

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



Bakalářská práce

Mikroplasty v pitných a odpadních vodách

Vedoucí práce: Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

Bakalant: Linda Henzlová

© 2020 ČZU v Praze

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Linda Henzlová

Krajinářství

Územní technická a správní služba

Název práce

Mikroplasty v pitných a odpadních vodách

Název anglicky

Microplastics in Drinking and Waste Water

Cíle práce

Cílem práce je zhodnocení rizik a koncentrací výskytu mikroplastů ve vodách sloužících k pitným účelům a vypouštěných po přečištění do životního prostředí. V rešeršní části práce bude pozornost zaměřena zejména na definici mikroplastů, jejich typy a možná rizika pro zdraví člověka a ekosystémy, dostupné analytické metody a technologické postupy jejich možného odstranění. Praktická část studie bude zpracována pro vybrané modelové území, kde budou odebrány a analyzovány vzorky pitných a odpadních vod.

Metodika

Bakalářská práce má charakter studie. Metodicky půjde o vytvoření aktuálního literárního přehledu z oblasti mikroplastů a praktickou analýzu výskytu těchto polutantů na vybraných konkrétních vzorcích pitných a odpadních vod.

Doporučený rozsah práce

cca 50 stran textu a 10 stran příloh

Klíčová slova

mikroplasty, vody, pitné, odpadní, riziko, polutant, sediment, životní prostředí

Doporučené zdroje informací

- Holmes, A., 2018: Microplastics in sewage sludge. Cranfield University, School of Water, Energy and Environment, Cranfield, UK, 55 s (master thesis).
- Jemec Kokalj, A. a kol., 2018: Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: uptake and effect on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*. *Chemosphere* 208, 522-529.
- Pivokonsky, M. a kol., 2018: Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment* 643, 1644-1651.
- Silva, A.B. a kol., 2017: Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – a review. *Analytica Chimica Acta* 1017, 1-19.
- TUHÁČEK, M. – JELÍNKOVÁ, J. *Právo životního prostředí : praktický průvodce*. Praha: Grada, 2015. ISBN 978-80-247-5464-2.
- Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů a prováděcí předpisy k tomuto zákonu.
-

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Lenka Wimmerová, MSc, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 23. 11. 2019

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 11. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 03. 05. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Mikroplasty v pitných a odpadních vodách“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 3.5.2020

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala své vedoucí této práce Ing. Lence Wimmerové, MSc., Ph.D. za ochotu, vlídnost, trpělivost, přínosné konzultace a rady, které mi během psaní a laboratorním výzkumu předávala.

Velké poděkování si také zaslouží má rodina a přítel, kteří se mnou měli neskutečnou trpělivost a byli mi velkou oporou nejen při psaní této práce ale během celého mého studia.

Abstrakt

Téma mikroplasty je stále více diskutovanější a množství plastového odpadu, které má rostoucí tendenci, znepokojuje odborníky i laickou veřejnost. Bakalářská práce se zabývá výskytem a riziky mikroplastových částic (MPs) v pitných a odpadních vodách. Teoretická část práce pojednává o charakteristice mikroplastů a o problematice s nimi spojované. Praktická část byla realizována na vzorcích pitné a odpadní vody odebraných v Chebu. Celkem bylo testováno šest vzorků. Vzorky byly podrobeny optické analýze pomocí mikroskopu bez obarvení a po obarvení roztokem Bengálské červeně. Optickou analýzou byla potvrzena přítomnost mikročástic ve všech odebraných vzorcích, přičemž nejmenší počet byl zjištěn v pitné vodě odebrané přímo z vodovodního kohoutu a nejvyšší ve směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV odebrané před hrubými česly. Jednalo se především o vlákna s výskytem 12 – 151 částic/vzorek a fragmenty v počtu 2 – 46 částic/vzorek.

Klíčová slova: mikroplasty, voda, pitné, odpadní, riziko, polutant, sediment, životní prostředí

Abstract

The subject of microplastics has become increasingly discussed, and the amount of plastic waste that has been growing worries experts and general public. The bachelor work deals with the occurrence and risks of microplastic particles (MPs) in drinking and wastewater. The theoretical part of the work deals with characteristics of microplastics and problems associated with their occurrence. The practical part was carried out on samples of drinking and wastewater taken in Cheb. Total of six samples were tested. The samples were subjected to optical analysis using a microscope without colouring and after colouring with a solution of the Bengal Red. The optical analysis confirmed the presence of microparticles in all samples taken. The smallest number was detected in the drinking water taken directly from the tap and the highest one in the mixture of four wastewater inflows to the WWTP taken from the coarse combs. Mainly microplastic fibres in the range of 12 – 151 particles/sample and fragments in range of 12 – 46 particles/sample were present.

Keywords: microplastics, water, drinking, waste, risk, pollutant, sediment, environment

Obsah

Seznam zkratk	10
1 Úvod	12
2 Cíle práce	13
3 Literární rešerše	14
3.1 Charakteristika mikroplastů	14
3.2 Pojem mikroplasty	15
3.3 Vlastnosti vybraných druhů polymerů	16
3.3.1 Polystyren (PS)	16
3.3.2 Expandovaný polystyren (EPS).....	16
3.3.3 Polyethylen (PE).....	16
3.3.4 Polyamid (PA)	17
3.3.5 Polypropylen (PP).....	17
3.3.6 Akrylonitril-butadien-styren (ABS).....	17
3.3.7 Polytetrafluorethylen (PTFE)	17
3.3.8 Polykarbonáty (PC)	18
3.3.9 Polymethylmethakrylát (PMMA).....	18
3.3.10 Polyvinylchlorid (PVC).....	18
3.3.11 Polyethylentereftalát (PET)	19
3.3.12 Polyuretan (PUR).....	19
3.3.13 Polyester	19
3.4 Zdroje mikroplastů	20
3.4.1 Odpady.....	20
3.4.2 Kosmetika	21
3.4.3 Textil.....	22
3.4.4 Průmysl	23
3.5 Přítomnost mikroplastů ve vodním prostředí.....	24
3.5.1 Mikroplasty v pitné vodě	24
3.5.2 Mikroplasty v povrchové a odpadní vodě.....	25
3.6 Dopady mikroplastů	29
3.6.1 Vliv na lidské zdraví.....	30
3.6.2 Vliv na vodní organismy	31
3.6.3 Vliv na životní prostředí	32
3.7 Způsoby eliminace a detekce mikroplastů	33
3.7.1 Metody odstranění mikroplastů	33
3.7.1.1 Koagulace	33
3.7.1.2 Písková filtrace	34

3.7.1.3	Membránová filtrace	34
3.7.1.4	Ozonizace	35
3.7.1.5	Adsorpce.....	35
3.7.2	Metody detekce mikroplastů.....	36
3.7.2.1	Elektronová mikroskopie (SEM).....	36
3.7.2.2	Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR).....	36
3.7.2.3	Ramanova spektroskopie.....	37
3.7.2.4	Optická identifikace.....	37
3.7.2.5	Pyrolyzní GC-MS.....	38
4	Charakteristika studijního území.....	39
5	Metodika	40
5.1	Použité chemikálie, přístroje a laboratorní materiál	40
5.2	Odběr vzorků vod.....	41
5.3	Zpracování vzorků	44
5.4	Optická analýza.....	45
5.5	Hypotézy práce.....	46
6	Současný stav řešené problematiky.....	47
7	Výsledky	48
7.1	Výskyt mikroplastů a jejich tvar	48
7.2	Počet mikroplastů ve vzorcích	53
8	Diskuze	55
9	Závěr a přínos práce	58
10	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	59
10.1	Literární zdroje.....	59
10.2	Legislativní zdroje.....	63
10.3	Internetové zdroje.....	63
	Seznam tabulek	66
	Seznam obrázků.....	66

Seznam zkratek

ABS	akrylonitril-butadien-styren
ATR	zeslabená úplná reflektance (<i>Attenuated Total Reflectance</i>)
BASF	německá agrochemická firma Badische Anilin und Soda Fabrik (<i>Badische Anilin- & Soda-Fabrik</i>)
ČOV	čistírna odpadních vod
ČR	Česká republika
EDS	elektronově disperzní spektrometr (<i>Energy Dispersive Spectroscopy</i>)
EK	Evropská komise (<i>European Commission</i>)
EP	Evropský parlament (<i>European Parliament</i>)
EPS	expandovaný polystyren
EU	Evropská Unie (<i>European Union</i>)
EVA	ethylvinylacetát
FPA	detektor ohniskového pole (<i>Focal Plane Array</i>)
FTIR	infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (<i>Fourier-Transform Infrared Spectroscopy</i>)
GAU	granulované aktivní uhlí
GC-MS	plynová chromatografie s hmotnostním spektrometrem (<i>Gas Chromatography - Mass Spectrometry</i>)
GESAMP	skupina odborníků zabývající se vědeckými aspekty ochrany mořského prostředí (<i>Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection</i>)
HDPE	vysoko hustotní polyethylen (<i>High Density Polyethylene</i>)
IR	infračervené záření (<i>infrared</i>)
LDPE	nízko hustotní polyethylen (<i>Low Density Polyethylene</i>)
MPs	mikroplasty
NC	nitrát celulózy, resp. nitrátcelulóza
NOAA	Národní úřad pro oceán a atmosféru (<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>)

PA	polyamid
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PC	polykarbonát
PCB	polychlorované bifenyly
PCCP	prostředky osobní péče a kosmetické výrobky (<i>Personal Care and Cosmetic Product</i>)
PE	polyethylen
PET	polyethylentereftalát
PMMA	polymethylmethakrylát
PMP	primární mikroplasty
PP	polypropylen
PS	polystyren
PTFE	polytetrafluorethylen
PUR	polyuretan
PVA	polyvinylalkohol
PVC	polyvinylchlorid
ROS	reaktivní formy kyslíku (<i>Reactive Oxygen Species</i>)
SEA	Vzdělávající asociace zabývající se mořským prostředím (<i>Sea Education Association</i>)
SEM	skenovací elektronová mikroskopie (<i>Scanning Electron Microscopy</i>)
SMP	sekundární mikroplasty
SNR	Spolková republika Německo
ÚP	úpravna vody
ÚV	úpravna vody

1 Úvod

S plastem se díky jeho vlastnostem, z nichž hlavní roli při jeho uplatnění zaujímá odolnost vůči stárnutí a vlivu okolních faktorů, můžeme setkat v mnoha oborech a podobách. Může se jednat například o zdravotnické pomůcky, jednorázové obaly či abraziva. Přesto, že atributy, kterými si plast získal svou pozornost, jsou pro jeho uplatnění a spotřebitele pozitivní, lidstvo by ze stejných důvodů mělo být s jeho zacházením ostražitě (Duis a Coors, 2016; Havlíčková, 2018). Zatímco se světová výroba plastů v roce 1950 pohybovala v číslech 1,7 milionu tun, do roku 2013 se čísla zvedly na neuvěřitelných 299 milionů tun (Duis a Coors, 2016). V roce 2018 se množství produkce zvýšilo na 348 milionů tun. Ze sedmi kontinentů má procentuálně největší distribuci plastového materiálu Asie - 50,1 %. Evropa je hned na druhém místě a v jejím případě se jedná o 18,5 % z celkového objemu výroby (PlasticsEurope, ©2018). Bavíme se především o jednorázových plastech, které pro svou slabou využitelnost během chvíle končí jako odpad a ten se při nesprávném třídění či náhodném úniku hromadí v životním prostředí. Pod vlivem větru a deště eroduje a tím se zvyšuje pravděpodobnost přenosu této hmoty do vod, kde kumuluje (Rocha-Santos a Duarte, 2015).

Plast je označením pro plastomer, což je jedna ze dvou skupin polymerů, která se dále dělí na reaktoplasty a termoplasty. Rozdílem mezi nimi je, že oproti reaktoplastům se termoplasty dají v závislosti na teplotě opakovaně tvarovat (Krátká, 2018). Jelikož u tohoto materiálu není možný rozklad, ale probíhá pouze fragmentace na menší části, usazuje se v environmentálním prostředí v různých mikro- či nano- velikostech, které je obtížné z životního prostředí odstranit. Ve zbytcích plastů se převážně můžeme setkat s polypropylenem, polyethylenem, polystyrenem, polybutylentereftalátem a polyvinylchloridem (Rocha-Santos a Duarte, 2015).

2 Cíle práce

Bakalářská práce má charakter studie a jejím cíle je zhodnocení rizika a koncentrací výskytu mikroplast ve vodách určených k pitným účelům a vodám vypouštěných po přečištění do životního prostředí.

Cíl práce je naplněn zpracováním rešeršní a praktické části práce. V teoretické části je pozornost věnována definici mikroplastů (MPs) a jejich typům, dokumentovaným výskytům MPs ve světě a v ČR, jejich možným rizikům pro zdraví člověka a ekosystémy, dostupným analytickým metodám a možným technologickým metodám pro jejich eliminaci. Praktická část práce je zpracována pro vybrané modelové území, kde byly a následně analyzovány odebrány vzorky pitných a odpadních vod.

3 Literární rešerše

3.1 Charakteristika mikroplastů

O objevení plastů se v 19. století zasloužil Angličan Alexander Parkes, jemuž se podařilo vyrobit nitrát celulózy, resp. nitrátcelulózu (NC). S rokem 1839 přichází nový objev nazvaný vulkanizace kaučuku vytvořený Američanem Charlesem Goodyearem, kterému se připisuje i další úspěch v oblasti plastových materiálů a to zhotovení syntetického polymeru neboli bakelitu na základě polykondenzace formaldehydu a fenolu. Začátek výroby vinylových plastů je datován v době po ukončení první světové války – 1938. Nicméně skutečná pozornost byla plastu věnována až po druhé světové válce, kdy se s ním začaly nahrazovat jiné materiály (Prokopová, 2007; Beňo, 2011).

Název plast je původem z řeckého slova „*plastikos*“, které se používá pro popis něčeho, co se dá formovat nebo co je vhodné pro lisování. S touto terminologií se setkali lidé už v 17. století ještě před vznikem úplně prvního plastového výrobku. Jelikož se plast skládá z celulózy, zemního plynu, ropy a uhlí, bavíme se o látce organického původu (PlasticsEurope, ©2020i). Udává se, že ke vzniku plastů jsou využívány 4 % z celosvětové těžby ropy (Barnes a kol., 2009; Thompson a kol., 2009). Látky, ze kterých se plast skládá, v sobě obsahují polymery, nicméně ne každý polymer patří mezi plasty (Krátká, 2018).

Pro své mimořádné znaky, z nichž je dobré zmínit například odolnost proti korozi, lehká tvarovatelnost, lehkost, elektrické a tepelné izolační vlastnosti, je plast schopen nahradit v řadě odvětví množství materiálů jako jsou dřevo, porcelán, kovy, čímž nejenže zkvalitňuje konečné výrobky, ale snižuje náklady na jeho výrobu. Příkladem nízké spotřeby energií při výrobě může být zmíněna produkce PET oproti skleněným lahvám, kdy PET lahve snižují spotřebu energií na výrobu až 30x (Krátká, 2018; Dluhoš, 1998).

Kamkoliv se podíváme, vidíme plasty. Ve většině případech nám usnadňují a zpříjemňují život. O to, aby byl způsob provozu plastikářské průmyslu zdravým, bezpečným, ekologicky odpovědným, měl pozitivní vliv na bezpečí a zdraví lidí i životnímu prostředí se snaží evropské obchodní sdružení *Plastics Europe*, které má střediska v Bruselu, Frankfurtu, Londýně, Madridu, Miláně a Paříži (PlasticsEurope, ©2020g).

3.2 Pojem mikroplasty

Úplně poprvé byl pojem mikroplastika použit ve vztahu k malým kouskům plastů v mořích, když Ryan a Moloney (1990) popisovali výsledky provedených průzkumů jihoafrických pláží a informovali o své plavbě pro vzdělávací asociaci SEA (*Sea Education Association*). Jednalo se o období, kdy ještě zcela nebyla žádná formální definice, která by určovala velikost pro označení zbytků plastů za MPs. Jediné, čím se dalo řídit, byl fakt, že mikroplast byl plastový materiál, který se dal identifikovat pouze za pomoci mikroskopu (nikoli pouhým okem) a jeho velikost byla v rozsahu milimetrů.

První diskuse o přesné definici velikosti mikroplastu proběhla během prvního mezinárodního výzkumného semináře o výskytu, účincích a osudu mikroplastových mořských zbytků v roce 2008 pořádaná Národním úřadem pro oceán a atmosféru (*National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA*), kde přijetím definice odborníci vymezili horní hranice velikosti 5 mm (GESAMP, 2016). Pro lepší rozlišení MPs dle velikosti bylo zavedeno rozdělení na malé mikroplasty, které můžeme znát i jako nanoplasty (<1 μm) a mikroplasty (1 μm – 5 mm). Mezi další druhy plastových částic patří mezoplasty, jejichž velikost je větší než 5 mm, makroplastika, kterými jsou všechny plasty střední velikosti a pokud je plastový výrobek větší než 1 m, jedná se o megaplastika. Přestože se diskuse ve většině případech věnují horní hranici velikosti, dá se tvrdit, že za stejně podstatné se považuje i hranice dolní, jelikož použité metody a techniky odběru vzorků pro studie mikroplastových částic jsou na spodní hranici závislé (Van Cauwenberghe a kol., 2015; Oladejo, 2017).

MPs jsou dále děleny na primární (PMP) a sekundární (SMP). Jestliže jsou plasty vytvářeny cíleně proto, aby se díky jejich přítomnosti zvýšila kvalita daného produktu, hovoří se o mikroplastech primárních. Najít se dají například v prostředcích pro osobní péči, pracích prostředcích, impregnacích, filtračních zařízeních a využití mají i v textilním průmyslu. Fragmentací pak vznikají mikroplasty sekundární. U plastů totiž neprobíhá rozklad, ale mechanický rozpad, a to až několik tisíc let. Degradáčními činidly mající vliv na rozpad plastů jsou přírodní vlivy. Těmi mohou být teplotní změny či UV-B záření (Trideniodpadu.cz, ©2007a; Jaikumar a kol, 2019). Míra degradace se odlišuje v závislosti na prostředí. Jiná je na skládkách, suchozemských či mořských prostředích (Hopewell a kol., 2009). MPs jsou rozlišovány podle svého tvaru na vlákna, filmy, pěny, fólie, fragmenty, pelety či kuličky (Pivokonsky a kol., 2018).

3.3 Vlastnosti vybraných druhů polymerů

3.3.1 Polystyren (PS)

V roce 1949 byl firmou BASF vynalezen první zpěnovatelný polystyren (Trideniodpadu, ©2007b). Základem polystyrenu je monomer styrenu, kapalný petrochemický produkt. Polystyren je termoplastický polymer, který lze pomocí zvyšující se teploty změkčit a přeměňovat na polotovary. Jeho využití lze najít například v podobě obalu, izolační pěny nebo lékařských jednorázových předmětů. Největší spotřeba polystyrenu je ve stavebnictví a v obalovém průmyslu. Setkat se s ním můžeme ve formě tuhé či pěnové (PlasticsEurope, ©2020d). Jedná se o materiál tvrdý, pevný, jehož barva je přirozeně čirá, ale díky jeho povrchu je snadné ho obarvit. Přestože má mnoho pozitivních vlastností, jsou zde i ty méně vhodné, a to nízká chemická odolnost, vysoká křehkost a náchylnost ke korozi za napětí (Dluhoš, 1998).

3.3.2 Expandovaný polystyren (EPS)

V případě expandovaného polystyrenu se bavíme o jednom z nejvyužívanějších komoditních polymerů již více než 50 let. Oblíbený je především díky své jedinečné kombinaci vlastností, mezi které patří pevnost, izolační vlastnosti, nízká hmotnost, trvanlivost, absorpce nárazu a výborná zpracovatelnost. Z těchto důvodů najde uplatnění jako obal, havarijní přilby, prkna na windsurfing, tepelná nebo zvuková izolace (PlasticsEurope, ©2020a).

3.3.3 Polyethylen (PE)

V případě polyethylenu se jedná patrně o nejběžnější termoplast pro výrobu neprůstřelných vest, plastových tašek nebo šamponových lahví (PlasticsEurope, ©2020f). Poprvé byl uměle vyroben v podobě nízko hustotního polyethylenu (LDPE) a v současné době je již možnost si vybrat z 25 procesů pro jeho výrobu (Havlíčková, 2018). Na trh byl PE uveden v roce 1939 (Oladejo, 2017). V rozdělení polyethylenu vedle nízko hustotního polyethylenu existuje dále i vysoko hustotní polyethylen (HDPE). Z tohoto materiálu se můžeme setkat s výrobky jako jsou například víčka od nápojových lahví nebo izolátor v elektrických kabelech. Díky jeho poměrné rezistenci vůči chemikáliím je vhodný k výrobě obalů pro mnoho druhů čistících prostředků (Trideniodpadu, ©2007b). Jeho uvedení na trh proběhlo o pár let později než u nízko hustotního polyethylenu (LDPE), a to v roce 1957 (Oladejo, 2017).

3.3.4 Polyamid (PA)

S polyamidem se setkáváme ve formě silonu, triaxu, kevlaru nebo nylonu. Tyto umělé hmoty jsou pevné, tvrdé, houževnaté a velmi odolné proti oděru. Vhodné jsou pro výrobu kladek, ložisek a jiných zařízení, u kterých se očekává výdrž při jejich namáhání (Trideniodpadu, ©2007b)

3.3.5 Polypropylen (PP)

První výroba polypropylenu proběhla v roce 1955 pomocí reakce propylenového plynu s chloridem titaničitým (Oladejo, 2017). PP patří mezi nejčastěji využívaný druh polymeru, který je velmi užitečný a náklady na jeho pořízení jsou nízké. Jeho tvarovatelnost může probíhat pomocí vstřikování, tepelného tvarování nebo vyfukování. Svou strukturou nemá daleko od polyethylenu. Odlišný je tím, že polyethylen má vyšší hustotu, nižší teplotu skelného přechodu, teplota tání krystalitů je u polyethylenu menší a na základě toho je patrná jeho horší odolnost a menší tvarová stálost při vyšších teplotách. Vyrobene předmety z polypropylenu mají menší šanci podlehnout korozi za napětí (Krátká, 2018; Havlíčková, 2018; Dluhoš, 1998). Vhodný je především k produkci pružných plastů v potravinářském průmyslu-víčka, kelímky od jogurtů a jiné. Další uplatnění nalezne například pro výrobu zahradního nábytku, mulčovacích folií, vodovodních potrubí, kobercového vlákna (Trideniodpadu, ©2007b; PlasticsEurope, ©2020c).

3.3.6 Akrylonitril-butadien-styren (ABS)

V případě ABS se jedná o amorfnní materiál, jednoduše řečeno-nevykazuje uspořádané charakteristiky krystalických pevných látek. V případě ABS je velmi snadná recyklace a výroba nového ABS z recyklovaného materiálu. Vzhledem ke své houževnatosti proti koroziivním chemikáliím a fyzickým nárazům je vhodný pro výrobu ochranných krytů a obalů, sportovnímu vybavení, hračkám a automobilovým dílům (Rogers, 2015; PlasticsEurope, ©2020f).

3.3.7 Polytetrafluorethylen (PTFE)

Polytetrafluortethylen je neznámějším druhem z fluorpolymerů. Dá se označit za zcela inertní vůči veškerým chemikáliím. Pozornost si získal díky svému nepřilnavému povrchu s využitím jako zpomalovače hoření, obložení potrubí a chemických nádrží, těsnění pro automobily a letadla, nátěr nádobí a textilií, které jsou následně odolné vůči

znečištění (PlasticsEurope, ©2020b). Velmi vhodná je i jeho vysoká teplotní stabilita s horní hranicí 250 °C a výborná odolnost proti chemikáliím, což mu znemožňuje rozpuštění až do 300 °C. Pro svou již zmíněnou odolnost byl poprvé využit během druhé světové války, kdy byla použita atomová bomba. Jelikož byla ve styku s plynným fluorem, byl to v té době jediný vhodný materiál, od kterého se očekávala odolnost vůči tomuto druhu plynu (Krátká, 2018; Dluhoš, 1998).

3.3.8 Polykarbonáty (PC)

S polykarbonáty se můžeme setkat v podobě kontaktních čoček či brýlových skel, osvětlení, elektronické přístroje, neprůstřelných skel a jsou obsaženy i v CD nebo DVD nosičích. Jedná se o amorfní termoplastický polymer, ve kterém je obsažen Bisfenol A. Mezi jeho charakteristické rysy patří úplná průhlednost, nízká hustota a velmi vysoká tvrdost. Za jeho jednoznačně nejlepší mechanickou vlastnost se dá označit houževnatost, se kterou překonal i zinek nebo hliník (PlasticsEurope, ©2020f; Krátká, 2018). Vhodnou recyklační metodou je v případě polykarbonátu drcení nebo tzv. downcycling (Trideniodpadu, ©2007b)

3.3.9 Polymethylmethakrylát (PMMA)

Vzhledem ke své čirosti se PMMA považuje za levnější alternativu PC k výrobě plastových oken a štítů. Přispívá tomu i jeho pevnost, velmi kvalitní odolnost proti oděru, tuhost a tvrdost. Výhodou je i nízká absorpce vody a malý obsah emisí při jeho spalování. Přesto s sebou tato hmota nese i pár nevýhod a těmi jsou například velká pravděpodobnost brzkého opotřebení, krátká životnost materiálu, špatná odolnost vůči nepřetržitému kontaktu s teplotou vyšší jak 50 °C či rozpouštědly, což zase na druhou stranu zjednodušuje jeho zpracování (Bisht a kol., 2018) Při vdechnutí má PMMA podobné účinky jako lehká narkotika a svým složením je pro člověka jedovatý, při vdechnutí většího množství může člověku podráždit horní cesty dýchací (Dluhoš, 1998).

3.3.10 Polyvinylchlorid (PVC)

Z důvodu, že se PVC považuje za nebezpečnou látku, se jeho recyklace se na území České republiky neuskutečňuje (Trideniodpadu, ©2007b). Jedná se o jeden z prvních objevených druhů plastů. Zásluhou jeho velké míry využitelnosti je na třetím místě nejrozšířenějších syntetických plastových polymerů. První místo obsadil polyethylen a po něm následuje polypropylen. Setkat se s ním můžeme ve dvou základních formách a to buď ve flexibilní nebo tuhé (PlasticsEurope, ©2020h). Využití nachází při výrobě tvrdých

či elastických produktů. Například trubky, gramofonové desky, nádoby, profily nebo desky patří mezi výrobky tvrdé a do elastických neboli polotvrdých lze zařadit dýchací masky, ochranné rukavice, hadice, kabely a jiné (Trideniodpadu, ©2007b; Krátká, 2018). V horších případech je v měkčené podobě obsažen i v dětských hračkách (Trideniodpadu, ©2007b).

3.3.11 Polyethylentereftalát (PET)

Polyethylentereftalát je nejznámější druh polymeru pro výrobu plastových láhví. Vznikl odvozením od ethylenového monomeru ve 20. letech minulého století (Oladejo, 2017). Velmi oblíbený je v případě recyklování, jelikož jeho zpracování je mechanicky opravdu snadné. Nevýhodami je však ztráta hodnoty s vytrácením čirosti po dobu jeho životnosti a užívání, a dále pak například klesání molární hmotnosti, v případě, že se materiál zahřeje. Proto se z něj nedají znovu vyrábět lahve (Trideniodpadu, ©2007b)

3.3.12 Polyuretan (PUR)

V případě polyuretanu se jedná o velmi pružný, přizpůsobivý a odolný materiál, který se dělí na tvrdé pěny, měkké pěny a tvrditelné elastomery. Polyuretan má dobré mechanické, fyzikální a chemické vlastnosti, a proto je vhodný k výrobě různých těsnění, ucpávek, manžet, podložek pod stroje, pružných spojek, tlumících dorazů, pěn do nábytku a ložního prádla, izolace, vyložení násypků ve stavebnictví a hutnictví. Jde o bezpečné materiály, které jsou mimo jiné cenově dostupné a udržitelné. Jsou schopny snižovat potřeby energie, čímž ve skutečnosti chrání přírodní zdroje Země (PlasticsEurope, ©2020e; Špičák, 2009).

3.3.13 Polyester

Jedná se o polymer, ve kterém se nachází esterová funkční skupina (Sewport, ©2019). Tato syntetická polyesterová vlákna jsou získávána z vody, vzduchu, a ropy. Při výrobě polyesteru je základní složkou ethylen získávaný z ropy. Využití najde polyester v případě výroby mnoha produktů, jimiž jsou například oděvy, bytový textil, průmyslové tkaniny či elektrická izolace (Advameg, ©2020). V případě oděvních výrobků je polyester často mísen s bavlnou či jiným přírodním vláknem, jelikož díky jeho použití se výrobní náklady oděvů snižují (Sewport, ©2019). Oproti bavlně je výhodou polyesteru jeho hydrofobní vlastnost, díky které neabsorbuje vlhkost, vsakuje však olej. Polyesterová

vlákna jsou mimo jiné také snadno barvitelná, odolávají plísním a jsou účinným nealergením izolátorem (Advameg, ©2020).

3.4 Zdroje mikroplastů

3.4.1 Odpady

V objemu tvoří plasty 10 % komunálního odpadu, kterého jsou významnou součástí a jedná se především o polyethylen, polyethylentereftalát a polyvinylchlorid (Judy a kol., 2019). V České republice se udává, že ročně připadá na osobu 28 kg odpadu skládajícího se pouze z plastového materiálu, což znamená, že za rok je na území ČR vyprodukováno přibližně 297 tisíc tun odpadního plastu. Ovšem i přes takto vysoká čísla je ČR stále v pořadí za Německem, kde jsou hodnoty vzhledem k vyššímu životnímu postavení podstatně větší (Šťastná, 2007).

Všechny druhy a kategorie odpadů jsou zakotveny v tzv. katalogu odpadů, jenž je Přílohou číslo 1 vyhlášky MŽP 281/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Odpady jsou v Katalogu odpadů rozlišovány do 20 kategorií, které se dále člení viz. Příloha č. 1 katalog odpadů. Zařazené odpady se v Katalogu odpadů dělí na odpady nebezpečné (označovány „N“) a odpady ostatní (označovány „O“. Je možné je v některých případech dle skutečných vlastností označit jako „O/N“ (Jelínková a Tuháček, 2015). Plasty jsou v Katalogu odpadů pod číslem 16 01 19 Plasty (vyhláška č. 93/2016 Sb., o Katalogu odpadů, v pozdějším znění).

Téměř polovina všech plastů má funkci jednorázového výrobku a následně se z něj stává odpad, přičemž se velké množství plastového odpadu dostane do životního prostředí, kde se hromadí a stává se příčinou environmentálních problémů (Hopewell a kol., 2009; Barnes a kol., 2009). Za zásadní příčiny vstupu MPs do životního prostředí je považována špatná manipulace s odpady a nevhodné lidské chování (Barnes a kol., 2009; Jambeck a kol., 2015).

Během mechanicko-biologického zpracování probíhá zmenšení plastů a stávají se z nich MPs, které jsou pro ekosystém stále větší hrozbou. Pro samotnou degradaci plastů je důležitý především typ použitého polymeru, který ovlivňuje její rychlost a má vliv i na fotodegradaci. Pokud jsou předměty na bázi polymerů obsahujících esterové vazby, jejich biologické odbourání je snadné za použití esteráz. Tím je například polyuretan. Rozložitelnost polymerů se však snižuje se zvyšujícím se obsahem ethylenu (Judy a kol., 2019).

Splachování skládkových ploch a vypouštění kontaminovaných odpadních vod do podzemních a povrchových vod je dalším způsobem, jak se přispívá vstupu MPs do vodního prostředí. Mikroplastové částice, nacházející se v odpadních vodách z domácností, pocházejí z přípravků pro osobní hygienu a oděvů, ze kterých se uvolňují při jejich praní. V kalu se nachází až 90 % vstupních MPs, jejichž značné množství se v kalu vyskytuje i po jeho úpravě. Využití kaly najdou jako hnojiva zemědělských půd, což znamená vstup MPs do další složky ŽP (půdy). Za znečištění plasty oceánského ekosystému se z 20 % zasluhuje především komerční rybolov, plavidla a další lidské činnost. Špatné nakládání s plasty pak způsobuje zbylých 80 % plastických nečistot v mořském prostředí (Havlíčková, 2018). Každým rokem přibývá plastového odpadu přibližně o 4,8–12,7 milionů tun a aktuální množství plastového odpadu v oceánu se odhaduje na 165 milionů tun. Mikroplastových polutantů se v oceánu nachází zhruba 51 bilionů (Condor Ferries, ©2020). Díky mezinárodní úmluvě MARPOL o zabránění znečišťování znečištění z lodí je od roku 1990 všeobecně zakázáno vypouštět odpad z lodí do moře a je v očekávání razantní snížení množství plastového odpadu, který pochází z lodí (Wang, 2016).

3.4.2 Kosmetika

Plastové mikročástice z kosmetických výrobků nejsou hlavními zdroji mikroplastového znečištění, přesto jsou pro životní prostředí hrozbou a svou přítomností přispívají zvyšujícímu se množství mikroplastových polutantů. Vodní čistírny jsou schopny zabránit jejich vstupu do pitné vody jen částečně. Za jejich zákaz používání v prostředcích pro osobní péči a kosmetických výrobcích (*Personal Care and Cosmetic Product*, PCCP) bojují environmentální sdružení. Uvádí se, že v některých PCCP se nachází až 50 391 mikročástic na gram, což znamená, že při každém použití je do kanalizace odvedeno 229 000 mikrokuliček. Jejich nízká hustota způsobuje to, že poté, co se dostanou do vodního prostředí, vznášejí se na její hladině do té doby, než se dostanou do kontaktu s mikrořasami, stanou se díky nim těžší, začnou sestupovat a následně se stanou součástí sedimentů (Guerranti a kol., 2019). Hlavním důvodem využívání MPs v PCCP je schopnost fyzického otěru povrchu, a to především zubů a kůže (především tedy zubní pasty a peelinky). Obdobným způsobem se dají využít materiály na přírodní bázi, které by mohly být schopné plastové kuličky nahradit, a těmi jsou například anorganické prášky, drcené skořápky či pecky.

Ve světě, v mnoha zemích již existují zákazy používání MPs částic v PCCP nebo jsou v procesu přípravy či schvalování. V roce 2015 zakázal mikroplastky v kosmetických výrobcích americký zákon a v roce 2017 vznikl britský zákon, jenž vzešel v platnost 9. ledna 2018. Existují také společnosti, které se používání mikrokuliček ve svých

produktech vzdaly dobrovolně. Hlavní kosmetické společnosti fungující na trhu Evropské unie se zavázaly, že MPs ze svých produktů dobrovolně odstraní do roku 2021.

Evropský parlament (EP) v roce 2018 schválil zprávu s návrhem Evropské komise (EK) z ledna téhož roku, ve kterém je navrhováno, aby bylo možné veškeré obaly z plastu znovu použít, nebo recyklovat a to do roku 2030 a s tím se i současně snížilo využívání plastů a MPs na jedno použití. Touto legislativní vyhláškou, připomínající americký zákon o vodě bez mikrokuliček, jsou pevné látky definovány jako veškeré pevné částice, u kterých je nemožné, aby se ve vodě rozpustily, měří maximálně 5 mm, jejich přítomnost v kosmetických výrobcích je záměrná, jsou vyrobeny z plastu, extrudované nebo fyzicky vyrobené v různých pevných formách a během jejich použití a dále likvidace udržují stejné formy. V případě Evropského zákazu se však zatím jedná jen o kosmetiku určenou k oplachu a tak se zákaz netýká produktů, jako je například řasenka, ve které se mikrovlákná mohou vyskytovat či jiné druhy kosmetiky obsahující třpytky (Guerranti a kol., 2019).

Regiony a země na celém světě procentuálně přispívající k environmentálnímu vstupu MPs pomocí PCCP (Cuerranti a kol., 2019):

- Jižní Asie 18,3%
- Severní Amerika 17,2%
- Evropa a střední Asie 15,9%
- Čína 15,8%
- Východní Asie a Oceánie 15%
- Jižní Amerika a Afrika 9,1%
- Blízký východ 8,7%

3.4.3 Textil

Výrazem „*textil*“ se obecně označují oděvy, bytový textil a jiné textilní výrobky (například čalounění v automobilech, geotextilie). V tomto případě je však pozornost směřována především na syntetické oděvy a bytový textil (Henry a kol., 2019). Společnosti vyrábějící syntetické oblečení se domnívají, že svou produkcí nikterak k znečištění vod MPs nepřispívají, avšak skutečnost jiná. Syntetických vláken obsažených v textiliích je dnes oproti přírodním vláknům (vlna, hedvábí, bavlna) skoro dvojnásobné (Havličková, 2018). Během roku 2016 bylo vyprodukováno 65 milionů tun plastu pro výrobu textilií (Henry a kol., 2019). Každým praním se do vody uvolňují mikročástice plastu jako je například nylon, polyester nebo akryl (Trideniodpadu, ©2007a). Boucher a Friot ve své

práci z roku 2017 uvádí, že celosvětovém měřítku je v oceánech primárních MPs pocházejících ze syntetických textilií 35 %. Některé výzkumy však zveřejňují nižší hodnoty, zpráva Eunomia (2016) uvedla, za rok 2014 hodnotu 20 %. I přesto je zřejmé, že za jediný rok se do mořského prostředí dostane 0,19 milionu tun textilních mikrovláken. Je známo, že množství uniklých vláken je na rozdíl od praček naplňovaných přední stranou vyšší u praček naplňovaných shora a průmyslových praček. Je to bráno jako důsledek abrazivního působení. Na uvolňování má vliv i typ vlákna a vlastnosti tkanin. Při praní prádla se uvolní menší počet mikroplastových vláken než při jeho sušení (Henry a kol., 2019).

Analýzou mikrovláken se zabývali De Falco a kol. (2018). Pro svůj experiment zvolili tři různé druhy tkanin: polyester s jednoduchou vazbou, polyester s dvojitým úpletem a polypropylen s jednoduchou vazbou. U tkanin proběhlo praní za pomoci simulátoru skutečné pračky pracující v domácích i průmyslových podmínkách, aby vlastnosti tkaniny a podmínky praní souvisely s počtem uvolněných mikrovláken. Pro lepší vyhodnocení tohoto experimentálního ověření se měnil čas, teplota, mechanické působení a tvrdost vody. Následně byla provedena filtrace a dále kvantitativní stanovení množství uvolněných MPs. Bylo zjištěno, že největší množství uvolněných mikrovláken se vztahuje k polyesteru s jednoduchou vazbou či jinak řečeno ke tkanému polyesteru. Běžně se při praní prádla uvolní 5 kg mikrovláken a z polyesterových tkanin se podle odhadu uvolnilo přes více než 6 000 000 vláken dle typu použitého pracího prostředku. Způsob, jak omezit počet uvolněných mikrovláken až o 35 %, závisí na tom, zda je během praní užito změkčovač, které snižuje tření mezi vlákny. Množství uvolněných vláken je dle studie větší při použití práškového pracího prášku, vyšší teploty, vyšší tvrdosti vody a mechanického působení. V silách čističek odpadních vod bohužel není, toto množství vláken zachytit, a tak jsou vodní ekosystémy těmito mikročástmi zatěžovány a ovlivňovány (Havlíčková, 2018; Falco a kol., 2018).

3.4.4 Průmysl

Průmyslové vody jsou spolu s kosmetikou a čistícími prostředky hlavním zdrojem primárních vodních MPs. V roce 2015 byla zaznamenána globální spotřeba plastů v množství 322 milionů tun, z čehož více než 60 % bylo využito pro obalový a stavební průmysl (Kor a Mehdinia, 2019). Odhaduje se, že 80 až 99% mikroplastů je odstraňováno prostřednictvím procesů ČOV, což vede k tomu, že většina mikroplastů zůstává v kalu. Ve Spojeném království je 52% čistírenských kalů aplikováno na zemědělskou půdu a tím dochází ke kumulaci mikroplastů v zemědělské půdě (Holmes, 2018).

Při studii na řece Rýn v roce 2015 bylo zjištěno, že ze 60 % z celkového počtu odebraného plastového materiálu se jednalo o mikroplastové kuličky s možným původem v různých průmyslových odvětví vystavených podél řeky. Únik plastových mikročásti často bývá často spojen s výrobou a přepravou plastů. V případové studii Karlssona a kol. (2018) realizované v oblasti západního pobřeží Švédska se jednalo o produkci polyethylenu. Ten je po výrobě naložen k přepravě a následně přesunut trajekty či lodí, silniční nebo železniční dopravou.

Evropský plastový průmysl má ročně obrát téměř 350 miliard ročně, na čemž se v odvětví plastů podílí přibližně 60 000 společností. Je nutný výzkum alternativních materiálů, jimiž by bylo možné snížit vstup MPs do životního prostředí a vyhnout se tak negativním dopadům. Pracovat by se dalo například na alternativním polymerním řetězci, díky němuž by byl výrobek biologicky rozložitelný a šetrnější k životnímu prostředí (ECHA, ©2020).

3.5 Přítomnost mikroplastů ve vodním prostředí

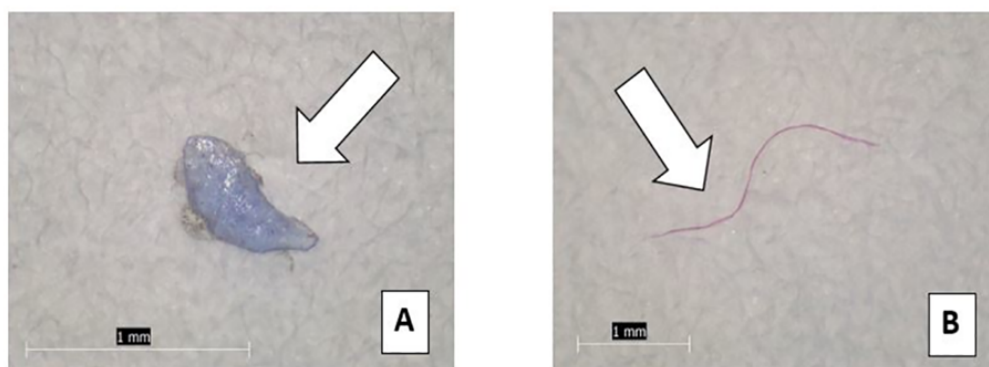
Každý rok je v celém světě odhadem vyprodukováno 300 miliónů tun plastů, z toho neskutečných 13 miliónů tun skončí v řekách a oceánech. Předpokládá se, že do roku 2025 vzroste množství nakumulovaného plastu v mořích na hodnotu 250 milionů tun. Jelikož životnost plastových výrobků je vysoká a jsou těžko rozložitelné na základě vlivu počasí a stárnutí, ve vodním prostředí existují mnoho let až desetiletí. Během rozpadu plastových výrobků vznikají menší části a ty se podle velikosti rozdělují na mikropasty (1 μm – 5 mm) a nanoplasty (<1 μm). Problematika s přítomností MPs ve vodě se tak čím dál více stává klíčovou výzvou pro životní prostředí (Enfrin a kol., 2019). Legislativou, která má za úkol chránit povrchové a podzemní vody je zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon). Stanovuje podmínky pro hospodárné využívání vodních zdrojů, pro jejich zachování a zlepšení jakosti povrchových a podzemních vod. Zabývá se vytvořením podmínek pro snižování nepříznivých účinků okolních vlivů. Samotnou problematiku MPs však vodní zákon neřeší (zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon, v pozdějším znění). Hospodaření s vodami v krajině upravuje také zákon České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

3.5.1 Mikroplasty v pitné vodě

První detekce mikroplastových polutantů v pitné vodě byla zaznamenána v roce 2018 (Wang a kol., 2019).

V roce 2017 bylo během studie Kosuth a kol. (2018) odebráno 159 vzorků vody z vodovodu ve 14 zemí po celém světě. Výsledky testovaných vzorků pitné vody odhalily 81% obsah antropogenních částic. Převážnou většinu (98,3 %) tvořila vlákna o rozměrech 0,1 – 5 mm a zjištěný rozsah MPs v jednotlivých vzorcích byl 0 – 61 částic na litr, přičemž v průměru bylo jejich množství 5,45 částic/l. Pro lepší rozeznání antropogenních zbytků od přírodních materiálů a vláken byla použita Bengálská červeň, která se váže na nesyntetické částice. Největší průměrný počet mikroplastových částic byl nalezen u vzorku z USA 9,24 částic/l a nejnižší výsledky byly zjištěny ze čtyř vzorků pocházejících z EU. Do testování studie zařadila i tři značky balených vod, jejichž výsledná průměrná hodnota MPs ukázala 3,57 částic/l. V rámci studie bylo provedeno srovnání obsahu MPs testovaných vzorků z rozvojových zemí a vyspělých zemí. Průměrný počet MPs z rozvinutějších zemí (EU, USA, Libanon) činil 6,85 částic/l a ve vodě získané z méně rozvinutých zemí (Kuba, Ekvádor, Indie, Indonésie, Uganda) byla průměrná hodnota 4,26 částic/l.

Předpokládá se, že právě pitná voda z vodovodu je největším zdrojem MPs, které jsou zkonsumovány člověkem. Odhaduje se, že z celkového množství zkonsumovaných MPs tvoří 88 %, což znamená, že ročně každý průměrný člověk vypije 5 104 částic syntetického odpadu (Kosuth a kol., 2018).



Obrázek 1 - Antropogenní částice detekované ve vodě z vodovodu: (A) 1 mm velký fragment ze vzorku vody z indického subkontinentu; (B) 2,5 mm dlouhé vlákno ze vzorku vody z USA (Kosuth a kol., 2018)

3.5.2 Mikroplasty v povrchové a odpadní vodě

Přítomnost MPs ve vodě vstupujících do čistících procesů může vysoce ovlivnit výkonnost procesů úpravy povrchové vody a čištění odpadní vody. Vzhledem k velikosti MPs je pohyb těchto částic během procesů úpravy vody a čištění odpadních vod velmi jednoduchý a může docházet k procesním a provozním komplikacím. Přítomnost MPs

může mít například vliv na filtrační jednotky, tj. mikročástice mohou mít za následek jejich zanešení, poškození, zapříčiňují spékání a urychlují opotřebení jednotlivých částic, tím se zvyšují náklady na údržbu strojů a celkový provoz (Enfrin a kol., 2019). Do vod se MPs dostávají především z průmyslových úniků, továren na výrobu plastů, odpadní vody vypuštěné z domácností a fregmentací plastových předmětů a odpadů větších rozměrů (Pivokonsky a kol., 2018; Zhang a kol., 2019)

V září roku 2018 ekologická organizace Greenpeace odebrala na území České republiky 10 vzorků povrchové vody řek Labe a Vltavy. Vzorky pocházely z 6 lokalit Vltavy, z toho 3 byly z okolí ČOV Praha Troja a další 4 vzorky z 10 byly z míst přítoku Vltavy do Labe. Dále 3 odběry byly provedeny v okolí ČOV Neštěnice v Ústí nad Labem a 1 odběr z území Hřenska, kde Labe v tomto místě protéká hranicí České republiky a Německa. Analýza přítomnosti a identifikace mikroplastových fragmentů proběhla ve výzkumné laboratoři na Univerzitě Exeteru ve Velké Británii pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (*Fourier-Transform Infrared Spectroscopy*, FTIR). Bylo zjištěno, že 9 z 10 vzorků obsahovalo alespoň 1 potvrzený mikroplast ve formě fragmentu či vlákna. Výjimkou byl jeden vzorek odebraný v Praze v blízkosti ČOV Praha Troja. V průměru vzorky obsahovaly 1 až 4 syntetická vlákna nebo fragmenty na litr povrchové vody (Greenpeace, ©2019).

Největší množství fragmentů a vláken (18 částic/l) bylo nalezeno ve vzorku odebraném v blízkosti ČOV Neštěnice v Ústí nad Labem. Pět fragmentů z 18 přítomných bylo identifikováno jako modifikovaná celulózová vlákna, jedno skleněné vlákno a ve zbytku se jednalo o mikroplastové fragmenty nebo vlákna. Výsledky analýzy tohoto vzorku ukazují, že v případě ČOV Neštěnice se jedná o významný zdroj MPs na území řeky Labe. Jednotlivé odběry jsou samozřejmě ovlivněny mnoha potencionálními zdroji MPs z městského prostředí jako například odtok vody z povrchu, dešťové odtoky, říční doprava a v neposlední řadě i ČOV. Pro přesnější určení průměrného obsahu MPs na jednotlivých testovaných místech by bylo nutné provádět odběry opakovaně v různých časech, přesto by však výsledky nebyly úplně přesné, a to zvláště kvůli inherentní heterogenitě distribuce MPs v testovaných oblastech. Zjištěný průměrný výskyt 3,7 částic/l se jeví jako velmi nízký, když se vezme v potaz celkovou plochu povrchu a objemový průtok řek Vltavy a Labe (v Ústí nad Labem je průměr 300 000 l/s), přesto je koncentrace mikroplastových polutantů velmi podobná výsledkům některých dostupných studií (Greenpeace, ©2019).

Tabulka 1 – Obsah MPs ve vzorcích povrchové vody odebrané na území České republiky (zpracování vlastní dle Greenpeace, ©2019)

Místo odběru	Počet syntetických kusů	Detailní popis zjištěných syntetických kusů
Vltava - Smíchovský přístav	2 vlákna	1 x černé polyakrylátové vlákno 1 x černé modifikované celulózové vlákno
Vltava - ústí Botiče	2 vlákna 1 fragment	2 x transparentní modifikovaná celulózová vlákna 1 x transparentní fragment EVA kopolymeru
Vltava - ústí Rokytky	2 vlákna 2 fragment	1 x modré modifikované celulózové vlákno 1 x průhledné vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí (možná dřevotříška) 1 x průhledný / bílý PVA fragment 1 x průhledný / bílý polynorborenový pryžový fragment
Vltava - 100 m nad výpustí ČOV	4 vlákna	1 x červené polyesterové vlákno 1 x bílé polyesterové vlákno 1 x transparentní modifikovaná celulózová vlákna 1 x modrá modifikovaná celulózová vlákna
Vltava - u výpustě ČOV	1 vlákno	1 x černé polyakrylátové vlákno
Vltava - 300 m pod výpustí ČOV	žádné fragmenty ani vlákna	X
Labe - 100 m nad ČOV Ústí n/L Neštětice	1 fragment	1 x černý chlorovaný polyethylenový fragment
Labe - u ČOV Ústí n/L Neštětice	10 vláken 8 fragmentů	1 x transparentní vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí (možná dřevotříška) 1 x průhledné PTFE vlákno 1 x modré nylonové vlákno 1 x průhledné nylonové vlákno 1 x průhledné modifikované celulózové vlákno 2 x modré modifikované celulózové vlákno 1 x černé modifikované celulózové vlákno 1 x průhledné skleněné vlákno 1 x modré polyesterové vlákno 1 x modrý epoxidový fragment 2 x červené fragmenty / částice (možná směs močoviny a formaldehydového kopolymeru) 1 x průhledný fragment / film (neidentifikovaný polymerní film) 3 x bílé fragmenty / částice (neidentifikovaný polymer / kopolymer) 1 x bílý fragment / zkumavka (případně chlorovaná guma)
Labe - 300 m pod výpustí ČOV Ústí n/L Neštětice	1 vlákno 1 fragment	1 x černé polyesterové vlákno 1 x bílý fragment (neidentifikovaný fluoropolymer)
Hřensko - hranice se SRN	1 vlákno 1 fragment	1 x průhledné skleněné vlákno 1 x bílý polypropylenový fragment

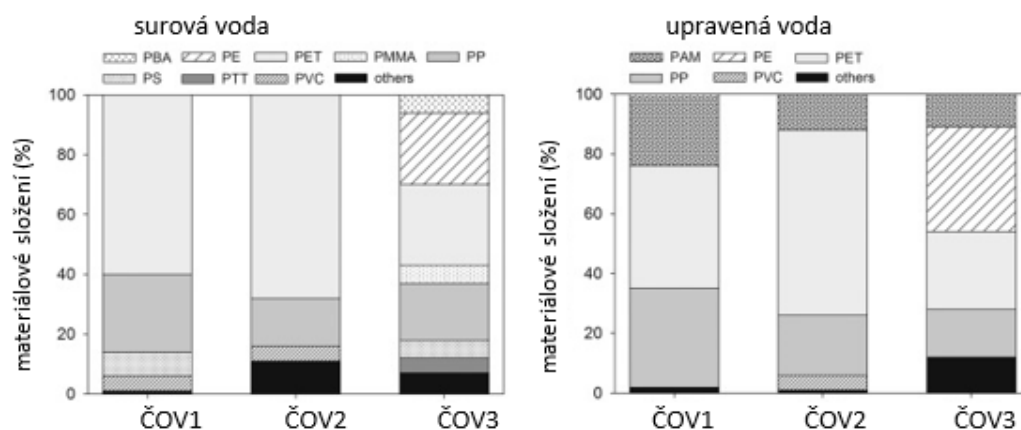
Během studie Su a kol. (2014) byla z povrchové vody jezera Taihu v provincii Jiangu v Číně zjištěna koncentrace MPs 3,4 až 25,8 částic/litr. Koncentrace mikroplastových částic $4,165 \pm 2,460$ částic/litr byla zaznamenána pro ústí vodu do řeky Yangtze v Číně, jež byla filtrovaná přes ocelové pletivo 32 μm . Studii provedli Zhao a kol. (2014). Vyšší koncentrace $4,703 \pm 2,286$ částic/litr, kdy se ve vzorcích nacházelo od 1,597 do 12,611 částic/litr, zjistila také nedávná studie Di a Wang (2018) ve vodě z přehradní hráze „*Three Gorges Dam*“, nacházející se opět v Číně. Tato studie použila k zachycení sítě s ocelovým pletivem s rozměrem ok 48 μm .

Studie, zatím uskutečněné v EU, používaly sítě na rejnoky nebo plankton s obvyklou velikostí ok 330 μm , 10 mm či větší, v nichž se většina MPs neudržela. Z tohoto důvodu lze předpokládat, že proto jsou výsledky počtu MPs částic v dostupných

evropských studií značně nižší než výsledky naměřené studií Greenpeace z roku 2019, kde byla použita obdobná velikost ok jako v případě výše zmíněných čínských prací.

Na území České republiky byla, kromě výše zmíněné studie Greenpeace, publikována studie Pivokonsky a kol. (2018), která byla zaměřena na obsah MPs v odpadní a přečištěné vodě. Pro studii byly vybrány tři ČOV přečišťující vodu pro značné množství obyvatel, s různou technologií čištění. Vzhledem k lišícím se definicím nanoplastů, kdy v jedné studii se za nanoplast označuje částice o velikosti <100 nm a v jiné <1 μm , se v tomto případě jedná o jednu z mála studií, která si pro svou studii MPs zvolila spodní hranici velikosti částic 1 μm . Odběr vzorků byl uskutečněn v zimním období (listopad 2017 – leden 2018) z důvodu eliminace přítomnosti fytoplanktonu, který může analýzu MPs zkomplikovat. Odebrané vzorky byly nejprve zoxidovány peroxidem pro odstranění organického materiálu a následně byly přefiltrovány pomocí PTFE membránových filtrů. Tento materiál byl vybrán kvůli tomu, že bylo předpokládáno, že neovlivňuje či nepůsobí kontaminaci při analýze pomocí skenovací elektronové mikroskopie (*Scanning Electron Microscopy*, SEM). Autoři studie předpokládali, že filtry ze skleněných vláken by mohly vlákna uvolnit a analýzu narušit. Pro zamezení ucpání při filtraci byla provedena dvoustupňová filtrace přes klesající velikost ok o velikosti 5 μm a poté o velikosti pórů 0,2 μm . Filtry byly po tomto procesu sušeny 30 minut v peci při teplotě 30 °C. Z každého filtru byly pořízeny tři výřezy (střed, okraj a jeden mezi nimi), poté se na ně zaprášila vodivá zlatá vrstva a následně proběhla analýza zadržených částic pomocí SEM. Nalezené MPs byly na základě tvaru rozděleny na tři morfotypy (fragментy, kuličky a vlákna) a šest velikostních frakcí (0,2 – 1 μm ; 1 – 5 μm ; 5 – 10 μm ; 10 – 50 μm ; 50 – 100 μm ; >100 μm). Následně byla provedena kvalitativní analýza pro částice o velikosti >10 μm pomocí FTIR a pro analýzu částic při velikosti 1 – 10 μm byla využita Ramanova spektrometrie s mikroskopem (Pivokonsky a kol., 2018).

Značný rozdíl v množství přítomnosti MPs byl naměřen mezi odpadní a přečištěnou vodou díky rozdílnosti zpracovatelských procesů (ČOV1/WTP1 70 %, ČOV2/WTP2 81 %, ČOV3/WTP3 82 %). Z dvanácti různých druhů plastického materiálu převažovaly ze 70 % následující: PET, PP a PE). Největší obsah (95 %) MPs ve vzorcích surové a pitné vody byl zjištěn pro velikost částic 1 – 10 μm (Pivokonsky a kol., 2018).



Obrázek 2 - Materiálové složení mikroplastových částic v surové a upravené vodě v ČOV1, ČOV2 a ČOV3; množství je uváděné v procentech (vlastní zpracování dle Pivokonsky a kol., 2018)

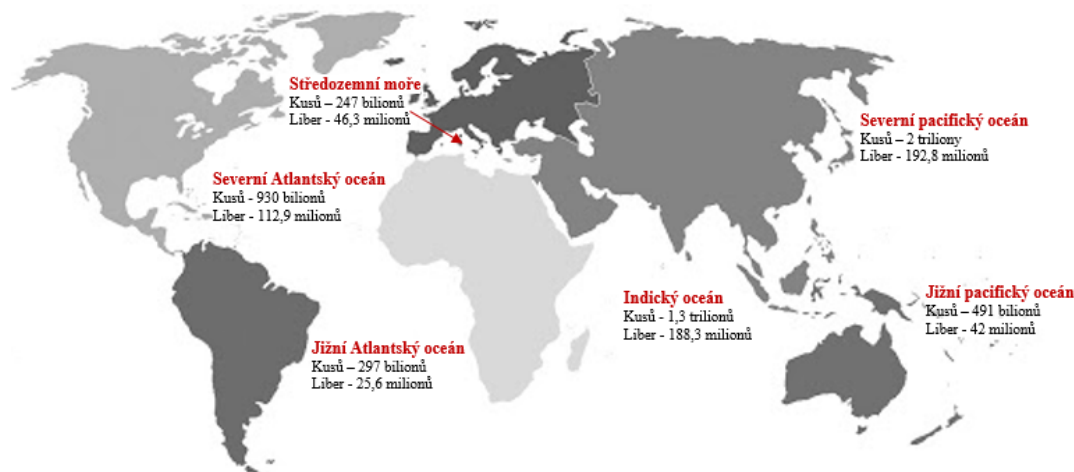
3.6 Dopady mikroplastů

Jelikož množství MPs v životním prostředí roste, rostou s ním i obavy možného dopadu na životní funkce člověka, vodní a jiné organismy včetně vlivu na ekosystém (Wang a kol., 2019). Ekologické a toxikologické vlivy MPs jsou stále do značné míry neobjasněné, i přesto jsou MPs považovány za kontaminant, protože mimo vlastních dopadů MPs mohou být přenosovým médiem v případě jiných škodlivých chemikálií (Pivokonsky a kol., 2018). Na uvolňování chemických sloučenin včetně změkčovadel, transformovaných polymerů, organických sloučenin a kovů má vliv abiotická a biotická degradace MPs. Osud a toxicita závisí na fyzikálních a chemických vlastnostech jako například pH, kationtová výměnná kapacita a obsah jílu v daném půdním prostředí (Judy a kol., 2019). V tomto případě se můžeme setkat s nízkomolekulárními, polymerními, anorganickými či organickými látkami (Li a kol., 2018).

Organickými kontaminanty, které jsou obsažené v mikroplastových částicích, mohou být polychlorované bifenyly (PCB), organochlorové pesticidy, polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), ropné uhlovodíky, alkylnyly, polybromované difenylethery a bisfenol A (Teuten a kol., 2009). Tyto látky se při výrobě plastů používají pro lepší fyzikální vlastnosti materiálů, jako je barva, tvrdost a odolnost vůči ohni. Změkčovadlo například přispívá ke kvalitnější plasticitě nebo viskozitě. Změkčovadla jako ftalát či bisfenol A, se v PVC nacházejí z důvodu možnosti snadného snížení tepelné degradace a fotodegradace (Li a kol., 2018). Na základě experimentálních pozorování byla u PE zjištěna schopnost vyššího hromadění organických kontaminantů než u kteréhokoliv jiného plastového materiálu (Teuten a kol., 2009).

Ve světě aktuálně existuje odhadem pět plastových ostrovů a další dva nově vznikající se objevují u Sibíře a u Nigérie. Předpokládá se, že tyto plastové ostrovy měly

obsahovat přibližně 300 000 tun odpadků z platového materiálu. Organizace „5Gyres“ odhaduje, že by se v těchto plastových shlučích mělo nacházet pře 5 bilionů částic z plastu a 92 % z nich má povahu mikroplastu. (Trideniodpadu, ©2007a).



Obrázek 3 - Plastové znečištění pěti různých oceánských oblastí (vlastní zpracování dle: Vox, ©2020)

3.6.1 Vliv na lidské zdraví

Není možné jednoduše provádět testování a sledovat vliv účinku MPs na lidské zdraví, z toho důvodu dosavadní závěry o vlivu MPs na lidské zdraví jsou převzaty ze studií zabývajících se toxicitou mikročástic (Li a kol., 2018). Informací o možné toxicitě MPs na lidské zdraví je velmi málo, přesto již byl zjištěn obsah MPs v potravinách a jiných zdrojích, jimiž jsou například vzduch, mořské plody, pivo či sůl (Wang a kol., 2019). Hlavní cesty, kterými se MPs do lidského těla dostávají, jsou jejich vdechnutí (inhalace) a požití (ingesce) (Havličková, 2018).

Je potvrzeno, že na povrchu mikroplastových částic mohou být obsažené škodlivé látky, například sloučeniny narušující endokrinní systém chemickými reakcemi látek s biologicky významnými molekulami. Ani samotné hromadění plastických polutantů lidskému zdraví neprospívá. Studie Li a kol. (2018) potvrdila, že aditiva jako bisfenol A, polybromované difenylethery, tetrabrombisfenol A a ftaláty se v lidském těle skutečně nachází. Přítomnost mikroplastových polutantů v lidském organismu byla dokázána detekcí těchto částí v játrech, lymfatických uzlinách a slezině (Havličková, 2018).

Plastové fragmenty, nacházející se v gastrointestinálním traktu a plicích, jsou z těchto míst vstřebávány nebo translokovány endocytózou do cílových sekundárních orgánů. MPs se zachytávají v orgánech, jimiž mohou být právě játra či slezina. V místech a okolí tkání, kde se tyto mikročástice usazují, hrozí následně zánětlivá onemocnění, čímž může být vyvolána imunitní aktivace makrofágů a produkce cytokinů (Havličková, 2018). Současně, díky přítomnosti polutantů na povrchu MPs, dochází po průniku do buněk

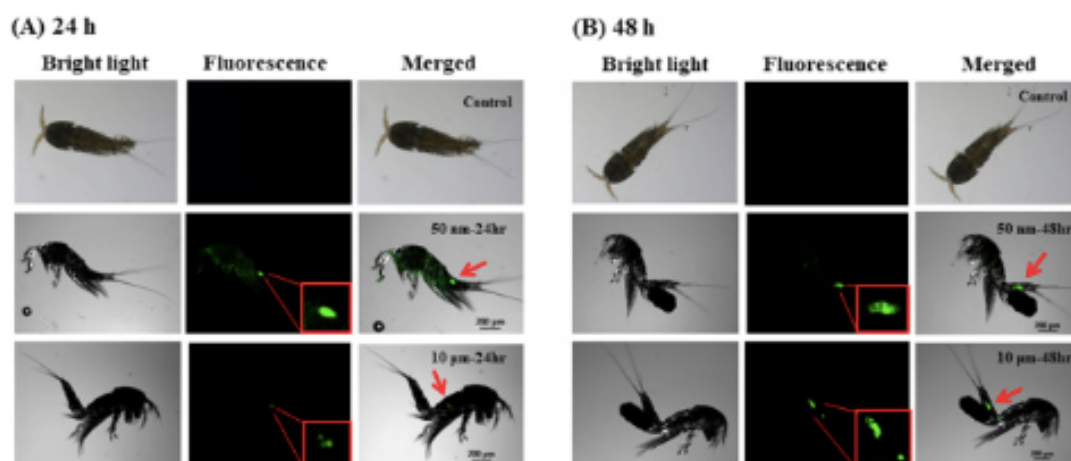
k chemické reakci látek s biologicky významnými molekulami a narušují endokrinního systém zasažených organismů. V důsledku může jít v případě plastového monomeru bisfenolu A spolu s alkylfenolovými aditivami o estrogenní účinky a dále o zvýšenou produkci testosteronu na základě přítomnosti ftalátových plastifikátorů (Havlíčková, 2018).

Studie Schirinzi a kol. (2017) měla za cíl lépe pochopit vliv cytotoxicity MPs na mozkové a epiteliální lidské buňky. Hlavními výsledky se vyloučilo významné snížení životaschopnosti buněk. V případě zkoumání vlivu MPs s obsahem oxidu titaničitého na tvorbu reaktivních forem kyslíku (*Reactive Oxygen Species*, ROS) se znižuje významnost koncentrace a agregace. Nejvyšší možná produkce byla zjištěna při 1mg/l a u vyšších koncentracích už tvorba ROS pozorována nebyla (Schirinzi a kol., 2017). Během studie Triebkorn a kol. (2019) bylo prokázáno, že lidské keratinocyty přijímají polystyren (Wang a kol., 2019).

3.6.2 Vliv na vodní organismy

Plastové polutanty vyskytující se v mořském prostředí mají vliv na celý mořský ekosystém v rámci potravinového řetězce od primárních producentů (např. mikrořasy) po konečné spotřebitele (např. ryby krmící se masem), a to buď přímým pozřením či právě biokoncentrací. Hromadění plastických polutantů má u organismů za následek fyziologické poškození a hladovění, protože žaludky organismů, zejména ryb jsou plné nestravitelných částic. V případě toxických účinků MPs dochází k abnormálnímu chování při plavání, imunitní reakci, inhibici růstu a vývoje, oxidačnímu stres, narušení endokrinního systému či dokonce smrti.

Nejčastějším druhem plastu nacházejícím se v mořském prostředí je PS, jehož přítomnost má negativní vliv na biologické procesy mikrořas, mořských ježků, mušlí, korýšů a ryb (Choi a kol., 2019). Během studie Choi a kol. (2019) byl zkoumán vliv mikrokuliček PS na mořský organismus *Tigriopus japonicus* poté, co se dostal na základě konzumace do jejich těl. Při studii byl *T. japonicus* vystaven mikročásticím o rozměrech 0,05 a 10 μm v koncentraci 20 mg/l po dobu 48 hodin, přičemž po 24 hodinách byla provedena kontrola jejich stavu. V této studii nebylo zaznamenán akutní účinek MPs v podobě smrti organismů. Byla však sledována přítomnost 0,05 μm MPs v tělech klanonožců, které byly po delší dobu udržovány v trávicích orgánech a které se postupem času přesunuly z horní do dolní části střeva. Tato skutečnost měla negativní vliv na jejich životnost, růst, reprodukci a plodnost organismů. V této studii nebyla sledována žádná odlišnost v příjmu mikročástic plastů na základě jejich velikosti (Choi a kol., 2019).



Obrázek 4 - *Tigriopus japonicus* po konzumaci 0,05 µm a 10 µm MPs po 24 hod. (A) a 48 hod. (B); šipka ukazuje požitý mikroplast (Choi a kol., 2019)

Také Zhang a kol. (2019) studovali toxicitu mikroplastových částic dopovaných oxidem kovu a jeho vliv na dva sladkovodní organismy *Chlorella pyrenoidosa* a *Daphnia magna*. V rámci studie byly použity MPs s jádrem oxidu železa s průměrem 1 µm a se dvěmi různými povrchy – modifikované aminem (MPs (Fe) – NH₂) a karboxylem (MPs (Fe) – COOH). Bylo zjištěno, že největší akutní toxicita probíhá v případě MPs (Fe) – NH₂. Na základě pozorování vědci zjistili, že MPs (Fe) – NH₂ byl vstřebáván do organismu *D. magna* přes tykadla, krunýř a hřbet zatímco MPs (Fe) – COOH vstupoval do zažívacího traktu. Zvýšený vliv akutní toxicity na *D. magna* byl sledován při 48 hodinách a ovlivňoval jejich pohyb při plavání.

Nepříznivý vliv MPs na zooplankton zmiňuje i Kokalj a kol. (2018) Částice polystyrenu (>50 mg/l) mají schopnost po 48 hodinách ovlivnit pohybovost mořských larev *Artemia franciscana*. Prokázalo se, že mohou přijímat 40 nm karboxylovaný polystyren a 10–20 µm polyethylenové částice. Vyšší koncentrace 3-4 µm polyethylenu (105 částic/ml) způsobovaly úmrtnost těchto organismů a snížily jejich reprodukci (Kokalj a kol., 2018).

3.6.3 Vliv na životní prostředí

Přítomnost MPs ve vodním prostředí vzbuzuje v lidské společnosti čím dál větší obavy. Zatímco v minulosti i v současnosti je věnována velká pozornost znečištění MPs v mořích a oceánech, o znečištění v kontinentálních prostředích, jako jsou řeky, jezera, půda či vzduch toto zatím nevíme mnoho. Již dostupné studie nicméně ukazují, že kontaminace půdy za přítomnosti MPs může být 4 – 23x vyšší než v případě oceánů. Jedním z důvodů, proč zatím neproběhl dostatečný počet studií zaměřených na jiná ohrožená prostředí než mořská a oceánská je skutečnost, že aktuálně neexistuje vhodná

analytická metoda pro detekci MPs v pevných maticích (Akdogan a Guven, 2019; Havlíčková, 2018). Mikroplasty a chemické sloučeniny, které jsou z těchto částic vyluhované či sorbované na mikroplastových površích, mohou mít však nežádoucí behaviorální reprodukční a morfologické účinky na zemskou biotu (Judy a kol., 2019).

V případě vstupu MPs do povrchových půd je různými způsoby umožněna migrace mikročástic do půd hlubokých. Mohou to být činnosti jako vyluhování, bioturbace (tj. rozrušení půdy činností živých organismů) či zemědělskou činností. Obsah MPs ovlivňuje základní vlastnosti půd (například dostupnost živin, struktura půdy). V Evropě se odhadem do zemědělské půdy ročně dostane 63 – 420 tisíc tun mikroplastových polutantů a v případě Severní Ameriky se množství pohybuje mezi 44 – 300 tisíci tun za rok (Guo a kol., 2020)

Předpokládá se rovněž přítomnost MPs v rámci květenství různých druhů rostlin a je tak pravděpodobné, že se tyto částice v rámci opylování dostávají do medu (Machado a kol., 2018).

Mikroplastovému znečištění podléhají i plážové sedimenty, u kterých se tak mění fyzikální vlastnosti. Částice MPs snižují teplotní difuzivitu, zvyšují průměrnou velikost zrna a propustnost. Vysychání daného území je důsledkem zmiňované zvyšující se propustnosti a je tak usnadněn odtok podzemní vody z pevniny do moře. To negativně ovlivňuje organismy žijící ve skulinách pobřežních ekosystémů. Mimo jiné je důležité zmínit, že plastové částice mají menší maximální teplotu a doba zahřívání je pomalejší. Tím jsou poznamenány například vajíčka mořských želv, u kterých je důležitá určitá teplota pro správný vývoj (Havlíčková, 2018).

3.7 Způsoby eliminace a detekce mikroplastů

V posledních letech se výrazně zvýšil zájem o výzkum mikroplastového znečištění v životním prostředí a poznatky o zdrojích a cestách se stále rozšiřují. Je však důležité řešit také způsoby a možnosti, kterými se MPs dají z pitných a odpadních vod identifikovat a eliminovat. Významná je rovněž také prevence a omezení používání MPs částic v kosmetice aj. průmyslu.

3.7.1 Metody odstranění mikroplastů

3.7.1.1 Koagulace

Koagulační proces probíhá na základě přítomnosti anorganického koagulantu při úpravě pitných vod, díky němuž se z rozpustných znečišťujících látek stávají znečišťující

látky charakteru částic, ty lze následně po jejich usazení odstranit (Hidayaturrahman a Lee, 2019). Při tomto procesu jsou nejčastěji používány koagulanty na bázi Al a Fe (Baiwen a kol., 2019).

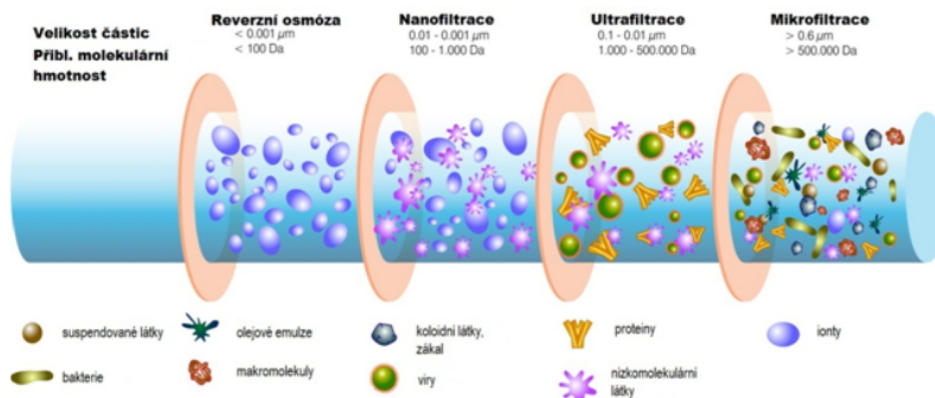
V případě studie Wanga a kol (2019) dosahovala velmi dobré výsledky koagulace kombinovaná se sedimentací, u níž byla účinnost odstranění mikroplastových polutantů ze surové vody přibližně 40,5 – 54,5 % (Wang a kol., 2019).

3.7.1.2 Písková filtrace

Písková filtrace přichází na řadu poté, co upravovaná voda projde koagulačním procesem. Slouží k odstraňování suspendovaných pevných látek, koloidů a některých patogenů (např. mikroby, viry). Do horní části pískového filtru je přiváděna surová voda ve formě suspenze a gravitací cirkuluje porézním médiem, náplňovou vrstvou pískových částic, pro čištění vod, ve kterých se nečistoty včetně MPs zachycují mezi zrny písku či na jejich povrchu (Song a kol., 2020). Studií Talvitie a kol (2017) byla zjištěna 97 % úspěšnost odstranění MPs použitím tohoto procesu. Test probíhal na ČOV ve městě Turku v jižním Finsku a pískový filtr byl složen z 1 m šterku s velikostí zrn 3-5 mm a z 0,5 m křemene o velikosti zrn 0,1-0,5mm (Talvitie a kol, 2017).

3.7.1.3 Membránová filtrace

Membránová filtrace je ve světě při úpravě pitné vody celkem běžnou metodou, avšak u nás tato technologie není českou legislativou (vyhláška č. 409/2005 Sb., o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody, v pozdějším znění) zatím pro úpravu pitné vody uznaná a povolená. Pro každé použití membránové filtrace je nutné mít souhlas od příslušného státního orgánu. Membránová filtrace je terciálním dočištěním po procesu koagulace. Při procesu membránové filtrace je důležité znát velikost pórů membrán, jelikož tento proces probíhá na základě zachytávání částí o velikosti větší, než jsou membránové póry. Pro odstranění znečišťujících látek a částic není při tomto procesu zapotřebí chlorace či jiné další dezinfekční technologie. Není využívána pouze pro mikrofiltraci, ale uplatnění najde i v případě ultrafiltrace, nanofiltrace či reverzní osmózy (ASIO, ©2011-2019a).



Obrázek 5 - stupně čištění při membránové filtraci dle velikostí pórů (ASIO, ©2011-2019a)

Již zmíněná studie Talvitie a kol. (2017) potvrdila, že membránovou filtrací o velikostí pórů $0,4 \mu\text{m}$ je možné snížit množství MPs v odpadní vodě o 99,9 %.

3.7.1.4 Ozonizace

V případě ozonu se jedná o velmi silný oxidant sloužící k odstranění anorganických iontů a žáruvzdorných organických polutantů. Získání ozonu začíná u vysušení vzduchu a odstranění atmosférické vlhkosti. Následně je vzduch přesunut do trubice s dvěma deskami s opačným elektrickým nábojem. Vyrobený ozon je poté rozpuštěn a přidán do odpadní vody k oxidačnímu procesu při němž se opět rozpadá na kyslík (Hidayaturrahman a Lee, 2019; OZONTECH, ©2019).

Účinnost odstranění MPs ozonizací se zvyšuje v kombinaci s adsorpcí na granulované aktivní uhlí (tzv. GAU procesem) (Wang a kol., 2019). Ozonizace se v rámci studii Hidayaturrahman a Lee (2019) ukázala jako velmi účinná technologie pro odstranění MPs z odpadních vod, jelikož její zjištěná účinnost odstranění byla 89,9 %. Přesto však neexistuje dostatečné množství studií, díky kterým by se dalo přesně určit, zda je ozonizace ten pravý způsob pro redukci MPs.

3.7.1.5 Adsorpce

Granulované aktivní uhlí (GAU) je využíváno při procesu adsorpční filtrace, kdy se filtrační nádoby naplní do 50-60 % jejich výšky a ve zbylém prostoru probíhá proplach. Mechanismus filtrace tvoří tlaková nádoba z polyethylenu zpevněná sklolaminátem a řídicí ventil. Procesem je možné zachytit nejen mikroplastové částice, ale i volný chlor, organické látky, těžké kovy či zápach z vody (ASIO, ©2011-2019b). Zde je však nutné podotknout, že i nádoba z polyethylenu může být sekundárním zdrojem MPs.

V již zmíněné studii Wang a kol. (2019) aplikace procesu filtrace s GAU vedla ke snížení množství mikroplastových částic o 56,8 – 60,9 %).

3.7.2 Metody detekce mikroplastů

3.7.2.1 Elektronová mikroskopie (SEM)

Touto metodou vznikají obrazy vzorků, které jsou vytvářeny interakcí elektronového paprsku se vzorkem pro měření sekundárních iontů. Vhodná je pro částice o velikosti do 1 μm (Li a kol., 2018). Výsledky této analýzy jsou ve velmi kvalitním rozlišení s extrémní jasností a zvětšením až 1000x, díky čemuž lze mikroplasty snadno rozlišit od organických částic (Silva a kol., 2017). V maximálním rozlišení získané v SEM hrají roli např. velikost elektronového bodu či interakční objem elektronového paprsku se vzorkem. Přestože není možné zajistit atomové rozlišení, některé SEM dosáhnou rozlišení pod 1 nm. V případě moderních SEM je možné získat rozlišení mezi 1 – 20 nm (Nanoscience Instruments, ©2020). SEM se dá využít k prokázání modifikace morfologie mikroplastů (např. praskliny). Tento proces má však i své nevýhody a to, že se touto metodou nedají získat identifikační údaje, vzorky lze analyzovat pouze ve vakuu a celkový proces je finančně i časově náročný (Li a kol., 2018; Rocha-Santos and Duarte, 2015) Mimo jiné není možné při této metodě považovat za identifikátory barvy částic, z tohoto důvodu je technika doporučena pouze pro specifické plastové (Silva a kol., 2017).

Po spojení SEM s EDS (SEM-EDS) je možné získat elementární složení plastových částic. Následně je snadné identifikovat plasty s dominantním obsahem uhlíku. Nevýhodou jsou však nákladné a pracné kroky při přípravě vzorků a analýza počtu částic v jednotlivých vzorcích je negativně ovlivněna časovou náročností zkoumání v daném časovém rámci (Silva a kol., 2017).

3.7.2.2 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR)

Při této metodě se vzorky vystavují infračervenému záření s definovaným rozsahem (>1 mm) a pro excitovatelné vibrace je důležité složení a molekulární struktura zkoumané látky (Li a kol., 2018; Hidalgo-Ruz a kol., 2012). Pro plastové polymery jsou charakteristická specifická IR spektra se zřetelnými vzory pásů. Díky této metodě lze získat několik informací, např. identitu polymeru, počet částic, velikost, barvu, morfologii (Vollertsen, nedatováno).

ATR-FTIR (FTIR kombinovaný s technikou detekce zeslabené úplné reflektance, *Attenuated Total Reflectance*) je možné použít v případě částic o velikosti >500 μm a

mikroskopicky spojeným FTIR je možné analyzovat částice do 20 μm . V případě techniky ATR-FTIR je možnost měření dvěma způsoby: měření odrazivosti a propustnosti (Qui a kol., 2016) Jedná se o nedestruktivní techniku, která je zároveň velmi rychlá a poměrně spolehlivá.

U nově vzniklých automatických zobrazení FTIR, jímž je například FPA (detektor ohniskového pole, *Focal Plane Array*), je umožněné v rámci jednoho měření získat tisíce spekter, což výrazně zkracuje dobu analýzy. Pro tuto metodu je důležité, aby byly vzorky IR – aktivní a u vzorků menších než 20 μm je pravděpodobnost, že výsledky nebudou dostatečně reprodukovatelné. Je potřebná odborná způsobilost a vzhledem k nutnosti specifických nástrojů je tato metoda finančně nákladná (Li a kol., 2018).

3.7.2.3 Ramanova spektroskopie

Ramanova spektroskopie je jedinou vhodnou metodou pro detekci částic 1 – 20 μm při vysokém prostorovém rozlišení a poměrně nízkou citlivostí k vodě. Během interakce laserového záření s molekulami a atomy vzorku dochází k rozdílnému zpětnému záření. Díky Ramanově spektroskopii je snadná analýza neprůhledných a tmavých částic.

Stejně jako u metody FTIR může i tato metoda poskytnout mnoho informací o zkoumaném vzorku (identitu polymeru, počet částic, velikost, barvu, morfologii) (Vollertsen, nedatováno).

Výhody této metody jsou rychlost automatického sběru a zpracování dat. Identifikace MPs je v tomto případě ztěžována velkou interferencí biologických organických a anorganických nečistot. Pro tuto metodu je důležitá purifikace vzorku a informace o parametrech (např. vlnová délka, výkon laseru) (Li a kol., 2018). V případě porovnání s metodou FTIR, poskytuje Ramanova spektroskopie kvalitnější odezvu nepolárních symetrických vazeb. Kdežto díky FTIR je umožněná jasnější identifikace polárních skupin, čímž se techniky navzájem doplňují. Obě techniky jsou komplementární, z toho důvodu je u Ramanovy spektroskopie možné detekovat molekulární vibrace, které jsou IR neaktivní a naopak (Silva a kol., 2017).

3.7.2.4 Optická identifikace

Během tohoto procesu probíhá přímá identifikace a kvantifikace MPs za použití mikroskopie (Li a kol., 2018). V případě identifikace polutantů menších než 1 μm je možné použít stereomikroskop. Výhodou této metody je nízkonákladovost a rychlost, díky které lze MPs vzorky identifikovat ve velmi krátkém čase. Nevýhodou je naopak omezená

bližší identifikace vzorku, a proto je potřeba zkombinovat tuto metodu s některou z dalších.

Jedná se tedy o velmi citlivou metodu, avšak i přesto je velmi nepřesná z důvodu velmi nesnadné plastické částice odlišit od ostatních nečistot v daném vzorku (Li a kol., 2018; Rocha-Santos a Duarte, 2015). K ovlivnění výsledků vizuální analýzy přispívá několik faktorů: lidský faktor, matrice vzorku a kvalita mikroskopie. K dispozici je základní datová knihovna s naměřenými daty, dostupná je aktuálně jen pro PE a PP (Li a kol., 2018).

Autorským kolektivem Hidalgo-Ruiz a kol. (2012) bylo díky FTIR potvrzeno, že 70 % z předem vizuálně učených částic nelze označit za plasty, a proto je pro optickou identifikaci velmi významná následná chemická analýza (Rocha-Santos a Duarte, 2015).

3.7.2.5 Pyrolyzní GC-MS

Jedná se o velmi kvalitní, destruktivní a termoanalytickou metodu, při které probíhá analýza uvolněné plynné složky poté, co se vzorek tepelně zpracuje. Zachycují se uvolněné plynné sloučeniny a dále se přenáší do kolony plynového chromatografu spojeného s kvadrupólem hmotnostního detektoru. Následně se porovnávají spektra pyrolyzních produktů s databází běžných typů plastů (Li a kol., 2018).

Touto metodou je možné do značné míry eliminovat nezbytnost předběžného zpracování vzorku, z důvodu zaměření pozornosti přímo na vzorek pevného polymeru (Silva a kol., 2017). Vyhovující je pro vzorky o velikosti $>500 \mu\text{m}$, se kterými lze manipulovat pinzetou. Analýzu nekomplikuje přítomnost organických plastických aditiv a není nutná aplikace rozpouštědel, což zamezí kontaminaci pozadí (Li a kol., 2018). Pomocí GC-MS lze získat informaci o identitě a hmotnosti polymeru, popřípadě o přidaných aditivech (Vollertsen, nedatováno).

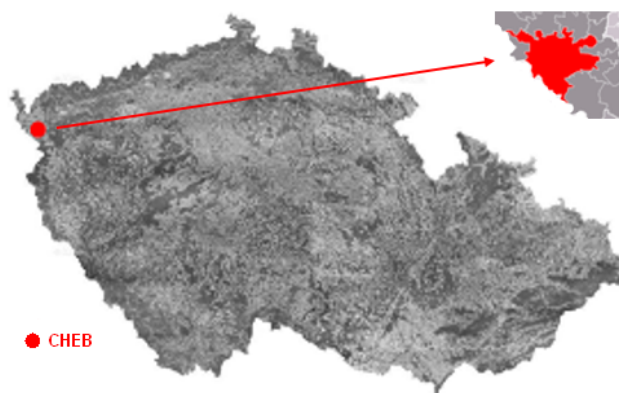
4 Charakteristika studijního území

Okres s rozšířenou působností Cheb se nachází na západní straně České republiky v Karlovarském kraji a je ve vzdálenosti 5 km od hranic se Spolkovou republikou Německo (SRN). Sousedními okresy jsou Sokolov, Karlovy Vary a Tachov. Aktuální rozloha města Chebu činí cca 96 km² a je domovem pro přibližně 32 tisíc obyvatel. Za svou značnou míru návštěvnosti vděčí Cheb především svému historickému jádru.

Území chebského okresu se v případě geologických podmínek nachází v severozápadní části jádra Českého masívu, což je jedno z posledních zvrásněných pásem této doby (Němec a kol., 2008). V tomto okrese se vyskytují dvě základní geologické jednotky, a to Krušnohorská oblast proterozoického až paleozoického stáří a Chebská pánev terciárního stáří, přičemž centrální a největší část území okresu Cheb tvoří právě Chebská pánev.

Na klimatické podmínky má vliv Atlantický oceán, díky kterému v této oblasti převažuje západní proudění vzduchu, a to má za následek vlhký vzduch a časté vodní srážky. Převahu má v této oblasti vliv přímořského podnebí (Městský úřad Cheb, ©2016).

Celé území Chebské oblasti spadá do úmoří Severního moře. Nejvýznamnějším povodím, kterým je území odvodňováno a na kterém se vyskytuje největší plocha Chebského okresu, je řeka Ohře pramenící v Německu (Městský úřad Cheb, ©2016, Němec a kol., 2008). Jedním z větších pravostranných přítoků je řeka Odava, na které se nachází i největší umělá nádrž Jesenická přehrada (754 ha). Druhou největší nádrží je Skalka (385 ha) na řece Ohři. Vodní plocha z celkové výměry 49 685 ha tohoto území zaujímá 2 247 ha, což je 4,52 % (Městský úřad Cheb, ©2016).



Obrázek 6 - Mapa České republiky znázorňující umístění města Chebu (vlastní zpracování dle: © ČÚZK, 2010)

5 Metodika

5.1 Použité chemikálie, přístroje a laboratorní materiál

Chemikálie

- Peroxid vodíku, CAS 7722-84-1, 30 hm.% roztok p.a. (Sigma-Aldrich Chemie, Německo)
- Ultračistá voda, výroba v zařízení PURELAB flex 1 (ELGA LabWater, Velká Británie)
- Bengálská červeň, CAS 632-69-9, 0,1 M roztok (Sigma-Aldrich, USA)

Přístroje

- Video okulár VOPC93 USB 2.0., rozlišení 3 megapixly (A.KRÜSS Optronic, Německo)
- Membránová vývěva LABOPORT N 86 KT.18 (KNF Neuberger SAS, Francie)
- Mikroskop optický MBL 2000-T Trinokular (A.KRÜSS Optronic, Německo)
- Filtrační zařízení celoskleněné SARTORIUS (Sartorius AG, Německo)
- Software Vimicro USB2.0 UVC PC Camera (Microsoft, USA)
- Digestoř Q-Cell 2 s HEPA filtry (MERCY, Česká republika)
- Laboratorní sušárna ED 115 (BINDER, Německo)
- Tablet PC Acer Iconia Tab W700 (Acer, USA)

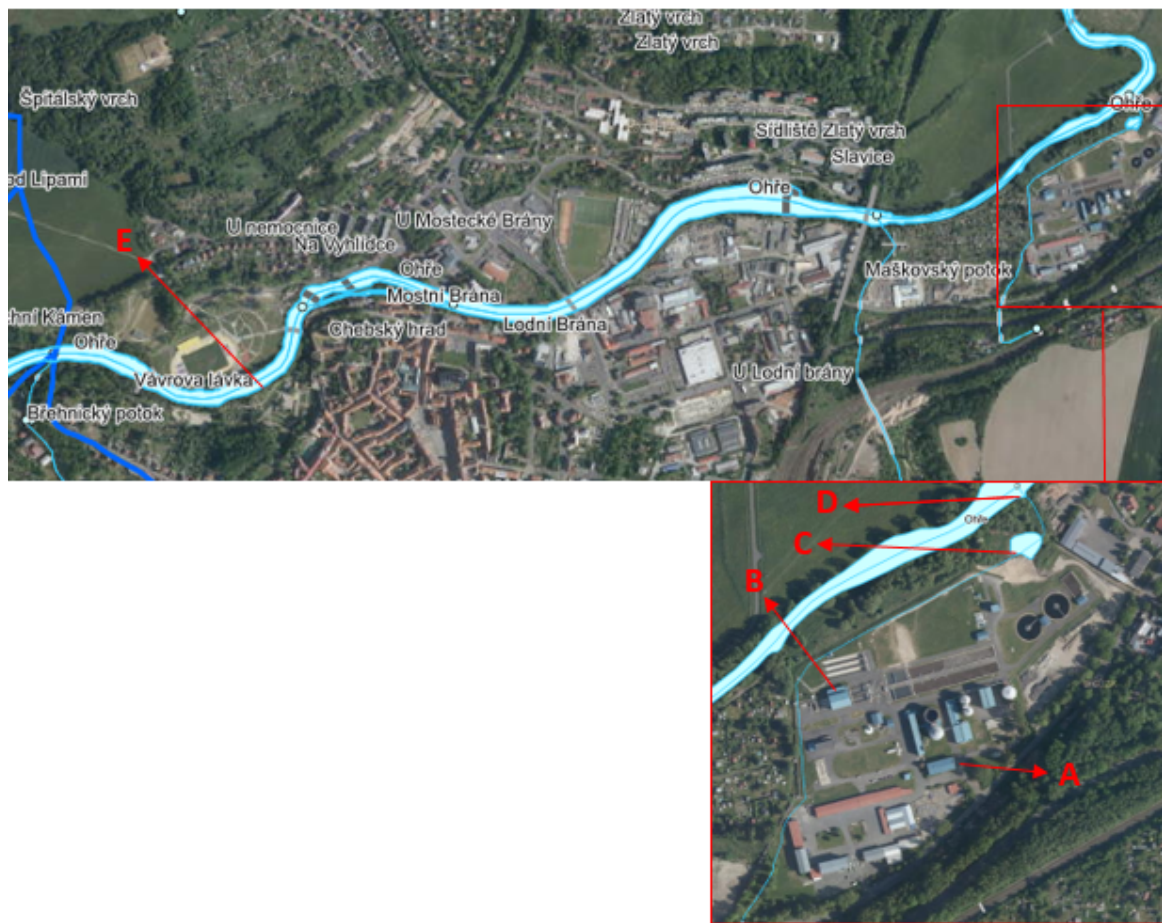
Laboratorní pomůcky, spotřební materiál

- Filtry ze skelných mikrovláken Whatman GF/B 47 mm (WhatmanTM, Velká Británie)
- Mikrosíto s rozměrem ok 80 µm (Universita of Birmingham, Velká Británie)
- Automatická pipeta Research plus 0,5-5 ml (Eppendorf, Německo)
- Láhve úzkohrdlé se zábrusem skleněné, objem 1 l a 2 l
- Petriho misky skleněné, průměr 60 mm
- Pozinkované vědro, objem 15 l
- Kovový barel, objem 20 l
- Kovová pinzeta
- Hliníková fólie

5.2 Odběr vzorků vod

Odběr vzorků pitné a odpadní vody proběhl dne 15.11.2019 na vybraných místech města Chebu. Klimatické podmínky byly vzhledem k situaci příznivé. Bylo převážně zataženo nízkou oblačností a teplota se pohybovala okolo 9 °C. V rámci vzorkování byly odebrány následující vzorky:

- A. pitná voda z ÚV Nebanice odebraná z vodovodního kohoutu v provozní laboratoři Chevak Cheb, a.s.,
- B. směs čtyř přítoků odpadní vody do ČOV města Chebu odebraná před hrubými česly, v areálu Chevak Cheb, a.s.,
- C. odběr povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV do povrchového vodního toku, mimo areál Chevak Cheb, a.s.,
- D. odběr vyčištěné odpadní vody na výstupu z ČOV do řeky Ohře, v areálu Chevak Cheb, a.s.,
- E. odběr povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka, na ul. Nad řekou.



Obrázek 7 – Písmena znázorňují místa odběru na území města Chebu; světle modrá barva značí povodí řeky Ohře; ve zvětšeném výřezu se nachází areál Chevak Cheb, a.s. (vlastní zpracování dle: Mapy.cz, ©2020)

Z každého místa byl uskutečněn odběr vody do 1500 – 1700 ml skleněné vzorkovnice se zábrusem. V případě odběrových míst C, D a E bylo z daného místa přefiltrováno 140 l vody přes mikrosíto o velikosti ok 80 μm a následně bylo síto omyto ultračistou vodou do 80 ml skleněné vzorkovnice (tyto vzorky označeny doprovodným písmenem -F). Celkem bylo z uvedených míst odebráno 8 vzorků. Fotografie míst odběrů jsou uvedeny na obrázcích níže.

Kromě výše uvedených vzorků byl také odebrán slepý vzorek (vzorek S), pro kontrolu případné kontaminace při odběru, do 120 ml skleněné vzorkovnice. Jednalo se o ultračistou vodu přepravovanou v kovovém barelu, se kterou bylo po celou dobu odběrů manipulováno a sloužila k promytí síta a oplachu odběrového náčiní.



Obrázek 8 - Místo odběru vzorku B směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV - prostory ČOV s umístěním hrubých česlí



Obrázek 9 - Místo odběru vzorku C - voda řeky Ohře po zaústění ČOV



Obrázek 10 - Místo odběru vzorku D - vyčištěná odpadní voda na výstupu z ČOV do řeky Ohře



Obrázek 11 - Odběr vzorku E. - povrchová voda řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka, odběr vzorku přes mikrosíto

5.3 Zpracování vzorků

Práce s odebranými vzorky probíhala v laboratoři Katedry aplikované ekologie D313, v budově MCEVII, Fakulty životního prostředí, ČZU v Praze.

V digestoři byl každý z odebraných vzorků samostatně pomocí filtračního zařízení Sartorius 3x přefiltrován přes skleněný filtr Whatman GF/B 47 mm. Filtry byly poté při 45 °C sušeny 24 hodin v laboratorní sušárně ED 115. Vzorek B musel být před samotnou filtrací zoxidován pomocí 20 ml 30 % peroxidu vodíku pro odstranění vyššího podílu organického znečištění, které pro svůj původ obsahoval.

Po úplném vysušení, po prvotním nafocení pod optickým mikroskopem při násobném zvětšení 40x10, byly filtry následně obarveny 0,1 M roztokem Bengálské červeně. Množství aplikovaného barviva se u vzorků odlišovalo, dle jejich schopnosti vsakování a rozpíjení roztoku (A–1,5 ml; B–1,5 ml; C–1,5 ml; C-F–1 ml; D–1,5; D-F–1 ml; E–1,5 ml, E-F–1 ml; slepý vzorek–1 ml).



Obrázek 12 - Ukázka filtrace vzorku vakuovým filtračním zařízením Sartorius

5.4 Optická analýza

Optický mikroskop MBL 2000-T Trinokular od fy Krüss byl použit k detekci MPs. Celá plochy vysušených filtrů byla nafocena při rozlišení 40x10 video okulárem VOPC93. V případě vzorků C, C-F, D a slepého vzorku byl během focení použit modrý filtr. U zbývajících vzorků nebyl modrý filtr použit z důvodu, že jeho přítomnost způsobovala takové ztmavení vzorků, které znemožňovalo focení MPs částic.

Detekce přítomnosti MPs ve vzorcích byla z důvodu lepšího odlišení provedena před obarvením i po obarvení; tj. jednotlivé filtry byly nafoceny jak před obarvením, tak po obarvení. Díky vlastnosti roztoku Bengálské červeně se ve vzorcích obarví pouze organické fragmenty přírodního původu a plastové syntetické částice zůstanou neobarvené.

Celkem bylo nasnímáno 1 193 snímků, které byly následně ručně analyzovány. Rozlišení polymerů od ostatních nečistot, dále probíhalo systematicky dle návodu postupu identifikace plastových částic MERI (2015). Jako MPs byly započteny částice a vlákna, která splňovala následující kritéria:

- v částicích se neobjevovaly žádné buněčné ani organické struktury,
- vlákna byla po celé jejich délce rovnoměrně silná,

- částice vykazovaly bezbarvost či homogenní zbarvení (pozn. tolerance viditelného bělení vlákna).

5.5 Hypotézy práce

Pro účely bakalářské práce byly stanoveny tři následující hypotézy:

- H1 - vyšší obsah MPs lze předpokládat v odpadní vodě než ve vodě pitné,
- H2 - převládající tvar MPs přítomných ve vodách jsou vlákna,
- H3 - při sledování obsahu MPs je nezbytné odebírat slepé vzorky za účelem ověření možné kontaminace vzorků při odběru a při úpravě vzorku.

6 Současný stav řešené problematiky

Zdrojem vody pro Cheb je ÚP Nebanice, která čerpá podzemní vody z prameniště Nebanice rozdělené na Nebanice I a Nebanice II. Toto prameniště vytváří soustava vrtů a sběrných studní. Technologií pro úpravu surové vody v ÚV Nebanice je biologické odbourání železa a manganu biocenózou železitých a manganových bakterií v pískovém loži tlakového filtru, kterému předchází odstranění oxidu uhličitého na aeračních věžích (Informační portál Karlovarského kraje, ©2014). Většinovým vlastníkem a provozovatelem vodovodní a kanalizační sítě je v Chebu Čistírna odpadních vod Chevak a.s., do které je voda dopravována z ÚP Nebanice. Technologie čištění odpadní vody spočívá v principu dlouhodobé aktivace se současnou aerobní stabilizací kalu bez primární segmentace (Informační portál Karlovarského kraje, ©2018). Na území místní části Cheb je celková délka potrubí 84,9 km. Zásobovaná oblast Chebu se dělí na čtyři pásma (Informační portál Karlovarského kraje, ©2018):

1. dolní tlakové pásmo Pelhřimov,
2. střední tlakové pásmo Ján (rozsah zásobení z tohoto vodojemu zaujímá více než polovinu města Chebu),
3. horní tlakové pásmo Anna,
4. tlakové pásmo Švédský vrch.

Zabezpečení dodávky pitné vody pro 85 tisíc Chebského okresu spravuje ČOV Chevak Cheb, a.s., která zároveň zajišťuje odvod a čištění odpadní vody. Společnost se založením v roce 1994 provozuje či je vlastníkem vodárenské infrastruktury, do které patří čistírny odpadních vod, úpravny vody, vodojemy, vodovody, kanalizace a jiné další zařízení na sítích (Chevak, ©2020).

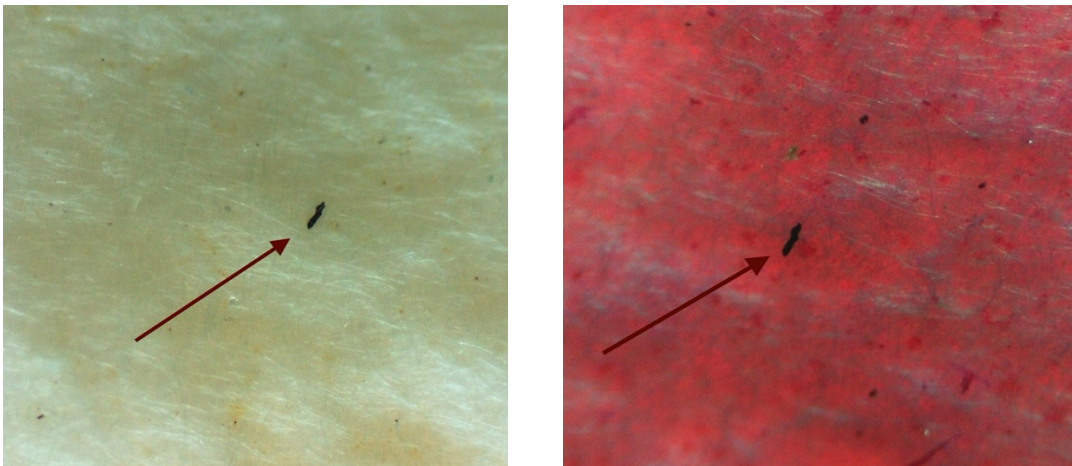
Informace o aktuálním stavu MPs v této studované oblasti nejsou k dispozici. Na území České republiky se problematikou MPs v odpadních a pitných vodách zabývala pouze studie Pivokonsky a kol. (2018), ve které byla zkoumána přítomnost MPs ve vodě ze tří ČOV. Dále se výskytem MPs v odpadní a povrchové vodě se zabývala studie Greenpeace (2019) analyzující vzorky z 10 odběrných míst České republiky.

7 Výsledky

Typ vody byl pro odhalené množství MPs v jednotlivých vzorcích jednoznačně rozhodným faktorem. Zatímco v pitné vodě byl nález mikroplastů nejnižší, u nejvíce znečištěného vzorku ze směsi čtyř přítoků do hrubých česlí ČOV bylo odhaleno MPs nejvíce, což odpovídá situaci a typu vody. Jaký vliv měl typ vody na tvar MPs není zcela zřejmé. Ve všech vzorcích převládala mikroplastová vlákna.

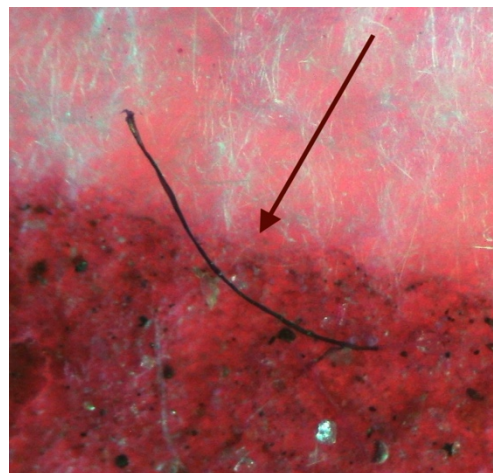
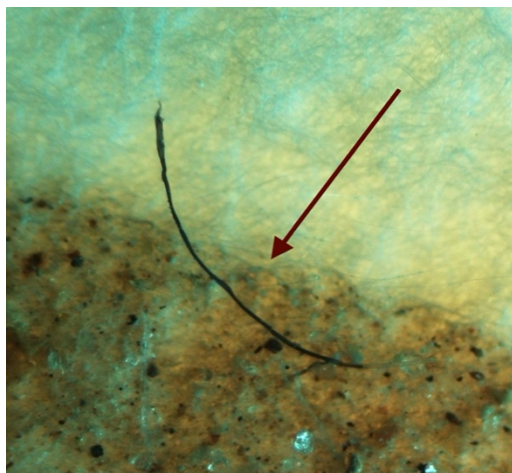
7.1 Výskyt mikroplastů a jejich tvar

V případě vzorku pitné vody z ÚV Nebanice odebrané z vodovodního kohoutu v provozní laboratoři Chevak Cheb, a.s., byl objeven nejmenší počet částic MPs. Mezi nalezenými mikropolutanty převládaly především vlákna. Obrázek 13 zachycuje fragment nalezený v tomto vzorku.



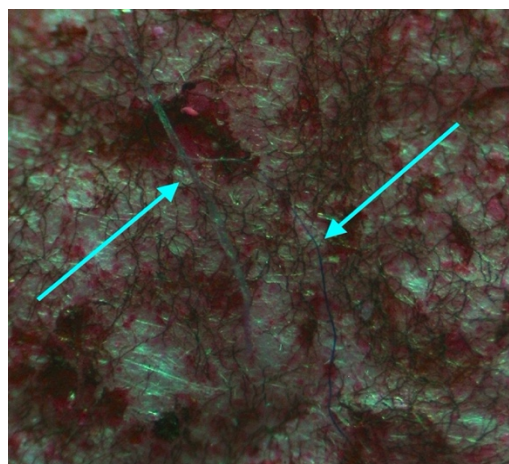
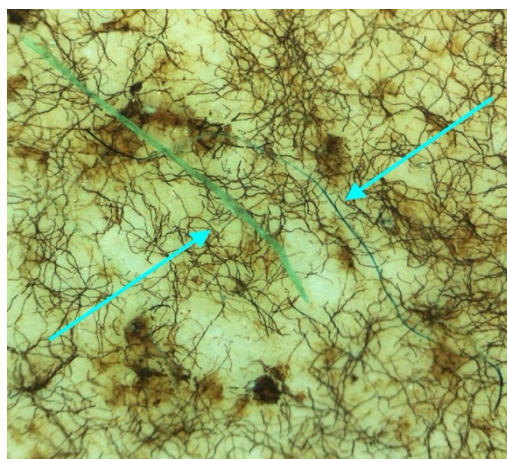
Obrázek 13 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku pitné vody z ÚV Nebanice odebrané z vodovodního kohoutu v provozní laboratoři (vzorek A) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo)

Nejvyšší množství MPs se vyskytovalo v odběru směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV města Chebu odebrané před hrubými česly. Identifikované množství vláken bylo více než trojnásobné oproti přítomnosti fragmentů. Vlákno tohoto vzorku je vyfoceno na obrázku 14.

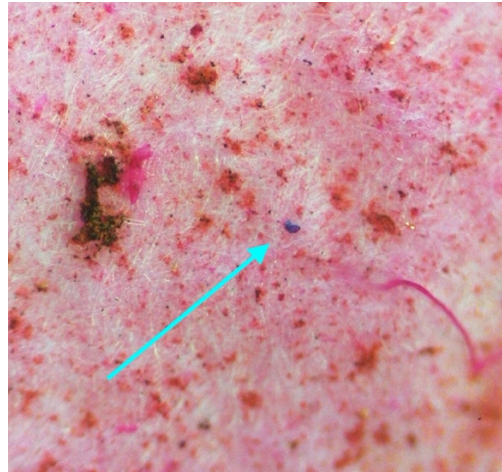
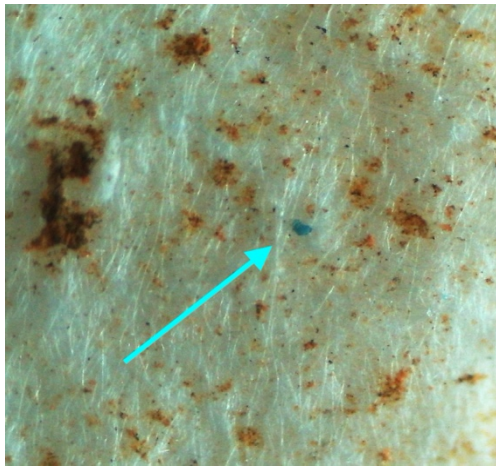


Obrázek 14 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV odebrané před hrubými česly (vzorek B) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo)

V odběru povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV do povrchového vodního toku skleněnou vzorkovnicí byl nález mikroplastových částic relativně nízký. Počet vláken, z nichž jsou dvě vyfocené na obrázku 15, se shodoval s počtem fragmentů. Obrázek 16 zachycuje mikroplastový fragment ze vzorku odebraném na stejném místě za pomoci mikrosíta. Výskyt MPs s převahou vláken byl menší než při odběru do skleněné vzorkovnice.

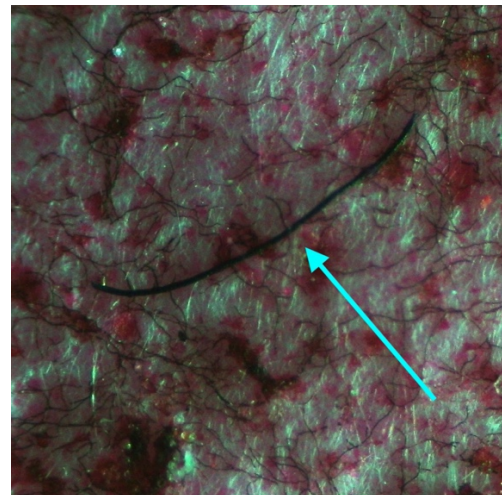
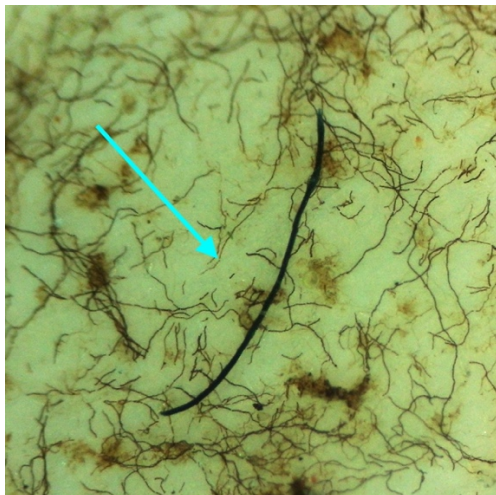


Obrázek 15 - Mikroplastová vlákna při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV (vzorek C) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku

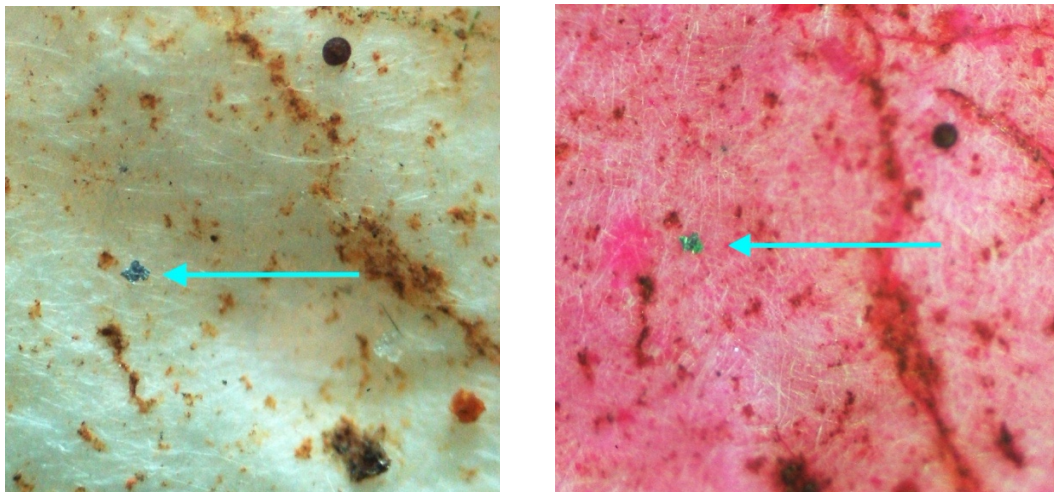


Obrázek 16 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV zfiltrovaný přes mikrosíto (vzorek C-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku

Ve vzorku odběru vyčištěné odpadní vody na výstupu z ČOV do řeky Ohře skleněnou vzorkovnicí se nacházela především vlákna a jeho celkové množství MPs bylo třetím nejvyšším. Identifikované vlákno tohoto vzorku je zachyceno na obrázku 17. Rozdíl v počtu MPs vzorku z totožného místa při odběru mikrosítem a odběru do skleněné vzorkovnice nebyl nikterak vysoký. Také v tomto případě byl výskyt vláken vyšší než u fragmentů, z nichž je jeden zachycen na obrázku 18.

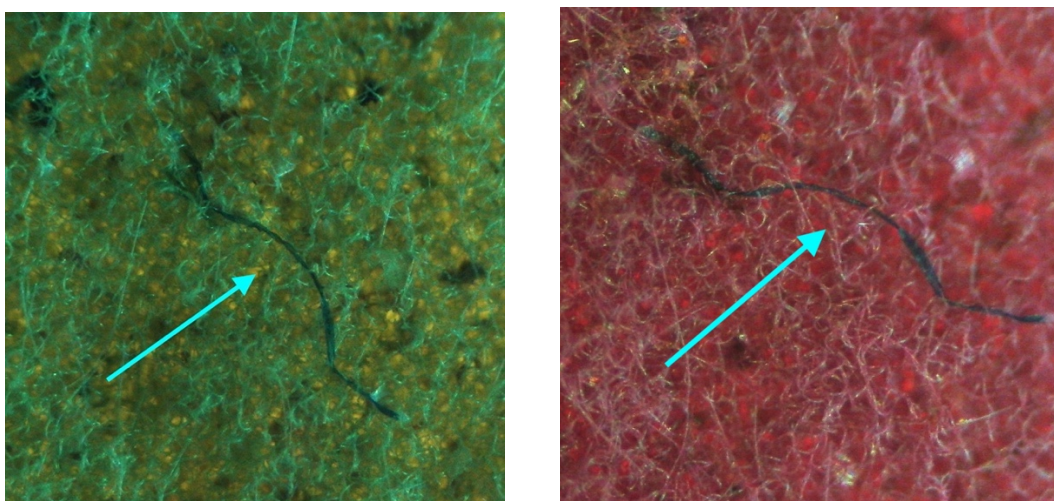


Obrázek 17 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku přečištěné odpadní vody na výstupu z ČOV (vzorek D) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku

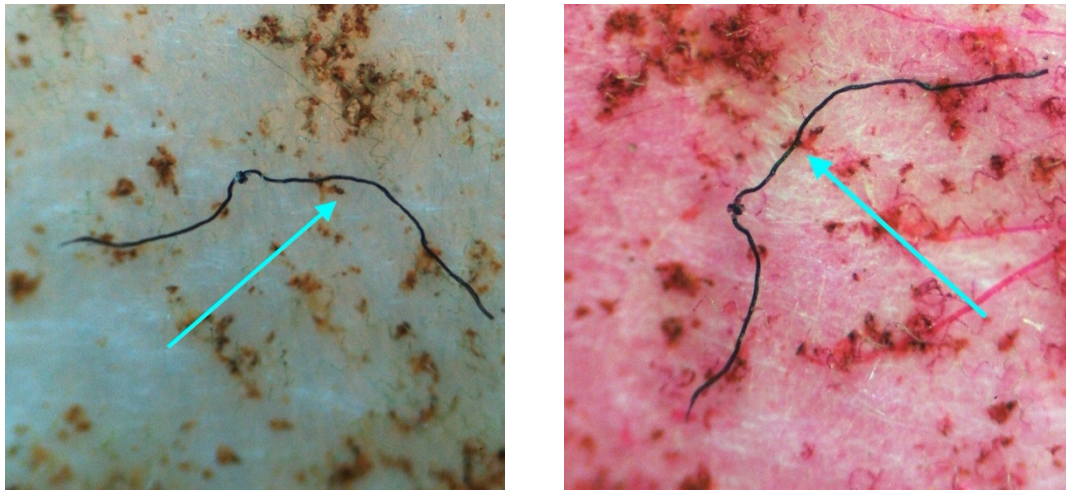


Obrázek 18 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku přečištěné odpadní vody na výstupu z ČOV zfiltrovaný přes mikrosíta (vzorek D-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku

Skleněnou vzorkovnicí byl proveden také odběr povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka. Počet mikroplastů byl druhý nejnižší ze všech zkoumaných vzorků. Nalezená vlákna (viz obrázek 19) byla dvojnásobně vyšší než množství fragmentů. Koncentrace MPs u vzorku odebraného z tohoto místa pomocí mikrosíta byla poměrně nízká. Avšak ze vzorků odebraných tímto způsobem byl počet MPs tohoto vzorku s převahou vláken jako jediný vyšší než u odběru skleněnou vzorkovnicí. Ukázka MPs vlákno tohoto vzorku je zachyceno na obrázku 20.

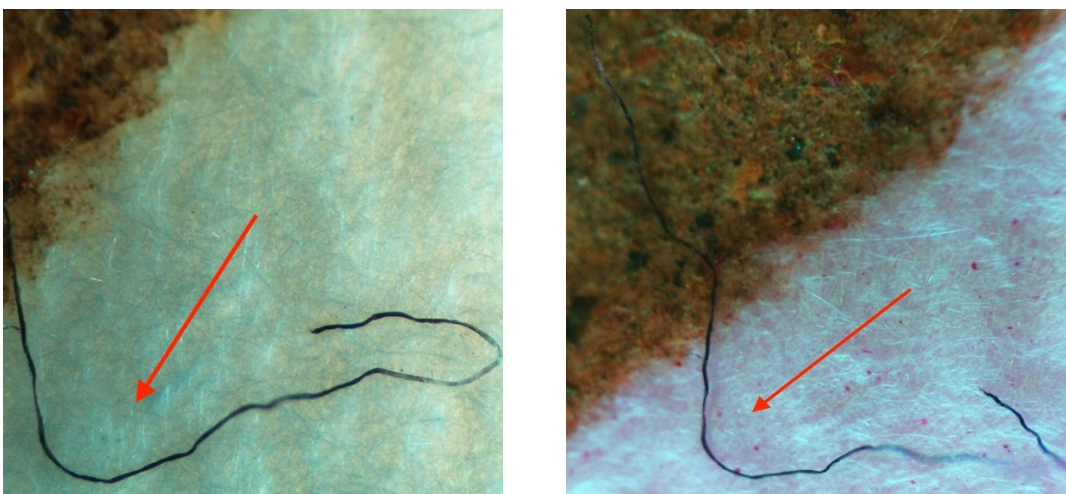


Obrázek 19 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka (vzorek E) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku



Obrázek 20 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka zfiltrovaný přes mikrosíto (vzorek E-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku

V slepém vzorku byl nález MPs druhým nejvyšším hned po odběru směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČO. Vyskytující se množství vláken u tohoto vzorku mělo značnou převahu nad počtem fragmentů. Ukázka vlákno tohoto vzorku je na obrázku 21.



Obrázek 21 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku používané ultračisté vody (vzorek S)

7.2 Počet mikroplastů ve vzorcích

Tab. 2 níže sumarizuje počty MPs částic vyskytujících se v analyzovaných vzorcích vody. Vzorky byly analyzovány zleva doprava. Počet MPs v jednotlivých vzorcích byl zjištěn na základě pořízených fotografií, ze kterých byly mikročástice ručně počítány. Doba snímání mikročástic na jednom vzorku byla obvykle 15-20 minut.

Tabulka 2 - Počet MPs vyskytujících se ve vzorcích pitné a odpadní vody rozdělené podle tvaru

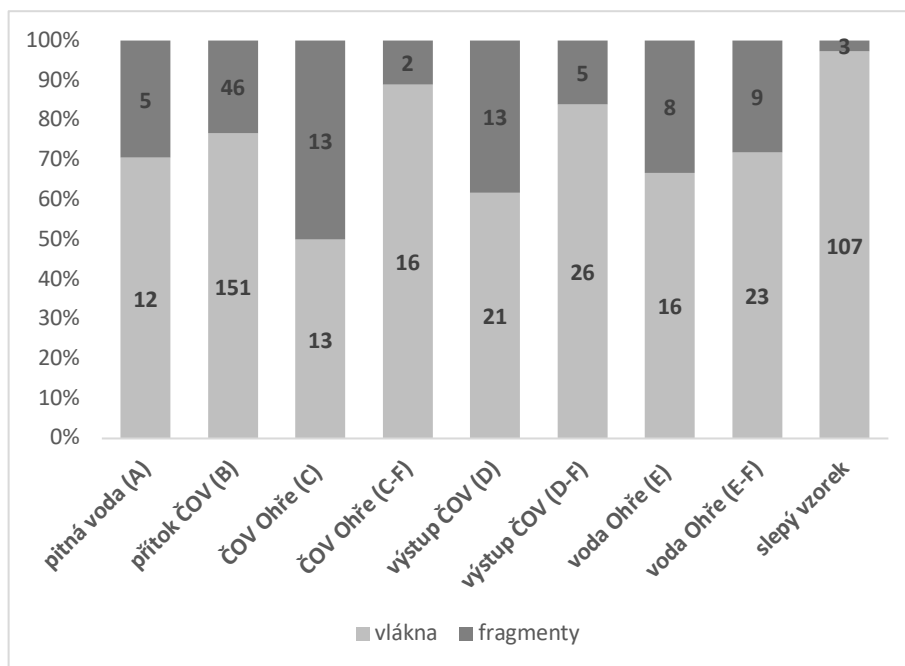
Vzorek		Vlákna	Fragmenty	Celkem
A	Pitná voda z ÚP Nebanice	12	5	17
B	Přítok do česlí	151	46	197
C	Povrchová voda řeky Ohře po zaústění ČOV	13	13	26
C-F	Povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV; odběr přes mikrosíto	16	2	18
D	Vyčištěná odpadní voda na výstupu z ČOV do řeky Ohře	21	13	34
D-F	Vyčištěná odpadní voda na výstupu z ČOV do řeky Ohře; odběr přes mikrosíto	26	5	31
E	Povrchová voda řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka	16	8	24
E-F	Povrchová voda řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka; odběr přes mikrosíto	23	9	32
S	Slepý vzorek	107	3	110

U všech vzorků byly převažujícím typem MPs vlákna. Součtem vláken a fragmentů v jednotlivých vzorcích bylo zjištěno, že největší množství mikroplastových vláken a zároveň i fragmentů se vyskytovalo ve vzorku B (směsná odpadní voda). Nejmenší počet MPs byl zjištěn u vzorku A (pitná voda), což ukazuje na skutečnost, že rozdíl v množství MPs vyskytujících se v pitné a odpadní vodě je značný.

Slepý vzorek (S) byl svým počtem MPs druhým po vzorku B (směsná odpadní voda). Přestože je množství MPs ve vzorku S poměrně vysoké ve výsledcích ostatních vzorků není nikterak zohledněno. Jeho odběr byl realizován z důvodu ověření výskytu MPs ve slepém vzorku a možnosti jeho případné kontaminace při odběru.

Při porovnání jednotlivých vzorků od nejvíce po nejméně MPs dle tvarů, byl jako první v pořadí v případě obou tvarů vzorek B a třetím se stal z hlediska obou tvarů vzorek E-F. U ostatních vzorků, se jejich pořadí dle tvaru MPs měnilo. V případě výsledků z míst, ve kterých byly realizovány dva způsoby odběru nebyl rozdíl v počtu MPs nikterak výrazný, přesto ve dvou ze tří případů převažoval obsah MPs v odběru skleněnou vzorkovnicí.

Obrázek č. 22 graficky sumarizuje získaná data a zohledňuje jak počet MPs částic, tak jejich tvar (vlákna, fragmenty).



Obrázek 22 - Množství MPs vyskytujících se ve vzorcích pitné a odpadní vody rozdělené podle tvaru

Z grafického zobrazení je zřejmé, že mikroplastová vlákna ve vzorcích jednoznačně převládala a že se jejich počty navyšovaly v případě odběru přes mikrosíto. Důvodem byla filtrace většího objemu vody a propad fragmentů menších než 80 μm přes síto.

8 Diskuze

Na území České republiky byly do této doby uskutečněny dvě studie zaměřené na obsah MPs ve vodách. Jednou z ní je již zmiňovaná studie Greenpeace (©2019) zabývající se MPs v odpadních a povrchových vodách. Ve výsledcích studie byla potvrzena přítomnost 12 typů polymerů z 6 odběrových míst. Upozorňuje na fakt, že kvalitní studie obsahu MPs ve vodách si žádá velké množství času a pozornosti. Je nutné opakovaně odebírat několik vzorků z každého místa v různých v různých časech a ročních obdobích a zároveň si uvědomit faktory mající vliv na konečné výsledky. Důležitou roli hraje také metodika odběru vzorků (např. u odběru při použití manta sítě záleží na velikosti ok, což je rozhodující pro koncentraci MPs). Přestože se jejich výsledek 3,7 částic/litr může zdát jako nízká hodnota, připomíná čtenáři, že i malá koncentrace mikropolutantů může přispět k vysoké kumulativní zátěži mikroplastů. Druhou studií je již také zmiňovaná studie Pivokonsky a kol. (2018) zabývající se odpadní a přečištěnou vodou v oblasti 3 ČOV na území České republiky. I v jejich výsledcích byla prokázána přítomnost MPs a stejně jako Geenpeace (©2019) upozorňuje na faktory mající vliv na výsledky.

Postup, který byl pro zpracování odebraných vzorků pro tuto práci zvolen, se v několika krocích ztotožňuje s postupem studie Pivokonsky a kol. (2018). Volbou oxidace před samotnou filtrací byla snížena možnost ucpání filtru. Zároveň byl filtr ze skleněných vláken pod mikroskopem lépe čitelný a detekce přítomnosti MPs byla zjednodušena. Obarvení vzorků roztokem Bengálské červeně, které ve své studii uplatnil např. Kosuth a kol. (2018), je jistě správná volba pro odlišení organických fragmentů přírodního původu od plastových syntetických částic, které zůstanou neobarvené. Přesto je vhodné pořizovat snímky i před vlastním obarvením, protože v některých případech byl vzorek lépe čitelný před samotným obarvením (např. vzorek na obrázku č. 17), kdy byl vzorek příliš tmavý nebo se barva odrážela přes průhledná skleněná vlákna a ta se následně jevila jako obarvená.

Počet MPs obsažených a zjištěných ve vzorcích ovlivňovalo několik významných faktorů. V případě výsledků vzorků povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV (C-F) a vyčištěné odpadní vody na výstupu z ČOV do řeky Ohře (D-F) při jejichž odběru bylo použito mikrosíto o velikosti ok 80 μm . Optickou analýzou bylo zjištěno méně MPs než u vzorku odebrané vody ze stejného místa rovnou do skleněné vzorkovnice, což je z velké pravděpodobnosti způsobeno velikostí ok, jimiž mikročástice po 80 μm . měly možnost propadnout. Pouze u vzorku povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka odebraného přes mikrosíto (E-F) byl počet MPs větší než u vzorku odebrané vody rovnou

do skleněné vzorkovnice. Domnívám se, že spíše i zde došlo k propadu menších částí přes síto a že příčinou detekce vyššího počtu MPs částic bude pravděpodobně špatná čitelnost vzorku E z důvodu přítomnosti velkého množství fotoplanktonu. Současně lze konstatovat, že zároveň platí dobrá čitelnost vzorků za použití mikrosíta oproti vzorkům odebraných běžným způsobem.

Pro tuto práci byly stanoveny 3 hypotézy, přičemž první hypotéza (H1) byla o převažujícím množství mikropolutantů v odpadní vodě oproti pitné. Odpadní voda přiváděná do ČOV je již od samého začátku v přímém kontaktu s MPs (např. odpadní voda odtékající z domácností po praní prádla či voda určená v průmyslových oblastech k mytí strojů). Námi odebraný vzorek ze 4 přítoků do česlí obsahoval největší množství MPs, přičemž pitná voda z ÚP Nebanice odebraná z vodovodního kohoutu obsahovala ze všech vzorků mikročástic nejméně, což jednoznačně potvrzuje H1. V druhé hypotéze (H2) se jednalo o převládající množství typu MPs. Předpokládalo se, že počet vláken bude oproti počtu mikroplastových fragmentů vyšší. Zjištěné hodnoty vláken se pohybovaly v rozmezí 12 - 151 částic/vzorek a v případě fragmentů bylo rozmezí 2 – 46 částic/vzorek. Čímž se dá hypotéza označit za pravdivou. Není však zcela jasné, z jakého důvodu měla vlákna takovou míru převahy oproti fragmentům.

Třetí a poslední hypotéza (H3) byla zaměřena na nezbytnost odběru slepého vzorku spolu se vzorky vod. V našem případě se jednalo o ultračistou vodu přepravovanou v kovovém barelu, která byla využita byla při omytí pomůcek a při promytí síta po přefiltrování vody. Hodnota přítomných MPs ve slepém vzorku byla velmi vysoká, což ukazuje na fakt, že při odběru a manipulaci se vzorky na analýzu mikroplastů je třeba slepé vzorky odebírat. Slepý vzorek získal druhé místo v počtu MPs a je důkazem, že použití ultračisté vody při odběru vzorků mohlo mít na výsledky jednotlivých odběrů vliv. Přestože všichni účastníci v den odběru byly přizpůsobeni situaci a jejich oděvy pocházely z bavlny, je pravděpodobné, že na množství MPs ve vzorcích měly vliv faktory, jako například vířící se prach ve vzduchu. Přítomnost MPs v ovzduší sledoval po jeden kalendářní rok Dris a kol. (2016) v příměstské a městské oblasti Paříže. Vzorky byly získány odběrem ze střech budov, na základě jejichž analýzy byl potvrzen výskyt plastických vláken a malých plastových fragmentů (<100 μm) v atmosféře. Studií Dris a kol. byla zjištěna značná role srážek, která ovlivňovala množství MPs na střechách budov. Během suchého počasí či nízkých srážek byl výskyt MPS nižší. Počet MPs v městské části byl vyšší.

Optickou analýzu používanou pro stanovení MPs v bakalářské práci je nutné považovat spíše za subjektivní než objektivní. Její nepřesnost je daná zejména možností záměny MPs částic s částicemi z jiných materiálů a nutnosti provádění této analýzy zkušeným pracovníkem majícím s optickou analýzou dostatek praktických zkušeností. Při

optické analýze se ve vzorcích mohou vyskytovat polymerní částice, jež jsou zcela bezbarvé a tak se může snadno stát, že je člověk při detekci lehce přehlédne. Dále může často nastat situace, kdy člověk nedokáže s přesností určit, zda se jedná o polymer či ne. Polymerní částice může být také zcela bezbarvá. V tomto případě je vhodné použít test pomocí horké jehly (tzv. *hot needle test*), díky které se plastové materiály roztaví (nutné podotknout, že tímto způsobem je velká pravděpodobnost znehodnocení a zničení částice) či částici porušit pomocí nůžek (tzv. *scissors test*). Dále nepřesnost používané analytické metody MPs zcela jistě ovlivnil jednorázový postup zpracování vzorků, bez možnosti opakování postupu se stejným vzorkem. Domnívám se, že v budoucnu bude nutné se na tuto oblast zaměřit, stejně jako na analýzu a odběr slepých vzorků.

9 Závěr a přínos práce

Cílem této práce bylo zhodnocení výskytu a rizik mikroplastů v pitných a odpadních vodách. S dostupných literárních zdrojů je zřejmé, že možnost toxicity MPs a vliv na život lidí a živočichů skutečně existuje. Vzhledem k nedostatku důkazů o možném vlivu MPs na lidské zdraví či kondici větších živočichů, se nedá ale s přesností určit v jaké míře je konzumace MPs nebezpečná a jaké množství škodlivých chemikálií se z MPs uvolňuje.

Ve všech vzorcích vod analyzovaných pro účely této práce byla přítomnost MPs potvrzena. Optickou analýzou odebraných vzorků bylo zjištěno, že největší množství obsahuje odpadní voda z přítoku do hrubých česlí ČOV. Pitná voda, odebraná z vodovodního kohoutu přitékající z ÚP Nebanice měla počet obsažených MPs nejmenší. Převažujícím typem MPs byla ve všech analyzovaných vzorcích vod vlákna.

Za přínos bakalářské práce je považováno zpracování aktuální literární rešerše z oblasti mikroplastů a provedení prakticky první analýzy obsahu MPs ve vodách na území města Chebu. Navazující kroky práce by mohlo být určení typu materiálu MPs pomocí Ramanovy či IR spektrometrie.

10 Přehled literatury a použitých zdrojů

10.1 Literární zdroje

Akdogan, Z., Guven, B., 2019: Microplastics in the environment: a critical review of current understanding and identification of future research needs. *Environmental Pollution* 254, 113011.

Baiwen, M., Xue, W., Hu, Ch., Liu, H., Qu, J., Li, L., 2019: Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment, *Chemical Engineering Journal* 359, 159–167.

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thomson, R. C., Barlaz, M., 2009: Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences* 364(1526), 1985–1998.

Beňo, Z. 2011: *Recyklace: efektivní způsoby zpracování odpadů*. ČVUT, Brno, 149 s. ISBN 978-80-214-4240-5.

Bisht, A., Kumar, V., Maity, P. Ch., Lahiri, I., Lahiri, D., 2019: Strong and transparent PMMA sheet reinforced with amine functionalized BN nanoflakes for UV-shielding application., *Composites, Part B: Engineering* 176, 107274.

De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018: Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems, *Global Change Biology*, 24(4), 1405-1416.

Dluhoš, J., 1998: *Materiály a technologie: plasty a vybrané nekovové materiály*. Ostravská univerzita, Ostrava, 140 s. ISBN 80-7042-131-2.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016: Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment, *Marine Pollution Bulletin* 104, 290–293.

Duis, K., Coors, A., 2016: Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe* 28(2), 25 s.

Enfrin, M., Dumée, L. F., Lee, J., 2019: Nano/microplastic in water and wastewater treatment processes – origin, impact and potential solutions. *Water Research* 161, 621–638.

Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnés, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Montarsolo, A., Gavin, S., Tonin, C., Avella, M., 2018: Evaluation of microplastic release caused by textile washing process of synthetic fabrics. *Environmental Pollution* 236, 916–925.

GESAMP, 2016: Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. Reports and Studies Gesamp 93, 221 s.

Guerranti, C., Martellini, T., Perra, G., Scopetani, C., Cincinelli, A., 2019: Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 68, 75–79.

Guo, J. J., Huang, X. P., Xiang, L., Wang, Y. Z., Li, Y. W., Li, H., Cai, Q. Y., Mo, C. H., Wong, M. H., 2020: Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International* 137, 105263

Havlíčková, L., 2018: Detekce mikroplastů v životním prostředí. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha, 44 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.

Henry, B., Laitala, K., Klepp, I. G., 2019: Microfibers from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of The Total Environment*. 652, 483–494.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M., 2012: Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46(6), 3060-75.

Hidayaturrahman, H., Lee, T. G., 2019: A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment proces. *Marine Pollution Bulletin* 146, 696–702.

Holmes, A., 2018: Microplastics in sewage sludge. Cranfield University, School of Water, Energy and Environment, Cranfield, Velká Británie, 55 s. (diplomová práce). „nepublikováno“..

Hopewell, J., Dvorak R., Kosior, E., 2009: Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 364 (1526), 2115–2126.

Choi, J. S., Hong, S. H., Park, J. W., 2019: Evaluation of microplastic toxicity in accordance with different sizes and exposure times in the marine copepod *Tigriopus Japonicus*. *Marine Environmental Research* 153, 104838.

Jaikumar, G., Brun, N. R., Vijver, M. G., Bosker, T., 2019: Reproductive toxicity of primary and secondary microplastics to three cladocerans during chronic exposure. *Environmental Pollution* 249, 638–646.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, Ch., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L., 2015: Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347 (6223), 768–771.

Kokalj, A. J., Kunej, U., Skalar, T., 2018: Screening study of four environmentally relevant microplastic pollutants: uptake and effect on *Daphnia magna* and *Artemia franciscana*. *Chemosphere* 208, 522–529.

Judy, J. D., Williams, M., Gregg, A., Oliver, D., Kumar, A., Kookana, R., Kirby, J. K., 2019: Microplastics in municipal mixed-waste organic outputs induce minimal short to long-term toxicity in key terrestrial biota, *Environmental Pollution* 252, 522–531.

Karlsson, T. M., Arneborg, L., Broström, G., Almroth, B. C., Gipperth, L., Hassellöv, M., 2018: The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin* 129, 52–60.

Kor, K., Mehdinia, A., 2019: Neustonic microplastic pollution in the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110665

Kosuth, M., Mason S.A., Wattenberg, E.V., 2018: Anthropogenic contamination of tap water, beer and sea salt. *PLoS One* 13: e0194970, doi: 10.1371/journal.pone.0194970

Krátká, R., 2018: Výroba šperků z plastu v technické výchově na 2. stupni základní školy. Univerzita Palackého v Olomouci, Pedagogická fakulta, Olomouc, 98 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.

Li, J., Liu, H., Chen, P., 2018: Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research* 137, 362–374.

Lino, F. A. M., Ismail, K.A.R., 2017: Incineration and recycling for MSW treatment: case study of Campinas, Brazil. *Sustainable Cities and Society* 35, 752–757.

Němec, O. Němec, B. a Němec, P., 2008: *Cheb, Františkovy Lázně a okolí: turistický průvodce*. Irpen, Cheb, 114 s. ISBN 978-80-902971-8-0.

Nizzetto, L., Bussi, G., Futter, M.N., Butterfield, D., Whitehead, P.G., 2016: A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Process Impacts* 18(8), 1050–1059.

Oladejo, A., 2017: Analysis of microplastics and their removal from water. Helsinki Metropolia University of Applied Sciences, Helsinki, Finland, 43 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.

Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, 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.

Prokopová, I., 2007: *Makromolekulární chemie*. 2. přepracované vydání. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 207 s. ISBN 978-80-7080-662-3.

Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., & Zhan, Z., 2016: Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 176, 102–109.

Rocha-Santos, T., Duarte, A. C., 2015: A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *Trends in Analytical Chemistry* 65, 47–53.

Schirinzi, G. F, Pomedá, I. P., Sanchís, J., Rossini, C., Farré, M., Barceló, D., 2017: Cytotoxic effects of commonly used nanomaterials and microplastics on cerebral and epithelial human cells, *Environmental Research*, 159, 579–587.

Silva, A.B. a kol., 2017: Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – a review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19.

Song, S., Rong, L., Dong, K., Liu, X., Clech, P. L., Shen, Y., 2020: Particle-scale modelling of fluid velocity distribution near the particles surface in sand filtration, *Water Research* 177, 115758

Špičák, P., 2009: Polyuretany využívané v technologii tváření. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, 33 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“.

Šťastná, J., 2007: Kam s nimi: jak správně třídit odpady a všechno, co s tím souvisí, s průvodkyní Martinou Vrbovou. Česká televize, Praha, 117 s. ISBN 978-80-85005-72-1.

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017: Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies, *Water Research*, 123, 401-407

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R.C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Charles, M., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhang, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009: Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045.

Thompson, R. C., Moore, Ch. J., Saal, F. S., Swan, S. H., 2009: Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166.

Tuháček, M., Jelínková, J., 2015: *Právo životního prostředí: praktický průvodce*. Grada, Praha, 288 s. ISBN 978-80-247-5464-2.

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C. R., 2015: Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research* 111, 5–17.

Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M., 2016: The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 133, 7–17.

Wang, Z., Lin, T., Chen, W., 2019: Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Science of the Total Environment* 700, 3740-3751.

Zhang, D., Cui, Y., Jin, C., Yu, X., Xu, Y., Li, Y., Zhag, C., 2019: Microplastic pollution in water, sediment and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Science of the Total Environment* 703, 539-545.

10.2 Legislativní zdroje

Vyhláška č. 409/2005 Sb., o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody, v pozdějším znění.

Vyhláška č. 93/2016 Sb., o Katalogu odpadů, v pozdějším znění.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), v pozdějším znění.

Zákon České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

10.3 Internetové zdroje

Advameg, ©2020: Polyester (online) [cit. 2.4.2020], dostupné z <<http://www.madehow.com/Volume-2/Polyester.html>>.

ASIO, ©2011-2019a: Membránová filtrace pro úpravu pitné vody (online) [cit.12.12.2019], dostupné z <<https://www.asio.cz/cz/52.membranova-filtrace-pro-upravu-pitne-vody>>.

ASIO, ©2011-2019b: Filtrační technologie (online) [cit. 20.12.2019], dostupné z <<https://www.asio.cz/cz/filtracni-technologie>>.

Condor Ferries, ©2020: Plastic in the Ocean Statistics 2020 (online) [cit. 4.4.2020], dostupné z <<https://www.condorferries.co.uk/plastic-in-the-ocean-statistics>>.

ČÚZK, ©2010: Geoportál (online) [cit. 28.4.2020], dostupné z <<https://geoportal.cuzk.cz/geoprohlicec/>>

Duis, K., Coors, A., 2016: Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects (online) *Environmental Sciences Europe* 28(2), [cit.15.10.2019], dostupné prostřednictvím

Springer Nature Switzerland AG < <https://link.springer.com/article/10.1186/s12302-015-0069-y#citeas>>.

ECHA, ©2020: Microplastics (online) [cit. 4.4.2020], dostupné z <<https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics>>.

Greenpeace, ©2019: A `snapshot` survey of microplastics in surface waters of the Vltava and Labe (ELBE) Rivers in the Czech Republic (online) [cit. 15.11.2019], dostupné z <<http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2019/03/Czechia-river-microplastics-Analytical-Results-report-March-2019.pdf>>.

Chevak, ©2020: O nás (online) [cit.1.5.2020], dostupné z: <<https://www.chevak.cz/index.php/spolecnost/kariera-2>>.

Informační portál Karlovarského kraje, ©2018: Plán rozvoje vodovodů a kanalizací Karlovarského kraje – Cheb (online) [cit. 10.4.2020], dostupné z: <http://webmap.kr-karlovarsky.cz/prvk/PDF/KARTY/CZ041_0008_01.pdf>.

Informační portál Karlovarského kraje, ©2014: Plán rozvoje vodovodů a kanalizací Karlovarského kraje – Nebanice (online) [cit. 10.4.2020], dostupné z: <http://webmap.kr-karlovarsky.cz/prvk/PDF/KARTY/CZ041_0015_01.pdf>.

Mapy.cz, ©2020 (online) [cit.1.5.2020], dostupné z <<https://mapy.cz/zakladni?x=12.3667000&y=50.0667000&z=11>>

MERI, ©2015: Guide to Microplastic Identification (online) [cit. 10.4.2020], dostupné z:<https://ccb.se/documents/Postkod2017/Mtg050317/Guide%20to%20Microplastic%20Identification_MERI.pdf>.

Městský úřad Cheb, ©2016: Územně analytické podklady obce – ORP Cheb - 2016 (online) [cit. 7.4.2020], dostupné z <https://www.cheb.cz/assets/File.ashx?id_org=5091&id_dokumenty=964165>.

Nanoscience Instruments, ©2020: Scanning Electron Microscopy (online) [cit. 27.4.2020], dostupné z <<https://www.nanoscience.com/techniques/scanning-electron-microscopy/>>.

OZONTECH, ©2019: Čistírny odpadních vod (online) [cit.8.12.2019], dostupné z <<https://www.ozontech.cz/cs/uprava-vody/cistirny-odpadnich-vod>>.

PlasticsEurope, ©2018: Plastics the Facts 2018 (online) [cit. 20.9.2019], dostupné z <https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf>.

PlasticsEurope, ©2020a: Expanded polystyrene [online] [cit. 15.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/expanded-polystyrene>>.

PlasticsEurope, ©2020b: Fluoropolimers (online) [cit. 15.10.2019], dostupné z <<http://fluoropolymers.plasticseurope.org>>.

PlasticsEurope, ©2020c: Polyofelins (online) [cit. 15.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polyolefins>>.

PlasticsEurope, ©2020d: Polystyrene (online) [cit. 15.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polystyrene>>.

PlasticsEurope, ©2020e: Polyuretan (online) [cit. 23.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polyurethanes>>.

PlasticsEurope, ©2020f: Thermoplastics (online) [cit. 15.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/thermoplastics>>.

PlasticsEurope, ©2020g: Who we are (online) [cit. 14.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-us/who-we-are>>.

PlasticsEurope, ©2020h: Polyvinyl chlorid (online) [cit. 20.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polyvinyl-chloride>>.

PlasticsEurope, ©2020i: What are plastics? (online) [cit. 3.10.2019], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics>>.

Rogers, T. Everything you need know about abs plastic. *Creative Mechanisms Blog*(online) [cit.15.10.2019], dostupné z <<https://www.creativemechanisms.com/blog/everything-you-need-to-know-about-abs-plastic>>.

Sewport, ©2019: What is polyester fabric: properties, how its made and where (online) [cit. 1.4.2020], dostupné z: <<https://sewport.com/fabrics-directory/polyester-fabric>>.

Tříděníodpadu.cz, ©2007a: Mikroplasty (online) [cit. 22.10.2019], dostupné z <<https://www.trideniodpadu.cz/mikroplasty>>.

Tříděníodpadu.cz, ©2007b: Plasty (online) [cit. 15.10.2019], dostupné z <<https://www.trideniodpadu.cz/plasty>>.

Vollertsen, S., nedatováno: Overview of methods and challenges for microplastic analysis. Prezentace project BASEMAN, Aalborg University, 16 s (online) [cit. 28.4.2020], dostupné z <jpi-oceans.eu>.

Seznam tabulek

Tabulka 1 – Obsah MPs ve vzorcích povrchové vody odebrané na území České republiky (zpracování vlastní dle Greenpeace, ©2019).....	27
Tabulka 2 - Počet MPs vyskytujících se ve vzorcích pitné a odpadní vody rozdělené podle tvaru	53

Seznam obrázků

Obrázek 1 - Antropogenní částice detekované ve vodě z vodovodu: (A) 1 mm velký fragment ze vzorku vody z indického subkontinentu; (B) 2,5 mm dlouhé vlákno ze vzorku vody z USA (Kosuth a kol., 2018)	25
Obrázek 2 - Materiálové složení mikroplastových částic v surové a upravené vodě v ČOV1, ČOV2 a ČOV3; množství je uváděné v procentech (vlastní zpracování dle Pivokonsky a kol., 2018)	29
Obrázek 3 - Plastové znečištění pěti různých oceánských oblastí (vlastní zpracování dle: Vox, ©2020)	30
Obrázek 4 - <i>Tigriopus japonicus</i> po konzumaci 0,05 μm a 10 μm MPs po 24 hod. (A) a 48 hod. (B); šipka ukazuje požitý mikroplast (Choi a kol., 2019).....	32
Obrázek 5 - stupně čištění při membránové filtraci dle velikosti pórů (ASIO, ©2011-2019a)	35
Obrázek 6 - Mapa České republiky znázorňující umístění města Chebu (vlastní zpracování dle:	39
Obrázek 7 – Písmena znázorňují místa odběru na území města Chebu; světle modrá barva značí povodí řeky Ohře; ve zvětšeném výřezu se nachází areál Chevak Cheb, a.s. (vlastní zpracování dle: Mapy.cz, ©2020).....	42
Obrázek 8 - Místo odběru vzorku B směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV - prostory ČOV s umístěním hrubých česlí	43
Obrázek 9 - Místo odběru vzorku C - voda řeky Ohře po zaústění ČOV.....	43
Obrázek 10 - Místo odběru vzorku D - vyčištěná odpadní voda na výstupu z ČOV do řeky Ohře	43
Obrázek 11 - Odběr vzorku E. - povrchová voda řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka, odběr vzorku přes mikrosíto	44
Obrázek 12 - Ukázka filtrace vzorku vakuovým filtračním zařízením Sartorius	45
Obrázek 13 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku pitné vody z ÚV Nebanice odebrané z vodovodního kohoutu v provozní laboratoři (vzorek A) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo)	48
Obrázek 14 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku směsi čtyř přítoků odpadní vody do ČOV odebrané před hrubými česly (vzorek B) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo).....	49
Obrázek 15 - Mikroplastová vlákna při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV (vzorek C) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku	49
Obrázek 16 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře po zaústění ČOV zfiltrovaný přes mikrosíto (vzorek C-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku.....	50
Obrázek 17 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku přečištěné odpadní vody na výstupu z ČOV (vzorek D) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku.....	50

Obrázek 18 - Mikroplastový fragment při rozlišení 40x10 ve vzorku přečištěné odpadní vody na výstupu z ČOV zfiltrovaný přes mikrosíto (vzorek D-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku.....	51
Obrázek 19 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka (vzorek E) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku	51
Obrázek 20 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku povrchové vody řeky Ohře na výstupu z vodní nádrže Skalka zfiltrovaný přes mikrosíto (vzorek E-F) před obarvením (vlevo) a po obarvení (vpravo) vzorku	52
Obrázek 21 - Mikroplastové vlákno při rozlišení 40x10 ve vzorku používané ultračisté vody (vzorek S).....	52
Obrázek 22 - Množství MPs vyskytujících se ve vzorcích pitné a odpadní vody rozdělené podle tvaru	54