

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra chemie



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Aktuální problematika pitných vod v ČR: Mikroplasty,
residuální biologicky aktivní látky a metody jejich
odstraňování**

Bakalářská práce

**Vojtěch Nováček
Ochrana krajiny a využívání přírodních zdrojů**

doc. Ing. Petr Kačer Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Aktuální problematika pitných vod v ČR: Mikroplasty, residuální biologicky aktivní látky a metody jejich odstraňování" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22.4.2024

Poděkování

Rád bych poděkoval panu doc. Ing. Petru Kačerovi Ph.D., vedoucímu této bakalářské práce, za jeho pomoc, ochotu a odborné rady při psaní. Dále děkuji své rodině a přátelům za podporu během celého studia a všem dalším, kteří věnují svůj čas přečtení této práce.

Aktuální problematika pitných vod v ČR: Mikroplasty, residuální biologicky aktivní látky a metody jejich odstraňování

Souhrn

Tato bakalářská práce se věnovala problematice znečištění pitných vod ČR vybranými kontaminanty – mikroplasty, residui léčiv a hormonální antikoncepce, pesticidy a residui hnojiv. S využitím vědeckých zdrojů byly zmapovány vstupy těchto polutantů do vodních zdrojů, popsána zdravotní rizika s nimi spojená a navrženy způsoby dekontaminace vod. Pozornost byla rovněž věnována legislativě pitných vod ČR a jednotlivých kontaminantů v ní obsažených.

Residua léčiv, hormonální antikoncepce a mikroplasty vstupují do vodních zdrojů mimo jiné, odpadní vodou, pesticidy a hnojiva pak vsakováním a povrchovým odtokem ze zemědělských oblastí.

Zdravotní rizika pro lidskou populaci zapříčiněná konzumací kontaminované vody nelze přehlížet. Hormonální a pesticidní látky jsou endokrinními disruptory – narušují funkci hormonálního systému. Pesticidy mohou přispět k rozvoji Parkinsonovi choroby, snížení inteligence a u dětí k ADHD. Nitrosaminy – látky vznikající z dusičnanů jsou karcinogeny a teratogeny. Zdravotní riziko plynoucí z kontaminace pitné vody hnojivy představuje dále karcinogenní kadmium. Mikroplasty jsou spojovány s narůstajícím výskytem imunitních a neurodegenerativních onemocnění či narušením homeostázy a metabolismu. Tyto látky způsobují mnohé další zdravotní problémy, ať už akutní nebo chronické.

Tato práce se dále věnuje způsobům dekontaminace vody od vybraných polutantů. Přestože běžné procesy čištění odpadních vod jsou schopné odstranit mikroplasty v relativně velké míře, do prostředí se jich i tak dostává nezanedbatelné množství. V budoucnu by měla být pozornost věnována především způsobům čištění vod od mikroplastů o rozměrech v jednotkách mikrometrů a níže. Potenciál v této oblasti vykazala adsorpce na nanomateriály. Léčiv a pesticidních látek se ve vodách nachází široké spektrum a neexistuje jeden konkrétní proces k jejich úplné dekontaminaci. Různé čisticí mechanismy vykazují rozličné stupně efektivitu na jednotlivé látky. K odstranění širšího spektra těchto kontaminantů je třeba využít kombinaci několika procesů jako např. adsorpci na aktivní uhlí a na různé nanomateriály, procesy membránové filtrace či pokročilé oxidační procesy. K odstranění kontaminantů z hnojiv se kromě běžně užívaných procesů nitrifikace/denitrifikace pro dusík a chemického srážení/užití poly-P bakterií pro fosfor osvědčily procesy reverzní osmózy, výměny iontů a adsorpce na nanomateriály. K dekontaminaci vod od těžkých kovů bývá rovněž využito adsorpce na nanomateriály, a především jejich různé kompozity vykazují vysokou efektivitu.

Klíčová slova: pitná voda, endokrinní disruptory, mikroplasty, léčiva, pesticidy, hnojiva, procesy čištění vod

Current Drinking Water Issues in the Czech Republic: Microplastics, Residual Biologically Active Substances and their Removal Options

Summary

This bachelor thesis addressed the issues of the contamination of drinking water in the Czech Republic considering pollutants such as microplastics, residues of hormonal contraceptives and drugs, pesticides, and the residues of fertilizers. With the use of scientific sources, we describe the pathways through which these contaminants reach the water sources and their related health risks, and we propose methods of decontamination. We also address the drinking water legislation in the Czech Republic and the legislation regarding the pollutants contained in drinking water.

The primary routes through which these pollutants enter water sources include wastewater, carrying residues of drugs and hormonal contraceptives, as well as microplastics. Additionally, agricultural areas contribute through seepage and surface runoff, which carry pesticides and fertilizers.

The health risks that the consumption of contaminated water poses to the human population cannot be overlooked. The residues of hormonal contraceptives and pesticides are endocrine disruptors – they disrupt the function of the hormonal system. Pesticides can contribute to the development of Parkinson's disease, cognitive impairment and to ADHD in children. Nitrosamines – substances derived from nitrates are carcinogens and teratogens. Another health risk associated with the contamination of drinking water with fertilizers is posed by cadmium which is carcinogenic. Microplastics are associated with the increasing occurrence of immune and neurodegenerative diseases or the disruption of homeostasis and metabolism. These substances cause many other health problems, both acute and chronic.

This paper also addressed the methods of decontamination of water from selected pollutants. Although the common wastewater treatment processes remove microplastics fairly efficiently, a considerable amount is, nevertheless, released into the environment. In the future, the focus should be on the water treatment processes which are capable of removing microplastics of the order of micrometers or lower. Adsorption on nanomaterials has shown potential in this area. There is a wide range of drugs and pesticides in water and there is no single treatment process capable of their complete decontamination. Various water treatment processes exhibit varying degrees of effectiveness for individual substances. To remove a wider spectrum of these contaminants, a combination of several processes must be used, such as adsorption on activated carbon or various nanomaterials, membrane filtration processes or advanced oxidation processes. In addition to the commonly used processes of nitrification/denitrification for nitrogen removal and chemical precipitation/use of poly-P bacteria for phosphorus removal, processes such as reverse osmosis, ion exchange and adsorption on nanomaterials have been proven to remove contaminants from fertilizers effectively. Adsorption on nanomaterials is also used to decontaminate water from heavy metals, and especially their composites show high efficiency.

Keywords: drinking water, endocrine disruptors, microplastics, pharmaceuticals, pesticides, fertilizers, water treatment processes

Obsah

1 Úvod	7
2 Cíle práce	8
3 Literární rešerše	9
3.1 Pitná voda	9
3.1.1 Kvalita pitné vody ČR	9
3.1.2 Zdroje pitné vody ČR	9
3.1.3 Spotřeba pitné vody v ČR.....	10
3.1.4 Legislativa pitné vody v ČR	10
3.2 Vybrané polutanty	11
3.2.1 Mikroplasty	11
3.2.2 Léčiva	13
3.2.3 Kontraceptiva a další hormonální léčiva	16
3.2.4 Pesticidy.....	19
3.2.5 Hnojiva	21
3.3 Procesy čištění vod	25
3.3.1 Čistírny odpadních vod.....	25
3.3.2 Úpravny pitných vod	27
3.3.3 Další postupy čištění vod.....	27
3.4 Čištění vod od vybraných polutantů	33
3.4.1 Mikroplasty.....	33
3.4.2 Léčiva a hormonální látky	34
3.4.3 Pesticidy.....	36
3.4.4 Residua hnojiv – dusičnany, fosforečnany a těžké kovy	37
4 Závěr	39
5 Literatura.....	40
6 Seznam použitých zkratk.....	51
7 Seznam obrázků a tabulek	52

1 Úvod

Kvalita pitné vody v České republice je obecně považována za bezproblémovou oblast. Se zvyšující se industrializací, dopravou, zemědělskou činností a dalšími potenciálně znečišťujícími faktory, však dochází ke stále většímu náporu na životní prostředí, a to včetně vodních zdrojů – povrchových i podzemních vod, které jsou často určeny k produkci pitné vody.

S neustálou modernizací všech oblastí lidské činnosti roste paralelně s tím i přísnost legislativních požadavků na kvalitu pitné vody. V poslední době se na tomto poli objevují nové výzvy. Jedná se o důsledky zmiňované modernizace a pokroku. Těmto moderním problémům je nutné se přizpůsobovat a zvyšovat kvalitu péče o životní prostředí, která by jinak nebyla dostačující.

Mezi tyto výzvy patří řešení problému kontaminace životního prostředí a zdrojů pitné vody mikroplasty, léčivy, hormonálními látkami, pesticidy a hnojivy. Residua těchto látek vstupují do životního prostředí ve formách metabolitů, konjugovaných forem, ale i stále aktivních látek. Mnohé z nich jsou považovány za endokrinní disruptory, karcinogeny či teratogeny. Je tedy nutné předcházet znečištění vodních zdrojů těmito polutanty a zaměřit se na efektivní způsoby dekontaminace vody.

Náplní této bakalářské práce je získat ucelený pohled na stav pitné vody v ČR v oblasti vybraných kontaminantů.

2 Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je shrnout legislativní rámec týkající se kvality pitné vody v ČR, zmapovat způsoby kontaminace vodních zdrojů vybranými polutanty, popsat jejich vliv na zdravotní stav populace a navrhnout technologické postupy k jejich odstranění z vody. Dalším cílem je potvrdit či vyvrátit stanovené hypotézy:

1. Stav životního prostředí se díky rostoucí průmyslové a zemědělské produkci v téměř všech oblastech lidské činnosti zhoršuje a spolu s ním i kontaminace složek životního prostředí. Klesá i kvalita pitné vody v ČR.
2. Tak, jak roste úroveň lidského poznání a citlivost analytických metod, jsou v pitných vodách detekovány nové typy kontaminantů. Současné metody produkce pitných vod nejsou schopny zachytit/účinně odstranit veškeré kontaminanty.
3. Residuální biologicky aktivní látky přítomné v pitných vodách mají negativní vliv na lidské zdraví a je nutné hledat způsoby, jak je z pitných vod odstraňovat.

3 Literární rešerše

3.1 Pitná voda

Voda je jedním z nejdůležitějších přírodních zdrojů a základním předpokladem k životu na naší planetě. Kvůli vysoké industrializaci, urbanizaci a nedostatečnému povědomí o péči o vodu čelí dnes asi 80 % světové populace hrozbě zhoršující se kvality pitné vody a problémům s jejím zásobováním. 2 % vody na planetě jsou sladké vody, ale pouze 0,036 % je vhodných k užití člověkem. Kvůli narůstajícímu znečištění se však stále více zdrojů vody stává nevhodných k lidskému užití. Jedná se o jeden z největších problémů, kterým v dnešní době čelíme (Jayaswal et al. 2018).

3.1.1 Kvalita pitné vody ČR

Česká republika je země s vysokou kvalitou pitné vody. Zdejší legislativa ohledně kontroly a udržování její jakosti je přísná. Z hlediska výsledků monitorování znečišťujících látek v pitné vodě docházelo mezi lety 2004–2014 k postupnému zvyšování kvality. Tento trend se v roce 2015 sice zastavil – překročení nejvyšších mezních hodnot bylo prokázáno častěji než v předchozích letech, ale důvodem „zhoršení“ bylo sledování daleko širšího spektra pesticidních látek a jejich metabolitů. Od roku 2016 dochází opět k postupnému zlepšování výsledků monitorování (Valášek et al. 2023).

V otázce jakosti pitné vody ČR však nepanuje jednoznačná shoda názorů. V roce 2019 se do konfrontace na toto téma dostala Akademie věd ČR (AV ČR) a Státní zdravotní ústav (SZÚ) – Národní referenční centrum (NRC) pro pitnou vodu. V dokumentu „AVex“ vydaném AV ČR a signovaným doc. RNDr Martinem Pivokonským, Ph.D je kvalita pitné vody ČR popisována jako nedostatečná, s čímž MUDr. František Kožíšek, CSc., vedoucí NRC pro pitnou vodu nesouhlasí a protiargumentuje (iVodárenství.cz 2019).

Zmíněný případ nebyl první, kdy doc. Martin Pivokonský vyjádřil znepokojení ohledně jakosti pitné vody v ČR. V červnu 2018 na společném semináři AV ČR a Poslanecké sněmovny již upozorňoval na klesající kvalitu surové vody. Jako konkrétní problém označil organické látky ze sinic - AOM (Algal Organic Matter), které zapříčiňují snížení efektivity adsorpce pesticidních látek. Zároveň při interakci AOM a dezinfekčních prostředků vznikají toxické vedlejší produkty. Doc. Pivokonský zde také otevřel otázku dostatečnosti limitu pesticidů ve vodě. Hojně diskutovaným tématem byla i přítomnost mikroplastů ve vodě (Horáčková 2018).

3.1.2 Zdroje pitné vody ČR

K produkci pitné vody v ČR využíváme zdroje povrchové – vodní nádrže, řeky, potoky, rybníky, a zdroje podzemní – studny, vrty, prameniště (Čevak 2015). V roce 2022 byly oba typy zdrojů vody využívány téměř ve stejném poměru, konkrétně takto: vody povrchové – 50,29 %, a vody podzemní - 49,71 % (Státní zdravotní ústav 2023).

3.1.3 Spotřeba pitné vody v ČR

V roce 2022 bylo vodou z veřejného vodovodu zásobováno 95,6 % obyvatel ČR. Průměrná spotřeba pitné vody ve stejném roce byla 89,4 l/osoba/den. Historicky se jedná o nízkou hodnotu – v roce 1989 byla hodnota téměř dvojnásobná (171 l/osoba/den). Z důvodu růstu ceny za pitnou vodu však docházelo během let k výraznému snížení spotřeby. V letech 2002 a 2003 došlo k zastavení tohoto trendu. V roce 2014 se spotřeba začala opět zvyšovat, ale v roce 2022 došlo k dalšímu poklesu – o 4 l/osobu/den (Valášek et al. 2023).

3.1.4 Legislativa pitné vody v ČR

V České republice máme několik pramenů práva stanovujících péči o pitnou vodu, práva a povinnosti týkajících se pitné vody, způsobů jejího ošetření atd.

Zákon č. 258/2000 Sb., o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů nám mimo definici pitné vody stanovuje předpoklady její kvality a povinnosti osobám k jejich zajištění.

Definice pitné vody v ČR podle výše zmíněného zákona č. 258/2000 Sb. je následovná: *„Pitnou vodou je veškerá voda v původním stavu nebo po úpravě, která je určena k pití, vaření, přípravě jídel a nápojů, voda používaná v potravinářství, voda, která je určena k péči o tělo, k čištění předmětů, které svým určením přicházejí do styku s potravinami nebo lidským tělem, a k dalším účelům lidské spotřeby, a to bez ohledu na její původ, skupenství a způsob jejího dodávání.“* Vyhláška č. 252/2004 Sb. pak definuje vlastnosti pitné vody a stanovuje limity jednotlivých polutantů takto: *„Pitná a teplá voda nesmí obsahovat mikroorganismy, parazity a látky jakéhokoliv druhu v počtu nebo koncentraci, které by mohly ohrozit veřejné zdraví.“*

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody je stanovena podle předešlého zákona č. 258/2000 Sb. a upravuje

„a) hygienické limity mikrobiologických, biologických, fyzikálních, chemických a organoleptických ukazatelů jakosti pitné vody, včetně pitné vody balené a teplé vody dodávané potrubím užitkové vody nebo vnitřním vodovodem, které jsou konstrukčně propojeny směšovací baterií s vodovodním potrubím pitné vody (dále jen „teplá voda“), jakož i vody teplé vyráběné z individuálního zdroje pro účely osobní hygieny zaměstnanců,

b) rozsah a četnost kontroly dodržení jakosti pitné vody a

c) požadavky na metody kontroly jakosti pitné vody.“

Vyhláška č. 409/2005 Sb. stanovuje hygienické požadavky na

„a) složení a značení výrobků určených k přímému styku s pitnou nebo teplou vodou nebo surovou vodou (dále jen "voda") a úpravu jejich povrchů,

b) složení a značení chemické látky nebo chemické směsi určené k úpravě na vodu pitnou nebo teplou (dále jen „chemické látky nebo chemické směsi“),

c) způsob ověření, že nedojde k nežádoucímu ovlivnění pitné nebo teplé vody, a náležitosti záznamu o jeho provedení,

d) vodárenské technologie k vodárenské úpravě surové vody a chemické látky nebo chemické směsi, které lze používat k úpravě vody.“

Vyhláška SÚJB č. 307/2002 Sb. stanovuje mezní hodnoty obsahu přírodních radionuklidů pro pitnou vodu a požadavky k jejich měření.

Ze směrnice rady EU 98/83/ES vycházejí požadavky na kvalitu pitné vody, jejímž cílem je „chránit lidské zdraví před nepříznivými účinky jakéhokoliv znečištění vody určené k lidské spotřebě a zajistit, že voda bude zdravotně nezávadná a čistá“. Česká legislativa je v některých požadavcích kvality přísnější, což tato směrnice jednotlivým státům umožňuje (Ministerstvo zdravotnictví 2023).

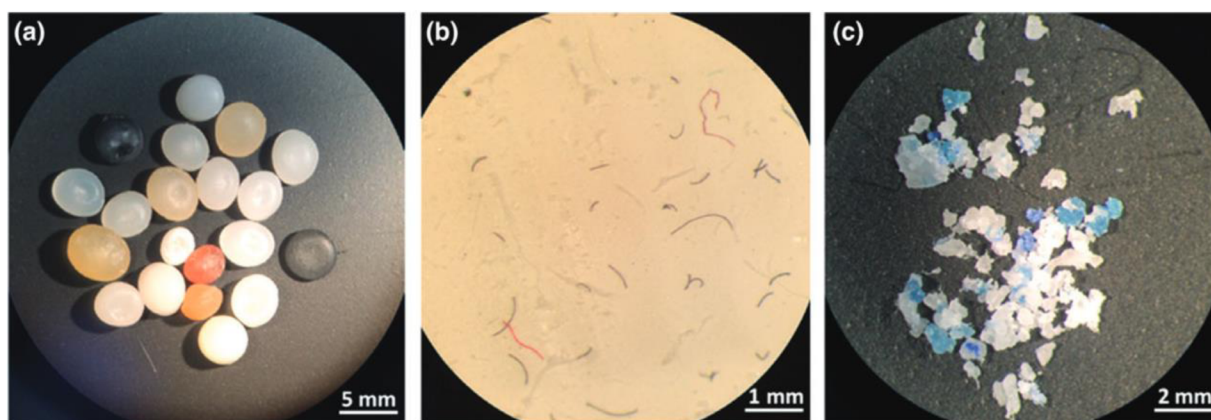
3.2 Vybrané polutanty

Mezi polutanty pitné vody, o kterých budeme v této bakalářské práci hovořit, patří mikroplasty, léčiva obecně, kontraceptiva a další hormonální látky, pesticidy a residua hnojiv.

3.2.1 Mikroplasty

Thompson et al. (2009) definují mikroplasty (MP) jako plastové částice menší 5 mm. Ve své publikaci z roku 2018 však Thompson & Napper upozorňují na to, že u MP neexistují žádné platné dohody ohledně nomenklatury. MP dělíme na primární a sekundární. Primární MP jsou záměrně produkovány a nacházejí uplatnění např. v kosmetice. Tento způsob užití primárních MP bývá kvůli zvyšující se kontaminaci prostředí regulován (Napper et al. 2015). Sekundární MP vznikají fragmentací větších plastových předmětů. Přestože o výskytu těchto plastových fragmentů víme od počátku 70. let minulého století (Carpenter et al. 1972), termín „mikroplast“ se začal používat až v polovině první dekády 21. století (Thompson et al. 2004). V životním prostředí se nacházejí plastové fragmenty i ve velikostech několika málo mikrometrů či méně (GESAMP 2016). Plastové fragmenty těchto rozměrů označujeme jako nanoplasty (NP). Opět zde platí nejednotnost definice. Některé zdroje uvádí NP jako částice menší 1000 nm (GESAMP 2016), další je definují hranicí 100 nm (Bergami et al. 2015).

Obrázek č. 1 zobrazuje některé typy MP – (a) pelety (b) vlákna (c) fragmenty.



Obrázek č. 1 – Mikroplasty různých tvarů a velikostí (Horton & Dixon 2017)

Existuje mnoho typů plastů, ze kterých vznikají MP. Nejběžnějšími jsou polyetylen, polypropylen, polyvinylchlorid, polyethyltereftalát a polystyren. Kvůli všestrannému využití plastů došlo k exponenciálnímu nárůstu jejich produkce – zatímco v 50. letech šlo o 5 milionů tun, v roce 2015 se jednalo již o více než 300 milionů tun. Přibližně 40 % všech vyprodukovaných plastů je využíváno jako obalové materiály, což ve většině případů znamená jednorázové použití (Plastics Europe 2015).

Environmentální shromáždění OSN a lídři G7 v roce 2015 klasifikovali plastový odpad jako největší světovou hrozbu znečištění životního prostředí (GESAMP 2016).

3.2.1.1 Prokázání přítomnosti mikroplastů ve vodách

V létě 2017 proběhla českými i světovými médii zpráva o výsledcích pilotní studie neziskové organizace Orb Media, prokazující přítomnost plastových vláken ve většině vzorků pitné vody napříč kontinenty (Kožíšek & Kazmarová 2019). V 83 % odebraných vzorků byla prokázána přítomnost MP s průměrným obsahem 4,34 částic/l. (Kosuth et al. 2017).

Studie z roku 2018 (Pivokonský et al.) zkoumala výskyt MP v povrchových vodách ČR. Ve vzorku z velké přehrady bylo objevena koncentrace 1473 částic/l (+/- 34), na malé přehradě koncentrace 1812 částic/l (+/- 35) a ve vzorku z řeky 3605 částic/l (+/- 497). Tato studie používala metodu stanovující MP až do velikosti 1 µm a naprostá většina nalezených částic nebyla větší 10 µm.

V posledních letech zaznamenáváme výskyt MP i ve vodách podzemních. Panno et al. (2019) je zachytili v podzemní vodě v koncentraci až 15,2 částic/l. Další výzkum z roku 2019 (Mintenig et al.) také prokázal výskyt MP v pitné vodě pocházející z podzemního zdroje. Tyto koncentrace byly oproti surové podzemní vodě relativně nízké, pravděpodobně díky čistícím technologiím vodárny, a pohybovaly se v rozmezí 0-7 částic/m³.

Koelmans et al. (2019) analyzovali 55 studií (včetně výše zmíněných studií Pivokonský et al. 2018 a Mintenig et al. 2019) zaměřujících se na výskyt MP ve vodách pitných (balených i kohoutkových), surových (podzemních i povrchových) a odpadních. Jednotlivé studie prokázali MP o rozměrech 1 µm – 5 mm. Nejčastěji objevené typy MP byly fragmenty, vlákna, fólie, pěnové částičky a pelety.

3.2.1.2 Způsoby vstupů mikroplastů do zdrojů pitné vody

Hlavním zdrojem znečištění životního prostředí jsou MP sekundární. Ty vznikají působením UV záření a oxidace materiálů. Následnou fragmentací plastových produktů dochází k jejich uvolňování do prostředí (Thompson & Napper 2018). Konkrétní zdroje znečištění vody MP jsou průmyslová činnost, vyhozené plastové výrobky (Alfonso et al. 2021), praní prádla ze syntetických materiálů či kosmetika obsahující MP. Významným zdrojem je také oděr z pneumatik. MP se pak dostávají do povrchových vod odpadními vodami – nedokonalé čištění v čistírnách odpadních vod (ČOV) (Freidinger 2018) a povrchovým odtokem. Ohroženy jsou i vody podzemní. MP do nich pronikají z půdy, do které se dostávají z plastového odpadu (Alfonso et al. 2021). Wetherbee et al. (2019) dokonce prokázali přenos MP do životního prostředí skrz atmosféru – větrem a srážkami, což vede k logickému závěru, že se MP mohou dostávat skrz atmosféru i do zdrojů pitné vody.

3.2.1.3 Vystavení člověka mikroplastům

MP se do lidského organismu dostávají požitím kontaminovaných potravin a vody, inhalací, nebo přímým kontaktem pokožky s produkty osobní péče, syntetickým textilem či prachovými částicemi, obsahující MP/NP (Rahman et al. 2021). Nejvýznamnější zdroj vystavení MP pro člověka je kontaminovaná potrava a voda (Galloway 2015).

Průzkum z roku 2019 (Cox et al.) ukázal, že průměrný Američan ročně vstřebá skrz potravu 39 000 – 52 000 částic MP/NP. Množství se různí v závislosti na věku a pohlaví. Při započítání vdechnutých MP celkový počet vystoupá na 74 000 – 121 000 částic MP na osobu. Bylo také zjištěno, že pokud jednotlivci pijí pouze balenou vodu, jejich příjem částic stoupl o dalších 90 000, což je výrazný rozdíl oproti požívání pouze vody z kohoutku (4000). V této studii je rovněž uvedeno, že počty částic jsou podhodnoceny, protože jsou odvozeny pouze z 15 % kalorického příjmu průměrného Američana.

3.2.1.4 Zdravotní rizika

MP jsme dříve považovali za inertní a netoxické. Dnes víme, že mohou být potenciálně škodlivé v závislosti na jejich množství a individuální citlivosti a způsobovat některé zdravotní problémy jako oxidační stres a cytotoxicitu. Mohou translokovat mezi orgány a kvůli jejich perzistenci v organismu mohou vyvolat chronické podráždění vedoucí k zánětům, které zvyšují riziko rakoviny. MP jsou rovněž spojovány s narůstajícím výskytem imunitních a neurodegenerativních onemocnění. Mohou způsobit narušení homeostázy a metabolismu. Krom toho mohou MP uvolňovat chemikálie v plastech přirozeně obsažené, nebo adsorbované z prostředí. MP mohou také sloužit jako přenašeče mikroorganismů (Prata et al. 2020).

Přestože nemáme důkaz, že by mikroplasty představovaly celosvětové riziko v oblasti lidského zdraví (Prata et al. 2020), je potřeba pokračovat ve výzkumu zdravotních rizik s nimi spojených.

3.2.2 Léčiva

Téma léčiv v pitné vodě je hojně diskutovaným tématem zejména posledních dvou dekad (Kožišek 2022). Léčiva jsou jedním z hlavních produktů lidské péče o zdraví a jejich spotřeba celosvětově stoupá. Denně je ve světě spotřebováno stamiliony balení léčiv s cca třemi tisíci účinnými látkami (Shearer et al. 2022). Jejich metabolity ale i stále aktivních léčiva pak pronikají do životního prostředí (Kožišek 2022).

3.2.2.1 Legislativa léčiv

V ČR definuje léčivo zákon č. 378/2007 Sb. následovně:

„a) látka nebo kombinace látek prezentovaná s tím, že má léčebné nebo preventivní vlastnosti v případě onemocnění lidí nebo zvířat, nebo

b) látka nebo kombinace látek, kterou lze použít u lidí nebo podat lidem, nebo použít u zvířat či podat zvířatům, a to buď za účelem obnovy, úpravy či ovlivnění fyziologických funkcí prostřednictvím farmakologického, imunologického nebo metabolického účinku, nebo za účelem stanovení lékařské diagnózy.“

Na rozdíl od mnoha ostatních kontaminantů, limitní hodnoty léčiv v pitné vodě vyhláška č. 252/2004 nijak neupravuje, a proto nejsou jejich hodnoty pravidelně kontrolovány. Tuto situaci částečně řeší zákon o ochraně veřejného zdraví č. 258/2000 Sb., kde je ustanoveno, že při podezření na výskyt dalších znečišťujících látek u dané zásobovací oblasti, neupravených prováděcím předpisem, musí provozovatel neprodleně zjistit koncentraci či množství tohoto polutantu a informovat příslušný orgán veřejného zdraví.

V lednu 2022 vydala Evropská komise, na základě směrnice 2020/2184, seznam sledovaných ukazatelů (tzv. watch list). Ten stanovuje limit 17- β -estradiolu (E2) v pitné vodě – hormon a endogenní disruptor (1 ng/l). Jedná se o výjimku ve sledování léčiv v pitné vodě (Kožíšek 2022).

3.2.2.2 Spotřeba léčiv v ČR

Tabulka č. 1 zobrazuje užití (dodávky) léčiv v ČR mezi lety 2015 – 2023.

Tabulka č.1 - Spotřeba léčiv v ČR (SÚKL)

Rok	2023	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015
Počet balení *	268,15	270,49	249,88	246,57	255,92	261,05	262,48	260,83	267,16

* Počet balení uveden v milionech

3.2.2.3 Způsoby kontaminace

Léčiva se do životního prostředí dostávají skrze odpadní vodu. Ta je, krom močí a stolicí vyloučených zbytků léčiv, kontaminována i likvidací nespotřebovaných zbytků spláchnutím do toalety. Tato léčiva, obsažená v odpadní vodě, nejsou čistící procesy ČOV schopny plně zachytit. Odstraněna je pouze jejich část. Léčiva se tedy dále dostávají do povrchových vod a mohou kontaminovat i vodu podzemní (Kožíšek 2022).

Určité množství léčiv je také vyhozeno do běžného odpadu. Léčiva končící na skládce se do vodních zdrojů dostávají vsakováním a povrchovým odtokem. Veterinární léčiva se dostávají do vody a životního prostředí obdobně – např. hnojením kejdy obsahující zbytky léčiv. Ty jsou vsakovány či odtokem transportovány, do povrchových a podzemních vod (WHO 2012). Podrobné schéma kontaminace vody léčiv je zobrazené na obrázku č. 2 na straně 15.

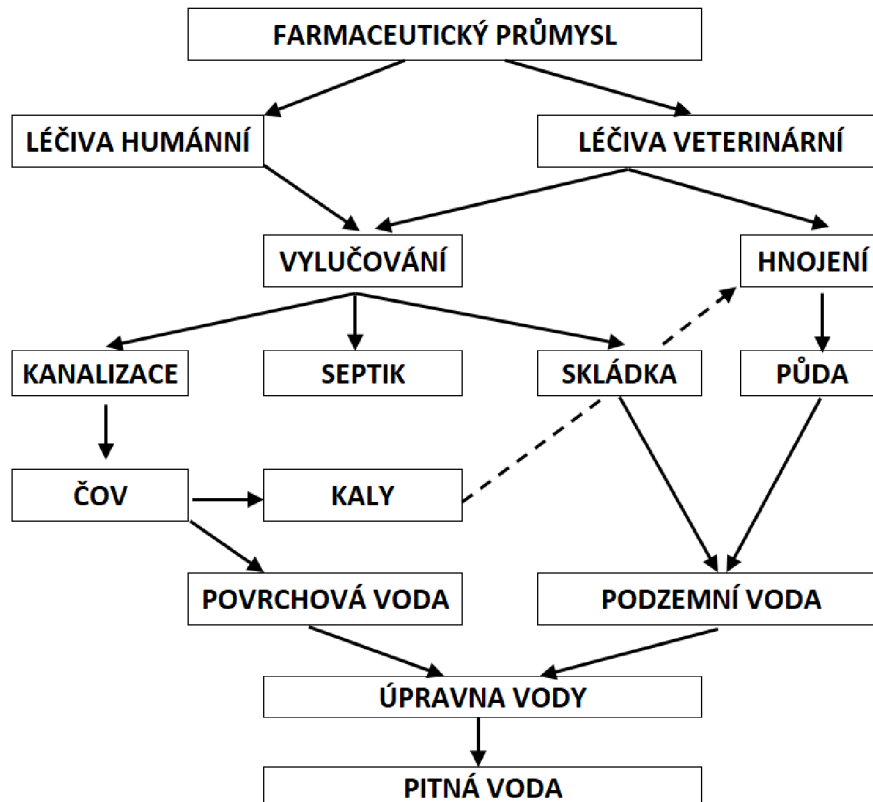
3.2.2.4 Prokázání léčiv ve vodách

Wilkinson et al. (2022) provedli průzkum výskytu farmak v povrchových vodách. Ve 107 zemích (včetně ČR) bylo odebráno 1052 vzorků z 258 řek. Ve 25,7 % vzorcích byla objevena minimálně jedna farmaceutická látka v obsahu převyšujícím bezpečnou mez pro vodní organismy, nebo v množství, které může ovlivnit antimikrobiální rezistenci. U vzorků z řek Vltavy a Berounky odhalili autoři průměrné koncentrace farmak ve vodě následovně: analgetika 23,3 ng/l, antibiotika 86,4 ng/l, antiepileptika 242 ng/l, antidepresiva 53,9 ng/l, antihyperglykemika 1010 ng/l, antihistaminika 37,1 ng/l, beta blokátory 6,64 ng/l, nefarmaceutické stimulanty (kofein, nikotin) 24,6 ng/l. Konkrétních prokázaných látek bylo v ČR 16 (včetně nikotinu) a jednalo se o: amitriptylin, atenolol, karbamazepin, cetizirin,

ciprofloxacin, clarithromycin, desvenlafaxin, fluconazol, gabapentin, lidokain, metformin, nikotin, paracetamol, sitagliptin, sulfamethoxazol a venflaxin. Celková průměrná kumulativní koncentrace byla 1490 ng/l.

Celosvětově byly látky v nejvyšších koncentracích paracetamol, kofein, metformin, fexofenadin, sulfamethoxazol, detronidazol a gabapentin (Wilkinson et al. 2022).

Průzkum pitné vody (Kožíšek & Pumann) na výskyt farmak a jejich metabolitů z roku 2013 byl zaměřený na výskyt pěti léčiv v kohoutkové vodě ČR. Šlo o naproxen, ibuprofen, diklofenak (protizánětlivé látky), karbamazepin (antiepileptikum) a 17-alfa-ethinilestradiol (kontraseptivum). Jednalo se o látky, u nichž byl předpokládán pozitivní nález. Průzkum zahrnoval 3 etapy a bylo odebráno celkem 92 vzorků z 92 různých vodovodů zásobujících 3,9 milionů obyvatel. V první etapě nebyla v žádném ze vzorků prokázána koncentrace jakékoliv látky převyšující mez stanovitelnosti. Druhá etapa se soustředila na rizikové lokality (spodní toky zatížené odpadními vodami). Zde byl pozitivní nález v 19 vzorcích z 23 (1-3 látky). Nejčastěji se jednalo o ibuprofen (12 záchytů, koncentrace 0,7-20,7 ng/l), dále karbamazepin (8 záchytů, koncentrace 2,2-18,5 ng/l), naproxen (5 záchytů, koncentrace 0,5-3 ng/l) a diklofenak (2 záchyty, koncentrace 0,6-3,9 ng/l). Třetí etapa se zaměřila na opakované prokázání vyšších koncentrací z druhé etapy. Ve většině případů se opakovaný záchyt takto vysokých koncentrací neprokázal. Na 8 lokalitách bylo odebráno 15 vzorků, jak z distribuční sítě, tak na výstupech z úpravný vod. Ve 3 vzorcích ze dvou různých vodovodů byl prokázán 3x ibuprofen (0,5-1,2 ng/l) a 1x karbamazepin (4 ng/l). 17- α – ethinylestradiol (EE2) nebyl ani v jednom ze vzorků prokázán nad mez stanovitelnosti 2 ng/l.



Obrázek č. 2 - Schéma kontaminace vody léčivy (Šíblová & Biela 2019)

3.2.2.5 Prevence vniku léčiv do vod

Vyšší prevence vstupu farmak do vody by mohla být významným pokrokem v řešení tohoto problému. Zcela určitě tím nejjednodušším a pravděpodobně nejméně finančně nákladným způsobem.

Nevhodné způsoby likvidace, jako splachování přebytečných léčiv a jejich vyhazování do běžného odpadu, jsou významným zdrojem znečištění vody farmaky. Vzdělávání spotřebitelů o tomto problému by mohlo výrazně pomoci v jeho řešení, stejně tak jako zlepšení systému zpětného odběru léků (WHO 2012).

3.2.2.6 Zdravotní rizika

Přestože v otázce zdravotních rizik pro člověka z vystavení stopových množství léčiv v pitné vodě panují určitá znepokojení, tak nám dosavadní poznatky naznačují, že pro spotřebitele nepředstavují zdravotní riziko. Významným kritériem hodnocení zdravotních rizik léčiv ve vodě je ale i dopad těchto skutečností na psychiku spotřebitelů (Kožíšek & Pumann 2013).

Kožíšek a Pumann (2013) zachytili v pitné vodě koncentraci ibuprofenu 20,7 ng/l, avšak odkazují na skutečnost, že při průměrné spotřebě 2l vody na den, by člověk musel tuto vodu pít 26 tisíc let, aby dosáhl dávky ibuprofenu 400 mg.

Praveena et al. (2019) ovšem upozorňují na druhy léčiv, které jsou endokrinními disruptory. Jedná se o látky, které mohou negativně ovlivnit endokrinní systém, a narušit funkci hormonů, v jakékoliv fyziologické fázi lidského vývoje. Mohou způsobit neplodnost, morfologické anomálie a další zdravotní problémy.

Zvýšenou rizikovost těchto látek potvrzuje i doporučení NRC pro pitnou vodu. Stanovuje zde přijatelnou koncentraci jednotlivých léčiv a jejich metabolitů na 100 ng/l včetně, s výjimkou zmiňovaných látek s hormonálně aktivním účinkem a látek genotoxických. U těch je přijatelná hodnota desetinásobně nižší – 10 ng/l. Přijatelná koncentrace sumy všech kvantitativně zjištěných léčiv je stanovena na 500 ng/l včetně. Nalezené látky pod mez stanovitelnosti se do sumy nezapočítávají. Kvůli odborným problémům s odvozením toxikologických limitů nejsou hodnoty stanoveny právě na základě toxikologie, ale na základě předběžné opatrnosti (Kožíšek 2022).

3.2.3 Kontraceptiva a další hormonální léčiva

Kontraceptiva jsou druhem farmak bránící nechtěnému početí. V posledních dekádách, stejně jako u ostatních léčiv, docházelo k prudkému nárůstu jejich užití. Tyto látky nejsou z vody v ČOV efektivně odstraněny a následkem toho dochází k znečištění vodních zdrojů jejich metabolity či konjugovanými formami. Jedná se o endokrinní disruptory a konzumace jimi kontaminované vody či potravy může vést k mnoha zdravotním problémům. Kontaminaci těmito látkami způsobuje i chov hospodářských zvířat a ryb, kterým jsou rovněž podávána hormonální léčiva (Kaur et al. 2018).

3.2.3.1 Legislativa v ČR

V ČR je stanoven limit v pitné vodě pro estrogen E2 (1 ng/l) podle směrnice Evropského parlamentu a rady EU 2020/2184. Při překročení tohoto limitu rozhodují o následném postupu členské státy individuálně, stejně tak jako u způsobu monitorování (Kožíšek 2022).

3.2.3.2 Spotřeba kontraceptiv v ČR

Spotřeba hormonální antikoncepce v ČR od roku 2007, kdy dosáhla vrcholu (1 217 664 žen), postupně klesá. V roce 2021 ji užívalo už „pouze“ 686 964 žen (ÚZIS 2021).

Tabulka č. 2 – Spotřeba hormonální antikoncepce v ČR (ÚZIS 2021)

Rok	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015
Počet *	686,96	714,95	705,77	758,72	808,07	878,29	941,46

2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007
1046,96	1085,03	1110,43	1145,98	1175,04	1187,45	1204,86	1217,66

* Počet uživatelů hormonální antikoncepce v tisících

3.2.3.3 Kontaminace vody

Způsob kontaminace je stejný jako u ostatních léčiv. Metabolity kontraceptiv se dostávají do odpadních vod v moči a fekáliích. Podle studie Johnsona & Williamse (2004) dojde po požití pilulky kontraceptiva EE2 k metabolizování 43 % dávky tohoto estrogenu. Zbylých 57 % je z těla vyloučeno. ČOV však nejsou dimenzované na odstranění zbytků těchto léčiv, takže k jejich úplnému odstranění z vody nedojde. Následně dochází ke kontaminaci vodních zdrojů.

Určité množství kontraceptiv končí na skládkách, odkud se vsakují do podzemních vod, nebo jsou odtokem transportovány do vod povrchových. Voda je rovněž kontaminována močí a exkrementy hospodářských zvířat a chovných ryb. U hospodářských zvířat byl v minulosti využíván např. estrogen diethylstilbestrol k ovlivnění ukládání tuku v mase (Kaur et al. 2018).

3.2.3.4 Prokázání hormonálních látek ve vodě a potravinách

3.2.3.4.1 Voda

Různé výzkumné skupiny po celém světě již kvantitativně posuzovali znečištění vod hormonálními látkami. Mezi hormony, které jsou běžně prokázány v pitných či povrchových vodách patří 17- α -estradiol (α E2). Ten Kuch & Ballschmiter prokázali v koncentraci 0,3 ng/l, dále E2 v koncentraci 0,7 ng/l, EE2 v koncentraci 0,35 ng/l, estron (E1) v koncentraci 0,4 ng/l (Kuch & Ballschmiter 2001) či estriol (E3) v koncentraci 0,03 ng/l (Backe 2015).

Průzkum pitné vody ČR z roku 2013 (Kožíšek & Pumann) však neprokázal u estrogenu EE2 jediné překročení meze stavitelnosti 2 ng/l.

3.2.3.4.2 Potraviny

Estrogeny jsou nejvíce zastoupená léčiva, kontaminující kravské mléko a mléčné produkty (Kaur et al. 2018). Markopoulou & Koundourellis (2006) dokonce detekovali EE2, norgestrel a cyproteron acetát v lidském mateřském mléce v koncentracích 4,4-155,6 ng/ml. Estrogeny, metabolity progesteronu a androgenní prekurzory jsou detekovatelné i v masu (Kaur et al. 2018).

3.2.3.5 Působení hormonálních reziduí na vodní organismy

Kontaminace povrchových vod estrogeny a syntetickými progesterony z hormonální antikoncepce silně ovlivňuje vodní organismy, a to i v nízkých koncentracích – pro EE2 od 0,1 ng/l (Caldwell et al. 2012). Tyto látky jsou endokrinními disruptory, ovlivňují růst, vývoj a reprodukční schopnosti vodních organismů. Je prokázáno, že tyto látky mají škodlivé účinky na samčí plod in utero (Sharpe & Skakkebaek 1993). V roce 2007 byly zveřejněny výsledky studie probíhající v Kanadě, která po dobu sedmi let zkoumala vliv EE2 na vodní organismy. Do vod bylo vypuštěno množství EE2 rovnající se znečištění města s 200 000 obyvateli. Vědci byli svědky téměř okamžité feminizace populace samců rybního druhu střevle tuponosé, což vedlo téměř k vyhynutí populace (Kidd et al 2007). Studie U.S. Fish & Wildlife Service (2006) prokázala, že u více než 80 % samců okounka černého v řekách Shenandoah a Mononacy probíhá tvorba samičích zárodečných buněk ve varlatech.

3.2.3.6 Intoxikace lidského organismu

Vystavení lidského organismu residuím kontraceptiv a dalších hormonálních léčiv probíhá konzumací kontaminované potravy (mléko, mléčné produkty, maso atd.) a pitím kontaminované vody (Kaur et al. 2018). Studie z roku 2010 použila model PhATE (pharmaceutical assessment and transport evaluation) k odhadnutí úrovně expozice estrogenům z pitné vody a porovnávala expozici těmto látkám pitnou vodou a stravou. Výsledky ukázaly, že dospělý Američan přijme denně ze stravy 23 ng estrogenů a z pitné vody 0,28 ng. Vystavení estrogenům bylo tedy 82x vyšší ze stravy než z pitné vody. U dětí byla porovnáována expozice z mléka a pitné vody. Příjem estrogenů z mléka činil 26 ng/den a z pitné vody 0,17 ng/den. Expozice z mléka byla cca 150x vyšší (Caldwell et al. 2010).

3.2.3.7 Zdravotní rizika spojená s rezidui hormonálních látek

Ke zdravotním rizikům spojených s expozicí těmto látkám patří poruchy a nemoci reprodukční soustavy a různé druhy rakoviny. Tyto endokrinní disruptory mohou rovněž ovlivnit homeostázu inzulínu a glukózy, metabolismus obecně a napomáhat k rozvoji obezity. Rizikovost těchto látek je faktem, otázkou však zůstává, do jaké míry jsou pro člověka nebezpečné v těchto stopových množstvích, v nichž se v potravinách a pitné vodě nacházejí (Wise et al. 2011). National Research Council (US) (2009) upozorňuje na to, že nelze zobecnit bezpečný limit vystavení residuím hormonálních látek. Limit bezpečnosti je pravděpodobně velice individuální záležitost a především u rizikových skupin se může výrazně lišit. (National Research Council (US) 2009).

3.2.4 Pesticidy

Jako pesticidy označujeme látky určené k likvidaci nebo regulaci škůdců. Každý rok je jich použito průměrně 2 miliony tun. Dělí se podle organismů, na které cíleně účinkují. Nejvyužívanější jsou insekticidy – určené k likvidaci hmyzu a herbicidy – užívané k likvidaci plevelů (47,5 % a 29,5 % celosvětově) (De et al. 2014). Dalšími druhy jsou fungicidy – určené k likvidaci plísní, rodenticidy – k likvidaci hlodavců atd. Pesticidy jsou využívány jak na zemědělské půdě, tak v lesích a v zahradách (Hassaan & El Nemr 2020).

Přestože aplikace pesticidů přináší výhody jako např. zvýšení kvality a množství vypěstovaných rostlin či snížení výskytu nemocí způsobených hmyzem, vyvolává zároveň téma užívání pesticidů otázky ohledně jejich škodlivých účinků na životní prostředí. Znečištění vodních zdrojů pesticidy má negativní vliv jak na vodní ekosystém, tak na lidskou populaci. Tyto látky jsou považovány za mutageny a mohou poškozovat DNA (Hassaan & El Nemr 2020).

3.2.4.1 Legislativa ČR

Česká legislativa, konkrétně vyhláška č. 252/2004 Sb. definuje pesticidy jako „*organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty, mimo jiné regulátory růstu, a jejich relevantní metabolity*“.

Limity hodnot pesticidů v pitné vodě stanovuje rovněž vyhláška č. 252/2004 Sb. Tato hodnota je stanovena koncentrací 100 ng/l (0,1 µg/l) pro každý jednotlivý pesticid a jeho relevantní metabolit s výjimkou aldrinu, dieldrinu, heptachloru a heptachlorepoxidu, kde je limitní koncentrace stanovena na 30ng/l (0,03 µg/l). Limit pro sumu všech pesticidních látek ve vzorku je 500 ng/l (0,5 µg/l).

Za relevantní (významný) metabolit se považuje takový, u kterého existuje důvod předpokládat, „*že jeho přirozené vlastnosti jsou srovnatelné s vlastnostmi mateřské látky, pokud jde o účinek na biologický cíl, nebo že představuje pro organismy vyšší riziko než mateřská látka nebo riziko srovnatelné anebo že má určité toxikologické vlastnosti, jež jsou považovány za nepřijatelné*“ (Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009).

3.2.4.2 Způsoby kontaminace vody pesticidy

Pesticidy znečišťují vodní zdroje jak v zemědělských, tak v městských oblastech (Gilliom 2006). Ke kontaminaci dochází bodovými a nebodovými zdroji znečištění. Bodový zdroj může být únik pesticidu z důvodu nevhodného skladování, nakládání či likvidace, ale také nevhodně provedená aplikace. Pesticidy se pak vsakují či odtékají do vodních zdrojů. Nebodová kontaminace je proces, kdy se pesticidy vyplavují do povrchových a podzemních vod z velké plochy (pole), díky erozi a odtoku. Jedná se o dlouhodobý a postupný proces (Aydinalp & Porca 2004).

Hlavní zdroje kontaminace vody pesticidy jsou zemědělství, lesnictví, továrny na produkci pesticidů a domácnosti. V zemědělství je užíváno obrovské množství pesticidů za účelem ochrany úrody a zvýšení výnosů. V lesnictví jsou využívány nejčastěji insekticidy k hubení či regulaci hmyzu napadajícího dřevo. Významný zdroj znečištění je však i využití pesticidů v domácnostech např. v zahradách. Zde jsou nejčastěji využívány insekticidy, dále

pak fungicidy a herbicidy. Výrobní procesy produkce pesticidů jsou dalším zdrojem kontaminace (Syafudin et al. 2021).

3.2.4.3 Prokázání pesticidů v pitné vodě ČR

V roce 2017 provedl Státní zdravotnický ústav průzkum znečištění pitných vod České republiky pesticidními látkami a jejich metabolity. Testovány byly vzorky z více než 170 vodovodů ze všech 14 krajů ČR, které celkově zásobují 48 % obyvatel ČR. Vzorky byly testovány na 21 pesticidních látek a jejich metabolitů. Jednalo se o látky, u nichž byl pozitivní nález považován za pravděpodobný. Výsledky odhalily znečištění vody pesticidy v cca 75 % případů. Tyto vzorky obsahovaly 1-11 pesticidních látek. Překročení limitní hodnoty 0,1 µg/l vykazalo 13 podzimních vzorků (cca 3 %) a 18 jarních vzorků (cca 5 %). Rozdíly výsledků mezi ročními obdobími souvisí se sezónním užitím pesticidů v zemědělství. Bez pozitivního záchytu pesticidních látek bylo 42 vodovodů (Moulišová et al. 2018).

Dříve byla otázka znečištění pitné vody pesticidy v ČR považována za bezproblémovou oblast. Dnes, především z důvodu sledování širokého spektra pesticidních látek a jejich metabolitů (dle vyhlášky č. 252/2004 Sb. je sledováno 202 látek), jsou pesticidy nejčastějším důvodem udělení „výjimky z kvality pitné vody“. Tato výjimka se týká limitu znečišťující látky v pitné vodě z konkrétního zdroje a uděluje ji příslušný orgán ochrany veřejného zdraví. V roce 2017 se tato výjimka, kvůli pesticidním látkám týkala 64 vodovodů zásobujících více než 250 tisíc obyvatel (Moulišová et al. 2018). V roce 2022 byla výjimka udělena 98 oblastem zásobujících cca 115 tisíc obyvatel (Státní zdravotní ústav 2023).

3.2.4.4 Pesticidy ve zdrojích pitné vody

Podle Gillioma et al. (2006) se pesticidy častěji vyskytují ve vodách povrchových než v podzemních a to z důvodu rychlosti povrchového odtoku, který pesticidy odnese do řek, či jiných povrchových vod. Oproti tomu je proces vsakování pesticidů do podzemních vod pomalý. Tato dlouhá doba infiltrace však dává pesticidům čas na podstoupení transformace, disperze a sorpce, což následnou kontaminaci podzemní vody dělá daleko náročnější k odstranění.

Gilliom et al. (2006) dále uvádí, že ve více než 10 % povrchových vod se nachází alespoň 25 pesticidů. Oproti tomu stejné množství pesticidů je detekováno pouze ve 2 % podzemních vod.

Nejčastěji se vyskytující pesticidy v povrchových i podzemních vodách jsou herbicidy, využívané v zemědělství – atrazin a jeho metabolit desethylatrazin, metolachlór, cyanazin, alachlor, acetochlor. Dále pak simazin, prometon, tebuthiuron, kyselina dichlorfenoxycetová a diuron. Nejčastěji se vyskytujícími insekticidy jsou diazinol, chlorpyrifos a carbaryl. V městských oblastech byly insekticidy nacházeny ve vyšších koncentracích než v oblastech zemědělských (Gilliom et al. 2006).

3.2.4.5 Zdravotní rizika

Navzdory obrovskému významu pesticidů ve zvyšování kvality pěstovaných potravin a jejich ochraně představují také významné riziko pro lidské zdraví. Pesticidy mají tendenci

k bioakumulaci v lidské buněčné membráně (Syafudin et al. 2021). Způsoby intoxikace lidského organismu jsou požití kontaminované vody a potravin, kontaktem kontaminované vody s pokožkou, ale i vdechnutím např. v okolí zemědělských oblastí při období aplikace pesticidů (Šulc et al. 2023). Nejrizikovějším způsobem vstupu do lidského organismu je požitím kontaminované potravy. Vystavení pesticidům může vést k imunosupresi, hormonálním poruchám, snížení inteligence a poruchám reprodukční soustavy. Pesticidy jsou rovněž prokázanými karcinogeny. Vliv pesticidů na lidské zdraví můžeme rozdělit na akutní a chronické zdravotní problémy (Kumar et al. 2013).

Mezi chronické problémy patří neurologické komplikace jako rozvoj Parkinsonovi choroby, snížení pozornosti, poruchy paměti, problémy reprodukční soustavy, narušení vývoje plodu a způsobení následných vrozených vad. Akutní zdravotní problémy se odvíjí od toxicity konkrétní pesticidní látky. Nejběžnějšími akutními problémy jsou dočasné poruchy zraku, bolesti hlavy, silné slinění, průjem, nevolnost, sípání, zvracení (Kumar et al. 2013). Nejčastější akutní problémy zemědělců z města Bhopal (Indie), kteří po dobu roku a půl aplikovali insekticidy bez ochranných prostředků, byly pálení očí (18,42 %), zarudnutí/svědění kůže (50 %), problémy s dýcháním a nadměrné pocení (34,2 %), pálení nosu (28,9 %) či bolesti a sucho v krku (21,05 %). U insekticidu chlorpyrifos bylo dokonce prokázáno, že u dětí může způsobit snížení inteligence, zapříčinit problémy s chováním a zvýšit šanci na rozvoj ADHD (Dhankhar & Kumar 2023). Slabá otrava pesticidy může způsobit také problémy dýchací soustavy, silná otrava může zapříčinit kóma a dokonce smrt (Kumar et al. 2013).

Doc. Martin Pivokonský upozornil na semináři AV ČR a Poslanecké sněmovny (červen 2018) na vysoké riziko pesticidů z důvodu jejich bezprahového působení - škodlivosti při jakémkoliv množství (Horáčková 2018).

3.2.5 Hnojiva

Stejně jako pesticidy jsou i hnojiva dnes významným prostředkem k zefektivnění zemědělské produkce. Pomáhají zvyšovat kvalitu a kvantitu úrody. Pomocná výživa rostlin hnojením je, i oproti boji se škůdci, či dalším zemědělským procesům, vedoucím k vyšší efektivitě produkce, prioritou (Savci 2012).

Nedávné studie nám však ukazují, že jsou hnojiva často užívána ve větším množství, než je třeba. Následkem toho dochází k nežádoucím efektům, především znečištění životního prostředí – zaselování půdy, akumulace těžkých kovů, eutrofizace vody a akumulace dusičnanů (Savci 2012).

3.2.5.1 Legislativa v ČR

V České republice upravuje definici hnojiv legislativa, a to zákon č. 156/1998 Sb., zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, rostlinných biostimulantech a substrátech a agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). Podle tohoto zákona je „*hnojivem látka způsobilá poskytnout účinné množství živin pro výživu kulturních rostlin a lesních dřevin, pro udržení nebo zlepšení půdní úrodnosti a pro příznivé ovlivnění výnosu či kvality produkce*“.

Dále tento zákon uvádí dělení hnojiv a definice jejich typů – minerální hnojiva, organická hnojiva, organominerální hnojiva, kapalná hnojiva, tekutá hnojiva atd.

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody stanovuje limity pro pitnou vodu látek a prvků obsažených v hnojivech. Limit dusičnanů je stanoven na 50 mg/l a limit dusitanů na 0,5 mg/l. Limity těžkých kovů jsou např. 5 µg /l pro kadmium, 10 µg/l pro arsen a 20 µg/l pro nikl.

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 upravuje průměrný roční limit celkového fosforu ve vodě určené k úpravě na vodu pitnou na 0,05 mg/l. Průměrný přípustný roční limit pro vodu povrchovou je 0,15 mg/l.

Nařízení vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu v platném znění stanovuje zranitelné oblasti a upravuje zde používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv. Cílem tohoto nařízení je ochrana vod před dusičnany ze zemědělství. Toto nařízení vychází ze směrnice Evropského Společenství 91/676/EHS k ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů.

3.2.5.2 Způsoby kontaminace vody rezidui hnojiv

Ke kontaminaci vodních zdrojů polutanty hnojiv dochází, stejně jako u pesticidů, odtokem a vsakováním z polí či z míst koncentrovaného chovu hospodářských zvířat (hnuj) (Bijay-Singh & Craswell 2021). Pravděpodobně dochází ke kontaminaci i nedokonale čištěnou odpadní vodou z průmyslových provozů na výrobu hnojiv.

3.2.5.3 Znečišťující látky hnojiv

3.2.5.3.1 Dusík a fosfor

Dusík se v hnojivech vyskytuje ve formách dusitanů, dusičnanů, kationtu amonného či amoniaku. Především dusičnany jsou vysoce mobilní a rozpustná forma, snadno se vsakují a jsou tedy velkým problémem při kontaminaci podzemních vod. Po aplikaci hnojiva na bázi dusíku, pouze 50 % dusíku využijí rostliny, 2-20 % jsou ztráty vypařováním, 15-25 % zreaguje s organickými sloučeninami a zbývající 2-10 % se vsakuje do podzemní vody či odtéká do povrchové. Je nutno poznamenat, že určité množství dusíku odpařeného do atmosféry se nakonec skrze srážky stejně do zdrojů vody dostane (Khan et al. 2018).

Oproti tomu se fosfor zdaleka nevsakuje v takové míře jako dusičnany. Fosfor je vysoce nemobilní a po aplikaci rostliny využijí pouze 5-10 %. Z tohoto důvodu se ho v půdě usazuje nadměrné množství. Následně se odtokem dostává do povrchových vod (Khan et al. 2018).

3.2.5.3.1.1 Eutrofizace

Nadměrná kontaminace povrchových vod fosforem a dusíkem vede k eutrofizaci. Fosfor je považován za hlavní limitující prvek, který jí způsobuje (Correll 1998). Během tohoto procesu dochází k nadměrnému rozmnožení nežádoucích vodních rostlin a sinic. Po jejich odumření a rozkladu organické hmoty dochází k vyčerpání kyslíku ve vodě. (Khan et al. 2018)

3.2.5.3.2 Těžké kovy

Významné polutanty hnojiv na bázi fosforu jsou také těžké kovy jako kadmium, rtuť, arsen atd. Působením hnojiv na půdu dochází ke snížení jejího pH, což má za následek

usnadnění pohybu těžkých kovů, které se v půdě vyskytují přirozeně. Tyto těžké kovy i těžké kovy vyskytující se v hnojivech se pak mohou dostávat do vodních zdrojů společně s dalšími polutanty z hnojiv, představovat hrozbu pro vodní ekosystém a činit tyto zdroje vody nevhodné pro lidské užití (Khan et al. 2018).

3.2.5.4 Prokázání polutantů hnojiv ve vodách

SZÚ ve zprávě o kvalitě pitné vody za rok 2022 uvádí, že obsah dusičnanů v pitné vodě byl stanoven v 99,98 % monitorovaných oblastí (4074). Limit nejvyšší mezní hodnoty (50 mg/l) byl překročen v 298 případech (Státní zdravotní ústav 2023).

SZÚ dále uvádí, že v ČR vyčerpá spotřebitel průměrně 6-9 % bezpečné denní dávky dusičnanů pitím kohoutkové vody. To je nejvyšší prokázaná dávka mezi všemi sledovanými polutanty pitné vody. Dalším příkladem je nikl a arsen – těžké kovy vyskytující se v hnojivech. Pitím kohoutkové vody průměrný spotřebitel dosahuje 1,07-1,42 % bezpečného denního limitu pro nikl a 1,37-1,75 % pro arsen. Přestože se jedná o relativně nízké hodnoty, faktem zůstává, že koncentrace ostatních polutantů pitné vody často nedosahuje meze stanovitelnosti užitě analytické metody. Lze tedy s jistotou konstatovat, že bezpečný expoziční limit u nich není překročen ani z 1 % (Státní zdravotní ústav 2023). To ukazuje, jak významným polutantem vod hnojiva jsou.

Význam hnojiv jako polutantů pitné vody potvrzuje také fakt, že jsou dusičnany druhým nejčastějším důvodem udělování „výjimky z kvality pitné vody“ a do roku 2017, kdy se začalo sledovat široké spektrum pesticidních látek, byly dusičnany po desetiletí nejčastějším důvodem k udělení této výjimky (Moulišová et al. 2018)

3.2.5.5 Prevence vniku dusíku do vod

Znečištění povrchových a podzemních vod hnojivy má souvislost jak s neefektivními předpisy, tak s užitím neadekvátních technologií. Celosvětovou výzvou (vyspělých i rozvojových zemí) je přesvědčit zemědělce k užití takových produkčních postupů a postupů aplikace hnojiv, které by vedly ke snížení kontaminace prostředí (Bijay-Singh & Craswell 2021).

Dinnes et al. (2002) zkoumali strategie vedoucí ke snížení vsaku dusíku do půdy (tím pádem i následného transportu do vody) a dospěli k závěru, že při správném nakládání s hnojivy a vhodnou péčí o půdu lze docílit snížení znečištění vod dusíkem.

Quemada et al. (2013) provedli metaanalýzu vytvořením databáze z 279 studií zaměřených na sledování vlivu pokročilých postupů aplikace hnojiv a závlahy a užití krycích plodin na pronikání dusíku do vod. Zjistili, že zlepšení hospodaření se závlahou jako přizpůsobení množství závlahy plodině či vylepšené technologie zavlažování vedlo ke snížení průsaku dusíku z půdy do vody o 58 %. Optimální způsoby hnojení, jako je užití doporučených dávek a správné načasování aplikace, vede ke snížení vsakování dusíku o 43 % a 39 %. Užití pokročilých technologií k aplikaci hnojiv (řízené uvolňování hnojiva, inhibitory nitrifikace – zabraňující oxidaci amoniaku na dusičnany) snížilo úniky dusíku o 24 %. Při užití krycí plodiny (krom luštěnin) dojde k 50% zlepšení ve vyplavování dusíku oproti úhoru. Při užití luštěnin nebyla zaznamenána žádná změna.

Cerro et al. (2014) zkoumali způsoby snížení koncentrace dusičnanů na povodí řeky Alegria v severním Španělsku. Na 75 % rozlohy povodí dochází k zemědělským činnostem. Výzkum prokázal, že snížení hnojící dávky hnojiva o 20 % vede ke snížení počtu dní, kdy byl ve vodě překročen limit 50 mg/l dusičnanů o 50 %.

Významný vliv na znečištění vod dusíkem z hnojiv má i počasí – především srážky. Čím víc srážek, tím víc dusíku je vyplaveno do povrchových vod. V ohledu snížení znečištění vod hnojivy je tedy nutné chápat i vliv tohoto faktoru. Eagle et al. (2017) prokázali, že snížení hnojící dávky o 100 kg N/ha a snížení množství ročních srážek o 100 mm způsobí srovnatelné snížení vyplavování dusíku do vody.

3.2.5.6 Intoxikace lidského organismu

K intoxikaci lidského organismu látkami hnojiv dochází konzumací kontaminovaných potravin a vodou (Dhankhar & Kumar 2023). Pravděpodobně však může dojít, stejně jako u pesticidů, k jejich inhalaci či přímému kontaktu s pokožkou (např. při aplikaci).

3.2.5.7 Zdravotní rizika

3.2.5.7.1 Dusičnany

Nebezpečnost dusičnanů spočívá ve třech mechanismech. Prvním je jejich přeměna v těle na dusitany. Ty reagují s hemoglobinem a vzniká methemoglobin, který brání transportu kyslíku (Ward 2009). Problém vznikajícího methemoglobinu ohrožuje především kojence. Proto je ve velké míře dbáno na kvalitu kojenecké vody, která má 5x nižší limit obsahu dusičnanů oproti vodě pitné - 10 mg/l a 50 mg/l (Laboratoř Monitoring Praha 2021). Další zdravotní riziko spočívá v přeměně dusitanů na nitrosaminy. Tento proces probíhá v kyselém prostředí žaludku. Nitrosaminy jsou karcinogeny a teratogeny. Posledním zdravotním rizikem dusičnanů je jejich schopnost bránit dostatečnému vstřebávání jódu, což může vést k problémům štítné žlázy (Ward 2009).

3.2.5.7.2 Fosforečnany

Nadměrný příjem fosforu může způsobit hyperfosfatémii vedoucí ke zvýšení činnosti příštítných tělísek. Následně dochází ke snížení hladiny vápníku. Nadměrný dlouhodobý příjem fosforu by mohl způsobit křivici, osteomalacii či metastatickou kalcifikaci (Havel 2017).

3.2.5.7.3 Těžké kovy

Dalším problémem hnojiv na bázi fosforu je jejich obsah těžkých kovů, především kadmia. Při výrobě těchto hnojiv se využívají fosfority a dále např. apatity. Tyto materiály těžké kovy obsahují přirozeně (Suciu et al. 2022). Opakovaná aplikace fosforečných hnojiv vede k akumulaci těžkých v půdě. Těžké kovy jako kadmium, arsen, chróm a rtuť jsou toxické jak pro rostliny, tak pro lidskou populaci. Jedná se o endogenní disruptory a karcinogeny. (Chen et al. 2020).

3.2.5.7.3.1 Kadmium

Kadmium je nejvíce mobilní těžký kov, který se v půdě nachází. Kvůli tomu je pro rostliny vysoce toxický a hromadí se v jejich zrnech (Chen et al. 2020). Následkem toho je

konzumace kontaminované potravy nejvýznamnější formou intoxikace lidské populace. Příkladem nejvíce kontaminovaných potravin jsou obilniny, zelenina či luštěniny (Louekari et al. 2000). Kuřáci jsou navíc silně vystaveni kadmii z cigaretového kouře (Roberts 2014). Další formy intoxikace jsou pití kontaminované vody a inhalace kontaminovaného vzduchu (Roberts 2014).

Přestože se EU o problematiku kadmia v hnojivech zajímala od 70. let minulého století, až v roce 2019 podnikla kroky k regulaci jeho koncentrace v hnojivech a svým nařízením stanovila limit koncentrace kadmia v hnojivu P_2O_5 na 60 mg/kg. Některé členské státy EU podle toho uzpůsobily národní limity. V roce 2022 mělo 12 států limit stanoven mezi 20-50 mg/kg, dále 8 států na 60 mg/kg, 2 státy měly limit stanovený stále nad limitem EU (Opera Research 2021).

Vliv kadmia na lidské zdraví byl zkoumán detailně po objevu nemoci itai-itai v Japonsku (60. léta), která je způsobena právě otravou kadmii (Dissanayake & Chandrajith 2009).

Zdravotní rizika spojená s kadmii jsou značná. Pro člověka je kadmium toxické. Většina přijatého kadmia je z těla vyloučeno, ale 3-5 % se usazuje v ledvinách a játrech, kde se během života hromadí. Poločas jeho rozpadu v lidském těle je 10-30 let (ESFA 2009).

Vystavení organismu kadmii způsobuje zvýšené vylučování vápníku močí (Louekari et al. 2000). Důsledkem může být demineralizace kostí, snížení jejich hustoty a ovlivnění funkce osteoblastů a osteoklastů (Dissanayake & Chandrajith 2009). Kadmium je rovněž klasifikováno jako karcinogen (Suciu et al. 2022) a jeho dlouhodobá akumulace v ledvinách vede k nekróze buněk tubulů (Dissanayake & Chandrajith 2009).

Je rovněž prokázáno, že lidé s nedostatkem železa vstřebávali o 6 % více kadmia než lidé se správnou hladinou železa v krvi. To může mít významný vliv pro část populace trpící anémií (Dissanayake & Chandrajith 2009) a společně s kuřáky se tedy jedná o více ohroženou skupinu populace (Louekari et al. 2000).

3.3 Procesy čištění vod

V této kapitole se zaměřuji na způsoby čištění zdrojů pitné vody. Popisuji zde běžné procesy ČOV a procesy úpraven vod pitných. Následně se zaměřím na další způsoby dekontaminace vod, které se nabízejí.

3.3.1 Čistírny odpadních vod

ČOV slouží k čištění odpadních vod z domácností či průmyslu. Do ČOV je voda přiváděna kanalizací a po jejím čištění je vypouštěna do recipientů – řeky, vodní nádrže atd. Účelem ČOV je z vody odstranit škodlivé příměsi a látky do takové míry, aby se kvalita vyčištěné vody blížila kvalitě recipientu, a nedocházelo k jeho nadměrnému znečištění (Rulík 2010).

3.3.1.1 Mechanické čištění (primární)

Mechanickým čištěním jsou z vody odstraněny nerozpustné látky a materiály. Podle způsobu principu mechanického čištění jej dělíme na několik druhů:

- CEZENÍ – česle a síta
- USAZOVÁNÍ A ZAHUŠŤOVÁNÍ – lapáky šterku a písku, nádrže dosazovací a zhušťovací
- VZPLÝVÁNÍ – mechanismy k odstranění tuků, olejů a ropných látek
- FILTRACE – písková filtrace a jemná síta
- FLOTACE – flotační a elektroflotační vany
- Odstřeďování – odstředivky (KZEI ČVUT 2016)

Některé zdroje (SmVak 2016) ještě rozdělují primární čištění na tzv. předčištění – mechanické odstranění těch nejhrubších nečistot a jako mechanické čištění uvádí až separační jednotky pro jemnější znečištění atd.

3.3.1.2 Biologické čištění (sekundární)

Nejrozšířenějším způsobem biologického čištění odpadních vod je aktivace. Principem aktivace je užití aktivační směsi, tj. aerobního společenstva mikroorganismů (především bakterie), které odstraňují znečištění z odpadní vody. Bakterie kontaminanty buď enzymaticky rozkládají nebo je pohlcují a využívají je jako životní energii. Tyto organismy tvoří ve vodě vločky – aktivovaný kal. Čištěním vody dochází k nárůstu množství aktivovaného kalu ve vodě. Tento proces probíhá v aktivační nádrži, odkud je voda s aktivovaným kalem následně odváděna do dosazovací nádrže, kde jsou voda a aktivovaný kal odděleny. Aktivovaný kal je využíván opakovaně (Rulík 2010).

3.3.1.3 Čištění vody od fosforu

Fosfor lze z vody účinně odstranit procesem chemického srážení, kdy se do odpadní vody přidává chlorid železitý, síran železitý, hydroxid vápenatý či síran hlinitý. Tento způsob sice dosahuje účinnosti přes 80 %, má však také mnohé nevýhody. Je třeba používat vysoké množství srážedel, které mohou negativně ovlivňovat mikroorganismy aktivovaného kalu. Tento proces rovněž komplikuje čištění vody nutností manipulace s chemikáliemi a nutností zpracovat vyšší množství kalu. V praxi proto bývají častěji využívány procesy, které sice nedosahují takové účinnosti, jsou však provozně nenáročné a lze je užit během samotného biologického čištění. Jedná se o bakterie schopné v aerobních podmínkách akumulovat sloučeniny fosforu – poly-P bakterie (Rulík 2010).

3.3.1.4 Nitrifikace a denitrifikace

Těmito biologickými procesy je z vody odstraněn dusík. Principem procesu nitrifikace je oxidace amoniakálního dusíku na dusitany bakteriemi rodu *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira* a *Nitrosocystis*. *Nitrobacter* a *Nitrocystis* poté oxidují dusitany na dusičnany. Jako zdroj uhlíku těchto bakterií slouží oxid uhličitý. Denitrifikace je následná biochemická redukce dusičnanů na plynný dusík, který uniká z vody do atmosféry (Rulík 2010).

3.3.1.5 Terciální čištění

Ve snaze předcházet zhoršení kvality recipientu, do něž vypouštíme čištěné odpadní vody, musíme dosáhnout co nejvyšší účinnosti dekontaminace. Mechanické a biologické čištění má však pouze omezené možnosti. Bývá proto zařazováno i čištění terciální (dočištění), odborná literatura jej rovněž označuje za čištění pokročilé („advanced treatment“) (Rulík 2010). Především v posledních letech důležitost terciálního čištění stoupá, protože jsou ve stále větší míře prokazovány negativní vlivy různých kontaminantů. Dnes je terciální čištění užíváno k odstranění anorganických iontů (vápník, hořčík), síranů ale i komplexních syntetických organických sloučenin (KZEIT ČVUT 2016). Tyto dočišťující procesy však nemá každá ČOV a zdaleka nejsou do čistících procesů zařazovány vždy. V EU je terciální čištění povinné pouze tam, kde je odtok ČOV do citlivého recipientu, a např. v USA není terciální čištění vyžadováno vůbec (Burch et al. 2019).

3.3.1.6 Čistící provozy průmyslových odpadních vod

Primární a sekundární způsoby čištění vod se uplatňují především v městských ČOV (splašková voda). Pokud se průmyslová voda přibližuje parametrům městské odpadní vody (hnilobné organické látky) využívají se i u ní tyto postupy čištění. Průmyslové odpadní vody jsou ale často kontaminované polutanty, které nejsou konvenčními provozy ČOV efektivně odstraněny. Musí tedy být zařazovány účinnější čistící postupy a pouze následné dočištění těchto vod probíhá v běžné městské ČOV. K čištění průmyslové odpadní vody jsou využívány procesy filtrace – ultrafiltrace, nanofiltrace, reverzní osmóza, výměna iontů, sorpce, čiření atd. (Rulík 2010)

3.3.2 Úpravny pitných vod

Úpravny pitných vod (vodárny) slouží k čištění surové vody (vody ze zdrojů – řeky, nádrže, podzemní vody) za účelem produkce vody pitné. Nejde jen o odstranění znečištění a organismů (tedy odstranění rizik, která by mohla způsobit různé zdravotní problémy), ale také o úpravu vedoucí k příjemné chuti a vůni vody. Jednotlivé technologie úpravy vody závisí na kvalitě surové vody a v jednotlivých vodárnách se liší. K úpravě podzemní vody není potřeba tolik čistících procesů oproti surové vodě z řek, protože je zpravidla čistější (povrchové vody jsou výrazněji kontaminované např. povrchovým odtokem). Mezi procesy užívané ve vodárnách patří:

- KOAGULACE (čiření) – srážení pomocí koagulantu, proces koagulace a flokulace
- SEDIMENTACE – usazení vysráženého znečištění u dna, vyčištěná voda pokračuje k filtraci
- FILTRACE – využívány jsou různé druhy filtrů - např. pískové (vrstvy písku a šterku)
- DEZINFEKCE – chlor (Pure H₂O 2015).

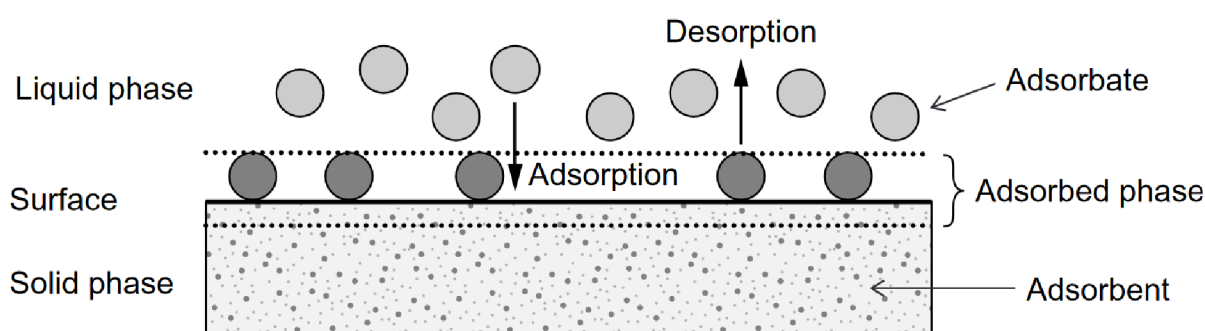
3.3.3 Další postupy čištění vod

V této kapitole popisují další procesy čištění vod. Tyto způsoby bývají využity jako terciální čištění v běžných městských ČOV, jako čistírenské procesy průmyslových ČOV, ale

také jako vodárenské procesy úpravy surových vod na vodu pitnou. Jejich užití závisí na individuálních vlastnostech znečištění upravované vody a na dalších okolnostech, jako je např. citlivost recipientu.

3.3.3.1 Adsorpce

Adsorpce je přirozený proces, který se samovolně odehrává i v životním prostředí. Je hojně využíván k dekontaminaci plynů a kapalin od různých polutantů a jedná se o proces fázového přenosu. Adsorpci lze zjednodušeně popsat jako vázání adsorbátu (látek určených k odstranění) na povrch adsorbentu (adsorpčního materiálu), viz obrázek č. 3. Adsorbenty jsou porézní materiály a stěžejním kritériem jejich schopnosti adsorpce je jejich plocha – typicky 10^2 až 10^3 m²/g. Jedná se o účinný a ověřený postup, používaný k odstranění mikroznečištění z vody (Worch 2012).



Obrázek č. 3 – Schéma adsorpce (Worch 2012)

3.3.3.1.1 Aktivní uhlí

Adsorpčních materiálů je více, ale nejpoužívanějším je aktivní uhlí. O schopnosti adsorpce materiálů s obsahem uhlíku se ví po tisíce let, avšak teprve na začátku 20. století byla aktivačními procesy tato schopnost zdokonalena. K jeho produkci se využívají biologické materiály – dřevo, dřevěné uhlí, rašelina, lignit, lignitový koks, bituminózní uhlí, petrolejový koks, ale mohou být využity i zbytkové či alternativní materiály – skořápky kokosových ořechů, piliny či zbytky plastů. Aktivní uhlí je produkováno buď v granulované formě (GAU) o velikosti částic 0,5-4 mm využívané v adsorbérech s pevným lůžkem, nebo ve formě práškové (PAU) o velikosti částic < 40 μm využívané v kalových reaktorech (Worch 2012). Velkou výhodou této metody je nízká cena (Delgado et al. 2012) a u GAU dokonce možnost recyklace a znovuvyužití, což ušetří až 60 % nákladů. Náklady na užití PAU jsou ještě nižší než u GAU, avšak recyklace práškové formy se ekonomicky nevyplatí (Levy et al. 2011).

3.3.3.1.2 Nanomateriály

Tento způsob je v posledních letech hojně využíván k čištění odpadních vod od těžkých kovů, které by ve vyšší míře představovaly hrozbu pro lidské zdraví a životní prostředí obecně. Jako adsorbenty jsou využívány nanomateriály na bázi uhlíku, křemíku, polymerů, celulózy, dendrimeru, chitosanu, nanočástice zeolitu nebo magnetické nanomateriály. Na proces adsorpce těžkých kovů má však vliv mnoho faktorů – teplota, dávka adsorbátu, čas kontaktu

adsorbátu s kontaminovanou vodou, pH atd. Velkou výhodou adsorpce těmito nanomateriály je jejich nízká nákladnost (Tahoon et al. 2020)

3.3.3.2 Procesy membránové filtrace

Při těchto procesech slouží membrána jako selektivní bariéra zabraňující průchodu polutantů a umožňující průchodu pouze upravené vodě (Shon et al. 2007). Zadržení znečišťujících látek je dosaženo vícero druhy mechanismů – velikostí pórů membrány (průchodnost omezena velikostí polutantu), adsorpcí na membránu a odpuzováním náboje znečišťující látky ve vodě. Membránová filtrace bývá běžně dělena do čtyř kategorií – mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza (Silva et al. 2015). Porovnání velikosti pórů jednotlivých typů membránové filtrace zobrazeno na obrázku č. 4. na straně 30.

3.3.3.2.1 Mikrofiltrace

Velikost pórů membrány je u mikrofiltrace, mezi popisovanými procesy, největší (do 10 μm). Jedná se o nejvyužívanější proces membránové filtrace. Mikrofiltraci lze využít k čištění vody od suspendovaných částic, koloidů, organických látek či bakterií. Mikrofiltrace bývá využita jako předčištění pro nanofiltraci a reverzní osmózu jako zábrana zanášení membrány nečistotami (Silva et al. 2015).

3.3.3.2.2 Ultrafiltrace

Velikost pórů ultrafiltrace je 5-100 nm (Wang et al. 2011). Větší polutanty jsou tedy efektivně odstraněny. Proces ultrafiltrace je hojně využíván při filtraci odpadních vod z průmyslu a zařazuje se jako předúprava pro nanofiltraci a reverzní osmózu (Shon et al. 2007). Mikrofiltrace a ultrafiltrace jsou doporučovány při proměnlivé kvalitě vody (Gadipelly et al. 2014).

3.3.3.2.3 Nanofiltrace

Nanofiltrace je vysokotlaký membránový proces ($< 4 \text{ MPa}$). Velikosti pórů jsou 1-10 nm (Wang et al. 2011). Bývá využívána k čištění odpadních průmyslových vod, které jsou určeny k opětovnému využití a ke změkčování vody a jejímu odsolování (Van der Bruggen & Geens 2008). Jedná se o novější technologii než ostatní membránové procesy. Díky ní byly překonány nevýhody reverzní osmózy, která v provozu využívá ještě vyšší tlak, i ultrafiltrace, která má nižší účinnost čištění organických látek (Shon et al. 2007). K čištění vody je zde docíleno jak proséváním, tak odpuzováním náboje (Bowen & Welfoot 2002).

3.3.3.2.4 Reverzní osmóza

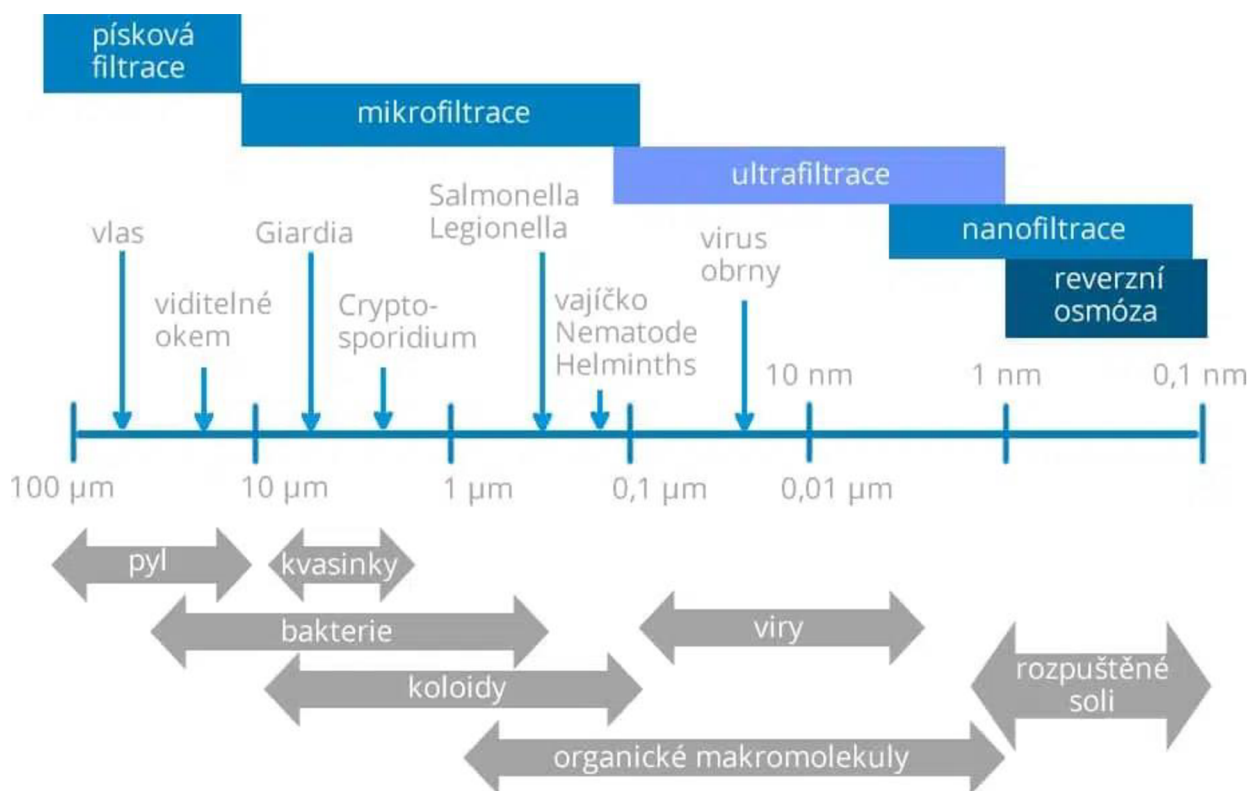
Reverzní osmóza byla první, ve velké míře užívaný, proces membránové filtrace. Je k ní vyžadován vysoký provozní tlak a bývá využívána k separaci rozpuštěných solí a iontů s nízkou molekulovou hmotností, např. k odsolování mořské vody za účelem výroby vody pitné či ultračisté vody (Peters 2010). Velikost pórů membrány bývá 0.5–1.5 nm (Qasem 2021).

V otázce využití reverzní osmózy k produkci pitné vody nepanuje shoda názorů. Ve vyjádření SZÚ k AVexu MUDr. Kožíšek, CSc. označil reverzní osmózu za způsob, kterým jsou z vody odstraněny téměř všechny rozpuštěné látky, včetně těch pro člověka důležitých a vzniká

tak „destilovaná“ voda. Dlouhodobé pití této vody by podle MUDr. Kožíška vedlo k zdravotním problémům souvisejícím s karencí hořčíku a vápníku (Kožíšek 2019).

3.3.3.3 Písková filtrace

Písková filtrace je běžně užívaným procesem terciálního čištění odpadní vody (Burch et al. 2019), ale využívá se i ve vodárnách při produkci vody pitné (Pure H₂O 2015). Tento typ čištění můžeme dělit na pomalé filtry a rychlofiltry (Water treatment 2009). Během pomalé pískové filtrace protéká voda vertikálně (působením gravitace) skrz filtr – nejdříve vrstvou písku, následně jemným šterkem a nakonec šterkem hrubým. Během toho dochází k filtraci suspendovaných částic, rozpuštěných organických látek a dalších kontaminantů (Verma et al. 2017). Pokročilou verzí pomalého pískového filtru je biologický pískový filtr, do něž jsou na první vrstvu písku přidávány mikroorganismy, které z vody účinně odstraňují patogeny (Fewster et al. 2004). Rychlofiltry dnes dosahují vyšší účinnosti filtrace vody především díky tomu, že vodu proplachují filtrem opakovaně. Rychlofiltry fungují také při zvýšeném tlaku, ne pouze za působení gravitace. Rychlá písková filtrace má mnoho dalších typů, např. podle hloubky pískového lůžka – běžné, mělké a hluboké (Water treatment 2009).



Obrázek č. 4 – Schéma roztečí membrán a pískové filtrace v porovnání s velikostmi různých kontaminantů (Euroclean 2021)

3.3.3.4 Pokročilé oxidační procesy

Pokročilé oxidační procesy (AOPs – advanced oxidation processes) jsou určeny k odstranění širokého spektra znečištění ve vodě. Během těchto procesů dochází ke vzniku vysoce reaktivních hydroxylových radikálů (OH), které jsou druhou nejsilnější radikálovou skupinou vůbec (po fluoru). Typ oxidačních procesů může být individuálně uzpůsoben specifickými vlastnostem vody určené k úpravě (Silva et al. 2015).

3.3.3.4.1 Ozon

Ozon se k úpravě vody začal využívat na přelomu 19. a 20. století, nejedná se tedy o novou technologii. Ve vodárenství je považován za pravděpodobně nejučinnější oxidační prostředek. V některých případech bývá ozónování vody doplněno o užití peroxidu vodíku či UV záření. Dochází pak k velmi silné oxidaci a dekontaminaci vody od různých polutantů (Dušek 2010).

3.3.3.4.2 Fotolýza ($H_2O_2 + UV$)

Při užití zdroje UV o vlnové délce přesahující 280 nm a koncentraci peroxidu vodíku vyšší než cca 0,1 % se jedná o vysoce účinný oxidační proces, schopný odstranit ve vodě rozpuštěné organické látky (Dušek 2010).

3.3.3.4.3 Fentonova reakce a její modifikace

Fentonova oxidační reakce je mezi AOPs nejstarší. Je pojmenovaná po svém objeviteli, kterým byl britský inženýr Henry John Horstman Fenton. Jejím principem je reakce Fe^{2+} iontů s peroxidem vodíku. Krom vysoké účinnosti této metody je další výhodou nízká finanční náročnost (což je mezi AOPs výjimka). S rostoucí popularitou této metody byly vyvíjeny a zkoumány podobné procesy – jiné oxidační stupně železa (Fe^0 , Fe^{3+}), jiné kovy (měď, titan či chróm) a jiný zdroj radikálů (kyselina chlorná) (Dušek 2010). Jednou z těchto modifikací je Foto-Fentonova reakce. Jedná se o Fentonovu reakci doplněnou UV zářením. Tento proces vede k účinnější tvorbě hydroxylových radikálů (Ribeiro et al. 2015).

3.3.3.5 Membránový bioreaktor

Membránové bioreaktory (MBR) jsou mechanismy k čištění odpadních vod kombinující biologické čištění a procesy membránové filtrace (Al-Asheh et al. 2021), především mikrofiltrace a ultrafiltrace. Reverzní osmóza a nanofiltrace jsou zde těžko použitelné kvůli jejich vysoké provozní náročnosti (Hasan et al. 2020). Jedná se o spolehlivý způsob čištění odpadních vod, schopný účinně odstranit organické i anorganické znečišťující látky (Al-Asheh et al. 2021).

3.3.3.6 Mikrořasy

Čištění odpadních vod pomocí mikrořas získává čím dál větší pozornost. Jedná se o terciální čištění přívětivé k životnímu prostředí (Zagklis & Bampos 2022). Řasy jsou schopny čistit městskou, průmyslovou či zemědělskou odpadní vodu od polutantů jako fosfor, dusík a uhlík, které asimilují, a dále např. od těžkých kovů, které adsorbují. Čištění vod mikrořasami

probíhá ve fotobioreaktorech, tj. uzavřených dekontaminačních systémech nebo v otevřených kultivačních nádržích (Plöhn et al. 2021).

3.3.3.7 Chlorace

Chlorace je široce užívaný a vysoce účinný způsob čištění vody. Chlór, jakožto silné oxidační činidlo, reaguje s organickými látkami ve vodě a dezinfikuje ji. Téměř vždy se jedná o jeden z posledních kroků úpravy vody. Výhodou je nízká finanční náročnost a účinnost, hlavní nevýhodou pak skutečnost, že chlorace může vést ke vzniku různých vedlejších produktů, které mají nepříznivý vliv na lidské zdraví a životní prostředí (Zagklis & Bampos 2022).

3.3.3.8 Výměna iontů

Principem tohoto procesu je průchod upravované vody katexovým a následně anexovým, výměníkem. Při průchodu katexovým výměníkem dochází k výměně kationů za vodíkové ionty, při průchodu anexovým výměníkem se mění aniony za hydroxidové ionty. Polutanty jsou tak ve vodě nahrazeny vodíkovými a hydroxidovými ionty, které následně vytvoří molekuly vody (KZEI ČVUT 2016).

3.3.3.9 Elektrokoagulace

Během procesu elektrokoagulace jsou do vody uvolňovány kationty z kovových elektrod, jimiž protéká proud. Ty slouží jako vložky, na které se vychytává znečištění (Sun et al. 2019)

3.4 Čištění vod od vybraných polutantů

Tato kapitola se věnuje způsobům dekontaminace vod od jednotlivých typů polutantů, na které se tato práce zaměřuje především: mikroplasty, hormonální léky a léky obecně, pesticidy a jejich metabolity a residua hnojiv – polutanty na bázi dusíku a fosforu a těžké kovy.

3.4.1 Mikroplasty

Tabulka č. 3 – Efektivita procesů čištění vod na odstranění mikroplastů

PROCES	ÚČINNOST (%)	ZDROJ
Mechanické + koagulace	97,4-98,4	Talvitie et al. 2017b
Mechanické + koagulace + aktivovaný kal	99,9	
MBR	99,9	Talvitie et al. 2017a
Rychlá písková filtrace	97,1	
Flotace	95	
Čiření + písková filtrace	70	Pivokonský et al. 2018
Čiření + sedimentace + písková filtrace + GAU	81	
Čiření + flotace + písková filtrace + GAU	83	
Elektrokoagulace	89-99,24	Perren et al. 2018
Zn-Al podvojný hydroxid	96	Tiwari et al. 2020
Magnetický nanomateriál Fe ₃ O ₄	62,83-86,87	Shi et al. 2022

Talvitie et al. (2017b) testovali čistící provozy největší finské ČOV Viikinmaki na účinnost odstranění MP z vody. Po mechanickém čištění česlemi, lapákem šterku, sedimentací a chemické koagulací bylo z vody odstraněno 97,4-98,4 % MP. Po biologickém čištění aktivovaným kalem stoupla účinnost na 99,9 %. Terciální čištění biologickým filtrem nemělo na další dekontaminaci vody od MP vliv. Velikost MP měla vliv na jejich odstranění z vody – částice o rozměrech 20-100 µm (nejmenší škála sledovaných MP touto studií) byly odstraněny v menší míře než MP větších rozměrů (100-300 µm, 300 µm a více). Nejúčinněji odstraněné typy MP byly vlákna a blány. Přestože tato studie prokázala vysokou efektivitu čištění odpadní vody od MP je nutné poznamenat, že množství částic pronikajících denně z této ČOV do recipientu (Finský záliv) je enormní. Autoři studie uvádějí množství vypouštěných MP $1,7 \times 10^6$ – $7,9 \times 10^8$ /den.

Pivokonský et al. (2018) zkoumali účinnost odstranění MP z vody procesy tří českých vodáren. Prokázali nižší účinnost než předešlé studie, to však souvisí s velikostí MP, které stanovovali. Tato studie se jako jedna z mála zaměřila na MP až do velikosti 1 µm. Naprostá většina MP v surové i čištěné vodě byla ve velikostech 1-10 µm (až 95 %). I zde bylo prokázáno, že účinnost odstranění MP z vody klesá s jejich velikostí.

Talvitie et al. (2017a) testovali také efektivitu jednotlivých procesů terciálního čištění. Prokázali vysokou účinnost MBR, rychlého pískového filtru a flotace. Nejčastěji sledované MP ve vodě byly ve velikostech 20-100 µm, a to jak před úpravou tak po ní. Nejčastější typ MP ve vodě po čištění bylo vlákno. Perren et al. (2018) a Shi et al. (2022) prokázali vysoké efektivitu čištění vody od MP (o rozměrech stovek µm) procesy elektrokoagulace a adsorpce na magnetický nanomateriál.

Z těchto studií vyplývá, že jsme schopni z vody odstranit vysoké množství MP. Efektivita však klesá u MP o velikostech v desítkách µm. I Pivokonský et al. (2018) upozorňují na tento

problém a říkají, že do budoucna by měla být věnována pozornost takovým procesům, které budou schopny odstranit MP/NP o rozměrech 1-10 μm . Řešením by mohla být adsorpce na nanomateriály, což prokázali Tiwari et al. (2020), když při své studii odstranili z deionizované vody 96 % plastových částic menších 1 μm – adsorpcí na Zn-Al podvojný hydroxid.

Alternativní cestou odstranění MP z vody je bioremediace. Bakterie rodu *Pseudomonas* jsou schopné rozkladu různých plastových materiálů, stejně tak někteří zástupci kmene hub Ascomyta. Potenciál v čištění vod od MP mají i řasy a mikrořasy. Tyto bioremediační procesy jsou však provozně náročné a je třeba dalších výzkumů k prokázání jejich účinností (Krishnan et al. 2023).

3.4.2 Léčiva a hormonální látky

Tabulka č. 4 – Efektivita procesů čištění vod na odstranění léčiv a hormonálních látek

PROCES	LÁTKA	ÚČINNOST (%)	ZDROJ
GAU	setralin, citalopram, oxazepam	90-98	Ek et al. 2014
Nanofiltrace	diazepam, karbamazepin, meprobamát, EE2	100	Yoon et al. 2006
Ultrafiltrace	diazepam	90	
	karbamazepin	85	
	meprobamát	80	
Foto-Fentonova reakce	diklofenak	100	Perez-Estrada et al. 2005
	sulfametoxazol	100	Gonzales et al. 2007
Ozonizace	karbamazepin	100	Hua et al. 2006
	E2, EE2	> 99	Alum et al. 2004
H ₂ O ₂ + UV	karbamazepin	90-99	Pereira et al. 2007
Chlorace	ethinylestradiol (EE) , E1, E3, tamoxifen, amlodipin, tamoxifen, setralin, oxazepam, furosemid, lebetalol	> 99	Huerta-Fontela et al. 2011

Běžné procesy ČOV nejsou k odstranění farmak z vody uzpůsobeny. Mikroorganismy zodpovědné za biologické čištění je nejsou schopny účinně metabolizovat (Rivera-Utrilla et al. 2013). V závislosti na sorpčních vlastnostech jednotlivých látek lze biologickým čištěním určité množství léčiv odstranit – adsorpcí na čistírenský kal či biodegradací (Carballa et al. 2004). V odtoku sekundárního čištění byly prokázány koncentrace antibiotik v koncentracích 10-1000 ng/l, v jednom případě indické ČOV i přes 3000 ng/l (Prabhasankar et al. 2016). Tato dále kontaminovaná voda je hlavním zdrojem znečištění povrchové vody.

V tabulce č. 4 jsou zaznamenány jednotlivé procesy úpravy vod dosahující vysoké efektivity na uvedená léčiva. Je nutné podotknout, že žádný z těchto procesů nelze využít jako univerzální způsob dekontaminace vody od veškerých farmaceutických látek. Účinnost procesů se zde odvíjí od fyzikálních a chemických vlastností daných léčiv (WHO 2012).

Jako příklad lze uvést chloraci – nejužívanější způsob dezinfekce vody. Její účinnost se na jednotlivé farmaceutické látky liší. Přestože na některé (viz tabulka č. 4) dosahuje > 99% efektivity, na betablokátory atenolol, acebutolol, bisoprolol a sotanol měla účinek pouze 0-5 %.

Chlorace má vysokou účinnost dekontaminace vody od hormonálních látek (Huerta-Fontela et al. 2011). EE2 bylo z vody kompletně odstraněno i nanofiltrací (Yoon et al. 2006).

Písková filtrace není obecně považována za vhodný způsob čištění vody od léčiv, přesto existují výjimky. I když nebyly výsledky konzistentní a vykazovaly variabilitu, podařilo se ibuprofen, kyselinu mefenamovou, oktylfenol a bisfenol A odstranit z více než 80 % (Nakada et al. 2007). Další výjimkou je antibiotikum sulfamethoxazol. Aljami (2014) prokázal, že jako terciální čistící proces může pískový filtr zvýšit účinnost jeho odstranění o 24 %. Pereira et al. (2007) dosáhli vysoké účinnosti čištění vody od karbamazepinu užitím UV/H₂O₂. Upozorňují však na to, že pro každou testovanou látku bylo takto vysoké efektivity dosaženo při jiné energii UV záření.

Huerta-Fontela et al. (2011) svým výzkumem efektivity odstranění léčiv z vody během procesů úpravy pitné vody rovněž prokázali, že univerzální dekontaminační proces neexistuje. Během výzkumu testovali efektivitu odstranění 55 farmaceutických látek procesy mechanického čištění, koagulace, chlorace, pískové filtrace, ozonace a aktivovaného uhlí. Jednotlivé procesy vykazovali rozdílné účinnosti na různé látky. Celková účinnost odstranění farmak z vody byla 99,7 %.

Na základě toho se kloním k závěru, že sice nelze jedním čistícím procesem efektivně odstranit široké spektrum farmak z vody, lze však cíleně vodu čistit od jednotlivých léčivých látek. Je tedy možné nejprve analyzovat tyto látky v konkrétním vodním zdroji a na jejich základě konfigurovat čistící mechanismy k dosažení optimální efektivity.

3.4.3 Pesticidy

Tabulka č. 5 - Efektivita procesů čištění vod na odstranění léčiv a hormonálních látek

PROCES	LÁTKA	ÚČINNOST (%)	ZDROJ
Mechanické + biologické + písková filtrace	isoproturon terbutryn ostatní testované pesticidy	63 72 < 50	Singer et al. 2010
Koagulace	trifluralin, hexachlorbenzen, heptachlor, aldrin, isodrin	~ 90	Ormad et al. 2008
Aktivní uhlí	heptachlor, driny, DDT, trifluralin, chlorpyrifos, hexachlorbenzen, methoxychlor, tetradifon	> 90	
Ozonizace	organofosfáty	~ 80	
Chlorace	3,4-dichloranilin, molinate, chlorpyrifos, dimethoate, isoproturon, 4-isopropylanylin, diuron, ametryn, prometryn, terbutryn a parathion methyl, parathion ethyl a aldrin	100	
Adsorpce na Fe ₃ O ₂ / rGO	ametryn, prometryn	91,34-93,61	Boruah et al. 2017
Fentonova reakce	fenitrotiόν, chlorfenvinfos ostatní testované organofosfátové pesticidy	97,1-100 > 90	Barbusiński & Filipek 2001
Nanofiltrace NF90	atrazin dimethoát	> 95 ~ 85	Ahmad et al. 2008
Reverzní osmóza	diuron, isoproturon	> 95	Mehta et al. 2018
MBR	ametryn	65-99	Navaratna et al. 2016

Základní čistící provozy ČOV nevykazují, stejně jako u léčiv, vysokou efektivitu odstranění pesticidních látek z vody. Prokázala to studie (Köck-Schulmeyer et al. 2013), zkoumající efektivitu procesů třech Barcelonských ČOV na odstranění pesticidů. Další studie (Singer et al. 2010) zkoumala efektivitu biologického čištění pomocí aktivovaného kalu následovanou pískovou filtrací. Účinnost odstranění biocidů byla ve většině případů průměrně 50 % (výjimky viz Tabulka č. 5). Proces koagulace testovaný Ormadem et al. (2008) dosahoval průměrné efektivitu 35 %. Pesticidy uvedené v tabulce č. 5 s účinností ~ 90 % jsou opět spíše výjimkami.

Z uvedených studií lze vyvodit, že zde platí stejné pravidlo jako u léčiv – vodu nelze efektivně dekontaminovat od pesticidních látek jedním univerzálním mechanismem. Na účinnost čištění mají velký vliv chemické a fyzikální vlastnosti konkrétních pesticidních látek.

Ormad et al. (2008) ve své studii uvádějí, že efektivita ozonace na organofosfáty dosahuje cca 80 %, pro triaziany je to však jen ~ 50 %. Tato studie rovněž potvrzuje, že kombinace různých procesů dosahuje obecně vyšší efektivitu.

Pro efektivní čištění vodních zdrojů od pesticidních látek a jejich metabolitů navrhuji kombinaci různých procesů, individuálně uzpůsobených konkrétním znečišťujícím látkám. Chlorace se jeví jako nadprůměrně účinný způsob. Její výhody jsou nízké náklady a

nenáročnost jejího provozu. Nevýhodou je možnost vzniku vedlejších produktů, které mohou být více toxické a z vody hůře odstranitelné, než jejich mateřské látky (Ahmed et al. 2017).

Vhodnými AOPs jsou ozonace a Fentonova reakce. Ormad et al. (2008) a Barbusiński & Filipek (2001) dokázali, že na organofosfátové pesticidy dosahují tyto procesy vysoké efektivity. Procesy membránové filtrace by mohly být také vhodným způsobem, protože čistí vodu na základě velikosti polutantů – proséváním. Tudiž by mělo být možné jednotlivé pesticidy z vody odstranit cíleně na základě velikosti jejich molekul.

3.4.4 Residua hnojiv – dusičnany, fosforečnany a těžké kovy

Tabulka č. 6 – Efektivita procesů čištění vod na odstranění residuí hnojiv

PROCES	LÁTKA	ÚČINNOST (%)	ZDROJ
Písková filtrace (IESF)	fosforečnany	88	Erickson et al. 2012
Al ₂ O ₃ (aktivní, jemnozrný)	fosforečnany	> 99	Baker et al. 1998
Reverzní osmóza Výměna iontů	dusičnany	85 90	Darbi et al. 2003
ZnOBBNC	fosforečnany	~ 23–100	Nakarmi et al. 2020
Fe, Cu/Fe, Mn/Fe + NaY zeolit	dusičnany	~ 100	Zeng et al. 2017
Fe ⁰	As	~ 99,9	Kanel et al. 2006
Kompozit chitosan/alginát	Ni	94,48	Esmacili & Khoshnevisan 2016
Kompozit Fe ₂ O ₃ /EDTA	Cd	~ 86-97	Huang & Keller 2015

Proces biologického čištění aktivovaným kalem není pro odstranění fosforu z vody efektivní. Velusamy et al. (2021) uvádí, že se jedná o 20-40% účinnost, maximálně 50%, pokud je využita nadměrná dávka aktivovaného kalu. Chemické srážení fosforu pomocí chloridu železitého, síranu železitého, hydroxidu vápenatého či síranu hlinitého dosahuje účinnosti vyšší 80 % (Rulík 2010) a přestože Baker et al. (1998) prokázali efektivitu chemického srážení oxidem hlinitým vyšší 99 %, nevýhody tohoto procesu brání jejich širšímu využívání v praxi. Mezi tyto nevýhody patří energetická náročnost, nutnost využívat vysoké dávky srážedel, vznik velkého množství kalu a z toho plynoucí potřeba dalšího čištění. Bývají proto využity další metody – biologické čištění fosforu pomocí bakterií, které jsou schopny akumulovat sloučeniny fosforu. Tento způsob nedosahuje takové účinnosti jako srážení, je však daleko méně náročný na provoz (Rulík 2010).

K dekontaminaci vod od znečištění na bázi fosforu lze také využít adsorpci na nanokompozit ZnOBBNC – Biouhlový nanokompozit modifikovaný o ZnO/betain. Nakarmi et al. (2020) tento proces testovali s účinností ~ 23–100 %. Účinnost 100 % bylo dosaženo při nízké koncentraci znečištění fosforečnany (10 mg/l). Se zvyšující se koncentrací fosforečnanů ve vodě efektivita čištění klesala až na ~ 23 % při koncentraci znečištění 500 mg/l. Dalším způsobem dekontaminace vod od fosforečnanů může být písková filtrace. Konkrétně železem obohacený pískový filtr – 95 % písek, 5 % železné částice (IESF – iron enhanced sand filter).

Ten prokázal 88% efektivitu na čištění dešťové vody od fosforečnanů a dosáhl lepších výsledků než běžný pískový filtr (Erickson et al. 2012).

Znečištění na bázi dusíku se z vody odstraňuje procesem nitrifikace a denitrifikace. Amoniakální dusík je oxidován na dusitany a následně na dusičnany. Poté dochází k jejich biochemické redukci na plynný dusík (Rulík 2010). Darbi et al. (2003) testovali efektivitu procesů výměny iontů a reverzní osmózy na odstranění dusičnanů z vody a dosáhli 85% účinnosti u reverzní osmózy a 90 % užitím iontové výměny. Autoři však upozorňují na to, že reverzní osmóza není schopna dusičnany odstranit selektivně. Vysokou účinnost vykazala adsorpce na kompozity nanočástic železa, mědi/železa a železa/manganu se zeolitem NaY (Zeng et al. 2017).

Adsorpce je v posledních letech nejvyužívanější metodou k dekontaminaci vod od těžkých kovů. Její výhody jsou nízká nákladnost, nenáročný provoz a vysoká účinnost (Qasem et al. 2021). Vysokou efektivitu vykazují různé druhy nanomateriálů (viz tabulka č. 6). Účinné metody k odstranění těžkých kovů z vod jsou i membránové filtrační procesy či chemické srážení. Tyto procesy mají na rozdíl od adsorpce i značné nevýhody. Membránové procesy jsou sice vysoce efektivní avšak nákladné, náročné na provoz a dochází k rychlému zanášení membrán nečistotami. U chemického srážení dochází k vysoké produkci kalu a je tedy nutná další úprava (Qasem et al. 2021). Potenciál v dekontaminaci vody od těžkých kovů mají i mikrořasy, které jsou schopné jejich adsorpce (Plöhn et al 2021).

4 Závěr

Tato práce přinesla shrnutí základní problematiky vybraných polutantů pitné vody – jejich způsobů kontaminace vodních zdrojů, popis jejich negativních vlivů na lidské zdraví a přehled čistících procesů vhodných k jejich odstranění. V této práci je také uvedena legislativa pitné vody ČR obecně, ale i konkrétně v oblasti vybraných polutantů.

Významným zdrojem kontaminace vodních zdrojů jsou odpadní vody z domácností i průmyslu. Tento typ znečištění je typický pro léčiva, ale i MP. Hlavními zdroji kontaminace vody pesticidy a hnojivy jsou vsakování a povrchový odtok ze zemědělských oblastí.

Byly zde popsány negativní vlivy vybraných polutantů na lidské zdraví. Mnohé z těchto látek jsou endokrinní disruptory, karcinogeny či teratogeny.

Dvě kapitoly byly věnovány čištění vod. V první jsou popsány jednotlivé procesy čištění vod, druhá je zaměřena na konkrétní účinnosti těchto procesů při dekontaminaci vody od vybraných polutantů. Vysokou efektivitu vykazují procesy adsorpce na nanomateriály a na aktivní uhlí, procesy membránové filtrace, pokročilé oxidační procesy či výměna iontů.

Hypotéza č. 1

Ze zdrojů této bakalářské práce vyplývá, že díky průmyslové a zemědělské činnosti dochází ke zvyšování kontaminace životního prostředí. Co se týče zhoršování kvality pitné vody ČR, nepanuje jednoznačná shoda názorů. Doc. Pivokonský považuje kvalitu vody ČR za postupně se zhoršující (Horáčková 2018), Valášek et al. 2023 ve své publikaci naopak uvádějí, že např. v otázce pesticidních látek v pitné vodě se kvalita od roku 2016 mírně zvyšuje.

Mým osobním názorem je, že přestože může v určitých oblastech monitoringu pitné vody docházet ke zlepšování, kvalita vody obecně se musí v důsledku neustále se zvyšující zátěže na životní prostředí zákonitě zhoršovat. I přesto zůstává kvalita pitné vody v ČR vysoká.

Hypotéza č. 2

Se zvyšující se citlivostí analytických metod dochází k častějšímu/vyššímu záchytu (nových) kontaminantů vody. Dnešní technologie čištění vod nejsou schopny odstranit všechny polutanty. Tato hypotéza je v této práci potvrzena.

Příkladem je zmiňovaná studie na téma MP ve vodě z roku 2018 (Pivokonský et al.). Užitím citlivější metody (stanovující MP až do velikosti 1 μm) prokázali autoři daleko vyšší množství plastových částic v surové vodě než jiné studie zmíněné v této práci stanovující MP o větších rozměrech (Talvitie et al. 2017b).

Nedokonalé čištění vod od různých kontaminantů vykazovala naprostá většina čistících procesů popisovaných různými studiemi zmiňovaných v této práci (viz. tabulky č. 3-6).

Hypotéza č. 3

Residuální biologicky aktivní látky mají prokazatelně negativní vliv na lidské zdraví. Závažné zdravotní problémy s nimi spojenými jsou narušení hormonálního systému, rozvoj různých druhů rakoviny a způsobení vrozených vývojových vad. Dále způsobují mnohé (ne tak závažné) akutní zdravotní problémy.

5 Literatura

- Ahmad AL, Tan LS, Abd Shukor SR. 2008. Dimethoate and atrazine retention from aqueous solution by nanofiltration membranes. *Journal of Hazardous Materials* **151**(1):71-77.
- Ahmed MB, Zhou JL, Ngo HH, Guo W, Thomaidis NS, Xu J, 2017. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials* **323**(A):274-298.
- Al-Asheh S, Bagheri M, Aidan A. 2021. Membrane bioreactor for wastewater treatment: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* **4** (100109) DOI: 10.1016/j.cscee.2021.100109.
- Alfonso MB, Arias AH, Ronda AC, Piccolo MC. 2021. Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways. *Science of The Total Environment* **799** (149447) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149447.
- Aljami HM. 2014. Effect of physical, chemical and biological treatment on the removal of five pharmaceuticals from domestic wastewater in laboratory-scale reactors and full-scale plant. [PhD Thesis]. Newcastle University, Newcastle upon Tyne.
- Alum A, Yoon Y, Westerhoff P, Abbaszadegan M. 2004. Oxidation of bisphenol A, 17 β -estradiol, and 17 α -ethynyl estradiol and byproduct estrogenicity. *Environmental Toxicology* **19**:257–264.
- Aydinalp C, Porca MM. 2004. The effects of pesticides in water resources. *Journal of Central European Agriculture* **5**:5–12.
- Backe WJ. 2015. An ultrasensitive (parts-per-quadrillion) and SPE-free method for the quantitative analysis of estrogens in surface water. *Environmental Science & Technology* **49**:14311–14318.
- Baker MJ, Blowes DW, Ptacek CJ. 1998. Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater disposal systems. *Environmental Science & Technology* **32**:2308-2316.
- Barbusiński K, Filipek K. 2001. Use of Fenton's reagent for removal of pesticides from industrial wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies* **10**(4):207-212.
- Bergami E, Bocci E, Vannuccini ML, Monopoli M, Salvati A, Dawson KA, Corsi I. 2015. Nanosized polystyrene affects feeding, behavior and physiology of brine shrimp *Artemia franciscana* larvae. *Ecotoxicology and environmental safety* **123**:18-25.
- Bijay-Singh, Craswell E. 2021. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *Discover Applied Sciences (SN Applied Sciences)* **3** (518) DOI: 10.1007/s42452-021-04521-8.
- Boruah PK, Sharma B, Hussain N, Das M. 2017. Magnetically recoverable Fe₃O₄/graphene nanocomposite towards efficient removal of triazine pesticides from aqueous solution: Investigation of the adsorption phenomenon and specific ion effect. *Chemosphere* **168**:1058-1067.
- Bowen WR, Welfoot JS. 2002. Modelling the performance of membrane nanofiltration—critical assessment and model development. *Chemical Engineering Science* **57**(7):1121–1137.

- Burch KD, Han B, Pichtel J, Zubkov T. 2019. Removal efficiency of commonly prescribed antibiotics via tertiary wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research* **26**:6301-6310.
- Caldwell DJ, Mastrocco F, Anderson PD, Lange R, Sumpter JP. 2012. Predicted-No-Effect Concentrations for the Steroid Estrogens Estrone, 17 β -Estradiol, Estriol, and 17 α -Ethinylestradiol. *Environmental Toxicology and Chemistry* **31**(6):1396–1406.
- Caldwell DJ, Mastrocco F, Nowak E, Johnston J, Yekel H, Pfeiffer D, Hoyt M, DuPlessie B, Anderson P. 2010. An Assessment of Potential Exposure and Risk from Estrogens in Drinking Water. *Environmental Health Perspectives* **118**(3):338-344.
- Carballa M, Omil F, Lema JM, Llombart 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.
- Carpenter EJ, Anderson SJ, Harvey GR, Miklas HP, Peck BB. 1972. Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* **178**:749-750.
- Cerro I, Antigüedad I, Srinivasan R, Sauvage S, Volk M, Sanchez-Perez JM. 2014. Simulating land management options to reduce nitrate pollution in an agricultural watershed dominated by an alluvial aquifer. *Journal of Environmental Quality* **43**:67–74.
- Correll DL. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality* **27**:261–266.
- Cox KD, Covernton GA, Davies HL, Dower JF, Juanes F, Dudas SE. 2019. Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology* **53**(12):7068-7074.
- Čevak. 2015. Zdroje pitné vody. Čevak a. s. Available from <https://www.cevak.cz/cs/vodovody/nejcastejsi-dotazy-a-tipy/zdroje-pitne-vody> (accessed November 2023).
- Darbi A, Viraraghavan T, Butler R. 2003. Pilot-Scale Evaluation of Select Nitrate Removal Technologies. *Journal of Environmental Science and Health* **38**(A):1703-1715.
- De A, Bose R, Kumar A, Mozumdar S. 2014. Targeted Delivery of Pesticides Using Biodegradable Polymeric Nanoparticles. Springer, New Delhi.
- Delgado LF, Charles P, Glucina K, Morlay C. 2012. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon—a review. *Science of the Total Environment* **435–436**:509–525.
- Dhankhar N, Kumar J. 2023. Impact of increasing pesticides and fertilizers on human health: A review. *Materials Today: Proceedings* DOI: 10.1016/j.matpr.2023.03.766.
- Dinnes DL, Karlen DL, Jaynes DB, Kaspar TC, Hatfield JL, Colvin TS, Cambardella CA. 2002. Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils. *Agronomy Journal* **94**:153–171.
- Dissanayake CB, Chandrajith R. 2009. Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka* **37**:153-165.
- Dušek L. 2010. Čištění odpadních vod chemickou oxidací hydroxylovými radikály. *Chemické listy* **104**:846-854.

- Eagle AJ, Olander LP, Locklier KL, Heffernan JB, Bernhardt ES. 2017. Fertilizer management and environmental factors drive N₂O and NO₃ losses in corn: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal* **81**:1191–1202.
- Ek M, Baresel C, Magnér J, Bergström R, Harding M. 2014. Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater. *Water Science and Technology* **69**(11):2372-2380.
- Erickson A, Gulliver J, Weiss P. 2012. Capturing dissolved phosphorus with iron enhanced sand filtration. *Water Research* **46**(9):6601-6608.
- ESFA. 2009. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *The EFSA Journal* **980**:1-139.
- Esmaeili A, Khoshnevisan N. 2016. Optimization of process parameters for removal of heavy metals by biomass of Cu and Co-doped alginate-coated chitosan nanoparticles. *Bioresource Technology* **218**:650–658.
- Euroclean.cz. 2021. Membránová filtrace v čištění odpadních vod. Euroclean, Roztoky. Available from <https://euroclean.cz/clanky/membranova-filtrace-v-cistení-odpadnich-vod/> (accessed January 2024).
- Evropský parlament a Rada Evropské unie. 2009. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1107/2009 ze dne 21. října 2009 o uvádění přípravků na ochranu rostlin na trh a o zrušení směrnic Rady 79/117/EHS a 91/414/EHS. *Úřední věstník Evropské unie*.
- Evropský parlament a Rada Evropské unie. 2020. Směrnice evropského parlamentu a rady (EU) 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020 o jakosti vody určené k lidské spotřebě (přepřacované znění).
- Fewster E, Mol A, Wiesent-Brandsma C. 2004. The long-term sustainability of household bio-sand filtration. Pages 558-561 in Godfrey S, editor. *Proceedings of the 30th WEDC International Conference, Vientiane, Laos*. WEDC, Loughborough University.
- Freidinger J. 2018. Greenpeace. Co to jsou mikroplasty a proč je musíme omezit. Greenpeace Česká republika. Available from <https://www.greenpeace.org/czech/clanek/894/co-jsou-mikroplasty-a-proc-je-musime-omezit/> (accessed November 2023).
- Gadipelly C, Pérez-González A, Yadav GD, Ortiz I, Ibáñez R, Rathod VK, Marathe KV. 2014. Pharmaceutical industry wastewater: review of the technologies for water treatment and reuse. *Industrial & Engineering Chemistry Research* **53**(29):11571–11592.
- Galloway TS. 2015. Micro – and Nano-plastics and Human Health. Pages 343-366 in Bergmann M, Gutow L, Klages M, editors. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_1.
- GESAMP. 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment – part two of a global assessment. International maritime organization, London.
- Gilliom RJ. 2006. Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001. U.S. Geological Survey, Reston. DOI: 10.3133/cir1291.
- Gonzalez O, Sans C, Esplugas S. 2007. Sulfamethoxazole abatement by photo-Fenton. Toxicity, inhibition and biodegradability assessment of intermediates. *Journal of Hazardous Materials* **146**(3):459–464.

- Hasan HA, Muhammad MH, Ismail N'I. 2020. A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering* **33** (101035) DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.101035.
- Hassaan MA, El Nemr A. 2020. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* **46**(3):207-220.
- Havel B. 2017. Znalecký posudek: Vodovod Horní Loděnice, Hodnocení zdravotních rizik fosforečanů z pitné vody. Svitavy. Available from <https://www.smv.cz/res/archive/1770/218999.pdf?seek=1511510480>.
- Horáčková A. 2018. Kvalita pitné vody klesá, míní vědci. Akademie věd České republiky, Praha. Available from <https://www.avcr.cz/cs/o-nas/aktuality/Kvalita-pitne-vody-klesa-mini-vedci>.
- Horton AA, Dixon SJ. 2017. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water* **5**(2) (e1268) DOI: 10.1002/wat2.1268.
- Hua W, Bennett ER, Letcher JR. 2006. Ozone treatment and the depletion of detectable pharmaceuticals and atrazine herbicide in drinking water sourced from the upper Detroit river, Ontario, Canada. *Water Research* **40**:2259–2266.
- Huang Y, Keller AA. 2015. EDTA functionalized magnetic nanoparticle sorbents for cadmium and lead contaminated water treatment. *Water Research* **80**:159-168.
- Huerta-Fontela M, Galceran MT, Ventura F. 2011. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. *Water Research* **45**(3):1432-1442.
- Chen XX, Liu YM, Zhao QY, Cao WQ, Chen XP, Zou ChQ. 2020. Health risk assessment associated with heavy metal accumulation in wheat after long-term phosphorus fertilizer application. *Environmental Pollution* **262** (114348) DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114348.
- iVodárenství.cz. 2019. Špičkoví vědci se přou o kvalitu české pitné vody. iVodárenství.cz. Available from <http://www.ivodarenstvi.cz/spickovi-vedci-se-prou-o-kvalitu-ceske-pitne-vody/> (accessed November 2023).
- Jayaswal K, Sahu V, Gurjar BR. 2018. Water Pollution, Human Health and Remediation. Pages 11-27 in Bhattacharya S, Gupta A, Gupta AB, Pandey A, editors. *Water Remediation. Energy, Environment, and Sustainability*. Springer, Singapore. DOI: 10.1007/978-981-10-7551-3_2.
- Johnson AC, Williams RJ. 2004. A model to estimated influent and effluent concentrations of estradiol, estrone, and ethinylestradiol at sewage treatment works. *Environmental Science & Technology* **38**:3649-3658.
- Kanel SR, Greneche J-M, Choi H. 2006. Arsenic(V) Removal from Groundwater Using Nano Scale Zero-Valent Iron as a Colloidal Reactive Barrier Material. *Environmental science & technology* **40**(6):2045-2050.
- Kaur H, Bala M, Bansal G. 2018. Reproductive drugs and environmental contamination: quantum, impact assessment and control strategies. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:25822–25839.

- Khan MN, Mobin M, Abbas ZK, Alamri SA. 2018. Fertilizers and Their Contaminants in Soils, Surface and Groundwater. Pages 225-240 in DellaSala DA, Goldstein MI, editors. The Encyclopedia of the Anthropocene. Elsevier, Oxford.
- Kidd KA, Blanchfield PJ, Mills KH, Palace VP, Evans RE, Lazorchak JM, Flick RW. 2007. Collapse of a Fish Population after Exposure to a Synthetic Estrogen. Proceedings of the National Academy of Science **104**(21):8897–8901.
- Köck-Schulmeyer M, Villagrasa M, López de Alda M, Céspedes-Sánchez R, Ventura F, Barceló D. 2013. Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. The Science of the Total Environment **458-460**:466-476.
- Koelmans AA, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Water Research **155**:410-422.
- Kosuth M, Wattenberg VW, Mason S, Tyree C, Morrison D. 2017. Synthetic Polymer Contamination in Global Drinking Water. Orb Media. Available from <https://orbmedia.org/invisibles-final-report> (accessed December 2023).
- Kožíšek F, Kazmarová H. 2019. Mikroplasty v životním prostředí a zdraví. Vodní hospodářství **69**(9):1-3.
- Kožíšek F, Pumann P. 2013. Léčiva v pitné vodě a vliv médií. Envigogika **8**(3) DOI: 10.14712/18023061.388.
- Kožíšek F. 2019. Má Česká republika skutečně měkké a zastaralé normy na pitnou vodu? Stanovisko Státního zdravotního ústavu – Národního referenčního centra pro pitnou vodu k „expertnímu“ stanovisku Akademie věd ČR č. 2/2019 (Pitná voda – je a bude?). SZÚ, Praha.
- Kožíšek F. 2022. Stanovisko Národního referenčního centra (NRC) pro pitnou vodu k otázce sledování pitných léčiv v pitné vodě a jejich přijatelných koncentrací. Státní zdravotní ústav, Praha.
- Krishnan RY, Manikandan S, Subbaiya R, Karmegam N, Kim W, Govarathanan M. 2023. Recent approaches and advanced wastewater treatment technologies for mitigating emerging microplastics contamination – A critical review. Science of The Total Environment **858** (part 1) (159681) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159681.
- Kuch HM, Ballschmiter K. 2001. Determination of endocrine-disrupting phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRGC-(NCI)-MS in the picogram per liter range. Environmental Science & Technology **35**:3201–3206.
- Kumar S, Sharma AK, Rawat S, Jain D, Ghosh S. 2013. Use of pesticides in agriculture and livestock animals and its impact on environment of India. Asian Journal of Environmental Science **8**:51–57.
- KZEI ČVUT. 2016. ČISTÍRNÝ ODPADNÍCH VOD. České vysoké učení technické, Praha. Available from <http://kzei.fsv.cvut.cz/pdf/2016-2017/pvh2/COV.pdf>.
- Laboratoř Monitoring Praha. Dusitany a dusičnany ve vodě: Co způsobují a jak se jim vyhnout. Monitoring s.r.o. Praha. Available from <https://www.moni.cz/aktuality/dusitany-a-dusicnany-ve-vode> (accessed December 2023).

- Levy GJ, Fine P, Bar-Tal A. 2011. Treated wastewater in agriculture: use and impacts on the soil environments and crops. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Louekari K, Mäkelä-Kurto R, Pasanen J, Virtanen V, Sippola J, Malm J. 2000. Cadmium in Fertilizers Risks to human health and the environment. Ministry of Agriculture and Forestry in Finland, Helsinki.
- Markopoulou KC, Koundourellis JE. 2006. Development of a validated liquid chromatography method for the simultaneous determination of ethinyl estradiol, cyproterone acetate, and norgestrel in breast milk following solid-phase extraction. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies* **29**:685-700.
- Mehta R, Brahmabhatt H, Saha NK, Bhattacharya A. 2018. Removal of substituted phenyl urea pesticides by reverse osmosis membranes: Laboratory scale study for field water application. *Desalination* **358**:69-75.
- Ministerstvo zdravotnictví. 2023. ZPRÁVA O JAKOSTI PITNÉ VODY V ČESKÉ REPUBLICE ZA OBDOBÍ 2020–2022 podle směrnice 98/83/ES. Ministerstvo zdravotnictví, Praha.
- Mintenig SM, Löder MGJ, Primpke S, Gerds G. 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of Total Environment* **648**:634-635.
- Moulisová A, Bendakovská L, Kožíšek F, Vavrouš A, Jelígová H, Kotal F. 2018. Pesticidy a jejich metabolity v pitné vodě: jaký je současný stav v České republice? *Vodní hospodářství* **68**(7):4-10.
- Nakada N, Shinohara H, Murata A, Kiri K, Managaki S, Sato N, Takada H. 2007. Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. *Water Research* **41**(19):4373-4382.
- Nakarmi A, Bourdo SE, Ruhl L, Kanel S, Nadagouda M, Kumar Ala P, Pavel I, Viswanathan T. 2020. Benign zinc oxide betaine-modified biochar nanocomposites for phosphate removal from aqueous solutions. *Journal of Environmental Management* **272** (111048) DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111048.
- Napper IE, Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. 2015. Characterisation, Quantity and Sorptive Properties of Microplastics Extracted From Cosmetics. *Marine Pollution Bulletin* **99**:178-185.
- National Research Council (US) Committee on Improving Risk Analysis Approaches Used by the U.S. EPA. 2009. *Science and Decisions: Advancing Risk Assessment*. National Academies Press (US), Washington (DC) DOI: 10.17226/12209.
- Navaratna D, Shu L, Jegatheesan V. 2016. Evaluation of herbicide (persistent pollutant) removal mechanisms through hybrid membrane bioreactors. *Bioresource Technology* **200**:795-803.
- Opera Research. 2021. Cadmium limits in phosphorous fertilizers. Opera Research. Available from https://operaresearch.eu/wp-content/uploads/2019/11/EN_WEB_Cadmium-threshold-in-phosphorous-fertilizers.pdf.
- Ormad MP, Miguel N, Claver A, Matesanz JM, Ovelleiro JL. 2008. Pesticides removal in the process of drinking water production. *Chemosphere* **71**(1):97-106.

- Panno SV, Kelly WR, Scott J, Zheng W, McNeish RE, Holm N, Hoellein TJ, Baranski EL. 2019. Microplastic Contamination in Karst Groundwater Systems. *Groundwater* **57**(2):189-196.
- Pereira VJ, Linden KG, Weinberg HS. 2007. Evaluation of UV irradiation for photolytic and oxidative degradation of pharmaceutical compounds in water. *Water Res* **41**:4413–4423.
- Perez-Estrada LA, Maldonado MI, Gernjak W, Aguera A, Fernandez-Alba AR, Ballesteros MM, Malato S. 2005. Decomposition of diclofenac by solar driven photocatalysis at pilot plant scale. *Catalysis Today* **101**(3-4):219–226.
- Perren W, Wojtasik A, Cai Q. 2018. Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. *ACS Omega* **3**:3357–3364.
- Peters T. 2010. Membrane technology for water treatment. *Chemical Engineering & Technology* **33**(8):1233–1240.
- Pivokonský M, Čermáková L, Novotná K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment* **643**:1644-1651.
- Plastics Europe. 2015. *Plastics – the facts 2015, An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Plastics Europe, Brussels.
- Plöhn M, Spain O, Sirin S, Silva M, Escudero-Oñate C, Ferrando-Climent L, Allahverdiyeva Y, Funk C. 2021. Wastewater treatment by microalgae. *Physiologia Plantarum* **173**(2):568-578.
- Prabhasankar VP, Joshua DI, Balakrishna K, Siddiqui IF, Taniyasu S, Yamashita N, Kannan K, Akiba M, Praveenkumarreddy Y, Guruge KS. 2016. Removal rates of antibiotics in four sewage treatment plants in South India. *Environmental Science and Pollution Research* **23**(9):8679–8685.
- Prata JC, da Costa JP, Lopes I, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2020. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment* **702** (134455) DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134455.
- Praveena SM, Nasir FAM, Yee WS, Aris AZ. 2019. Occurrence and potential human health risk of pharmaceutical residues in drinking water from Putrajaya (Malaysia). *Ecotoxicology and Environmental Safety* **180**:549-556.
- Pure H₂O. 2015. Introduction of drinking water treatment plant. Pure-H₂O Project. Available from <https://pure-h2o-learning.eu/trainer-in-environmental-engineering/lo-1> (accessed January 2024).
- Qasem NAA, Mohammed RH, Lawal DU. 2021. Removal of heavy metal ions from wastewater: a comprehensive and critical review. *npj Clean Water* **4**(36) DOI: 10.1038/s41545-021-00127-0
- Quemada M, Baranski M, Nobel-de Lange MNJ, Vallejo A, Cooper JM. 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **174**:1–10.

- Rada Evropské unie. 2003. Směrnice rady 98/83/ES ze dne 3. listopadu 1998 o jakosti vody určené k lidské spotřebě. Rada Evropské unie. Available from <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1998L0083:20031120:CS:PDF> (accessed November 2023).
- Rahman A, Sarkar A, Yadav OP, Achari G, Slobodnik J. 2021. Potential human health risks due to environmental exposure to nano – and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of The Total Environment* **757** (143872) DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>.
- Ribeiro AR, Nunes OC, Pereira MFR, Silva AMT. 2015. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment International* **75**:33-51.
- Rivera-Utrilla J, Sánchez-Polo M, Ferro-García MÁ, Prados-Joya G, Ocampo-Pérez R. 2013. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere* **93**(7):1268-1287.
- Roberts TL. 2014. Cadmium and Phosphorous Fertilizers: The Issues and the Science. *Procedia Engineering* **83**:52-59.
- Rulík M. Čištění odpadních vod. 2010. Pages 167-202. *Aplikovaná hydrobiologie* (2. vydání). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany.
- Savci S. 2012. Investigation of Effect of Chemical Fertilizers on Environment. *APCBEE Procedia* **1**:287-292.
- Sharpe RM, Skakkebaek NE. 1993. Are Oestrogens Involved in Falling Sperm Counts and Disorders of the Male Reproductive Tract?. *The Lancet* **341**(8857):1392–1395.
- Shearer L, Pap S, Gibb SW. 2022. Removal of pharmaceuticals from wastewater: A review of adsorptive approaches, modelling and mechanisms for metformin and macrolides. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **10**(4) (108106) DOI: [10.1016/j.jece.2022.108106](https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108106).
- Shi X, Zhang X, Gao W, Zhang Y, He D. 2022. Removal of microplastics from water by magnetic nano-Fe₃O₄. *Science of the Total Environment* **802** (149838) DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.149838](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149838).
- Shon HK, Vigneswaran S, Kandasamy J, Cho J. 2007. Membrane technology for organic removal in wastewater. *Encyclopedia of life support systems (EOLSS)*, Developed under the auspices of the UNESCO. Eolss Publishers, Paris.
- Silva B, Costa F, Neves IC, Tavares T. 2015. Removal of Psychiatric Drugs in Water Treatment Systems. Pages 47-67 in Sharma SK, editor. *Psychiatric Pharmaceuticals as Emerging Contaminants in Wastewater*. Springer Cham, Heidelberg New York Dordrecht London. DOI: [10.1007/978-3-319-20493-2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-20493-2).
- Singer H, Jaus S, Hanke I, Lück A, Hollender J, Alder AC. 2010. Determination of biocides and pesticides by on-line solid phase extraction coupled with mass spectrometry and their behaviour in wastewater and surface water. *Environmental Pollution*. **158**(10):3054-3064.

- SmVak. 2016. Technologie čištění odpadních vod. Severomoravské vodovody a kanalizace Ostrava a.s. Available from <https://www.smvak.cz/technologie-cistiren-odpadnich-vod> (accessed December 2023).
- Státní zdravotní ústav. 2023. Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2022. SZÚ, Praha.
- Suciu NA, De Vivo R, Rizzati N, Capri E. 2022. Cd content in phosphate fertilizer: Which potential risk for the environment and human health?. *Current Opinion in Environmental Science & Health* **30** (100392) DOI: 10.1016/j.coesh.2022.100392.
- SÚKL. Dodávky léčivých přípravků v ČR v jednotlivých letech. Státní ústav pro kontrolu léčiv, Praha. Available from <https://www.sukl.cz/dodavky-leciv-v-ceske-republice-v-jednotlivych-letech> (accessed February 2024).
- Sun J, Dai X, Wang Q, van Loosdrecht MCM, Ni BJ. 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research* **152**:21-37.
- Syafrudin M, Kristanti RA, Yuniarto A, Hadibarata T, Rhee J, Al-onazi WA, Algarni TS, Almarri AH, Al-Mohaimed AM. 2021. Pesticides in Drinking Water—A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **18**(2) (468) DOI: 10.3390/ijerph18020468.
- Šíbllová D, Biela R. 2019. Odstraňování farmak ze zdrojů pitné vody. Odstraňování farmak ze zdrojů pitné vody. *Vodovod.info - vodárenský informační portál*. Available from <https://www.vodovod.info/vodarenstvi/odborne/421-odstranovani-farmak-ze-zdroju-pitne-vody> (accessed January 2024).
- Šulc L, et al. 2023. Current-use pesticide exposure pathways in Czech adults and children from the CELSPAC-SPECIMEn cohort. *Environment International* **181** (108297) DOI: 10.1016/j.envint.2023.108297.
- Tahoon MA, Siddeeg SM, Alsaiani NS, Mnif W, Rebah FB. 2020. Effective Heavy Metals Removal from Water Using Nanomaterials: A Review. *Processes* **8**(6) (645) DOI: 10.3390/pr8060645.
- Talvitie J, Mikola A, Koistinen A, Setälä O. 2017a. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*. 123:401-407.
- Talvitie J, Mikola A, Setälä O, Heinonen M, Koistinen A. 2017b. How well is microlitter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research* 109:164-172.
- Thompson RC, Napper IE. 2018. Microplastics in the Environment. Pages 60-81 in Harrison RM, Hester RE, editors. *Plastics and the Environment*. Royal Society of Chemistry.
- Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AW, McGonigle D, Russell AE. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* **304**:838.
- Thompson RC, Moore C, vom Saal FS, Swan SH. 2009. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society B* **364**:2153-2166.

- Tiwari E, Singh N, Khandelwal N, Monikh FA, Darbha GK. 2020. Application of Zn/Al layered double hydroxides for the removal of nanoscale plastic debris from aqueous systems. *Journal of Hazardous Materials*. **397** (122769) DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122769.
- U.S. Fish & Wildlife Service. 2006. Intersex fish Endocrine disruption in smallmouth bass. US Geological Survey, Reston. Available from <https://ecos.fws.gov/ServCat/DownloadFile/21216?Reference=22669>.
- ÚZIS. 2021. Potraty 2021 (zdravotnická statistika). Ústav zdravotnických informací a statistiky ČR, Praha. Available from <https://www.uzis.cz/res/f/008422/potraty2021.pdf>.
- Valášek P, Sedláčková E, Ševčíková V. 2023. Vývoj vybraných ukazatelů jakosti pitné vody v letech 2004 do 2022. Pages 174-186 in Víchová K, editor. Sborník příspěvků konference CrisCon 2023. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Uherské Hradiště.
- Van der Bruggen B, Geens J. 2008. Nanofiltration. Pages 271-295 in Li NN, Fane AG, Ho WSW, Matsuura T, editors. *Advanced membrane technology and applications*. Wiley, Hoboken.
- Velusamy K, Periyasamy S, Kumar PS, Vo DVN, Sindhu J, Sneka D, Subhashini B. 2021. Advanced techniques to remove phosphates and nitrates from waters: a review. *Environmental Chemistry Letters* **19**:3165-3180.
- Verma S, Daverey A, Sharma A. 2017. low sand filtration for water and wastewater treatment – a review, *Environmental Technology Reviews* **6**(1):47-58.
- Wang LK, Chen JP, Hung Y-T, Shammas NK. 2011. *Membrane and desalination technologies*. Springer Science & Business Media, New York.
- Ward MH. 2009. Too much of a good thing? Nitrate from nitrogen fertilizers and cancer. *Reviews on Environmental Health* **24**:357–363
- Water Treatment. 2009. Rapid Sand Filters. Water Treatment. Available from <http://www.thewatertreatments.com/water-treatment-filtration/rapid-sand-filters/> (accessed January 2024).
- Wetherbee G, Baldwin A, Ranville J. 2019. It is raining plastic (Open-File Report 2019–1048). U.S. Geological Survey, Reston. DOI: 10.3133/ofr20191048.
- WHO. 2012. Pharmaceuticals in drinking-water. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, France. Available from <https://www.who.int/publications/i/item/9789241502085>.
- Wilkinson JL, et al. 2022. Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. **119** (8) (e2113947119) DOI: doi.org/10.1073/pnas.2113947119.
- Wise A, O'brien K, Woodruff T. 2011. Are Oral Contraceptives a Significant Contributor to the Estrogenicity of Drinking Water?. *Environmental Science & Technology* **45**:51-60.
- Worch E. 2012. *Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling*. DE GRUYTER, Berlin. DOI: 10.1515/9783110240238.
- Yoon Y, Westerhoff P, Snyder SA, Wert EC. 2006. Nanofiltration and ultrafiltration of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products. *Journal of Membrane Science* **270**(1–2):88–100.

- Zagklis DP, Bampos G. 2022. Tertiary Wastewater Treatment Technologies: A Review of Technical, Economical, and Life Aspects. *Processes* **10**(11) (2304) DOI: 10.3390/pr10112304.
- Zákony pro lidi. 1998. Zákon č. 156/1998 Sb. Zákon o hnojivech, pomocných půdních látkách, rostlinných biostimulantech a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1998-156> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2000. Zákon č. 258/2000 Sb. Zákon o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2000-258> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2002. Vyhláška č. 307/2002 Sb. Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o radiační ochraně. AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2002-307> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2004. Vyhláška č. 252/2004 Sb. Vyhláška, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-252> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2005. Vyhláška č. 409/2005 Sb. Vyhláška o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody. AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2005-409> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2007. Zákon č. 378/2007 Sb. Zákon o léčivech a o změnách některých souvisejících zákonů (zákon o léčivech). AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2007-378> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2012. Nařízení vlády č. 262/2012 Sb. Nařízení vlády o stanovení zranitelných oblastí a akčním AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-262> (accessed November 2023).
- Zákony pro lidi. 2014. Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Nařízení vlády 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. AION CS. Available from <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2015-401> (accessed February 2024).
- Zeng Y, Walker H, Zhu Q. 2017. Reduction of nitrate by NaY zeolite supported Fe, Cu/Fe and Mn/Fe Nanoparticles. *Journal of Hazardous Materials* **324**:605-616.

6 Seznam použitých zkratk

AOM	Organické látky ze sinic (algal organic matter)
AOPs	Pokročilé oxidační procesy (advanced oxidation processes)
ČOV	Čistírna odpadních vod
DDT	Dichlordifenyiltrichloreťan
E1	Estron
E2	17- β -estradiol
α E2	17- α -estradiol
E3	Estrion
EDTA	Kyselina ethylendiamintetraoctová
EE	Ethinylestradiol
EE2	17- α -ethinylestradiol
GAU	Granulované aktivní uhlí
IESF	Pískový filtr modifikovaný železem (iron enhanced sand filter)
MBR	Membránový bioreaktor
MP	Mikroplast
NP	Nanoplast
PAU	Práškové aktivní uhlí
PhATE	Model posuzující transport farmaceutických látek (pharmaceutical assessment and transport evaluation)
rGO	Redukovaný oxid grafenu (reduced graphene oxide)
ZnOBBNC	Biouhlový nanokompozit modifikovaný o ZnO/betain (ZnO/betaine modified biochar nanocomposite)

7 Seznam obrázků a tabulek

Obrázky:

Obrázek č. 1 – Mikroplasty různých tvarů a velikostí

Obrázek č. 2 - Schéma kontaminace vody léčivy

Obrázek č. 3 – Schéma adsorpce

Obrázek č. 4 – Schéma roztečí membrán a pískové filtrace v porovnání velikostmi různých kontaminantů

Tabulky:

Tabulka č. 1 – Spotřeba léčiv v ČR

Tabulka č. 2 – Spotřeba kontraceptiv v ČR

Tabulka č. 3 - Efektivita procesů čištění vod na odstranění mikroplastů

Tabulka č. 4 - Efektivita procesů čištění vod na odstranění léčiv a hormonálních látek

Tabulka č. 5 - Efektivita procesů čištění vod na odstranění léčiv a hormonálních látek

Tabulka č. 6 – Efektivita procesů čištění vod na odstranění residuí hnojiv