**MINISTERSTVO VNITRA
ČESKÉ REPUBLIKY**

Praha 2021



**Pražské vodovody
a kanalizace**



Mgr. Pavel Rosendorf

Mgr. Daniel Fiala

Mgr. Lada Stejskalová

Ing. Anna Kólová

Ing. Zuzana Nováková

Ing. Miroslav Váňa

Ing. Petr Pěkný

Metodika hodnocení rizikovosti zdrojů PPCP a definování kritických míst v povodí s ohledem na účinnou ochranu vodárenských zdrojů

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

Praha 2021

Autoři metodiky:

Mgr. Pavel Rosendorf ¹ (30 %)

Mgr. Daniel Fiala ¹ (26 %)

Mgr. Lada Stejskalová ¹ (15 %)

Ing. Anna Kólová ¹ (8 %)

Ing. Zuzana Nováková ² (8 %)

Ing. Miroslav Váňa ¹ (8 %)

Ing. Petr Pěkný ³ (5 %)

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

² Pražské vodovody a kanalizace, a. s.

³ Želivská provozní, a. s.

Lektorovali:

Mgr. Vít Kodeš, Ph.D., Český hydrometeorologický ústav, vedoucí odboru jakosti vody

Ing. Martin Ferencík, Povodí Labe, státní podnik, odbor vodohospodářských laboratoří

Publikace prošla jazykovou korekturou

Odborná redaktorka: Mgr. Zuzana Řehořová

Poděkování:

Na tomto místě bychom chtěli poděkovat RNDr. Marku Liškovi, Ph.D., a Mgr. Milanu Koželuhovi za poskytnutí dat z monitoringu látek PPCP v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a za laboratorní analýzy vzorků a konzultace výsledků měření ve zdrojích a na pilotních lokalitách. Děkujeme také oběma lektorům za připomínky a podnětné návrhy úprav metodiky, jež vedly k jejímu zpřesnění a zpřehlednění. V neposlední řadě bychom rádi poděkovali všem kolegům z VÚV TGM, v. v. i., kteří v rámci projektu zajišťovali terénní experimenty, odběry a zpracování vzorků z pilotních lokalit, jmenovitě pak Vojtěchu Mrázkovi, Ing. Lence Smetanové, Šárce Šustrové, Zuzaně Hamzové, Janu Kašpárkovi (in memoriam) a Ing. Adéle Trávníčkové.

Certifikovaná metodika byla vytvořena v rámci projektu VI20172020097 „Ochrana kritické infrastruktury – vodního zdroje Želivka – před účinky PPCP a pesticidů v podmínkách dlouhodobého sucha“, řešeného v letech 2017–2021 s finanční podporou Ministerstva vnitra České republiky v rámci Programu bezpečnostního výzkumu České republiky v letech 2015–2022.



Toto dílo podléhá licenci Creative Commons: Uveďte původ 4.0 Mezinárodní.

Pro získání kopie plného znění licenčních podmínek navštivte

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> nebo požádejte písemně

na adrese Creative Commons, PO Box 1866, Mountain View, CA 94042, USA.

Pro komerční užití díla je třeba uzavřít individuální licenční smlouvu.

© Pavel Rosendorf a kol., 2021

ISBN 978-80-87402-96-2 (on-line, PDF)

OBSAH

1	CÍL METODIKY	3
2	OBECNÝ ÚVOD DO PROBLEMATIKY	4
2.1	Látky PPCP a jejich vliv na životní prostředí	4
2.2	Zdroje farmak jako nejvýznamnější skupiny látek PPCP	7
2.3	Legislativa, celkový vývoj v kontextu EU a vztah problematiky k Rámcové směrnici o vodách	8
3	VLASTNÍ POPIS METODIKY.....	10
3.1	Struktura metodiky	10
3.2	Postup určení zdrojů látek PPCP v povodí vodárenského zdroje.....	12
3.2.1	Identifikace a lokalizace zdrojů látek PPCP v povodí	12
3.2.2	Určení charakteristik zdrojů látek PPCP.....	18
3.3	Klasifikace významnosti zdrojů látek PPCP z pohledu jejich rizikovosti	22
3.3.1	Rizikové látky a způsob jejich určení.....	22
3.3.2	Rizikové zdroje a způsob jejich určení	23
3.4	Určení kritických míst v povodí vodárenského zdroje z pohledu PPCP	27
3.5	Možnosti omezení vstupu látek PPCP do vod ve zdrojích a v povodí	31
3.5.1	Možnosti omezení vstupu látek PPCP ve zdrojích znečištění	31
3.5.2	Možnosti redukce a transformace látek PPCP v povodí	35
3.6	Možnosti eliminace látek ze skupiny PPCP při úpravě vody	36
3.6.1	Porovnání separačních technologií.....	36
3.6.2	Další možnosti odstraňování mikropolutantů	37
3.7	Nejistoty použitých postupů.....	38
4	SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ	39
5	POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY	39
6	EKONOMICKÉ ASPEKTY	40
7	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	41
8	SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE	48
9	SEZNAM ZKRATEK	49
	SOUHRN	50
	SUMMARY	51

1 CÍL METODIKY

Látky ze skupiny PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products), tedy farmaceutické přípravky a látky používané pro osobní potřebu, jsou velkou a různorodou skupinou látek, jež se hojně vyskytují především v povrchových vodách. Některé z nich mohou mít vlastnosti, které je řadí mezi toxické, perzistentní nebo bioakumulativní látky, a mohou tak mít negativní vliv na vodní prostředí a celý vodní ekosystém. Zbytková množství těchto látek se vyskytují prakticky ve všech vodách ovlivněných antropogenní činností a jak mateřské látky, tak jejich metabolity se v řadě případů dostávají i do vodních nádrží a vodních toků využívaných pro odběr surové vody pro úpravu na vodu pitnou. Při průniku těchto látek do upravené vody mohou být spotřebitelé vystaveni chronickému účinku těchto látek, jež v kombinaci dalších reziduí ve vodě představují potenciální riziko pro zdraví člověka.

Důležitost těchto látek z pohledu evropské politiky ochrany vod je zakotvena ve směrnici Evropského parlamentu a Rady 2013/39/EU, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky a nejnověji rovněž v aktualizované směrnici Evropského parlamentu a Rady 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě.

Cílem metodiky je poskytnout návod, jak v povodí libovolného vodárenského zdroje identifikovat všechny významné antropogenní zdroje látek ze skupiny PPCP s důrazem na rizikové látky z pohledu člověka a vodních ekosystémů a sestavit žebříček jejich významnosti pro návrhy vhodných opatření. Důraz je v metodice kladen zejména na identifikaci klíčových míst v povodí, jež ohrožují kvalitu vodárenského zdroje, a na opatření realizovaná přímo ve zdroji. Metodika by měla sloužit jako podpůrný nástroj pro implementaci směrnice Evropského parlamentu a Rady 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě a také implementace směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky (dále jen Rámcová směrnice o vodách) s ohledem na chemický a ekologický stav vod.

Vývoj metodiky byl podpořen finančními prostředky Ministerstva vnitra České republiky v rámci Programu bezpečnostního výzkumu České republiky v letech 2015–2022, v projektu VI20172020097 „Ochrana kritické infrastruktury – vodního zdroje Želivka – před účinky PPCP a pesticidů v podmínkách dlouhodobého sucha“, řešeného v letech 2017–2021 ve spolupráci Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v. v. i., Pražských vodovodů a kanalizací, a. s., a Želivské provozní, a. s. Metodické postupy byly ověřovány v pilotním povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce a v provozních podmínkách Úpravny vody Želivka.

2 OBECNÝ ÚVOD DO PROBLEMATIKY

2.1 Látky PPCP a jejich vliv na životní prostředí

Látky PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products), tedy farmaceutické přípravky a výrobky osobní péče či hygieny, jsou různorodou a velmi početnou skupinou kontaminantů životního prostředí. Dnes již zavedené označení PPCP začali používat Daughton a Ternes na konci minulého století pro souhrnné označení chemicky různorodé skupiny látek, jejich metabolitů a transformačních produktů, které jsou detekovatelné ve vodním prostředí (Daughton et Ternes, 1999).

Látky z této skupiny mají potenciální schopnost vyvolávat fyziologické účinky u člověka a volně žijících živočichů, a tím představují významné environmentální riziko. Tyto látky jsou široce používané nejen v každodenním životě člověka, ale ve velké míře v medicíně, průmyslu i chovu hospodářských zvířat, především k terapeutickým účelům, ale i pro zlepšení kvality každodenního života (Ebele et al., 2017; Wang et Wang, 2016). Látky ze skupiny PPCP můžeme rozdělit na farmaka, průmyslové látky, kosmetické, hygienické a dezinfekční (čisticí) přípravky.

Již nyní jsou látky ze skupiny PPCP ve vodním prostředí všudypřítomné, protože klasické čistírny odpadních vod (ČOV) látky z této skupiny až na některé výjimky účinně neodstraní (Ebele et al., 2017; Wang et Wang, 2016). Přitom platí, že vypouštění vod z ČOV je jedna z hlavních cest pro kontaminaci povrchových vod jak farmaky, tak i dalšími látkami ze skupiny PPCP (Luo et al., 2014). PPCP jsou specifické tím, že jsou emitovány do prostředí neustále a celoplošně. Například spotřeba a aplikace také široce diskutovaných pesticidů je vázána na určitá období a má větší prostorovou heterogenitu než spotřeba PPCP (Daughton et Ternes, 1999).

Mnohé látky ze skupiny PPCP ovlivňují metabolické, enzymatické a buněčné procesy a narušují homeostázu organismu. Problematické je také synergické působení směsí látek PPCP i při nízkých koncentracích (Ebele et al., 2017). Některé z těchto látek narušují endokrinní systém a představují potenciální rizika pro veřejné zdraví, a to i při stopových množstvích v řádech ng/l nebo µg/l (Kennedy et al., 2015). Koncentrace látek PPCP, jež se vyskytují ve vodních zdrojích, jsou pod koncentracemi aplikovanými pro léčebné účely. Je však obtížně předvídatelné, zda a jaké účinky se mohou u organismů, ale i lidí vyskytnout v důsledku dlouhodobé expozice těmito malými koncentracemi. Negativní dopady na ekosystémy byly již částečně zdokumentovány (Freihardt et al., 2017).

Přestože do skupiny PPCP spadají kromě farmak také tisíce (Daughton et Ternes, 1999) různých drogistických, hygienických a kosmetických přípravků a látek (šampony, mýdla, tužidla, barvy na vlasy, opalovací krémy, UV filtry, pleťové přípravky, rtěnky, zubní pasty, vonné látky v kosmetice, konzervační látky, zvlhčovače, deodoranty atd.), nebudeme se jimi v dalším textu metodiky tak intenzivně zabývat. A to jednak vzhledem k jejich nesrovnatelně menší ekotoxicitě v porovnání s farmaky, ale také vzhledem k jejich vyšší lipofilitě. Většina z nich na rozdíl od farmak neprochází lidským metabolismem, ale je aplikována převážně na kůži a smyta sprchováním a koupáním, což má za následek mnohem vyšší účinnost odstranění v ČOV sorpcí na čistírenský kal.

Naproti tomu účinné látky léčiv, jichž je na světě užíváno kolem 4 000 (Weber et al., 2014) a v EU asi 3 000 (European Commission, 2019), jsou cíleně konstruovány jako biologicky vysoce aktivní, tj. způsobí požadovaný efekt v organismu již v malých dávkách a jsou relativně stabilní, aby interagovaly s cílovou molekulou až na kýženém místě v organismu (Kümmerer, 2001, Monteiro

et Boxall, 2010). Jejich medicínální působení v lidském organismu je žádoucím, avšak nikoli jediným biologickým efektem. Po průniku do životního, resp. vodního prostředí mohou farmaka způsobit závažné změny celých ekosystémů, což dobře dokumentují dvě nejznámější kauzy.

Celosvětovou pozornost vyvolal případ dramatického poklesu populace supů na indickém subkontinentu, který sekundárně způsobil rozšíření vztekliny, resp. zvýšil počet úmrtí dětí na tuto nemoc. Zatímco snižující se počty populací supů byly registrovány již od 90. let, teprve práce Oakse a kol. v roce 2004 (Oaks et al., 2004) dala do souvislosti mortalitu desítek milionů těchto ptáků s masivním veterinárním užitím diklofenaku. Dobytek léčený a poté uhynulý na pastvinách působil otravy těchto mrchožroutů (Swan et al., 2006), kteří likvidační zdechlin regulují výskyt vážných chorob, včetně dýmějového moru, brucelózy a právě vztekliny. Uvolněnou potravní niku obsadili toulaví psi, mj. přenašeči vztekliny, kteří mají velké sympatie právě u dětí. Nečekané ekosystémové souvislosti překvapily celý svět a diklofenak byl od roku 2006 pro veterinární užití zakázán a nahrazen neškodnou alternativou meloxicam. Během dalších let byl úbytek supů zdokladován i na dalších kontinentech (Ogada et al., 2012), hlavně v Africe, ale i v Evropě (Green et al., 2016), kde bylo veterinární použití diklofenaku nadále povolováno.

Druhým učebnicovým příkladem, kdy farmaka výrazně ovlivnila celý ekosystém, je feminizace samců jelečka velkohlavého (*Pimephales promelas*). V kontrolovaném sedmiletém experimentu prováděném na jezeře v severozápadním Ontariu prokázala Karen Kidd se spolupracovníky (Kidd et al., 2007) chronický účinek velmi nízkých koncentrací, 5–6 ng/l, syntetického estrogenu – 17 α -ethynylestradiolu (používá se jako kontraceptivum). Takto uměle zvýšená koncentrace vedla k výrazným změnám v poměrech pohlaví rybí populace a postupně až k jejímu kolapsu. Stejně jako v předešlém příkladu změny v rybím společenstvu vedly k sekundárním změnám v potravní síti celého jezera (Kidd et al., 2014). V pečlivě dokumentovaném sledování procesů obnovy během dalších 5–7 let došlo k postupnému obnovení dřívějších poměrů (Blanchfield et al., 2015). Oba uvedené příklady názorně dokumentují křehkost vztahů v ekosystémech, resp. dalekosáhlé změny vyvolané farmaky, které často nejsme schopni predikovat. Oba příklady bezesporu vedly také k zařazení diklofenaku a 17 α -ethynylestradiolu na Seznam sledovaných látek podle směrnice 2013/39/EU.

Na uvedených dvou příkladech je z pohledu bezpečnosti zdrojů pitné vody, resp. omezení environmentálních rizik, klíčový rozdíl v predikovatelnosti. Zatímco feminizace samců u ryb byla dobře predikována, resp. celý „whole lake experiment“ byl povolen a uskutečněn právě na základě odůvodněného podezření plynoucího z laboratorních pokusů (Jobling et al., 1998), tak drastickým dopadem diklofenaku na supy byli všichni nejen zaskočeni, ale nebylo možné jej bez přímého měření vůbec předpovědět. Blízce příbuzní kondoři jsou pravděpodobně vůči němu odolní a teprve nedávno byl zjištěn stejný letální efekt u další NSAID látky, ketoprofenu (Naidoo et al., 2010). Žádná ekotoxikologická data z laboratorních pokusů či modelových organismů neindikovala riziko, které je zřejmě až druhově specifické.

Vzhledem k evoluční příbuznosti obratlovců lze nicméně očekávat, že ve vodních ekosystémech budou humánními, popř. veterinárními farmaky nejčastěji dotčenou skupinou ryby (Corcoran et al., 2010, Overturf et al., 2015). V odborné literatuře a později i v dokumentech různých politik se tak nejčastěji objevují příklady endokrinních disruptorů (Lange et al., 2009), psychofarmak (Foster et al., 2010, Hellström et al., 2016), analgetik (Triebkorn et al., 2007, Stepanova et al., 2013), antibiotik (Ebert et al., 2011) a dalších farmak (Brausch et al., 2012, Richmond et al., 2018), jež negativně ovlivňují vodní organismy, resp. ekosystémy. Pro člověka jsou v literatuře uváděny tři rizikové skupiny farmak. Jsou to

hormony právě kvůli svým disruptivním účinkům ve velmi nízkých koncentracích, dále léky proti rakovině, již jsou však schopny za jistých okolností také vyvolat, a nakonec antibiotika kvůli nekontrolovanému šíření antimikrobiální rezistence (Kümmerer, 2001).

Z pohledu systémů kontroly znečištění je podstatné, že farmaka obecně nelze prohlásit za nebezpečné látky, a použít tak standardní nebo modifikovaná legislativní opatření pro ochranu vod nebo životního prostředí. Je nutno respektovat jejich užívání a zkoumat možnosti jejich eliminace a omezování při spotřebě a distribuci a v systémech čištění komunálních odpadních vod. Spotřebu a užívání farmak je velmi obtížné regulovat co do sortimentu i do spotřebovaného množství. Farmaka po použití končí nutně ve splaškových odpadních vodách. Jsou to již z podstaty látky s vysokou biologickou aktivitou, takže jejich efekt v prostředí lze považovat za významný i v koncentracích významně nižších, než jsou aktivní koncentrace v těle pacienta během léčby (Váňa et al., 2010).

Přehled zásadních rizik látek PPCP v životním prostředí:

- Perzistence – nízká/střední/vysoká perzistence. Vysokou perzistenci vykazuje například karbamazepin. Ne všechny látky PPCP jsou v prostředí perzistentní, ale kvůli neustálému vniku těchto látek do prostředí se na ně nahlíží jako na pseudoperzistentní látky.
- Bioakumulace – schopnost látek ze skupiny PPCP ukládat se v živých organismech. PPCP byly detekovány v bezobratlých, rybách, řasách, mlžích i korýších.
- Toxicita – závisí na konkrétním organismu, době expozice, koncentraci, vývojovém stadiu a jiných faktorech.
- Reprodukční toxicita – ovlivňuje schopnost živých organismů včetně člověka zdárně ukončit proces reprodukce a může působit na vznik vývojových vad.
- Ovlivnění hormonálních procesů – některé látky negativně ovlivňují sekreci hormonů (endokrinní disruptory), a narušují tak některé funkce živých organismů.
- Vznik rezistence bakterií k antibiotikům – bylo prokázáno u dvou kmenů bakterií s 6 druhy antibiotik, které se běžně nacházejí v odpadních vodách (Ebele et al., 2017).
- Ovlivnění chování vodních organismů – některé látky mohou ovlivňovat přirozené chování vodních organismů a způsobovat např. změny jejich únikových reakcí před predátory (Bláha et al., 2019) nebo měnit chování při tvorbě bezpečných úkrytů (Guo et al., 2019).

Vylepšení metod extrakce a analytických technik (GC-MS/MS, LC-MS/MS) významně zvyšuje schopnost detekovat farmaka a látky PPCP v životním prostředí i ve stopových koncentracích (Wang et Wang, 2016). Některé látky se stanovují ve formě mateřské sloučeniny, jsou však látky, jež snadno podléhají degradaci, případně jsou již v lidských tělech přeměněny na metabolity. U takových látek se často analyzují i jejich nejvýznamnější metabolity, protože se ve vodním prostředí vyskytují mnohdy ve vyšších koncentracích.

Jak bylo výše uvedeno, PPCP je velice široká skupina látek a i přes značný pokrok analytických metod je nemožné stanovit veškeré kontaminující látky (nehledě na ekonomickou náročnost analýz), které se do vodního prostředí dostávají. Z tohoto důvodu je třeba zúžit výběr sledovaných látek. Vhodným výběrem se zdá být zaměření především na farmaka, jelikož spotřeba farmak se neustále zvyšuje nejen kvůli stárnoucí populaci obyvatelstva. Jejich rizikovost zvyšují i jejich bioaktivní účinky v nízkých koncentracích.

2.2 Zdroje farmak jako nejvýznamnější skupiny látek PPCP

Prvním a v rozvojových státech i nejvýznamnějším zdrojem farmak jsou výrobní závody. V jejich odpadních vodách byly zaznamenány koncentrace v řádech desetin až desítek, vzácně stovek miligramů na litr (Fick et al., 2009, Cardoso et al., 2014). Tuto kategorii obecně označujeme jako průmyslové zdroje znečištění.

Humánní farmaka jsou distribuována od výrobce a prodejce přes lékárny a nemocnice k pacientům, tzn. do vlastních nemocnic, léčebných ústavů, domovů pro seniory a především do domácností. Podle některých odhadů je spotřebováno více než 90 % humánních farmak právě v domácnostech (Kümmerer, 2001). Výjimkou mohou být velká zařízení v malých obcích (Escher et al., 2011) anebo specifické látky vázané pouze na návštěvu nemocnice (kontrastní média pro magnetickou rezonanci či rentgen). Z těchto pobytových zařízení, včetně domácího užití, je hlavní podíl farmak po jejich vyloučení stolicí a močí odváděn prostřednictvím kanalizace na čistírny odpadních vod nebo směřuje přes jímky a septiky do vodních toků, kde způsobují jejich primární kontaminaci. Koncentrace farmak a jejich metabolitů v těchto typech odpadních vod dosahuje obvykle hodnot desetin až desítek mikrogramů na litr. Část farmak zachycená v čistírenských kalech, popř. v sedimentech ze septiků, je vyvážena na pole, do spaloven nebo na ČOV. Část může skončit s odpadními vodami na polích, jsou-li tyto využívány k závlahám. Nespotebovaná farmaka z nemocnic a domácností končí prostřednictvím povinného zpětného odběru lékárnami ve spalovnách. Objem lékového odpadu stále roste, přičemž v roce 2018 jej podle průzkumu SÚKL bylo v ČR zlikvidováno 571 tun. Podstatná část nespotebovaných humánních farmak bohužel končí v komunálním odpadu nebo prostřednictvím WC v odpadních vodách, což je zcela nevhodný způsob likvidace. Odhaduje se, že takto nakládáme se čtvrtinou nepoužitých léků v hodnotě 1,3 mld. Kč ([tisková zpráva](#) SÚKL, 2020). Tuto kategorii obecně označujeme jako komunální zdroje znečištění a spolu s první skupinou jako bodové zdroje znečištění.

Veterinární farmaka aplikovaná hospodářským zvířatům, jsou-li ustájena ve velkochovech, míří prostřednictvím hnoje, kejdy a močůvky na pole, minoritně do bioplynových stanic. Jsou-li volně pasena, tak přímo na zemědělskou půdu. Zde mohou pronikat do vod povrchových i podzemních a způsobit jejich sekundární kontaminaci. Farmaka aplikovaná vodním organismům (akvakultury ryb, aj.) jsou emitována přímo do vodního prostředí rybníků, jezer, fjordů, estuárií a moří. Tuto kategorii obecně označujeme jako plošné zdroje znečištění. Menší podskupinu veterinárních farmak, kterou však v moderních společnostech nelze opomíjet, tvoří jejich aplikace domácím zvířatům (psi, kočky, hlodavci, okrasné ptactvo apod.). Jejich výkaly míří na skládky, do spaloven nebo prostřednictvím kanalizace a ČOV rovněž do vodních ekosystémů.

Z uvedeného rozdělení zdrojů a cest jejich transportu je zřejmé, že koloběh farmak složitě propojuje všechny suchozemské i vodní ekosystémy. Potom není překvapením, že jejich rezidua v řádech jednotek až tisíců nanogramů na litr se nacházejí prakticky ve všech typech povrchových (Kolpin et al., 2002) i podzemních vod (Bexfield et al., 2019) včetně zdrojů pitné vody (WHO, 2012) a významně ovlivňují i mořské a oceánské prostředí (Krogh et al., 2017). Prudce rostoucí spotřeba a exponenciální vývoj a výroba nových typů a druhů farmak přesahuje svojí rychlostí tradiční znečištění živinami (eutrofizaci), produkci skleníkových plynů, ničení habitatů i úbytek biodiverzity (Bernhardt et al., 2017). Bezesporu tak patří mezi nejvýznamnější globální příčiny znečištění životního prostředí, které je třeba přijetím vhodných opatření pokud možno eliminovat.

2.3 Legislativa, celkový vývoj v kontextu EU a vztah problematiky k Rámcové směrnici o vodách

Základní právní předpis, jenž v České republice upravuje požadavky na ochranu a kvalitu surové vody, užívané pro úpravu na vodu pitnou, je zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění pozdějších předpisů a prováděcí vyhláška Ministerstva zemědělství č. 428/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů. V této vyhlášce jsou stanoveny ukazatele jakosti surové vody, které musí splnit vodní zdroj využívaný k úpravě na vodu pitnou. V deváté části zákona (§ 21) a v příloze č. 13 citované vyhlášky jsou uvedeny rozsahy ukazatelů a jejich limitních hodnot pro kategorie standardních metod úpravy surové vody na vodu pitnou. Tento seznam ukazatelů je základní, nicméně surová voda nesmí obsahovat ani nadlimitní hodnoty uvedené ve vyhlášce č. 252/2004 Sb., jíž se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů. Z těchto seznamů ukazatelů vyplývá, že jedinou látkou, kterou můžeme zařadit mezi látky PPCP, jsou tenzidy aniontové, jež jsou součástí čisticích a pracích prostředků. Látky, jako jsou farmaka a jejich metabolity a další látky z okruhu PPCP, nejsou jednotlivě ani souhrnně uvedeny.

Podobně nejsou – až na výjimky – regulovány obsahy mikropolutantů v povrchových vodách ani v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. V něm jsou zahrnuty environmentální standardy pouze pro aniontové tenzidy a některé vonné látky, jako jsou tonalid a galaxolid.

Absence látek ze skupiny PPCP v právních předpisech je z velké části dána jejich velkou rozmanitostí a pestrou škálou účinků a samozřejmě také velkou dynamikou vzniku nových chemických látek využívaných ve farmaceutickém průmyslu a v oblasti osobní péče. Dalším důvodem jsou i chybějící nebo neúplné znalosti o jejich negativních efektech na člověka a účinku na vodní ekosystémy. Zejména v případě léčivých látek (farmak) je specifickým důvodem také to, že tyto látky slouží k léčbě různých druhů chorob a jejich striktní omezování není prakticky možné.

Zvýšený zájem o studium negativních efektů látek PPCP je spojen zejména s implementací Rámcové směrnice o vodách. S přijetím Rámcové směrnice o vodách se zvýšila důležitost komplexního hodnocení vodních útvarů a vodních ekosystémů a určení klíčových antropogenních vlivů, jež negativně ovlivňují dosažení dobrého stavu vod, včetně těch, které jsou využívány pro úpravu na vodu pitnou.

Z pohledu chemických látek a zejména těch, které lze označit za syntetické, je velký důraz kladen na postupné snižování zátěže vodního prostředí. Cílovým stavem je dosažení úrovně koncentrací ve vodě blízkých nule nebo přinejmenším na úrovni hodnot pod mezí stanovitelnosti nejlepší dostupné analytické metody pro danou látku. Seznam látek, jež jsou prioritní z pohledu Evropské unie, byl stanoven s přijetím směrnice v roce 2000 a byl postupně aktualizován směrníci Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES, o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky a směrníci 2013/39/EU. Až ve směrnici 2013/39/EU se poprvé ve zdůvodnění objevuje důraz na léčivé přípravky a jejich riziko pro vodní prostředí (odst. (15): „*Znečištění vody a půdy rezidui léčivých přípravků se stává novým ekologickým problémem. Při hodnocení a kontrole rizik, které léčivé přípravky představují pro vodní prostředí nebo jeho prostřednictvím, by se měla věnovat dostatečná pozornost cílům Unie v oblasti životního prostředí. V zájmu řešení daného problému by Komise měla provést studii rizik*

environmentálních dopadů léčivých přípravků a poskytnout analýzu relevance a efektivity stávajícího legislativního rámce, pokud jde o ochranu vodního prostředí a lidského zdraví prostřednictvím vodního prostředí.“).

V souvislosti s postupy definovanými ve směrnici Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES, o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky a na směrnici 2013/39/EU byla postupně v letech 2015, 2018 a 2020 přijata prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2015/495, 2018/840 a 2020/1161, která stanovují seznam sledovaných látek pro monitorování v rámci celé Evropské unie v oblasti vodní politiky podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES. Tyto seznamy látek, označované také jako „Watch Listy“, obsahují rizikové látky, jež jsou potenciálními kandidáty seznamu prioritních nebezpečných látek, ale dosud k nim nejsou k dispozici dostatečné údaje a je potřeba je dále zkoumat. Již v prvním seznamu podle Prováděcího rozhodnutí Komise 2015/495 se objevily farmaceutické přípravky a tento trend pokračuje i v druhém a třetím revidovaném seznamu. Je pravděpodobné, že i ve čtvrtém připravovaném seznamu budou zahrnuty další farmaceutické přípravky. Podrobně jsou způsoby výběru látek a tvorba výsledných seznamů popsány v publikacích Carvalho et al (2015), Loos et al. (2018) a Cortes et al. (2020).

Důraz na sledování a hodnocení negativních účinků látek PPCP a zejména farmaceutických přípravků je potvrzen také ve sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě a Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru, jež určuje Strategický přístup Evropské unie k léčivým přípravkům v životním prostředí – COM (2019) 128 final, a též ve sdělení Komise Evropskému parlamentu a Radě, kterým se stanovuje Evropský akční plán „Jedno zdraví“ proti antimikrobiální rezistenci (AMR) – COM (2017) 339 final.

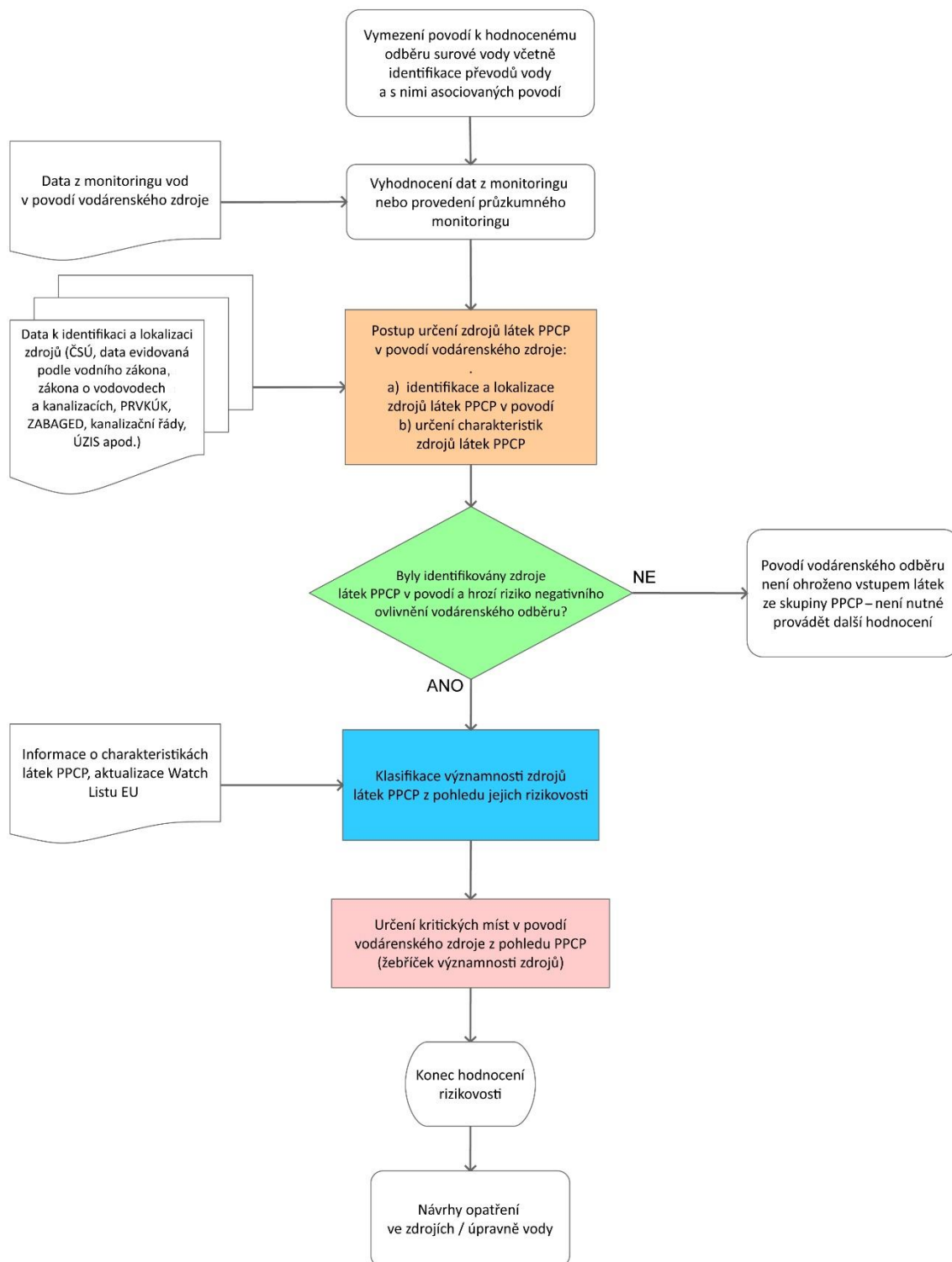
Důraz na hodnocení rizik souvisejících s novými nebo málo prozkoumanými látkami, jež znečišťují vodní prostředí, se nejnověji objevuje také v přepracované směrnici Evropského parlamentu a Rady 2020/2184 o jakosti vody určené k lidské spotřebě. Směrnice v článku 7 upravuje Přístup k bezpečné vodě založený na posouzení rizik, jehož součástí je také bod a) posouzení a řízení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě. Posouzení a řízení rizik má být prováděno podle článku 8 směrnice a zahrnuje mimo jiné i identifikaci rizikových situací a zdrojů v povodí vodárenského odběru, které by mohly ohrozit jeho bezpečné užívání pro lidskou spotřebu.

Z celkového kontextu hodnocení rizikových látek ze skupiny PPCP je zřejmé, že v současné době je nejen v Evropě, ale i ve světě kladen velký důraz na studium a hodnocení léčivých přípravků a posuzování jejich vlivu na stav vodních ekosystémů a jejich prostřednictvím i na zdraví člověka. To je i jedním z hlavních výsledků studie a doporučení WHO (2017), jež se vztahují k revizi přílohy I směrnice 98/83/ES a která byla i jedním z podnětů k přepracování směrnice do aktuální podoby (viz směrnice 2020/2184). Z tohoto důvodu se dále popsaná metodika zaměřuje převážně na hodnocení rizikových látek ze skupiny farmak a ostatní látky ze skupiny PPCP posuzuje pouze okrajově.

3 VLASTNÍ POPIS METODIKY

3.1 Struktura metodiky

Metodika je strukturována do logicky navazujících kroků, které shrnuje schéma na následujícím obrázku (Obrázek 1).



Obrázek 1 Obecné schéma postupu hodnocení rizikovosti farmak a dalších látek PPCP a definování kritických míst v povodí včetně vazby na možná opatření ke snížení jejich vlivu na vodárenský odběr

Prvním metodickým krokem, který předchází samotnému hodnocení zdrojů farmak a dalších látek PPCP, je vymezení příslušného povodí k vodárenskému odběru, a to včetně povodí, jež souvisejí s případnými převody vody do povodí odběru. Toto vymezení je vhodné provést nad závaznými geografickými vrstvami hydrologických rozvodnic a případně zpřesnit na základě umístění profilu surové vody na říční síti.

Druhým přípravným krokem metodiky je inventarizace aktuálního stavu zatížení vodního prostředí látkami ze skupiny farmak a dalších látek PPCP. Pokud v povodí vodárenského zdroje existuje pravidelný provozní monitoring vod, který se zaměřuje i na specifické znečišťující látky, je možné jej využít. V případě, že taková data chybějí, je účelné provést průzkumný monitoring ve vhodně zvoleném profilu (profilech) pro určení spektra výskytu rizikových látek a k určení míry zatížení vodárenského zdroje. Takový monitoring by měl být prováděn minimálně po dobu jednoho roku.

Samotné hodnocení rizikovosti zdrojů farmak a dalších látek PPCP začíná inventarizací a lokalizací všech antropogenních zdrojů látek PPCP v povodí nad hodnoceným vodárenským odběrem (viz kapitola 3.2) a popisuje potřebné informace a zdroje dat, jež jsou důležité pro jejich identifikaci. Součástí identifikace je také určení základních charakteristik zdrojů, které umožní kvantifikaci vstupu farmak a dalších látek PPCP do vod a také způsob, jak získat nebo doplnit chybějící data. Pokud nejsou při inventarizaci zdrojů identifikovány v povodí nad vodárenským odběrem žádné zdroje, není nutné provádět další hodnocení a odběr je možné označit za neovlivněný farmaky a látkami PPCP.

Následující metodický krok popisuje způsob klasifikace jednotlivých zdrojů farmak a dalších látek PPCP v povodí (viz kapitola 3.3), který se skládá z určení rizikových látek na základě multikriteriální analýzy a určení rizikových zdrojů, jež emitují rizikové látky do vod v povodí.

Poslední krok hodnocení rizikovosti spočívá v určení kritických míst (zdrojů) v povodí, jež se hlavní měrou podílejí na zatížení odběru surové vody a mohou představovat jeho ohrožení (viz kapitola 3.4). Výsledkem hodnocení je žebříček významnosti zdrojů seřazený sestupně pro konkrétní farmaka a další látky PPCP. Hodnocení zahrnuje aspekt významnosti zdrojů z pohledu emisí látek, vzdálenosti od odběru surové vody a případně účinků retence a transformace hodnocených látek ve vodních nádržích a vodních tocích.

Poslední kapitola navazuje na výsledky hodnocení rizikovosti zdrojů a sestavení žebříčků významnosti a popisuje možné způsoby odstraňování rizikových farmak a dalších látek PPCP ve zdrojích znečištění. To spočívá jak v technickém řešení ve zdroji, tak i v organizačních a osvětových postupech, které eliminují celkovou spotřebu a vstup látek do vod. Samostatně jsou popsány způsoby a účinnosti eliminace rizikových látek přímo na úpravách vody, jež mohou spolu s předchozími typy opatření významně eliminovat přestup farmak a dalších látek PPCP do upravené vody.

3.2 Postup určení zdrojů látek PPCP v povodí vodárenského zdroje

3.2.1 Identifikace a lokalizace zdrojů látek PPCP v povodí

Všechny typy látek ze skupiny PPCP jsou vázány na určité typy zdrojů, které lze v povodí identifikovat a popsat je vhodnými charakteristikami. Tyto charakteristiky ve výsledku určí rizikovost zdroje ve srovnání s ostatními posuzovanými zdroji konkrétní látky. Pro přehlednost je vhodné zdroje látek PPCP rozdělit na následující typy:

- bodové zdroje městských odpadních vod,
- zdravotnická zařízení jako významné zdroje látek PPCP – tzv. „hotspots“,
- průmyslové zdroje odpadních vod,
- ostatní zdroje látek PPCP.

V následujících kapitolách je popsán způsob identifikace jednotlivých typů zdrojů látek PPCP v hodnoceném povodí a také datové a informační zdroje, které k tomu lze využít.

3.2.1.1 Bodové zdroje městských odpadních vod

Bodové zdroje městských odpadních vod jsou plošně nejvýznamnějším zdrojem látek PPCP ze skupiny farmak, kosmetických přípravků a přípravků osobní hygieny. Městské odpadní vody jsou také zdrojem čisticích a dezinfekčních látek používaných v domácnostech i ve firmách a v provozech napojených na kanalizaci.

Tento typ zdrojů lze rozdělit podle charakteru nakládání s odpadními vodami na tři základní skupiny:

- **zdroje s kanalizačními systémy zakončené čistírnou odpadních vod (ČOV)** – jde o sídelní aglomerace s jednotnou, oddílnou, nebo kombinovanou kanalizací, která je zakončena některým z typů ČOV,
- **zdroje s kanalizačními systémy s přímým vypouštěním odpadních vod** – sídelní jednotky obvykle s jednotnou kanalizací nebo dešťovou kanalizací používanou pro odvádění odpadních vod; odpadní vody jsou vypouštěny do recipientu bez čištění, případně jsou částečně čištěny bez zaručené účinnosti v septicích u jednotlivých domů,
- **decentralizované systémy nakládání s odpadními vodami** – sídelní jednotky, v nichž jsou odpadní vody zneškodňovány individuálně v bezodtokých jímkách, septicích nebo domovních čistírnách odpadních vod; vypouštění ze septiků nebo domovních čistíren obvykle probíhá přímo do recipientu, do vsaku či do fragmentů dešťové kanalizace.

Velmi specifický typ vstupu látek ze skupiny PPCP může být nárazově realizován v kanalizačních systémech vybavených dešťovými odlehčovacími komorami. Ty obvykle chrání ČOV před přítokem extrémního množství vod při přívalových událostech a také některá místa v kanalizaci před poškozením.

- **dešťová odlehčení na kanalizační síti nebo na vstupu do ČOV** – jsou nárazovým zdrojem nečištěných odpadních vod, které jsou odvedeny přímo do recipientu; v případě většího množství odlehčovacích komor na kanalizační síti mohou být rizikovým zdrojem látek PPCP v povodí.

Z pohledu identifikace a lokalizace všech potenciálních zdrojů látek PPCP v povodí vodárenského odběru je vhodné vycházet z veřejně dostupných údajů [Českého statistického úřadu](#) (ČSÚ), který eviduje obyvatelstvo na území České republiky až do podrobnosti částí obcí. Tento údaj představuje základní informaci o plošném rozmístění potenciálních zdrojů odpadních vod ve studovaném území. ČSÚ poskytuje informace včetně geografické lokalizace centroidu části obce a počtu trvale hlášených a obvykle bydlících obyvatel.

Ke zpřesnění lokalizace potenciálních zdrojů odpadních vod z bodových zdrojů městského typu mohou sloužit i další podrobnější data:

- ZABAGED® – Základní báze geografických dat – tematické vrstvy zástavby, dalších antropogenně ovlivněných ploch a lokalizace objektů, jako jsou ČOV – mohou sloužit pro zpřesnění lokalizace případného vypouštění odpadních vod. Data spravuje Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK).

Kromě lokalizace potenciálního zdroje znečištění je v dalším kroku důležité získat informace o přímém vypouštění čištěných nebo nečištěných odpadních vod ze zdroje do říční sítě v zájmovém území. K tomuto účelu je možné použít několik evidencí, které shromažďují informace o způsobu nakládání s odpadními vodami v obcích na území České republiky. Mezi evidence, jež by měly být pro lokalizaci zdrojů využity, patří zejména:

- **Evidence vypouštění vod pro potřeby sestavení vodní bilance** (§ 22 zákona č. 254/2001 Sb., a vyhláška č. 431/2004 Sb., vyhláška č. 391/2004 Sb.). Obsahuje údaje o lokalizaci vypouštění čištěných i nečištěných odpadních vod podléhajících evidenci. Evidenci spravují státní podniky Povodí.
- **Majetková a provozní evidence vodovodů a kanalizací: část kanalizace a ČOV** (§ 5 zákona č. 274/2001 Sb., a vyhláška č. 428/2001 Sb.) – údaje o kanalizacích a čistírnách odpadních vod evidovaných podle příslušného zákona; evidence zahrnuje více vypouštění než předchozí; zčásti je propojena přes identifikátory na evidenci pro potřeby vodní bilance. Evidenci spravuje Ministerstvo zemědělství (MZe).
- **Integrovaný registr znečištění: přenosy látek v odpadních vodách a úniky látek do vody** (§ 3 zákona č. 25/2008 Sb., a nařízení vlády 450/2011 Sb.) – obsahuje údaje o převážně velkých zdrojích znečištění a částečně se překrývá s evidencí pro sestavení vodní bilance. Evidenci spravuje Ministerstvo životního prostředí (MŽP).
- **Integrovaný systém plnění ohlašovacích povinností (ISPOP)**: údaje evidované podle § 38 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb., předávané znečišťovatelem vodoprávnímu úřadu, správci povodí a pověřenému odbornému subjektu. Evidence obsahuje lokalizaci místa vypouštění, vypouštěné množství a údaje o znečištění. Evidenci spravuje CENIA, česká informační agentura životního prostředí.
- **Plán rozvoje vodovodů a kanalizací kraje – PRVKÚK** (§ 4 zákona č. 274/2001 Sb.) – obsahuje podrobné údaje o způsobu nakládání s odpadními vodami v částech obcí; údaje lze využít pro určení případného místa vypouštění nebo způsobu likvidace odpadních vod v obci či její části. Pro získání informací je možné využít textové části karet obcí doplněné geografickými informacemi o kanalizačních systémech a souvisejících objektech. Vzhledem k proměnlivé kvalitě zpracování plánů v různých částech ČR se doporučuje údaje ověřit podrobným šetřením v zájmovém území. Zejména je potřeba věnovat pozornost obcím, kde není uváděna jednotná nebo oddílná kanalizace, ale pouze dešťová kanalizace. V řadě případů dešťová kanalizace slouží k odvádění přepadů ze septiků nebo nečištěných odpadních vod přímo do

recipientu. V případě akumulace odpadních vod v bezodtokých jímkách je vhodné ověřit, zda v obci není vybudována dešťová kanalizace a nedochází k úniku odpadních vod prostřednictvím kanalizace do recipientu. Evidenci spravuje a aktualizuje místně příslušný krajský úřad.

- **Kanalizační řády kanalizačních systémů obcí** – zpracovává provozovatel kanalizace pro veřejnou potřebu a schvaluje příslušný vodoprávní úřad podle § 14 zákona č. 274/2001 Sb.; tento zdroj dat může být použit pro upřesnění aktuálního stavu napojení částí obcí na kanalizační systém a také pro identifikaci a lokalizaci dešťových odlehčovacích komor.

Pro zdroje, které mají v evidencích lokalizováno jedno nebo i více přímých vypouštění do vodních toků či nádrží, je vhodné v databázi zdrojů provést lokalizaci vypouštění pomocí souřadnic X a Y (v systému S-JTSK) a uvést i kód úseku toku a jeho název. Pro přesnou lokalizaci na úsecích toků lze použít volně dostupná data úsekového říčního modelu z evidence DIBAVOD (VÚV TGM – <http://www.dibavod.cz/17/geodatabase-dibavod.html>) nebo jiný vhodný mapový podklad se strukturou říční sítě (např. CEVT – Centrální evidence vodních toků, MZe).

Pro komunální zdroje, u nichž není uvedeno specifické místo vypouštění do vodního toku nebo nádrže, ale z charakteru nakládání s odpadními vodami je zřejmé, že může ke znečištění vod docházet (např. je v PRVKÚK uvedeno, že odpadní vody jsou zneškodňovány v septicích s volným přepadem do příkopů nebo do terénu), je vhodné lokalizovat případné místo vypouštění do toku průmětem od zdroje po spádnicí k nejbližšímu trvalému vodnímu toku. V tomto případě musí být v databázi k místu vypouštění kromě souřadnic, kódu úseku toku a jeho názvu uvedena i vzdálenost místa zdroje znečištění a potenciálního místa vstupu do toku. Na tyto zdroje mohou být v dalším kroku hodnocení uplatněny odlišné způsoby redukce znečištění před vstupem do toku než na přímá vypouštění.

V případě, že část obce charakterem nakládání s vodami prokazatelně neovlivňuje jakost vod v tocích, zůstává v databázi zařazena, ale do dalšího hodnocení nevstupuje. Evidována je pouze pro případ, že by v budoucnu došlo ke změně nakládání s odpadními vodami v obci a tento zdroj se podílel na zatížení toků v hodnoceném povodí. Podobným způsobem je nakládáno též se zdroji, kde odpadní vody jsou převáděny mimo hodnocené povodí (tlakovou kanalizací, čerpáním do kanalizace jiné obce nebo svozem na ČOV mimo povodí).

V některých případech, zejména u menších obcí nebo jejich částí evidovaných v PRVKÚK, nemusejí být údaje aktuální nebo nemusejí odpovídat skutečnosti. V případě jakýchkoli nejasností o místu vypouštění a způsobu čištění odpadních vod je proto vhodné provést terénní průzkum v lokalitě.

3.2.1.2 Zdravotnická a sociální zařízení jako významné zdroje látek PPCP – tzv. „hotspots“

Vedle největších sídel je pro kvantifikaci zdrojů farmak a dalších PPCP v povodí vodárenských zdrojů důležitá co nejpřesnější bilance zdravotnických a sociálních zařízení, tedy míst s koncentrovanou spotřebou farmak a dalších látek (Escher et al., 2011, Perrodin et Orias, 2018). Zdravotnická a sociální zařízení představují mezi zdroji PPCP lokálně nejvýznamnější zdroje farmak, ale i dezinfekčních a čisticích prostředků. Vzhledem ke kumulaci zdravotní péče na jednom místě, vysokému množství aplikovaných dávek léčiv a specifickému užívání dalších látek pouze ve zdravotnických a sociálních zařízeních, představují tyto zdroje koncentrované vstupy znečištění do říční sítě, tzv. hotspots. Na jejich klíčový význam upozorňuje i sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě a Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru, které určuje Strategický přístup Evropské unie k léčivým přípravkům v životním prostředí – COM (2019) 128 final.

Těmito hotspots jsou především nemocnice a specializované léčebny, ale i domovy pro seniory. Zaměření na tato zařízení je logické s ohledem na demografický vývoj na evropské úrovni i v ČR, kdy počet a spotřeba léčiv prudce roste s věkem, zejména v posledních decilech života. Odpadní vody z nemocnic a léčeben jsou navíc kontaminovány nejen farmaky, ale i vysokými dávkami dezinfekčních prostředků a detergentů. Ty mohou podstatnou měrou zvýšit ekotoxicitu odpadních vod. Tento fakt se na praktické úrovni projevila v pilotní studii v povodí VN Švihov v obci Proseč, kde má tamní domov pro seniory vlastní ČOV. Podle sdělení obsluhy je tato čistírna zatěžována tak vysokými dávkami dezinfekčních prostředků, že znemožňují udržení potřebných podmínek pro aktivovaný kal.

Protože výsledné směsi odpadních vod ze zdravotnických zařízení obsahují rezidua stovek účinných látek, byl jejich dopad na vodní organismy v řadě studií zkoumán zevrubně. Ukázalo se například, že partikulovaná frakce se na výsledné ekotoxicitě podílí podstatnou měrou. Dále se zjistilo, že k výkyvům ekotoxicity dochází nejen během roku, což se dá s ohledem na výskyt sezonních onemocnění logicky předpokládat (respirační onemocnění během podzimu a zimy vyžadují zvýšenou aplikaci antibiotik a analgetik), ale i během dne (Perrodin et al., 2018). Tato zjištění je nezbytné zohlednit při způsobu vzorkování a předúpravě vzorků pro chemickou analýzu (Hughes et al., 2013). Jak velký podíl farmak připadá na daný hotspot, závisí na poměru obyvatel žijících v daném městě či obci a počtu lůžek dotyčného zařízení. Z pohledu efektivity případných opatření k omezení emisí farmak do prostředí není důležitý absolutní podíl (nemocnice nemusí být v celkovém odnosu farmak majoritním původcem), ale právě koncentrace látek a celková ekotoxicita. Proto jsou úvahy o zvláštním nakládání s nemocničními odpadními vodami i pokusy o ně odůvodněné.

Jelikož v ČR spadají uvedená zařízení pod dvě různá ministerstva (Ministerstvo zdravotnictví a Ministerstvo práce a sociálních věcí), najdeme výběr všech zdravotnických zařízení, zejména těch poskytujících akutní nebo dlouhodobou lůžkovou péči (nemocnice, léčebny dlouhodobě nemocných apod.) v Národním registru poskytovatelů zdravotních služeb a v Registru poskytovatelů sociálních služeb.

Pro vybraná zdravotnická zařízení je nutné získat přesné informace o jejich lokalizaci a způsobu nakládání s odpadními vodami.

Pro základní lokalizaci zdravotnických zařízení lze využít:

- **Národní registr poskytovatelů zdravotních služeb** (<https://nrpzs.uzis.cz/>) – evidence obsahuje údaje o umístění zařízení, provozovateli, typu zařízení a další údaje o poskytované péči. Evidenci spravuje Ústav zdravotnictví a statistiky České republiky ve spolupráci s Institutem biostatistiky a analýz Lékařské fakulty Masarykovy univerzity. Údaje o lokalizaci jsou uvedeny v registru v souřadnicích GPS a adresou. Případné zpřesnění lokalizace zařízení a informace o nakládání s odpadními vodami je možné získat nebo ověřit přímo u provozovatele či zřizovatele zařízení.

Pro upřesnění informací zejména z pohledu lůžkové kapacity a dalších údajů lze využít:

- **Registr poskytovatelů sociálních služeb** (<http://iregistr.mpsv.cz/socreg/>) – evidence obsahuje údaje o registrovaných zařízeních sociální péče včetně údajů o lůžkové kapacitě. Evidenci spravuje Ministerstvo práce a sociálních věcí.
- **Evidence vypouštění vod pro potřeby sestavení vodní bilance** (§ 22 zákona č. 254/2001 Sb., a vyhláška č. 431/2004 Sb., vyhláška č. 391/2004 Sb.). V této evidenci jsou uvedena i některá zdravotnická zařízení, která vypouštějí více než 6 000 m³ odpadní vody za rok a jež mají samostatnou čistírnu odpadních vod nebo samostatné vypouštění odpadních vod. Evidenci

spravují státní podniky Povodí a souhrnně za celou ČR Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

Pro další analýzy potřebné pro hodnocení rizikovosti zdroje je důležité získat informace o způsobu nakládání s odpadními vodami. Podle lokalizace těchto zařízení mohou být odpadní vody vypouštěny do:

- samostatné kanalizace a čištěny ve vlastní čistírně odpadních vod s vypouštěním do recipientu,
- samostatné kanalizace a čištěny ve vlastní čistírně odpadních vod s vypouštěním do veřejné kanalizace obce,
- veřejné kanalizace obce a čištěny v obecní čistírně odpadních vod,
- kanalizace (jednotné, dešťové) a vypouštěny bez účinného čištění (septiky a jímky) do recipientu.

Zejména v případě, že jsou odpadní vody ze zdravotnického zařízení odváděny prostřednictvím kanalizace pro veřejnou potřebu na městskou čistírnu odpadních vod, měla by tato informace být zohledněna při posuzování rizikovosti vypouštění z této ČOV. Pro doplnění informací o vypouštění množství odpadních vod mohou být použity také **kanalizační řády kanalizačních systémů obcí**, v nichž jsou dle zákona uvedeni nejvýznamnější producenti odpadních vod napojení na kanalizaci.

V případě jakýchkoli nejasností o místě vypouštění a způsobu čištění odpadních vod je vhodné provést terénní průzkum v lokalitě.

3.2.1.3 Průmyslové zdroje odpadních vod

Zdroje průmyslových odpadních vod mohou být v některých specifických případech zdrojem látek ze skupiny PPCP. Jedná se zejména o provozy, které se zabývají výrobou farmaceutických, kosmetických nebo čisticích prostředků. Pro výběr relevantních průmyslových zdrojů látek PPCP lze využít klasifikaci ekonomických činností podle kódů CZ-NACE, jež spravuje Český statistický úřad (https://www.czso.cz/csu/czso/klasifikace_ekonomickych_cinnosti_cz_nace). Vybrané kódy činností, spojených s výrobou látek PPCP, jsou uvedeny níže:

- 20.4 – Výroba mýdel a detergentů, čisticích a lešticích prostředků, parfémů a toaletních přípravků
- 21.1 – Výroba základních farmaceutických výrobků
- 21.2 – Výroba farmaceutických přípravků

S vypouštěním průmyslových odpadních vod z jiných typů výrob mohou být v menší míře vypouštěny i odpadní vody komunálního typu ze sociálních zařízení (WC a koupelen), jež mohou obsahovat rezidua farmak a dalších látek PPCP. Jejich podíl obvykle není významný, ale pro rizikovou analýzu by měly být i tyto zdroje v povodí vodárenského zdroje evidovány.

Pro inventarizaci a lokalizaci průmyslových typů zdrojů lze využít následující evidence a datové zdroje:

- **Evidence vypouštění vod pro potřeby sestavení vodní bilance** (§ 22 zákona č. 254/2001 Sb., a vyhláška č. 431/2004 Sb., vyhláška č. 391/2004 Sb.) – údaje o lokalizaci vypouštění čištěných i nečištěných odpadních vod podléhajících evidenci. Evidenci spravují státní podniky Povodí.
- **Integrovaný registr znečištění: přenosy látek v odpadních vodách a úniky látek do vody** (§ 3 zákona č. 25/2008 Sb., a nařízení vlády 450/2011 Sb.) – obsahuje údaje o převážně velkých

zdrojích znečištění a z velké části se překrývá s evidencí pro sestavení vodní bilance. Evidenci spravuje MŽP.

- **Integrovaný systém plnění ohlašovacích povinností (ISPOP):** údaje evidované podle § 38 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb., předávané znečišťovatelem vodoprávnímu úřadu, správci povodí a pověřenému odbornému subjektu. Evidence obsahuje lokalizaci místa vypouštění, vypouštěné množství a údaje o znečištění. Evidenci spravuje CENIA, česká informační agentura životního prostředí.
- **ZABAGED®** – Základní báze geografických dat – tematické vrstvy zástavby průmyslového charakteru, dalších antropogenně ovlivněných ploch a specifické vrstvy s lokalizací např. průmyslových ČOV a dalších objektů mohou sloužit pro zpřesnění lokalizace případného vypouštění. Data spravuje ČÚZK.

Pro průmyslové zdroje, které mají v evidencích lokalizováno přímé vypouštění do konkrétního vodního toku nebo nádrže, je vhodné v databázi zdrojů provést lokalizaci pomocí souřadnic X, Y (např. v systému S-JTSK nebo WGS 84) a uvést i kód úseku toku a jeho název. Pro lokalizaci na úsecích toků lze použít volně dostupná data DIBAVOD (VÚV TGM, v. v. i.) nebo jiný vhodný mapový podklad se strukturou říční sítě (např. CEVT – Centrální evidence vodních toků, MZe).

Ve specifických případech, kdy odpadní vody z průmyslového provozu nejsou čištěny na samostatné čistírně odpadních vod, ale jsou odváděny prostřednictvím kanalizace pro veřejnou potřebu na městskou čistírnu odpadních vod, by měla být tato informace zohledněna při posuzování rizikovosti vypouštění z této ČOV. Pro doplnění informací o vypouštěném množství odpadních vod mohou být využity také **kanalizační řády kanalizačních systémů obcí**, v nichž by měli být uvedeni nejvýznamnější průmysloví producenti odpadních vod, kteří jsou napojeni na kanalizaci, včetně typu výroby.

3.2.1.4 Ostatní zdroje látek PPCP

V předchozích kapitolách byly popsány nejvýznamnější typy zdrojů látek PPCP v povodí. Další zdroje látek PPCP, zejména pak farmak, lze spojit s aplikací veterinárních léčiv na farmách, v zemědělských provozech a chovech zvířat. Rezidua léčivých látek, která se často liší od humánně používaných léčiv, jsou obvykle aplikována se statkovými hnojivy na pozemky a mohou představovat potenciální zdroj těchto látek v povodí. Podobně mohou být rezidua veterinárních léčiv šířena i při volné pastvě dobytka. Specifický vstup léčiv přímo do vodního prostředí lze očekávat také v akvakulturách a v chovech vodní drůbeže, kdy mohou být léčivé látky podávány společně s krmivy.

Možné vstupy léčivých látek v zemědělském sektoru:

- aplikace statkových hnojiv na zemědělské pozemky,
- pastva hospodářských zvířat,
- akvakultury a chovy vodních ptáků.

Další možné vstupy reziduí látek ze skupiny PPCP v povodí mohou souviset s aplikací kalů z čistíren odpadních vod na zemědělské pozemky, případně s likvidací různých skupin látek s odpady na skládkách. Riziko těchto vstupů spočívá zejména v nárazovém odtoku látek při srážkových nebo erozních událostech. Vzhledem k omezené aplikaci čistírenských kalů na zemědělské pozemky v ČR a vyvážení odpadů na zajištěné skládce nebude tento vstup pravděpodobně významný.

Možné další zdroje látek PPCP:

- aplikace kalů z čistíren na zemědělské pozemky,
- likvidace nepoužitých léčiv a kontaminovaného odpadu na skládkách.

Vzhledem k obtížné kvantifikaci výše zmíněných ostatních zdrojů, nejistotám spojeným s identifikací vstupu látek z těchto zdrojů do vod a absenci studií k této problematice nejsou tyto zdroje v metodice hodnoceny. V případě, že v budoucnu budou k dispozici nové informace o dynamice a vlivu těchto zdrojů, bude metodika v této části doplněna a aktualizována.

3.2.2 Určení charakteristik zdrojů látek PPCP

Jednotlivé typy zdrojů látek PPCP je po jejich identifikaci nutné charakterizovat základními popisnými charakteristikami, které umožní provést jejich další hodnocení.

Pro bodové zdroje městských odpadních vod uvádí hlavní popisné charakteristiky Tabulka 1, pro zdravotnická zařízení Tabulka 2 a pro průmyslové zdroje Tabulka 3.

Tabulka 1 Popisné charakteristiky bodových zdrojů městských odpadních vod pro návazné hodnocení rizikovosti zdrojů znečištění

Charakteristika zdroje	Popis charakteristiky	Zdroj informací
Způsob nakládání s odpadními vodami	podle číselníku	viz. Tabulka 4
Počet obyvatel obce / aglomerace		ČSÚ
Průměrný věk obyvatel obce		ČSÚ
Počet obyvatel napojených na kanalizaci		kanalizační řád příslušné obce
Počet ekvivalentních obyvatel na přítoku na ČOV		kanalizační řád příslušné obce
Typ kanalizace	podle číselníku	viz. Tabulka 5; kanalizační řád příslušné obce, PRVKÚK
Použitá technologie ČOV	podle číselníku	viz. Tabulka 6; kanalizační řád příslušné obce
Přítomnost odlehčovacích komor na kanalizaci	ANO/NE	kanalizační řád příslušné obce
Roční množství vypouštěných odpadních vod		údaje hlášené podle § 22 zákona č. 254/2001 Sb.

Tabulka 2 Popisné charakteristiky zdravotnických a sociálních zařízení (hotspots) pro návazné hodnocení rizikovosti zdrojů znečištění.

Charakteristika zdroje	Popis charakteristiky	Zdroj informací
Typ zdravotnického zařízení	podle číselníku	viz. Tabulka 7
Způsob nakládání s odpadními vodami	podle číselníku	viz. Tabulka 4
Zařízení napojeno na kanalizační systém obce	ANO/NE	kanalizační řád příslušné obce
Počet lůžek zařízení		registr poskytovatelů zdravotnických a sociálních služeb
Použitá technologie ČOV pro hotspot	podle číselníku	viz. Tabulka 6; kanalizační řád příslušné obce
Roční množství vypouštěných odpadních vod		údaje hlášené podle § 22 zákona č. 254/2001 Sb.

Tabulka 3 Popisné charakteristiky průmyslových zdrojů pro návazné hodnocení rizikovosti zdrojů znečištění

Charakteristika zdroje	Popis charakteristiky	Zdroj informací
Kód provozu CZ-NACE	podle číselníku	číselník CZ-NACE (ČSÚ)
Způsob nakládání s odpadními vodami	podle číselníku	viz. Tabulka 4
Provoz napojen na kanalizační systém obce	ANO/NE	kanalizační řád příslušné obce
Použitá technologie ČOV v průmyslovém zdroji	podle číselníku	viz. Tabulka 6; kanalizační řád příslušné obce
Roční množství vypouštěných odpadních vod		údaje hlášené podle § 22 zákona č. 254/2001 Sb.

Všechny potenciální zdroje znečištění látkami PPCP by měly být navázány na existující místo vypouštění. V případě, že více obcí nebo jejich částí je propojeno kanalizačním systémem do společné aglomerace s jedním místem vypouštění, hodnotí se společně jako jeden zdroj. V opačném případě, kdy v jedné obci nebo její části je lokalizováno více míst vypouštění nebo více rozdílných způsobů nakládání s odpadními vodami, musejí být tyto vstupy do vod posuzovány odděleně. Výjimku tvoří obce, u nichž je kanalizační systém zakončen více volnými výústmi, které ústí do stejného recipientu na území obce. Tento typ vypouštění lze sdružit do jednoho místa, obvykle nejnižší položeného ve směru toku. V případě, že zdravotnické zařízení, sociální zařízení nebo průmyslový provoz vypouští odpadní vody do veřejné kanalizace obce, jsou tyto zdroje posuzovány společně s vypouštěním z příslušné obce nebo aglomerace. Pokud takové zdroje jsou napojeny na kanalizační systém obce, ale současně mají samostatnou ČOV, zohlední se tato skutečnost ve výpočtu dvojí redukce znečištění v rovnici [2] v kapitole 3.4.

Tabulka 4 Číselník způsobů nakládání s odpadními vodami v typech zdrojů

Kód způsobu nakládání s OV	Popis způsobu nakládání s odpadními vodami
COV	mechanicko-biologická čistírna odpadních vod
COVQ	mechanicko-biologická čistírna odpadních vod se zařazeným kvartérním čištěním
KCOV	kořenová čistírna odpadních vod
MCOV	mechanická čistírna odpadních vod (např. typu šterbinová nádrž)
DCOV	domovní čistírna odpadních vod
VYPP	přímé vypouštění odpadních vod do recipientu
VKAN	vypouštění odpadních vod do kanalizace obce (pro zdravotnická zařízení a průmyslové a další zdroje)
J	akumulace odpadních vod v bezodtokých jímkách
JK	akumulace odpadních vod v bezodtokých jímkách, v obci je kanalizace
S	zneškodňování odpadních vod v septicích
SK	zneškodňování odpadních vod v septicích, v obci je kanalizace
RYBB	biologický rybník

Tabulka 5 Číselník typů kanalizací

Kód typu kanalizace	Popis typu kanalizace
KANJ	jednotná kanalizace
KANO	gravitační splašková (oddílná) kanalizace
KANT	tlaková splašková kanalizace
KAND	dešťová kanalizace užívaná pro odvod odpadních vod

Tabulka 6 Číselník základních použitých technologií ČOV

Kód typu technologie	Popis typu technologie ČOV
COV_M	mechanická čistírna odpadních vod
COV_B	mechanicko-biologická čistírna odpadních vod
COV_K	kořenová čistírna odpadních vod
COV_T	mechanicko-biologická čistírna odpadních vod s terciárním stupněm; ČOV je doplněna technologií pro zvýšené odstraňování dusíku nebo simultánní srážení fosforu
COV_Q	mechanicko-biologická čistírna odpadních vod s kvartérním stupněm; ČOV je doplněna o technologický stupeň pro odstraňování specifických znečišťujících látek (např. farmak)

Tabulka 7 Číselník typu zdravotnického zařízení (podle číselníku Národního registru poskytovatelů zdravotní péče: <https://nrpzs.uzis.cz/>)

Kód typu zdravotnického zařízení	Popis typu zdravotnického zařízení
101	fakultní nemocnice
102	nemocnice
103	specializovaná nemocnice
104	psychiatrická nemocnice
105	nemocnice následné péče
110	léčebna pro dlouhodobě nemocné (LDN)
111	léčebna tuberkulózy a respiračních nemocí (TRN)
112	psychiatrická léčebna
113	rehabilitační ústav
119	ostatní odborné léčebné ústavy
122	dětská psychiatrická léčebna
129	ostatní dětské odborné léčebné ústavy
141	dětská ozdravovna
180	hospic
190	další lůžkové zařízení
354	zdravotní péče v ústavech sociální péče

Kód typu zdravotnického zařízení	Popis typu zdravotnického zařízení
398	zařízení pro léčbu závislostí
420	dětský domov pro děti do 3 let
430	dětské centrum
431	dětský stacionář
460	stacionář
461	psychoterapeutický stacionář
465	krizové centrum
466	centrum duševního zdraví

Jednotlivé zdroje znečištění (resp. místa vypouštění odpadních vod nebo potenciální místa vstupu do říční sítě) by měly být zpracovány do podoby databáze. Každý záznam bude reprezentovat samostatné místo vypouštění nebo místo nakládání s odpadními vodami a jako atributy bude obsahovat příslušné popisné charakteristiky.

3.3 Klasifikace významnosti zdrojů látek PPCP z pohledu jejich rizikovosti

Tento metodický krok je velmi důležitý pro správné určení rizikových látek a potenciálně rizikových zdrojů znečištění, které mohou ohrozit vodárenský odběr. Spočívá v určení seznamu látek, jež jsou na základě multikriteriálního hodnocení rizikové, a v určení potenciálně rizikových zdrojů, které mohou v hodnoceném povodí výrazně ovlivnit koncentrace těchto látek v surové vodě. Tento metodický krok tak představuje selekci, jež z velkého množství potenciálně rizikových a užívaných látek a přítomných potenciálních zdrojů vybírá jen ty, které vstoupí do dalšího hodnocení.

3.3.1 Rizikové látky a způsob jejich určení

Vzhledem k tomu, že látky PPCP, zejména pak farmaka, představují velmi rozmanitou skupinu látek s odlišnými vlastnostmi a chováním v životním prostředí, je nutné před zahájením hodnocení vlivu jejich zdrojů na vodárenský odběr provést jejich základní třídění. To spočívá v multikriteriálním hodnocení každé látky z pohledu jejích vlastností, spotřeby, schopnosti šíření ve vodním prostředí, možnosti jejího odstraňování při běžném procesu čištění odpadních vod apod.

Základní kritéria pro posuzování rizikovosti látek jsou uvedena níže:

- **Látka je v ČR vyráběna nebo používána a její užití nebylo zakázáno** – jedná se o základní vylučovací kritérium při posuzování. Pokud hodnocená látka není v ČR používána ani vyráběna, a nepředpokládá se tak její výskyt ve vodách, může být z hodnocení vyřazena. Výjimkou mohou být povodí s vodárenskými odběry, které zčásti zasahují na území sousedních států. V takovém případě je nutné buď prověřit používání látky na území příslušného státu nebo provést cílený průzkumný monitoring s ohledem na výskyt látky ve vodních tocích vstupujících na území ČR (nebo využít existující data monitoringu sousedního státu v rámci přeshraničních dohod o spolupráci).
- **Látka je zařazena mezi prioritní a některé další znečišťující látky podle směrnice Rady 2013/39/EU** – pokud je hodnocená látka zařazena mezi prioritní látky podle výše uvedené směrnice, je automaticky zařazena mezi rizikové.
- **Látka byla zařazena do některého z Watch Listů Evropské komise nebo je kandidátem 4. Watch Listu (kritérium 1)** – je-li látka zařazena v aktuálním Watch Listu, byla zařazena v některém z předchozích Watch Listů nebo se s jejím zařazením uvažuje do nového Watch listu, je zařazena mezi rizikové.
- **Spotřeba látky v ČR je významná (kritérium 2)** – pokud je celková spotřeba látky v ČR vysoká (v případě léčiv se jedná o počet definovaných denních dávek (DDD) přepočtených na 1 000 obyvatel a den, který musí být větší než 2), je látka označena jako potenciálně riziková.
- **Látka se v odpadních vodách vyskytuje ve významných koncentracích nebo v koncentracích, jež mohou znamenat riziko pro vodní ekosystém a člověka (kritérium 3)** – látka se běžně vyskytuje ve vypouštěných odpadních vodách a hodnoty jejích koncentrací převyšují úroveň meze stanovitelnosti použité analytické metody.
- **Látka není účinně odstraňována v běžných mechanicko-biologických ČOV (kritérium 4)** – účinnost odstraňování látky na běžných mechanicko-biologických čistírnách dosahuje nízkých hodnot, nebo je dokonce nulová (za mezní kritérium rizikovosti se považuje účinnost odstranění menší než 60 %).

- **Látka je zjišťována v povrchových vodách v ČR a mez stanovitelnosti použité analytické metody umožňuje její spolehlivé určení (kritérium 5)** – pokud je látka opakovaně zjišťována při monitoringu povrchových vod v koncentracích nad mezí stanovitelnosti, splňuje podmínku pro zařazení mezi rizikové látky.

Při hodnocení látek se postupuje tak, že se na základě dostupných dat vyhodnotí vylučovací kritérium a následně se látky posuzují podle kritérií 1 až 5. Pokud splní všechna kritéria, získají nejvyšší hodnotu rizikovosti (5 bodů), jestliže některé kritérium není splněno, bod se nepřidělí. Výsledek hodnocení shrnuje Tabulka 8.

V případě, že v tabulce 8 jsou u některého kritéria uvedeny hodnoty v závorce, použijí se ve stejném významu jako hodnoty bez závorky. Je-li v tabulce v některém sloupci uveden text „bez dat“ nebo „N/A“, zohlední se tato informace v celkovém hodnocení rizikovosti tak, že se kritériu přiřadí 1 bod (z důvodu předběžné opatrnosti), ale výsledná hodnota rizikovosti se uvede v závorce. Pro tyto látky by měly být chybějící údaje doplněny nebo ověřeny a na základě toho bude rozhodnuto v budoucnu o její rizikovosti.

Pro další posuzování významnosti zdrojů látek postupy definovanými v kapitole 3.4 se vyberou pouze látky, které v hodnocení mají rizikovost vyšší nebo rovnu hodnotě 3 a mají vyhodnocena všechna kritéria (výsledná hodnota rizikovosti není uvedena v závorce).

V tabulce (Tabulka 8) je ve sloupci před výslednou rizikovostí látky uveden rozdělovací koeficient $\log K_{OV}$. Tento koeficient je možné použít pro posouzení, zda se hodnocená látka bude vyskytovat převážně ve vodě, nebo bude mít tendenci k bioakumulaci či k vazbě na sedimenty. Pokud je hodnota $\log K_{OV} \geq 3$ (Evropská komise 2011), je vhodné látku monitorovat převážně v pevných maticích (biotě a sedimentech), v opačném případě je vhodné ji sledovat v matici voda. Toto hodnocení lze využít při návrhu monitoringu v povodí vodárenského odběru, jak je navržen v kapitole 3.4.

3.3.2 Rizikové zdroje a způsob jejich určení

Stejně jako v případě rizikových látek, mají různé zdroje znečištění různou míru rizika s ohledem na jejich velikost, způsob nakládání s odpadními vodami a přítomnost případných rizikových zdravotnických zařízení (hotspots) a průmyslových provozů. Aby do posuzování významnosti zdrojů vstupovaly jen ty, jež mohou představovat reálné riziko pro vodárenský odběr, je vhodné je klasifikovat podle následujících kritérií:

- **Zdroj vypouští odpadní vody přímo do recipientu**, který je průtokovou cestou spojen s vodárenským odběrem (základní eliminační kritérium) – jestliže posuzovaný zdroj znečištění nakládá s odpadními vodami tak, že nedochází k přímému vypouštění do vod (bezodtoké jímky, převod odpadní vody mimo povodí vodárenského odběru), není tento zdroj dále posuzován jako rizikový. Ostatní zdroje jsou dále hodnoceny podle následujících tří kritérií.
- **Velikost obce/aglomerace podle počtu obyvatel napojených na místo vypouštění (kritérium 1)** – zdroje se klasifikují do velikostních kategorií:
 - ≤ 100 připojených obyvatel (1 bod)
 - 101–500 připojených obyvatel (3 body)
 - 501–2 000 připojených obyvatel (5 body)
 - 2 001–10 000 připojených obyvatel (7 body)
 - 10 001–100 000 připojených obyvatel (9 bodů)
 - $> 100\,000$ připojených obyvatel (11 bodů)

- **Zdroj sám je definován jako hotspot nebo je hotspot součástí kanalizačního systému obce (kritérium 2)** – jestliže je hotspot samostatným zdrojem vypouštění, je hodnocen v tomto kritériu 2 body, pokud je součástí kanalizačního systému aglomerace, je hodnocen 1 bodem. V případě, že zdroj nemá asociován jeden nebo více hotspotů, v tomto kritériu se nehodnotí.
- **Ve zdroji probíhá standardní čištění odpadních vod nebo jsou vody vypouštěny prostřednictvím kanalizace do recipientu bez čištění (kritérium 3)** – jestliže jsou odpadní vody ze zdroje čištěny standardní mechanicko-biologickou ČOV, je zdroj v tomto kritériu klasifikován 1 bodem, pokud je používáno decentralizované čištění (septiky, domovní ČOV), je zdroj v tomto kritériu klasifikován 2 body, dochází-li k přímému vypouštění bez čištění, je zdroj hodnocen 3 body. V případě, že je ve zdroji uplatněno kvartérní čištění s odstraňováním mikropolutantů, je takový zdroj klasifikován minus 3 body.

Výsledná klasifikace zdroje je součtem všech bodových hodnocení podle kritérií 1 až 3. Pokud některý z hodnocených zdrojů má celkové hodnocení na úrovni 3 bodů nebo nižší, není dále posuzován.

V případě, že je při hodnocení posuzován bezprostřední vliv zdroje na recipient (pro detailní hodnocení dílčích částí povodí a vodních útvarů), je vhodné posoudit poměr průměrného množství vypouštěných odpadních vod a průměrného ročního průtoku v recipientu. Pokud vypouštění tvoří významnou část průtoku (nad 20 %), lze zdroj označit za významný.

Tabulka 8 Charakteristiky vybraných látek ze skupiny farmak s výsledným hodnocením jejich rizikovosti z pohledu možného vlivu na vodárenský odběr

Číslo CAS	Látka	Terapeutický účinek	Watch List EU				Spotřeba v ČR v DDD/1000 ob./den (SÚKL, 2020)	Plošné rozšíření látky ve zdrojích	Významný výskyt v hotspots	Účinnost odstraňování látky na ČOV [%]	Výskyt v povrchových vodách ČR	Všechny hodnoty pod MS	Rozdělovací koeficient log K _{ow}	Výsledná rizikovost látky
			1.	2.	3.	(4.)								
			Kritéria podle kap. 3.3.1											
1672-58-8	4-formylaminoantipyrin	analgetikum					bez dat	ANO		0	ANO		0,11	(3)
37517-30-9	Acebutolol	antihypertenzivum (beta-blokátor)					7,00	ANO		90	ANO		1,71	3
81403-80-7	Alfuzosin	lék na zvětšenou prostatu (alfa-blokátor)					2,46	NE		40	(NE)	(ANO)	1,86	2
26787-78-0	Amoxicilin	antibiotikum		X	X		13,27			N/A			0,87	(5)
29122-68-7	Atenolol	antihypertenzivum					10,34	ANO		75	ANO		0,16	3
134523-00-5	Atorvastatin	hypolipidemikum					289,08	ANO		85	ANO		6,36	3
83905-01-5	Azithromycin	antibiotikum	X	X			2,87	ANO		0	(NE)	(ANO)	4,02	4
41859-67-0	Bezafibrate	hypolipidemikum					0	NE		N/A	NE	ANO	4,25	0
66722-44-9	Bisoprolol	antihypertenzivum (beta-blokátor)					79,73	ANO		40	ANO		1,87	4
56980-93-9	Celiprolol	antihypertenzivum (beta-blokátor)					2,11	NE		40	ANO		1,93	3
59729-33-8	Citalopram	antidepresivum					33,80	ANO		40	(NE)	(ANO)	1,39	3
81103-11-9	Clarithromycin	antibiotikum	X	X			6,34	ANO		10	ANO		3,16	5
38083-17-9	Climbazole	antimykotikum					bez dat	ANO		65	(NE)	(ANO)	3,76	(1)
18323-44-9	Clindamycin	antibiotikum				X	1,66	NE		0	ANO		2,16	3
85721-33-1	Ciprofloxacin	antibiotikum	X	X	X		1,51			N/A			0,28	(4)
882-09-7	Clofibric acid	metabolit clofibrátu, hypolipidemikum					0	NE		N/A	NE	ANO	2,88	0
23593-75-1	Clotrimazol	antimykotikum			X		3,51			N/A			4,10	(5)
50-18-0	Cyclophosphamide	cytostatikum					bez dat	NE	ANO	N/A	(NE)	(ANO)	0,63	(1)
117-96-4	Diatrizoate	kontrastní diagnostická látka					bez dat	NE	ANO	N/A	(NE)	(ANO)	1,37	(1)
15307-79-6	Diclofenac	NSAID	X	(Xs)			34,12	ANO		20	ANO		4,51	5
64118-84-9	Diclofenac-4-hydroxy	metabilit diklofenaku						ANO		50	ANO			5
42399-41-7	Diltiazem	antihypertenzivum					0,48	NE		N/A	NE	ANO	2,70	0
114-07-8	Erythromycin	antibiotikum	X	X			bez dat	(ANO)		35	ANO		3,06	4
50-28-2	Estradiol-17-beta	hormonální léčivo	X	X			9,50	NE		N/A	ANO		4,10	(3)
53-16-7	Estron	hormonální léčivo	X	X			bez dat	ANO		N/A	ANO		3,13	(3)
57-63-3	Ethinylestradiol-17-alfa	hormonální léčivo	X	X			142,65	ANO		N/A	NE	ANO	3,67	(3)
437-38-7	Fentanyl	opioidní analgetikum				X	4,47			N/A			4,05	(5)
83799-24-0	Fexofenadine	antihistaminikum					3,08	NE		60	(NE)	(ANO)	2,81	2
86386-73-4	Fluconazole	antimykotikum			X		0,73	NE		0	(NE)	(ANO)	0,25	2
54910-89-3	Fluoxetine	antidepresivum					4,42	NE		N/A	NE	ANO	4,05	(1)
54-31-9	Furosemide	diuretikum					120,08	ANO	ANO	60	ANO		2,03	4
60142-96-3	Gabapentin	antiepileptikum, analgetikum				X	9,08	ANO	ANO	50	ANO		-1,10	5
25812-30-0	Gemfibrozil	hypolipidemikum				X	0,00	NE		N/A	NE	ANO	4,77	(1)
58-93-5	Hydrochlorothiazide	diuretikum					7,33	ANO		0	ANO		-0,07	4
56-75-7	Chloramphenicol	antibiotikum					0,006	NE	ANO	70	NE	ANO	1,14	1
15687-27-1	Ibuprofen	NSAID, analgetikum, antipyretikum	(Xs)			X	131,62	ANO		99	ANO		3,97	4
51146-55-5	Ibuprofen-2-hydroxy	metabolit ibuprofenu						ANO		99	ANO			
15935-54-3	Ibuprofen-carboxy	metabolit ibuprofenu						ANO		99	ANO			
66108-95-0	Iohexol	kontrastní diagnostická látka					bez dat	NE	ANO	50	(NE)	(ANO)	-2,92	(2)
78649-41-9	Iomeprol	kontrastní diagnostická látka					bez dat	NE	ANO	70	ANO		-2,92	2
60166-93-0	Iopamidol	kontrastní diagnostická látka					0	NE		N/A	NE	ANO	-2,42	0
73334-07-3	Iopromide	kontrastní diagnostická látka					bez dat	NE	ANO	80	ANO		-2,33	(3)
138402-11-6	Irbesartan	antihypertenzivum					7,4	ANO		20	ANO		5,31	4
70288-86-7	Ivermectin	antiparazitikum					bez dat	NE		N/A	NE	ANO	3,20	(0)
298-46-4	Karbamazepin	antiepileptikum, analgetikum	(Xs)			X	3,63	(ANO)	ANO	0	ANO		2,45	5
68011-66-5	Karbamazepin-2-hydroxy	metabolit karbamazepinu						(ANO)	ANO	10	ANO			
85756-57-6	Karbamazepin-DH	metabolit karbamazepinu						NE		N/A	NE	ANO		
	Karbamazepin-DHH	metabolit karbamazepinu						NE		N/A	NE	ANO		
	Karbamazepin-E	metabolit karbamazepinu						(ANO)	ANO	0	ANO			
22071-15-4	Ketoprofen	NSAID					2,33	ANO	ANO	80	ANO		3,12	3
84057-84-1	Lamotrigine	antiepileptikum					6,38	(ANO)		0	ANO		2,57	4
103577-45-3	Lansoprazole	inhibitor protonové pumpy			(X)		12,93			N/A			3,68	(5)
75330-75-5	Lovastatin	hypolipidemikum					0	NE		N/A	NE	ANO	4,26	0
31431-39-7	Mebendazole	antiparazitikum				X	0,37			N/A			2,83	(3)
19982-08-2	Memantine	blokátor NMDA receptorů					5,71	NE	ANO	0	NE	ANO	3,28	3
657-24-9	Metformin	antidiabetikum				X	147,57	ANO	ANO	99	ANO		-2,64	4
51384-51-1	Metoprolol	antihypertenzivum (beta-blokátor)					75,83	ANO	ANO	35	ANO		1,88	4
22916-47-8	Miconazol	antimykotikum			X		bez dat			N/A			N/A	(4)
85650-52-8	Mirtazapine	antidepresivum					19,67	(ANO)		40	NE	ANO	3,03	3
22204-53-1	Naproxene	NSAID					9,17	(ANO)	ANO	85	ANO		3,18	3
52079-10-4	Naproxene-O-desmethyl	metabilit naproxenu						(ANO)	ANO	55	ANO			
68-22-4	Norethisterone	hormonální léčivo			X		8,69			N/A			2,97	(5)

Číslo CAS	Látka	Terapeutický účinek	Watch List EU				Spotřeba v ČR v DDD/1000 ob/den (SUKL, 2020)	Plošné rozšíření látky ve zdrojích	Významný výskyt v hotspots	Účinnost odstraňování látky na ČOV [%]	Výskyt v povrchových vodách ČR	Všechny hodnoty pod MS	Rozdělovací koeficient log K _{ow}	Výsledná rizikovost látky
			1.	2.	3.	(4.)								
		Kritéria podle kap. 3.3.1	1				2	3		4	5			
82419-36-1	Ofloxacin	antibiotikum	(X)				0,42			N/A			-0,39	(4)
73590-58-6	Omeprazole	inhibitor protonové pumpy				X	174,90			N/A			2,23	(5)
103876-98-8	4-hydroxy omeprazole sulphite	metabolit omeprazolu				X				N/A				
28721-07-5	Oxcarbazepine	antiepileptikum					bez dat	NE		0	(NE)	(ANO)	1,11	(2)
2465-59-0	Oxypurinol	metabolit alopurinolu, léčba hyperurikemie				X	57,96	ANO		0	ANO			5
103-90-2	Paracetamol	analgetikum, antipyretikum					75,74	ANO	ANO	99	ANO		0,46	3
113-98-4	Peniciline G	antibiotikum					0,22	NE		N/A	(NE)	(ANO)	1,83	0
60-80-0	Phenazone	NSAID, antipyretikum					bez dat	(ANO)		0	ANO		0,38	(4)
125-33-7	Primidone	antiepileptikum					0,57	(ANO)		0	ANO		0,91	3
525-66-6	Propranolol	antihypertenzivum (beta-blokátor)				X	0,009	NE		N/A	NE	ANO	3,48	(2)
479-92-5	Propyphenazone	analgetikum, antipyretikum					bez dat	NE		0	NE	ANO	1,94	(2)
66357-35-5	Ranitidine	antacidum					bez dat	NE	ANO	70	(NE)	(ANO)	0,27	(2)
80214-83-1	Roxithromycin	antibiotikum					0,08	NE	ANO	40	NE	ANO	1,70	2
18559-94-9	Salbutamol	bronchodilatancium					17,07	NE		N/A	(NE)	(ANO)	0,64	(2)
79617-96-2	Sertraline	antidepresivum					bez dat	NE	ANO	30	(NE)	(ANO)	1,37	(3)
79902-63-9	Simvastatin	hypolipidemikum					15,11	NE	ANO	N/A	NE	ANO	4,68	(3)
3930-20-9	Sotalol	antiarytmikum					2,82	NE	ANO	0	ANO		0,24	4
127-79-7	Sulfamerazine	antibiotikum					0	NE		N/A	NE	ANO	0,14	0
57-68-1	Sulfamethazin	antibiotikum					bez dat	NE		40	(NE)	(ANO)	0,14	(2)
723-46-6	Sulfamethoxazol	antibiotikum	(Xs)		X		3,03	NE	ANO	30	ANO		0,79	5
63-74-1	Sulfanilamide	antibiotikum					bez dat	NE		0	(NE)	(ANO)	-0,62	(2)
127-57-1	Sulfapyridin	antibiotikum					bez dat	NE	ANO	0	ANO		0,35	(4)
144701-48-4	Telmisartan	antihypertenzivum					184,71	ANO	ANO	20	ANO		8,42	4
55297-95-5	Tiamulin	veterinární antibiotikum					bez dat	NE		N/A	NE	ANO	4,75	(2)
27203-92-5	Tramadol	analgetikum					37,81	ANO	ANO	10	ANO		3,01	4
738-70-5	Trimetoprim	antibiotikum			X		3,12	NE		10	ANO		0,91	4
137862-53-4	Valsartan	antihypertenzivum					35,84	ANO		90	ANO		5,27	3
164265-78-5	Valsartan acid	metabolit valsartanu						ANO		N/A	ANO			
93413-69-5	Venlafaxine	antidepresivum			X		30,42	ANO	ANO	10	ANO		2,74	5
142761-12-4	O-desmethylvenlafaxine	metabolit venlafaxinu			X					N/A				
52-53-9	Verapamil	antihypertenzivum					20,61	(ANO)	ANO	50	(NE)	(ANO)	3,79	3
67018-85-3	Norverapamil	metabilit verapamilu						(ANO)	ANO	N/A	(NE)	(ANO)		
81-81-2	Warfarin	antikoagulant					42,65	(ANO)	ANO	40	NE	ANO	2,70	3

Vysvětlivky:

- Watch List EU (1., 2., 3. a (4.))

zařazení vybraných látek do některého z Watch Listů EU nebo do připravovaného nového Watch Listu (4.)
(X) – látka byla posuzována při přípravě Watch Listu, ale nakonec nebyla zařazena
(Xs) – látka byla posuzována při přípravě nebo revizi Watch Listu a byla vyřazena z důvodu nedostatku informací pro hodnocení její rizikovosti
- Spotřeba v ČR

uvádí evidovanou spotřebu léčivé látky za rok 2020 podle evidence Státního ústavu pro kontrolu léčiv (SÚKL), hodnota představuje počet definovaných denních dávek (DDD) přepočtených na 1 000 obyvatel a den. V údajích nejsou zahrnuty některé způsoby podání účinné látky, jež SÚKL neuvádí jako DDD.
- Plošné rozšíření látky ve zdrojích

ANO – označuje látku, která se vyskytuje plošně ve zdrojích znečištění, a lze ji tedy považovat za plošně používanou
NE – označuje látku vázanou svým výskytem pouze na specifické zdroje
(ANO) – látka se vyskytuje plošně s výjimkou některých, zejména menších zdrojů znečištění
- Významný výskyt v hotspots

ANO – označuje látku, která se výhradně nebo ve významných množstvích objevuje ve vypouštění ze zdravotnických zařízení
- Účinnost odstraňování látky na ČOV

jedná se o střední hodnotu účinnosti odstraňování dané látky v mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod, které byly sledovány v rámci projektu v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce
- Výskyt v povrchových vodách ČR

ANO – označuje látku, která se pravidelně vyskytuje v povrchových vodách nad mezí stanovitelnosti
NE – označuje látku, která nebyla zjištěna v povrchových vodách
(NE) – označuje látku, která se ve vodách vyskytuje ojediněle a s hodnotami blízko meze stanovitelnosti
- Všechny hodnoty pod MS

ANO – všechny zjištěné hodnoty v povrchových vodách jsou pod mezí stanovitelnosti
(ANO) – hodnoty nad mezí stanovitelnosti se v povrchových vodách objevují do 5 % případů
- log K_{ow}

rozdělovací koeficient oktanol/voda, je definován jako podíl rozpustnosti látky ve dvoufázovém systému rozpouštědel za definovaných podmínek a vyjadřuje hydrofobní nebo hydrofilní charakter látky (záporné hodnoty – látky hydrofilní, vysoce kladné hodnoty – látky hydrofobní); zdroj dat: PubChem Substance and Compound databases (Kim a kol., 2016). Dostupné na <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>
- Výsledná rizikovost látky

klasifikace rizikovosti látky podle 5 kategorií v kapitole 3.3.1. Údaje v závorkách označují předpokládanou rizikovost látky, pokud některé údaje pro hodnocení rizikovosti chybí.

3.4 Určení kritických míst v povodí vodárenského zdroje z pohledu PPCP

Při ochraně vodárenského zdroje před vlivem různých typů znečištění je nezbytné provádět rizikovou analýzu tak, aby byly ve výsledku označeny především takové zdroje znečištění, jež mají rozhodující negativní vliv na kvalitu surové vody. Pro takové hodnocení se v uceleném povodí nejlépe hodí prioritizace významnosti zdrojů, která zohledňuje samotné charakteristiky zdroje, ale i jeho lokalizaci v povodí a také možné úbytky znečištění spojené s retenčními a transformačními prvky na průtokové cestě mezi zdrojem a vodárenským odběrem.

Do hodnocení vstupují všechny rizikové látky – podle charakteristik, které uvádí Tabulka 8, klasifikované výslednou hodnotou rizikovosti ≥ 3 .

Předtím než se přistoupí ke klasifikaci významnosti zdrojů, je vhodné v případě rizikových látek PPCP provést průzkumný monitoring vodních toků nad odběrem surové vody nebo přítoků do nádrže sloužící pro odběr surové vody. Rozsah monitoringu může být omezen výběrem rizikových látek, ale vzhledem k tomu, že stanovení farmak probíhá obvykle v jednom vzorku pro celé spektrum látek, doporučuje se provést komplexní screening vhodných matric (voda, biota a sediment). Sledování by mělo proběhnout v období celého roku, aby byly podchyceny různé průtokové situace a na ně vázané zdroje znečištění. Výsledkem monitoringu je určení rizikových látek, jež se v povodí vodárenského zdroje vyskytují v měřitelných koncentracích, a tudíž je lze považovat za potenciálně rizikové látky.

Předtím než bude provedeno hodnocení pro vybrané rizikové látky, měly by být tyto látky rozděleny do dvou skupin, na látky:

- vyskytující se všeobecně ve zdrojích znečištění,
- které jsou aplikovány převážně ve zdravotnických a sociálních zařízeních (hotspots).

Pro první skupinu látek se za zdroje považují všechny identifikované zdroje v povodí (bodové zdroje, zdravotnická zařízení), pro druhou skupinu se jako hlavní zdroje posuzují pouze zdravotnická a sociální zařízení (hotspots).

Pro sestavení pořadí významnosti zdrojů je nutné provést následující dílčí hodnocení každého jednotlivého zdroje:

- **Absolutní velikost zdroje podle počtu obyvatel (O)** – zdroj je charakterizován celkovým počtem obyvatel obce/aglomerace – charakteristikou je počet obyvatel napojených na místo vypouštění odpadních vod.
- **Počet lůžek ve zdravotnickém nebo sociálním zařízení (H)** – zdroj je charakterizován celkovým počtem lůžek v hotspot, který je napojen na místo vypouštění – charakteristikou je celkový počet lůžek.
- **Koeficient způsobu čištění odpadních vod (k_{ov})** – podle typu použitého způsobu čištění odpadních vod je zdroj klasifikován koeficientem v rozmezí 0–1, kdy hodnota 0 znamená úplné odstranění hodnocené látky z odpadní vody a hodnota 1 vypouštění nečištěných odpadních vod. Pro jednotlivé hodnocené látky a typy čištění odpadních vod nabývají koeficienty různých hodnot. V případě, že hotspot nebo průmyslový provoz má samostatnou ČOV a současně je odtok vyčištěných odpadních vod napojen na kanalizační systém obce s městskou ČOV, je specifický koeficient čištění použit pro obě čistírny. Pro samostatnou ČOV a podíl odpadních vod pro hotspot nebo průmyslový provoz se nejprve vypočítá redukce znečišťující látky a tato

hodnota se dále upraví podle způsobu čištění odpadních vod v městské ČOV. Jako příklad použití jsou uvedeny koeficienty způsobu čištění pro vybrané rizikové látky odvozené na základě studie v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce (viz Tabulka 9).

- **Relativní vzdálenost zdroje (L_r)** – parametr definuje poměr vzdálenosti odběru surové vody od konkrétního hodnoceného zdroje na průtokové cestě vůči nejvzdálenějšímu místu na toku v hodnoceném povodí. Tento poměr je doplňkem do jedné a je vyjádřen následující rovnicí:

$$L_r = 1 - \frac{d_{zx}}{d_{max}} \quad [1]$$

kde

L_r je koeficient relativní vzdálenosti zdroje od odběru surové vody,

d_{zx} je vzdálenost x-tého zdroje od místa vodárenského odběru (v km),

d_{max} je vzdálenost k nejvzdálenějšímu místu na toku v hodnoceném povodí (v km).

Hodnoty v kilometrech se odvodí v GIS na strukturálním modelu říční sítě. Parametr nabývá hodnoty v rozsahu 0–1, kdy hodnota blízká nule značí, že zdroj je nejvzdálenější v hodnoceném povodí, a hodnota 1, že zdroj leží v bezprostřední blízkosti odběru vody.

- **Relativní retenční doba na průtokové cestě (RT_r)** – parametr charakterizuje poměr, který vyjadřuje retenci mezi konkrétním zdrojem a odběrem a celkovou retencí v hodnoceném povodí. Charakterizuje možnou redukci znečišťujících látek v průtočných vodních nádržích a rybnících na průtokové cestě mezi zdrojem a vodárenským odběrem. Parametr je odvozen z celkových objemů vodních nádrží nebo v případě dostupných podkladů z celkové teoretické doby zdržení všech nádrží v hodnoceném povodí.

Pro výpočet významnosti konkrétního zdroje se použije následující rovnice:

$$Z_{VYZ} = (O \cdot k_{OV} + (H \cdot k_{OV}) \cdot k_{OV}) \cdot L_r \cdot RT_r \quad [2]$$

kde

Z_{VYZ} je významnost x-tého zdroje,

O je absolutní velikost zdroje,

H je počet lůžek v hotspot,

k_{OV} je koeficient způsobu čištění odpadních vod ve zdroji z obce, hotspotu nebo průmyslového provozu,

L_r je koeficient relativní vzdálenosti zdroje od odběru surové vody,

RT_r je koeficient relativní retenční doby v nádržích na průtokové cestě.

Výsledné hodnoty významnosti všech zdrojů v povodí se seřadí sestupně podle velikosti hodnoty Z_{VYZ} , a tak se určí jejich pořadí s ohledem na jejich vliv na vodárenský odběr.

Případný vliv hydromorfologického stavu toku na biodegradaci látek je zahrnut v koeficientech relativní vzdálenosti zdroje a relativní retenční doby v nádržích na průtokové cestě.

Tabulka 9 Koeficienty způsobu čištění odpadních vod ve zdroji pro vybrané látky ze skupiny farmak pro různé typy nakládání s odpadní vodou, popisy způsobů nakládání s vodou viz Tabulka 4

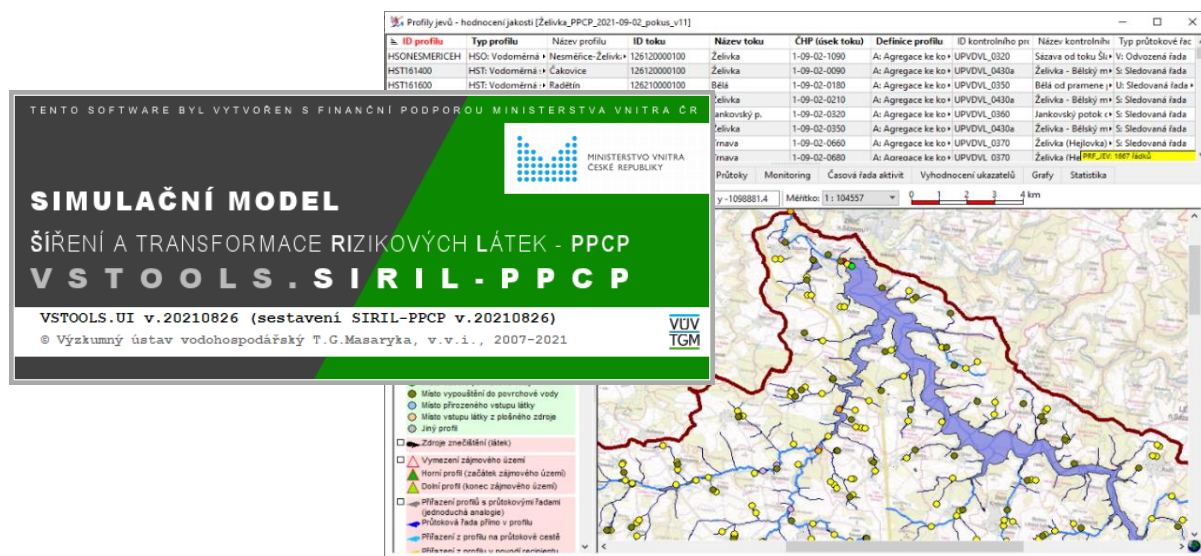
Kód způsobu nakládání s OV	Metformin	Ibuprofen	Diklofenak	Karbamazepin	Paracetamol	Gabapentin	Oxypurinol
COV	0,01	0,01	0,8	1	0,01	0,5	1
COVQ	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
KCOV	0,5	0,65	1	0,65	0,1	0,7	0,7
MCOV	0,5	0,65	1	0,65	0,1	0,7	0,7
DCOV	0,05	0,05	0,9	1	0,01	0,5	1
VYPP	1	1	1	1	1	1	1
J	0	0	0	0	0	0	0
JK	0,2	0,5	0,8	0,4	0,05	0,3	0,3
S	0	0	0,1	0,1	0	0,05	0,1
SK	0,5	0,65	1	0,65	0,1	0,7	0,7
RYBB	0,75	0,65	0,8	0,75	0,2	0,8	0,6

Pozn. Redukční koeficienty byly odvozeny na základě výsledků studie účinnosti čištění odpadních vod ve vybraných zdrojích v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. Pro některé typy nakládání s vodami byly koeficienty odvozeny podle typově podobného nakládání s odpadními vodami. Reálné koeficienty na jednotlivých čistírnách se mohou od uvedených hodnot lišit. Záleží vždy na konkrétním uspořádání čistírny a způsobu jejího provozování.

Jako alternativní nástroj pro hodnocení rizikovosti zdrojů znečištění a sestavení žebříčku jejich významnosti v libovolném povodí lze využít simulační model VSTOOLS.SIRIL-PPCP, který byl pro potřeby hodnocení zdrojů látek PPCP s důrazem na vybraná farmaka vyvinut v projektu VI20172020097 „Ochrana kritické infrastruktury – vodního zdroje Želivka – před účinky PPCP a pesticidů v podmínkách dlouhodobého sucha“. Tento model v sobě integruje postupy definované v této metodice a provádí automatizované doplňování chybějících dat a efektivní zpracování výpočtů rizikovosti jednotlivých zdrojů včetně sestavení žebříčků významnosti ke zvoleným profilům v povodí.

Simulační model se vzorovou datovou sadou pro povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce je dostupný na internetové adrese:

<https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/zelivka/default.asp?lang=&tab=6&wmap=>



Obrázek 2 Náhled editoru dat simulačního modelu VSTOOLS.SIRIL-PPCP, vyvinutého pro potřeby hodnocení významnosti zdrojů látek PPCP v povodí vodárenských zdrojů

3.5 Možnosti omezení vstupu látek PPCP do vod ve zdrojích a v povodí

Opatření na omezení vnosu farmak a dalších látek ze skupiny PPCP do vodních ekosystémů můžeme podle souhrnu OECD (OECD 2019) v rámci jejich koloběhu rozdělit do kategorií zaměřených na:

- 1) **zlepšení znalostí** a jejich reportování jak odbornému, tak laickému publiku, tj. podpora nových analytických metod, monitorování kontaminant, jejich transportu a toxicity, zpřístupnění informací, aj.
- 2) **omezení zdrojů** (tzv. source-directed), kam spadají opatření zaměřená na výrobní závody a farmaceutické firmy, tj. prevence kontaminace, podpora farmakovigilance, hodnocení environmentálních rizik (ERA), environmentální normy, aj.
- 3) **snížení spotřeby** (tzv. use-oriented) – u humánních farmak je to zejména optimalizace léčby u seniorů, kteří užívají natolik nadbytečné množství různých léčiv, že to vede k velkému množství nežádoucích účinků, zhoršování zdravotního stavu či až předčasným úmrtím. Dále je to racionální užívání antibiotik, jež se týká především velkochovů hospodářských zvířat, kde dochází k masivnímu nadužívání (náhrada správné hygieny) až zneužívání (antibiotika jsou jako promotory růstu pravidelným doplňkem výživy!). Taková spotřeba podstatnou měrou urychluje šíření antibiotické rezistence některých kmenů bakterií, a zpětně tak zvyšuje spotřebu antibiotik. V neposlední řadě je třeba osvětou a edukací pacientů omezovat nadužívání léků, zejména rychle rostoucí samomedikaci (týká se hlavně volně prodejných léčiv), což stále častěji končí nákupem léků prostřednictvím internetu.
- 4) **snížení emisí a zdravotních rizik** (end-of-pipe), především pokročilé technologie čištění odpadních vod, omezení odtoků z vysoce koncentrovaných zdrojů, jako jsou nemocnice a léčebny (např. využívání urine-bags), eliminace nevhodné likvidace léků (edukace, osvěta), speciální technologie na úpravu pitné vody pro obyvatelstvo, ale i tvorba tzv. „pufračních zón“, např. mokřadů, které mohou ve zvýšené míře rezidua farmak odstraňovat a zvýšit ochranu vod i volně žijících organismů.

Při plánování a aplikaci nápravných opatření je třeba důsledně dodržovat hlediska finanční efektivity. Zatímco první tři kategorie vyjadřují principy obsažené v preambuli Rámcové směrnice o vodách, totiž pravidlo „čistit u zdroje“ a „znečišťovatel platí“, čtvrtá skupina má pouze doplňkový charakter a její upřednostňování není finančně udržitelné, jak bylo ostatně nedávno konstatováno Nejvyšším kontrolním úřadem ve věci pesticidů (Neuvirt, 2021).

3.5.1 Možnosti omezení vstupu látek PPCP ve zdrojích znečištění

3.5.1.1 Osvětové a organizační způsoby omezení vstupu látek PPCP do vod

Vzhledem k sociodemografické prognóze stárnutí populace i k faktu, že užívání léčiv je těsně spojeno s kvalitou a délkou života, bude spotřeba léčiv celosvětově, na evropské úrovni i v ČR doajista stoupat. Proto je nutné promýšlet opatření na omezení úniku farmak do vodního prostředí. Jak bylo uvedeno v úvodu této kapitoly, jednotlivá opatření vedoucí k omezení vstupu farmak do vody je třeba uplatňovat v souvislostech celého životního cyklu produktu (Kümmerer, 2001), tedy na úrovních: design – výroba – distribuce – lékárna – nemocnice/hotspots/velkochovy – pacient/farmář.

Na úrovni designu nových léčiv je třeba přemýšlet o dopadu na přírodní prostředí po skončení životnosti, tedy požadovat po výsledném produktu jeho rychlou a úplnou mineralizaci poté, co splnil

svůj medicínský účinek. Na úrovni výroby jsou to obvyklé aspekty úspory energií a materiálů, které omezují úniky farmak v průmyslových odpadních vodách.

Na úrovni lékáren a distributorů je nutné posilovat propagační mechanismy zpětného odběru (tvorba plakátů a samolepek distribuovaných prostřednictvím lékáren pacientům). Jednorázové akce v Austrálii dokážou touto formou zachytit 34 tun nevyužitých léčiv ročně (projekt RUM – Return Unwanted Medicines – WHO, 2012). Dále je třeba nerozšiřovat spektrum volně prodejných léků, u nichž velmi často dochází k nadužívání a bohužel se stávají předmětem neférového tlaku na lékaře. Daughton (2014) popisuje pozornosti hodnou metodu využití dat z monitoringu povrchových vod. Jestliže výsledky monitoringu po spárování s daty o předepsaném množství odhalí látky, které jsou masivně preskribovány a zároveň nenalézány ve vodách, navrhuje, aby byly v doporučených postupech lékařů upřednostněny. V této souvislosti se zmiňuje nový pojem ekofarmakovigilance (Holm et al., 2013).

Vzhledem k faktu, že 90 % léčiv je spotřebováno v domácnostech a značná část léků končí stále v toaletách, je nejdůležitějším opatřením všeobecná podpora zpětného odběru (take-back programy). Např. pro Německo se udává až 364 tun farmak/rok, pro velkou Británii 11 % nepoužitých léků. V ČR je systém zpětného odběru směřující nepoužitá farmaka a farmaka po expiraci do spaloven velmi dobře propracován. Přesto ještě podstatná část obyvatel skladuje nadměrné množství léků doma a značná část stále vyhazuje nepoužité léky do toalety, popř. do komunálního odpadu. Na úrovni pacientů je rovněž nezbytná osvěta ve prospěch zdravého životního stylu, který umožní co nejdelší periodu života s minimální spotřebou léčiv, a tedy i s jejich úniky do vodního prostředí. Navíc úspory stovek miliard znamenají obrovské sumy nákladů na úrovni celého státu.

Dalším typem jsou legislativní opatření, např. vyčlenění některých ekotoxicky výrazně rizikových skupin do kategorie nebezpečných odpadů, která motivují velké spotřebitele (hotspots) k lepšímu nakládání, tj. minimalizaci objemu odpadu a hlavně k jeho správné likvidaci.

Vedle osvěty, motivace a legislativních norem je třeba uplatňovat i represivní metody, jež se týkají nelegálního obchodu s humánními i veterinárními farmaky. U zemědělského sektoru hraje v tomto ohledu důležitou roli systémová snaha o potlačování rezistence vůči antibiotikům.

Dalším opatřením souvisejícím s redukcí farmak v povodí je samozřejmě odpovídající monitoring a výzkum. Vzhledem k obrovskému množství látek a vysokým finančním nákladům chemických analýz je nutné dobře zvažovat počet a lokalizaci odběrových profilů, frekvenci a typ odebraných vzorků, včetně jejich matrice. Vzhledem ke skutečnosti, že 88 % farmak nemá dostačující data o environmentální toxicitě, a odhadu, že 10 % farmak má potenciální environmentální riziko (OECD, 2019), je vhodné podporovat na kritických místech v povodí odborné studie hodnotící eko/toxikologická rizika farmak. Při nich je třeba hodnotit farmaka v rámci všech relevantních polutantů (Johnson et Sumpter 2014, Donnachie et al., 2016), aby výsledná prioritizace byla použitelná pro reálný management zdrojů pitné vody. Před samotnou analýzou farmak je nezbytné stále sledovat aktuální trendy ve výrobcích a spotřebách nových léků, aby se omezil tzv. Matoušův efekt (Daughton, 2014). Je doloženo, že podle biblického rčení: „Neboť každému, kdo má, bude dáno a přidáno; kdo nemá, tomu bude odňato i to, co má,“ dochází při výběru pro sledování a hodnocení k neustálé repetici poměrně úzké skupiny látek, u nichž byla zjištěna potenciální toxicita, a ignorují se tak lokální i národní rozdíly a hlavně reálné trendy ve spotřebě. Jedině takto komplexní sadou opatření lze udržet stávající stav podzemních vod a kontaminaci pitných zdrojů rezidui farmak na velmi nízké a lidskému zdraví neškodné úrovni (WHO, 2012, Bexfield et al., 2019).

3.5.1.2 Technické způsoby omezení vstupu látek PPCP do vod ze zdrojů znečištění

Obecně lze říct, že běžné čistírenské technologie v čistírnách odpadních vod (ČOV) nejsou dostatečně účinné pro odstranění široké a různorodé skupiny látek PPCP. Vždy však záleží na konkrétní látce a jiných faktorech, jak se v ČOV bude odstraňovat. Roli hrají především fyzikálně-chemické vlastnosti dané látky, ale i použité technologie čištění, klimatické podmínky a úroveň, jakou je ČOV provozována. Jsou látky, které lze obecně považovat za dobře odstranitelné, dále látky, jež jsou odstranitelné částečně, ale také látky, které projdou čistírenskými procesy beze změny. Mezi nejlépe odstranitelné látky PPCP patří ibuprofen, kofein (či jeho metabolit paraxantin), paracetamol a metformin (Al-Mashaqbeh et al., 2019; Zhang et al., 2018; Zhou et al., 2019). I přes vysokou účinnost odstraňování těchto látek na ČOV se pravidelně vyskytují v povrchových vodách ve zvýšených koncentracích. Důvodem jsou zejména jejich vysoké koncentrace v léčivých přípravcích (metformin) a plošné užívání volně prodejných léčiv (paracetamol, ibuprofen).

ČOV naopak nejsou navrženy tak, aby se vypořádaly s vysoce polárními látkami, jako jsou analgetika či antibiotika. Jedna z publikovaných studií prokázala, že u farmak, jako jsou beta-blokátory, lipidové regulátory, antibiotika a analgetika, procházejících přes ČOV byla účinnost jejich odstranění pod 20 % (Feng et al., 2013). Konkrétně rezistentní k procesům čištění na ČOV je karbamazepin, metoprolol nebo antibiotika clarithromycin či sulfamethoxazol (Al-Mashaqbeh et al., 2019; Zhou et al., 2019; Zhang et al., 2008; Kummerer et Henninger, 2003).

Čistírenské procesy probíhající v ČOV lze rozdělit na:

- mechanické (primární stupeň),
- biologické (sekundární stupeň),
- terciární (odstranění N, P),
- kvartérní.

V těchto jednotlivých krocích se různí účinnost odstranění PPCP z čištěné vody.

V procesech primárního čištění odpadní vody, jehož podstatou je sedimentace, kterou je odstraněno téměř 50 % pevných látek, vykazovaly PPCP nízkou až střední účinnost odstranění (Tsui et al., 2014). Vyskytují se i případy, kdy sloučeniny projdou do dalšího procesu čištění v nezměněném stavu (Verlicchi et al., 2012), a naopak, kdy byla jejich podstatná část odstraněna, resp. transformována, např. 17b-estradiol (Carballa et al., 2004).

V procesech sekundárního čištění aktivačních čistíren je základním parametrem doba zdržení (HRT) a stáří kalu (SRT). Obecně se předpokládá a zjišťuje nárůst účinku aktivačního procesu na eliminaci farmak s rostoucí dobou zdržení a zejména s rostoucím stářím kalu, což se vysvětluje kromě delší reakční doby také vyšší diverzitou a adaptací mikrobiálního společenstva kalu (Clara et al., 2004; Lishman et al., 2006). Po sekundárním čištění se průměrná účinnost odstranění PPCP pohybuje v rozmezí 38-100 % – např. více než 90% účinnost platí pro ibuprofen, naproxen, estron a estradiol, pro diklofenak pod 70 % (Behera et al., 2011).

Druhů kvartérních technologií používaných k odstranění farmak, jejich metabolitů a jiných látek ze skupiny PPCP z odpadní vody je více a jejich principy se liší. Tyto technologie jsou vždy zařazeny na konec technologické linky ČOV. Tyto techniky mají potenciál zajistit významné snížení zbylých koncentrací látek PPCP, které nebyly odstraněny v průběhu čistírenských procesů v ČOV. Jejich reálné

využití v provozu je však omezené, protože není legislativně vyžadováno a zřízení a následný provoz těchto technologií jsou značně ekonomicky náročné. Mezi nejčastěji používané kvartérní procesy patří procesy pokročilé oxidace (AOP), adsorpce a iontové výměny (Bábíček et al., 2018). Všechny metody, které spadají pod pojem procesy pokročilé oxidace, se vyznačují schopností využívat vysokou reaktivitu hydroxylových radikálů pro oxidační procesy, jež jsou vhodné pro degradaci stopových znečišťujících látek. Oxidace je procesem, při kterém se nežádoucí látky chemicky zlikvidují nebo přemění. AOP navíc probíhají za běžného tlaku a teploty (Bindzar et al., 2009). Pro AOP je možno použít peroxid vodíku, ozon, UV záření nebo Fentonovo činidlo (peroxid vodíku a dvojmocné železo) (Bábíček et al., 2018). AOP se obvykle používají pro odstraňování mikropolutantů v kombinaci s adsorpcí na aktivním uhlí.

Ozon je plyn, který se vyrábí v místě spotřeby ozonizátorem z čistého nebo vzdušného kyslíku tichým výbojem. Je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. Peroxid vodíku je naproti ozonu činidlo prakticky nezávadné. Lze ho uchovávat ve formě vodných roztoků (Bindzar et al., 2009).

Adsorpce je proces, při němž jsou atomy, ionty nebo molekuly zachytávány na pevném povrchu adsorbentu. Vhodným adsorbentem je například granulovaný hydroxid železitý, aktivovaná alumina nebo nejvíce používané aktivní uhlí (Bábíček et al., 2018). Adsorpce na aktivní uhlí se jeví jako vhodná metoda pro odstranění mikropolutantů z vody pitné i odpadní (Zietzschmann et al., 2014). Granulované aktivní uhlí (GAU) je obzvláště dobrý adsorbent, jelikož má velmi vysoký poměr povrchu ke svému objemu a je schopno z vody účinně odstranit mnoho organických sloučenin (Sotelo et al., 2012). Kromě GAU lze použít i práškové aktivní uhlí (PAU). Pro čištění některých druhů odpadních vod adsorpcí se používají i další adsorbenty, jako jsou antracit, koks, rašelina, popílký, škvára atd. Výhodou těchto látek je oproti aktivnímu uhlí nižší cena (Bindzar et al., 2009).

Adsorpce je děj, při němž se po určité době ustavuje dynamická rovnováha mezi koncentrací látky vázané na povrchu adsorbentu a v roztoku (Bindzar et al., 2009). Po vyčerpání schopnosti sorpce lze adsorbenty regenerovat, a to i opakovaně (ekonomické hledisko).

U iontové výměny dochází k výměně iontů mezi vodou a ionexem. Měníče iontů neboli ionexy dokážou zachytit látky v ionizovaném stavu. Ionexy můžeme rozdělit do dvou skupin na přírodní (zeolity, jíly, organické pryskyřice) a syntetické (Bábíček et al., 2018; Kumar et al., 2017). Ve své podstatě jde o vysokomolekulární látky s prostorově uspořádaným skeletem, na němž jsou navázány funkční skupiny, které jsou schopné disociace. Při disociaci ionexy uvolňují jednoduché ionty a za vhodných podmínek mohou z roztoku navázat jiné ionty. Ionexy se také dělí dle náboje vyměňovaného iontu na katexy (vodíkové nebo sodíkové kationty) a anexy (hydroxidové nebo chloridové). Využití ionexů je doménou úpravy průmyslových vod, ale lze je použít i u čištění odpadních vod (není však vhodné pro čištění vysoce koncentrovaných OV) (Bindzar et al., 2009).

Určitou míru odstranění léčiv umožňují i systémy mikro/ultrafiltrace. Bylo zjištěno, že membránové reaktory (MBR) jsou účinné pro odstraňování hormonů (např. estriolu, testosteronu, androstendionu) a určitých farmak (např. acetaminofenu, ibuprofenu a kofeinu) s přibližně 99% účinností odstranění. Na druhou stranu výsledky ukázaly, že čištění odpadních vod MBR nezajistí snížení koncentrací erythromycinu, trimethoprimu, naproxenu, diklofenaku a karbamazepinu (Snyder et al., 2007).

3.5.2 Možnosti redukce a transformace látek PPCP v povodí

Na rozdíl od výše uvedené kapitoly, dále zmíněná opatření nelze považovat za cílená výhradně proti vnosu farmak, protože se budou do značné míry překrývat s opatřeními na omezení eutrofizace, popř. dalších polutantů. Jedná se však o natolik důležitou součást integrovaného managementu vodních zdrojů, která je zakotvena v zákonech, především v Rámcové směrnici o vodách, že nesmí být nikdy opomenuta. Máme na mysli opatření podporující přirozený hydrologický režim a vhodný morfologický stav. Hlavním cílem Rámcové směrnice o vodách stále zůstává dosažení dobrého ekologického stavu vodních útvarů, což ve výsledku povede k zajištění dobře fungujících vodních ekosystémů. Ve vztahu k reziduíům farmak, jejich metabolitům a transformačním produktům *sensu stricto* a ve vztahu k mikropolutantům senzitivně to konkrétně znamená takový stav útvarů tekoucích vod, kde bude díky přirozenému hydrologickému režimu a odpovídajícímu morfologickému stavu koryt a přiléhajících niv probíhat intenzivní výměna vody a jí nesených látek ve vertikálním i laterálním směru, tj. mezi korytem a hyporeálem a mezi hlavní proudnicí a slepými rameny, tůňmi a mokřady podél osy vodního toku. Morfologicky potom budou velmi heterogenní koryta řek poskytovat dostatek různých habitatů pro nárostová společenstva, tj. biofilmy na povrchu dnových substrátů, ale i na makrofytech, protože se budou v odpovídající míře střídát úseky tišin a proudů, popř. peřejí a tůň, ve kterých bude probíhat intenzivní sedimentace, a tudíž přirozená retence jemných plavenin. Dále se budou v samotném korytě vyskytovat odpovídající, a tedy v pomaleji tekoucích a hlavně nížinných řekách velmi četné porosty makrofyt odčerpávající volně rozpuštěné látky, popř. živiny. Klíčovou roli na heterogenních substrátech hrají konsorcia bakterií, hub a řas, ale i bezobratlých živočichů. Tyto charakteristické rysy vodních toků ve výsledku lidem poskytují klíčovou ekosystémovou službu, tzv. samočištění. Pod tímto pojmem si lze představit celou škálu fyzikálních, chemických a hlavně metabolických procesů, při nichž dochází k transformaci, retenci a eliminaci látek ve vodě rozpuštěných, v koloidním stavu, či vázaných na partikule, mj. tedy všech druhů farmak (Li et al., 2016). Mezi klíčové reakce farmak, jež se mohou v přirozených, renaturovaných či revitalizovaných tocích uplatnit ve zvýšené míře, patří jejich hydrolýza, fotolýza, adsorpce na jíly, absorpce do biofilmů, sedimentace a řada dalších biodegradačních a transformačních procesů (Monteiro et Boxall, 2010).

Zlepšení hydrologického režimu a morfologického stavu řek v konkrétních podmínkách ČR znamená přijetí takových opatření, která zohlední výše uvedené přírodní procesy před stávajícím využitím řek jako tisíce kilometrů dlouhých soustav vzdutých úseků pro výrobu elektrické energie, popř. před budoucí kanalizací nedotčených úseků výstavbou nových plavebních kanálů.

Mezi nemnohá opatření, jež lze v povodích aplikovat specificky proti vnosu farmak, jsou považovány umělé mokřady a purfační pásy podél potoků. Tato opatření mohou omezovat plošné zdroje v zemědělské krajině, tedy i možný vliv veterinárních farmak. Pouze extenzivní umělé mokřady umístěné pod klasickými ČOV lze považovat za funkční opatření proti humánním farmakům. Přitom právě ony mohou vhodnou konstrukcí, kde se střídá oxidační, hypoxická a anoxická fáze, omezit přenos farmak z komunálních zdrojů do vodních ekosystémů (Nguyen et al., 2019; Ilyas et al., 2020).

3.6 Možnosti eliminace látek ze skupiny PPCP při úpravě vody

Nutnost eliminace léčiv, pesticidních látek, produktů osobní péče a dalších mikropolutantů při úpravě vody je jedním ze zásadních důvodů vedoucích k rozvoji nových technologií ve vodárenství. Ke snížení množství mikropolutantů v upravené vodě přispívá i stále se zpřísnující legislativa. Používané technologie ve vodárenství určené pro eliminaci či separaci látek mají rozdílnou účinnost odstraňování mikropolutantů. Tato kapitola přináší stručný výčet rozšířených, rozvíjejících se či do budoucna zajímavých vodárenských technologií ve vztahu k mikroznečištění.

3.6.1 Porovnání separačních technologií

Zdaleka nejrozšířenější separační technologií při úpravě vody je v České republice **písková filtrace**. Tento separační stupeň je na většině úpraven, zejména na těch, které upravují povrchovou vodu. Filtraci přes vrstvu písku o stejné zrnitosti lze provádět přímo pro surovou vodu, případně jako koagulační filtraci nebo pro vodu po čiření. Dochází při ní k účinnému zachycení nerozpuštěných látek, sraženin kovů a vyvločkování znečištění v případě použití koagulačního činidla. Problém nastává s odstraňováním mikropolutantů. Tyto látky se při koagulaci efektivně neshlukují do vloček (Pivokonský et al., 2020). Na filtraci přicházejí jako samostatná chemická individua, která jsou velmi malá ($< 0,01 \mu\text{m}$). Tyto látky následně projdou kanálky mezi jednotlivými zrny písku do upravené vody. Účinnost pískové filtrace na odstranění mikropolutantů je proto nízká a úpravny vody disponující pouze touto technologií nelze považovat za dostatečně vybavené pro odstraňování mikropolutantů.

Mikrofiltrace v České republice zatím nachází uplatnění v pilotních jednotkách nebo na menších úpravárnách. Do budoucna lze počítat s její aplikací v provozním měřítku, kde by měla zastávat stejnou separační funkci jako pískové filtry. Jde o tlakový membránový proces, při němž je upravovaná voda vedena přes keramickou či polymerní membránu s otvory o velikosti od 0,1 do 10 μm (Mikulášek, 2013). Vzhledem k velikosti molekul pesticidních látek, léčiv a ostatních mikropolutantů nedochází na membráně k jejich významnému zachytu, proto mikrofiltraci nelze považovat za bariéru zabráňující vstupu mikropolutantů do pitné vody.

Filtrační náplň nemusí být pouze písek – lze využít i jiné organické či anorganické substance. Velké popularitě se těší **granulované aktivní uhlí (GAU)**, jež má na rozdíl od písku znatelně členitější strukturu částic včetně mnohonásobně většího povrchu. Při průchodu upravované vody přes vrstvu GAU se kromě mechanismů známých z pískové filtrace výrazně uplatňuje též adsorpce. Mikropolutanty se fyzikálními či chemickými silami přichytávají na povrch aktivního uhlí, čímž dochází k jejich odstranění z upravované vody a zároveň k trvalému obsazení sorpčního místa molekulou polutantu. V České republice je tato technologie velmi často instalována při modernizacích úpraven vod. Úspěšnými aplikacemi se mohou pochlubit například úpravny vod v Plzni, Plavu, Praze či největší česká úpravna vody Želivka. Instalace této technologie je plánována i v dalších významných lokalitách, například v Ostravě. V technologickém uspořádání bývá výhodné předradit GAU filtraci jiný separační stupeň, nejčastěji pískový filtr, který účinně odstraní nerozpuštěné látky, a významně tak sníží látkové zatížení natékající na aktivní uhlí, jež díky tomu vyčerpá svou sorpční kapacitu pomaleji, než kdyby bylo jediným separačním stupněm.

3.6.2 Další možnosti odstraňování mikropolutantů

Filtrace přes vrstvu granulovaného aktivního uhlí není jediná cesta, jak efektivně bojovat s mikropolutanty. Možnosti skýtají pokročilé membránové či oxidační procesy, uplatnění nachází též aktivní uhlí ve formě prášku. **Práškové aktivní uhlí (PAU)** se používá v kombinaci s následným separačním stupněm. Dávkuje se přímo do upravované vody a po rozmíchání a době zdržení nutné pro vytvoření sorpčních vazeb je odstraňováno filtrací. Jeho výhodou je vysoká účinnost díky velkému povrchu malých a jemných částic, a navíc ho lze oproti GAU využívat flexibilně v různých částech technologie, což může skýtat výhodu při havarijních stavech. Značnou nevýhodou je fakt, že PAU je využíváno pouze jednorázově, jde tudíž o další významné provozní náklady.

Pokročilé oxidační procesy (AOP) se používají pro odstraňování mikropolutantů v kombinaci s aktivním uhlím. Jedná se o procesy, při kterých dochází při vysokém redukčně-oxidačním potenciálu k tvorbě hydroxylových radikálů, jež reagují s molekulami mikropolutantů. V praxi nachází největší uplatnění ozonizace a dávkování peroxidu vodíku s následným použitím UV záření. Jak již bylo zmíněno, samotný pokročilý oxidační proces nepostačí k odstranění látek, ty při něm pouze zreagují a rozštěpí se na menší části, které je nutné separovat na sorpčním stupni – filtrací přes granulované aktivní uhlí.

Potenciál tlakových membránových technologií netkví pouze v nahrazení pískové filtrace, ale zejména v odstraňování velmi malých molekul a iontů. Pro eliminaci mikropolutantů lze použít **reverzní osmózu**, nebo **nanofiltraci**. Tyto procesy se mezi sebou liší velikostí pórů, kdy reverzní osmóza je schopna z vody odstranit veškeré ionty, zatímco nanofiltrace ve vodě určité množství malých rozpuštěných látek zanechává. Z provozního i technologického hlediska je v našich podmínkách vhodnější aplikace nanofiltrace, jelikož z vody neodstraňuje uhličitany, hořčík a vápník v takové míře jako reverzní osmóza. Účinnost na odstranění mikropolutantů je díky velikosti pórů 1–10 nm velmi vysoká (Mikulášek, 2013). Provozní aplikace se v ČR zatím dostala do menší úpravný v Domašově nad Bystřicí.

3.7 Nejistoty použitých postupů

Jednou z významných nejistot v použitých postupech je absence informací a reálně měřených dat pro jiné než bodové zdroje farmak ve vodách. Týká se to zejména možného vlivu veterinárních léčiv a jejich podílu na zatížení vod. V tomto směru by bylo vhodné provést cílená měření na vodách ovlivněných intenzivním zemědělským hospodařením, intenzivní pastvou či chovem vodní drůbeže.

Další významnou nejistotou v použitých postupech jsou neúplná nebo chybějící data pro posouzení rizikovosti některých látek, zejména pak těch, která byla nedávno zařazena na 3. Watch List Evropské komise. Některé z nich nejsou v ČR standardně sledovány, takže pro ně chybějí údaje o výskytu ve vodách a informace o možném výskytu ve zdrojích znečištění.

Pro některé látky se v rámci dřívějších studií nepodařilo shromáždit dostatečná data pro posouzení účinnosti odstraňování na ČOV nebo shromážděná data vykazují velmi vysokou variabilitu, která neumožňuje nastavení redukčních koeficientů pro plošné výpočty v povodí. Takové látky v současné době není možné spolehlivě hodnotit, a tudíž ani přesněji určit rizikovost jednotlivých zdrojů.

4 SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ

Novost postupů použitých v metodice spočívá v uplatnění některých metodických postupů používaných na rizikovou analýzu zdrojů znečištění běžnými znečišťujícími látkami, které stejně jako látky PPCP mohou ohrožovat kvalitu odebírané surové vody využívané pro úpravu na vodu pitnou.

Základem metodiky je komplexní analýza možných zdrojů rizikových látek ze skupiny PPCP s hlavním zaměřením na farmaka. Ta byla v nedávné době identifikována jako celosvětový ekologický problém, který může negativně ovlivňovat vodní ekosystémy a jejich prostřednictvím i zdraví člověka. Metodika obsahuje logický sled kroků, které umožňují v libovolném povodí vodárenského odběru identifikovat na základě rizikové analýzy hlavní znečišťující látky a návazně na to provést klasifikaci významnosti zdrojů s ohledem na vodárenský odběr. Zjištěné pořadí významnosti zdrojů pak umožňuje efektivnější návrhy opatření a cílené omezování znečištění v místě jeho vzniku. Metodika je současně koncipována tak, aby umožnila efektivní využívání existujících dat a evidencí, stejně jako aplikaci alternativních postupů a cíleného sběru dat o zdrojích v hodnoceném povodí.

Metodika rozvíjí dílčí postupy, které je možné přímo uplatnit v Přístupu k bezpečné vodě podle směrnice 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě, jehož součástí je také Posouzení a řízení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě.

Nové principy a postupy definované v metodice mohou díky snadnějšímu návrhu opatření a efektivnějšímu využívání finančních prostředků z národních i evropských zdrojů vést k rychlejšímu zlepšování stavu vod, a tím k naplnění základních principů Rámcové směrnice o vodách i ochraně vodárenských odběrů podle přepracovaného znění směrnice 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě.

5 POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY

Komplexní postup identifikace rizikových zdrojů znečištění a jejich klasifikace podle významnosti z pohledu vodárenských odběrů najde bezpochyby uplatnění při implementaci nových požadavků přepracované směrnice 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě. Tato směrnice definuje zásady Přístupu k bezpečné vodě, které jsou mimo jiné aplikovány prostřednictvím Posouzení a řízení rizik částí povodí souvisejících s místy odběru vody určené k lidské spotřebě.

Obdobně metodika a její aplikace najdou využití v procesu plánování v oblasti vod podle Rámcové směrnice o vodách, zejména s ohledem na hodnocení chemického stavu a doplňování informací o zdrojích znečištění a hodnocení některých specifických znečišťujících látek, jež mohou mít negativní vliv na vodní ekosystémy a celkový ekologický stav vodních útvarů.

V souladu s nejnovějšími dokumenty Evropské komise, které definují Strategický přístup Evropské unie k léčivým přípravkům v životním prostředí, a v souladu s Evropským akčním plánem „Jedno zdraví“ proti antimikrobiální rezistenci (AMR) umožní aplikace metodiky získat nové poznatky v oblasti znečištění vod vybranými skupinami mikropolutantů a o vlivu a distribuci zdrojů těchto látek na území ČR.

Je možné očekávat, že metodika bude využívána při analýzách významnosti zdrojů znečištění v povodí vodárenských zdrojů, jejichž povodí jsou ve správě státních podniků Povodí. Lze očekávat také

uplatnění ze strany správců vodohospodářské infrastruktury při posuzování návrhů opatření a identifikace klíčových zdrojů v povodí, které ohrožují vodárenský odběr.

Dá se předpokládat, že postupy specifikované v metodice budou uplatňovány průběžně v plánech dílčích povodí v ČR nebo při navrhování a posuzování projektů, týkajících se ochrany vodárenských odběrů v období třetího šestiletého cyklu v letech 2022–2027.

6 EKONOMICKÉ ASPEKTY

Využívání postupů navržených v metodice nepřináší přímé ekonomické efekty.

Významným nepřímým ekonomickým aspektem použití metodiky je systematické vyhledávání nejvýznamnějších zdrojů rizikových látek v povodí vodárenských odběrů a uplatňování efektivních opatření v místě jejich koncentrovaného vstupu. Tento aspekt kromě ekonomické úspory přináší i nesporný efekt na zlepšení stavu odebírané surové vody, a tím i úsporu nákladů na její úpravu a zabezpečení.

7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- AL-MASHAQBEH, O., ALSAFADI, D., DALAHMEH, S., BARTELT-HUNT, S., SNOW, D. 2019. Removal of Selected Pharmaceuticals and Personal Care Products in Wastewater Treatment Plant in Jordan. *Water* 11(10), 2004. Dostupné z: <https://doi.org/10.3390/w11102004>
- ANDREOZZI, R., CAPRIO, V., INSOLA, A., MAROTTA, R. 1999. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today* [on-line]. 53(1), 51–59. ISSN 0920-5861. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(99\)00102-9](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(99)00102-9)
- BÁBÍČEK, R., BERNARD, J., HARCINÍK, F., HOŠEK, V., KRÁL, P., KUČERA, J., MLEJNSKÁ, E., POLÁK, Z., PROCHÁZKA, J., PROCHÁZKOVÁ, L., STRNAD, Z., SÝKORA, P., TEBICHOVÁ, K., VILÍMEC, J., WANNER, F., ZELENÝ, Z. 2018. Příručka provozovatele čistírny odpadních vod. 3. přepracované vydání. Slovák. ISBN 978-80-87140-55-0.
- BEHERA, S. K., KIM, H. W., OH, J.-E., PARK, H.-S. 2011. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. *Science of The Total Environment* [on-line]. 409(20), 4351–4360. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.015>
- BERNHARDT, E. S., ROSI, E. J., GESSNER, M. O. 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(2): 84–90. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/fee.1450>
- BEXFIELD, L. M., TOCCALINO, P. L., BELITZ, K., FOREMAN, W. T., FURLON, E. T. 2019. Hormones and Pharmaceuticals in Groundwater Used As a Source of Drinking Water Across the United States. *Environmental Science & Technology* 53(6): 2950–2960. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05592>
- BINDZAR, J. a kol. 2009. Základy úpravy a čištění vod. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. ISBN 978-80-7080-729-3.
- BLÁHA, M., GRABICOVÁ, K., SHALIUTINA, O., KUBEC, J., RANDÁK, T., ŽLÁBEK, V., BUŘIČ, M., VESELÝ, L. 2019. Foraging behaviour of top predators mediated by pollution of psychoactive pharmaceuticals and effects on ecosystem stability, *Science of The Total Environment*. 662, 655–661, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.295>.
- BLANCHFIELD, P. J., KIDD, K. A., DOCKER, M. F., PALACE, V. P., PARK, B. J., POSTMA, L. D. 2015. Recovery of a Wild Fish Population from Whole-Lake Additions of a Synthetic Estrogen. *Environmental Science & Technology* 49(5): 3136–3144. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es5060513>
- BRAUSCH, J. M., CONNORS, K. A., BROOKS, B. W., RAND, G. M. 2012. Human Pharmaceuticals in the Aquatic Environment: A Review of Recent Toxicological Studies and Considerations for Toxicity Testing. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 218, D. M. Whitacre. Boston, MA, Springer US: 1–99. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3137-4_1
- CARBALLA, M., OMIL, F., LEMA, J. M., LLOMPART, M., GARCÍA-JARES, C., RODRÍGUEZ, I., GÓMEZ, M., TERNES, T. 2004. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research* 38(12): 2918–2926. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.029>
- CARDOSO, O., PORCHER, J.-M., SANCHEZ, W. 2014. Factory-discharged pharmaceuticals could be a relevant source of aquatic environment contamination: Review of evidence and need for knowledge. *Chemosphere* 115: 20–30. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.004>
- CARVALHO, N. De R., CERIANI, L., IPPOLITO, A., LETTIERI, T. 2015 Development of the First Watch List under the Environmental Quality Standards Directive. EUR 27142. Luxembourg

- (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2015. JRC95018. Dostupné z: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC95018>
- CLARA, M., STRENN, B., AUSSERLEITNER, M., KREUZINGER, N. 2004. Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*. 50(5), 29–36. ISSN 0273-1223. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0305>
- CORCORAN, J., WINTER, M. J., TYLER, C. R. 2010. Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish. *Critical Reviews in Toxicology* 40(4): 287–304. Dostupné z: <https://doi.org/10.3109/10408440903373590>
- CORTES, L. G., MARINOV, D., SANSEVERINO, I., CUENCA, A. N., NIEGOWSKA, M., RODRIGUEZ, E. P., LETTIERI, T. 2020. Selection of substances for the 3rd Watch List under the Water Framework Directive, EUR 30297 EN, Luxembourg: Publications Office of the European Union, ISBN 978-92-76-19426-2. Dostupné z: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC121346>
- DAUGHTON, C. G., 2014. The Matthew Effect and widely prescribed pharmaceuticals lacking environmental monitoring: Case study of an exposure-assessment vulnerability. *Science of The Total Environment*. 466–467: 315–325. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.111>
- DAUGHTON, C. G., TERNES, T. A. 1999. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives*. 107, 32. Dostupné z: <https://doi.org/10.1289/ehp.99107s6907>
- DONNACHIE, R. L., JOHNSON, A. C., SUMPTER, J. P. 2016. A rational approach to selecting and ranking some pharmaceuticals of concern for the aquatic environment and their relative importance compared with other chemicals. *Environ Toxicol Chem* 35(4): 1021–1027. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/etc.3165>
- EBELE, A. J., ABOU-ELWAFI ABDALLAH, M., HARRAD, S. 2017. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. *Emerging Contaminants* 3(1), 1–16. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004>
- EBERT, I., BACHMANN, J., KÜHNEN, U., KÜSTER, A., KUSSATZ, C., MALETZKI, D., SCHLÜTER, C. 2011. Toxicity of the fluoroquinolone antibiotics enrofloxacin and ciprofloxacin to photoautotrophic aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(12): 2786–2792. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/etc.678>
- ESCHER, B. I., BAUMGARTNER, R., KOLLER, M., TREYER, K., LIENERT, J., MCARDELL, C. S. 2011. Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Research*, 45(1), 75–92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.019>
- EUROPEAN COMMISSION, 2011. Common Implementation Strategy for The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27 Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards, Luxembourg 2011, 203 p. ISBN 78-92-79-16228-2.
- EUROPEAN COMMISSION, 2019. European Union Strategic Approach to Pharmaceuticals in the Environment. Brusel, Evropská Komise: 14.
- FENG, L., VAN HULLEBUSCH, E. D., RODRIGO, M. A., ESPOSITO, G., OTURAN, M. A. 2013. Removal of residual anti-inflammatory and analgesic pharmaceuticals from aqueous systems by electrochemical advanced oxidation processes. A review. *Chemical Engineering Journal* 228, 944–964. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.05.061>
- FICK, J., SÖDERSTRÖM, H., LINDBERG, R. H., PHAN, C., TYSKLIND, M., LARSSON, D. G. J. 2009. Contamination of surface, ground and drinking water from pharmaceutical production. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(12): 2522–2527. Dostupné z: <https://doi.org/10.1897/09-073.1>

- FOSTER, H. R., BURTON, A. G., BASU, N., WERNER, E. E. 2010. Chronic exposure to fluoxetine (Prozac) causes developmental delays in *Rana pipiens* larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(12): 2845–2850. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/etc.345>
- FREIHARDT, J., JEKEL, M., RUHL, A. S. 2017. Comparing test methods for granular activated carbon for organic micropollutant elimination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 5(3), 2542–2551. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.002>
- GREEN, R. E., DONÁZAR, J. A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., MARGALIDA, A. 2016. Potential threat to Eurasian griffon vultures in Spain from veterinary use of the drug diclofenac. *Journal of Applied Ecology* 53(4): 993–1003. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12663>
- GUO W., HOSSAIN, M. S., KUBEC, J., GRABICOVÁ, K., RANDÁK, T., BUŘIČ, M., KOUBA, A. 2020. Psychoactive compounds at environmental concentration alter burrowing behavior in the freshwater crayfish. *Science of The Total Environment*. 711, 135–138, Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135138>
- HELLSTRÖM, G., KLAMINDER, J., FINN, F., PERSSON, L., ALANÄRÄ, A., JONSSON, M., FICK, J., BRODIN, T. 2016. GABAergic anxiolytic drug in water increases migration behaviour in salmon. *Nature Communications* 7: 13460. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/ncomms13460>
- HOLM, G., SNAPE, J. R., MURRAY-SMITH, R., TALBOT, J., TAYLOR, D., SÖRME, P. 2013. Implementing Ecopharmacovigilance in Practice: Challenges and Potential Opportunities. *Drug Safety* 36(7): 533–546. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s40264-013-0049-3>
- HUGHES, S. R., KAY, P., BROWN, L. E. 2013. Global Synthesis and Critical Evaluation of Pharmaceutical Data Sets Collected from River Systems. *Environmental Science & Technology* 47(2): 661–677. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es3030148>
- ILYAS, H., MASIH, I., VAN HULLEBUSCH, E. D. 2020. Pharmaceuticals' removal by constructed wetlands: a critical evaluation and meta-analysis on performance, risk reduction, and role of physicochemical properties on removal mechanisms. *Journal of Water and Health* 18(3): 253–291. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wh.2020.213>
- JOBLING, S., NOLAN, M., TYLER, C. R., BRIGHTY, G., SUMPTER, J. P. 1998. Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. *Environmental Science & Technology* 32(17): 2498–2506. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es9710870>
- JOHNSON, A. C., SUMPTER, J. P. 2014. Putting pharmaceuticals into the wider context of challenges to fish populations in rivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369(1656): 1–6. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0581>
- KENNEDY, A. M., REINERT, A. M., KNAPPE, D. R. U., FERRER, I., SUMMERS, S. R. 2015. Full and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. *Water Research* 68, 238–248. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.010>
- KIDD, K. A., PATERSON, M. J., RENNIE, M. D., PODEMSKI, C. L., FINDLAY, D. L., BLANCHFIELD, P. J., LIBER, K. 2014. Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369(1656): 1471–2970. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0578>
- KIDD, K. A., BLANCHFIELD, P. J., MILLS, K. H., PALACE, V. P., EVANS, R. E., LAZORCHAK, J. M., FLICK, R. W. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(21): 8897–8901. Dostupné z: <https://doi.org/10.1073/pnas.0609568104>
- KOLPIN, D. W., FURLONG, E. T., MEYER, M. T., THURMAN, E. M., ZAUGG, S. D., BARBER, L. B., BUXTON, H. T. 2002. Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999–2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology* 36(6): 1202–1211. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es011055j>

- KROGH, J., LYONS, S., LOWE, Ch. J. 2017. Pharmaceuticals and Personal Care Products in Municipal Wastewater and the Marine Receiving Environment Near Victoria Canada. *Frontiers in Marine Science* 4(415): 1–15 Dostupné z: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00415>
- KUMAR, P., POURNARA, A., KIM, K.-H., BANSAL, V., RAPTI, S., MANOS, M. J. 2017. Metal-organic frameworks: Challenges and opportunities for ion-exchange/sorption applications. *Progress in Materials Science*. 86, 25–74. ISSN 0079-6425. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2017.01.002>
- KÜMMERER, K. 2001. *Pharmaceuticals in the Environment. Sources, Fate, Effects and Risks*. ISBN 978-3-662-04634-0. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04634-0>
- KÜMMERER, K., HENNINGER, A. 2003. Promoting resistance by the emission of antibiotics from hospitals and households into effluent. *Clinical Microbiology and Infection*. 9(12): 1203–1214. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2003.00739.x>
- LANGE, A., PAULL, G. C., COE, T. S., KATSU, Y., URUSHITANI, H., IGUCHI, T., TYLER, C. R. 2009. Sexual Reprogramming and Estrogenic Sensitization in Wild Fish Exposed to Ethinylestradiol. *Environmental Science & Technology* 43(4): 1219–1225. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/es802661p>
- LISHMAN, L., SMYTH, S. A., SARAFIN, K., KLEYWEGT, S., TOITO, J., PEART, T., LEE, B., SERVOS, M., BELAND, M., SETO, P. 2006. Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada. *Science of The Total Environment* [on-line]. 367(2), 544–558. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.021>
- LOOS, R., MARINOV, D., SANSEVERINO, I., NAPIERSKA, D., LETTIERI, T. 2018. Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List. EUR 29173 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 2018. ISBN 978-92-79-81838-7 (print), 978-92-79-81839-4 (PDF) Dostupné z: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC111198>
- LUO, Y., GUO, W., NGO, H. H., NGHIEM, L. D., HAI, F. I., ZHANG, J., LIANG, S., WANG, X. C. 2014. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment* [on-line]. 473–474, 619–641. ISSN 00489697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- MIKULÁŠEK, P. 2013. *Tlakové membránové procesy*. Praha., VŠCHT Praha, ISBN 978-80-7080-862-7. Dostupné z: <http://www.czemp.cz/cs/prodej-odbornych-publikaci-czemp/tlakove-membranove-procesy>
- MONTEIRO, S. C., BOXALL, A. B. A. 2010. Occurrence and Fate of Human Pharmaceuticals in the Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. New York, NY, Springer New York: 53–154. Dostupné z: https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1157-5_2
- NAIDOO, V., WOLTER, K., CROMARTY, D., DIEKMANN, M., DUNCAN, N., MEHARG, A. A., TAGGART, M. A., VENTER, L., CUTHBERT, R. 2010. Toxicity of non-steroidal anti-inflammatory drugs to Gyps vultures: a new threat from ketoprofen. *Biology Letters* 6(3): 339–341. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0818>
- NAŘÍZENÍ VLÁDY Č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- NEUVIRT, P., 2021. Kontrolní závěr z kontrolní akce 20/04 Intervence k zajištění udržitelné jakosti vod. Praha, Nejvyšší kontrolní úřad: 43.
- NGUYEN, P. M., AFZAL, M., ULLAH, I., SHAHID, N., BAQAR, M., ARSLAN, M. 2019. Removal of pharmaceuticals and personal care products using constructed wetlands: effective plant-bacteria synergism may enhance degradation efficiency. *Environmental Science and*

- Pollution Research 26(21): 21109–21126. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05320-w>
- OAKS, J. L., GILBERT, M., VIRANI, M. Z., WATSON, R. T., METEYER, C. U., RIDEOUT, B. A., SHIVAPRASAD, H. L., AHMED, S., CHAUDHRY, M. J. I., ARSHAD, M., MAHMOOD, S., ALI, A., KHAN, A. A. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630–633. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/nature02317>
- OECD, 2019. Pharmaceutical Residues in Freshwater.
- OGADA, D. L., KEESING, F., VIRANI, M. Z. 2012. Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249(1): 57–71. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06293.x>
- OVERTURF, M. D., ANDERSON, J. C., PANDELIDES, Z., BEYGER, L., HOLDWAY, D. A. 2015. Pharmaceuticals and personal care products: A critical review of the impacts on fish reproduction. *Crit Rev Toxicol* 45(6): 469–491. Dostupné z: <https://doi.org/10.3109/10408444.2015.1038499>
- PERRODIN, Y., ORIAS, F. 2018. Ecotoxicity of Hospital Wastewater. *Hospital Wastewaters: Characteristics, Management, Treatment and Environmental Risks*. P. VERLICCHI. Cham, Springer International Publishing: 33–47. Dostupné z: <https://www.springerprofessional.de/en/ecotoxicity-of-hospital-wastewater/14976592>
- PIVOKONSKÝ, M., VAŠATOVÁ, P., NAČERADSKÁ, J., PIVOKONSKÁ, L. 2020. Koagulace při úpravě vody. Praha. Academia, 2020. ISBN 978-80-200-3116-7.
- PROVÁDĚCÍ ROZHODNUTÍ KOMISE (EU) 2015/495 ze dne 20. března 2015, kterým se stanoví seznam sledovaných látek pro monitorování v rámci celé Unie v oblasti vodní politiky podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES (oznámeno pod číslem C (2015) 1756)
- PROVÁDĚCÍ ROZHODNUTÍ KOMISE (EU) 2018/840 ze dne 5. června 2018, kterým se stanoví seznam sledovaných látek pro monitorování v rámci celé Unie v oblasti vodní politiky podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES a zrušuje prováděcí rozhodnutí Komise (EU) 2015/495 (oznámeno pod číslem C (2018) 3362)
- PROVÁDĚCÍ ROZHODNUTÍ KOMISE (EU) 2020/1161 ze dne 4. srpna 2020, kterým se stanoví seznam sledovaných látek pro monitorování v rámci celé Unie v oblasti vodní politiky podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2008/105/ES (oznámeno pod číslem C (2020) 5205)
- RICHMOND E. K., ROSI, E. J., WALTERS, D. M., FICK, J., HAMILTON, S. K., BRODIN, T., SUNDELIN, A., GRACE, M. R. 2018. A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications* 9(1): 4491. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06822-w>
- SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU A RADĚ, kterým se stanovuje Evropský akční plán „Jedno zdraví“ proti antimikrobiální rezistenci (AMR) – COM (2017) 339 final.
- SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, RADĚ A EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU, které určuje Strategický přístup Evropské unie k léčivým přípravkům v životním prostředí – COM (2019) 128 final.
- SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020, o jakosti vody určené k lidské spotřebě (přepracované znění).
- SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2008/105/ES, o normách environmentální kvality v oblasti vodní politiky.
- SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2013/39/EU ze dne 12. srpna 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky.

- SMĚRNICE RADY 98/83/ES ze dne 3. listopadu 1998, o jakosti vody určené k lidské spotřebě.
- SNYDER, S. A., ADHAM, S., REDDING, A. M., CANNON, F. S., DECAROLIS, J., OPPENHEIMER, J., WERT, E. C., YOON, Y. 2007. Role of membranes and activated carbon in the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals. *Desalination* [on-line]. 202(1–3), 156–181. ISSN 00119164. Dostupné z: <https://doi.org/doi:10.1016/j.desal.2005.12.052>
- SOTELO, J. L., RODRÍGUEZ, A., ÁLVAREZ, S., GARCÍA, J. 2012. Removal of caffeine and diclofenac on activated carbon in fixed bed column. *Chemical Engineering Research and Design* [on-line]. 90(7), 967–974. ISSN 0263-8762. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2011.10.012>
- STEPANOVA, S., PRASKOVA, E., CHROMCOVA, L., PLHALOVA, L., PROKES, M., BLAHOVA, J., SVOBODOVA, Z., 2013. The effects of diclofenac on early life stages of common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Toxicol Pharmacol.* 35(3):454–460. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2012.09.011>
- SWAN, G. E., CUTHBERT, R., QUEVEDO, M., GREEN, R. E., PAIN, D. J., BARTELS, P., CUNNINGHAM, A. A., DUNCAN, N., MEHARG, A. A., OAKS, J. L., PARRY-JONES, J., SHULTZ, S., TAGGART, M. A., VERDOORN, G., WOLTER, K., 2006. Toxicity of diclofenac to Gyps vultures. *Biology letters*, 2(2), 279–282. Dostupné z: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0425>
- TISKOVÁ ZPRÁVA SÚKL, 2020. Průzkum SÚKL: Množství nevyužitých léčiv roste, v domácnostech je zbytečně hromadíme. Dostupné z: <https://www.sukl.cz/sukl/pruzkum-sukl-mnozstvi-nevyuzitych-leciv-roste-v-domacnostech>
- TRIEBSKORN, R., CASPER, H., SCHEIL, V., SCHWAIGER, J. 2007. Ultrastructural effects of pharmaceuticals (carbamazepine, clofibric acid, metoprolol, diclofenac) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and common carp (*Cyprinus carpio*). *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 387(4): 1405–1416. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00216-006-1033-x>
- TSUI, M. M. P., LEUNG, H. W., LAM, P. K. S., MURPHY, M. B. 2014. Seasonal occurrence, removal efficiencies and preliminary risk assessment of multiple classes of organic UV filters in wastewater treatment plants. *Water Research.* 53, 58–67. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.014>
- VÁŇA, M., WANNER, F., MATOUŠOVÁ, L., FUKSA, J. K. 2010. Možnosti odstraňování vybraných specifických polutantů v ČOV. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace.* 2010, 52(2), s. 1–3. ISSN 0322-8916.
- VERLICCHI, P., AL AUKIDY, M., ZAMBELLO, E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment – A review. *Science of The Total Environment.* 429, Special Section – Arsenic in Latin America, An Unrevealed Continent: Occurrence, Health Effects and Mitigation, 123–155. ISSN 0048-9697. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- VYHLÁŠKA Č. 252/2013 Sb., o rozsahu údajů v evidencích stavu povrchových a podzemních vod a o způsobu zpracování, ukládání a předávání těchto údajů do informačních systémů veřejné správy.
- VYHLÁŠKA Č. 431/2001 Sb., o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci.
- WANG, J., WANG, S. 2016. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from wastewater: A review. *Journal of Environmental Management* [on-line]. 182, 620–640. ISSN 0301-4797. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.049>
- WEBER F.-A., AUS DER BEEK, T., BERGMANN, A., CARIUS, A., GRÜTTNER, G., HICKMANN, S., EBERT, I., HEIN, A., KÜSTER, A., ROSE, J., KOCH-JUGL, J., STOLZENBERG, H.-C. 2014. Pharmaceuticals in the environment – the global perspective: Occurrence, effects, and potential cooperative action under SAICM. Dessau-Roßlau, Germany, German Environment Agency: 12. Dostupné z:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/pharmaceuticals_in_the_environment_0.pdf

WHO, 2012. Pharmaceuticals in drinking water. France, World Health Organization: 52.

WHO, 2017. Drinking Water Parameter Cooperation Project. Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive). Recommendations. World health organization, Regional Office for Europe. Bonn, 11 September 2017. 228 s.

ZÁKON Č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování životního prostředí a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí a o změně některých zákonů.

ZÁKON Č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů.

ZÁKON Č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích), ve znění zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 167/2004 Sb., zákona č. 127/2005 Sb., zákona č. 76/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb. a zákona č. 222/2006 Sb.

ZÁKON Č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění, o integrovaném registru znečišťování a o změně některých zákonů (zákon o integrované prevenci), ve znění zákona č. 521/2002 Sb., zákona č. 437/2004 Sb., zákona č. 695/2004 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 222/2006 Sb. a zákona č. 25/2008 Sb.

ZHANG, Y., WANG, B., CAGNETTA, G., DUAN, L., YANG, J., DENG, S., HUANG, J., WANG, Y., YU, G. 2018. Typical pharmaceuticals in major WWTPs in Beijing, China: Occurrence, load pattern and calculation reliability. Water Research [on-line]. 140, 291–300. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.056>

ZHANG, Y., GEIßEN, S.-U., GAL, C. 2008. Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. Chemosphere. 73(8), 1151–1161. ISSN 0045-6535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.086>

ZHE, L., SOBEK, A., RADKE, M. 2016. Fate of Pharmaceuticals and Their Transformation Products in Four Small European Rivers Receiving Treated Wastewater. Environmental Science & Technology 50(11): 5614–5621. Dostupné z: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06327>

ZHOU, Y., MENG, J., ZHANG, M., CHEN, S., HE, B., ZHAO, H., LI, Q., ZHANG, S., WANG, T. 2019. Which type of pollutants need to be controlled with priority in wastewater treatment plants: Traditional or emerging pollutants? Environment International 131, 104982. ISSN 0160-4120. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104982>

ZIETZSCHMANN, F., MÜLLER, J., SPERLICH, A., RUHL, A. S., MEINEL, F., ALTMANN, J., JEKEL, M., 2014. Rapid small-scale column testing of granular activated carbon for organic micro-pollutant removal in treated domestic wastewater. Water Science and Technology. 70 (7), 1271–1278. Dostupné z: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.357>

8 SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE

- DURČÁK, M., TUŠIL, P., HORKÝ, P., KODEŠ, V., ROSENDORF, P. 2011. Metodika pro výběr a hodnocení reprezentativnosti monitorovacích míst pro zjišťování a hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) a chemických ukazatelů pro hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích. Certifikovaná metodika. VÚV TGM, v. v. i., Praha, 8 s.
- DURČÁK, M., TUŠIL, P., MIČANÍK, T., ROSENDORF, P., KRISTOVÁ, A., VYSKOČ, P., PRCHALOVÁ, H. 2013. Metodika hodnocení chemického stavu útvarů povrchových vod. Certifikovaná metodika. VÚV TGM, v. v. i., Praha, 11 s.
- VYSKOČ, P., PRCHALOVÁ, H., MIČANÍK, T., ROSENDORF, P., KRISTOVÁ, a., SVOBODOVÁ, J., KODEŠ, V. 2014. Metodika hodnocení dopadu emisí na vodní prostředí, Certifikovaná metodika. VÚV TGM, v. v. i., Praha, 166 s.

9 SEZNAM ZKRATEK

AMR	antibiotická rezistence
AOP	pokročilé oxidační procesy
CAS	Chemical Abstracts Service
CENIA	Česká informační agentura životního prostředí
CEVT	centrální evidence vodních toků
CZ-NACE	číselník klasifikace ekonomických činností podle ČSÚ
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
ČSÚ	Český statistický úřad
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DIBAVOD	digitální báze vodohospodářských dat
EO	ekvivalentní obyvatel
ES	Evropské společenství
EU	Evropská unie
GAU	granulované aktivní uhlí
GC-MS/MS	plynová chromatografie s tandemovou hmotnostní spektrometrií
HRT	doba zdržení
IRZ	Integrovaný registr znečišťování
ISPOP	Integrovaný systém plnění ohlašovacích povinností
LC-MS/MS	kapalinová chromatografie s tandemovou hmotnostní spektrometrií
log K_{ow}	rozdělovací koeficient oktanol – voda
MZe	Ministerstvo zemědělství
NEK	norma environmentální kvality
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (z angl. Organisation for Economic Co-operation and Development)
PAU	práškové aktivní uhlí
PPCP	farmaceutické přípravky a látky používané pro osobní potřebu (z angl. Pharmaceuticals and Personal Care Products)
PRVKÚK	Plán rozvoje vodovodů a kanalizací kraje
Sb.	Sbírka zákonů
S–JTSK	Systém jednotné trigonometrické sítě katastrální
SRT	stáří kalu
SÚKL	Státní ústav pro kontrolu léčiv
v. v. i.	veřejná výzkumná instituce
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.
WGS 84	Geodetický standard vydaný ministerstvem obrany USA roku 1984
WHO	Světová zdravotnická organizace
ZABAGED®	Základní báze geografických dat

SOUHRN

Cílem metodiky je poskytnout návod, jak v povodí libovolného vodárenského zdroje identifikovat všechny významné antropogenní zdroje látek ze skupiny PPCP s důrazem na rizikové látky z pohledu člověka a vodních ekosystémů a sestavit žebříček jejich významnosti pro návrhy vhodných opatření. Důraz je v metodice kladen zejména na identifikaci klíčových míst v povodí, jež ohrožují kvalitu vodárenského zdroje, a na opatření realizovaná přímo ve zdroji. Metodika by měla sloužit jako podpůrný nástroj pro implementaci směrnice Evropského parlamentu a Rady 2020/2184, o jakosti vody určené k lidské spotřebě, a také pro implementaci směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky s ohledem na chemický a ekologický stav vod.

Metodika je členěna do navazujících kroků, jež lze rozdělit na:

- přípravnou fázi,
- fázi inventarizace a charakterizace zdrojů rizikových látek,
- fázi hodnocení rizikovosti a sestavení žebříčku významnosti zdrojů,
- doplňkovou fázi, která se věnuje možným návrhům opatření.

Přípravná fáze spočívá ve vymezení příslušného povodí k vodárenskému odběru a vyhodnocení dat z existujícího monitoringu nebo provedení průzkumného monitoringu ve vhodně zvoleném profilu (profilech) pro určení spektra výskytu rizikových látek a míry zatížení vodárenského zdroje.

Fáze inventarizace spočívá v lokalizaci všech antropogenních zdrojů látek PPCP v povodí nad hodnoceným vodárenským odběrem a získání charakteristik zdrojů, které umožní kvantifikaci vstupu farmak a dalších látek PPCP do vod. Pokud nejsou při inventarizaci zdrojů identifikovány v povodí nad vodárenským odběrem žádné zdroje, není nutné provádět další hodnocení a odběr je možné označit za neovlivněný.

Fáze hodnocení rizikovosti a sestavení žebříčku významnosti zdrojů spočívá v klasifikaci rizikových látek a určení potenciálně rizikových zdrojů v povodí. Na základě charakteristik zdrojů z pohledu emisí látek, vzdálenosti od odběru surové vody a vlivu retence a transformace hodnocených látek ve vodních nádržích a vodních tocích je sestaven žebříček významnosti zdrojů.

Poslední, doplňková fáze metodiky popisuje možné způsoby odstraňování rizikových farmak a dalších látek PPCP ve zdrojích znečištění. To spočívá jak v technickém řešení ve zdroji, tak i v organizačních a osvětových postupech, jež eliminují celkovou spotřebu a vstup látek do vod. Samostatně jsou popsány způsoby eliminace rizikových látek přímo na úpravkách vody, které mohou spolu s předchozími typy opatření významně eliminovat přestup farmak a dalších látek PPCP do upravené vody.

SUMMARY

The objective of the methodology is to provide guidance how to identify all major anthropogenic sources of substances from the PPCP group in the catchment of any drinking water abstraction, with an emphasis on hazardous substances from the perspective of humans and aquatic ecosystems, and to establish a scale of their significance for the design of appropriate measures. In particular, the focus in the methodology is on identifying key river basin sites that threaten the quality of the drinking water abstraction and on measures implemented directly at the source. The methodology should serve as a support tool for the implementation of Directive 2020/2184 of the European Parliament and of the Council on the quality of water intended for human consumption, as well as for the implementation of Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy regarding the chemical and ecological status of waters.

The methodology is divided into follow-up steps, which can be divided into:

- a preparatory phase,
- a phase of inventory and characterization of sources of hazardous substances,
- a phase of risk assessment and compiling a ranking of the importance of sources,
- an additional phase, that addresses a possible draft measure.

The preparatory phase consists of defining the relevant river basin for water abstraction and evaluating data from existing monitoring or carrying out the investigative monitoring in a suitably selected profile(s) to determine the spectrum of occurrence of hazardous substances and to determine the level of threat to the water abstraction.

The inventory phase consists of locating all the anthropogenic sources of PPCPs in the catchment of the assessed water abstraction and obtaining the characteristics of the resources that will allow the quantification of the inputs of pharmaceuticals and other PPCPs into the waters. If, in the inventory of resources, no resources are identified in the water catchment of the water abstraction, no further assessment is required, and the abstraction can be identified as unaffected.

The phase of the risk assessment and the compilation of the ranking of the source's importance consists of the classification of risk substances and the identification of potentially hazardous resources in a river basin. Based on the characteristics of the sources in terms of substance emissions, distance from water abstraction, and the impact of retention and transformation of the evaluated substances in water reservoirs and watercourses, a ranking of the significance of the sources is established.

The final, complementary phase of the methodology describes possible ways of removing hazardous pharmaceuticals and other PPCPs in sources of pollution. This involves both technical solutions at source and organisational and awareness-raising procedures that eliminate the total consumption and input of substances into waters. Separately, ways to eliminate risk substances are described directly on water treatment plants, which together with previous types of measures can significantly eliminate the transfer of pharmaceuticals and other PPCP substances into the drinking water.