

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta



Katedra ekologie a životního prostředí

Problematika mikroplastů v tekoucích vodách na
příkladu řeky Moravy v Olomouci

Bc. Michaela Holzmannová

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Hydrobiologie

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera, Ph.D.

Olomouc 2023

Holzmannová M. 2023. Problematika mikroplastů v tekoucích vodách na příkladu řeky Moravy v Olomouci [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 86 s. 10 příloh. Česky.

Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá vývojem metodiky na odběr, úpravu a analýzu mikroplastů v tekoucích vodách na příkladu povrchové vody řeky Moravy v Olomouci. Jedná se o první výzkum této problematiky na uvedené lokalitě a je jednou z prvních v ČR. První část práce obsahuje informace o plastech a mikroplastech celkově a podrobněji popisuje problematiku mikroplastů v tekoucích vodách, jejich dopadu, a možnosti jejich výzkumu. Ve druhé části je popsána testovaná metodika a postup při odběru vzorků a jejich následné zpracování. Byla vyzkoušena metoda odběru pomocí nerezového vzorkovače na teleskopické tyči do skleněných vzorkovnic o objemu 1 l. Dále byla vyzkoušena metoda odběru pomocí tzv. „manta“ sítě, která byla převzata ze studií mikroplastů v mořské vodě a následně upravována. Pro úpravu vzorků byla zvolena metoda mokré oxidace peroxidem vodíku (WPO) a hustotní separace pomocí NaCl pro organicky výrazně znečištěné vzorky. Identifikace mikroplastů byla prováděna pomocí stereomikroskopu a pro verifikaci složení vzorků byla testována metoda infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR). Použitelnost zvolené metodiky byla potvrzena. Mikroplastu podobné částice byly nalezeny ve všech vzorcích povrchové vody. Průměrná koncentrace nalezených částic při odběru nerezovým vzorkovačem byla $32,35 \pm 6,33$ částic/l (průměrná hodnota \pm SD) a průměrná koncentrace nalezených částic při odběru „manta“ sítí byla $7,81 \pm 1,72$ částic/m³. Nejčastějším tvarem nalezených částic byla vlákna a jejich velikost se nejčastěji pohybovala v rozmezí 0,1 až 0,5 mm. Byla pozorována sezónní dynamika částic, přičemž jejich největší početnost byla v letním období.

Klíčová slova: mikroplasty, plasty, detekce mikroplastů, výskyt mikroplastů, mikroplasty v povrchových vodách

Holzmannová M. 2023. The issue of microplastics in flowing waters using the example of the Morava river in Olomouc. [Master's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 86 pp. 10 Appendices. Czech.

Abstract

This master's thesis focuses on the development of a microplastic sampling, processing and analysis methodology in running water, which was tested on the Morava river in Olomouc. This is the first such study in the area and is one of the first microplastic studies based in the Czech Republic. The first part of the thesis contains information about plastic materials and microplastics and further focuses on microplastic contamination in running waters, their impact, and the possibilities of their research. The second part of the thesis describes the selected methodology for sampling and analysis of microplastics. Two sampling methods were tested. The first one used a stainless steel sampler on a telescopic rod, which was used to transfer the sample into 1 liter glass containers. The other tested sampling method used the „manta“ net, which is frequently used in microplastic studies of surface seawater. The method was further modified to suit the needs of freshwater sampling. To remove organic matter and separate non-plastic particles from plastic ones, wet peroxide oxidation (WPO) along with density separation by NaCl was used. Microplastics were identified using a stereomicroscope, and the Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) method was used to verify the composition of the samples. The applicability of the tested methodology was confirmed. Microplastic-like particles were found in all surface water samples. The average concentration of particles found using the stainless steel sampler was 32.35 ± 6.33 particles/l (mean \pm standard deviation), and the average concentration of microplastics using the „manta“ net method was 7.81 ± 1.72 particles/m³. The most common microplastic shapes were fibers and fragments, and their size most often ranged from 0.1 to 0.5 mm. Seasonal dynamics of microplastics were observed, with the largest amount being found in summer.

Key words: microplastics, plastic, detection of microplastics, occurrence of microplastics in running water

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Petra Hekery, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 15. května 2023

.....

Podpis

Obsah

Seznam tabulek	ix
Seznam obrázků	x
Seznam zkratk	xii
Poděkování	xiii
1. Úvod	1
2. Cíle	3
3. Základní pojmy	4
3.1. Plasty	4
3.1.1. Dělení plastů	5
3.2. Mikroplasty	6
3.3. Mikroplasty v tekoucích vodách	9
3.4. Vliv mikroplastů v tekoucích vodách	10
3.4.1. Vliv mikroplastů na mikroorganismy	11
3.4.2. Vliv mikroplastů na vodní řasy	12
3.4.3. Vliv mikroplastů na vodní makrofyta	13
3.4.4. Vliv mikroplastů na vodní živočichy	13
3.4.5. Vliv mikroplastů na člověka	14
4. Metody analýzy mikroplastů v povrchové vodě	16
4.1. Způsoby odběru	16
4.2. Úprava vzorku	16
4.3. Kvantitativní analýza	17
4.3.1. Optická analýza	17
4.3.2. Skenovací elektronová mikroskopie (SEM)	18
4.4. Kvalitativní analýza	19

4.4.1.	FTIR analýza	19
4.4.2.	Ramanova spektroskopie	20
4.4.3.	Pyrolýza GC/MS.....	20
5.	Materiál a metody.....	21
5.1.	Popis lokalit	21
5.1.1.	Hydrologické podmínky	21
5.1.2.	Klimatické podmínky	22
5.1.3.	Lokality – Roční měření	23
5.1.4.	Lokality – Odběry „manta“ sítí	27
5.2.	Výroba nerezového vzorkovače a „manta“ sítě.....	30
5.3.	Odběr vzorků	33
5.4.	Zpracování vzorků	35
5.5.	Optická analýza vzorků	39
5.6.	FTIR a RMS analýza	40
5.7.	Zpracování dat	42
6.	Výsledky.....	43
6.1.	Roční odběry.....	43
6.1.1.	Celkové množství nalezených částic	43
6.1.2.	Velikostní kategorie nalezených částic.....	45
6.1.3.	Tvary nalezených částic.....	46
6.1.4.	Barvy nalezených částic	48
6.2.	Odběry „manta“ sítí.....	48
6.2.1.	Celkové množství nalezených částic	49
6.2.2.	Velikostní kategorie nalezených částic.....	49
6.2.3.	Tvary nalezených částic.....	50

6.2.4.	Barvy nalezených částic	51
6.3.	Kvalitativní analýza	53
6.4.	Slepé vzorky	54
7.	Diskuze	55
7.1.	Optická analýza mikroplastu podobných částic	55
7.1.1.	Počet mikroplastu podobných částic	55
7.1.2.	Velikost mikroplastu podobných částic	57
7.1.3.	Tvary mikroplastu podobných částic	58
7.1.4.	Barva mikroplastu podobných částic	59
7.2.	Kvalitativní analýza	59
7.3.	Hodnocení zvolených metod	60
7.3.1.	Odběr vzorků	60
7.3.2.	Zpracování vzorků	61
7.3.3.	Analýza vzorků	62
8.	Závěr	63
9.	Literatura	64
10.	Přílohy	87

Seznam tabulek

Tabulka 1: Stručná charakteristika klimatického regionu T2 (Quitt 1971).....	22
Tabulka 2: Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic (roční odběr).....	43
Tabulka 3: Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic (odběr „manta“ sítí).....	49

Seznam obrázků

Obrázek 1: Zdroje mikroplastů (autor: Pivokonský, 2019).....	8
Obrázek 2: Základní typy mikroplastů při optické analýze (autor: Liboiron, 2018)	18
Obrázek 3: Klimadiagram zájmového území v roce 2022 (data: pwsweather.com).....	22
Obrázek 4: Mapa odběrových lokalit pomocí teleskopické tyče s odběrákem	23
Obrázek 5: Lokalita č.1, za železniční tratí (foto: autorka).....	24
Obrázek 6: Lokalita č.2, u loděnice (foto: autorka)	25
Obrázek 7: Lokalita č.3, výpusť ČOV (foto: autorka)	25
Obrázek 8: Lokalita č.4, u mostu (foto: autorka)	26
Obrázek 9: Lokalita č.5, pod mostem (foto: autorka)	27
Obrázek 10: Mapa odběrových lokalit pomocí "manta" sítě	27
Obrázek 11: Lokalita č.1, kojenecký ústav (foto: autorka).....	28
Obrázek 12: Lokalita č.3, most pod ČOV (foto: autorka).....	29
Obrázek 13: Teleskopická tyč s odběrovou nádobou z nerez (foto: autorka).....	30
Obrázek 14: Skleněné vzorkovnice o objemu 1 l (foto: autorka).....	30
Obrázek 15: Manta Microplastics Sampling Trawl Net (NHBS.com, 2023)	31
Obrázek 16: Náčrt "manta" sítě	32
Obrázek 17: Finální podoba "manty" s kovovou sítí u vstupu (foto: autorka).....	33
Obrázek 18: Vzorky z odběrů pomocí "manta" sítě, vzorkovnice o objemu 0,7 l (foto: autorka).34	
Obrázek 19: Zkušební odběr "manta" sítě na lokalitě č.2, (foto: autorka).....	34
Obrázek 20: Diagram postupu zpracování vzorku, modifikace diagramu Masura et al. (2015), ..	36
Obrázek 21: Aparatura na hustotní separaci (foto: autorka)	37
Obrázek 22: Všechny typy nerezových tkanin využité pro oddělení různých frakcí vzorků (foto:Sochorová, 2022).....	38
Obrázek 23: Optická analýza vzorku (foto: autorka)	40
Obrázek 24: Mikroplastové částice o známém složení (foto: autorka).....	41
Obrázek 25: Reálné vzorky podrobeny FTIR analýze (foto: autorka).....	41
Obrázek 26: Sezónní dynamika průměrného množství mikroplastu podobných částic/l při ročním odběru.....	44
Obrázek 27: Průměrné množství částic dle velikostních kategorií	45

Obrázek 28: Průměrné množství částic na lokalitách s rozlišením rozdílných velikostních kategorií.....	46
Obrázek 29: Celkové množství nalezených částic dle jejich tvaru na lokalitách.....	47
Obrázek 30: Zastoupení typů mikroplastu podobných částic dle velikostních kategorií.....	47
Obrázek 31: Typy nalezených mikroplastu podobných částic ve vzorcích z ročních odběrů při optické analýze (foto: autorka).....	48
Obrázek 32: Průměrné množství částic na lokalitách s rozlišením rozdílných ... velikostních kategorií.....	50
Obrázek 33: Celkové množství nalezených částic dle jejich typu na lokalitách.....	51
Obrázek 34: Zastoupení typů mikroplastu podobných částic dle velikostních kategorií.....	51
Obrázek 35: Typy nalezených mikroplastu podobných částic ve vzorcích z odběrů „manta“ sítí při optické analýze (foto: autorka).....	52
Obrázek 36: Naměřené spektrum vzorku PP a dvě nejpodobnější spektra z knihovny Hummel polymer sample library.....	53
Obrázek 37: Bližší zvětšení naměřeného spektra vzorků s PP.....	53
Obrázek 38: Barevné složení slepých vzorků	54

Seznam zkratk

ČOV	Čistírna odpadních vod
EO	Ekvivalentní obyvatel
FTIR	Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací
GC/MS	Plynová chromatografie s hmotnostní spektrometrií
HDPE	Polyethylen s vysokou hustotou
LDPE	Polyethylen s nízkou hustotou
PA	Polyamid
PAU	Polyaromatické uhlovodíky
PC	Polykarbonát
PE	Polyethylen
PET	Polyethylentereftalát
PMMA	Polymethyl-methakrylát (plexisklo)
POP	Perzistentní organické látky
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
PTFE	Polytetrafluorethylen
PUR	Polyuretan
PVB	Polyvinylbutyral
PVC	Polyvinylchlorid
PVDF	Polyvinylidenfluorid
SAN	Styrén akrylonitril
SEM	Skenovací elektronová mikroskopie
WPO	Mokrý oxidace peroxidem vodíku (Wet peroxide oxidation)

Poděkování

Ráda bych poděkovala zejména mému vedoucímu diplomové práce RNDr. Petru Hekerovi, Ph.D., za jeho ochotu, pomoc a oporu při tvorbě diplomové práce. Také bych chtěla poděkovat Mgr. Peteru Antalovi, Ph.D., za jeho pomoc při FTIR analýze vzorků na Katedře anorganické chemie Univerzity Palackého v Olomouci. Zároveň bych chtěla poděkovat spolužákům a vyučujícím, kteří se se mnou o mé diplomové práci bavili a poskytli mi cenné informace. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům za velkou oporu během magisterského studia.

1. Úvod

Plasty jsou v dnešní době součástí našeho každodenního života. V roce 2021 tvořila globální produkce plastu cca 390,7 milionů tun (PlasticsEurope, 2022), což je o 25,2 milionů tun plastu více, než v roce 2018. V Evropě je trend podobný. Mezi rokem 2019 a 2020 došlo k poklesu produkce plastů z důvodu pandemie covidu-19 o 2,9 milionů tun, z 57,9 na 55 milionů tun (PlasticsEurope, 2021), ale jejich produkce opět narostla na 57,2 milionů tun v roce 2021 (PlasticsEurope, 2022). Nehledě na snahy národních a nadnárodních organizací – především v Evropě – o omezení tvorby plastového odpadu, to nic nemění na faktu, že s rostoucí světovou populací nadále poroste i produkce plastů a s ní související zpracovávání plastového odpadu (Andrady & Neal, 2009). Ať už chceme nebo ne, do životního prostředí se plasty dostávají a budou dostávat.

Mikroplasty, drobné částice plastů různých tvarů s velikostí menší než 5 mm (Gregory & Andrady, 2003; Arthur et al., 2009; Thompson, 2015), které si prošly degradací v životním prostředí, (Andrady, 2017; Li et al., 2018a) tedy najdeme v dnešní době všude na světě. Problematikou mikroplastů se začínají zabývat nejen pouze vědci, ale i laická veřejnost. Stále více se diskutuje o jejich dopadu na biotu, včetně dopadu na lidské zdraví (Chen et al., 2006; Sussarellu et al., 2016; Wesch et al., 2016; Prata et al., 2020a). Největší pozornost je věnována vodnímu prostředí (Browne et al., 2011; Free et al. 2014; Sanchez et al., 2014; Anderson et al., 2016; Andrady, 2017), které je hlavním úložištěm plastového odpadu (Lebreton et al., 2017). Nebezpečnost mikroplastů spočívá především v jejich malé velikosti, díky které se v prostředí pohybují, snadno hromadí a jsou z něj těžce odstranitelné (Lim, 2021). V současné době je v boji proti znečištění mikroplasty především kladen důraz na předcházení jejich vzniku. Jedná se například o používání plastů biodegradabilních, užívání méně plastových obalů a větší důraz na znovuvyužití a recyklaci plastového odpadu apod. Současné studie potvrzují výskyt mikroplastů jak v řekách ČR, tak i v pitné vodě (Pivokonský et al., 2018; Novotná et al., 2019).

I přes tuto skutečnost nejsou mikroplasty v ČR legislativně řešeny, důvodem je relativně krátká doba zkoumání jejich problematiky. Neexistuje žádný limit koncentrací mikroplastů pro lidskou konzumaci v úpravkách vod či pro čistírny odpadních vod a neprovádí se jejich monitoring. S postupným vývojem našich znalostí je ale velmi pravděpodobné, že se tato skutečnost v blízké budoucnosti změní.

Jedním z hlavních zdrojů mikroplastů jsou právě komunální odpadní vody, které putují na čistírny odpadních vod (Browne et al., 2011; Dris et al., 2015; Napper & Thompson, 2016). I přes to, že ČOV jsou ve většině případů pro mikroplasty účinnou bariérou – v průměru zachytí až 80–90 % mikroplastů v odpadní vodě (Leslie et al., 2017; Lares et al., 2018; Sun et al., 2019), bez technologických metod úplného odstranění se mohou mikroplasty dále šířit a dostávat se po proudu do marinního prostředí (Meijer et al., 2021).

Pro hlubší porozumění komplexní problematiky mikroplastů ve sladké vodě je nutný další průzkum, jehož součástí bude i tato diplomová práce.

2. Cíle

Tato práce měla stanoveny následující cíle:

Hlavní cílem bylo vytvořit a optimalizovat návrh metodiky na odběr a analýzu mikroplastů ze vzorků tekoucí povrchové vody a zajistit, aby mohla být použita jako návod pro budoucí výzkum na pracovišti Katedry ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci.

Dalším cílem bylo provést roční monitoring na vybraných lokalitách řeky Moravy v blízkosti ČOV Olomouc a vyhodnotit celkové množství zachycených mikroplastů, posoudit trendy jejich výskytu během roku, jejich průměrnou velikost a charakteristiku, včetně ověření možnosti kvalitativní analýzy pomocí infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací na pracovišti v Olomouci a statisticky zhodnotit a ověřit hypotézu, zdali výstup z ČOV má statisticky signifikantní vliv na výskyt mikroplastů v tekoucí vodě a získané výsledky konfrontovat s literaturou.

3. Základní pojmy

3.1. Plasty

Plasty jsou syntetické polymery, tedy makromolekulární látky, které lze za určitých podmínek snadno tvarovat – jsou plastické. Pro polymery jsou typické dlouhé řetězce s vysokou molární hmotností (Law, 2017). Množství, typ a uspořádání základních jednotek polymerů, tzv. monomerů, má zásadní vliv na vzhled a vlastnosti plastů. Materiál plastů není tvořen pouze základními plastovými polymery, jejichž stavebními prvky jsou především uhlík a vodík. Důležitá jsou také aditiva, zejména stabilizátory, která pomáhají plastům získávat požadované technologické vlastnosti (Kratochvíl et al., 2005). Vznikají tak velmi odolné typy plastů, ze kterých po vstupu do životního prostředí stávají perzistentní kontaminanty.

První „pravé“ syntetické polymery byly vytvořeny na počátku 20. století v roce 1909 ve formě bakelitu. Díky svým užitečným vlastnostem, jako jsou nízké finanční náklady na výrobu, nízká hmotnost, odolnost, snadná tvarovatelnost, možnost výroby velkých kvantit, došlo v první polovině 20. století k rapidnímu rozvoji výzkumu nových technologií na výrobu plastů. Tyto první umělé polymery byly využívány zejména v elektrochemickém průmyslu. Roku 1912 vznikl polyvinylchlorid (PVC), v roce 1913 celofán, ve dvacátých letech plexisklo (PMMA), ve třicátých letech polyethylen (PE), polyuretan (PUR), nylon, polyethylentereftalát (PET) a ve čtyřicátých letech polystyren (PS). V druhé polovině 20. století byl vynalezen polypropylen (PP).

V současné době popularita a produkce plastů stále roste, což je problematické vzhledem k nárůstu množství plastových výrobků, které se vyrábějí za cílem jednoho použití s limitovanými možnostmi recyklace (Andrady & McNeal, 2009). Během poslední dekády se plasty na jedno použití staly stále více populárními a pandemie covidu-19 v roce 2020 výrazně zvýšila jejich poptávku (Leal et al., 2021; Graulich et al. 2021). Tuto skutečnost reflektují data o globálním využití plastů (PlasticsEurope, 2022). 44 % globální plastové produkce se v roce 2021 použilo na tvorbu obalů. Na druhém místě, s pouhými 18 %, se umístila výroba nábytku a stavebnictví. V Evropě byl trend podobný, s 39,1 % plastů použito na výrobu obalů a 21,3 % při výrobě nábytku a ve stavebnictví.

Méně než 10 % z celkového množství plastů je recyklováno (Geyer et al., 2017; OECD, 2022). Převážně se využívá mechanická recyklace, která však snižuje kvalitu recyklovaného plastu natolik, že jej nelze opět využít na původní účely (La Mantia, 2004); tedy tzv. "downcycling". Existují snahy vyvinout nové technologie, které by zlepšily recyklaci plastů a potenciálně umožnily vytvoření uzavřeného recyklačního systému, podobně jako u skla. Tyto technologie zahrnují chemickou a termickou recyklaci (pyrolýzu). Spalování plastů za účelem redukce jejich objemu a vzniku tepelné energie, která se dále využívá na vytápění a tvorbu elektrické energie, je osudem 12 % plastového odpadu globálně (Geyer et al., 2017). Toto využití však přináší problémy kvůli nutnosti velkého množství finančních a materiálových prostředků na správné spálení plastového odpadu. Pro většinu spaloven znamená plastový odpad energetický propad (Morris, 2005) a vznik toxických polutantů, jako jsou těžké kovy, chlorované furany, kyanovodík, oxid uhelnatý a dioxin. Tyto praktiky spalování plastového odpadu bez způsobu odstranění škodlivin z ovzduší jsou však stále v mnoha zemích běžně používány a plasty jsou brány jako dostupný zdroj energie (Scarlat et al., 2019). V jiných zemích plastový odpad většinou končí na skládkách (Jambeck et al., 2015), na kterých může při zanedbání docházet k uvolňování plastového odpadu do okolního prostředí. Odhaduje se, že až 2 % plastových odpadů se dostává přímo do prostředí odhozením (Jambeck et al., 2015). Toto je obzvláště problematické, když vezmeme v potaz fakt, že degradace plastových polymerů v životním prostředí trvá průměrně stovky let (Chamas et al., 2020).

3.1.1. Dělení plastů

Plasty můžeme dělit dle zpracovatelnosti po ohřátí na reaktoplasty a termoplasty (Běhálek, 2016). Reaktoplasty, dříve termosety či duroplasty, jsou materiály, které jsou po zahřátí či působení katalyzátoru tvarovatelné jen po určitý časový úsek, po němž už plast nelze dále upravovat a dojde k jeho tzv. "vytvrzení", jelikož dochází k chemické změně jeho původní molekuly. Produkty z reaktoplastů mají vysokou chemickou, tepelnou a mechanickou odolnost a neupravené se nazývají pryskyřice. Rozlišujeme pryskyřice epoxidové, fenolické a kaučuky. Termoplasty jsou ty plasty, které při zahřívání měknou a nedochází ke změně jejich chemické struktury. Jsou složeny z lineárních makromolekul s dlouhými řetězci, které jsou drženy mezimolekulárními silami, které při zahřívání slábnou.

Ochlazením pod teplotu tání se vrací do tuhého stavu. Tento proces lze opakovat téměř do nekonečna (Pucci, 2018). Jedná se například o polyethylen (PE), polystyren (PS), plexisklo (PMMA), polyamid (PA) a polyvinylchlorid (PVC).

Plasty nejčastěji dělíme dle typu použitého monomeru (Gilbert, 2017). Následující data o produkci plastů jsou převzata z ročenky PlasticsEurope (2022) a informace o plastech jsou převzaty z Gilbert (2017), pokud není napsáno jinak.

PE je světově nejpoužívanější polymer - 26,9 % celkové produkce plastů v roce 2021 (PlasticsEurope, 2022). Je to termoplast, který vzniká polymerací ethenu a dále se podle hustoty dělí na polyethylen s nízkou hustotou (LDPE) či polyethylen s vysokou hustotou (HDPE). LDPE, tvořící 14,4 % celkové globální produkce, je často používán pro tvorbu stlačitelných obalů a plastových fólií či venkovního nábytku, zatímco HDPE, tvořící 12,5% celkové globální produkce se používá na tvorbu např. neprůhledných pevných obalů, lahví na šampony, pytlů na odpadky a víček nápojových lahví (Andrady & Neal, 2009). PP je globálně druhý nejpoužívanější plast, s 19,3 % celkové světové produkce plastů, a využívá se stejně jako PE na obalové materiály, dále pro izolaci elektrických kabelů, pro výrobu lan, automobilových dílů, či na výrobu předmětů ve zdravotnictví. PVC, tvořící 12,9 % světové produkce se používá na výrobu tyčí, vodovodních trubek, okenních rámu apod. ve své neměkčené podobě (tzv. Novodur), měkčený PVC nalézá využití při tvorbě fólií, pláštů, ubrusů a igelitů. Čtvrtý nejpoužívanější plast je PET (6,2 %). Je to odolný termoplast, který je nejčastěji používán na výrobu lahví či fleecové materiálu. Další významné druhy plastů jsou PS, PA, PU či PC. Právě tyto nejvýznamnější typy plastů bývají nalézány v životním prostředí jako mikroplasty. Nejčastěji se jedná o PE, PP, PET, PVC či PS (Sukedewicz et al., 2021; Pivokonský et al., 2018).

3.2. Mikroplasty

Při vystavení plastů UV záření, mechanické a biologické degradaci v životním prostředí dochází k jejich fragmentaci na menší částice (Weinstein et al., 2016), které můžeme dělit dle velikostí na různé kategorie. Rozlišujeme mezi velkými makroplasty (> 25 mm) a mesoplasty (5–25 mm) a mezi malými mikroplasty či nanoplasty (Wagner et al., 2014; Nechvátal & Klouda, 2021). Dle dosavadních studií se předpokládá, že s klesajícími rozměry roste počet částic (Pivokonský et al., 2018). Největší pozornost se v současnosti věnuje

mikroplastům. Tento typ plastových částic má v prostředí velkou abundanci a často není možné je pozorovat pouhým okem, ovšem metody na jejich analýzu nejsou až tak finančně a časově náročné, jako ty pro nanoplasty (Koelmans et al., 2019; Sobhani et al., 2020).

Nejpoužívanější definice mikroplastů je vymezuje jako pevné plastové částice menší než 5 milimetrů, které nejsou rozpustné ve vodě (Gregory & Andrady, 2003; Arthur et al., 2009; Thompson, 2015) a které si prošly degradací v životním prostředí (Andrady, 2017; Li et al., 2018a). Jelikož jsou problematikou relativně novou, existují i studie, které uvádějí i jiné rozsahy velikostí (Rocha-Santos & Duarte, 2017). Rozsah minimální velikosti mikroplastů se pohybuje od 10 mikrometrů (Mintenig et al., 2017), 45 mikrometrů (Carr et al., 2016), až po 250 mikrometrů (Lares et al., 2018). Zároveň existují práce, které pracují s mikroplasty o velikostech 1 mikrometru až 100 nanometrů (Pivokonský et al., 2018). V tomto případě se už může jednat o nanoplasty, které jsou většinou definovány jako částice plastů v rozsahu 1 až 1000 nm (Gigault et al., 2018). Hranice pro velikosti mikroplastů tedy nejsou uniformní a při porovnávání výsledků různých prací je nutná obezřetnost.

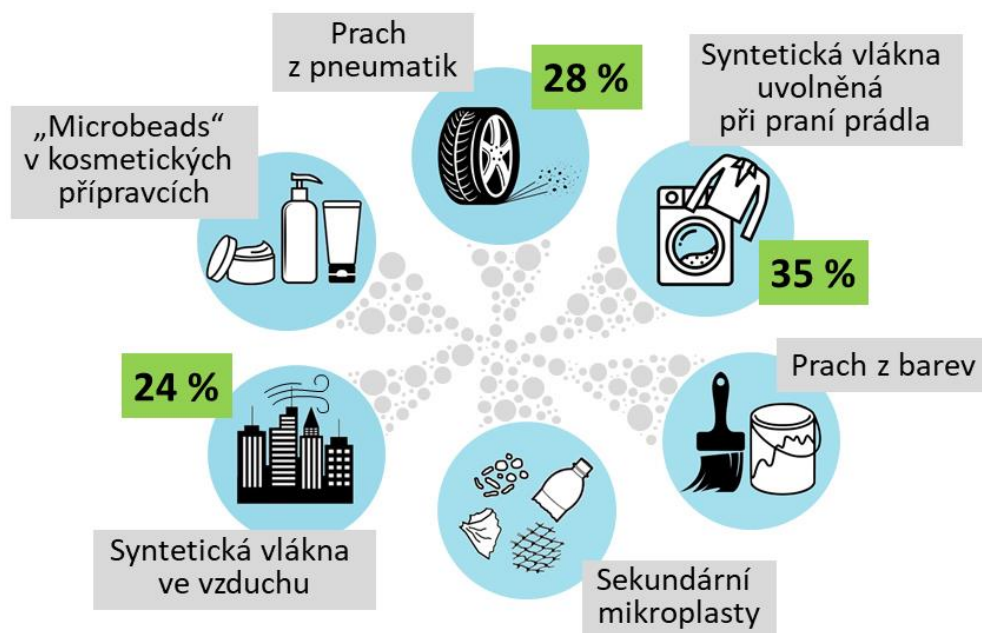
Zdroje mikroplastů můžeme najít téměř v každém odvětví lidské činnosti, od procesů jejich výroby po procesy jejich likvidace (GESAMP, 2016). Typy plastových materiálů, které jsou nejčastěji nalézány v podobě mikroplastů, odpovídají nejvíce vyráběným druhům plastů, které jsou popsány v předchozí kapitole.

Mikroplasty se nachází téměř všude, nejvýznamněji ve vodách volného oceánu a v příbřežních sedimentech (Nor & Obbard, 2014). Byly nalezeny v každém oceánu, v jezerech, řekách, podzemní vodě, v tělech mořských živočichů, a dokonce i v lidském těle (Ragusa et al., 2021; Leslie et al., 2022). Jsou tak rozšířené, že je někteří geologové používají jako klíčový indikátor nově definovaného geologického období, tzv. antropocénu (Zalasiewicz et al., 2016). Plasty o těchto velikostech rozlišujeme dle původu na primární nebo sekundární (GESAMP, 2016). Za primární mikroplasty jsou považovány takové plasty, které jsou vyráběny přímo jako mikroplasty (např. mikroperly) a jsou součástí řady výrobků, například kosmetiky, jako součást exfoliačních krémů, přípravků na čištění pleti a čistících prostředků, protože zvyšují jejich abrazivní činnost (Browne et al. 2007, Arthur et al. 2009).

Dále se jedná o malé plastové pelety, které jsou primární surovinou výroby větších plastových výrobků. Mezi primární mikroplasty dále řadíme syntetická vlákna, která jsou

součástí oblečení a uvolňují se při praní, přičemž se za jeden prací cyklus může uvolnit až 2000 syntetických mikrovláken (Crawford & Quinn, 2017a). Děje se to vlivem pracích prostředků, mechanického oděru a vysoké teploty (De Falco et al., 2019). Dalším významným zdrojem primárních mikroplastů je oděr z pneumatik aut (Siegfried et al., 2017; Hann et al., 2018; Baensch-Baltruschat et al., 2021), které jsou tvořeny směsí přírodních a syntetických materiálů – rizikové jsou tady syntetické gumové polymery, tvořené z ropných produktů (Kole et al., 2017).

Sekundární mikroplasty vznikají mechanickou degradací, foto (oxidativní) či biologickou degradací a fragmentací větších plastových předmětů, tedy makroplastů a mesoplastů (Cole et al. 2011, Wagner et al. 2014). Jedná se například o fragmenty z rybářských sítí, svačců a ostatního plastového odpadu (Eerkes-Medrano et al., 2015). Tato sekundární degradace plastů může končit tím, že fragmenty mikroplastů již nejsou viditelné lidským okem. Oba typy mikroplastů se dostávají do životního prostředí, odkud jsou následně transportovány, nebo dochází k jejich ukládání a sedimentaci.



Obrázek 1: Zdroje mikroplastů (autor: Pivokonský, 2019)

3.3. Mikroplasty v tekoucích vodách

Mikroplasty se dostávají do tekoucích vod přímo z oblastí jejich výroby nebo z průmyslových či komunálních odpadních vod. V tekoucích vodách dochází k jejich transportu po proudu do vodních nádrží, moří či oceánů (Li et al., 2018a). Vodní prostředí může ovlivňovat nejen způsob distribuce mikroplastů, ale také i jejich rychlost degradace (Andrady, 2011; Chamas et al., 2020). Největší pozornost byla věnována monitoringu mikroplastového znečištění v mořích. Výskyt mikroplastů ve sladké vodě je často opomíjen (Lambert & Wagner, 2018), i přes fakt, že množství mikroplastů ve sladkých vodách je srovnatelné s mořským prostředím (Peng et al., 2017). Sladká voda může být úložištěm (sinkem) mikroplastů (jezera, sedimenty vodních nádrží i říční sediment), zdrojem mikroplastů (výpusť ČOV), či transportním médiem (tekoucí vody) (Klein et al., 2018). Tato podkapitola se věnuje tekoucím vodám, jakožto předmětu této diplomové práce.

Mikroplastové částice se do vodního prostředí dostávají větrem, splachem a přímým vstupem z potrubí (Eerkes-Medrano et al., 2015; Duis & Coors, 2016). Množství mikroplastů v tekoucích vodách je značně variabilní. Záleží nejen na charakteru koryta toku, ale také na jeho okolí. Velké množství mikroplastů se akumuluje v sedimentech, zatímco jiné jsou transportovány dále po proudu. Záleží na charakteru plastu, především jeho tvaru a hustotě, která se průběhem času mění. Ke změnám mikroplastových částic dochází vlivem eroze, tvorbou biofilmů, biologickým znečištěním a adhezí neplastových částic na povrch mikroplastů (Kowalski et al., 2016; Rodrigues et al., 2018; Chen et al., 2019). Drummond et al. (2022) došli k závěru, že doba zadržení mikroplastů v sedimentech tekoucích vod je nejvyšší u pramenů, kde pohybuje okolo 5 hod/km až po 7 let/km v období s minimálním průtokem.

Čistírny odpadních vod mají zásadní vliv na rozšíření mikroplastů v tekoucích vodách (Magnusson & Norén, 2014; Napper & Thompson, 2016; Li et al., 2018b). Mikroplasty jsou často přítomny v komunální odpadní vodě, která vstupuje do ČOV a prochází procesem čištění. Pokud tyto částice nejsou účinně odstraněny, mohou se dostávat do řek výpusť nebo mohou být obsaženy v kalu. Čím menší plastová částice je, tím je větší pravděpodobnost, že projde filtračními systémy používanými v ČOV (Simon et al., 2018). Ve vodě vypouštěné z ČOV se nachází 1 až 100 mikroplastových částic na každý litr vyčištěné vody (Simon et al., 2018; Waldschläger et al., 2020). Toto množství se příliš neliší

od výsledků studie Mason et al. (2016), kde autoři odhadují, že průměrná městská ČOV vypouští denně okolo 13 miliard mikroperel na základě analýzy 17 různých ČOV. Denní výstup mikroplastů z ČOV se pohybuje v řádu miliard, což dokazuje také studie Rochman et al. (2015), kde se uvádí až 8 miliard mikroperel za den. Nicméně je důležité brát v úvahu, že přibližně 80 % odpadních vod produkovaných celosvětově není čištěno a vstupuje přímo do toků v neupravené podobě (OSN, 2017).

3.4. Vliv mikroplastů v tekoucích vodách

Plasty v čistém stavu mají nízkou toxicitu díky své nerozpustnosti ve vodě a díky velké molekulární váze jsou biochemicky inertní. Jsou ale schopny na sebe vázat látky toxické, které se mohou dostávat do těl živých organismů či ovlivňovat struktury ekosystémů. Toxicita mikroplastů je způsobována dvěma základními mechanismy. Protože mikroplasty mají velký poměr povrchu ku objemu, znečišťující látky, jako jsou toxické kovy a perzistentní organické látky (POPs) se mohou snadno adsorbovat na mikroplastové částice. Samotná toxicita mikroplastů může pocházet z monomerů či aditiv (např. bisfenol A, ftaláty a látky zpomalující hoření), které jsou přidávány ke zlepšení fyzikálních a chemických vlastností plastů (Cao et al., 2021).

Mikroplasty mohou snadno asociovat s těžkými kovy a mohou působit jako médium, přes které se těžké kovy mohou dostávat do těl vodních organismů a následně do vyšších trofických úrovní i na souši. Tang et al. (2020) poukazuje na to, že mikroplasty silně zvyšují svůj potenciál pro adsorpci těžkých kovů poté, co projdou životním prostředím mechanismy degradace a kolonizace mikroorganismy. Kromě povrchu mikroplastů závisí na pH, teplotě, salinitě a výskytu ostatních pevných částic ve vodě (Turner & Holmes, 2015). Mikroplasty ve sladké vodě mohou na svůj povrch adsorbovat kovy, jako je např. Pb, Cr, Cd, Hg, Ni, Co a As (Turner & Holmes 2015; Naqash et al., 2020; Khalid et al., 2021).

Současné studie připisují signifikantní význam barvě mikroplastových částic, neboť některé druhy mohou mít preference pro jejich konzumaci na základě barvy. Barva může navíc sloužit jako ukazatel míry znečištění mikroplasty perzistentními organickými látkami (POPs). Studie ukázaly, že nažloutlé a černé fragmenty jsou znečištěním POP nejvíce postiženy (Ogata et al., 2009; Frias et al., 2010), což nastává v důsledku oxidace fenolických antioxidačních činidel na vedlejší produkty, které způsobují žlutou barvu. Průhledné a bílé

mikroplasty jsou v mořském prostředí častěji konzumovány vodními živočichy (Crawford & Quinn, 2017b).

Mikroplasty se mohou dostávat do těl organismů přímo pokožkou či konzumací. Barevnost a malá velikost mikroplastových částic způsobuje to, že si je vodní živočichové mohou splést s planktonem nebo jinými složkami jejich potravy (Lehtiniemi et al., 2018). Vstupují tak do potravních řetězců, kde se kumulují a dochází k magnifikačnímu efektu na vyšších trofických úrovních (Ma & You, 2021).

3.4.1. Vliv mikroplastů na mikroorganismy

Fragmenty z plastových materiálů mohou sloužit jako významné substráty pro mikrobiální kolonizaci. Pomalu degradující plastové materiály s nižší hustotou než voda, mohou být transportovány na dlouhé vzdálenosti, spolu s nimi jsou přenášeny také mikrobiální kolonie, které se postupem času na jejich povrchu vytvářejí (Chubarenko et al., 2016). Tyto mikrobiální kolonie se tak dostávají na místa, kde původně nebyly přítomny (Eckert et al., 2018). Shen et al. (2021) zjistili, že výskyt mikroplastů >50 mg/l v upravovaných vodách (ČOV či úpravny vod) zabraňuje účinné dezinfekci pomocí chloru nebo UV záření. Mikroplasty z ČOV mohou tedy fungovat jako přenašeče nebezpečných mikrobů (Viršek et al., 2017), které vstupují do vodních toků téměř nepozměněné a mohou ohrozit druhy vodních toků. Může se jednat například o lidské patogeny, konkrétně zástupce rodu *Vibrio* (Zettler et al., 2013; Silva et al., 2019).

Výzkumy ukazují, že biofilmy na mikroplastech zvyšují koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a rychlost jejich uvolňování do vodního prostředí (Jin et al., 2020; Wu et al., 2017). Biofilmy jsou v letním období schopny stimulovat rychlost růstu bakterií schopných degradace PAU, jako odpověď na vysoké koncentrace PAU v okolí, ovšem nejsou velmi účinné na úplnou degradaci všech PAU na mikroplastech (Jin et al., 2020).

Mikroplasty samy o sobě mají potenciál adsorpce velkého množství polutantů. Po kolonizaci mikroorganismy a tvorbě biofilmů se tento potenciál jen zvyšuje (He et al., 2022). Kolonizované mikroplasty tak mohou adsorbovat perzistentní organické látky, těžké kovy či antibiotika (Kirstein et al., 2016;

Xiong et al., 2020). V současné době můžeme hovořit o tzv. „plastisféře“, mikrobiálním ekosystému adaptovaném na život antropogenně vytvářeném plastovém prostředí (Zettler et al., 2013).

3.4.2. Vliv mikroplastů na vodní řasy

První výzkum dopadu mikroplastů na sladkovodní druhy fytoplanktonu proběhl v roce 2010, kde Bhattacharya et al. (2010) potvrdili hypotézu, že nanoplastové PS částice, které jsou adsorbovány na povrch řas, mohou ve velkém množství inhibovat fotosyntetickou aktivitu druhů *Chlorella* sp. a *Scenedesmus* sp. V podobné studii Wu et al. (2019) vědci pozorovali podobný trend, tentokrát po aplikaci PVC a PP. Došlo sice ke zrychlení fotosyntetické aktivity při nízké koncentraci mikroplastů (5–10 mg/l), ale při vysoké koncentraci mikroplastů (50–500 mg/l) v prostředí došlo k její inhibici, při čemž PVC mikroplasty vykazovaly inhibiční efekt mnohem větší. Inhibice fotosyntetické aktivity a oxidativní stres sladkovodních druhů řas vlivem vysokých koncentrací malých mikroplastů byla prokázána v mnoha dalších studiích, ale bylo zjištěno, že alespoň v laboratorních podmínkách jsou řasy schopné se na koncentrace mikroplastových částic adaptovat ztučněním buněčné stěny, tvorbou řasových homoagregací či heteroagregací mikroplastových částic na svůj povrch (Lagarde et al., 2016; Mao et al., 2018; Sánchez-Fortún et al., 2021). Mikroplasty mohou také na sladkovodní řasy působit mechanickým poškozením jejich struktur, což vede k morfologickým a fyziologickým změnám (Mao et al., 2018; Li et al., 2020a).

I přes to, že mikroplasty samy o sobě nepůsobí toxicky a nezpůsobují nevratné fyziologické a morfologické změny, jejich toxicita může být ovlivňována řadou faktorů. Většina výše zmíněných studií byla prováděna v laboratorních podmínkách a nebrala v potaz variabilitu přirozeného prostředí. Záleží především na kolonizaci mikroplastové částice biofilmy, výskytem těžkých kovů apod. Bylo zjištěno, že důležitou roli hraje také teplota vody. Při vysokých teplotách mají mikroplasty tendenci sedimentovat vlivem bujného vývoje biofilmů (Chen et al., 2019). Mikroplasty mohou tedy být adsorbovány na povrchy rostlin a řas a ovlivňovat jejich růst.

Řasy fungují jako mezičlánek mezi mikroplasty ve vodě v sedimentech. Mikroplasty v řasách se tak přes potravní řetězec mohou dostávat nejen do těl zooplanktonu či bentosu, ale mohou být konzumovány i lidmi.

3.4.3. Vliv mikroplastů na vodní makrofyta

Vliv mikroplastů na makrofyta sladkých vod nebyl předmětem mnoha studií. Studie Kalčíková et al. (2017) zjistila, že růst kořenů *Lemna minor* je signifikantně ovlivněn PE mikroperlami z kosmetických výrobků, které se adsorbují na jejich povrch a fyzicky blokují jejich růst. Čím větší koncentrace mikroplastů, tím větší inhibiční účinky. U *Myriophyllum spicatum* byl po vystavení vysokých koncentrací PS mikroplastů a nanoplastů pozorován snížený růst nadzemní biomasy (van Weert, 2019). Signifikantní redukce biomasy ale nebyla pozorována u druhu *Elodea*, který byl součástí stejné studie. Laboratorní experiment Senavirathna et al. (2022) prováděn na submerzní *Egeria densa*, také potvrdil negativní dopad mikroplastů na vodní makrofyta. Jednalo se o změnu barvy, zvýšený oxidační stres, zvýšenou aktivitu antioxidantů a změnu intenzity fluorescence chlorofylu. Zajímavé je, že druh *Egeria densa* negativně ovlivňují už i velmi nízké koncentrace mikroplastů. Morfologické a fyziologické změny probíhaly už při koncentracích 0,25 mg/l. Reakce vodních makrofyt na mikroplasty se tedy liší druh od druhu. Záleží také na velikosti, typu a tvaru plastových částic (Lozano & Rilig, 2020; Mateos-Cárdenas et al., 2021).

3.4.4. Vliv mikroplastů na vodní živočichy

Různé druhy vodních organismů mohou pozřít velké množství mikroplastů, ať už se jedná o bezobratlé nebo o obratlovce. Mikroplasty mohou být konzumovány přímo, tedy omylem společně s kořistí nebo z důvodu, že jako kořist vypadají. O nepřímé konzumaci mikroplastů hovoříme tehdy, kdy se mikroplasty nachází v konzumované biomase kořistí (řasách, vodních makrofytech, zooplanktonu, zoobentosu, vodních obratlovcích apod.).

Existuje stále více důkazů o negativním dopadu mikroplastů na vodní bezobratlé, což se může projevovat např. narušením příjmu potravy, sníženou reprodukcí, poruchami metabolismu a fyzickým poškozením střev, včetně jejich zablokování (Rosenkranz et al., 2009; Hurley et al., 2017). Některé studie také zmiňují zvýšenou mortalitu (Al-Jaibachi et al., 2018a). Je nutno podotknout, že většina těchto studií byla prováděna v laboratorním prostředí na limitovaném množství jedinců a druhů, především na *Daphnia magna* (Al-Jaibachi et al., 2018a; Canniff & Hoang 2018; Samadi et al., 2022). Naopak ve studii Weber et al. (2018), jejíž předmětem studie byl *Gammarus pulex*, nebyl po požití mikroplastů pozorován negativní dopad. Odlišný dopad mikroplastového znečištění ve vodě

na vodní bezobratlé je dán druhovou specifitou, typem, velikostí a tvarem mikroplastů. Je jasné, že organismy náležící do jiných potravně funkčních skupin se budou s mikroplasty vypořádávat odlišně. *Gammarus pulex* jako detritovorní kouskovač je adaptován na konzumaci a trávení různorodého materiálu (Weber et al., 2018).

Zjišťuje se, že cesta v potravním řetězci není jediným způsobem šíření mikroplastů do těl vodních organismů. Například studie Al-Jaibachi et al (2018b) potvrdila šíření polystyrenových mikroplastů mezi různými stádii ontogenetického vývoje komára rodu *Culex*. Mikroplasty, které byly pozřeny larvou zůstaly v těle jedinců až do terestrické fáze dospělce.

U ryb hovoříme o 3 až 100 procentuálním zamoření mikroplasty (Nadal et al., 2016; Galafassi et al., 2021; Yin et al., 2021). Tato vysoká variabilita je způsobena různými zkoumanými druhy a lokalitami. U mikroplastů pozřenými rybami či ptáky byla pozorována tendence akumulovat se v trávicím traktu jedinců. Toto může vést např. k zánětům trávicího traktu, infekci patogenem, který se na povrchu mikroplastů vyskytoval (Viršek et al., 2017), na buněčné úrovni můžeme hovořit o zvýšeném oxidativním stresu, fyzickému poškození buněk až narušení struktury DNA (Yin et al., 2021).

3.4.5. Vliv mikroplastů na člověka

Mikroplasty byly nalezeny v lidském těle téměř všude. Byly nalezeny v plicích (Amato-Lourenço et al., 2021; Jenner et al., 2022), v lidské krvi (Leslie et al., 2022), v mléku (Ragusa et al., 2022), dokonce i v placentách (Ragusa et al., 2021) a v tělech novorozenců (Zhang et al., 2021). Lidské tělo se dostává do kontaktu s mikroplasty každý den. Ať už se jedná o mikroplasty ve vzduchu (Wright & Kelly, 2017; Prata, 2018), ve vodě (Mason et al., 2018; World Health Organization, 2019), v jídle (Mathalon & Hill, 2014; De Witte et al., 2014) či o oděr z plastových povrchů, které používáme, mikroplastům se nelze vyhnout.

Kritická je ale otázka o dopadu mikroplastů na lidské zdraví. Jak bylo zmíněno v předchozích kapitolách, mikroplasty mohou sloužit jako vektory pro přenos patogenů, včetně těch lidských. Nebezpečnost samotných mikroplastů je ale v současné době předmětem debaty vědců. Zatím neexistují klíčové důkazy, které by vypovídaly o negativním dopadu na lidské tělo (Wright & Kelly, 2017). Mikroplasty o velikostech menší než 20 μm

jsou schopny procházet do orgánů a částice menší než 10 μm potenciálně vstupují do krevního řečiště (Barboza et al., 2018). Jakožto cizorodé částice by mohly mikroplasty potenciálně vyvolávat záněty a imunitní odpověď organismu, jak je to u vodních živočichů. Není ale jisté, jak pravděpodobné toto je, když zvážíme, jak velké množství anorganických nerozpustných částic lidské tělo konzumuje.

4. Metody analýzy mikroplastů v povrchové vodě

4.1. Způsoby odběru

Před samotnou analýzou je nutné provést správný odběr vzorku. Povrchová tekoucí voda je nejčastěji vzorkována stacionárními sítěmi upevněnými k břehům či prvkům v korytě. Jedná se například o planktonní síť s průměrem ok 330-335 μm či o vlečnou „manta“ síť (Mani et al., 2016; Su et al., 2016; Anderson et al., 2016; Lenz & Labrenz. 2018). Velikost 330-335 μm je v současné době standardem většiny prováděných studií. Bylo zjištěno, že při použití velikostí 100–20 μm bývá nalézáno mnohem větší množství mikroplastových částic. Pivokonský et al. (2018) poukazují na skutečnost, že většina nalezených částic má velikost <10 μm . Při porovnávání výsledků různých studií je nutné brát v potaz možné podhodnocení reálného množství mikroplastů. Výběr nejmenší studované frakce je kritický a je nutné ho brát v potaz v případě kvantitativních studií.

Kromě odběru pomocí sítě se využívá přímý odběr vzorků o určitém objemu do hloubky 20 cm (Moore et al., 2011; Dubaish et al., 2013; Rocha-Santos & Duarte, 2015; Razeghi et al., 2021).

4.2. Úprava vzorku

Před analýzou vzorků je klíčovým krokem u vzorků povrchové a odpadní vody odstranění přírodní organické hmoty (Koelmans et al., 2019). Jedná se o různé metody digesce s cílem co nejučinněji odstranit biologický materiál a nepoškodit při tom mikroplastové částice.

Nejlevnější a nejčastěji používanou metodou je aplikace peroxidu vodíku H_2O_2 , ponecháním vzorků při stálé pokojové teplotě po dobu 45 hodin až několika dnů (Cole et al., 2015). Aplikací H_2O_2 nedochází k významnému narušení plastových struktur, pokud je doba expozice kratší než 48 hodin (Löder et al., 2017). Účinnost H_2O_2 je diskutabilní, například Cole et al. (2015) zjistili, že po působení H_2O_2 na vzorek po dobu 7 dní došlo pouze k 30 % úbytku organické hmoty.

Alternativou použití samotného H_2O_2 je použití tzv. Fentonova činidla, což je roztok H_2O_2 a železnatých iontů, který slouží jako katalyzátor oxidace organických látek a přídavných látek pro upravení pH činidla na hodnotu 3,0–5,0 (Tagg et al., 2017).

Jakožto zdroj Fe^{2+} se nejčastěji používá $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Použití Fentonova činidla je časově úsporné a k pozorovatelným změnám vzorků dochází už po méně než 1 hodině (Chen et al., 2000). Rychlost a účinnost Fentonova činidla může být ještě urychlena zvýšenou teplotou, tzv. metodou mokré oxidace peroxidu vodíku (WPO) (Masura et al., 2015; Anderson et al., 2017; Pivokonský et al., 2018). Tento proces je adaptován z klasické Fentonovy reakce, ale provádí se v laboratoři na topné ploténce při teplotách asi 90 až 120 °C, aby byla dosažena vysoká účinnost odstranění celkového organického uhlíku (total organic carbon, TOC).

Dalšími používanými metodami je aplikace hydroxidu draselného (KOH) a hydroxidu sodného (NaOH) (Dehaut et al., 2016; Mintenig et al., 2017).

Jako poslední metodu úpravy vzorku je nutné zmínit využití enzymatické digesce, např. pomocí proteinázy-K, proteázy, lipázy či celulázy. Řada studií uvádí vysokou úspěšnost u zkušebních vzorků s malým objemem (Cole et al., 2015; Mintenig et al., 2017). V současné době je tato metoda limitována vysokými finančními náklady a časovou náročností (Hurley et al., 2018a).

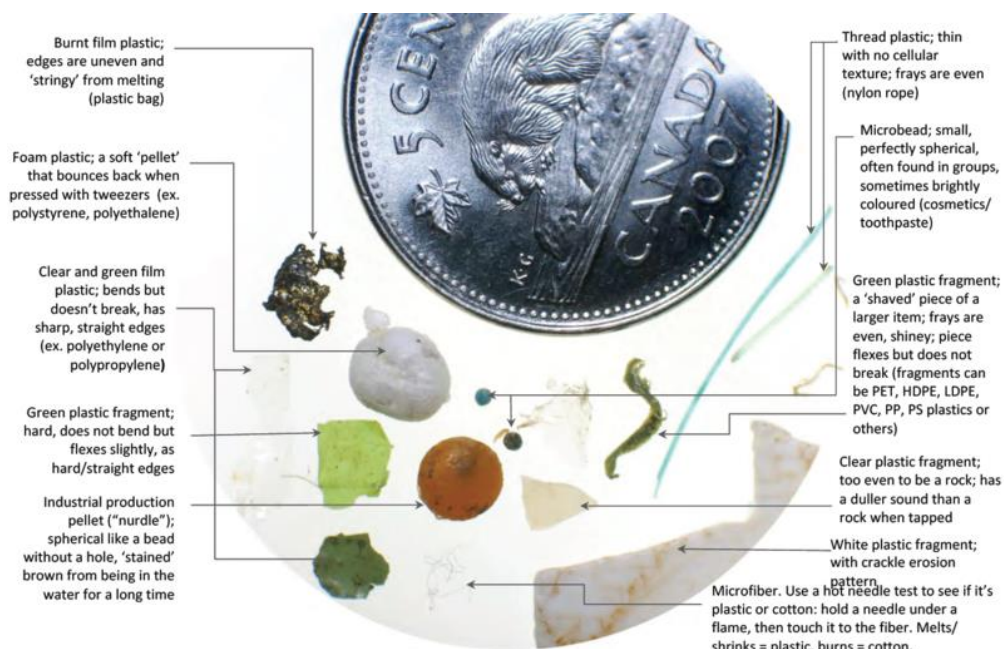
4.3. Kvantitativní analýza

4.3.1. Optická analýza

Po odběru a upravení vzorku následuje kvantifikace mikroplastů pomocí vizuální detekce. Velké fragmenty o velikostech 2–5 mm lze identifikovat a kvantifikovat už pouhým okem, menší fragmenty jsou detekovány pomocí optického mikroskopu (Peñalver et al., 2020). Při optické analýze se klade důraz na tvar, barvu, velikost a specifický vzhled částic (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Při použití optické analýzy však nelze určit přesný typ plastů a jakožto subjektivní analýza zatížena lidskou chybou, může také dojít k chybné identifikaci mikroplastů, a proto je vhodné je kombinovat s níže uvedenými metodami kvalitativní analýzy (Lenz et al., 2015; Shim et al., 2017; Li et al., 2018a). Pokud nenásleduje kvalitativní analýza, lze nalezené částice otestovat tzv. metodou horké jehly (De Witte et al., 2014). V přítomnosti velmi horké jehly se plastové fragmenty roztaví nebo se ohnou, na rozdíl od biologického a neplastového materiálu. Test horkou jehlou způsobuje zničení analyzované částice, a proto

se provádí pouze na částicích nejistého původu. Není ale 100 % účinný a je limitovaný menšími velikostmi mikroplastů (Cutroneo et al., 2020).



Obrázek 2: Základní typy mikroplastů při optické analýze (autor: Liboiron, 2018)

4.3.2. Skenovací elektronová mikroskopie (SEM)

SEM je metodou využívající dopadu úzkého proudu elektronů na povrch vzorku ve vakuu. Je vhodný při detekci velmi malých mikroplastových částic, díky podstatně kratší vlnové délce elektronového paprsku. Pro zobrazení vzorku se používají odražené částice, sekundární elektrony a zpětné odražené elektrony. Před analýzou je nutné vzorek řádně upravit vysušením, fixací a nanesením vodivé vrstvy, např. ze stříbra, zlata či mědi (Fischer et al., 2012). Díky velmi vysokému rozlišení je tak možné spolehlivě rozlišit mikroplastové částice od anorganického a organického znečištění. Tato metoda je ale drahá a velmi časově náročná, obzvláště oproti optické detekci a kvantifikaci (Shim et al., 2017).

4.4. Kvalitativní analýza

Aby byla zajištěna správnost identifikace plastových částic, musí být jejich identita potvrzena. Nejčastěji se tomu děje pomocí nedestruktivní FTIR analýzy nebo Ramanovy spektroskopie. Vzorky lze také kvalitativně analyzovat destruktivními technikami pyrolýzy-GC/MS (Rocha-Santos & Duarte, 2015; Käßpler et al., 2018; Li et al., 2018a). Všechny zmíněné metody jsou jak ekonomicky, tak časově náročné, proto se u mnoha studií provádí kvalitativní analýza náhodně selektovaných podvzorků z optické analýzy, při čemž minimální počet mikroplastových částic by měl být nad 100 (Koelmans et al., 2019).

4.4.1. FTIR analýza

FTIR analýza je založena na vlastnosti plastů, jako polymerů na bázi uhlíku projevovat se pod infračerveným zářením jako unikátní spektrum s definovaným obsahem. Vzorky jsou podrobeny IR záření s předem definovaným rozsahem a pro identifikaci jsou porovnávány s knihovnou polymerních spekter (Chen et al., 2020). Vzorky lze také přímo kvantifikovat. Jedná se o metodu nedestruktivní, přesnou a relativně spolehlivou. Metoda je ale značně limitovaná rozsahem velikostí. Dle toho, v jakém režimu metoda funguje a minimální velikosti zkoumaných částic, které lze pomocí ní spolehlivě identifikovat, rozlišujeme 3 základní typy.

První je režim zeslabené úplné reflektance (Attenuated Total Reflectance, ATR-FTIR). Tato metoda je nejméně technologicky náročná a používá se při analýze nerovnoměrných, předem roztříděných částic, u kterých je jisté, že jsou ze syntetického polymeru a s velikostí nad 500 μm (Käßpler et al., 2018; Chen et al., 2020). Druhá metoda je založena na odrazu, tzv. technologie plošného detektoru (Focal Plane Array, FPA-FTIR). Pomocí tohoto režimu je možné identifikovat mikroplasty s maximální velikostí 150-250 μm a proces funguje automaticky, ovšem k analýze 1 filtru je potřeba minimálně 9 hodin (Shim et al., 2017; Chen et al., 2020).

Pro identifikaci ještě menších částic je používán režim mikro-infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (μ -FTIR). Tento režim je v současné době pro identifikaci mikroplastů nejpoužívanější, ale jeho nevýhodou je časová a finanční náročnost (Song et al. 2015; Chen et al., 2020). Částice s velikostí pod 25 μm už nelze pomocí FTIR analýzy spolehlivě identifikovat (Horton et al., 2020).

4.4.2. Ramanova spektroskopie

Ramanova spektroskopie je nedestruktivní analytická metoda fungující na principu interakce laseru s molekulami vzorku, které vibrují, a následné vibrace jsou kvantovány a výsledné spektrum je analyzováno. Metodou Ramanovy spektroskopie lze zaznamenávat určité vibrace, které nejsou v infračerveném záření aktivní (Qiu et al., 2016). Výsledky jsou podobné FTIR metodě, ale Ramanova a IR spektra se fundamentálně liší, jelikož FTIR spektroskopie analyzuje spektrum absorbovaného IR záření a Ramanův spektroskop pracuje s rozptylem světla (Koenig, 1992). Proto je doporučeno tyto metody kombinovat, pokud je to možné (Käppler et al., 2016). Pomocí Ramanovy spektroskopie lze díky malému průměru laserového paprsku na rozdíl od FTIR analýzy spolehlivě určit fragmenty s velikostí v rozmezí od 25 μm –1 μm . Tato metoda je více časově náročná v porovnání s FTIR analýzou, i když cenově jsou na stejné úrovni. Další nevýhody Ramanovy spektroskopie tkví v možnosti záměny přirozeně se vyskytujících barviv za mikroplasty, např. původem z řas (van Cauwenberghe et al., 2013) a nepřesných výsledcích při analýze částic, které prošly fotodegradací vlivem UV záření (Silva et al., 2018).

4.4.3. Pyrolýza GC/MS

Pyr-GC/MS je destruktivní, termo-analytická metoda analýzy složení mikroplastů (Rocha-Santos & Duarte, 2015). Za pomoci pyrolýzy vznikají produkty, tzv. pyrogramy (Tsuge et al., 2011), které jsou charakteristické pro každý polymer. Analyzují se tedy produkty pyrolýzy, ne samotné částice. Výhoda této metody spočívá v tom, že není nutná předúprava vzorku (Dris et al., 2018). Dále je velmi citlivá a lze díky ní detekovat i stopové množství vzorků. Poskytuje komplexní informace o složení vzorku, ale nelze pomocí ní zjistit charakter polymerních fragmentů, jako je barva, velikost či tvar.

5. Materiál a metody

Byla vyhledána relevantní literatura o mikroplastech, jejich formách, jejich dopadu na životní prostředí, především v kontextu tekoucích vod, způsobech odběru vzorků mikroplastů a možnostech jejich laboratorní analýzy. Po konfrontaci teoreticky nejlepšího způsobu odběru a analýzy s praxí byly vybrány ty metody, které se jeví pro naše pracoviště jako nejvhodnější.

Práce byla prováděna na vybraných lokalitách řeky Moravy v Olomouci. Pro naplnění prvního cíle práce byla vytvořena tzv. „manta“ síť, která byla optimalizovaná sérií 4 testovacích odběrů. Pro naplnění druhého cíle byl prováděn roční odběr (březen 2022–březen 2023) za pomoci nerezového vzorkovače na teleskopické tyči.

Všechny mapy byly vytvořeny autorkou v programu ArcGIS Desktop v aplikaci ArcMap, verze 10.8. Jako podkladová mapa byla použita Základní mapa ČR 1:10 000, 2023 (ČÚZK, 2023) v souřadnicovém systému S-JTSK Křovák EastNorth.

5.1. Popis lokalit

5.1.1. Hydrologické podmínky

Řeka Morava pramení pod vrcholem Kralického Sněžníku v nadmořské výšce 1380 m n. m. Celková délka řeky je 354 km, z toho 284 km protéká Českou republikou, čímž je nejdelší a nejvýznamnější moravskou řekou. Na území Slovenska se vlévá do Dunaje a patří do úmoří Černého moře. Úsek řeky na katastrálním území Olomouc je dlouhý cca 14 km a řeka jím protéká směrem od severozápadu a území opouští na jižních hranicích. Říční tok je silně regulovaný, i když v současnosti probíhají na některých úsecích jižní části významné revitalizace, které se nachází přímo nad vybranými lokalitami. Poslední, 4. etapa revitalizací, se uskuteční na území, kde probíhaly odběry.

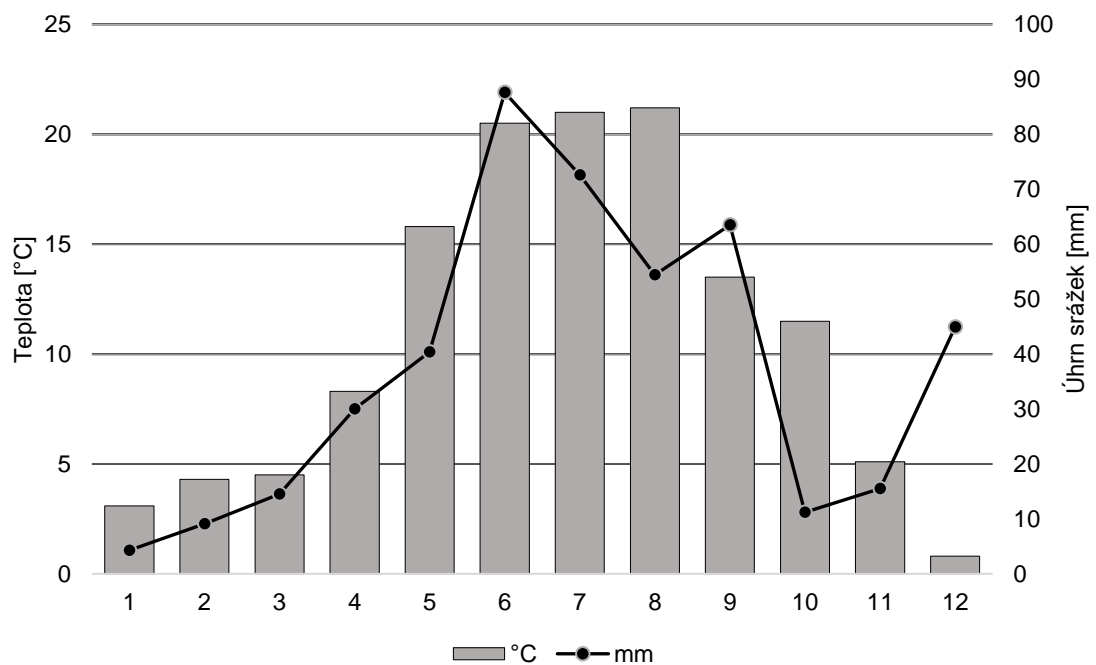
Průměrný roční stav řeky Moravy ve vybraném úseku činí 136 cm a průměrný průtok dosahuje 24,5 m³/s s šířkou koryta okolo 25 m (ČHMÚ). Nejvyšší průtok má řeka na jaře.

5.1.2. Klimatické podmínky

Lokality spadají dle E. Quitta do teplého klimatického regionu T2. Pro tuto oblast je charakteristické krátké, teplé jaro, dlouhé a suché léto, krátký a teplý podzim a suchá zima s krátkou dobou sněhové pokrývky. Průměrná roční teplota v Olomouci roku 2022 byla 11,6 °C (Meteo Olomouc, 2022).

Tabulka 1: Stručná charakteristika klimatického regionu T2 (Quitt 1971)

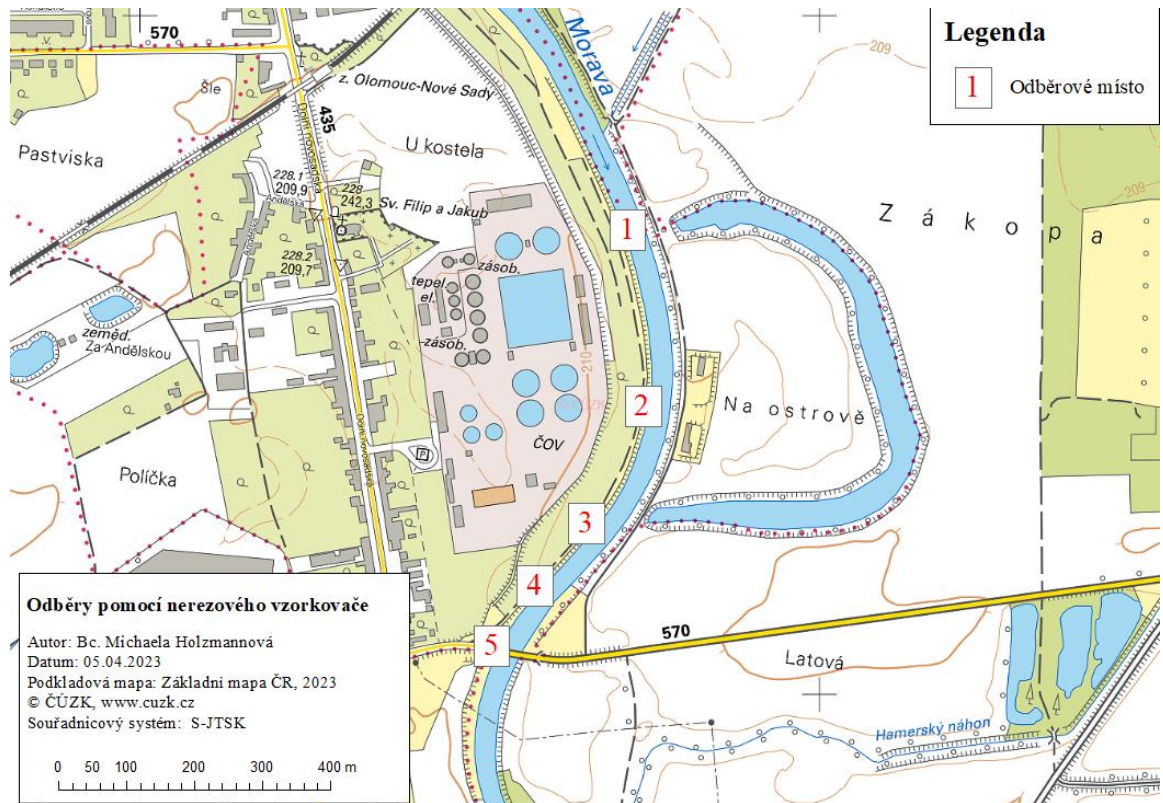
Počet letních dní	50–60
Počet ledových dní	30–40
Průměrná lednová teplota	-2 až -3 °C
Průměrná červencová teplota	18–19 °C
Průměrná říjnová teplota	7–9 °C
Srážkový úhrn celkem	550–700 mm
Počet dní se sněhovou pokrývkou	40–50 °C



Obrázek 3: Klimadiagram zájmového území v roce 2022 (data: pswweather.com)

5.1.3. Lokality – Roční měření

Odběr vzorkovacím zařízením s nerezovým odběrákem byl prováděn po dobu 12 měsíců, od března 2022 do března 2023, 1x do měsíce na 5 lokalitách v úseku 1 km na řece Moravě v katastrálním území Olomouc. Lokality byly vybrány kvůli své dobré prostupnosti po všechna roční období.



Obrázek 4: Mapa odběrových lokalit pomocí teleskopické tyče s odběrákem

Lokalita č.1: Za železniční tratí

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5688639N, 17.2669703E

První odběrové místo se nachází na pravém břehu napřímené řeky Moravy, na jejím 231,2 říčním km. Lokalita se nachází v blízkosti mrtvého ramene řeky, břehy jsou strmé a jsou opevněny hrubým kamenným záhozem a do vody v místech zasahuje břehová vegetace. Lokalita se nachází cca 500 m jižně od železničního mostu a 135 m východně od areálu ČOV Olomouc. Potenciálními zdroji mikroplastů může být například železniční most, výše položený silniční most u kojeneckého ústavu a rekreační zóna náplavky na řece Moravě.



Obrázek 5: Lokalita č.1, za železniční tratí (foto: autorka)

Lokalita č.2: U loděnice

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5667142N, 17.2677128E

Druhé odběrové místo se nachází na pravém břehu řeky Moravy, před výpustí z ČOV Olomouc, na 231 říčním km. Nachází se cca 50 m východně od areálu ČOV Olomouc. Vegetace na břehu byla po dobu výzkumu pravidelně kosena nájemníky, v současnosti zrušené zahrádkářské kolonie, z důvodu 4. etapy revitalizace řeky Moravy. Lokalita se nachází v přímé blízkosti přístaviště U Vodníka, jehož sezónní lodní doprava a bufet může být rizikový z hlediska vstupu plastového odpadu do prostředí. Dno je tvořeno jemným šterkem a bahnem a břehy jsou částečně opevněny hrubým kamenným záhozem.



Obrázek 6: Lokalita č.2, u loděnice (foto: autorka)

Lokalita č.3: Výpust' ČOV Olomouc

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5650250N, 17.2666736E

Třetí odběrové místo se nachází u výpusti ČOV Olomouc, na pravém břehu řeky Moravy a 230,8 říčního km. Lokalita je výstupním potrubím areálu ČOV Olomouc a nachází se cca 60 m jihovýchodně od něj. Tato lokalita byla vybrána pro splnění jednoho z cílů práce, tedy zhodnocení dopadu ČOV na říční tok Moravy z hlediska přísunu mikroplastů. Substrát dna je tvořen hrubým štěrskem a břehy jsou na místě vstupu do řeky Moravy zpevněny betonem.



Obrázek 7: Lokalita č.3, výpust' ČOV (foto: autorka)

Lokalita č.4: U mostu

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5643243N, 17.2659312E

Čtvrté odběrové místo se nachází na pravém břehu řeky Moravy, na 230,6 říčním km. Lokalita je situována před mostem, na silnici číslo 570 na území Olomouc-Nové Sady. Místo se nachází cca 70 m jihovýchodně od ČOV Olomouc. Toto místo bylo vybráno, jelikož se vyskytuje pod výpustí ČOV Olomouc, a ještě není ovlivňováno potenciálním mikroplastovým znečištěním ze silnice a slouží tak jako kontrola. Substrát dna je tvořen jemným štěrkem a na břehu se nachází pásma litorální vegetace.



Obrázek 8: Lokalita č.4, u mostu (foto: autorka)

Lokalita č.5: Pod mostem

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5633842N, 17.2651625E

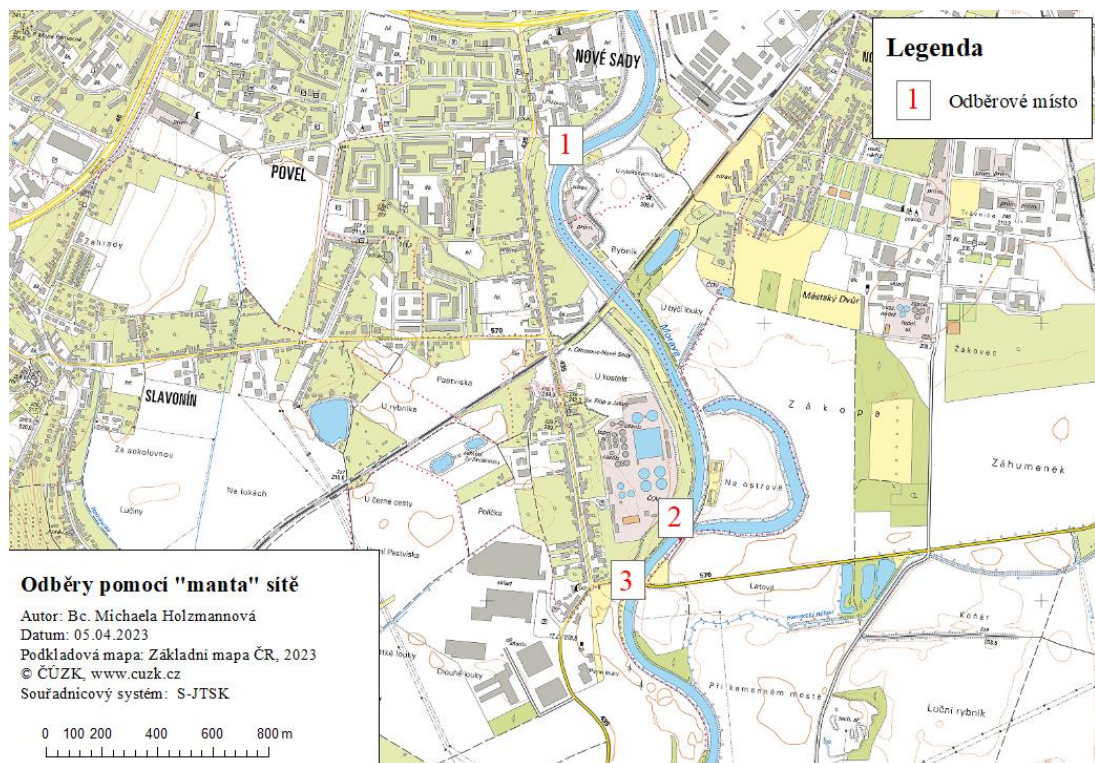
Poslední odběrové místo se nachází na pravém břehu řeky Moravy na 230,5 říčním km, pod mostem na silnici 570, cca 200 m jižně od areálu ČOV. Oba břehy jsou opevněny betonem a kameny a substrát dna je tvořen hrubým štěrkem. Toto místo je potenciálním zdrojem znečištění mikroplastů, ať už se jedná o primární mikroplasty vznikající opotřebením pneumatik, nebo o sekundární mikroplasty vznikající fragmentací odhozených plastů. Poblíž lokality se rovněž nachází několik drobných černých skládek, které také mohou přispívat k mikroplastovému znečištění.



Obrázek 9: Lokalita č.5, pod mostem (foto: autorka)

5.1.4. Lokality – Odběry „manta“ sítě

Jednalo se o 2 mosty přes řeku Moravu a výpust' ČOV Olomouc, kde byla „manta“ sít' spouštěna do proudu řeky.



Obrázek 10: Mapa odběrových lokalit pomocí "manta" sítě

Lokalita č.1: Kojenecký ústav

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5768358N, 17.2599133E

První odběrové místo se nachází u mostu přes řeku Moravu, na 232,2 říčním km u Dětského centra Ostrůvek v Olomouci. Břehy mají pozvolný sklon, jsou opevněné hrubým kamenným záhozem a k řece je volný přístup přes šterkovou náplavku, která bývá často využívána pro rekreační účely. Dno je tvořeno jemným šterkem, kameny a ponořeným dřevem.



Obrázek 11: Lokalita č.1, kojenecký ústav (foto: autorka)

Lokalita č.2: Výpust' ČOV Olomouc

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5650250N, 17.2666736E

Toto odběrové místo je identické lokalitě č.3 u ročního odběru, nachází se u výpusti ČOV Olomouc, na pravém břehu řeky Moravy a 230,8 říčního km. Lokalita je výstupním potrubím areálu ČOV Olomouc a nachází se cca 60 m jihovýchodně od něj. Šířka výpusti je 3 m a její délka je 7 m. Tato lokalita byla vybrána pro splnění jednoho z cílů práce, tedy zhodnocení dopadu ČOV na říční tok Moravy z hlediska přísunu mikroplastů. Substrát dna je tvořen hrubým šterkem a břehy jsou na místě vstupu do řeky Moravy zpevněny betonem.

Lokalita č.3: Most pod ČOV

GPS souřadnice (WGS-84): 49.5633842N, 17.2651625E

Poslední odběrové místo se nachází zhruba 200 m jižně pod výpustním potrubím ČOV Olomouc, na silničním mostu přes řeku Moravu na silnici 570. Břehy jsou opevněny hrubým kamenným záhozem a substrát dna je tvořen z hrubého štěrkového materiálu. Šířka koryta je přibližně 32 m a hloubka vody zde dosahuje 50 cm. Potenciální zdroje znečištění jsou stejné, jako u 5. lokality ročního monitoringu.



Obrázek 12: Lokalita č.3, most pod ČOV (foto: autorka)

5.2. Výroba nerezového vzorkovače a „manta“ sítě

Pro odběr směsných vzorků povrchových vod se používají teleskopické vzorkovače (Razeghi et al., 2021). Z důvodu omezení kontaminace vzorků mikroplasty z použitých nástrojů při odběru vzorků byla pro účely diplomové práce vytvořena nová teleskopická tyč s odběrovou nádobou. Jako teleskopická tyč byl použit rybářský prut o délce 260 cm, na který byla připevněna nově vytvořená nerezová odběrová nádoba o objemu 400 ml.



Obrázek 13: Teleskopická tyč s odběrovou nádobou z nerez (foto: autorka)



Obrázek 14: Skleněné vzorkovnice o objemu 1 l (foto: autorka)

Pro budoucí monitoring a vzorkování mikroplastů na pracovišti byla zhotovena tzv. manta síť, jejíž používání je standardní praxí v mnoha vodohospodářských pracovištích po celém světě (Masura et al., 2015; Li et al., 2018a). Tvar a rozměry „manta“ sítě byly adaptovány dle současně dostupných a používaných metodik (Coyle et al., 2016; Barrows et al., 2017; Renner et al., 2018). Její menší velikost byla zvolena z finančních důvodů a kvůli praktické přepravě, manipulaci a možnosti využít ji na menších tocích v budoucích studiích.

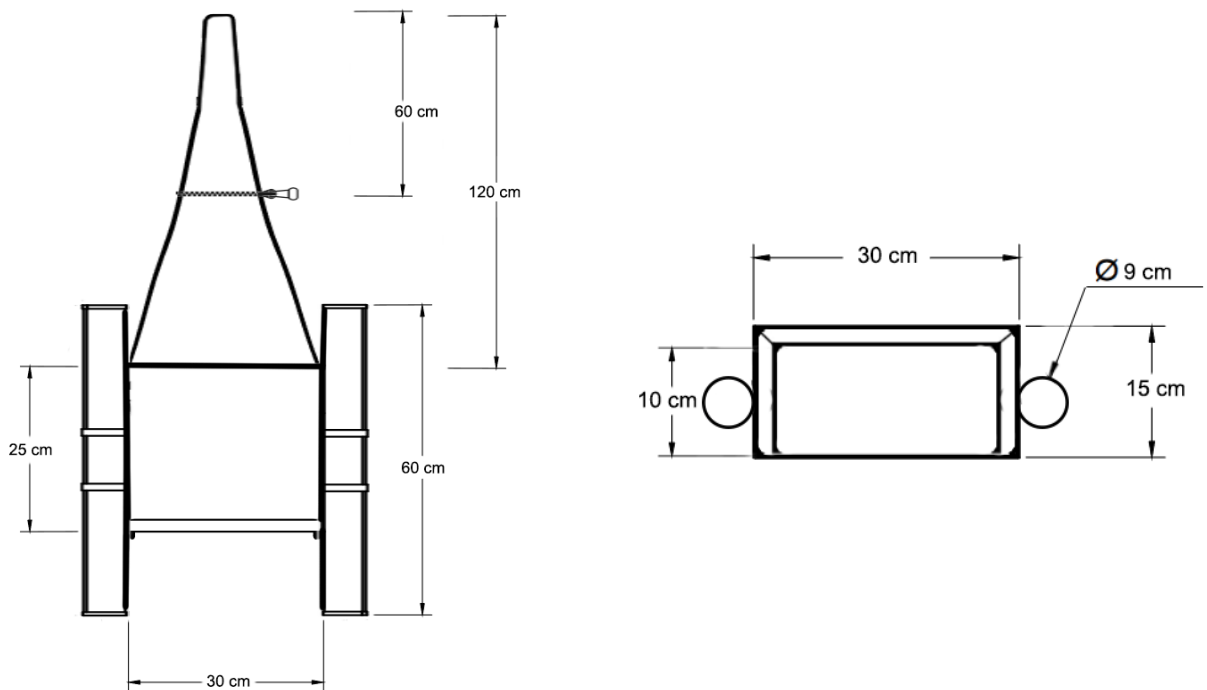


Obrázek 15: Manta Microplastics Sampling Trawl Net (NHBS.com, 2023)

Z nerezového plechu o tloušťce 2 mm byl vyroben rám o nepravidelných rozměrech. Čelní otvor měl rozměry (Š x V x D) 30 x 15 x 25 cm a výstupní otvor v kontaktu s polyamidovou sítí byl o rozměrech (Š x V x D) 25 x 10 x 25 cm. Velikost čelního otvoru byla větší než výstupní z důvodu usnadnění zachycení vzorků do připevněné sítě. U vstupního otvoru bylo do každé boční strany rámu provrtáno 6 děr o průměru 2 cm, které sloužily k přichycení lan karabinou a umožnily možnou úpravu jeho pozice při různých průtokových poměrech. Celkem byly pro přichycení zvoleny tři lodní lana, každé připevněno z jedné strany pro maximální fixaci a stabilizaci při turbulentním proudění. Na nerezový rám byly po bocích nainstalovány ve výšce 2,5 cm dvě PVC trubice o délce 60 cm a o průměru 9 cm. Dále byla na rám připojena 120 cm dlouhá polyamidová síť s velikostí ok 0,05 mm, tedy velikosti nejmenší frakce mikroplastů, která byla pro tuto práci zvolena, jakožto kompromis mezi dostatečným průtokem a možností zachycení mikroplastů (Sochorová, 2022). V délce 60 cm byl na síť našit kovový zip pro usnadnění manipulace se vzorky (Obrázek č. 19). Síť

byla chráněna druhou, hrubší sítí s průměry ok 1 mm, pro zachování tvaru, ochraně proti plovoucímu materiálu v toku a oteřu o dno. Obě sítě byly na místě připevnění k rámu opevněny 8 cm širokým pruhem látky z nylonu pro zabránění trhání a narušení sítě. Z důvodu zanášení sítě velkými fragmenty především organického materiálu o velikostech <5 mm, při testovacích odběrech byla na nerezový rám nainstalována kovová síť s průměrem ok 5 mm (Obrázek č. 18).

Cenové náklady potřebné na vytvoření manta sítě v této práci se pohybovaly okolo 5000 Kč, což je částka několikanásobně nižší, než na zakoupení „konvenčních“ manta sítí online, kde se ceny pohybují okolo 50 000 – 70 000 Kč (NHBS, 2023; KC Denmark, 2023; Aquaticlivefood.com, 2023). Tato vysoká cena limituje využívání manta sítí širší vědeckou komunitou bez finančních prostředků na pilotní projekty. Menší a levnější manta sítě, které si lze vytvořit na pracovištích, jsou tak dobrou alternativou pro rozšiřování povědomí o problematice mikroplastů.



Obrázek 16: Nákres "manta" sítě



Obrázek 17: Finální podoba "manty" s kovovou sítí u vstupu (foto: autorka)

5.3. Odběr vzorků

Odběr vzorků teleskopickým vzorkovačem byl prováděn po dobu 1 roku (březen 2022–březen 2023) při vhodném počasí a za konstantního průměrného průtoku $\sim 25 \text{ m}^3/\text{s}$, pro zajištění srovnatelných podmínek při odběru. Do skleněných vzorkovnic o objemu 1 l byl odebrán přímý směsný vzorek povrchové vody do hloubky 10 cm. Za tuto dobu bylo odebráno celkem 60 vzorků vody. Vzorky byly následně transportovány do laboratoře Katedry ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci, kde byly uloženy do ledničky o konstantní teplotě $4 \text{ }^\circ\text{C}$ a následně podrobeny analýze.

Odběr „manta“ sítě byl proveden sérií jednorázových odběrů na 3 vybraných lokalitách a jejich hlavním cílem bylo otestovat funkčnost manta sítě a případně síť upravit tak, aby byla použitelná pro další práce na Katedře ekologie a životního prostředí. Odběry proběhly 4x, v období od listopadu 2022 do února 2023. První tři odběry byly zkušební a každý proběhl jen na jedné lokalitě a sloužil pro získání informací na vylepšení „manta“ sítě. Čtvrtý odběr proběhl na všech 3 lokalitách a fungoval jako pilotní. Síť byla spuštěna a ponechána v proudnici po dobu 30 minut. Po uplynutí tohoto času odběru došlo k vytáhnutí „manta“ sítě a omytí sítě destilovanou vodou do vzorkovnic o objemu 0,7 l s kovovým víčkem. Vzorky byly následně zpracovány a analyzovány stejným způsobem jako vzorky odebrané během ročního odběru.



Obrázek 19: Zkušební odběr "manta" sítě na lokalitě č.2, (foto: autorka)



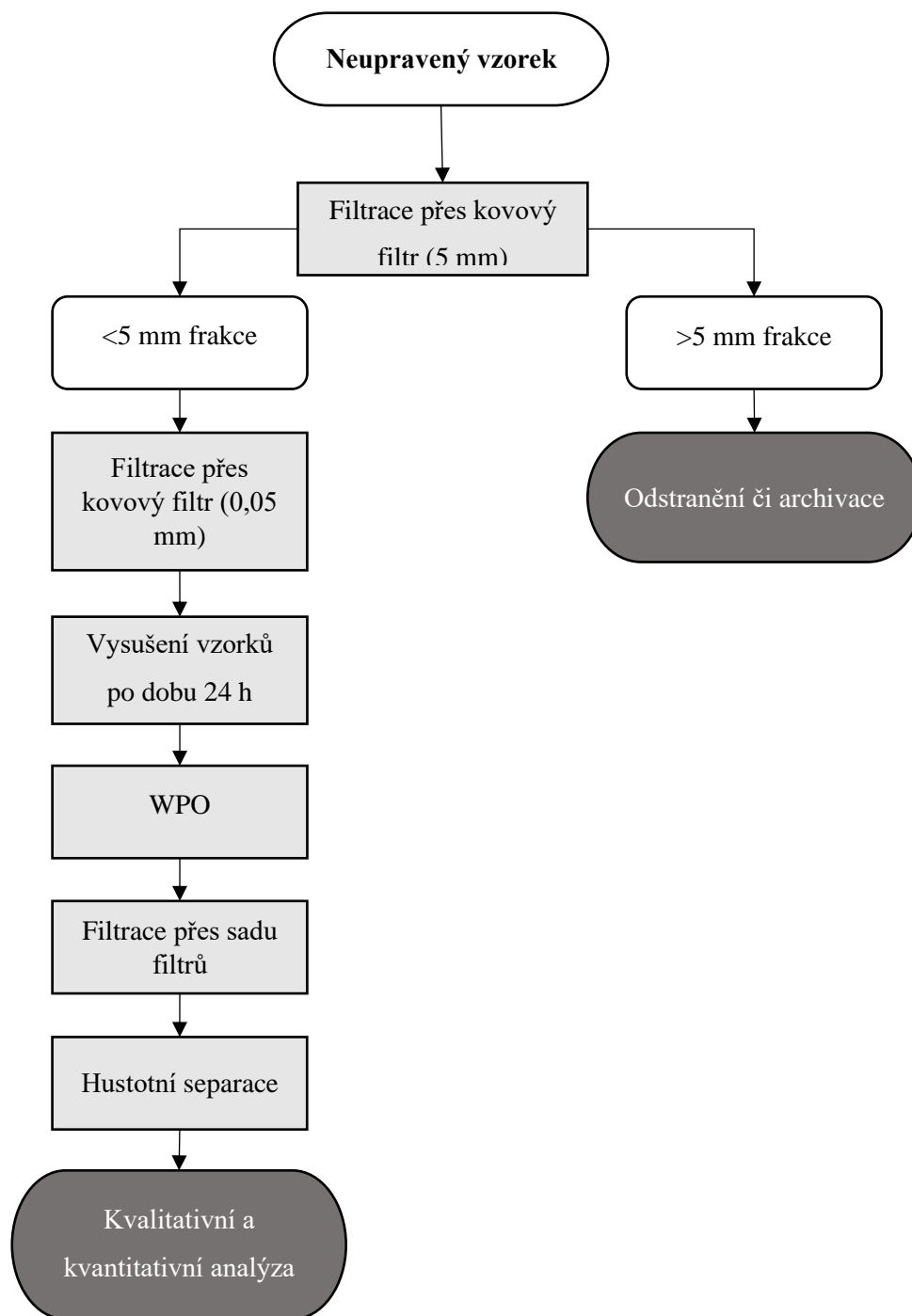
Obrázek 18: Vzorky z odběrů pomocí "manta" sítě, vzorkovnice o objemu 0,7 l (foto: autorka)

5.4. Zpracování vzorků

Při práci v laboratoři bylo provedeno několik kroků s cílem zamezit kontaminaci vzorků mikroplasty z ovzduší a z okolního prostředí. Při manipulaci se vzorky měla autorka na sobě vždy plášť ze 100 % bavlny, pracovní oblečení z přírodních vláken a pracovní rukavice. Všechny laboratorní pomůcky (především laboratorní sklo a filtry) a pracovní povrchy byly vždy před použitím důkladně opláchnuty destilovanou vodou. Vzorky byly vždy, kdy to bylo možné, přikryty hliníkovou fólií.

Mnoho autorů podobných studií zdůrazňuje důležitost slepých vzorků (Miller et al., 2021; Pérez-Guevara et al., 2021). Proto pro ověření, zdali nedošlo k významné kontaminaci vzorků povrchové vody mikroplasty z ovzduší a pracovního prostředí a minimalizaci chyb při optické analýze, byly sledovány slepé vzorky destilované vody. Slepé vzorky prošly stejnými kroky chemické analýzy jako reálné vzorky a na závěr byly opticky analyzovány.

Pro práci byla zvolena velikost mikroplastů <math><5\text{ mm}</math> až



Obrázek 20: Diagram postupu zpracování vzorku, modifikace diagramu Masura et al. (2015),

Každý vzorek byl nejdříve přefiltrován přes nerezový filtr s velikostí ok 5 mm. Po odstranění fragmentů plastu nad 5 mm byl vzorek přefiltrován přes nerezový filtr s velikostí ok 0,05 mm. Pro zaručení zachycení většiny mikroplastů, především vláken, byl vzorek přefiltrován 3x. Zachycený materiál byl pomocí stříček s destilovanou vodou převeden do kádinek o objemu 250 ml a byl vysušen v sušárně VWR VENTI-Line 115 za teploty 90 °C po dobu 24 hodin. Před samotnou mikroskopickou analýzou vzorků došlo k odstranění organické hmoty, k čemuž byla zvolena tzv. mokrá oxidace peroxidem vodíku (dále WPO – wet peroxide oxidation) (Masura et al., 2015).

WPO probíhala vždy v zapnuté digestoři. Do vzorku bylo přidáno 20 ml 30 % H_2O_2 a 20 ml 0,05 M Fentonova činidla, které bylo vždy v den laboratorní analýzy připraveno přidáním 7,5 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a 3 ml koncentrované H_2SO_4 do 500 ml destilované vody.

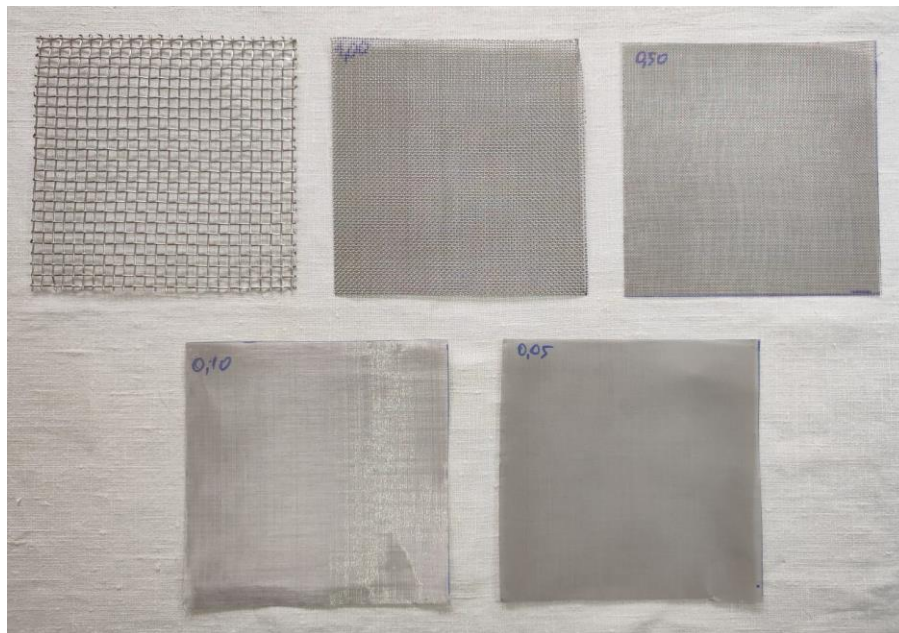
Vzorek byl poté zamíchán po dobu 5 minut při pokojové teplotě. Poté byl položen na topnou elektrickou desku a zahřát na 70 °C. Po viditelné reakci došlo k odstranění vzorku z topné desky a po uklidnění reakce byl vložen zpět na topnou desku po dobu ± 20 minut. V případě, že se ve vzorku stále nacházel viditelný organický materiál, bylo do vzorku přidáno dalších 20 ml H_2O_2 a proces se opakoval do té doby, dokud nedošlo k odstranění veškerého organického materiálu.



Obrázek 21: Aparatura na hustotní separaci (foto: autorka)

V případě velmi vysokého organického znečištění, jako tomu bylo u vzorků odebraných „manta“ sítí, byl vzorek podroben hustotní separaci. Po provedení WPO bylo do 20 ml vzorku přidáno 6 g NaCl, a vzorek byl zahřát na teplotu 75 °C, dokud nedošlo k rozpuštění soli. Poté byl vzorek vložen do filtrační nálevky ukončené 50 mm dlouhou gumovou hadicí, uzavřenou kovovou svorkou ve stojanu, která byla přikryta hliníkovou folií a ponechána v laboratoři přes noc. Další den došlo k vypuštění usazeného neplastového materiálu a k odebrání plastových částic plavajících na povrchu.

Pro usnadnění optické analýzy byl takto upravený vzorek následně 3x přefiltrován přes sadu 2 sítí, o průměrech ok 1 mm a 0,5 mm. Fragmentsy o velikosti 5 mm až 0,5 mm byly ze síta odstraněny pinzetou a vloženy do Petriho misek o průměru 60 mm a připraveny na optickou analýzu. Zbylý materiál byl 3x filtrován přes nerezovou tkaninu s velikostí ok 0,1 mm a 0,05 mm na filtrační aparatuře s filtračním průměrem 47 mm s pomocí membránové vývěvy KNF s průtokem 5,5 l/min. Frakce <0,5 mm byla přenesena do Petriho misek o průměru 60 mm přímo na filtru pro detailnější optickou analýzu.



Obrázek 22: Všechny typy nerezových tkanin využité pro oddělení různých frakcí vzorků (foto: Sochorová, 2022)

5.5. Optická analýza vzorků

Pro optickou analýzu byl využit stereomikroskop ZEISS SteREO Discovery.V12 s kontrolním panelem ZEISS SYCOP 3 a s videokamerou ZEISS AxioCam ICc 5 umožňující pořizovat fotografie a poměřovat sledované objekty. Pro zabránění nesprávné identifikace byla po konzultaci s odbornou literaturou definována následující kritéria, která musela pozorované částice splňovat, aby byly identifikovány jako mikroplasty (Norén, 2007; Hidalgo-Ruz et al., 2012; Szostková, 2021):

Pravidlo č. 1: Mikroplastová vlákna jsou uniformní šířky po celé své délce u konců se nezužují. V některých případech je na konci vlákna viditelné roztřepení. Vlákna by se také měla trojrozměrně ohýbat a neměla by být úplně rovná (rovná vlákna jsou biologického původu) kvůli tendenci mikroplastových vláken se vracet do přirozené pozice polymeru.

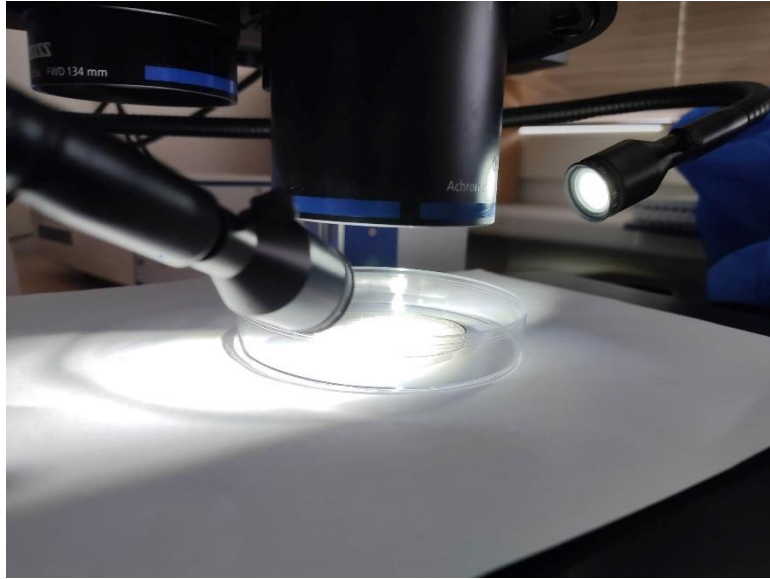
Pravidlo č. 2: Barva mikroplastové částice/vlákna je homogenní. V případě výskytu více barev je přechod mezi barvami zřetelný. Toto pravidlo nelze uplatnit vždy, jelikož vlivem biologického znečištění může dojít k zamaskování reálné barvy mikroplastu. Postupem času také může dojít k vybělení mikroplastu.

Pravidlo č. 3: Uvnitř mikroplastových částic a vláken nejsou pozorovatelné buněčné či organické struktury a nenalzáme segmentaci. V případě, že organické struktury pozorujeme jen na menší části fragmentu či vlákna, se může pouze jednat o biologicky znečištěný mikroplast.

Každý vzorek byl po laboratorním zpracování analyzován pomocí světelné mikroskopie, s cílem zaznamenat jejich početnost, barvu a tvar. Jednalo se o 4 velikostní kategorie, 5–1 mm, 1–0,5 mm, 0,5–0,1 mm a 0,1–0,05 mm. Dle současných vědeckých studií byly zvoleny 3 nejčastěji nalézané morfologické skupiny mikroplastů (Hurley et al., 2018b; Miller et al., 2021). Vlákna, tedy dlouhé částice s uniformní šířkou s modrým, červeným, zeleným, černým či transparentním zbarvením; kuličky, mikročástice s rovnoměrným sférickým tvarem a fragmenty, mikročástice s nepravidelným tvarem.

Přípravený vzorek v Petriho misce byl pod stereomikroskopem pozorován při zvětšení 20x, 40x, 50x, 100x, 150x a 200x. I přes stanovená kritéria nelze bez validace složení vzorků považovat pozorované částice bez pochyby za mikroplasty. Ve výsledcích a následné diskuzi se tedy bude hovořit o mikroplastu podobných částicích.

Koncentrace mikroplastu podobných částic u ročního odběru byla vyjádřena jako počet částic na jednotku objemu vzorku, tj. 1 l. Koncentrace mikroplastů u odběru „manta“ sítí byla vyjádřena výpočtem průtoku na plochu vstupního otvoru.



Obrázek 23: Optická analýza vzorku (foto: autorka)

5.6. FTIR a RMS analýza

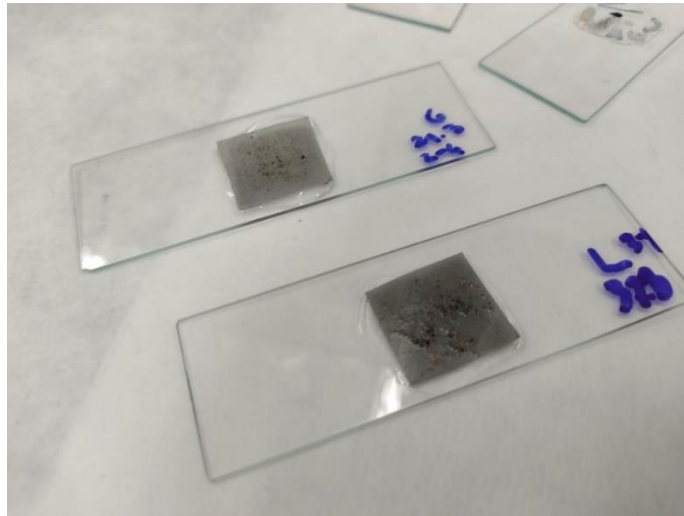
Zkušební kvalitativní analýza byla provedena pomocí FTIR mikroskopu iN10 Nicolet (Thermo Scientific, USA). Vzorek byl měřen v reflexním módu v intervalu $400\text{--}4000\text{ cm}^{-1}$ s použitím DTGS detektoru. Velikost skenované plochy byla 75×75 až 150×150 mikrometru. Získaná spektra byla porovnána s databází plastů Hummel Polymer Sample Library.

Před FTIR analýzou vlastních vzorků došlo k otestování 3 různých médií pro připevnění vzorku na podložní sklo, které bylo podrobena FTIR analýze. Jednalo se o průhledný lak na nehty, solakryl s xylenem a glycerol s želatinou.

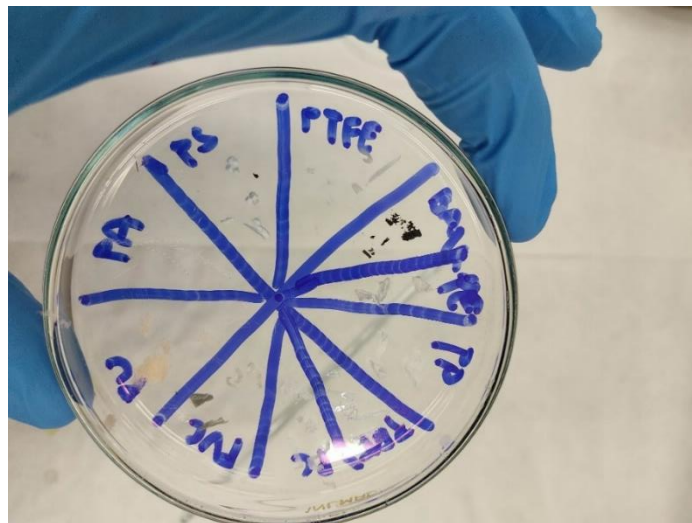
Pro otestování byly připraveny vzorky z 10 typů plastů o známém složení, které byly nastrouhány. Jednalo se o PET, PC, PVC, PP, PTFE, PU, PA, PS, PE a bakelit (Obrázek 25). 3 vzorky s velikostí mikroplastů $>0,5$ mm byly vloženy přímo do testovaného média. Fragmenty $<0,5$ mm byly vloženy a připevněny na sadu 3 nerezových filtrů s velikostí a $0,05$ mm. Po připevnění mikroplastů na filtr došlo k vyříznutí čtverců o velikosti stran 1 cm skalpelem. Pro zajištění reprezentativnosti tohoto výřezu byly čtverce skalpelem vyříznuty

náhodně, buď uprostřed filtru či na okrajích filtru. Mikroplasty s velikostí nad 0,1 mm, které nebyly archivovány na nerezovém filtru byly přímo vloženy do glycerolu s želatinou a byly připraveny na analýzu. Po vyzkoušení všech médií na slepých vzorcích se jeví jako nejvhodnější médium glycerol s želatinou, který byl aplikován na reálné vzorky s mikroplasty.

Série podvzorků pro FTIR analýzu byly náhodně vybrány a podrobeny optické analýze. Pro testovací fázi byly vybrány podvzorky dva. Kvůli malé velikosti a umístění na nerezovém filtru nebyl přesný počet částic podroben analýze znám.



Obrázek 25: Reálné vzorky podrobeny FTIR analýze (foto: autorka)



Obrázek 24: Mikroplastové částice o známém složení (foto: autorka)

5.7. Zpracování dat

Získaná data byla zpracována do podoby tabulek a grafů v programu Microsoft Office Excel 2019 v prostředí Windows. Statistická analýza byla provedena v prostředí programovacího jazyku R, verze 3.6.2, použitím aplikace RStudio. Ve statické analýze se aplikovaly metody jako Barlettův test pro shodu rozptylů, ANOVA pro parametrická data, Kruskal-Wallisův test pro data neparametrická a posteriorní Tukeyho test.

6. Výsledky

6.1. Roční odběry

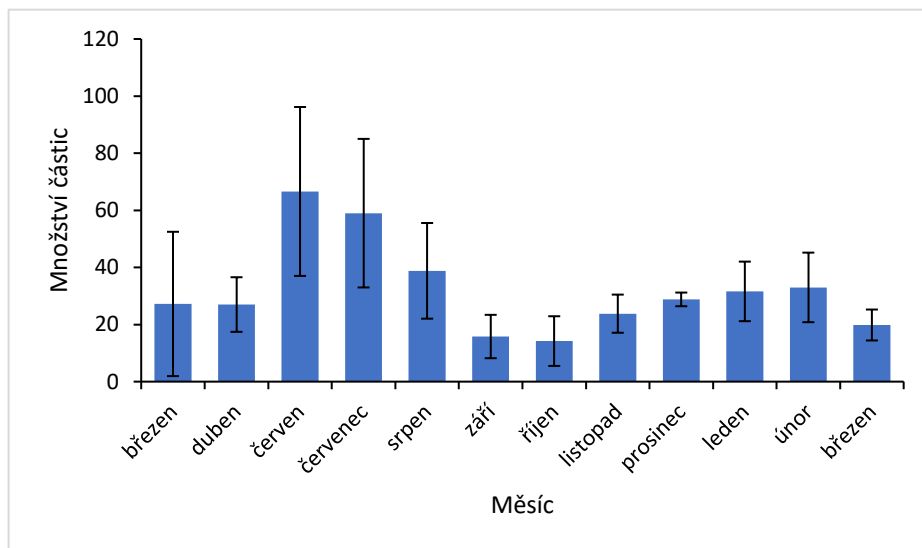
6.1.1. Celkové množství nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly nalezeny ve všech vzorcích z ročního odběru. Celkové množství nalezených částic v 60 l vzorků bylo 1926. Největší počet částic byl celkem pozorován na lokalitách č. 3 (n=443) a č.4 (n=448). Průměrná koncentrace detekovaných částic na jeden vzorek se pohybovala v rozmezí 25,27 až 40,73 částic/l (průměr 32,35 ±6,33 částic/l). Počet nalezených částic se ovšem signifikantně nelišil mezi lokalitami (p-value = 0,1363).

Tabulka 2: Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic (roční odběr)

Lokalita	Průměrná koncentrace částic [částice/ l]
1.	33,73 ±22,53
2.	25,27 ±11,60
3.	35,18 ±17,80
4.	40,73 ±27,67
5.	26,85 ±16,56
Průměr± SD	32,35 ±6,33

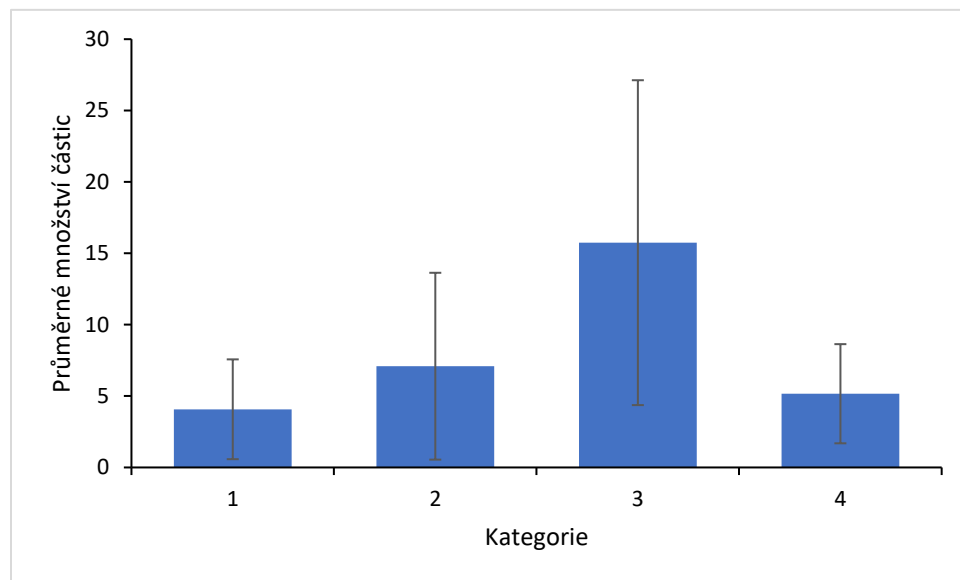
Z hlediska sezónní dynamiky bylo celkem nejvíce mikroplastu podobných částic nalezeno v létě, v červnu (n=333) a v červenci 2022 (n=286). Naopak nejmenší množství mikroplastu podobných částic bylo nalezeno na podzim, v září (n=79) a říjnu 2022 (n=71). Zároveň největší množství částic na jednu lokalitu bylo pozorováno v červnu 2022 (115 částic/l). Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic na měsíc byla $32,14 \pm 16,02$ částic/l. Měsíční výsledky se od sebe signifikantně lišily (p-value= 0,0000756).



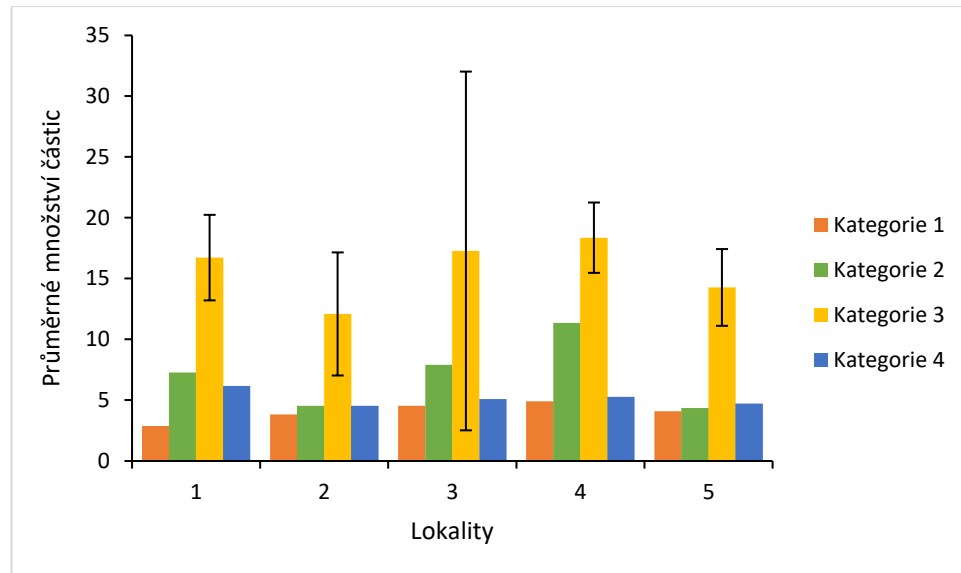
Obrázek 26: Sezónní dynamika průměrného množství mikroplastu podobných částic/l při ročním odběru

6.1.2. Velikostní kategorie nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly dále rozděleny na základě velikostí na čtyři kategorie, kategorii č.1, 5–1 mm, č.2, 1–0,5 mm, č.3, 0,5–0,1 mm a č. 4. 0,1–0,05 mm. Kategorie č.3, tj. mikroplastu podobné částice o velikostech 0,5-0,1 mm, byla z hlediska abundance nejvýznamnější. Odpovídala za 49 % celkového množství nalezených částic (n=939). Kategorie č.2 odpovídala za 22 % celkového množství (n=424), a kategorie č.4 tvořila 17 % z celkového množství (n=322) a kategorie č.1 tvořila 12 % z celkového množství (n=241). Průměrná velikost nalezených částic byla $0,50 \pm 0,09$ mm. Velikostní kategorie se od sebe signifikantně lišily (p-value=0).



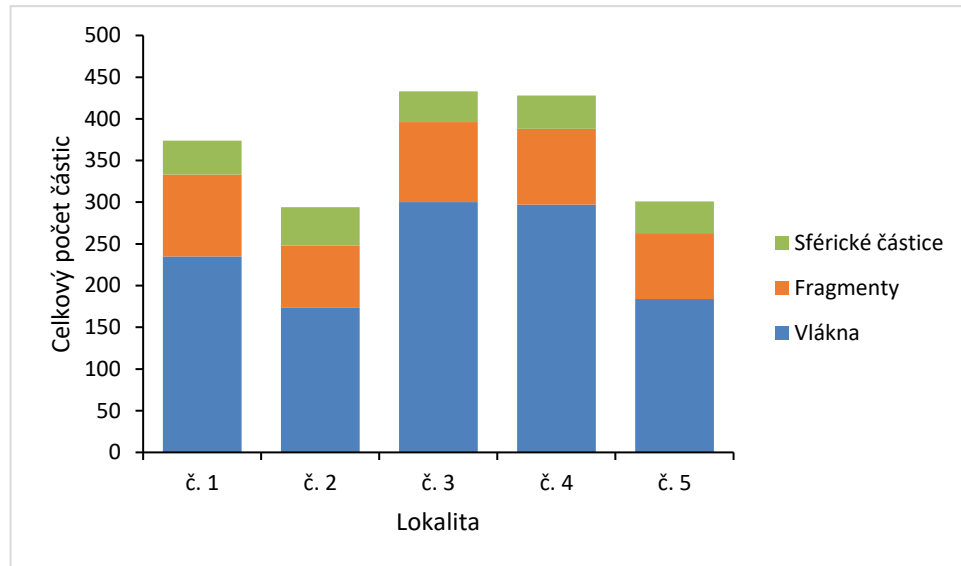
Obrázek 27: Průměrné množství částic dle velikostních kategorií



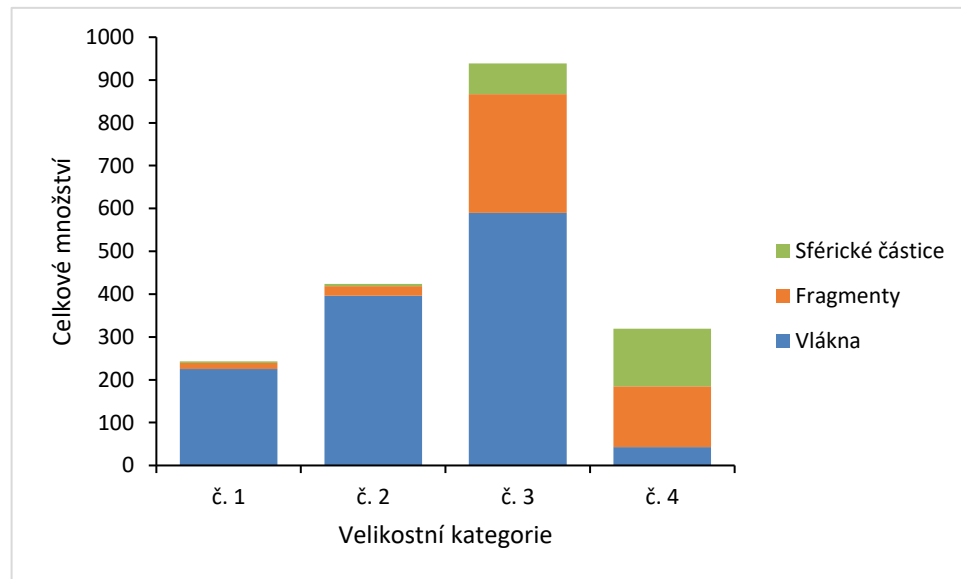
Obrázek 28: Průměrné množství částic na lokalitách s rozlišením rozdílných velikostních kategorií

6.1.3. Tvary nalezených částic

Početnost nalezených tvarů mikroplastu podobných částic se od sebe významně lišila (p -value=0). Nejčastějším nalezeným typem byla vlákna ($n=1255$), která tvořila 65 % z celkově nalezených částic, na druhém místě byly fragmenty ($n=457$) s 24 % zastoupením, a na posledním místě byly sférické částice ($n=214$), s 11 % zastoupením. Lokality se z hlediska složení typů významně nelišily (p -value=0,1129; p -value=0,815; p -value=0,973) (obr. 29). Vlákna a fragmenty nejčastěji patřily do velikostní kategorie č.3, sférické částice se nejčastěji nacházely ve velikostní kategorii č.4. Sférické částice se téměř nevyskytovaly v největších velikostních kategoriích (obr. 30).



Obrázek 29: Celkové množství nalezených částic dle jejich tvaru na lokalitách

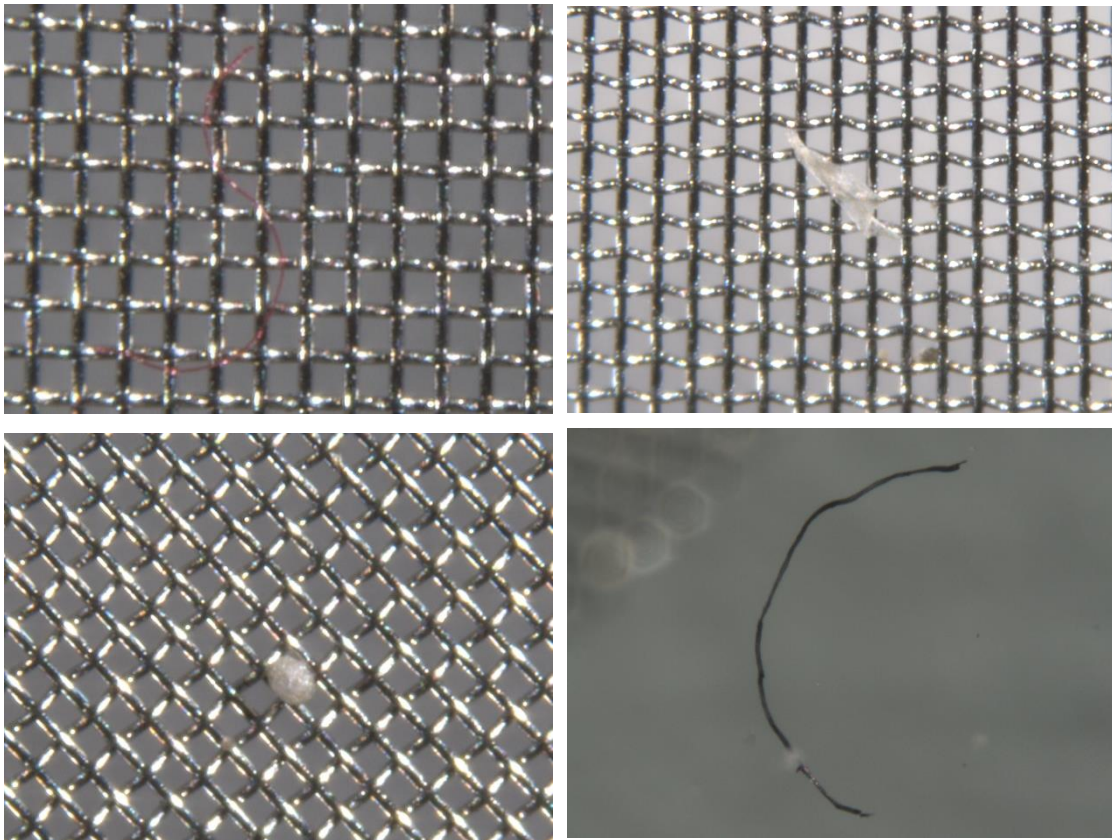


Obrázek 30: Zastoupení typů mikroplastu podobných částic dle velikostních kategorií

Měsíční výskyt fragmentů ($p\text{-value}=0,224$) a sférických částic ($p\text{-value}=0,1$) se signifikantně neliší. Výskyt vláken se mezi jednotlivými měsíci liší signifikantně ($p\text{-value}=0,000681$), zejména v červnu a v červenci 2022, kdy jejich procentuální zastoupení tvořilo 81,8 % a 76,2 % z celkového počtu nalezených částic.

6.1.4. Barvy nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly také klasifikovány podle jejich barev. Z celkového počtu pozorovaných částic byla modrá barva nejpočetnější a tvořila 29 % (n=557), následovaná červenou (n=512), tvořící 27 %, bílou (n=323), tvořící 17 % a černou (n=235) barvou, která tvořila 12 %. Významný podíl na celkovém barevném složení mikroplastu podobných částic měly také částice průhledné (n=191), tedy 10 %. Podrobnější popis výskytu všech zaznamenaných částic je součástí příloh. Ve všech vzorcích byly nalezeny mikroplastu podobné částice modré, červené, černé a průhledné barvy.



Obrázek 31: Typy nalezených mikroplastu podobných částic ve vzorcích z ročních odběrů při optické analýze (foto: autorka)

6.2. Odběry „manta“ sítí

Mikroplastu podobné částice byly nalezeny ve všech vzorcích z testovacích odběrů pomocí „manta“ sítě. Celkový objem vzorkované říční vody se lišil vlivem různých rychlostí proudu na zkoumaných lokalitách. Průtok byl orientačně vypočítán pomocí rychlosti proudu změřeného plovákovou metodou, plochy obdélníkového vstupu do „manta“ sítě“ a doby

odběru (30 minut). Při výpočtu průtočné plochy byla zohledněna pouze polovina výšky ústí sítě. K tomuto došlo z důvodu nadměrného nadnášení „manty“ v toku pomocí plováků.

Při zkušebním vzorkování v listopadu a prosinci 2022 byl celkový objem vzorkované vody na lokalitě č. 1 19,76 m³, lokalitě č. 2 48,21 m³ a na lokalitě č. 3 15,22 m³. V únoru 2023 byl celkový objem vzorkované vody na lokalitě č.1 25,96 m³, na lokalitě č.2 23,27 m³ a na lokalitě č.3 18,16 m³.

6.2.1. Celkové množství nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly nalezeny ve všech vzorcích testovacích odběrů pomocí „manta“ sítě. Celkem bylo identifikováno 1049 částic. Ve 2 vzorcích z lokality č.1 bylo celkem detekováno 296 částic, ve 2 vzorcích z lokality č.2 bylo celkem detekováno 446 částic a ve 2 vzorcích z lokality č.3 bylo celkem detekováno 307 částic. Koncentrace detekovaných částic se pohybovaly v rozmezí 3 až 16,6 částic/m³. Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic byla 7,81± 1,72 částic/m³. Koncentrace mikroplastu podobných částic se mezi lokalitami signifikantně nelišila (p-value=0,858).

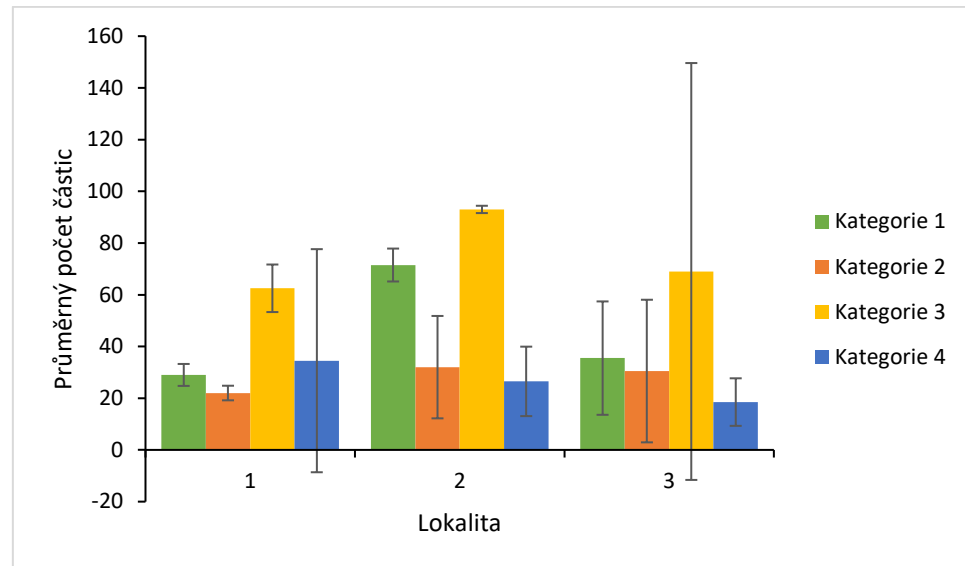
Tabulka 3: Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic (odběr „manta“ sítí)

Lokalita	Průměrná koncentrace částic [částice/ m ³]
1.	6,85
2.	6,8
3.	9,8
Průměr± SD	7,81± 1,72

6.2.2. Velikostní kategorie nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly dále rozděleny na základě velikostí na 4 kategorie: kategorii č.1, 5–1 mm, č.2, 1–0,5 mm, č.3, 0,5–0,1 mm a č. 4. 0,1–0,05 mm. Počet částic ve velikostních kategoriích se od sebe signifikantně lišil (p-value=0,0165). Průkazný rozdíl byl zjištěn mezi velikostními kategoriemi č. 1 a č. 2 a kategoriemi č. 3 a č. 2. Kategorie č.3, tj. mikroplastu podobné částice o velikostech 0,5–0,1 mm, byla z hlediska abundance

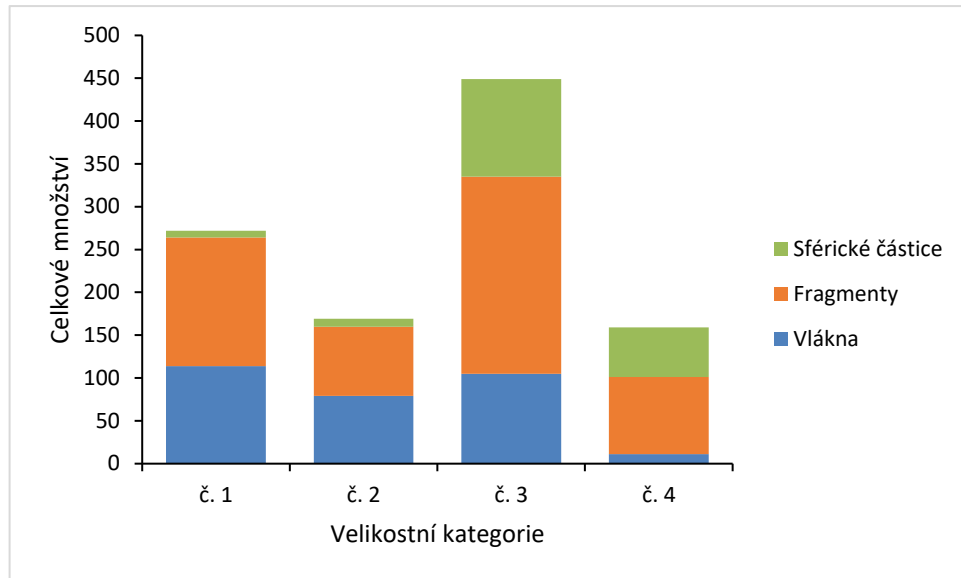
nejvýznamnější. Tvořila 43 % z celkového množství nalezených částic (n=449). Kategorie č.1 tvořila za 26 % celkového množství (n=272), kategorie č. 2 tvořila 16 % z celkového množství (n=169) a kategorie č.4 tvořila 15 % z celkového množství (n=159). Průměrná velikost nalezených částic byla $0,72\pm 0,94$ mm.



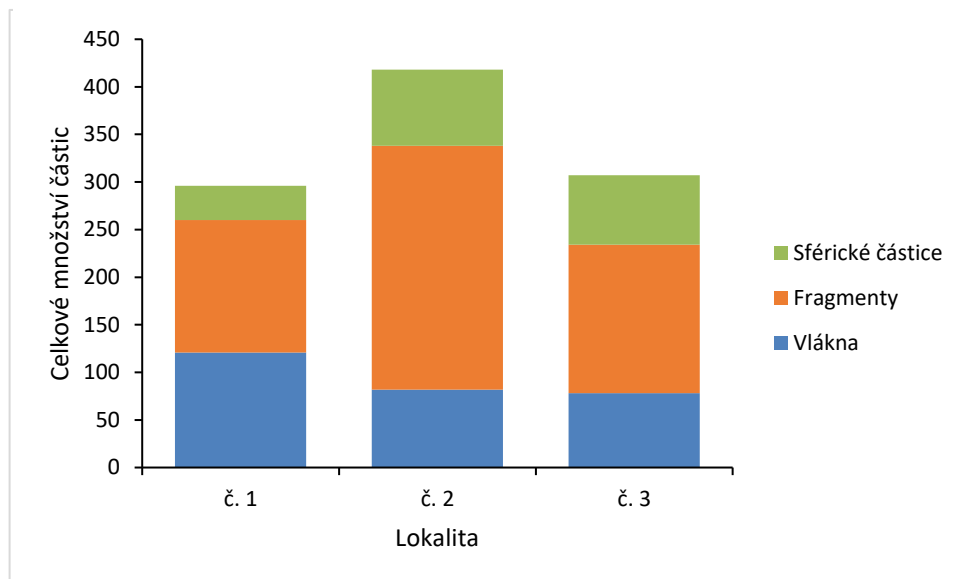
Obrázek 32: Průměrné množství částic na lokalitách s rozlišením rozdílných velikostních kategorií

6.2.3. Tvary nalezených částic

Početnost nalezených tvarů mikroplastu podobných částic se od sebe signifikantně lišila (p-value= 0,0185). Nejčastěji nalezeným typem byly fragmenty (n=551), které tvořily 53 % celkových částic, na druhém místě byla vlákna (n=309) s 29 % zastoupením, a na posledním místě byly sférické částice (n=189), s 18 % zastoupením. Vlákna díky svému tvaru nejčastěji patřila do velikostí kategorie č.1, fragmenty a sférické částice do kategorie č.3 (obr. 33).



Obrázek 34: Zastoupení typů mikroplastu podobných částic dle velikostních kategorií

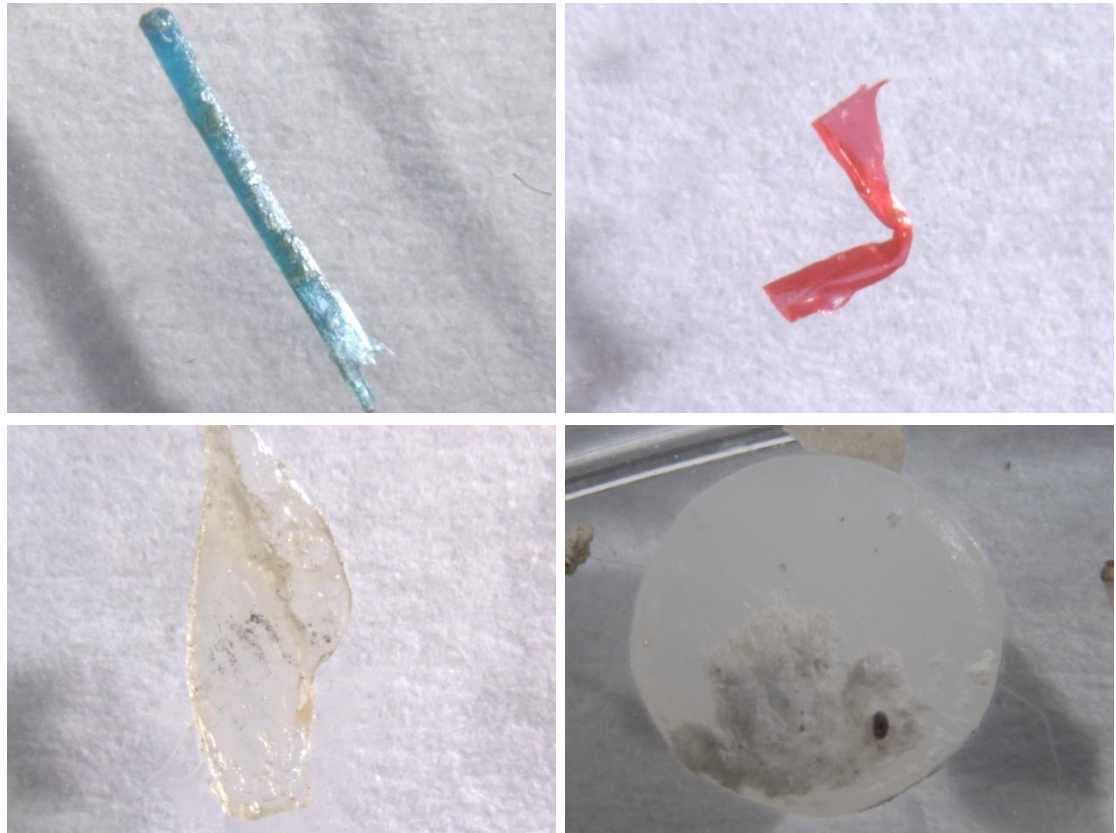


Obrázek 33: Celkové množství nalezených částic dle jejich typu na lokalitách

6.2.4. Barvy nalezených částic

Mikroplastu podobné částice byly také klasifikovány podle jejich barev. Z celkového počtu pozorovaných částic byla modrá barva nejpočetnější a tvořila 25 % (n=266), následovaná bílou, tvořící 20 % (n=206), červenou, tvořící 18 % (n=187) a černou barvou, která tvořila 12 % (n=130). Významný podíl na celkovém barevném složení mikroplastu podobných částic měly také částice průhledné (n=98), tj. 9 %. Podrobnější popis výskytu všech

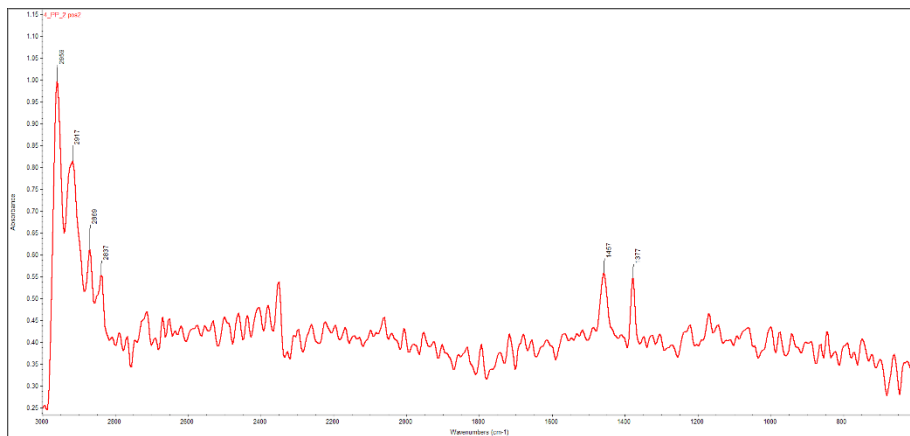
zaznamenaných částic je součástí příloh. Ve všech vzorcích byly nalezeny mikroplastu podobné částice černé, šedé, bílé, hnědé, červené, oranžové, žluté, zelené a modré barvy.



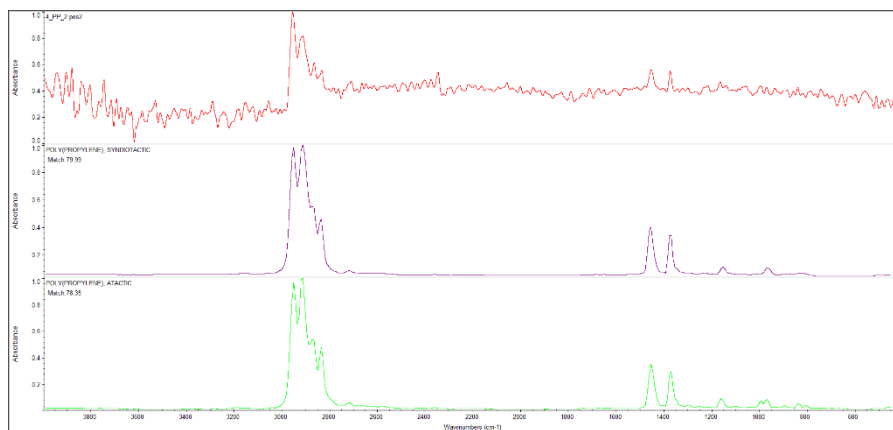
Obrázek 35: Typy nalezených mikroplastu podobných částic ve vzorcích z odběrů „manta“ sítí při optické analýze (foto: autorka)

6.3. Kvalitativní analýza

Na kvalitativní analýzu byla použita metoda FTIR. Vybraná metoda byla ověřena na vzorcích se známým složením. Shoda byla potvrzena u zkušebního vzorku PP, kde byla nalezena shoda s Hummel polymer sample library 79,99, přičemž interval shody je v rozmezí 0 až 100 (0= žádná shoda; 100 = úplná shoda). U reálných vzorků nedošlo ke spolehlivému určení složení, shoda se pohybovala v rozmezí 10,65 až 29,51. Jednalo se o 11,03 shodu s polyvinylbutyralem (PVB), 14,29 shodu s polyvinylidenfluoridem (PVDF), 17,05 shodu s polyamidem (PA) a 20,51 shodu s kopolymerem styrén-akrylonitrilem (SAN) (příloha č.8).



Obrázek 37: Bližší zvětšení naměřeného spektra vzorků s PP

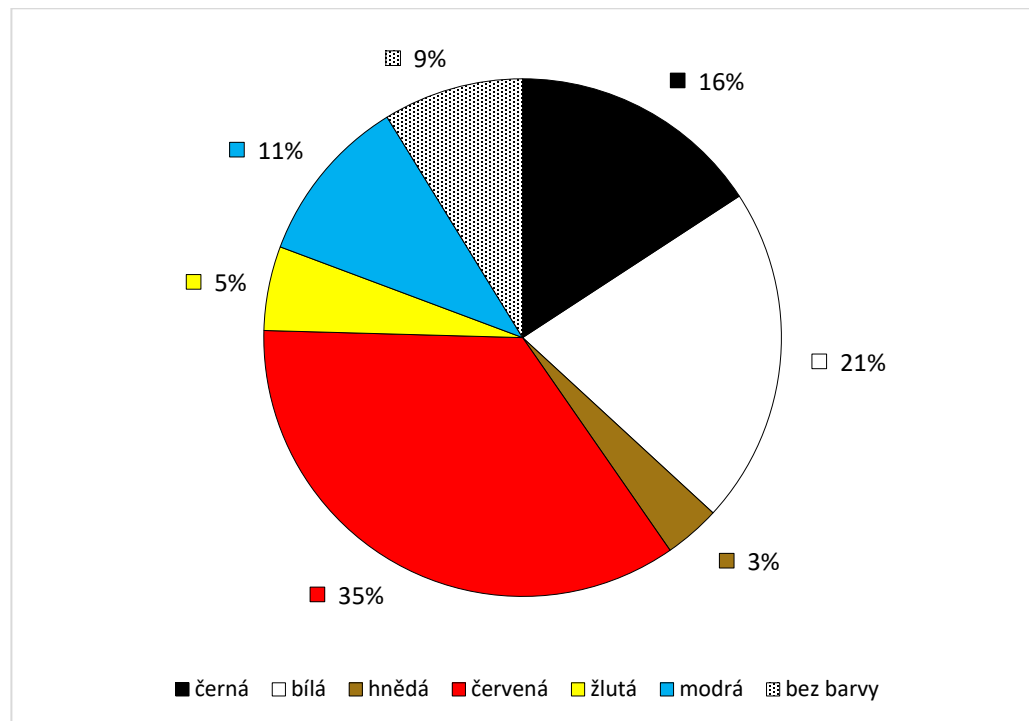


Obrázek 36: Naměřené spektrum vzorku PP a dvě nejpodobnější spektra z knihovny Hummel polymer sample library.

6.4. Slepé vzorky

Slepé vzorky, které byly paralelně upravovány s reálnými vzorky při každoměsíční laboratorní analýze, byly opticky analyzovány. Ve všech slepých vzorcích byla detekována přítomnost mikroplastu podobných částic. Jejich průměrná početnost byla $6,25 \pm 2,98$ (průměr \pm směrodatná odchylka) částic/litr. Jejich abundance byla v porovnání s množstvím detekovaných částic podobných mikroplastům o několik řádů nižší (viz. kapitoly 6.1 a 6.2). Toto množství ovšem není zanedbatelné a průměrně činilo 19,46 % zastoupení na 1 měření při roční analýze. Při odběru sítí „manta“ procentuální zastoupení možné kontaminace tvoří 3,6 %. Průměrná početnost mikroplastu podobných částic ve slepých vzorcích byla tak vysoká, že byla srovnatelná s množstvím ve vzorcích lokality č.2 a 5 při odběrech v září a říjnu 2022, tj. 4, 6 a 7 částic (příloha č. 2).

Nejčastěji se jednalo o červené (43 %), černé (19 %), modré (13 %) a průhledné (11 %) částice ve tvaru vlákna (66 %) či fragmentu (26 %). Průměrná velikost těchto částic byla $0,65 \pm 0,68$ mm.



Obrázek 38: Barevné složení slepých vzorků

7. Diskuze

Během odběru, zpracování a analýzy vzorků bylo zjištěno velké množství limitací vybraných metod, čímž je omezeno efektivní vyhodnocení výsledků. Jelikož se nepodařilo výskyt plastového materiálu verifikovat, v diskuzi se bude hovořit o mikroplastu podobných částicích, ne o mikroplastech. I přes nedostatky byly ve všech vzorcích optickou analýzou detekovány mikroplastu podobné částice. Jejich množství se významně lišilo během průběhu roku, ovšem nebyl zjištěn průkazný rozdíl mezi jednotlivými lokalitami. Z výsledků této práce lze konstatovat, že výpusť ČOV nemá statisticky signifikantní vliv na výskyt mikroplastů ve zkoumané části řeky Moravy v Olomouci.

7.1. Optická analýza mikroplastu podobných částic

7.1.1. Počet mikroplastu podobných částic

Výběr jednotné metodiky pro odběr vzorků je pro kvantifikaci mikroplastových částic kritický (Rocha-Santos & Duarte, 2015; Li et al., 2018a). To bylo potvrzeno i v této práci, jelikož výsledky dvou rozdílných metodik se výrazně lišily v průměrných koncentracích nalezených mikroplastu podobných částic. Zároveň je nutné brát v potaz, že v současné době neexistuje jednotná metodika na odběr a analýzu mikroplastů, a proto se výsledky různých prací někdy až dramaticky liší (Pivokonský et al., 2018) a všechny hodnoty je nutné brát jako orientační. U vzorků tekoucí vody se nejčastěji pracuje s koncentrací nalezených částic na jednotku objemu (Su et al., 2016; Di & Wang, 2018; Pivokonský et al., 2018), nebo s počtem mikroplastů na km² (Free et al., 2014; Mani et al., 2016; Anderson et al., 2017).

Průměrná koncentrace mikroplastu podobných částic ve vzorcích z ročního odběru pomocí vzorkovače na teleskopické tyči byla $32,12 \pm 15,99$ částic/l. Toto množství je srovnatelné s výsledky studie Leslie et al. (2017), kde byl prováděn odběr vzorků povrchové vody do skleněných nádob a minimální velikost mikroplastů byla také 10 mikrometrů. Vzorky povrchové vody z městského prostředí v Nizozemsku činily 48 až 187 částic/l. Ve stejné studii bylo rovněž měřeno množství mikroplastů ve vodách z výpusť městských ČOV a jejich koncentrace činila 8 až 120 částic/l.

Obdobné výsledky byly nalezeny i ve stojatých vodách, například Su et al. (2016) objevili ve vzorcích povrchové vody z jezera Taihu v Číně průměrnou koncentraci mikroplastů 3,4 až 25,8 částic/l. Ve studii Vermaire et al. (2017), kde byly vzorky z řeky Ottawy v Kanadě odebírány opět do skleněných vzorkovnic, se nacházely koncentrace v rozmezí 0,05 až 0,24 částic/l. Tato nízká průměrná koncentrace může být způsobena mnohonásobně větším objemem vzorku (100 litrů na 1 vzorek) a spodní hranicí 100 mikrometrů. Xu et al. (2019) také hovoří o nižší koncentraci mikroplastů ve vodě z výpusti ČOV ($9,04 \pm 1,12$ částic/l). Získané výsledky jsou naopak o několik řádů nižší než výsledky studie Pivokonský et al. (2018) z úpraven pitných vod, kde můžeme hovořit o průměrných koncentracích mikroplastů ve vzorcích okolo 338 ± 76 až 628 ± 28 částic/l. Tento rozdíl je s největší pravděpodobností způsoben velmi nízkou spodní hranicí velikostí zkoumaných částic (1 mikrometr), rozdílným způsobem odběru a větším množstvím zkoumaného vzorku.

Průměrná koncentrace vzorků z testovacích odběrů „manta“ činila $7,81 \pm 1,72$ částic/m³. Z důvodu malého množství opakování (n=2) a využitím plovákové metody bez přesného průtokoměru lze výsledky brát pouze jako orientační. Množství je vyšší než to detekované v rakouském Dunaji (průměrně $0,317 \pm 4,7$ částic/m³; Lechner et al., 2014), v řece Ottawě v Kanadě ($1,35$ částic/m³; Vermaire et al., 2017), nebo ve francouzské Seině ($0,28$ až $0,47$ částic/m³; Dris et al., 2015). To může být způsobeno větší velikostí ok sítí - 500 mikrometrů ve studii Lechner et al. (2014) a 330 mikrometrů ve studii Dris et al. (2015), či prostředím v méně urbanizované lokalitě ve studii Vermaire et al. (2017). Srovnatelné až větší množství mikroplastů bylo podobnými metodami detekováno v německém Rýnu (průměrně $17,06$ částic/m³; Mani et al., 2016) a $1,94 \pm 0,81$ až $17,93 \pm 11,05$ částic/m³ v kanálu North Shore v Chicagu (McCormick et al., 2014). Vyšší koncentrace jsou nejspíše způsobeny větší mírou urbanizace a s tím spojeným větším dopadem ČOV a jiných zdrojů na množství mikroplastů v řekách.

V mnoha studiích byl prokázán významný vliv ČOV na množství mikroplastů v povrchové vodě (McCormick et al., 2016; Mani et al., 2016; Leslie et al., 2017; Piskuła & Astel 2022). Například v zájmové oblasti řeky Rýn se nachází velké množství ČOV, které upravují odpadní vodu pro cca 20,7 milionů ekvivalentních obyvatel (EO) (Mani et al., 2016). Na rozdíl od tohoto velkého množství EO, olomoucká ČOV upravuje vodu pro „pouhých“ 260 000 EO (M. Urbánková, osobní sdělení, 2022). Není proto překvapivé, že v této diplomové práci nebyl zjištěn statisticky významný vliv ČOV na množství mikroplastů v povrchové vodě. I přesto, že statistická analýza neprokázala významný rozdíl mezi množstvím mikroplastů na lokalitách před ČOV, u ČOV

a za ČOV, je nutné podotknout, že průměrná koncentrace částic na lokalitách pod ČOV byla o několik jednotek vyšší než na lokalitách ostatních. Ze statisticky nevýznamného výsledku lze usoudit, že čištěná odpadní voda není jediným významným zdrojem mikroplastu podobných částic v povrchové vodě řeky Moravy v Olomouci a dynamika jejich rozšíření je mnohem komplexnější. Bez paralelně odebíraných vzorků ze sedimentů nelze usoudit, jak významnou roli v distribuci mikroplastů má sedimentace. Dalšími zdroji mohly být například primární mikroplasty z oděru pneumatik, které se do vody dostávaly spadem z mostů a splachem ze silnic a cest. Vlivem dešťů mohlo také docházet k vymývání mikroplastových částic z plastového opadu z černých skládek nalezených autorkou podél toku

Nejvíce mikroplastu podobných částic bylo detekováno v letních měsících. Toto odpovídá výsledkům jiných studií (Piskula & Astel 2022; Sá et al., 2022) a může být důsledkem kombinace přírodních a antropogenních faktorů. Letní měsíce jsou ve zkoumané oblasti typické suchem, nízkým srážkovým úhrnem a nízkým průtokem, což může prodlužovat dobu zdržení mikroplastů v povrchové vodě. Dalším faktorem je lidská aktivita. Jedná se především o zvýšenou potřebu praní oblečení, při čemž se uvolňují syntetická vlákna a putují na čistírnu odpadních vod, odkud se mohou dostávat do řeky (Rocha-Santos & Duarte, 2015; Napper & Thompson, 2016; Sillanpää & Sainio, 2017). Dále se jedná o větší tlak turismu a rekreačních aktivit na samotnou řeku, což může způsobovat zvýšené množství odhazovaného plastového odpadu, větší rybolov, provoz sezónního občerstvení v blízkosti lokalit č.3 a č. 4, či vyšší dopad lodní dopravy čířením vody a mobilizací mikroplastů. V zimním období také dochází imobilizaci volných mikroplastů vlivem zamrznutí, což může také vést k vyšším měřeným koncentracím v letním období. Domněnku, že vysoká abundance mikroplastů letních měsících může být výsledkem zvýšeného praní podporuje fakt, že se ve vzorcích z června a července 2022 vyskytovalo signifikantně více vláken než v ostatních. Jak lze vidět, množství mikroplastů ve vodě se může dramaticky měnit v průběhu roku, proto je pro kvantitativní analýzu mikroplastů nutné odebírat vzorky z různých ročních období.

7.1.2. Velikost mikroplastu podobných částic

Kategorie č. 3, tedy částice o velikostech 0,5 až 0,1 mm, byla nejpočetnější u výsledků nejen z ročního odběru, ale i z testovacích odběrů „manta“ sítí. Tyto dvě odlišné metodiky se ale liší v nejméně početné kategorii. Tu u ročního odběru tvoří kategorie č.1, tedy částice o velikostech

5 mm až 1 mm, naopak u odběru „manta“ sítě ji tvoří kategorie č.4, tedy částice o velikostech 0,1 až 0,05 mm. Vyšší počet větších mikroplastu podobných částic u odběru „manta“ sítě lze vysvětlit větším objemem vzorku a delší dobou odběru. Překvapující je nízká početnost nejmenší velikostní kategorie, která bývá zpravidla nejpočetnější (Pivokonský et al., 2018). Tento fakt lze vysvětlit velkým počtem zachyceným malých vláken, jejichž délka byla často větší než 0,1 mm, ovšem jejich šířkou by náleželi do nižších velikostních kategorií. Výsledky mohla také ovlivnit zvolená metoda optické determinace, která je často zatížena lidskou chybou (Li et al., 2018a; Turan et al., 2021). Při identifikaci částic tímto způsobem je velkým problémem optická detekce průhledných a malých částic, které mohly být přehlédnuty. Případnou chybu v množství nejmenší velikostní kategorie mohla způsobit i horší kvalita obrazu mikroskopu. Dalším faktorem mohla být ztráta mikroplastu podobných částic při transferu do skleněných vzorkovnic ze sítě, kdy bylo pozorováno zachytávání částic do konstrukčních částí zipu.

7.1.3. Tvary mikroplastu podobných částic

U ročního odběru byly nejpočetnějším tvarem mikroplastů vláknité částice (63 %). Vlákna jsou jedním z nejčastěji nalézáných tvarů mikroplastů v tekoucích vodách (Cesa et al., 2017; Vermaire et al., 2017; Ziajahromi et al., 2017; Sekudewicz et al., 2021), ale jejich početnost je značně variabilní. Pivokonský et al. (2020) uvádí zastoupení 10 % až 70 %. Vlákna se do řek mohou dostávat depozicí z ovzduší (Dris et al., 2015), z odpadních vod (Browne et al., 2011), či ze sítě a vlasců při rybolovu (Zhang et al., 2015). Pivokonský et al. (2018) zjistili, že z úpraven vod uniká nejvíce mikroplastů ve tvaru vláken, což je způsobeno jejich poměrně malou šířkou, díky níž se mohou dostávat přes velké množství filtrů (účinnost odstranění 25 % až 80-90 %) a vstupovat do životního prostředí téměř nepozměněné. Vzhledem k malému objemu jednoho vzorku (1 l) je ale možné, že množství vláken ve vzorcích z ročního odběru mohlo být nadhodnoceno vlivem kontaminace během laboratorní analýzy, což naznačují výsledky analýzy slepých vzorků (kapitola 6.4), kde vlákna tvořila 66 % z celkového počtu nalezených mikroplastu podobných částic.

U odběrů pomocí „manta“ sítě byly nejčastějším tvarem nalezených mikroplastu podobných částic fragmenty (53 %), které vznikají rozpadem makroplastů (Zhang et al., 2015). Fragmenty tvoří ve studii tekoucích vod významný podíl spolu s vlákny (Murphy et al., 2016; Pivokonský et al., 2018; Koelmans et al., 2019).

Sférické částice byly u obou typů měření nejméně početné, což odpovídá výsledkům ostatních studií v tekoucích vodách (Pivokonský et al., 2018; Sá et al., 2022). Naopak ve studii Lechner et al. (2014) tvořily sférické částice největší počet mikroplastů, což bylo připisováno velkému množství subjektů zabývajících se výrobou plastových produktů v blízkosti zkoumané řeky. Malá početnost sférických částic může být ovlivněna jejich malou velikostí jakožto přísadků do hygienických přípravků, která mohla být menší než spodní hranice 50 mikrometrů, globální snahou o omezení „microbeads“, absencí velkých producentů plastových výrobků v blízkosti zájmové oblasti, kteří existují po proudu od vybraných lokalit. Malé množství detekovaných sférických částic může rovněž způsobeno jejich změnou tvaru vlivem degradace a znečištění organickým materiálem, což může vést k tomu, že sférické částice vypadají jako fragmenty.

7.1.4. Barva mikroplastu podobných částic

Nejčastější barvou mikroplastu podobných částic u obou typů měření byla modrá, červená, bílá a černá. Výzkumy naznačují, že modrá a černá vlákna jsou často výsledkem kontaminace (Nuelle et al., 2014). Přímo v této práci byla ve slepých vzorcích nejčastěji detekována červená a bílá vlákna. Je možné, že určité množství bílých vláken detekovaných ve slepých a reálných vzorcích je původem z laboratorního pláště autorky, ovšem bez potvrzení jejich složení FTIR analýzou to nelze potvrdit. Zdroj barevných vláken ve slepých vzorcích je nejasný, především díky absenci modrých a červených produktů v laboratoři, a proto je jejich uvolňování z přístrojů při analýze nepravděpodobné. Autorka se přiklání spíše k ovlivnění vzorků mikroplasty z ovzduší.

Poměrně velké množství průhledných částic, které mohou být původem z rybářských sítí a vlasců, může být spojeno s častým rybolovem v blízkosti zájmového území (Wang et al., 2017).

7.2. Kvalitativní analýza

Při testování metody FTIR metody na Katedře anorganické chemie Univerzity Palackého v Olomouci nedošlo ke spolehlivému určení složení mikroplastu podobných částic. Dokázalo se potvrdit pouze složení jednoho zkušební vzorku z PP. Prokázalo se, že fixace vzorků pomocí zkoušených fixačních médií, která jsou na pracovišti běžně používána pro mikroskopickou analýzu, (solakryl s xylenem, želatina a lak na nehty) je problematická. Konečná fixace pomocí želatiny, která prokazovala nejlepší výsledky u zkušebních vzorků stále není ideální na analýzu mikroplastů, jelikož pásy organických sloučenin mohou ovlivňovat finální pozorovaná spektra, což bylo vidět

u výsledků FTIR analýzy reálných vzorků, kde se shoda pohybovala v rozmezí 10,65 až 29,51, přičemž interval shody je v rozmezí 0 až 100 (0= žádná shoda; 100 = úplná shoda). Problematická je také nízká citlivost používaného FTIR mikroskopu, který měl problém detekovat mikroplasty v reálných vzorcích z důvodu jejich malé velikosti.

Pro budoucí výzkum mikroplastů na pracovišti by se mohlo uvažovat o zakoupení citlivějších přístrojů na FTIR analýzu a o fixaci mikroplastu malých částic na podložní sklo bez média, např. přímo ve filtračním zařízení přes filtr o velikosti podložního skla z mědi, stříbra či zlata (Leslie et al., 2017; Pivokonský et al., 2018).

7.3. Hodnocení zvolených metod

7.3.1. Odběr vzorků

I přes určité limitace zvolených metod odběru byly mikroplastu podobné částice objeveny jak u odběru „manta“ sítí, tak i u ročního odběru pomocí nerezového vzorkovače. Vzhledem k malému objemu nerezového vzorkovače a skleněných vzorkovnic se tato metoda nejeví jako vhodná pro odběr reprezentativních vzorků na kvantifikaci mikroplastů ve vodě. Minimální odběr objemu 1 l je sice doporučován (Prata et al., 2020c), ale v této práci se neosvědčil jako dostatečně velký na vyloučení vlivu kontaminace. Odběr většího objemu do skleněných nádob je ovšem nepraktický a delší doba filtrace vzorků zvyšuje jejich riziko kontaminace. Vzorek je také odebírán ze břehů, kde se početnost mikroplastů liší od množství v proudnici (Li et al., 2020b), což může způsobovat zkreslené výsledky. Při používání této metody je tedy vhodné provádět i paralelní měření v proudnici a odběr sedimentů pro komplexnější informace o počtu mikroplastů v řekách, jejich transportu, rozpadu a sedimentaci. Na druhou stranu, tato metoda je časově a materiálově nenáročná a mohla by být používána pro kvalitativní analýzy mikroplastů, či být používána širší veřejností v rámci monitoringu znečištění mikroplasty při tzv. citizen science. Díky jejich malému objemu jsou vzorky po většinu roku nezatíženy větším množstvím organického znečištění, což urychluje jejich analýzu.

„Manta“ síť je v současných studiích nejčastěji používaným způsobem odběru mikroplastů. Zajišťuje reprezentativní vzorky z povrchových vod v jejich proudnici, ovšem jeho aplikace v tekoucích vodách představuje určité technické problémy. Na rozdíl od mořských ekosystémů, kde jsou „manta“ sítě nejčastěji používány, obsahují sladké tekoucí vody mnohem větší množství organické hmoty, zejména řasy a listový opad, což může způsobovat ucpání sítě. Riziko ucpání sítě

je také zvýšené v období vysoké hladiny vody alochtonními materiály a jílovitými částicemi. Organická hmota také představuje problém při laboratorní analýze. Metoda WPO, která byla v této práci aplikována, nestačila na odstranění veškeré organické hmoty ze vzorků získaných z odběrů „manta“ sítí. Ovšem aplikace více destruktivních metod může způsobovat rozklad plastového materiálu (Dehaut et al., 2016; Mintenig et al., 2017). Projevil se také problém s velkým množstvím rostlinného materiálu nad 5 mm při třetím zkušebním odběru. Instalace nerezové sítě s velikostí ok 5 mm do vstupu tento problém do jisté míry vyřešila, ovšem i po instalaci se ve vzorcích nacházelo určité množství dřevěné hmoty, která se přes nerezovou síť bez problému dostala. „Manta“ síť využitá v této práci měla velikost ok 50 mikrometrů, což je o 250 mikrometrů méně než standardizovaných 300-333 mikrometrů. Při použití větší velikosti ok by se mohlo předejít organickému znečištění, ovšem mohlo by dojít k podhodnocení množství mikroplastů, což bylo potvrzeno v této práci, kde nejčastěji nalézané částice měly velikost 500 až 100 mikrometrů. Další identifikovaný problém „manta“ sítě je možnost ztráty mikroplastů v terénu při transferu vzorků ze sítě do skleněných nádob. Částice se zachytávaly ve švu zipu a kvůli jejich malým velikostem je pravděpodobné, že došlo ke ztrátě některých mikroplastů. Toto by mohlo být vyřešeno jiným způsobem přišíť zipu či instalací vzorkovnice na síť. Vzorkovnice by ale musela být z neplastového materiálu, aby nedocházelo ke kontaminaci vzorku, a zároveň tak lehká, aby zaručila spolehlivý odběr z proudnice. Pro ulehčení práce v laboratoři by bylo vhodné vytvořit zařízení, které by umožnilo vzorek filtrovat přes sadu sítí již na lokalitách. Není ale jisté, jestli by takovýto systém spíše neznamenal menší přenosnost již nyní objemné „manta“ sítě. I přes zmíněné nedostatky byla ověřena účinnost „manta“ sítě, jelikož získané výsledky byly srovnatelné s podobnými studii. Odběr zhotovenou „manta“ sítí se tak doporučuje jako metoda odběru vzorků povrchové vody pro budoucí výzkum na pracovišti.

7.3.2. Zpracování vzorků

I přes veškeré snahy nešlo při laboratorní analýze předejít veškerému kontaktu s plastovými výrobky a povrchy. Jednalo se např. o stříčku s destilovanou vodou, o trubici vedoucí samotnou destilovanou vodu z plastové nádrže, plastové filtrační zařízení po plastová víčka vzorkovnic. Jak bylo popsáno v kapitole 6.4, při manipulaci se vzorky v laboratoři došlo k významné kontaminaci vzorků, především pokud vezmeme v potaz malý objem vzorků z ročního odběru. Kontaminace byla nejproblematictější u vzorků lokalit č. 2 a 5 odebraných v září a říjnu 2022, kde

početnost pozorovaných částic byla srovnatelná nebo nižší v porovnání se slepými vzorky destilované vody. Z důvodu práce se záporným výsledkem nebyly slepé vzorky započítávány do výsledků, ovšem je však nutné s kontaminací počítat. Získané výsledky z ročního měření tak nejsou spolehlivé a je nutné s nimi pracovat opatrně. Je ale nepravděpodobné, že veškeré množství detekovaných mikroplastu podobných částic pochází z laboratoře, především to v letních měsících, kdy se zastoupení možné kontaminace pohybovalo okolo 1,7 – 10,5 %.

Zdrojem této kontaminace je s největší pravděpodobností ovzduší laboratoře, což potvrzují i ostatní studie (Dris et al., 2017; Vermarie et al., 2017). Laboratoř, ve které docházelo ke zpracování vzorků povrchové vody, není sterilní a není opatřena filtračním systémem na zachytávání nečistot. Naše pracoviště nedisponují žádnou sterilní laboratoří, proto je při budoucích pracích kontaminace nevyhnutelná. Pro minimalizaci chybných výsledků pro budoucí výzkum se doporučuje odběr většího objemu vzorku a větší počet opakování slepých vzorků pro statistickou analýzu. Slepé vzorky jsou velmi důležitou součástí analýz mikroplastového znečištění (Prata et al., 2020b; Rillig et al., 2022) a nesmí být opomíjeny, jak tomu často bývá (Noonan et al., 2023).

7.3.3. Analýza vzorků

Jak bylo zmíněno v předchozí kapitole č. 7.1 a č. 7.2, optická analýza vzorků je zatížena lidskou chybou (Lenz et al, 2015; Shim et al., 2017; Li et al., 2018a) a získané výsledky fungují pouze jako orientační, vzhledem k metodickému zaměření práce. Přesnou determinaci plastových částic lze zaručit pouze v případech, kdy dojde k verifikaci složení detekovaných částic např. FTIR analýzou, což v současné době na pracovišti nebylo možné (kapitola 7.3).

8. Závěr

Metody odběru a detekce jsou velmi důležitým nástrojem pro možnost kontroly a eliminace mikroplastového znečištění a už dnes je jasné, že mikroplasty nejsou problémem jen moří a oceánů a jejich problematikou se brzy budou zabývat úpravní pitných a odpadních vod i v ČR.

Na pracovišti Katedry ekologie a životního prostředí Univerzity Palackého v Olomouci byla úspěšně otestována a upravena metodika na odběr a analýzu vzorků povrchové vody pro monitoring mikroplastů, čímž bylo dosaženo prvního cíle této práce. Jednoduchost a cenová nenáročnost metod odběru z nich dělá ideální kandidáty pro budoucí výzkum. Bylo zjištěno ovlivnění vzorků mikroplastovým znečištěním v ovzduší během laboratorní analýzy, čímž byla potvrzena důležitost slepých vzorků při monitoringu mikroplastů. Vzorky se nepodařilo verifikovat kvalitativní metodou FTIR v současné konfiguraci tohoto technologického vybavení, která je pro budoucí výzkum klíčová. I přes nedostatky může být uvedená metodika aplikována na detekci mikroplastů nejen z povrchové vody, ale i z vodního sloupce, mořské vody apod. Práce je také jednou z prvních studií mikroplastů povrchové tekoucí vody v ČR.

Dále byl potvrzen výskyt mikroplastu podobných částic v řece Moravě v Olomouci, čímž bylo dosaženo druhého cíle práce. Nejčastějším tvarem nalezených částic byla vlákna a jejich velikost se nejčastěji pohybovala v rozmezí 0,5 až 0,1 mm. Byla pozorována sezónní dynamika částic, přičemž jejich největší početnost byla nalezena v letním období.

Očekává se, že trend výskytu mikroplastů v tekoucích vodách bude podobný v celé republice, ovšem bez komplexnějšího monitoringu tekoucích vod v současné době nelze znečištění mikroplasty v ČR kvantifikovat. Tato práce poslouží pro budoucí studium této problematiky.

9. Literatura

- Al-Jaibachi R, Callaghan A. 2018. Impact of polystyrene microplastics on *Daphnia magna* mortality and reproduction in relation to food availability. *PeerJ* 6:e4601. [cit. 2023-04-16]. <https://peerj.com/articles/4601>
- Al-Jaibachi R, Cuthbert RN, Callaghan A. 2018. Up and away: ontogenic transference as a pathway for aerial dispersal of microplastics. *Biology Letters* 14. [cit. 2023-04-16]. <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsbl.2018.0479>
- Amato-Lourenço LF, Carvalho-Oliveira R, Júnior GR, dos Santos Galvão L, Ando RA, Mauad T. 2021. Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials* 416:126124. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389421010888>
- Anderson CA, Park BJ, Palace VP. 2016. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*. 218:269–280.
- Anderson PJ, Warrack S, Langen V, Challis JK, Hanson ML, Rennie MD. 2017. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution* 225:223–231. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116312647>
- Andrady AL, Neal MA. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philos Trans R Soc B Sci*. 364(1526):1977–1984
- Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62:1596–1605. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X11003055>
- Andrady AL. 2017. The plastic in microplastics: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 119(1):12–22.
- Arthur C, Baker J, Bamford H. 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Micro-plastic Marine Debris. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30.

- Baensch-Baltruschat B, Kocher B, Kochleus C, Stock F, Reifferscheid G. 2021. Tyre and road wear particles - A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Science of The Total Environment* 752:141939. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720354681>
- Barboza LGA, Dick Vethaak A, Lavorante BRBO, Lundebye A-K, Guilhermino L. 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin* 133:336–348. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1830376X>
- Barrows APW, Neumann CA, Berger ML, Shaw SD. 2017. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods* 9:1446–1453. [cit. 2023-04-16]. <http://xlink.rsc.org/?DOI=C6AY02387H>
- Běhálek L. 2016. *Polymery*. 15. ed. Svitavy: Code Creator, s.r.o.; distribuce publi.cz. [cit. 2023-04-16]. <https://publi.cz/books/180/Cover.html>
- Bhattacharya P, Lin S, Turner JP, Ke PC. 2010. Physical Adsorption of Charged Plastic Nanoparticles Affects Algal Photosynthesis. *The Journal of Physical Chemistry C* 114:16556–16561. [cit. 2023-04-16]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jp1054759>
- Browne M, Crump P, Niven S, Teuten E, Tonkin A, Galloway T, Thompson R. 2011. Accumulation of microplastics on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*. 45(21): 9175–9179.
- Canniff PM, Hoang TC. 2018. Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its enhancement on algal growth. *Science of The Total Environment* 633:500–507. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718309355>
- Cao Y, Zhao M, Ma X, Song Y, Zuo S, Li H, Deng W. 2021. A critical review on the interactions of microplastics with heavy metals: Mechanism and their combined effect on organisms and humans. *Science of The Total Environment* 788:147620. [cit. 2023-04-16]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34029813/>
- Carr SA, Liu J, Tesoro AG. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* 91:174–182. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135416300021>

- Cole M, Lindeque P, Halsband C, Galloway TS. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* 62:2588–2597. [cit. 2023-04-16]. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
- Cole M, Webb H, Lindeque PK, Fileman ES, Halsband C, Galloway TS. 2015. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports* 4:4528. [cit. 2023-04-16]. <https://www.nature.com/articles/srep04528>
- Coyle C, Novaceski M, Wells E, Liboiron M. LADI and the Trawl. 2016. Civic Laboratory for Environmental Action Research. 80 s. [cit. 2023-04-16]. https://civiclaboratory.files.wordpress.com/2016/06/ladi_and_the_trawl-sm.pdf
- Crawford CB, Quinn B. 2017a. Microplastic pollutants. Amsterdam: Elsevier.
- Crawford CB, Quinn B. 2017b. The biological impacts and effects of contaminated microplastics. *Microplastic Pollutants* 2017:159–178. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128094068000074>
- Cutroneo L, Reboa A, Besio G, Borgogno F, Canesi L, Canuto S, Dara M, Enrile F, Forioso I, Greco G. 2020. Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environmental Science and Pollution Research* 27:pages 8938–8952. [accessed 2023Apr.18]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-07783-8>
- De Falco F, Di Pace E, Cocca M, Avella M. 2019. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific Reports* 9:6633. [cit. 2023-04-16]. <https://www.nature.com/articles/s41598-019-43023-x>
- De Witte B, Devriese L, Bekaert K, Hoffman S, Vandermeersch G, Cooreman K, Robbens J. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin* 85:146–155. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X14003671>
- Dehaut A, Cassone A-L, Frère L, Hermabessiere L, Himber C, Rinnert E, Rivière G, Lambert C, Soudant P, Huvet A, et al. 2016. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution* 215:223– 233. [cit. 2023-04-16]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27209243/>

- Di M, Wang J. 2018. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment* 616–617:1620–1627. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717328607>
- Dris R, Gasperi J, Mirande C, Mandin C, Guerrouache M, Langlois V, Tassin B. 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution* 221:453–458. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116312325>
- Dris R, Gasperi J, Rocher V, Saad M, Renault N, Tassin B. 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry* 12:592–599. [cit. 2023-04-16]. <http://www.publish.csiro.au/?paper=EN14167>
- Dris R, Imhof HK, Löder MGJ, Gasperi J, Laforsch C, Tassin B. 2018. Microplastic Contamination in Freshwater Systems: Methodological Challenges, Occurrence and Sources. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*:51–93. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128137475000035>
- Drummond JD, Schneidewind U, Li A, Hoellein TJ, Krause S, Packman AI. 2022. Microplastic accumulation in riverbed sediment via hyporheic exchange from headwaters to mainstems. *Science Advances* 8:eabi9305. [cit. 2023-04-16]. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abi9305>
- Dubaish F, Liebezeit G. 2013. Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. *Water Air and Soil Pollution* 224:1–8. [cit. 2023-04-16]. <http://link.springer.com/10.1007/s11270-012-1352-9>
- 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* 28:1–25. [cit. 2023-04-16]. <http://www.enveurope.com/content/28/1/2>
- Eckert EM, Di Cesare A, Kettner MT, Arias-Andres M, Fontaneto D, Grossart H-P, Corno G. 2018. Microplastics increase impact of treated wastewater on freshwater microbial community. *Environmental Pollution* 234:495–502. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117339775>
- Eerkes-Medrano D, Thompson RC, Aldridge DC. 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and

prioritisation of research needs. *Water Research* 75:63–82. [cit. 2023-04-16].

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135415000858>

- Fischer ER, Hansen BT, Nair V, Hoyt FH, Dorward DW. 2012. Scanning Electron Microscopy. *Current Protocols in Microbiology* 25:2B.2.1–2B.2.47. [cit. 2023-04-16].
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780471729259.mc02b02s25>
- Free CM, Jensen OP, Mason SA, Eriksen M, Williamson NJ, Boldgiv B. 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin* 85:156–163. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X14003622>
- Frias JPGL, Sobral P, Ferreira AM. 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 60:1988–1992. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1000336X>
- Galafassi S, Campanale C, Massarelli C, Uricchio VF, Volta P. 2021. Do Freshwater Fish Eat Microplastics? A Review with A Focus on Effects on Fish Health and Predictive Traits of MPs Ingestion. *Water* 13:2214. [cit. 2023-04-16]. <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/16/2214>
- GESAMP. 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. London: 1. [cit. 2023-05-08].
<https://www.gesamp.org/publications/microplastics-in-the-marine-environment-part-2>
- Geyer R, Jambeck JR, Law KL. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* 3. [cit. 2023-04-16].
<https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1700782>
- Gigault J, Halle A ter, Baudrimont M, Pascal P-Y, Gauffre F, Phi T-L, El Hadri H, Grassl B, Reynaud S. 2018. Current opinion: What is a nanoplastic?. *Environmental Pollution* 235:1030–1034. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117337247>
- Gilbert M. 2017. *Brydson's plastics materials*. 8. ed. Amsterdam: Butterworth-Heinemann. 920 s.
- Graulich, K, Köhler, A, Löw, C, Sutter, J, Watson, D, Mehlhart, G, Egebæk KR, Bilsen V, Bley F, Manshoven S, Xhelili A, Mortensen LF, Lippert Tange, I. 2021. Impact of

COVID-19 on single-use plastics and the environment in Europe. European Environment Agency (Boeretang, Belgium). 22 s.

- Gregory MR, Andrady AL. 2003. *Plastics and the Environment*. John Wiley & Sons, Inc. 792 s.
- Hann S, Sherrington C, Jamieson O, Hickman M, Kershaw P, Bapasola A, et al. 2018. Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products – interim report. Report for DG Env EC.
- Hidalgo-Ruz V, Gutow L, Thompson RC, Thiel M. 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46:3060–3075. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es2031505>
- Horton AA, Cross RK, Read DS, Jürgens MD, Ball HL, Svendsen C, Vollertsen J, Johnson AC. 2021. Semi-automated analysis of microplastics in complex wastewater samples. *Environmental Pollution* 268:115841. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749120365301>
- Hurley RR, Woodward JC, Rothwell JJ. 2017. Ingestion of Microplastics by Freshwater Tubifex Worms. *Environ. Sci. Technol.* 51:12844–12851. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b03567>
- Hurley RR, Lusher AL, Olsen M, Nizzetto L. 2018a. Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environ. Sci. Technol.* 52:7409–7417. [cit. 2023-04-16]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b01517>
- Hurley RR, Woodward JC, Rothwell JJ. 2018b. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience* 11:251–257. [cit. 2023-04-16]. <http://www.nature.com/articles/s41561-018-0080-1>
- Chamas A, Moon H, Zheng J, Qiu Y, Tabassum T, Jang JH, Abu-Omar M, Scott SL, Suh S. 2020. Degradation Rates of Plastics in the Environment. *Sustainable Chemistry & Engineering* 8:3494–3511. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acssuschemeng.9b06635>
- Chen C, Xie B, Ren Y, Wei C. 2000. The mechanisms of affecting factors in treating wastewater by Fenton reagent. *Chin. J. Environ. Sci.* 21:93–96. [cit. 2023-04-16].

<https://www.researchgate.net/publication/292125006> The mechanisms of affecting factors in treating wastewater by Fenton reagent

- Chen J, Tan M, Nemmar A, Song W, Dong M, Zhang G, Li Y. 2006. Quantification of extrapulmonary translocation of intratracheal-instilled particles in vivo in rats: effect of lipopolysaccharide. *Toxicology*. 222(3):195–201.
- Chen X, Xiong X, Jiang X, Shi H, Wu C. 2019. Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. *Chemosphere* 222:856–864. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653519302310>
- Chen Y, Wen D, Pei J, Fei Y, Ouyang D, Zhang H, Luo Y. 2020. Identification and quantification of microplastics using Fourier-transform infrared spectroscopy: Current status and future prospects. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 18:14-19. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2468584420300374>
- Chubarenko I, Bagaev A, Zobkov M, Esiukova E. 2016. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 108:105–112. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X16302600>
- Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R, Law KL. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347:768–771. [cit. 2023-04-16]. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1260352>
- Jenner LC, Rotchell JM, Bennett RT, Cowen M, Tentzeris V, Sadofsky LR. 2022. Detection of microplastics in human lung tissue using μ FTIR spectroscopy. *Science of The Total Environment* 831:154907. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969722020009>
- Jin M, Yu X, Yao Z, Tao P, Li G, Yu X, Zhao J-L, Peng J. 2020. How biofilms affect the uptake and fate of hydrophobic organic compounds (HOCs) in microplastic: Insights from an In situ study of Xiangshan Bay, China. *Water Research* 184. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420306552>
- Kalčíková G, Žgajnar Gotvajn A, Kladnik A, Jemec A. 2017. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*. *Environmental Pollution* 230:1108–1115. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117311247>

- Käßpler A, Fischer M, Scholz-Böttcher BM, Oberbeckmann S, Labrenz M, Fischer D, Eichhorn K-J, Voit B. 2018. Comparison of μ -ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410:5313–5327. [cit. 2023-04-16]. <http://link.springer.com/10.1007/s00216-018-1185-5>
- KC Denmark. 2023. Manta trawl net, 30 x 15 cm. KC Denmark: Research equipment. [cit. 2023-05-08]. <https://www.kc-denmark.dk/products/manta-net/manta-trawl-net,-30-x-15-cm.aspx>
- Khalid N, Aqeel M, Noman A, Khan SM, Akhter N. 2021. Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. *Environmental Pollution* 290. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749121016869>
- Kirstein IV, Kirmizi S, Wichels A, Garin-Fernandez A, Erler R, Löder M, Gerdt G. 2016. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research* 120:1–8. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S014111361630112X>
- Koelmans AA, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig SM, De France J. 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water. *Water Research* 155:410–422. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135419301794>
- Koenig JL. 1992. Spectroscopy of polymers. Washington DC: American Chemical Society. 491 s.
- Kole PJ, Löhr AJ, Van Belleghem F, Ragas A. 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14:1265. [cit. 2023-04-16]. <http://www.mdpi.com/1660-4601/14/10/1265>
- Kowalski N, Reichardt AM, Waniek JJ. 2016. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin* 109:310–319. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X16303848>
- Kratochvíl B, Švorčík V, Vojtěch D. 2005. Úvod do studia materiálů. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická. 190 s.

- La Mantia FP. 2004. Polymer Mechanical Recycling: Downcycling or Upcycling?. *Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology* 20:11–24. [cit. 2023-04-16]. <http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/147776060402000102>
- Lagarde F, Olivier O, Zanella M, Daniel P, Hiard S, Caruso A. 2016. Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution* 215:331–339. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116303839>
- Lambert S, Wagner M. 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. *Freshwater Microplastics* 58:1–23. [cit. 2023-04-16]. http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-61615-5_1
- Lares M, Ncibi MC, Sillanpää M, Sillanpää M. 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research* 133:236–246. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135418300630>
- Law KL. 2017. Plastics in the Marine Environment. *Annual Review of Marine Science* 9:205–229. [cit. 2023-04-16]. <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-marine-010816-060409>
- Leal FW, Salvia AL, Minhas A, Paço A, Dias-Ferreira C. 2021. The COVID-19 pandemic and single-use plastic waste in households: A preliminary study. *Science of The Total Environment* 793. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721036433>
- Lebreton L, van der Zwet J, Damsteeg JW, Slat B, Andrady A, Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* 8:1561.
- Lehtiniemi M, Hartikainen S, Näkki P, Engström-Öst J, Koistinen A, Setälä O. 2018. Size matters more than shape: Ingestion of primary and secondary microplastics by small predators. *Food Webs* 17. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352249618300326>
- Lechner A, Keckeis H, Lumesberger-Loisl F, Zens B, Krusch R, Tritthart M, Glas M, Schludermann E. 2014. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution* 188:177–181. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749114000475>

- Lenz R, Enders K, Stedmon CA, Mackenzie DMA, Nielsen TG. 2015. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Marine Pollution Bulletin* 100:82–91. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X15300424>
- Lenz R, Labrenz M. 2018. Small Microplastic Sampling in Water: Development of an Encapsulated Filtration Device. *Water* 10:1055. [cit. 2023-04-16].
<http://www.mdpi.com/2073-4441/10/8/1055>
- Leslie HA, Brandsma SH, van Velzen MJM, Vethaak AD. 2017. Microplastics en route: field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*. 101:133–142.
- Leslie HA, van Velzen MJM, Brandsma SH, Vethaak AD, Garcia-Vallejo JJ, Lamoree MH. 2022. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International* 163:107199. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0160412022001258>
- Li J, Liu H, Paul Chen J. 2018a. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research* 137:362–374. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135417310515>
- Li J, Zhang K. 2018b. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution* 237:460–467. [cit. 2023-04-16]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29510365/>
- Li S, Wang P, Zhang C, Zhou X, Yin Z, Hu T, Hu D, Liu C, Zhu L. 2020a. Influence of polystyrene microplastics on the growth, photosynthetic efficiency and aggregation of freshwater microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*. *Science of The Total Environment* 714:136767. [cit. 2023-04-16]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31981864/>
- Li Y, Lu Z, Zheng H, Wang J, Chen C. 2020b. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Sciences Europe* 32:15. [cit. 2023-05-08].
<https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-020-0297-7>
- Liboiron M. *Spotter's guide to Plastic Pollution*. Civic Laboratory for Environmental Action Research (CLEAR). 2 s. [cit. 2023-05-08].
<https://publiclab.org/notes/maxliboiron/07-19-2018/how-to-analyze-plastics-forensically>

- Lim XZ. 2021. Microplastics are everywhere—but are they harmful?. *Nature*. 593(7857):22–25.
- Löder MGJ, Imhof HK, Ladehoff M, Löschel LA, Lorenz C, Mintenig S, Piehl S. 2017. Enzymatic purification of microplastics in environmental samples. *Environmental science & technology* 51:14283–14292. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b03055>
- Lozano YM, Rillig MC. 2020. Effects of Microplastic Fibers and Drought on Plant Communities. *Environ. Sci. Technol.* 54:6166–6173. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c01051>
- Ma YF, You XY. 2021. Modelling the accumulation of microplastics through food webs with the example Baiyangdian Lake, China. *Science of The Total Environment* 762. [cit. 2023–04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720376415>
- Magnusson K, Norén F. 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. 22 s. [cit. 2023-04-16]. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A773505&dswid=5773>
- Mani T, Hauk A, Walter U, Burkhardt-Holm P. 2016. Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5. [cit. 2023-04-16].
<https://www.nature.com/articles/srep17988>
- Manta Micro-Plastics Collection Net. 2023. Aquatic Live Food. [cit. 2023-05-08].
<https://www.aquaticlivefood.com.au/product/manta-micro-plastics-net/>
- Mao Y, Ai H, Chen Y, Zhang Z. 2018. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: perspective from an entire growth period. *Chemosphere* 208:59–68. [cit. 2023-04-16]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653518310270>
- Mason SA, Garneau D, Sutton R, Chu Y. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution* 218:1045–1054. [cit. 2023-04-16].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116309629>
- Mason SA, Welch VG, Neratko J. 2018. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry* 6:407. [cit. 2023-04-16].
<https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fchem.2018.00407/full>

- Masura J, Baker J, Foster G, Arthur C. 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. 1st ed. Silver Spring, MD, NOAA Marine Debris Division. [cit. 2023-04-16]. <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1076>
- Mateos-Cárdenas A, Scott DT, Seitmaganbetova G, Frank N.A.M. van P, John O'H, Marcel A.K. J. 2019. Polyethylene microplastics adhere to Lemna minor (L.), yet have no effects on plant growth or feeding by Gammarus duebeni (Lillj.). Science of The Total Environment 689:413–421. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719329328>
- Mathalon A, Hill P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. Marine Pollution Bulletin 81:69–79. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X14001143>
- McCormick A, Hoellein TJ, Mason SA, Schluep J, Kelly JJ. 2014. Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. Environ. Sci. Technol. 48:11863–11871. [cit. 2023-05-08]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es503610r>
- McCormick AR, Hoellein TJ, London MG, Hittie J, Scott JW, Kelly JJ. 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. Ecosphere 7. [cit. 2023-04-16]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ecs2.1556>
- Meijer LJJ, van Emmerik T, van der Ent R, Schmidt C, Lebreton L. 2021. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. Science Advances 7. [cit. 2023-04-16]. <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aaz5803>
- Meteo Olomouc. 2023. [cit. 2023-05-08]. <http://infopocasi-olomouc.cz/>
- Miller E, Sedlak M, Lin D, Box C, Holleman C, Rochman CM, Sutton R. 2021. Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: Lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. Journal of Hazardous Materials 409. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389420327606>
- Mintenig SM, Int-Veen I, Löder MGJ, Primpke S, Gerdt G. 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based

micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research* 108:365–372. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135416308600>

- Moore CJ, Lattin GL, Zellers AF. 2011. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Revista de Gestão Costeira Integrada* 11:65–73. [cit. 2023-04-16]. <http://www.aprh.pt/rgci/rgci194.html>
- Morris J. 2005. Comparative LCAs for Curbside Recycling Versus Either Landfilling or Incineration with Energy Recovery (12 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10:273–284. [cit. 2023-04-16]. <http://link.springer.com/10.1065/lca2004.09.180.10>
- Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 50:5800–5808. [cit. 2023-05-08]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b05416>
- Nadal MA, Alomar C, Deudero S. 2016. High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands. *Environmental Pollution* 214:517–523. [cit. 2023-04-16]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27131810/>
- Napper IE, Thompson RC. 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin.* 112:39–45
- Naqash N, Prakash S, Kapoor D, Singh R. 2020. Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. *Environmental Chemistry Letters* 18:1813–1824. [cit. 2023-04-16]. <https://link.springer.com/10.1007/s10311-020-01044-3>
- Nechvátal M, Klouda K. 2021. Mikroplasty a nanoplasty v životním prostředí. *Journal of Safety Research and Applications.* 14(4). [cit. 2023-16-04]. <https://www.bozpinfo.cz/josra/mikroplasty-nanoplasty-v-zivotnim-prostredi>.
- NHBS. 2023. Manta Microplastics Sampling Trawl Net. NHBS: Wildlife Survey & Monitoring. [cit. 2023-05-08]. <https://www.nhbs.com/manta-trawl-net>
- Noonan M, Nicole G, M, Lauren M. Microplastics analytics: why we should not underestimate the importance of blank controls. *BioRxiv.* [cit. 2023-05-08]. https://www.researchgate.net/publication/368295941_Microplastics_analytics_why_we_should_not_underestimate_the_importance_of_blank_controls

- Nor NHM, Obbard JP. 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 79:278–283. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X13007261>
- Norén F. 2007. Small plastic particles in Coastal Swedish waters. KIMO Report. 1-11.
- Novotná K, Čermáková L, Pivokonská L, Cajthaml T, Pivokovský M. 2019. Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs. *Science of The Total Environment*. 667:730–740.
- Nuelle MT, Dekiff JH, Remy D, Fries E. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution* 184:161–169. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749113003965>
- OECD. 2022. The current plastics lifecycle is far from circular. [cit. 2023-04-16].
<https://www.oecd.org/environment/plastics/plastics-lifecycle-is-far-from-circular.htm>
- Ogata Y, Takada H, Mizukawa K, Hirai H, Iwasa S, Endo S, Mato Y, Saha M, Okuda K, Nakashima A, et al. 2009. International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters: 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin* 58:1437–1446. [cit. 2023-04-16].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X09002690>
- OSN. 2017. UN World Water Development Report 2017 - Wastewater, the Untapped Resource. 180 s. [cit. 2023-04-16]. <https://www.unesco.org/en/wwap/wwdr/2017>
- Peñalver R, Arroyo-Manzanares N, López-García I, Hernández-Córdoba M. 2020. An overview of microplastics characterization by thermal analysis. *Chemosphere* 242:125170. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653519324099>
- Peng J, Wang J, Cai L. 2017. Current understanding of microplastics in the environment: Occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integrated Environmental Assessment and Management* 13:476–482. [cit. 2023-04-16].
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ieam.1912>
- Pérez-Guevara F, Kutralam-Muniasamy G, Shruti VC. 2021. Critical review on microplastics in fecal matter: Research progress, analytical methods and future outlook. *Science of The Total Environment* 778. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969721014637>

- Piskula P, Astel AM. 2022. Microplastics Occurrence in Two Mountainous Rivers in the Lowland Area—A Case Study of the Central Pomeranian Region, Poland. *Microplastics* 1:167–186. [cit. 2023-04-16]. <https://www.mdpi.com/2673-8929/1/1/11>
- Pivokonský M, Čermáková L, Novotná K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment*. 643: 1644–1651.
- Pivokonský M, Pivokonská L, Čermáková L, Novotná K. 2019. Mikroplasty. *Vesmír*. 98: 668–690
- Pivokonský M, Pivokonská L, Novotná K, Čermáková L, Klimtová M. 2020. Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of The Total Environment*. 741: 140236. [cit. 2023-05-11]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32603938/>
- Plastics Europe. 2022. *Plastics - the Facts 2022*. [online] [cit. 2023-03-31]. https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/12/AF-Plastics-the-facts-2021_250122.pdf
- Prata JC, Costa JP, Lopes I, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2020a. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of The Total Environment*. 702:134455.
- Prata JC. 2018. Airborne microplastics: Consequences to human health?. *Environmental Pollution* 234:115–126. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117307686>
- Prata JC, Castro JL, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T, Cerqueria M. 2020b. The importance of contamination control in airborne fibers and microplastic sampling: Experiences from indoor and outdoor air sampling in Aveiro, Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 159:111522. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X20306408>
- Prata JC, Manana MJ, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. 2020c. What Is the Minimum Volume of Sample to Find Small Microplastics: Laboratory Experiments and Sampling of Aveiro Lagoon and Vouga River, Portugal. *Water* 12. [cit. 2023-04-16]. <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/4/1219>

- Pucci A. 2018. Smart and Modern Thermoplastic Polymer Materials. *Polymers* 10:1211. [cit. 2023-04-16]. <http://www.mdpi.com/2073-4360/10/11/1211>
- 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. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771416301135>
- Quitt E. 1971. Klimatické oblasti Československa. [Praha]: Academia (Studia geographica). 73 s.
- Ragusa A, Svelato A, Santacroce C, Catalano P, Notarstefano V, Carnevali O, Papa F, Rongioletti MCA, Baiocco F. 2021. Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International* 146:106274. [cit. 2023-04-16]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412020322297>
- Ragusa A, Notarstefano V, Svelato A, Belloni A, Gioacchini G, Blondeel C, Zucchelli E, De Luca C, D’Avino S, Gulotta. 2022. Raman microspectroscopy detection and characterisation of microplastics in human breastmilk. *Polymers* 14:2700. [cit. 2023-04-16]. <https://www.mdpi.com/2073-4360/14/13/2700>
- Razeghi N, Hamidian AH, Wu C, Zhang Y, Yang M. 2021. Correction to: Microplastic sampling techniques in freshwaters and sediments. *Environmental Chemistry Letters* 19:4655–4655. [cit. 2023-04-16]. <https://link.springer.com/10.1007/s10311-021-01303-x>
- Renner G, Schmidt TC, Schram J. 2018. Analytical methodologies for monitoring micro(nano)plastics: Which are fit for purpose?. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1:55–61. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2468584417300260>
- Rillig MC, Kim SW, Schäffer A, Sigmund G, Groh KJ, Wang Z. 2022. About “Controls” in Pollution-Ecology Experiments in the Anthropocene. *Environ. Sci. Technol.* 56:11928–11930. [cit. 2023-05-08]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.2c05460>
- Rodrigues MO, Abrantes N, Gonçalves FJM, Nogueira H, Marques JC, Gonçalves AMM. 2018. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). *Science of The Total Environment* 633:1549–1559. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718309926>

- Rocha-Santos T, Duarte AC. 2015. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 65:47–53. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0165993614002556>
- Rocha-Santos T, Duarte A. 2017. *Characterization and Analysis of Microplastics*. Amsterdam: Elsevier. [cit. 2023-05-08].
<https://www.elsevier.com/books/characterization-and-analysis-of-microplastics/rocha-santos/978-0-444-63898-4>
- Rochman CM, Kross SM, Armstrong JB, Bogan MT, Darling ES, Green SJ, Smyth AR, Veríssimo D. 2015. Scientific Evidence Supports a Ban on Microbeads. *Environ. Sci. Technol.* 49:10759–10761. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b03909>
- Rosenkranz P, Chaudhry Q, Stone V, Fernandes TF. 2009. A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28:08–559R. [cit. 2023-04-16]. <http://doi.wiley.com/10.1897/08-559.1>
- Jin M, Xiang Y, Song B, Xiong W, Cao J, Peng H, Yang Y, Wang W, Yang Z. 2022. Biofilm on microplastics in aqueous environment: Physicochemical properties and environmental implications. *Journal of Hazardous Materials* 424:127286. [cit. 2023-04-16]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389421022548>
- Sá B, Pais J, Antunes J, Pequeno J, Pires A, Sobral P. 2022. Seasonal Abundance and Distribution Patterns of Microplastics in the Lis River, Portugal. *Sustainability* 14:2255. [cit. 2023-05-08]. <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/4/2255>
- Salvador Cesa F, Turra A, Baruque-Ramos J. 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of The Total Environment* 598:1116–1129. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717310161>
- Samadi A, Kim Y, Lee S-A, Kim YJ, Esterhuizen M. 2022. Review on the ecotoxicological impacts of plastic pollution on the freshwater invertebrate *Daphnia*. *Environmental Toxicology* 37:2615–2638. [cit. 2023-04-16].
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tox.23623>

- Sanchez W, Bender C, Porcher JM. 2014. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environmental Research*. 128:98–100.
- Sánchez-Fortún A, Fajardo C, Martín C, D'ors A, Nande M, Mengs G, Costa G, Martín M, Sánchez-Fortún S. 2021. Effects of polyethylene-type microplastics on the growth and primary production of the freshwater phytoplankton species *Scenedesmus armatus* and *Microcystis aeruginosa*. *Environmental and Experimental Botany* 188:104510. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0098847221001404>
- Scarlat N, Fahl F, Dallemand J-F. 2019. Status and Opportunities for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Europe. *Waste and Biomass Valorization* 10:2425–2444. [cit. 2023-04-16]. <http://link.springer.com/10.1007/s12649-018-0297-7>
- Sekudewicz I, Dąbrowska AM, Syczewski MD. 2021. Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *Science of The Total Environment* 762:143111. [cit. 2023-05-08]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720366419>
- Senavirathna MDHJ, Zhaozhi L, Fujino T. 2022. Root Adsorption of Microplastic Particles Affects the Submerged Freshwater Macrophyte *Egeria densa*. *Water, Air, & Soil Pollution* 233:80. [cit. 2023-04-16]. <https://link.springer.com/10.1007/s11270-022-05556-2>
- Shen M, Zeng Z, Li L, Song B, Zhou C, Zeng G, Zhang Y, Xiao R. 2021. Microplastics act as an important protective umbrella for bacteria during water/wastewater disinfection. *Journal of Cleaner Production* 315. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652621024069>
- Shim WJ, Hong SH, Eo SE. 2017. Identification methods in microplastic analysis: a review. *Analytical Methods* 9:1384–1391. [cit. 2023-04-16]. <http://xlink.rsc.org/?DOI=C6AY02558G>
- Siegfried M, Koelmans AA, Besseling E, Kroeze C. 2017. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. *Water Research* 127:249–257. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135417308400>

- Sillanpää M, Sainio P. 2017. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. *Environmental Science and Pollution Research* 24:19313–19321. [cit. 2023-05-08]. <http://link.springer.com/10.1007/s11356-017-9621-1>
- Silva AB, Bastos AS, Justino CIL, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos TAP. 2018. Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta* 1017:1–19. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0003267018302587>
- Silva MM, Maldonado GC, Castro RO, de Sá Felizardo J, Cardoso RP, Anjos RM dos, Araújo FV de. 2019. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 141:561–568. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1930164X>
- Simon M, van Alst N, Vollertsen J. 2018. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research* 142:1–9. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135418303877>
- Sobhani Z, Zhang X, Gibson C, Naidu R, Megharaj M, Fang C. 2020. Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (i): Down to 100 nm. *Water Research* 174:115658. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135420301949>
- Sochorová M. 2022. Problematika detekce mikroplastů v technologiích úpravy vod [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí UP v Olomouci. 51 s.
- Su L, Xue Y, Li L, Yang D, Kolandhasamy P, Li D, Shi H. 2016. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution* 216:711–719. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749116305243>
- Sun J, Dai X, Wang Q, van Loosdrecht MCM, Ni BJ. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*. 152:21–37.
- Sussarellu R, Suquet M, Thomas Y, Lambert C, Fabioux C, Pernet MEJ, Goïc NL, Quillien V, Mingant C, Epelboin Y. 2016. From the Cover: oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113(9):2430.

- Szostková HM-A. 2021. Mikroplasty ve vodním prostředí: srovnání metod separace mikroplastů z biomasy vodních bezobratlých [bakalářská práce]. Brno. 80 s.
- Tagg AS, Harrison JP, Ju-Nam Y, Sapp M, Bradley EL, Sinclair CJ, Ojeda JJ. 2017. Fenton's reagent for the rapid and efficient isolation of microplastics from wastewater. *Chemical Communications* 53:372–375. [cit. 2023-04-16].
<http://xlink.rsc.org/?DOI=C6CC08798A>
- Tang S, Lin L, Wang X, Feng A, Yu A. 2020. Pb(II) uptake onto nylon microplastics: Interaction mechanism and adsorption performance. *Journal of Hazardous Materials* 386:121960. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419319144>
- Thompson RC. 2015. *Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions*. Švýcarsko: Springer, Cham. 447 s.
- Tsume S, Ohtani H, Watanabe C. 2011. *Pyrolysis-GC/MS data book of synthetic polymers: pyrograms, thermograms and MS of pyrolyzates*. Amsterdam: Elsevier.
- Turan NB, Erkan HS, Onkal Engin G. 2021. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. *Process Safety and Environmental Protection* 146:77–84. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0957582020317080>
- Turner A, Holmes LA. 2015. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental chemistry*, 12(5), 600–610.
- van Cauwenberghe L, Vanreusel A, Mees J, Janssen CR. 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182:495–499. [cit. 2023-04-16].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749113004387>
- van Weert S, Redondo-Hasselerharm PE, Diepens NJ, Koelmans AA. 2019. Effects of nanoplastics and microplastics on the growth of sediment-rooted macrophytes. *Science of The Total Environment* 654:1040–1047. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971834539X>
- Vermaire JC, Pomeroy C, Herczegh SM, Haggart O, Murphy M, Schindler DE. 2017. Microplastic abundance and distribution in the open water and sediment of the Ottawa River, Canada, and its tributaries. *FACETS* 2:301–314. [cit. 2023-05-08].
<http://www.facetsjournal.com/doi/10.1139/facets-2016-0070>

- Viršek MK, Lovšin MN, Koren Š, Kržan A, Peterlin M. 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Marine Pollution Bulletin* 125:301–309. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1730694X>
- Wagner M, Scherer C, Alvarez-Muñoz D, Brennholt N, Bourrain X, Buchinger S, Fries E, Grosbois C, Klasmeier J, Marti T, et al. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe* 26:2190–4707. [cit. 2023-04-16]. <http://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Waldschläger K, Lechthaler S, Stauch G, Schüttrumpf H. 2020. The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review). *Science of The Total Environment* 713. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720300942>
- Wang W, Ndungu AW, Li Z, Wang J. 2017. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment* 575:1369–1374. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896971632143X>
- Weber A, Scherer C, Brennholt N, Reifferscheid G, Wagner M. 2018. PET microplastics do not negatively affect the survival, development, metabolism and feeding activity of the freshwater invertebrate *Gammarus pulex*. *Environmental Pollution* 234:181–189. [cit. 2023-04-16]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749117323047>
- Weinstein JE, Crocker BK, Gray AD. 2016. From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35:1632–1640. [cit. 2023-04-16].
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.3432>
- Wesch C, Bredimus K, Paulus M, Klein R. 2016. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: a review. *Environmental Pollution*. 2018:1200–1208.
- World Health Organization. 2019. Microplastics in drinking-water. Geneva. [cit. 2023-05-08]. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>

- Wright SL, Kelly FJ. 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue?. *Environmental science & technology* 51:6634–6647. [cit. 2023-04-16].
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b00423>
- Wu CC, Bao LJ, Liu LY, Shi L, Tao S, Zeng EY. 2017. Impact of Polymer Colonization on the Fate of Organic Contaminants in Sediment. *Environ. Sci. Technol.* 51:10555–10561. [cit. 2023-04-16]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.7b03310>
- Wu Y, Guo P, Zhang X, Zhang Y, Xie S, Deng J. 2019. Effect of microplastics exposure on the photosynthesis system of freshwater algae. *Journal of Hazardous Materials* 374:219–227. [cit. 2023-04-16].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419304674>
- Xiong Y, Zhao J, Li L, Wang Y, Dai X, Yu F, Ma J. 2020. Interfacial interaction between micro/nanoplastics and typical PPCPs and nanoplastics removal via electrosorption from an aqueous solution. *Water Research* 184:116100. [cit. 2023-04-16].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135420306370>
- Xu Y, Chan FKS, Johnson M, Stanton T, He J, Jia T, Wang J, Wang Z, Yao Y, Yang J, et al. 2021. Microplastic pollution in Chinese urban rivers: The influence of urban factors. *Resources, Conservation and Recycling* 173:105686. [accessed 2023May11].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344921002950>
- Zalasiewicz J, Waters CN, Ivar do Sul JA, Corcoran PL, Barnosky AD, Cearreta A, Edgeworth M, Gałuszka A, Jeandel C. 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene* 13:4–17. [cit. 2023-04-16].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213305416300029>
- Zettler ER, Mincer TJ, Amaral-Zettler LA. 2013. Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environmental science & technology* 47:7137–7146. [cit. 2023-04-16]. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es401288x>
- Zhang K, Gong W, Lv J, Xiong X, Wu C. 2015. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution* 204:117–123. [accessed 2023May11]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749115002122>
- Zhang J, Wang L, Trasande L, Kannan K. 2021. Occurrence of Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Infant and Adult Feces. *Environmental*

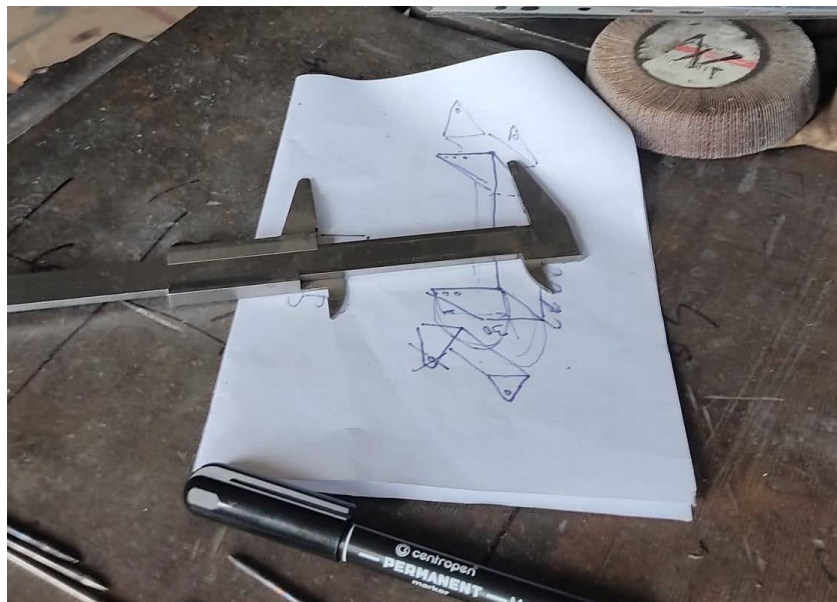
Science & Technology Letters 8:989–994. [cit. 2023-04-16].

<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.estlett.1c00559>

- Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch FDL. 2017. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research* 112:93–99. [cit. 2023-05-08].
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135417300489>

10. Přílohy

Příloha 1: Tvorba "manta" sítě (foto: autorka)



Příloha 2: WPO (foto: autorka)



Příloha 3: Celkové množství mikroplastu podobných částic ve slepých vzorcích

Počet MP podobných částic		
Měsíc	Roční měření	Testy „manta“ sítě
Březen 2022	10	-
Duben 2022	5	-
Červen 2022	4	-
Červenec 2022	8	-
Srpen 2022	7	-
Září 2022	12	-
Říjen 2022	10	-
Listopad 2022	8	7
Prosinec 2022	6	5
Leden 2023	5	-
Únor 2023	4	7
Březen 2023	6	-
Celkem	85	19

Příloha 4: Celkový počet nalezených mikroplastu podobných částic dle lokality (roční odběr)

Měsíc	Počet částic (ks)				
	Lokalita č. 1	Lokalita č. 2	Lokalita č. 3	Lokalita č. 4	Lokalita č. 5
Březen	30	37	42	15	9
Duben	39	34	22	25	15
Červen	45	48	75	115	50
Červenec	95	38	61	42	50
Srpen	28	18	37	53	58
Září	13	21	26	12	7
Říjen	23	6	17	21	4
Listopad	13	23	26	31	26
Prosinec	30	27	26	32	29
Leden	37	15	37	41	28
Únor	31	28	37	51	18
Březen	18	20	23	25	23

Příloha 5: Celkový počet nalezených mikroplastu podobných částic dle lokality (odběr „manta“ sítí)

Datum	Počet částic (ks)		
	Lokalita č.1	Lokalita č.2	Lokalita č.3
21.11.2022	184	-	-
27.11.2022	-	250	-
8.12.2022	-	-	252
16.02.2023	112	196	55

Příloha 6: Barevné složení mikroplastu podobných částic (roční měření)

Měsíc	Lokalita	Počet částic s uvedenou barvou (ks)									
		Černá	Šedá	Bílá	Hnědá	Červená	Oranžová	Žlutá	Zelená	Modrá	Bezbarvé
Březen	Č. 1	2	0	8	0	11	0	0	0	9	0
	Č. 2	4	0	4	0	9	0	0	0	19	1
	Č. 3	5	0	2	1	9	1	2	3	13	6
	Č. 4	2	0	2	0	10	0	0	0	1	0
	Č. 5	3	0	1	0	4	0	0	0	1	0
Duben	Č. 1	5	1	7	0	8	0	1	2	11	4
	Č. 2	5	0	4	1	5	0	0	4	9	6
	Č. 3	1	0	2	1	8	0	0	1	9	0
	Č. 4	4	0	3	0	4	0	0	0	5	9
	Č. 5	0	0	5	0	4	0	0	0	3	3
Červen	Č. 1	14	0	8	0	12	0	0	2	9	0
	Č. 2	7	0	6	0	13	0	0	1	21	0
	Č. 3	16	0	6	0	14	0	1	0	38	0
	Č. 4	15	0	20	0	38	0	5	1	36	0
	Č. 5	7	0	7	0	13	0	0	2	21	0
Červenec	Č. 1	8	5	14	0	21	0	0	2	39	5
	Č. 2	6	1	4	0	10	2	0	1	13	1
	Č. 3	4	0	3	0	21	1	0	0	32	1
	Č. 4	5	0	4	0	13	0	0	1	18	1
	Č. 5	5	0	7	0	11	1	1	0	22	3
Srpen	Č. 1	3	0	3	0	3	0	0	0	15	4
	Č. 2	4	0	3	1	2	0	1	0	7	0
	Č. 3	7	0	4	0	14	0	0	0	11	3
	Č. 4	5	0	5	0	12	0	1	0	28	0
	Č. 5	7	0	17	1	13	0	0	0	16	4
Září	Č. 1	0	0	8	0	3	0	0	0	0	2
	Č. 2	2	0	3	0	12	0	0	1	1	2
	Č. 3	5	0	2	0	7	0	0	0	9	3
	Č. 4	3	0	1	0	3	0	0	0	1	4
	Č. 5	2	0	2	0	1	0	0	0	2	0
Říjen	Č. 1	4	1	7	0	2	0	0	0	3	6
	Č. 2	0	1	3	0	1	0	0	0	0	1
	Č. 3	2	0	1	0	5	0	0	0	8	1
	Č. 4	1	0	1	0	11	2	0	0	6	0
	Č. 5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Listopad	Č. 1	2	0	2	0	5	0	0	0	3	1
	Č. 2	4	0	4	1	6	0	1	0	1	6
	Č. 3	2	1	7	1	6	0	0	0	3	6
	Č. 4	3	1	3	0	4	1	2	0	7	10
	Č. 5	7	0	1	0	6	0	0	0	8	4
Prosinec	Č. 1	1	0	1	1	10	6	0	0	7	4

Leden	Č. 2	2	0	6	0	9	1	0	0	1	8
	Č. 3	2	0	3	0	9	2	0	0	6	4
	Č. 4	0	0	8	0	13	2	0	0	2	7
	Č. 5	5	0	1	0	12	1	0	0	4	6
	Č. 1	2	0	15	2	11	0	1	0	6	0
Únor	Č. 2	3	0	3	0	1	4	0	0	4	0
	Č. 3	5	0	14	0	10	0	1	0	4	3
	Č. 4	7	0	9	1	8	0	3	0	6	7
	Č. 5	4	0	4	1	8	0	0	0	5	6
	Č. 1	3	0	10	1	10	0	2	0	2	3
Březen	Č. 2	0	0	6	1	9	0	1	0	6	5
	Č. 3	3	0	15	0	9	0	0	0	0	10
	Č. 4	5	0	13	1	9	1	0	0	10	6
	Č. 5	1	0	3	1	5	0	0	0	6	2
	Č. 1	2	0	2	1	2	0	1	0	5	5
	Č. 2	1	0	6	2	2	0	1	0	3	5
	Č. 3	3	0	2	0	7	2	0	0	6	3
	Č. 4	6	1	8	0	6	0	0	0	2	2
	Č. 5	1	0	3	1	6	0	0	2	4	6

Příloha 7: Barevné složení mikroplastu podobných částic (testovací odběry "manta" sítě)

Datum	Lokalita	Barva částic									
		Černá	Šedá	Bílá	Hnědá	Červená	Oranžová	Žlutá	Zelená	Modrá	Bezbarvá
21.11.2022	Č. 1	50	3	20	2	46	1	8	2	42	10
27.11.2022	Č. 2	8	4	72	1	47	2	17	17	57	25
08.12.2022	Č. 3	38	10	51	13	29	1	4	22	59	25
16.02.2023	Č. 1	10	11	27	0	23	2	0	2	29	8
	Č. 2	19	12	18	9	33	3	3	6	66	27
	Č. 3	5	1	18	0	9	0	4	2	13	3

Příloha 8: Typy nalezených mikroplastu podobných částic (roční měření)

Měsíc	Typ částice	Počet částic				
		Lokalita č.1	Lokalita č.2	Lokalita č.3	Lokalita č.4	Lokalita č.5
Březen 2022	vlákno	21	30	28	12	6
	fragment	4	5	13	3	2
	sfér. částice	5	2	1	0	1
Duben 2022	vlákno	26	24	15	10	6
	fragment	10	7	6	13	6
	sfér. částice	3	3	1	2	3
Červen 2022	vlákno	39	40	66	92	42
	fragment	5	3	5	16	7
	sfér. částice	1	5	4	7	1
Červenec 2022	vlákno	64	30	50	39	35
	fragment	22	7	9	2	10
	sfér. částice	8	1	3	1	5
Srpen 2022	vlákno	21	13	28	46	39
	fragment	6	4	8	4	12
	sfér. částice	1	2	3	1	7
Září 2022	vlákno	4	16	19	7	5
	fragment	6	4	2	4	2
	sfér. částice	3	1	5	1	0
Říjen 2022	vlákno	6	2	14	17	2
	fragment	10	1	2	1	2
	sfér. částice	7	3	1	3	0
Listopad 2022	vlákno	10	12	16	19	18
	fragment	2	8	10	10	7
	sfér. částice	1	3	0	2	1
Prosinec 2022	vlákno	18	11	15	19	22
	fragment	8	13	8	8	4
	sfér. částice	4	3	3	5	3
Leden 2023	vlákno	7	5	14	7	3
	fragment	3	3	3	13	14
	sfér. částice	0	11	7	3	4
Únor 2023	vlákno	11	14	11	28	7
	fragment	15	11	17	9	4
	sfér. částice	5	3	9	14	7
Březen 2023	vlákno	8	5	14	13	5
	fragment	7	7	9	11	11
	sfér. částice	3	8	0	1	7

Příloha 9: Typy nalezených mikroplastu podobných částic (testovací odběry „manta“ sítí)

Datum	Typ částic	Počet částic		
		Lokalita č.1	Lokalita č.2	Lokalita č.3
21.11.2022	vlákno	67	-	-
	fragment	96	-	-
	sfér. částice	21	-	-
27.11.2022	vlákno	-	39	-
	fragment	-	146	-
	sfér. částice	-	65	-
08.12.2022	vlákno	-	-	64
	fragment	-	-	126
	sfér. částice	-	-	62
16.02.2023	vlákno	54	71	14
	fragment	43	110	30
	sfér. částice	15	15	11

Příloha 10: Naměřená spektra reálných vzorků se dvěma nejpodobnějšími spektry z knihovny Hummel polymer sample library.

