

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra vodních zdrojů



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Znečištění vodstva mikroplasty
Bakalářská práce**

**Autor práce
Andrea Krasanovská**

**Zemědělství a rozvoj venkova
Veřejná správa v zemědělství, rozvoji venkova a krajiny**

Ing. Markéta Miháliková, Ph.D.

© 2023 ČZU

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Znečištění vodstva mikroplasty" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucí bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21.4.2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala své vedoucí bakalářské práce Ing. Markétě Mihálikové, Ph.D. za veškerou pomoc, věnovaný čas, trpělivost a cenné rady, které mi pomohly tuto práci zkompletovat.

Znečištění vodstva mikroplasty

Souhrn

Mikroplasty (MP) jsou definovány jako plastové částičky menší než 5 mm, přičemž byly prokázány MP o rozměru 1 μm , ještě menší částice jsou nazývány nanoplasty. Jsou považovány za látky znečišťující životní prostředí, které ohrožují všechny úrovně biologické organizace. MP se vyznačují velkým specifickým povrchem.

Mikroplasty se nacházejí ve velkém množství všude na Zemi, včetně chráněných a odlehlých oblastí, nejvíce trpí tímto znečištěním mořské prostředí. Do roku 2025 se odhaduje, že se ve vodním prostředí nahromadí přibližně 250 Mt plastů.

MP dělíme na primární a sekundární; primární jsou cíleně vyráběny, aby byly jejich pomocí vylepšeny vlastnosti produktů. Nejčastěji se vyskytují v zubních pastách, čisticí kosmetice, pracích prostředcích, v textilu, v nátěrech a impregnacích, filtračních zařízeních a produktech farmaceutického průmyslu. Sekundární mikroplasty pochází v převážné většině z větších kusů plastů, ze kterých se uvolňují působením různých faktorů, nebo vznikají fragmentací makroplastického odpadu v životním prostředí v důsledku mechanického namáhání, fotodegradace a oxidace. Většina MP ve vodním prostředí se skládá ze sekundárních plastů. MP se nachází v různých vrstvách vodního prostředí, na hladině, vodním sloupci i v sedimentech. MP se skládají z různých látek, zejména akrylu, polyamidu, polyesteru, polyethylenu, polypropylenu a polystyrenu. Čistírny odpadních vod je v současnosti nevládají spolehlivě eliminovat.

Mikroplasty se dostávají do životního prostředí s odpadní vodou, prostřednictvím čistírenského kalu, a především přímým znečištěním zejména z řek.

MP ohrožují biotu od planktonu po savce. Většina mikroplastů v tělech živočichů je pozřena, dále může být vdechnuta. Další ohrožení vzniká změnou přirozeného prostředí uvolňování dalších toxických látek.

MP se dostávají do lidského potravního řetězce. Veškeré dosud publikované výzkumné studie o mikroplastech v pitné vodě dokazují, že balená voda i voda z vodovodu může obsahovat mikroplasty. Jejich možný původ sahá od surové vody přes procesy úpravy až po obalový materiál a distribuční systémy. Nejúčinnějším způsobem odstraňování je zatím třístupňová filtrace.

Práce shrnuje také dostupné studie o mikroplastech v ČR, kterých zatím není mnoho.

Obecně je potřeba zlepšit monitoring MP v prostředí, zlepšit analytické metody a sjednotit metodiky pro stanovení MP v různých prostředích. Velké rezervy jsou také ve vzdělávání veřejnosti v této problematice jako metody prevence vzniku mikroplastů.

Klíčová slova:

mikroplasty, znečištění pitné vody, primární mikroplast, sekundární mikroplast, mikrovláknina, vodní ekosystém

Pollution of waters by microplastics

Summary

Microplastics (MPs) are defined as plastic particles smaller than 5 mm, while MPs of 1 µm have been demonstrated; even smaller particles are called nanoplastics. They are considered to be environmental pollutants that threaten all levels of biological organisation. MPs are characterised by a large specific surface area.

Microplastics are found in large quantities everywhere on Earth, including protected and remote areas, with the marine environment suffering the most from this pollution. By 2025, it is estimated that approximately 250 Mt of plastics will accumulate in the aquatic environment.

MPs are divided into primary and secondary; primary plastics are purposely manufactured to improve the properties of products. They are most commonly found in toothpastes, cleaning cosmetics, laundry detergents, textiles, coatings and impregnations, filtration equipment and pharmaceutical products. Secondary microplastics are mostly derived from larger pieces of plastics from which they are released by various factors or are formed by fragmentation of macroplastic waste in the environment due to mechanical stress, photodegradation and oxidation. Most MP in the aquatic environment consist of secondary plastics. MPs are found in different layers of the aquatic environment, on the surface, in the water column and in sediments. MPs are composed of various substances, in particular acrylic, polyamide, polyester, polyethylene, polypropylene and polystyrene. Wastewater treatment plants are currently unable to eliminate them reliably.

Microplastics enter the environment in wastewater, through sewage sludge and especially through direct pollution, especially from rivers.

MPs threaten biota from plankton to mammals. Most of the microplastics in the bodies of animals are ingested and can also be inhaled. Further threats arise from changes in the natural environment and the release of other toxic substances.

MPs enter the human food chain. All research studies published so far on microplastics in drinking water show that bottled and tap water may contain microplastics. Their possible origins range from raw water to treatment processes to packaging material and distribution systems. The most effective removal method so far is three-stage filtration.

The paper also summarises the available studies on microplastics in the Czech Republic, which are not yet numerous.

In general, there is a need to improve the monitoring of MP in the environment, to improve analytical methods and to harmonise methodologies for the determination of MP in different environments. There are also large gaps in public education on this issue as a method of preventing microplastics.

Keywords:

microplastics, drinking water pollution, primary microplastic, secondary microplastic, microfibrils, water ecosystem

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíl práce	9
3. Literární rešerše.....	10
3.1. Mikroplasty	10
3.2. Rozdělení mikroplastů	11
3.2.1. Primární mikroplast	11
3.2.2. Sekundární mikroplast.....	12
3.3. Mikroplasty ve vodním prostředí	13
3.4. Mikrokuličky	14
3.5. Vliv mikroplastů na lidské zdraví.....	15
3.6. Mikroplasty v pitné vodě.....	16
3.6.1. Výzkum pitné vody	17
3.6.1. Úprava pitné vody	18
3.6.2. Odstranění mikroplastů z kohoutkové vody	18
3.7. Mikroplasty v odpadních vodách	19
3.7.1. Odstranění mikroplastů z odpadních vod na ČOV.....	20
3.7.2. Čištění a odstranění MP z odpadní vody pomocí sorpčních procesů.....	23
3.8. Mikroplasty v řekách	25
3.8.1. Mikroplasty v sedimentech z amazonských řek, Brazílie	27
3.8.2. Výzkum mikroplastů v Brazílii.....	27
3.8.3. Mikroplasty v sedimentech Brazílie.....	28
3.9. Interakce bioty a mikroplastů.....	30
3.10. Praktické návrhy týkající se kontroly MP	30
3.11. Mikroplasty v oceánech.....	31
3.11.1. Původ mikroplastů v oceánech	33
3.11.2. Mikroplasty v Jižním oceánu	35
3.11.3. Politika snižování množství plastů v oceánech.....	36
3.11.4. Cíle udržitelného rozvoje a GPML	37
3.11.5. MARPOL a UNCLOS.....	37
3.11.6. Rezoluce UNEA.....	37
3.12. Mikroplasty v mořích	38
3.12.1. Mikroplasty ve Středozemním moři.....	38
3.12.2. Zdroje znečištění mikroplasty ve Středomoří	39
3.12.3. Mikroplasty v sedimentech, pobřežních oblastech a na mořském dně	41

3.12.4.	Mikroplasty na plážích	42
3.12.5.	Vliv znečištění mikroplasty na mořské živočichy obývající Středozemní moře 42	
3.12.6.	Mikroplasty v Baltském moři	43
3.12.7.	Mikroplasty v sedimentech Baltského moře	43
3.12.8.	Mikroplasty v Kaspickém moři	44
3.13.	Mikroplasty v České republice	45
3.13.1.	Mikroplasty v pitné vodě.....	45
3.13.2.	První výzkum svého druhu	45
3.13.3.	Analýza vzorků	46
3.13.4.	Nutnost speciální technologie	46
3.13.5.	Průzkum mikroplastů v povrchových vodách Vltavy a Labe.....	46
3.13.6.	Výsledky v České republice	47
3.14.	Mikroplasty v půdě	49
3.14.1.	Migrace mikroplastů v půdě	50
3.14.2.	Sledování mikroplastů v půdách.....	51
3.14.3.	Perspektiva do budoucna.....	53
4.	Závěr	54
5.	Seznam literatury.....	55
	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	74
	Seznam obrázků	75
	Seznam tabulek.....	76

1. Úvod

S plastovým materiálem se dnes setkáváme na každém kroku. Produkce plastu roste každým rokem více a více. Tím pádem se zvyšuje také množství plastového odpadu a s tím související objem mikroplastů v životním prostředí. S mikroplasty se dnes setkáváme prakticky ve všech složkách životního prostředí, jak v těch neživých, v ovzduší, půdě, sedimentech a především vodě, respektive v oceánech, tak také ve složkách živých, tedy v živých organismech. Výskyt mikroplastů ve vodě je ze všech složek životního prostředí nejvíce prozkoumán.

Důvodem zaměření se na téma mikroplastů jsou jejich negativní dopady na organismy a také lidské zdraví.

Plastový odpad se v současné době snažíme alespoň v naší zemi v co největší míře recyklovat, ale stále ho velké množství končí v životním prostředí, s největším zastoupením v oceánech, což má negativní dopady na podmořské živočichy a mořské ptactvo. Plastový odpad se v životním prostředí působením různých fyzikálních i chemických vlivů fragmentuje na menší částice, které označujeme jako mikroplasty. Tyto částice se díky své malé velikosti snadno dostávají i tam, kde bychom je nečekali, a to do pitné vody v našich domácnostech, a také do některých potravin, které denně konzumujeme. Z tohoto důvodu je důležité zjistit jaký mají vliv na člověka a jeho zdraví. Shromáždění dostupných údajů je prvním krokem ve snaze tento nenápadný proces zastavit.

2. Cíl práce

Téma v posledních letech získává hodně pozornosti a zatím nejsou všeobecně definovány metodiky a legislativní podklady pro hodnocení výskytu mikroplastů ve vodách. Cílem této bakalářské práce je shromáždit a utřídit dostupnou literaturu na téma znečišťování vod mikroplasty.

Dílčí cíle:

- popsat původ, výskyt a rozdělení mikroplastů
- popsat škodlivost mikroplastů
- popsat dostupnou literaturu o výskytu mikroplastů v různých typech zásob hydrologického cyklu
- pokusit se shromáždit dostupné údaje o monitoringu mikroplastů ve vodách ČR

3. Literární rešerše

3.1. Mikroplasty

Mikroplasty (MP) jsou definovány jako plastové částičky menší než 5 mm, přičemž spodní hranice není přesně stanovena (Pivokonský et al. 2018). Velmi často jsou považovány za látky znečišťující životní prostředí, které ohrožují všechny úrovně biologické organizace (Rochman et al. 2016). V přírodě byly prokázány mikroplasty i o rozměru pouhého 1 μm a je téměř jisté, že přítomny jsou i mnohem menší částice, které nazýváme nanoplasty, ty je však obtížné spolehlivě analyzovat. V životním prostředí byly prokázány i částičky plastů o velikosti pouze 1 pm. Dosavadní studie říkají, že zpravidla roste počet částic s jejich klesajícími rozměry (Pivokonský et al. 2018). Mikroplasty se vyznačují velkým specifickým povrchem, který je na dotek drsný (Zarfl & Matthies 2010). MP jsou doposud nové materiály v ekosystémech, které mohou mít multilaterální dopady na strukturu a funkci suchozemských ekosystémů v důsledku jejich rozšířené přítomnosti, environmentální perzistence a různých interakcí se suchozemskou biotou (Souza Machado 2018).

Mikroplasty jsou nyní středem celosvětové pozornosti, protože se vyskytují prakticky ve všech ekosystémech. Důvodem je především skutečnost, že běžné systémy čištění odpadních vod nejsou navrženy tak, aby odstraňovaly mikrokuličky. Tyto částice tak procházejí kanalizací, obcházejí čistírny a dostávají se do různých recipientů, kde zůstávají po neomezenou dobu kvůli své nerozložitelnosti (Tanaka & Takata 2016). Mikroplasty se nacházejí ve velkém množství všude na Zemi, včetně chráněných a odlehlých oblastí, ale mořské prostředí trpí největším znečištěním v důsledku značného znečištění mořské hladiny a vodního sloupce a sedimentace v oceánu. exponovaná oblast (Huang et al. 2022b). V posledních letech se stále častěji objevují názory, že mikroplasty představují vážnou hrozbu pro rovnováhu a fungování ekosystémů, protože jsou absorbovány a zapleteny vodními živočichy a pravděpodobně se dostávají do lidského potravního řetězce (Corinaldesi et al. 2021).

Tyto faktory podnítily vědecký výzkum toxicity mikroplastů, který se stal hlavním tématem v nově vznikajícím oboru vodní nanotoxikologie. Za tímto účelem bylo dosaženo pozoruhodných výsledků při sledování a identifikaci cest mikroplastů a dalších látek z kanalizace do řek a posléze do oceánů a moří a při prokazování škodlivých účinků těchto špatně rozpustných látek na vodní organismy (Woods et al. 2021). Konkrétně nedávné studie prokázaly všudypřítomnost kosmetických mikroplastů a ukázaly, že jsou škodlivé pro larvy garnátů, měkkýše, kaspické síhy nebo rýžovníky (Chisada et al. 2021). Kromě toho byly mikroperličky popsány jako nosiče anorganických a organických toxických látek, včetně mnoha perzistentních znečišťujících látek a stopových organických sloučenin, mohou se vyskytovat v zubní pastě, peelingové kosmetice a také v rtěnkách. Také mikrosféry v produktech osobní péče a kosmetiky (POPK) fungují ve vodním prostředí jako nosiče toxických těžkých kovů, například chromu (Rubin & Zucker 2022). Mikrosféry mohou mít za důsledek zvětšení a vyplnění objemu a mají příznivé fyzikálně-chemické vlastnosti. Díky tomu, že jsou duté, mají nízkou měrnou hmotnost. Vyznačují se dobrými zvukoizolačními a termoizolačními vlastnostmi. Jsou inertní, tepelně stálé do 1000–1200°C.

Vzhledem k omezením stávajících metodik je odhad počtu mikrosfér, a tedy i množství mikroplastů, které se pravidelně dostávají do mořské vody, velkou výzvou. Odhady množství mikrosfér v různých ekosystémech byly popsány spíše jako funkce velikosti částic vzhledem k průměrné hmotnosti a vlastnostem polymeru (Huang et al. 2022b). Podle odhadu Gouin (2011) však denní spotřeba mikroplastů POPK na obyvatele v USA činí přibližně 2,4 mg, což by jen v USA znamenalo emise 263 t mikroplastů ročně. Následně bylo také odhadnuto, že množství mikroplastů uvolněných při jednom použití této kosmetiky se pohybuje v rozmezí od 4 594 do 94 500 ks, z nichž většinu tvoří polyethylenové materiály (Napper et al. 2015). Nedávno bylo odhadnuto, že jen v Baltském moři se každoročně ukládá přibližně 40 t mikroplastů (Gallo et al. 2018). Více než čtyři pětiny mikroplastů používaných v kosmetice tvoří polyethylenové plasty (PE), ale některé z těchto mikroplastů jsou charakterizovány také jako plasty vyrobené z jiných polymerů, jako je polypropylen (PP), polyethyltereftalát (PET), polymethylmetakrylát (PMMA; plexisklo) a nylon (Dąbrowska et al. 2022).

V současné době probíhá řada iniciativ, jejichž cílem je zmírnit negativní dopady mikroplastů, včetně těch z POPK, na mořské prostředí a všechny ostatní ekosystémy. V popředí těchto snah je nahrazení konvenčních syntetických mikroplastů ekologičtějšími, udržitelnějšími a biologicky odbouratelnými materiály. V tomto ohledu byly jako alternativy při přípravě ekologických mikrosfér pro udržitelnou kosmetiku použity univerzální biomateriály, jako je chitin a chitosan (Pathak et al. 2017). Kromě toho, že jsou šetrné k životnímu prostředí, mají mnohé z těchto alternativ velmi důležité biologické aktivity, které zlepšují kosmetické aplikace. (Silviana et al. 2022) a k čištění mikroplastů byly použity také různé fyzikálně-chemické techniky jako je prosévání, úprava pískem a úprava šterkem/mazivem, ale vzhledem k mikroskopické velikosti kosmetických mikroplastů ve srovnání s jinými mikroplasty tyto metody mají různá omezení (Ali et al. 2021; Huang et al. 2022b).

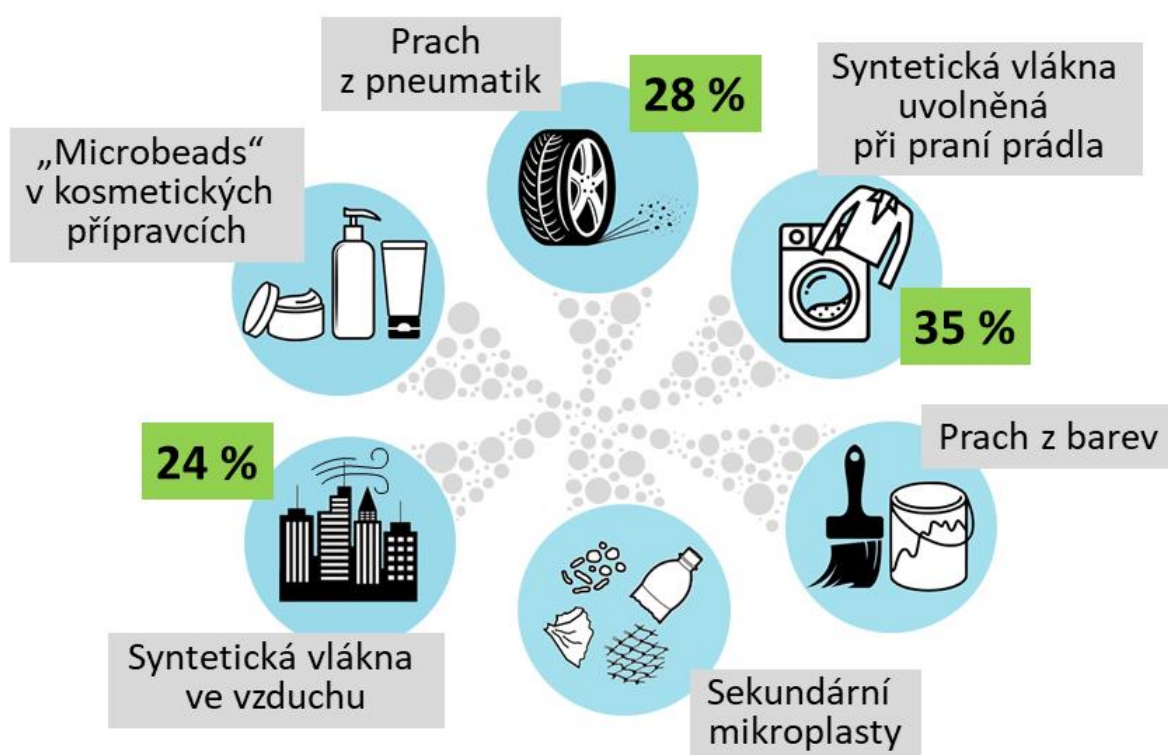
3.2. Rozdělení mikroplastů

3.2.1. Primární mikroplast

Pod pojmem primární mikroplast rozumíme ty mikroplastové materiály, které jsou cíleně a vědomě vyráběny, aby byly jejich pomocí vylepšeny vlastnosti produktů (Ústav pro hydrodynamiku). Primární mikroplasty jsou mikroplasty, které do životního prostředí přidávají nový plastový materiál o mnohem menší velikosti (Wang et al. 2019) a pocházejí z činností, jako jsou lékařský průmysl, běžné výrobky z každodenního použití, zemědělství, městská a dopravní infrastruktura, záměrné drcení a rozpad plastů, zpracovatelský průmysl, manipulace během výroby nebo také údržby továren (Lohr et al. 2017). Tyto mikroplasty se nejčastěji vyskytují v zubních pastách, čistících kosmetice, pracích prostředcích nebo v textilu. Dále je můžeme najít v nátěrech a impregnacích, filtračních zařízeních. A samozřejmě v textilním průmyslu (viz obrázek 1). Reportovány jsou i z farmaceutického průmyslu. Opotřebením, praním, nebo jen běžným používáním se uvolňují a zpravidla kanalizací nebo vzduchem se dostávají velice často do vodních toků a do půdy. Čistírna odpadních vod je v současnosti nevládnoucí spolehlivě eliminovat. Tak se tyto mikroplasty dostávají do ekosystému, který pozvolna začínají ovládat (Freidinger 2018).

3.2.2. Sekundární mikroplast

Sekundární mikroplasty pochází v převážné většině z větších kusů plastů, ze kterých se uvolňují působením různých faktorů (Freidinger 2018). Mohou také vznikat fragmentací makroplastického odpadu v životním prostředí (Wang et al. 2019). Fragmentace plastu je jednou z nejrozšířenějších a způsobila nejhlubší změny na zemském povrchu v nedávné historii. (Barnes et al. 2009). Fragmentace je způsobena mechanickým opotřebením, působením chemikálií a světla. Přestože výroba může omezit produkci mikroplastů, tvorba těchto sekundárních mikroplastů není plně kontrolována. Nejčastěji se vyskytuje ve vodních ekosystémech zvětváváním a prostým mechanickým opotřebením. Je těžké spočítat, kolik mikroplastů dnes plave ve vodě, a kolik jich kleslo ke dnu. Ačkoli velké kusy plastu bychom teoreticky dokázali sesbírat a následně spálit, mikroplasty jsou při současných technologických možnostech neodstranitelné. A to je jejich největší nebezpečí (Freidinger 2018).



Obr 1. Zdroje mikroplastů (ÚSTAV PRO HYDRODYNAMIKU)

3.3. Mikroplasty ve vodním prostředí

Znečištění MP se zvyšuje ve všech prostředích na celém světě, včetně jezer, řek, oceánů, sedimentů, půdy a atmosféry. Od roku 1950 výroba plastů exponenciálně narostla. Od roku 2015 se v životním prostředí nahromadilo přibližně 5000 milionů t plastů, téměř 80 % všech plastů, které kdy byly vyrobeny. Do roku 2025 se odhaduje, že nárůst bude rapidní a ve vodním prostředí se nahromadí přibližně 250 Mt plastů. Tyto plasty jsou degradovány na malé částice v důsledku mechanického namáhání, fotodegradace a oxidace (Yagi 2022). Mikroplasty se mohou lehce dostat do vodních toků přes domovní nebo průmyslové kanalizační systémy a také přes čistírny odpadních vod (Cole et al. 2011). Ve vodním prostředí byly identifikovány MP různých složení, včetně akrylu, polyamidu, polyesteru, polyethylenu, polypropylenu a polystyrenu. Jakmile se MP dostanou do vodního prostředí, mohou se šířit v různých vrstvách vody, a to v povrchových vodách, vodních sloupcích a mohou se usadit na dně, kvůli vlastnostem polymeru (např. hustota, plastické tvary, polarita), povrchovému biofilmu a podmínkám proudění vody. Většina MP ve vodním prostředí se skládá ze sekundárních plastů, které pocházejí z větších kusů (Yagi 2022).

Ačkoli plasty jsou uznávány jako lehké a vznášející se materiály a značné množství MP bylo kvantifikováno jako plovoucí úlomky při odběru vzorků z vrstvy povrchových vod, v různých sladkovodních útvarech, hustší plasty se mohou snadno ponořit a byly detekovány v sedimentech. Významná část plastových částic má však tendenci zůstat suspendována ve vodním sloupci. Ukázalo se, že konvenční čistírny odpadních vod jsou schopny odstranit některé z plastových MP, ale procesem prochází velké množství částic, které produkují stovky až tisíce částic na m³ odpadní vody, zatímco u malých částic je méně pravděpodobné, že budou zadrženy zpracováním. Zajímavé je, že podle Yagi (2022) nebyly zatím provedeny žádné studie, které by zkoumaly pohyblivost plastových částic v úpravkách pitné vody nebo jejich koncentrace v upravené vodě. Navzdory tomu, že ekologické a toxikologické dopady MP jsou stále do značné míry neznámé, mikroplasty jsou považovány za vznikající kontaminující látku, včetně obav z možného vlivu na lidské zdraví. Již bylo prokázáno, že mikroplasty mají nepříznivý účinek na různé organismy (Yagi 2022).

Tabulka 1. Hustota a použití nejběžnějších typů mikroplastických polymerů pozorovaných ve vodních biotopech (Yurtsever 2015).

Mikroplastový typ	Hustota	Oblast použití
Polyetylen s vysokou hustotou (HDPE)	0,94-0,96 g/cm ³	Lahve, stretch folie
Polyetylen s nízkou hustotou (LDPE)	0,91-0,93 g/cm ³	Plastové sáčky
Polypropylen (PP)	0,83-0,90 g/cm ³	Automobilový průmysl, uzávěry láhví, kuchyňské potřeby
Polystyren (PS)	0,96-1,05 g/cm ³	Plastové desky, papír, domácí potřeby
Polyvinylchlorid (PVC)	1,16-1,58 g/cm ³	Elektrické kabely, obalový průmysl, potrubí a instalatérské materiály
Polyethylenterefralát (PET)	1,37-1,45 g/cm ³	Potravinářský a farmaceutický průmysl, strojní výroba

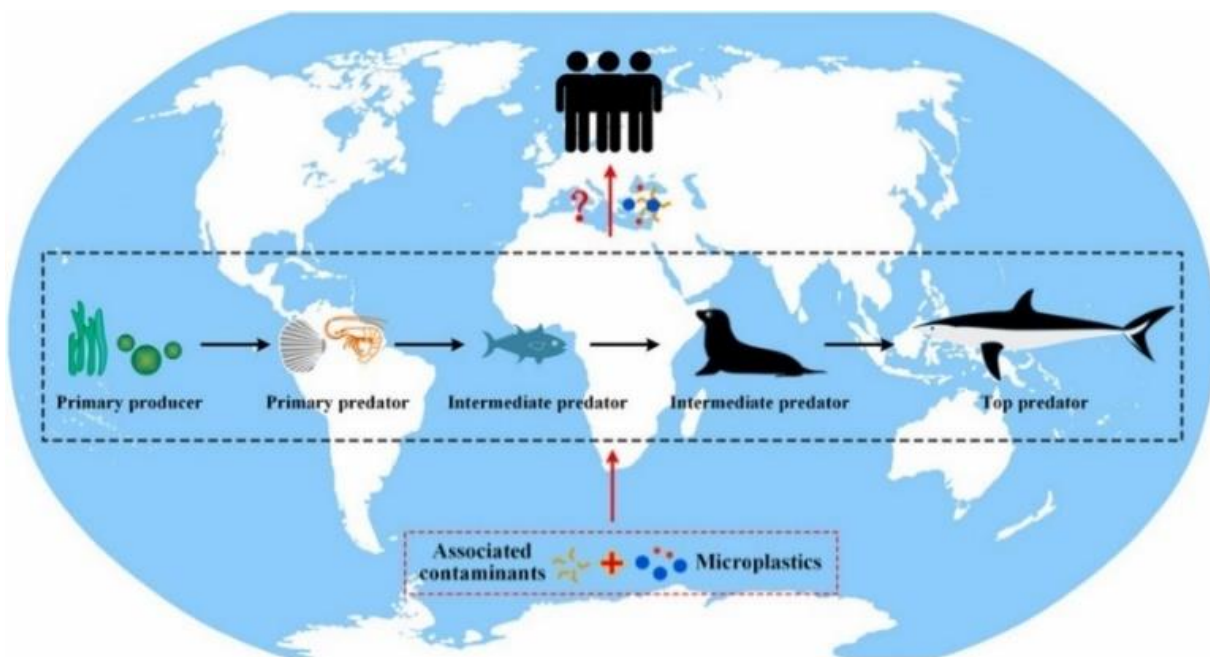
3.4. Mikrokuličky

Tzv. mikrokuličky mají velikost od 10 µm do 1 mm a skládají se z pevných plastových částic. Mikrokuličky jsou obvykle vyrobeny z polyethylenu a v některých případech z polyethylentereftalátu, nylonu a polypropylenu (Yuan et al. 2022). Mikrokuličky nebo také mikrosféry se nacházejí v celé řadě výrobků, včetně kosmetiky, výrobků osobní péče a čisticích prostředků pro domácnost. Účelem přidávání mikrosfér do těchto výrobků je jejich zdrsnění, protože působí jako abraziva (exfolianty). Často se používají jako plnidla nebo pevné látky, zejména pro udržované/kontrolované (v čase) uvolňování účinných látek a pro prodloužení trvanlivosti těchto výrobků, protože se jedná o relativně levné složky. Obvykle se tyto mikrosféry nacházejí v produktech osobní péče/kosmetiky, jako jsou mýdla na ruce, čisticí prostředky na obličej a krémy na obličej, které se ihned po použití spláchnou do kanalizace. Vzhledem k jejich relativně malé velikosti je primární zpracování obvykle neúčinné a končí v půdním a vodním prostředí. Kvůli jejich negativním účinkům různé země, včetně Kanady, Irsko, Nizozemska a Spojeného království, nedávno přijaly zákony zakazující používání mikrokuliček v produktech osobní péče a kosmetických přípravcích (Yuan et al. 2022).

3.5. Vliv mikroplastů na lidské zdraví

Lidé jsou možná nejvíce vystaveni mikroplastům a nanoplastům, protože jim mohou být vystaveni různými cestami, za zmínku stojí požití, vdechnutí nebo dokonce přímý kontakt s mikroplastem (viz obrázek 2). Bylo provedeno několik studií prokazujících přítomnost MP v potravinách, a to hlavně v mořských plodech, mořské soli, pitné vodě a v lidských vzorcích, jako je stolice (Kloukinioti 2022). MP mohou pocházet i z pneumatik automobilů. Plastový prach vzniká třením mezi koly a vozovkou a vítr ho odnáší do vodních toků. Pneumatiky automobilů generují každých 100 kilometrů 20 gramů plastového prachu (Oßmann 2021).

V posledních letech se rozrostly obavy ohledně vlivu mikroplastů z moří na zdraví člověka. Velkou obavou bychom měli mít z požití MP, které se nacházejí zejména v zažívacích ústrojích ryb, ale nemusíme mít takové obavy, konzumace zažívacího ústrojí bývá velmi ojedinělá. Dále se nikde neprokázalo, že by jejich absorpce do lidského těla byla požitím mořského živočicha vyšší než při vdechování prachu, jehož jsou mikroplasty součástí, i vzduchu, který denně vdechujeme (Lutz 1990; Lusher et. 2013; Wiczorek et al. 2018; Caron et al. 2018). V současné době je však o účincích mikroplastů na lidské zdraví známo jen málo a studie nadále probíhají. Nedávná zjištění naznačují, že je vysoce pravděpodobné, že MP může překročit epiteliální bariéru ve střevech, stejně jako v dýchacích cestách, plicích, a tak může mít škodlivé biologické účinky na lidské tělo, ale to nemůžeme také na 100 % potvrdit (Kloukinioti 2022).



Obr. 2. Koloběh MP (Huang 2021)

3.6. Mikroplasty v pitné vodě

Veškeré dosud publikované výzkumné studie o mikroplastech v pitné vodě dokazují, že balená voda i voda z vodovodu mohou obsahovat mikroplasty. Jejich možný původ sahá od surové vody přes procesy úpravy až po obalový materiál a distribuční systémy (Oßmann 2021).

Složení pitné vody je nedílnou součástí každodenního života a každého možného studia, jak se vyhnout mikroplastům v pitné vodě. Zajímá se o ně nejširší spektrum spotřebitelů, mimo jiné proto, že voda je každodenní a nedílnou součástí pitného režimu člověka. Důsledkem zájmu o kvalitu pitné vody je však také množství často protichůdných a někdy katastrofických údajů, které se složením vody a zejména potenciálními zdravotními riziky při její konzumaci souvisejí (Havel 2022).

Největším problémem, který Havel (2022) zaznamenal, je její čištění. Pitná voda může obsahovat bakterie, dusičnany a dusitany, mangan a železo, těžké kovy, ropné produkty, pesticidy, chlór, fluor a také zbytky léků a antikoncepce. Tyto látky nejsou schopné čistíčky odpadních vod zachytit a odstranit, to tedy znamená, že se k nám vrací ve formě vody z vodovodního kohoutku. Jde tedy o takový koloběh, vždy se k nám dostanou nazpět. Tyto látky, kterých se v poslední době ve vodě nachází stále více, zhoršují kvalitu vody a tím mohou přispět k různým zdravotním problémům, které ohrožují naše zdraví (Šťovíček & Šuta 2017). Je také možné, že mají negativní účinky na prostupnost lidského střeva (Hájková 2020).

Mikroplasty se skrývají až v 80 % kohoutkové vody. A jak se mohou do této vody dostat? Je to zapříčiněno např. praním oblečení, které obsahuje mikrovlákna. To je třeba populární fleece, nylon, nepromokavé látky a látky pro výrobu sportovního oblečení (Yachting 2022). Více mikroplastů se do vody z kohoutku může například dostat, pokud ji necháváme delší dobu odstát, jelikož se do ní dostanou ze vzduchu. Pitná voda není jediným zdrojem, z něhož se mikroplasty dostávají do lidského těla. Vědci v rámci studií našli mikroplasty ve všech částech lidského těla, a to včetně mozku, střev a dělohy (Havel 2022). Pokud bude plastů ve vodě přibývat stejným tempem, mikroplasty by v horizontu jednoho století mohly představovat všeobecné ohrožení vodních ekosystémů, což by mělo velmi špatný vliv i na zdraví lidí (Novinky, ČTK).

U vody z vodovodu je identifikace původu MP složitější. A to z následujících důvodů, voda z vodovodu se získává z různých zdrojů surové vody, může to být z podzemních nebo povrchových vod. Různé surové vody jsou kontaminovány různým množstvím MP. Podzemní voda, která je účinně filtrována půdou, může obsahovat méně MP než podzemní voda z krasových oblastí s nízkým filtračním účinkem. Kromě toho může surová voda z povrchových vod vykazovat mnohem vyšší míru kontaminace, protože je přímo vystavena životnímu prostředí. Za druhé, před poskytnutím odběratelům se surová voda z vodovodu upraví v několika krocích v závislosti na jejich počátečních podmínkách. Tyto kroky ošetření zahrnují například koagulaci, flokulaci, sedimentaci, filtraci a dezinfekci (Oßmann 2021).

Čtvrtina (26 %) světové populace nemá přístup k nezávadné pitné vodě alespoň jeden měsíc v roce. Méně než polovina (46 %) žije bez bezpečně spravovaných sanitárních služeb.

Voda, která je pro lidskou existenci naprosto nezbytná, je v některých světech považována za samozřejmost a často není doceněna. Naopak, pokud nebude k dispozici nebo bude v blízké budoucnosti nedostatek, stane se stále žádanějším a dražším zbožím a náklady na dovoz, čištění a další zpracování budou stále stoupat.

Arabský poloostrov, Africký roh, části indického subkontinentu, západní pobřeží Jižní Ameriky, Střední Asie – regiony, které v posledních letech trpěly bezprecedentními suchy a následným nedostatkem vody.

Podle OSN se problém nedostatku vody týká především rozvojových zemí. Lidé jsou tam dlouho oslabeni faktory, jako je rostoucí inflace a pandemie koronaviru, což problém ještě zhoršuje kvůli nedostatku vody.

Bez vody žijí až 2 miliardy lidí, přesto spotřeba celosvětově roste. Za posledních 40 let rostla ročním tempem 1 % a očekává se, že podobným tempem poroste i do roku 2050. Je to způsobeno především kombinací růstu populace, socioekonomického rozvoje a změn ve vzorcích spotřeby.

Podle OSN se však největší množství vody (70 %) využívá pro zemědělství.

Existuje několik řešení, jak se s touto globální výzvou vypořádat. To zahrnuje budování nebo zefektivňování infrastruktury, zvyšování investic do technologií a udržitelného zemědělství a podporu zranitelných komunit.

Život bez vody může mít dalekosáhlé dopady po celém světě, včetně migrace. Podle projekcí OSN a Světové banky hrozí sucho do roku 2030 vysídlení až 700 milionů lidí (Connor & Miletto. 2023).

3.6.1. Výzkum pitné vody

Pivokonský et al. (2018) zkoumali obsah mikroplastových částic ve sladké vodě a pitné vodě. Konkrétně byly vybrány tři úpravní vody v ČR, dodávané různými druhy vodních útvarů a jejich surová a upravená voda byla analyzována na mikroplasty. Mikroplasty byly nalezeny ve všech vzorcích.

Tato studie je jednou z mála, která určuje mikroplasty až do velikosti 1 μm , zatímco MP menší než 10 μm byly nejhojnější ve vzorcích surové i upravené vody, což představuje až 95 %. Dále byly MP rozděleny do tří kategorií podle jejich tvaru. Fragmenty jasně převažovaly u dvou úpraven a vlákna spolu s úlomky převládaly v jednom případě. Navzdory tomu, že bylo identifikováno 12 různých materiálů tvořících mikroplasty, většina MP (>70 %) se skládala z PET (polyethylentereftalát), PP (polypropylen) a PE (polyethylen).

Studie přispívá k vyplnění mezery ve znalostech v oblasti vznikajícího znečištění pitné vody a vodních zdrojů mikroplasty, což je znepokojující vzhledem k potenciální expozici mikroplastů člověku (Pivokonský et al. 2018).

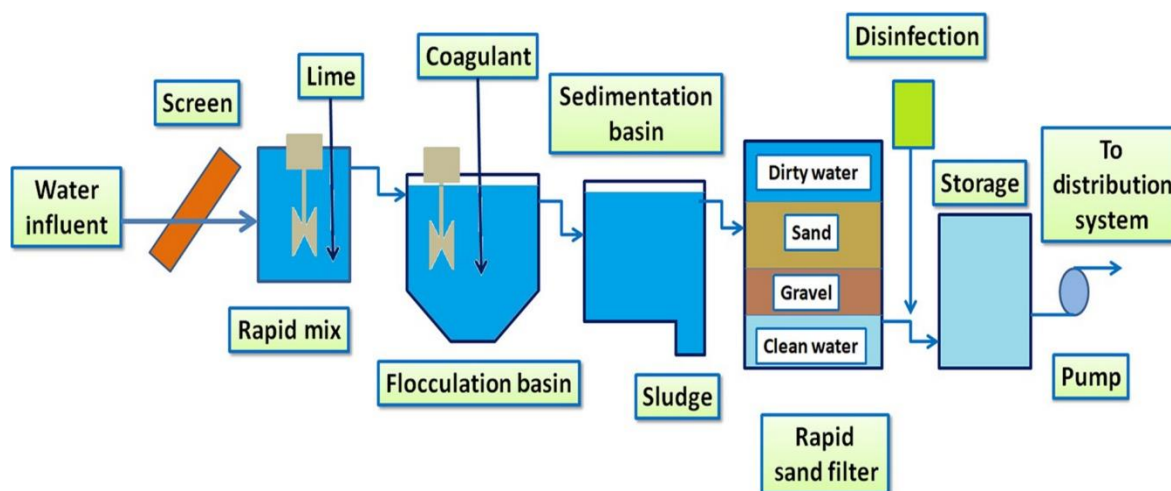
Mikroplasty v pitné vodě jsou každopádně náplní i dalších studií, jejichž výsledky zatím vycházejí spíše ve prospěch konzumace pitné vody z kohoutku. To je mimo jiné i závěr amerického výzkumu, který zjistil přítomnost mikroplastů v 93 % balených vod, a to v průměrném počtu 10,4 nanočástice v litru vody, což mělo být v porovnání s vodou z kohoutku dvojnásobné množství. Dost podobně dopadly i výsledky francouzské analýzy, která se zaměřila na výzkum složení balených pitných vod. Kanadský výzkum, který byl

publikovaný v roce 2019, naznačil, že sníme, vypijeme nebo vdechneme 74 tisíc až 121 tisíc částic mikroplastů ročně, a ten kdo pije balenou vodu, dalších asi 90 tisíc (Havel 2022).

Vědci rovněž vyzdvihují význam čištění užitkové vody. Díky tomu z ní můžeme dostat až 90 % obsažených mikroplastů. Podle WHO v současnosti však nemá správně nastavený systém čištění užitkové vod většina světové populace, což může být značný problém proti boji s mikroplasty (Novinky, ČTK, ř 2019).

3.6.1. Úprava pitné vody

Samotné úpravě pitné vody může v některých případech předcházet tzv. předúprava, založená na biologickém čištění, které, podobně jako při čištění odpadních vod slouží k odstraňování organických látek, živin a bakteriálního znečištění. Nicméně úpravny pitné vody přivádějí surovou vodu obvykle obsahující výrazně menší organickou zátěž. Čištění odpadních vod začíná odstraněním mechanických částic, a poté přidáním koagulačních činidel do surové vody, aby mohlo dojít ke koagulaci a flokulaci. Suspenze následně vstupuje do sedimentačních nádrží, kde se vyvločkovavé částice usazují na dně. Dále voda prochází filtrací; filtrační jednotkou je typicky pískový filtr s volitelným filtrem s aktivním uhlím jako dalším stupněm čištění. Filtrát je zpravidla chlorován pro dezinfekci a ošetřen UV zářením předtím, než vstoupí do vodovodního systému (Tang, 2021). Jak takové úpravny vypadají a jaký je průběh čištění pitné vody vidíme na obrázku 3.



Obrázek 3. Filtrační úpravna (Shmeis 2018)

3.6.2. Odstranění mikroplastů z kohoutkové vody

Nejmenší mikroplasty ve vodě z vodovodu měly asi 2,5 μm , i když většinou jsou podstatně větší. Je důležité porozumět velikosti, která hraje největší roli, jelikož to ovlivní typ požadovaného filtrování, které nám dokáže pomoci v jejich odstranění. Existují tři typy filtrů, které nám napomůžou v odstranění, můžeme je rozdělit dle velikosti (Obmann 2021).

1. 3stupňová technologie mikrofiltrace s podílem aktivního uhlí: Mezi ty nejúčinnější patří TAPP 2, který dokáže odstranit až 100 % všech známých mikroplastů.

2. Filtry pro reverzní osmózu: Jsou schopné odfiltrovat množství až do 0,001 μm , to znamená, že odstraní veškerý podíl mikroplastů. Jejich nevýhoda je, že jsou dražší a potřebují pravidelnou údržbu.
3. Destilační filtry: Teoreticky dokážou dodávat čistou H_2O a také jsou schopny přefiltrovat 100 % známých mikroplastů (Oßmann 2021).

Počáteční koagulace a sedimentace úpravny pitné vody může odstranit 1,8 % až 54,5 % mikroplastů, i když pokročilé zpracování posouvá odstraňování mikroplastů na celkových 88,6 %. Použití větší, než normální dávky vločkovacího roztoku experimentálně významně zvyšuje odstranění mikroplastů až o 62 %. Největší část mikroplastů odstraněných konvenčně je zachycena v kalu. Důležitá je proveditelnost úpravy vody pro odstraňování mikroplastů z vodních zdrojů, ale odhaluje kaly a membrány jako významné zdroje mikroplastů z úpravy vody. Jako doporučení pro zlepšení úpravy vody úpravou koagulanty, potenciální využití vznikající technologie sol-gel a začlenění pokročilé úpravy pro účinnější odstraňování mikroplastů. Obhájí předběžnou tepelnou úpravu kalu, která by potenciálně usnadnila rozklad mikroplastů a recyklaci membrány, aby se snížil opětovný vstup mikroplastů do životního prostředí (Mintenig et al. 2017).

Konvenční úprava vody zaznamenala neustálá technologická zlepšení pro čistší odpadní vodu, ale zlepšení se nezaměřovala na odstraňování mikroplastů. Membránové technologie úpravy vody běžně používané v odsolovacích zařízeních koncentrují mikroplasty na membránu a v retentátu a ošetření membrány a retentátu uvolňuje mikroplasty zpět do životního prostředí (Mejía et al. 2017). Membránová filtrace se také stále častěji používá v sekundárních nebo konečných fázích úpravy vody a v domácích filtračních systémech, jejichž zpracování a likvidace může zhoršit kontaminaci mikroplasty (Landaburu-Aguirre et al. 2015). Kal vznikající při čištění vody se před likvidací upravuje zahuštěním, stabilizací a odvodněním. Kal se také recykluje do čistíren odpadních vod (Tang 2021).

3.7. Mikroplasty v odpadních vodách

Mikroplasty v ČOV byly nevyhnutelně ovlivněny lokalitou, úrovní průmyslové činnosti a hustotou obyvatelstva. Mikroplasty v ČOV na různých místech se významně liší v množství, typu polymeru a morfologii. Kromě toho se prokázalo, že regionální rozdíly v množství mikroplastů a typů velice souvisejí s místní úrovní hospodářského rozvoje a ekonomickou strukturou (Yang et al. 2022). Můžeme uvést jako příklad pěny, které jsou primárně ze stavebních materiálů a pokročilých obalů a jsou ve velké míře spotřebovávány ve vyspělých zemích (Meng et al. 2020). Znečištění mikroplasty a jeho vztah k environmentálním a prostorovým faktorům, včetně úrovně hospodářského rozvoje a hustoty obyvatelstva, by proto měly být dále studovány, aby se určily hlavní faktory dopadu (Yang et al. 2022).

Plastový cyklus zdůrazňuje, že jednou z podstatných cest ke kontaminaci mikroplasty je vypouštění odpadních vod do vodního prostředí (Magnusson & Norén 2014). Odpadní voda obsahuje značné množství plastových částic a vláken oddělených od textilií, detergentů, kosmetiky, brusiv a pneumatik vozidel (Mason et al. 2016). Vypouštěný tok odpadních vod obsahuje 1,7 až 140 milionů mikroodpadků v průběhu jednoho dne, a to navzdory čištění odpadních vod. Talvitie et al. (2017). odhadli, že ČOV denně uvolní více než 4 miliony částic

mikroodpadu na zařízení, které byly identifikovány jako vlákna nebo fragmenty větších plastových předmětů (Magnusson & Norén 2014; Murphy et al. 2016).

Spolu s odpadní vodou se mikroplasty mohou dostat do životního prostředí prostřednictvím čistírenského kalu. Kal můžeme popsat jako pevné látky a živiny oddělené z odpadní vody, může obsahovat 20 až více než 180 částic mikroplastů na jeden gram vysušeného kalu, v závislosti na nakládání s kalem a výzkumných metodách (Talvitie et al. 2017). Jelikož kal obsahuje ve velkém množství fosfor a dusík, může se využívat jako hnojivo na zemědělskou půdu a může se také používat při terénních úpravách (Nizzetto et al. 2016). Množství mikroplastů v suchozemském prostředí může být 4krát až 23krát vyšší než v oceánech. Suchozemské plastové částice jsou také vystaveny odtoku do recipientů.

Ani jedna ze současných technologií čištění odpadních vod není ve skutečnosti navržena pro odstraňování plastových částic, protože byly navrhnuty primárně pro odstranění a neutralizaci živin, jako již zmíněný dusík a fosfor a také pro odstranění pevného odpadu a zbytků z průmyslových a odpadních vod (Talvitie et al. 2015; Mason et al. 2016). Technologie zpracování jsou obvykle založeny na mechanických, biologických a chemických procesech, které oddělují i částice MP, a to buď filtrací, nebo jejich připojením do vysrážených živin a mikrobiálních vloček (Talvitie et al. 2017).

Čím účinnější je čištění odpadních vod při odstraňování mikroplastů, tím více částic se do kalu odděluje, a tím se může zvyšovat jeho potenciál znečištění (Lares et al. 2018) Schopnost odstranění je navíc nejistý, protože výsledky se mezi výzkumy liší a v některých případech nebyl účinek nalezen (Habib et al. 2020).

V Evropské unii neexistují žádné normy pro koncentraci mikroplastů nebo mikroodpadků v čištěných odpadních vodách. Podíl mikroplastů v odpadních vodách a jejich potenciální cesty do ekosystémů nejsou zohledněny ani v právních předpisech v oblasti životního prostředí, ani v environmentálních povoleních udělených ČOV. I když je dokázáno, že mikroplasty způsobují škody jak ve vodním prostředí, tak v suchozemském, závažnost poškození je stále nejasná a další výzkumy nadále probíhají (Xu et al. 2020).

Společnosti používající mikroplasty ve svých produktech jsou hlavní příčinou problému. Společnost by se proto měla zaměřit na tyto zdroje, aby omezila nebo je úplně odstranila. Ale tento proces může nějakou dobu trvat a nemůžeme zdaleka říct, že se povede eliminovat používání mikroplastů. Jako poslední kontrolní bod by společnost měla zvážit následnou politiku zaměřenou na čistírny odpadních vod, aby se zabránilo možným škodám ve vodách a půdě. Evropská komise vyhodnotila, že mikroplasty a léčiva by měly být zohledněny při revizi směrnice o městských odpadních vodách (Evropská komise 2019).

3.7.1. Odstranění mikroplastů z odpadních vod na ČOV

Mikroplasty obsahují různé přísady, jako jsou změkčovadla, plniva a stabilizátory. Poskytují také povrch pro adsorpci různých chemikálií v životním prostředí, včetně léčiv a uhlovodíků, což komplikuje jejich ekotoxikologické účinky (Tang 2020, 2021). Spolu s

nanoplasty, které mohou vstupovat do buněk a narušovat buněčné funkce, je jejich odstranění z prostředí hlavním problémem (Tang 2020). Vzhledem k tomu, že dlouhodobá řešení pro odstraňování mikroplastů z životního prostředí musí být ještě vypracována, představuje zpracování vody a kalů okamžitý a proveditelný způsob odstraňování mikroplastů.

Úpravny pitné vody běžně odebírají vodu pro úpravu z různých zdrojů, včetně povrchové, podzemní a mořské vody, které jsou náchylné ke kontaminaci mikroplasty (Collivignarelli et al. 2018). Čistírny odpadních vod se specializují na čištění odpadních toků produkovaných průmyslovými, komerčními nebo rezidenčními subjekty (Murphy et al. 2016).

Primární čištění čistírny odpadních vod dokáže údajně odstranit 16,5 až 98,4 % mikroplastů. Sekundární čištění v čistírnách odpadních vod má celkovou účinnost odstraňování mikroplastů v rozmezí od 78,1 do 100 % a stupňovou účinnost od 7 % do 99,9 %. Terciární čištění dokáže odstranit z celkových 87,3 % na více než 99,9 %.

V odpadních vodách ČOV, nejčastěji polyetylen (PE) bylo nalezeno až 9000 $\mu\text{m}/\text{m}^3$ mikroplastů menších než 500 μm (Mintenig et al. 2017). Polyethylentereftalát (PET) je běžný v odpadních vodách (Ziajahromi et al. 2017). Syntetická vlákna, zejména polyesterová, o délkách 1000 μm byla také hlášena v odpadních vodách z čistíren odpadních vod (Mason et al. 2016). Kromě toho jsou mikroplasty, zejména PE, přítomny v čistírenských kalech z čistíren odpadních vod (Mintenig et al. 2017). Mikroplasty byly detekovány v různých fázích čištění kalů v íránských čistírnách odpadních vod, v rozsahu od 129 do 238 ks mikroplastů na suchou hmotnost kalu, což vyvolává obavy, že čistírenský kal může být důležitým zdrojem mikroplastů (Petroody et al. 2021).

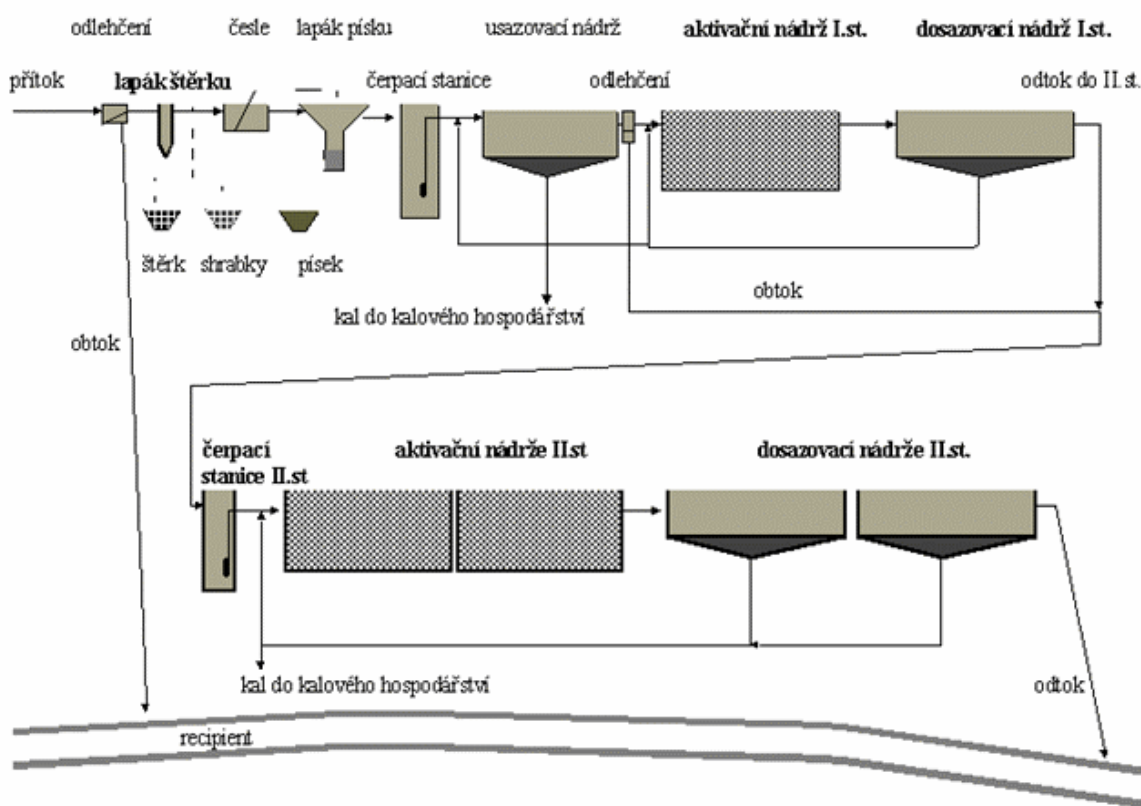
Primární odpadní voda pak odtéká do sekundárního stupně, kde se usazuje aktivní kal. Přibližně 30 % usazeného kalu se vrací do aerační nádrže k mikrobiální recyklaci, zatímco zbývající sekundární kal se odesílá ke zpracování a likvidaci (Rao et al. 2012). Membránové procesy aktivovaného kalu zahrnují do procesu aktivovaného kalu membránové procesy, jako je mikrofiltrace a ultrafiltrace. Membránové procesy nahrazují sekundární čistírnu v konvenčním procesu s aktivovaným kalem a umožňují oddělit aktivovaný kal a produkovat vysoce kvalitní odpadní vodu (Iorhemen et al. 2016). Další variantou procesu s aktivovaným kalem je anaerobně-anoxicko-aerobní proces (A2O), který se zaměřuje především na odstraňování dusíku a fosforu z odpadních vod. Skládá se ze tří nádrží: anaerobní, anoxické a aerobní (Zhang et al. 2018), přičemž fosfor je odstraňován organismy akumulujícími fosfor v anaerobní nádrži. V anoxické nádrži dochází k denitrifikaci dusičnanů a jejich přeměně na plynný dusík. V aerobní nádrži probíhá odstraňování BSK a nitrifikace a oxidací amoniaku vznikají dusičnany (Zhou et al. 2011). Odpadní voda z aerobní nádrže se recykluje do anoxické nádrže k dalšímu odstraňování dusičnanů a aktivovaný kal z následného usazování se vrací do anaerobní nádrže k recyklaci mikroorganismy (Zhang et al. 2018).

Terciární čištění odpadních vod obvykle sestává z filtrace pomocí metody flotace rozpuštěným vzduchem nebo různých médií, jako jsou pískové filtry, diskové filtry, biologicky aktivní filtry a gravitační filtry, které dále odstraňují nerozpuštěné látky (Ranade & Bhandari, 2014). K odstranění organických látek z vody lze volitelně přidat filtraci s aktivním uhlím. Alternativně lze použít i membránové technologie, jako je ultrafiltrace a reverzní osmóza, které se však v běžných ČOV obvykle nepoužívají (Hidayaturrehman a Lee, 2019). Jak celý tento proces biologického čištění funguje, je vidět na obrázku 4.

Odkalování a sedimentace při primárním a sekundárním čištění mohou odstranit více než 99,9 % mikroplastů, protože suspendované mikroplasty s nízkou hustotou lze odstranit odkalováním, zatímco mikroplasty zachycené v pevných vločkách se vysrážejí (Carr a kol., 2016). Pokud se však na nestabilních vločkách účinně nesrážejí, lze je resuspendovat, aby se zabránilo jejich odpařování a srážení. Tvorba biofilmů na mikroplastech navíc mění jejich povrchové vlastnosti, což komplikuje jejich odstraňování při čištění vody (Carr et al. 2016).

Tvorba biofilmů je ovlivněna dobou zdržení odpadní vody při sekundárním čištění a složením živin v odpadní vodě (Sun et al. 2019). Sun et al. (2019) zkoumali také mikroplasty v sekundárních a terciárních odpadních vodách z čistíren odpadních vod v Los Angeles County v USA a v Sydney Sanitary District v Austrálii. První z nich neuvádí zdroj odpadních vod, zatímco druhý stručně uvádí, že odpadní vody pocházejí od obyvatel Sydney. V prvním případě byly odebírány vzorky průtoků a konečných průtoků odpadních vod tak, aby byly v souladu se stávajícími předpisy pro vodovody a zařízení, zatímco ve druhém případě byl zachycen obsah odpadních vod umístěním síťových sítí přímo na odpadní vody se známými maximálními průtoky. Ziajahromi et al. (2017) zjistili v průměru 0,0007 mikroplastů na litr sekundárních odpadních vod, což je přibližně 686krát více než Carr et al. (2016). Tento rozdíl může být způsoben nedostatkem standardizovaných metod odběru vzorků mikroplastů a metoda odběru vzorků (Ziajahromi et al. 2017) byla nově vyvinutou metodou speciálně pro mikroplasty v odpadních vodách. K rozdílům může přispívat i použitá technologie čištění odpadních vod a kvalita vody v přítoku; Mason et al. (2016) zjistili, že rozdíly ve vypouštěných koncentracích mikroplastů korelují s velikostí populace obsluhované ČOV. Zjistili, že provzdušňováním během sekundárního čištění bylo odstraněno 99 % mikroplastů (zachycených na sítěch o velikosti ok 0,25 μm až 5 μm). Tento výsledek podpořil zjištění Carra et al. (2016), že primární a sekundární ošetření odstranilo většinu mikroplastů.

Schéma biologické části ČOV Jihlava - po intenzifikaci



Obrázek 4. Schéma biologické části ČOV (Švehla 2004)

3.7.2. Čištění a odstranění MP z odpadní vody pomocí sorpčních procesů

Studie Spáčilové et al. (2023) studovali proces zaměřený na vývoj technik odstraňování mikroplastů z vody pomocí sorpčních procesů. Je vhodný nejen jako terciární stupeň v čistírnách odpadních vod, ale i jako sekundární stupeň při úpravě povrchových a průmyslových vod. Z ekonomických důvodů tato studie používá levné přírodní materiály jako jsou zeolity a bentonity a jejich možné modifikace pro zlepšení účinnosti separace a životnosti nejen v laboratorním měřítku, ale i v reálných čistírnách odpadních vod.

Mikroplasty pro laboratorní testy byly připraveny simulovaným otěrem. Preparace se skládala z obrušování brusným papírem, korundovým brusným kamenem a přímou elektrickou bruskou. Síla a doba přípravy částic závisela na vlastnostech jednotlivých plastových materiálů (tuhost, měkkost, křehkost). Připravené mikroplastické částice byly charakterizovány rastrovací elektronovou mikroskopií (SEM, Tescan Indusem). Snímky byly pořízeny při urychlovacím napětí 15 kV. Povrch mikroplastických částic byl zmapován pomocí SEM, což umožnilo určit jejich velikost a tvar. Částice byly charakterizovány Ramanovou spektroskopií (Nicolet Almega XR s mikroskopem Olympus BX51, excitační laser 473 nm, výkon 5 mW). Knihovna pro detekci mikroplastů byla vytvořena ze spekter jednotlivých mikroplastů připravených abrazí.

Elementární analýzy byly provedeny pomocí SEM vybaveného energeticky disperzní rentgenovou spektroskopií (EDX, XFlash 5010 detektor a Quantax 200). Všechna měření byla provedena při urychlovacím napětí 15 kV. Kombinace metod EDX a micro-FTIR (Fourier transform infrared spectrometer, Nicolet Avatar 360, Zn Se ATR) metod byla použita pro kompletní kvalitativní analýzu vzorků obsahujících více typů mikroplastů.

Vzorky odpadních vod byly odebírány přes vzorkovací zařízení obsahující tři nerezové filtry o průměru 17 mm a drsnosti kovové tkaniny 500, 50 a 25 μ m (Eurositex, Česká republika). Před odběrem vzorků byl každý filtr dvakrát promyt v ultračisté vodě (PURELAB flex 1, ELGA LabWater, High Wycombe, UK) a etanolu pa (Sigma-Aldrich, Praha, Česká republika), vysušen v laboratorní sušárně při 45°C (ED 115, Binder, Tuttlingen, Německo) a umístí se stejným postupem do předem umyté 50ml skleněné láhve uzavřené víčkem s vnitřní hliníkovou fólií. Po odběru vzorků byl každý filtr vyjmut z odběrového zařízení a umístěn do stejných lahví utěsněných a těsně uzavřených. Následně a tentýž den byly Vzorky transportovány do analytické laboratoře. V laboratoři byl každý filtr vyjmut ze své skleněné láhve pomocí pinzety z nerezové oceli umyté v ethanolu pa a vložen do Petriho misky o průměru 40 mm, předem umyté stejným postupem jako skleněná láhev se vzorkem. Všechny filtry byly sušeny při 45 °C po dobu 24 hodin před jejich analýzami na Ramanově zařízení (WiTec WMT50 s mikroskopem alpha300 R, WiTec, Ulm, Německo). Na každém filtru složený obraz o ploše 1 cm²(rozlišení 1.25 μ m/px) byl pořízen při 100násobném zvětšení a doostření osy Z. V této oblasti byly hledány částice. Každá částice byla nejprve vyfotografována při pětisetnásobném zvětšení (rozlišení 0,25 μ m/px) a poté bylo změřeno jeho spektrum pomocí Ramanova laserového excitačního laseru 532 nm.

Pro stanovení stupně odstranění mikroplastů v technologickém/laboratorním měřítku byla vyvinuta statistická metodika pro vyhodnocení Ramanových spekter a stanovení frekvence/koncentrace mikroplastů. Výsledky byly analyzovány v jazyce R pomocí integrovaných statistických balíků (StatModel). Předběžné koncentrace mikroplastů ve vodě ČOV a laboratorních vzorcích byly porovnány pomocí (nespárovaného) dvou vzorku t-test [38]. Distribuce velikosti částic byly přizpůsobeny šířkám „bin“ 25–50–500 μ m Dále byly porovnány výsledky vizuální analýzy mikroplastů a Ramanovy spektroskopie pomocí Spearmanovy korelace v laboratorním i průmyslovém měřítku.

Sorpční systém na bázi bentonitu Branany a zeolitu klinoptilolitu pro odstraňování mikroplastů z vody byl úspěšně navržen a testován nejen v laboratorním měřítku, ale i na projektované poloprovozní jednotce v městské ČOV v ČR po dobu 10 měsíců. Pro zvýšení sorpční účinnosti bentonitu Branany byl vyvinut a úspěšně aplikován jednoduchý, ale velmi účinný systém hydrodynamického čištění. Designový systém sorpčních kolon v laboratorním měřítku byl úspěšně testován na všech typech mikroplastických částic připravených otěrem, jejichž tvary a velikosti odpovídají skutečným mikroplastům vyskytujícím se ve vodách. Pro získání výsledků s vysokou reprodukovatelností byla vyvinuta metoda mikroplastické charakterizace založená na Ramanově spektroskopii v kombinaci s SEM/EDX.

3.8. Mikroplasty v řekách

Řeky jsou považovány za hlavní cesty transportu mikroplastů z pozemní oblasti mořským ekosystémům. Existuje však nedostatek znalostí o způsobu šíření a transportu mikroplastů v říčních sedimentech.

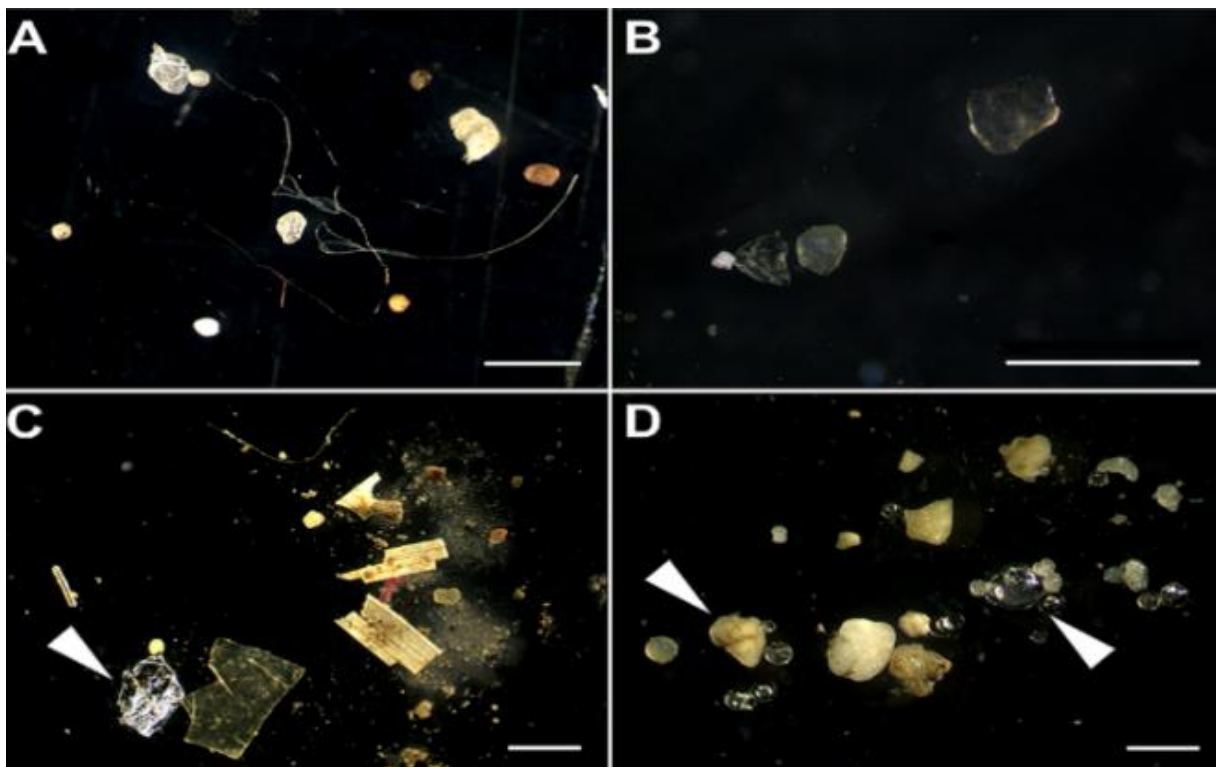
Je známo, že mikroplasty jako nově se objevující znečišťující látka ve vodním prostředí pocházejí ze suchozemských zdrojů a primárně jsou přenášeny potoky a řekami do jiných sladkovodních systémů a oceánů (Kooi et al. 2018). Vzhledem k nízké hustotě se mikroplastové částice po vstupu do vodního útvaru nejprve vznášejí ve vodním sloupci (Waldschläger et al. 2020) a následně jsou transportovány vodními toky nebo klesají do sedimentů v důsledku zvýšené hustoty způsobené dalšími faktory, jako je akumulace biofilmu nebo interakce se suspendovanými jílovými částicemi (Kaiser et al. 2017). Pokud dojde ke zvýšení rychlosti proudění, dříve usazené mikroplasty se pravděpodobně znovu mobilizují spolu se sedimentovými jíly (Nel et al. 2017). Říční sedimenty tak fungují jako jímky pro mikroplastické polutanty a působí jako zdroj další mobilizace (Liro et al. 2020).

Řeky hrají důležitou roli při přesunu MP z pevniny do moře a významně přispívají k fragmentaci MP (Sekudewicz et al. 2021). Pochopení mechanismů transportu MP v říčních systémech je proto nezbytné pro objasnění dynamiky určující interakci MP s biotou a také možnou fragmentaci a transformaci MP během transportu toky.

Ukázalo se, že koncentrace MP v říční vodě se mění s hloubkou a jsou vysoce závislé na hustotě populace povodí (Donoso & Rios-Touma, 2020) a sezónních změnách objemu vody (Fan et al. 2019). V říčních sedimentech byly nalezeny různé typy polymerů. Koncentrace MP v říčních sedimentech je obecně vyšší než ve vodě a biotické i abiotické procesy podléhají fragmentaci v závislosti na retenční době (Niu et al. 2021).

Sladké vody představují nejsložitější systém, pokud jde o přepravu a zadržování mikroplastů, neboť mikroplasty získávají ze suchozemského prostředí, fungují jako kanály pro mikroplasty do mořského prostředí, působí jako prostředek výroby mikroplastů rozpadem větších předmětů a působí jako jímky zadržující mikroplasty v sedimentech. Navíc sladká voda představuje řeky, potoky, příkopy, jezera a rybníky, všechny s velmi odlišnými charakteristikami.

Přestože značný počet studií významně přispěl k lepšímu pochopení distribuce MP v říčních sedimentech, vazby mezi procesy říčního transportu a odpovídajícími pastmi MP v sedimentech stále chybí. Tyto nedostatky jsou způsobeny špatnou aplikací základních principů ve fluvialních sedimentech. V tomto rámci existuje velká znalostní mezera, která se pokouší dát do souvislosti koncentrace MP v sedimentech s různými distribucemi sedimentů v říčních kanálech, zejména s ohledem na dynamiku remobilizace sedimentů během povodní (Ghinassi et al. 2023).



Obr. 5. Mikroplasty nalezené v sedimentu řek a) Labe b) Mosela c) Neckar d) Rýn (Wagner 2014)



Obr. 6. Kanály pro mikroplasty do mořského prostředí (Horton, 2018)

3.8.1. Mikroplasty v sedimentech z amazonských řek, Brazílie

Nové výzkumy poukazují na to, že řeky jsou hlavní cestou, odkud se plasty dostávají do oceánu, a to odhadem od 1,15 do 2,41 milionu t ročně (Lebreton et al. 2017). V Brazílii se většina výzkumů odehrávala na pobřežních prostředích (Castro et al. 2018).

Řeka Amazonka je hlavním pramenem největšího říčního systému na světě s průměrným průtokem kolem 210 000 m³/s do rovníkového Atlantiku, což odpovídá 20 % globální sladké vody, která teče do oceánů (Seyler & Boaventura, 2003). Řeka Amazonka a její přítoky odvodňují plochu 6,9 × 10⁶ km², od středních a severních And po rovníkový Atlantský oceán, a zatížení sedimentů se pohybuje řádově od 11 do 13 × 10⁸ t/rok (Meade et al. 1985).

Řeka Solimões představuje hlavní pramen systému až do soutoku s řekou Negro, která dává původ řece Amazonky. Řeky Solimões, Madeira a Negro jsou hlavními přítoky řeky Amazonky s průměrným průtokem 103 000 m³/s (49 %), 31 200 m³/s (15 %) a 28 400 m³/s (14 %), což dohromady zastupuje přibližně 78 % odtoku řeky Amazonky. Srážky nad povodím Amazonky jsou způsobeny jihoamerickým monzunem (Marengo et al., 2012), který způsobuje vysokou meziroční variabilitu hydraulických podmínek amazonských řek (Espinoza Villar et al. 2009). Solimões a Madeira klasifikovány jako divoké řeky kvůli jejich vysokému zatížení sedimenty.

Voda řeky Negro je kyselá a klasifikovaná jako černá, charakterizovaná velkým množstvím huminových sloučenin a nízkým zatížením suspendovaných sedimentů (Sioli 1984).

V obecném pohledu charakterizuje povodí Amazonky nízká hustota obyvatelstva a málo městských center a většina jeho velkých řek je relativně pod nízkým dopadem průmyslové, venkovské a domácí kontaminace (Seyler & Boaventura, 2003). Navzdory zdravému rozumu, že řeky Amazonky protékají odlehlým regionem, kde se nachází největší lesní oblast na Zemi, žije v Brazílii asi 20 milionů lidí rozptýlených na okrajích řek (Serrão & Thompson, 2005), které jsou také dopravními trasami pro produkty ze zemědělství, těžby a ropného průmyslu, což vystavuje některé sektory amazonských řek dopadům způsobeným rostoucími antropogenními aktivitami.

Nárůst lidské činnosti je hrozbou pro ekologickou rovnováhu tohoto jedinečného biomu (Lovejoy & Nobre, 2019). V regionálním měřítku má odlesňování a degradace půdy nepříznivé účinky na emise uhlíku a koloběh vody (Davidson et al. 2012). Rychlý růst městských center spojený s nedostatkem základních hygienických zařízení a těžební činností vede ke kontaminaci půdy a řek v místním měřítku (Melo et al. 2019). Nejvýznačnější městská populace spojená s řekami Amazonky tvoří metropolitní region Manaus, který má asi 2,2 milionu lidí, na soutoku řek Negro a Solimões. Region hostí jeden z nejmodernějších průmyslových a technologických parků v Latinské Americe, který zahrnuje více než 600 továren z různých úseků, jako je elektronika, motocykly, námořní, mechanické, metalurgické a termoplasty (Gerolin 2020).

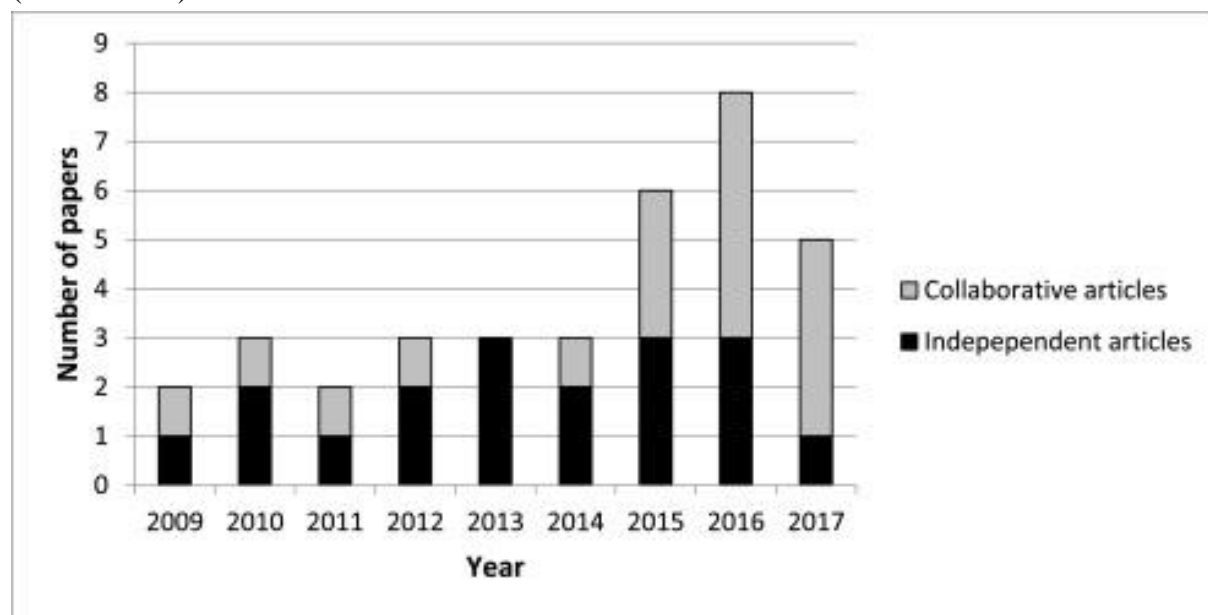
3.8.2. Výzkum mikroplastů v Brazílii

Vzhledem k rostoucímu počtu článků publikovaných ve vědeckých časopisech s velkým dopadem je častým omylem domnívat se, že mikroplasty v mořském prostředí jsou novým problémem. Výzkum začal v 70. letech 20. století znečištěním moří peletami, což jsou primární plasty (Carpenter et al. 1972; Gregory, 1977, 1978), a dalšími typy mikroplastů, které pocházejí z rozkladu různých plastových výrobků ze sekundárních zdrojů. Bylo vypracováno několik

zpráv (Costa & Barletta, 2015). V Brazílii bylo od roku 2009 publikováno 101 vědeckých prací zaměřených na plastové fragmenty menší než 5 mm (Colabuono et al. 2014) přezkoumali 101 prací, z nichž více než 80 % bylo publikováno v posledních 16 letech a více než 60 % z nich bylo publikováno v posledních šesti letech (Ivar do Sul & Costa, 2014).

V Brazílii, roku 2015 bylo přijato 35 příspěvků o mikroplastech. To odpovídá 8,4 % celkového počtu publikací na celém světě za stejné období. K nárůstu publikací v Brazílii došlo v roce 2015 a zdá se, že odráží pokrok v publikacích o mikrovláknech v celosvětovém měřítku v roce 2013 (Barboza & Gimenez, 2015). V roce 2016 však došlo také k nárůstu počtu publikací. Nárůst počtu studií zabývajících se mikroplasty v brazilských ekosystémech se očekával, ale až do konce třetího čtvrtletí roku 2017 se nárůst publikací na toto téma neřídil předchozím růstem.

Pokles počtu článků zaznamenaný v roce 2017 (viz obrázek 10) může být odrazem ekonomické krize způsobené brazilskou politickou krizí v roce 2013, která se od roku 2015 prohlubuje, a sociální krize vyjádřené manifestacemi, k nimž dochází od roku 2013. V oblasti vědeckých a technologických inovací se krize projevila i na mezinárodní úrovni, neboť mnoho výzkumných projektů bylo pozastaveno kvůli rozpočtovým škrtnutím, které byly nedostatečné již před vypuknutím epidemie; jak uvedl Luiz Davidovich, prezident Brazílské akademie věd (Castro 2018).



Obr. 7. Počet článků o mikroplastech publikovaných v brazilských ekosystémech nezávislým způsobem založeným na spolupráci ($n = 35$) (Castro 2018).

3.8.3. Mikroplasty v sedimentech Brazílie

Studie mikroplastů ve vzorcích sedimentů po celém světě začaly na počátku roku 2000 a od roku 2010 jsou stále častější (Miller et al. 2017). V Brazílii Ivar do Sul et al. (2009) provedli první studii mikroplastů v sedimentech (tabulka 2) a na pláži Fernando de Noronha našli 207 mořských fragmentů. Tvořilo je 135 plastových úlomků, 48 pelet, 12 skleněných úlomků, 12 nylonových monofilamentů po 10 kusech, 1 polystyrenová kulička a 1 plastová fólie. Z 207 úlomků bylo 39 % o velikosti 2-5 mm a 60 % tvořily pelety. Pelety byly pozorovány pouze ve vzorcích z jedné strany ostrova (návětrná pláž). Na 13 z 15 pláží souostroví Fernando de Noronha v rovníkové části západního Atlantiku byly nalezeny plastové pelety a jemné úlomky,

což svědčí o znečištění odlehlých oblastí mikroplasty. (Costa 2010) zjistili znečištění plastovými odpadky a granulemi na pláži Boa Viagem v Recife. V této studii byl plastový odpad analyzován na základě rozdělení na malé plastové fragmenty (1-20 mm) a mikroplasty (menší než 1 mm), přičemž nejčastějšími mikroplasty byly odpadky (96,7 %) a pelety (3,3 %).

Turra (2014) zkoumali množství 3D pelet v pobřežních sedimentech v zátocce Santos v São Paulu. Autoři našli plastové pelety ve většině studovaných pobřežních sedimentů v hloubce do 2 m, přičemž povrchová vrstva tvořila 10 % celkového objemu sedimentu. Množství pelet se snižovalo od mělkých vrstev k hlubším a zvyšovalo se ve dvou vrstvách v hloubkách 20-40 cm a 60-70 cm, přičemž mezi jednotlivými plážemi byly pozorovány rozdíly. Autoři odhadují, že zásoba pelet ve studované oblasti činí přibližně 762 milionů pelet.

Fernandino (2015) analyzoval koncentrace pelet na 24 místech v Salvadoru v Bahii. Jako nástroj pro klasifikaci studovaných lokalit a porovnání výsledků navrhli autoři index znečištění peletami, který klasifikuje pláže na základě počtu pelet nalezených na dané ploše povrchového písku; podle PPI (Pellet pollution index) žádná ze studovaných lokalit nevykazovala "velmi vysoké" hodnoty (koncentrace pelet vyšší než 150). PPI ukázal, že koncentrace pelet na lokalitách byly velmi nízké (0-25 pelet) byly pozorovány jak v zimě (75 % z 24 lokalit), tak v létě (66,67 %).

Carvalho a Baptista Neto (2016) pozorovali různé morfologické znaky mikroplastů v sedimentech pláží zálivu Guanabara v Rio de Janeiru. Na těchto plážích byla zjištěna vysoká koncentrace mikroplastů - 8 766 částic mikroplastů (56 % odpadků, 26,7 % polystyrenu, 9,9 % pelet a 7,2 % vláken).

Ve studii (Moreiry et al. 2016a) vykazovaly pelety v přílivové zóně pláže South Pontal, ústí řeky Paranagua, stát Paraná, vysokou variabilitu soustředěnou do přílivového cyklu, ale s malými časovými a prostorovými rozdíly mezi denním a driftovým vzorkováním. Autoři navrhli, že studie dynamiky pláží a jejich začlenění do analýzy mořského odpadu by měly být založeny na metodické standardizaci, aby srovnání mezi zónami, obdobími a průzkumy poskytlo spolehlivé odhady.

Moreira et al. (2016b) studovali prostorovou variabilitu a akumulaci pelet na 13 plážích v São Paulu, aby zjistili, kde se mikroplasty koncentrují více a mohou ovlivnit biotu. Analyzovány byly také vertikální profily do hloubky 1 m. Většina pelet byla nalezena do hloubky 0,4 m, což naznačuje, že organismy žijící v této zóně sedimentů jsou pravděpodobně ohroženy mikroplasty.

Vzorky plážového písku se celosvětově používají k monitorování znečištění mikroplasty, protože je lze snadno odebrat (Mai et al. 2018). Stejně jako u vzorků odebraných pod vodou se pro odhad koncentrace mikroplastů v sedimentech používají měrné jednotky suché hmotnosti, hmotnosti jednoho gramu nebo kilogramu předmětů, případně na cm² nebo na m² (Mai et al. 2018). Odběr vzorků v různých hloubkách umožňuje rekonstruovat historii ukládání mikroplastů (Hidalgo-Ruz et al. 2012). Kromě toho mohou být mikroplasty přenášeny bentickými organismy, jako jsou krabi a červi, takže při zvažování hloubky, v níž je sediment vzorkován, je třeba vzít v úvahu geochronologii sedimentu (Mai et al. 2018). Zkoumání plastových částic biotou je samostatným tématem k diskusi.

3.9. Interakce bioty a mikroplastů

Organismy jsou na mikroplasty citlivé, protože se nerozkládají. Pro posouzení toxických účinků mikroplastů na trofické přenosové procesy a různé trofické úrovně je třeba vzít v úvahu několik faktorů jak pro organismy, tak pro mikroplasty, včetně stanoviště, ekologické niky, typu interakce a chemických a morfologických vlastností mikroplastů a souvisejících chemických látek (Au et al. 2017). Například organismy, které obývají urbanizované pobřežní oblasti nebo se v nich často vyskytují, mohou být v těchto oblastech náchylnější k trofickému přenosu mikroplastů než v jiných biotopech (McCormick et al. 2016).

Dalším faktorem jsou specifika interakce mezi jednotlivými organismy a plastem. Na planktonní úrovni může přítomnost řas podporovat příjem mikroplastů hlavonožci živícími se filtrem, měnit chování zooplanktonu tím, že omezuje jeho schopnost přijímat potravu, zvyšuje úmrtnost a snižuje plodnost hlavonožců. Může vést k požití mikroplastů (Lee et al. 2013) Požití mikroplastů je nejčastějším způsobem, jak se můžou dostat do našeho těla a může vést k bioakumulaci kontaminantů spojených s mikroplasty v tkáních a/nebo tělních tekutinách a následným toxickým účinkům těchto částic (Wright et al. 2013) Většina mikroplastů je pozřena. Podle Weinstein et al. (2016), ale jsou možné i jiné cesty, například vdechnutí, protože polystyrenové mikroplasty o velikosti 8-10 μm , kterým jsou krabi vystaveni, jsou více absorbovány žábami a bylo prokázáno, že v těchto organismech se zdržují delší dobu. Další riziko pro biotu spočívá v tom, že mikroplasty mohou působit jako médium, vytvářet bakteriální biofilmy a pevné látky, přenášet různé druhy organismů a měnit výchozí stav prostředí (Goldstein et al. 2012).

Dopady mikroplastů sahají od buněčné úrovně, kde potlačují aktivitu enzymů a genovou expresi a způsobují oxidační poškození, až po ekosystémovou úroveň, kde mění chování, fungování ekosystému a dynamiku společenstva (Galloway et al. 2017). Vzhledem k všudypřítomnosti plastového odpadu lze předpokládat, že většina mořské fauny a flóry již přišla do styku s nějakou formou mikroplastů (Costa & Barletta 2015).

3.10. Praktické návrhy týkající se kontroly MP

K vyřešení znečištění plasty by mělo být vynaloženo společné úsilí vlád, výrobců plastů, průmyslových uživatelů, jednotlivých spotřebitelů, organizací pro nakládání s odpady a vědců (Worm et al. 2017).

- 1.) Snižte znečištění moří plasty přímo u zdroje. Je třeba omezit výrobu plastových výrobků (např. plastové mikrokuličky v každodenních chemikáliích, fólie pokrývající zemědělskou půdu, plastové výrobky na jedno použití), podporovat alternativy (přírodní plasty, rozložitelné polymery), zvýšit recyklaci plastového odpadu a zlepšit recyklaci odpadu. Zejména recyklace snižuje budoucí produkci plastového odpadu pouze tehdy, pokud nahrazuje primární výrobu plastů (Geyer et al. 2017).
- 2.) Posílení technologických inovací Je třeba rozvíjet technologie pro rozložitelné plasty a zkoumat alternativy udržitelným a nákladově efektivním způsobem. Dosud mezi rozložitelné plasty patří fotodegradabilní plasty, biologicky rozložitelné plasty, lehké a biologicky rozložitelné duální plasty atd. Obecné vlastnosti rozložitelných plastů jsou však ve srovnání s běžnými plasty nedostatečné, což omezuje jejich široké použití.

Kromě toho v odvětví rozložitelných plastů chyběly vhodné normy pro výrobky z rozložitelných plastů a existovaly vysoké náklady (Wang 2022).

- 3.) Zvyšování povědomí veřejnosti prostřednictvím vzdělávání s cílem omezit používání jednorázových plastových výrobků v každodenním životě. Vezměte si například skleněnou krabičku na svačinu, do hotelů si berte toaletní potřeby a vybírejte kosmetiku, která neobsahuje MP. Měl by být zaveden systém informování a vzdělávání veřejnosti o znečištění moří, aby se zvýšilo povědomí veřejnosti o znečištění moří, aby se zvýšilo povědomí veřejnosti o ochraně životního prostředí a aby se vytvořil návyk sbírat a třídít odpad, aby se snížilo znečištění moří (Wang 2022).
- 4.) Posílit mezinárodní spolupráci v oblasti nakládání s plastovým odpadem v mořích. Čína by se měla aktivně podílet na řízení a zmírňování znečištění moří a výroby plastů (včetně eliminace mikrokuliček a dalších plastů) a předkládat čínské návrhy na podporu celosvětového úsilí o řešení globálního znečištění moří a oceánů (Wang 2022).

3.11. Mikroplasty v oceánech

Od doby, kdy byla poprvé odhalena jejich všudypřítomnost v oceánech a mořských organismech, tak celosvětový zájem o mikroplasty značně vzrostl a dnes je hlavním tématem.

Severní Tichý oceán a přilehlá okrajová moře mají vysokou úroveň kontaminace mikroplasty ve srovnání s celosvětovým průměrem. MP byly pozorovány na pobřeží, mořské hladině a mořském dně od pobřeží po otevřený oceán, včetně Arktidy a Antarktického oceánu (Obbard et al. 2014). Již zmíněná všudypřítomnost, je velkým problémem a odhadovaný počet *t* mikroplastů, je vyobrazen na obrázku 8.

Jsou přijímány živými organismy, jako jsou bezobratlí, želvy, ryby, ptáci a mořští. Po požití mohou mít mikroplasty nepříznivé fyzikální a chemické účinky na tyto organismy v důsledku jejich malé velikosti a souvisejících toxických látek a existují obavy, že by mohly ovlivnit bezpečnost mořských plodů (Shim 2015).

Znečištění moří a oceánů plastovým odpadem bylo v posledních desetiletích hlavním globálním environmentálním problémem.

Mikroplasty přetrvávají a hromadí se v různých částech oceánu, kde představují příležitost pro akumulaci mikropolutantů a mikrobiální kolonizaci. I když tvorba biofilmu na plastech byla poprvé hlášena v roce 1970, teprve v posledních letech získaly pozornost výzkumu biofilmy spojené s plasty. Plastové povrchy představují problém, protože jsou výklenkem připraveným ke kolonizaci různými biofilmovými asamblážemi, složenými ze specifických bakteriálních společenstev a domnělých patogenů náchylných k získávání ARG (rezistence vůči antibiotikům) a rezistenci v biofilmu. Povaha rezistence vůči antibiotikům u vodního plastového odpadu však dosud není plně pochopena a zůstává znepokojující. Vzhledem k nevyhnutelnému nárůstu výroby plastů a vzniku odpadů se mikroplasty uvolňované do životního prostředí mohou ukázat jako problematické. Tento přehled zkoumá mikroplastový odpad v oceánech a možné obavy, které mohou vyvstat z přítomnosti mikroplastů ve spojení s příznivými podmínkami pro rozvoj a šíření rezistence vůči antibiotikům v oceánech a potravinové síti.

Specifické charakteristiky globálního Jihu je rozšířený špatně spravovaný odpad a odpadní vody z toho činí ještě větší výzvu. Současná studie provedla kritický přehled týkající se prevalence mikroplastů v oceánech v Latinské Americe a Karibiku a analyzovala také možné zdroje uvolňování mikroplastů do mořského prostředí. Většina posuzovaných studií poukazuje na špatné nakládání s odpadem, vnitrozemský nebo pobřežní, jakož i na špatně spravované odpadní vody jako na kritické zdroje znečištění oceánů plasty. Je však třeba se ponořit do účinků, které tyto mikroplasty vytvářejí na místní biotu a lidské zdraví (DianaIta-Nagy et al. 2021).

Atmosférické mikroplasty v pelagické oblasti vykazovaly vyšší hojnost a menší velikost ve srovnání s těmi v oblasti blízkého pobřeží, což naznačuje, že menší mikroplasty v atmosféře by mohly cestovat na dlouhé vzdálenosti nad oceánem. Distribuce atmosférických mikroplastů nebyla ovlivněna pouze povětrnostními podmínkami, ale mohla by také souviset se zdroji mikroplastů. Typy mikroplastových polymerů v kombinaci s analýzou modelu zpětné trajektorie ukázaly, že atmosférické mikroplasty v severozápadním Tichém oceánu pocházejí hlavně z pevniny a přilehlé oceánské atmosféry. Spearmanův korelační koeficient vztahu mezi vlastnostmi mikroplastů v atmosféře a povrchovou mořskou vodou měl tendenci se zvyšovat s rostoucími vzdálenostmi na moři. Terénní výzkum ukázal, že atmosférické mikroplasty jsou nezanedbatelným zdrojem znečištění moří mikroplasty (Ding et al. 2021).

Vzhledem k tomu, že znečištění životního prostředí mikroplasty je relativně novou oblastí výzkumu, hlavním problémem je nedostatek vhodných pravidel, předpisů a parametrů na celém světě. Proto se zdroje primárních a sekundárních částic mikroplastů liší od zdroje ke zdroji a díky tomu vzniká také rozdíl v rozdělení mikroplastových částic podle velikosti. Kromě toho se při testování mořské vody a sedimentů používají různé techniky a technologie. Nakonec, s různými kvalitami získaných výsledků, to vede k obtížnému anebo nedostatečnému srovnání. Kromě toho byl výzkum prováděn především na menších mořských organismech, což je třeba rozšířit na další větší organismy, jakož i na lidskou populaci, aby se vytvořil úplný obraz o negativních účincích kontaminace mořského potravního řetězce a mořského prostředí mikroplastovými částicemi obecně (Margeta 2021).

Existuje řada prokázaných negativních účinků i zdravotních důsledků na mořské organismy, a to jak na ty žijící při dně, které přijímají mikroplasty ze sedimentu, kterým jsou obklopeny, tak i na pelagické, které přijímají mikroplasty z vodního sloupce, ve kterém se nacházejí. Nicméně, s výjimkou přímo z mořského prostředí, mořské organismy přijímají mikroplasty také prostřednictvím potravního řetězce. Toho je dosaženo tzv. trofickým přenosem, tedy požíváním organismů menších, než jsou oni sami, které byly kontaminovány nějakým typem a formou mikroplastů. První problém související s kontaminací mořského prostředí mikroplasty se týká jejich bioakumulace mořskými organismy (Kögel 2020). Hlavním potenciálem akumulace poměr velikosti částic mikroplastů a velikosti mořských organismů. Navíc se to projevuje zejména u velkých predátorů, mořských savců, kteří jsou na vrcholu mořského potravního řetězce. I když pro větší organismy je snazší vytlačit mikroplastové částice ze střeva, mikroplastové částice se v těle nerozkládají, což má za následek řadu nepříznivých účinků včetně oxidačního stresu, tvorby granulomů atd. Kromě samotných mikroplastických částic navíc existuje nebezpečí škodlivých účinků bakteriálních patogenů, které se nacházejí v biofilmu, kterým jsou mikroplastové částice potaženy (Hollman et al. 2017). Kromě jejich delší životnosti je tak možné větší hromadění mikroplastů v těle.

Laboratorní testy se provádějí hlavně na menších organismech, zatímco testy na mořských savcích, kteří mají největší bioakumulační potenciál, stále nejsou prováděny v dostatečném počtu, aby bylo možné vytvořit širší obrázek o skutečném dopadu mikroplastů na takové organismy.

Dalším problémem bioakumulace je znečištění mořského prostředí mikroplasty. Plasty se proto skládají z různých přísad, chemikálií a toxických látek, které po uvolnění mohou způsobit značné škody na živých organismech a způsobit mnoho poruch. Toxicita jednotlivých částic závisí především na jejich velikosti a nikoli na jejich složení. Z toho můžeme usoudit, že mladé ryby a další larvy mořského života představují jeden z nejdůležitějších článků udržitelnosti letálních populací, kde jsou toxické účinky mikroplastických přísad (Prokić 2019).

Třetím je tvar a velikost samotných mikroplastických částic, konkrétně se říká, že tenké, podlouhlé částice se do těla vstřebávají snadněji než krátké, kulovité. Zatímco velikost je klíčovým faktorem, který ovlivňuje množství částic požitých mořskými organismy, je to také řada negativních účinků (Lehtiniemi 2018). Nadměrné využívání ryb a dalších mořských organismů v kombinaci s obrovským množstvím produkce plastů vede k výše uvedeným skutečnostem (Kögel 2020).

Lidé vynalézají, vyrábějí, používají, a nakonec uvolňují mikroplastické částice do mořského prostředí, čímž ohrožují nejen mořský život, ale i sami sebe. Vliv mikroplastických částic na mořský potravní řetězec a četné nepříznivé účinky vyplývající z tohoto problému. Mikroplasty jsou lidskému oku neviditelné a je obtížné je odlišit od jiných částic, jako jsou sedimenty a tkáně, dokonce i pod mikroskopem, ale v závislosti na odběru vzorků může určité množství mikroplastů představovat zdravotní (Margeta 2021).

3.11.1. Původ mikroplastů v oceánech

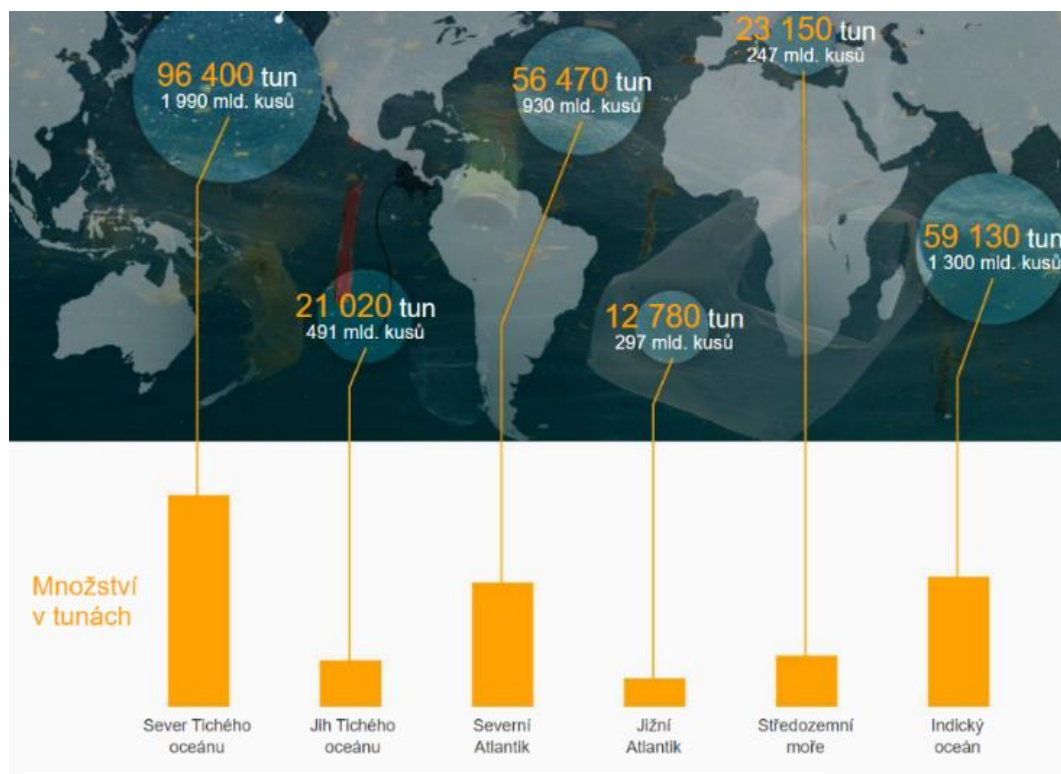
Původ mikroplastů v oceánech lze připisat dvěma hlavním zdrojům, a to přímému zavlečení s odtokem a zvětrávání mezo a makroplastického odpadu. Některé mikroplasty, zejména vyrobené mikro a nanočástice plastů používané ve spotřebním zboží, se dostávají přímo do oceánů prostřednictvím odtoku.

Patří mezi ně plastové částice o velikosti mikronů, které se obvykle používají jako exfolianty v kosmetických přípravcích, částice vznikající v průmyslu demontáže lodí a průmyslová brusiva v syntetických pískovacích médiích, mezi ně můžeme zařadit kuličky akrylových plastů a polyesteru. Ty se mohou snadno dostat do oceánů prostřednictvím odtoku (Andrady 2011).

Plastový odpad se vyskytuje na plážích, v povrchových vodách a v hlubokých vodách, ale jak již bylo zdůrazněno, míra zvětrávání v těchto třech lokalitách bude velmi odlišná. Na rozdíl od těch, které plavou ve vodě, plastový odpad ležící na plážích je vystaven velmi vysokým teplotám. Vzhledem k relativně nízkému měrnému teplu písku se písčná pláž a plastová podestýlka na ní mohou v létě ohřát až na teplotu 40 °C. Tam, kde jsou plastové úlomky pigmentovány tmavě, může teplo nahromaděné v důsledku absorpce slunečního infračerveného záření zvýšit jeho teplotu ještě výše (Shaw & Day 1994). Rychlost degradace se zdvojnásobí, když teplota stoupne pouze o 10 °C (Andrady 2011).

Zejména u neprůhledných plastů dochází téměř ke všemu počátečnímu oxidačnímu rozkladu na povrchových vrstvách. Tato lokalizovaná degradace je způsobena vysokým

extinkčním koeficientem UV-B záření v plastech, difúzně řízenou povahou oxidační reakce (Cunliffe & Davis 1982) a přítomností plniv, která brání difuzi kyslíku v materiálu. K degradaci dochází rychleji u panenských pelet, které neobsahují UV stabilizátory, ve srovnání s plastovými výrobky. Čistým výsledkem tohoto způsobu oxidační degradace je slabá, křehká povrchová vrstva, ve které se vytváří četné mikrotrhliny. Tento degradovaný křehký povrch je náchylný k prasknutí napětím vyvolaným změnami vlhkosti nebo teploty a také otěrem proti písku. Mikročástice plastů jsou odvozeny z této křehké povrchové vrstvy. Mikrokrakování povrchu je běžně pozorováno u plastů vystavených UV záření.



Obr. 8. Množství mikroplastů v oceánech (Fendrychová & Kropáček 2018)

Ke stejnému rozkladu nedochází u plastů vystavených při plavání ve vodě. Jak již bylo zdůrazněno, nízká teplota vody a nepříjemné účinky dramaticky zpomalují proces. Je také nepravděpodobné, že by plasty, které jsou přímo vyhozeny do vody (z nádob) nebo vyplaveny do vody před jakoukoli významnou degradací vlivem povětrnostních vlivů, neposkytovaly mikroplasty prostřednictvím tohoto mechanismu. Totéž platí pro plastový odpad, který klesá ve vodním sloupci. Nedostatek UV-B (rychle zeslabený v mořské vodě) k zahájení procesu, nízké teploty a nižší koncentrace kyslíku ve srovnání se vzduchem činí rozsáhlou degradaci mnohem méně pravděpodobnou než u plovoucích plastových úlomků. Nejpravděpodobnějším místem pro vznik mikroplastů v mořském prostředí je tedy pláž. Odstranění větších kusů plastového odpadu z pláží dříve, než jsou dostatečně zvětralé na to, aby byly povrchově křehké, může mít značnou hodnotu při snižování množství mikroplastů, které končí v oceánu. Čištění pláží proto může mít ekologický přínos daleko přesahující estetické zlepšení pláží a snížením mikroplastů přispívá ke zdraví mořské potravní sítě (Andrady 2011).

Tabulka 2. Množství vyprodukovaných plastů (Lebreton et al. 2017)

Lokalita	Produkce	Z toho	Z toho	Z toho	Z toho
Severní Amerika	vyprodukuje až 520 024 kusů plastu	340 328 do Středozevního moře	137 628 do severního Atlantiku		
Evropa	vyprodukuje až 752 371 kusů plastu	340 328 do Středozevního moře	137 628 do severního Atlantiku		
Indie	vyprodukuje až 795 973 kusů plastu	666 611 do Bengálského zálivu	42 709 do Indického oceánu		
Afrika	vyprodukuje až 758 431 kusů plastu	154 465 do Středozevního moře	91 194 do Bengálského zálivu	87 858 do severního Atlantiku	
Čína	vyprodukuje až 1 748 808 kusů plastu	871 225 do severního Pacifiku	556 487 do Čínského moře	92 687 do Žlutého moře	59 607 do Indického oceánu
Japonsko	vyprodukuje až 466 197 kusů plastu	408 585 do severního Pacifiku			
Indonésie	vyprodukuje 1 050 577 kusů plastu	310 072 do Indického oceánu	203 081 do Bengálského zálivu	103 128 do Čínského moře	76 464 do severního Pacifiku

3.11.2. Mikroplasty v Jižním oceánu

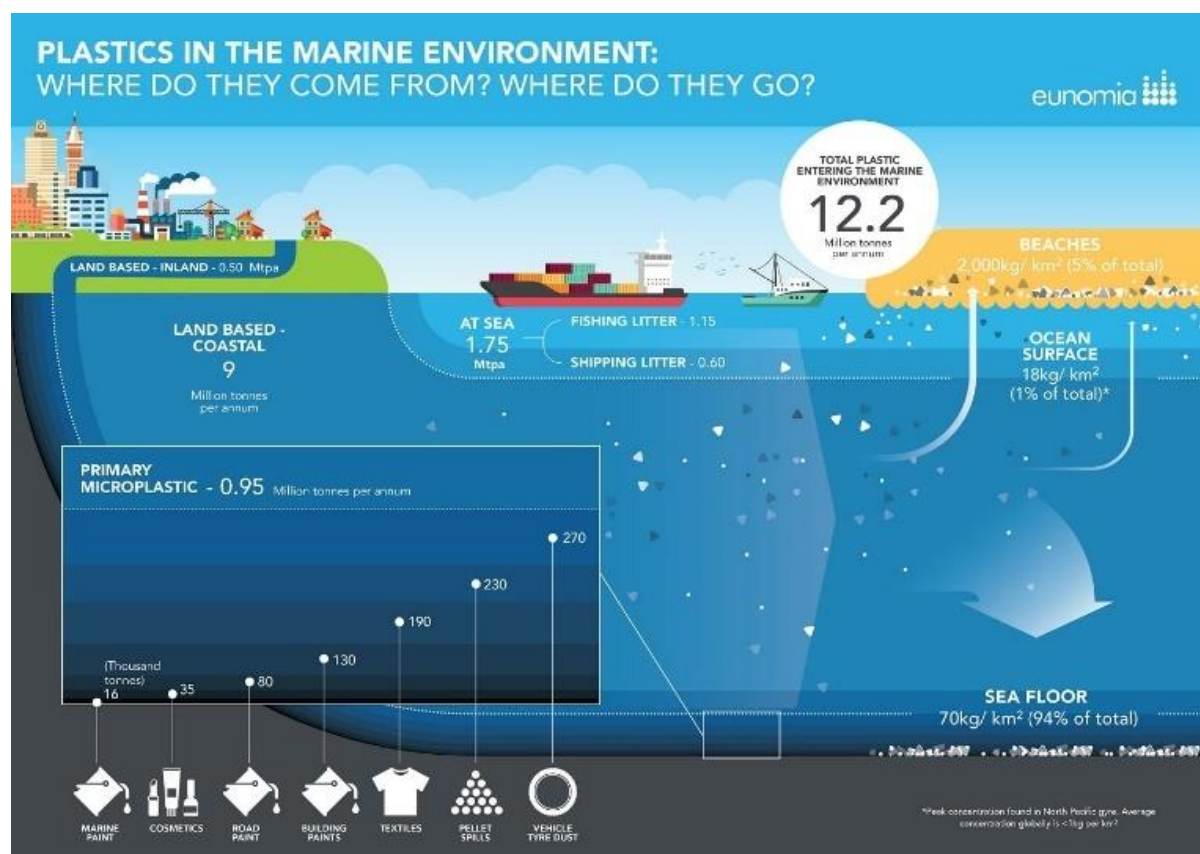
Nesprávné zacházení a nakládání s plastovým odpadem, může mít špatný dopad a může snadno uniknout do přírodního prostředí, zejména v regionech s vysokou hustotou obyvatelstva (Jambeck 2015). Četné plastové fragmenty se obvykle nacházejí v oceánech severní polokoule v oblastech, kde se plastové úlomky rozložily na plážích (Andrady 2011).

Řada nedávných studií informovala o sběru drobných plastových fragmentů, nazývaných MP v otevřených oceánech, včetně polárních vod Arktidy, okrajových mořím a u pobřežních vod. Důležité je, že mikroplasty mohou působit jako transportní vektor chemických

znečišťujících látek, který se dostane do mořského ekosystému v důsledku absorpce znečišťujících látek na jejich povrchu a jejich následnému požití organismy tak malými, jako je např. zooplankton (Desforges et al. 2015). Pokud bude vypouštění pelagických mikroplastů do oceánů pokračovat, bude takové znečištění v budoucnu nevyhnutelné a dopad na organismy bude devastující (Andrady 2011).

3.11.3. Politika snižování množství plastů v oceánech

Zdroje plastů v oceánech jsou různé a je třeba se jimi zabývat na místní, národní i mezinárodní úrovni. I když se může zdát, že vyčištění oceánu od plastů je účinná strategie, nedávné studie ukázaly, že nemusí být nákladově efektivní. Úlomky plastů se volně snášejí na povrch v relativně nízkých koncentracích (viz obrázek 9), což velmi ztěžuje jejich obnovu. Existují také obavy, že vyzvedávání takových plastů může poškodit mořské živočichy a biologickou rozmanitost.



Obr. 9. Přehled plastového odpadu proudícího do oceánu a jeho chování v něm (Sherrington, 2016)

Když se plast rozpadne na mnoho malých fragmentů, je téměř nemožné ho vystopovat a velmi obtížné ho odstranit. Vhodnějším řešením je místní čištění pláží a přístavů, nebo preventivní snižování množství plastů. V nedávné studii vědci vypočítali, že pokud by 35 zemí, které produkují nejvíce nerecyklovatelného plastového odpadu, snížilo svou produkci o 85 %, množství plastů, které se v roce 2025 dostanou do moře, by bylo o 75 % nižší, než se předpokládá. Pokud by pobřežní země snížily množství odpadu, který produkují, na celosvětový průměr a 11 % tohoto odpadu by tvořily plasty, mohly by snížit množství plastů, které se dostávají do oceánu, o 26 % (Jambeck 2015).

3.11.4. Cíle udržitelného rozvoje a GPML

V roce 2015 přijalo Valné shromáždění OSN v rezoluci Agendu 2030 pro udržitelný rozvoj a Cíle udržitelného rozvoje (Agenda OSN, 2015). Dokument stanoví 17 Cílů udržitelného rozvoje OSN, z nichž pět se zabývá znečištěním oceánů plasty (Kewshaw 2016). Cíl 14 se týká například ochrany, snížení znečištění moří všemi odpady a ochrany mořských ekosystémů; cíl 6 se zaměřuje na zajištění dostatku pitné vody pro všechny a zlepšení čištění odpadních vod. Cílem 11 je zvýšit udržitelnost měst a obcí. Cílem 12 je předcházet vzniku nadměrného množství odpadů prostřednictvím prevence a následného snižování a recyklace. Cílem 15 je zachovat suchozemskou biologickou rozmanitost a pomoci zabránit vyhynutí ohrožených druhů. Globální partnerství pro boj s odpadky v mořích (GPML) funguje na základě dobrovolného přístupu, v němž vlády, mezinárodní organizace, neziskové organizace, soukromé společnosti a jednotlivci spolupracují, aby všechny zúčastněné strany zavázali ke snižování množství odpadků v mořích.

3.11.5. MARPOL a UNCLOS

Mezinárodní úmluva o zabránění znečišťování z lodí (MARPOL), kterou vypracovala Mezinárodní námořní organizace (IMO), obsahuje šest příloh o zabránění znečišťování moře z lodí. Článek 5 plně zakazuje vyhazování plastového odpadu do moře z lodí jakéhokoli druhu (International Maritime Organization, 2018). Článek 6 úmluvy zakazuje vyhazování plastového odpadu do moře z lodí jakéhokoli druhu. Úmluva OSN o mořském právu (UNCLOS) v článku 192 zavazuje státy k ochraně a zachování mořských zdrojů. Článek 194 vyžaduje, aby státy přijaly veškerá možná opatření k prevenci, snížení a kontrole znečištění moří ze všech příčin.

3.11.6. Rezoluce UNEA

Zpráva z roku 2018 uvádí, že všechna tři předchozí zasedání UNEA se zabývala problematikou mořského odpadu. Na prvním zasedání (2014) byla přijata rezoluce 1/6, která žádá o odborné poradenství ohledně znečištění oceánů plasty a mikroplasty (UNEP 2014). Na druhém zasedání v květnu 2016 byla přijata rezoluce 2/11. V této rezoluci agentura UNEA požádala vlády, aby mimo jiné podpořily spolupráci soukromého a veřejného sektoru a užší spolupráci s průmyslem a občanskou společností na vývoji ekologičtějších alternativ k plastovým obalům. Vyzvala také k osvětové kampani o této problematice. V hodnocení byly předloženy tři možnosti, kterými se mělo řídit třetí plenární zasedání (UNEP 2017).

Prvním bylo zachování stávajícího stavu, druhým posílení stávajícího rámce a konečně třetím vytvoření zcela nového závazného právního rámce. Ten by například zavázal země ke stanovení cílů, které by vedly ke snížení množství plastového odpadu. Třetí konference o životním prostředí navazovala na první a druhou možnost. Jinými slovy, státy mají politickou vůli řešit problém dobrovolně, ale zatím není vůle vytvořit nový závazný právní rámec.

UNEP ve své rezoluci o plastovém odpadu vyjadřuje znepokojení nad rostoucí produkcí plastového odpadu a plastů obecně a vyzývá státy k lepšímu řízení a minimalizaci produkce odpadu. Rezoluce vyzývá státy, aby přijaly nové závazné právní předpisy a vypracovaly nové akční plány. Jedná se o poměrně účinné krátkodobé řešení (UNEP 2017). UNEP však také zdůrazňuje význam dlouhodobých řešení, jako je používání ekologičtějších alternativ, které by eliminovaly plastový odpad a zmírnily tak dopady znečištění plasty.

Rezoluce rovněž navrhuje posílit úlohu UNEP při řešení "plastové krize" a zaměřit se na neziskové organizace, které mohou zvyšovat povědomí o tomto problému a organizovat dobrovolnické aktivity, například úklid pláží. Stejně tak usnesení uvádí, že důležitá je i role soukromého sektoru, který může přispět k vývoji nových materiálů. Závěrem usnesení poskytuje vodítko, jak by se měla agenda plastového odpadu a mikroplastů vyvíjet před čtvrtým zasedáním v Nairobi v březnu 2019. Rezoluce vyzývá k předložení zprávy o dobrovolném úsilí členských států v boji proti mořskému odpadu a mikroplastům a o tom, jak toto úsilí podporuje činnost agentury UNEA a je v souladu s cíli udržitelného rozvoje.

Usnesením se rovněž zřizuje ad hoc skupina odborníků, která má prozkoumat překážky účinného řešení problému odpadků v mořích a možnosti řešení tohoto problému obecně. Expertní skupina se již pravidelně schází. Zvažuje možnosti na vnitrostátní a mezinárodní úrovni a v legislativní části se vrací k možnosti přijetí nových závazných mezinárodních právních předpisů a změny stávajících mezinárodních úmluv, které by lépe řešily problém plastového odpadu v oceánech. Konkrétnější právní otázky jsou popsány v dokumentu, který se zabývá překážkami při řešení problému plastového odpadu.

3.12. Mikroplasty v mořích

3.12.1. Mikroplasty ve Středozezemním moři

V dnešní době, jsou mikroplasty kontaminovány téměř všechny světové oceány a moře, ale Středozezemní moře bylo označeno za cílový hotspot světa, jelikož koncentrace mikroplastů v této oblasti je přibližně čtyřikrát vyšší než v severním Tichém oceánu. Ve Středozezemním moři byly hlášeny různé skupiny plastů a fyzikálně-chemické vlastnosti těchto plastových polymerů hrají důležitou roli v interakcích mezi těmito plastovými částicemi a jinými organickými látkami ve vodních útvech (Sharma et al. 2021). Závažný problém znečištění mikroplasty v pobřežních regionech je důvodem ke znepokojení, jelikož rostoucí hustota obyvatelstva, cestovní ruch, námořní přístavy a pobřežní činnosti přispívají velkou měrou k uvolňování komplexních a toxických kontaminujících látek, a to včetně každodenně používaných plastových předmětů. V důsledku různých pobřežních činností se do mořských útvarů uvolňuje přibližně 8,8 kg makroplastů na obyvatele za rok a počet uvolněných mikroplastů činí 0,18 kg na obyvatele a rok (Van-Wijnen et al. 2019).

Středozezemní moře bylo uznáno za šesté místo s nejvyšším místem hromadění odpadu v moři (Cozar et al. 2015). Různé typy plastových částic se nacházejí v pobřežních oblastech, na plážích, na mořské hladině a na mořském dně, které představuje téměř 30 tisíc t plastové hmoty ve Středomoří (Van Sebille et al. 2015).

Obavy o Středozezemního moře vůči znečištění plasty je způsobena obklopením třích kontinentů s hustou populací (~150 milionů), které působí jako past na plastový odpad. (Sharma 2021) Různé lodní, rybářské, průmyslové, turistické a další pobřežní činnosti také způsobují a přispívají velkou měrou ke znečištění Středozezemního moře mikroplasty. Oblast Středozezemního moře produkuje přibližně 208–760 kg pevného odpadu ročně na obyvatele a turistické aktivity ve Středomoří jsou jedním z velkých přispěvatelů k tomuto zvýšenému množství odpadu v mořích (Galgani et al. 2014).

Hlavními dovozci plastu do Středozezemního moře jsou Španělsko (126 t/den), Turecko (144 t/den), Itálie (90 t/den), Francie (66 t/den) a Egypt (77 t/den). Povodí Středozezemního moře

shromažďuje vodu z různých vysoce obydlených povodí řek (Nil, Rhôna, Pád) a je také spojeno Gibraltarským průlivem s Atlantským oceánem (Sharma et al. 2021).

Vědecké výzkumy zjistili, že plastové částice nebyly nahromaděny na mořské hladině, ale podstatně se nahromadily na pobřeží a mořském dně. Velké množství plastového odpadu bylo nalezeno v Kilíkijské dílčí pánvi, Katalánském moři a poblíž delty řeky Pád. Mezi městy jsou Barcelona, Alexandrie a Izmir hlavními městy přispívajícími plastovým odpadem ve Středozezemním moři. Následně z výsledků vyplývá, že za znečištění moří plasty jsou zodpovědné pozemní zdroje každé středomořské země (Liubartseva et al. 2018). Toto obrovské množství plastového odpadu po nahromadění ve Středozezemním moři prochází po určité době fragmentací na menší kousky (Güven et al. 2017). Ve středomořských povrchových vodách dominuje kontaminace plasty řada plastových fragmentů o velikosti milimetru (Suaria et al. 2016; van der Hal et al. 2017; Schirinzi et al. 2019).

V současné době je v průměru 95 % plastového odpadu vykázáno ve Středozezemním moři, včetně mořských vod, na mořské dno a také na plážích. Každý rok pronikne do evropského moře přibližně 500 000 t makroplastů a 130 000 mikroplastů a obrovská část těchto plastových fragmentů se dostane do Středozezemního moře (Sharma 2021). Oblast Středozezemního moře je hlavním hotspotem plastového odpadu se 7 % celosvětových mikroplastů (Suaria et al. 2016).

3.12.2. Zdroje znečištění mikroplasty ve Středomoří

Zdroje mořského odpadu se dělí do dvou kategorií, a to na pevnině a na moři, v závislosti na místě vstupu odpadu do moře. Celkový počet vyhozeného plastu do Středomoří se rovná 100 000 t, z nichž 50 % plastového odpadu obecně pochází z různých pozemních zdrojů, kdežto 30 % odpadu pochází z říčních kanálů a 20 % z námořních tras (Cincinelli et al. 2019).

Vstup plastového odpadu z různých pozemních zdrojů je příkládán 21 národům, které se nacházejí na třech různých kontinentech a tyto zdroje se obecně skládají z obvyklých domácích, průmyslových, obchodních a turistických aktivit. To můžeme uvést na příkladu Evropy, kde dochází k obrovské produkci plastového odpadu a většina tohoto odpadu je ukládána na skládky, které se pak každý rok dostanou do Středozezemního moře prostřednictvím průtoků odpadních vod, řek, odtoků dešťové vody a větrných proudů.

Zdroje plastového odpadu související s oceánem zahrnují výletní lodě, obchodní loďstvo, obchodní a rybářské činnosti, vojenské flotily, rekreační plavidla a další pobřežní činnosti, jako jsou ropné a plynové stanice, lokality akvakultury a vrtné činnosti. Tyto mega, makro a mezoplasty v moři jsou pak roztrženy na malé mikroplasty, což představuje vážnou hrozbu pro mořskou biotu, a nakonec i pro lidské zdraví (WW 2018).

Odhaduje se, že přibližně 94 % těchto drobných plastových fragmentů se nahromadilo na mořském dně, 5 % se shromáždilo na plážích a zbývající 1 % na povrchu oceánů (Sherrington 2016).

V Itálii se spotřebuje přibližně 2,1 milionu t plastových předmětů ročně, z nichž většina jsou plasty na jedno použití. Populace Itálie je považována za nejvyššího spotřebitele plastových lahví na vodu v celé Evropě s procentním rozsahem 70 % a každý den je v Itálii vyhozeno 32 milionů plastových lahví na jedno použití. Kromě toho je proces recyklace velmi omezený (40 %), což vede k masivnímu ukládání plastového odpadu do moře.

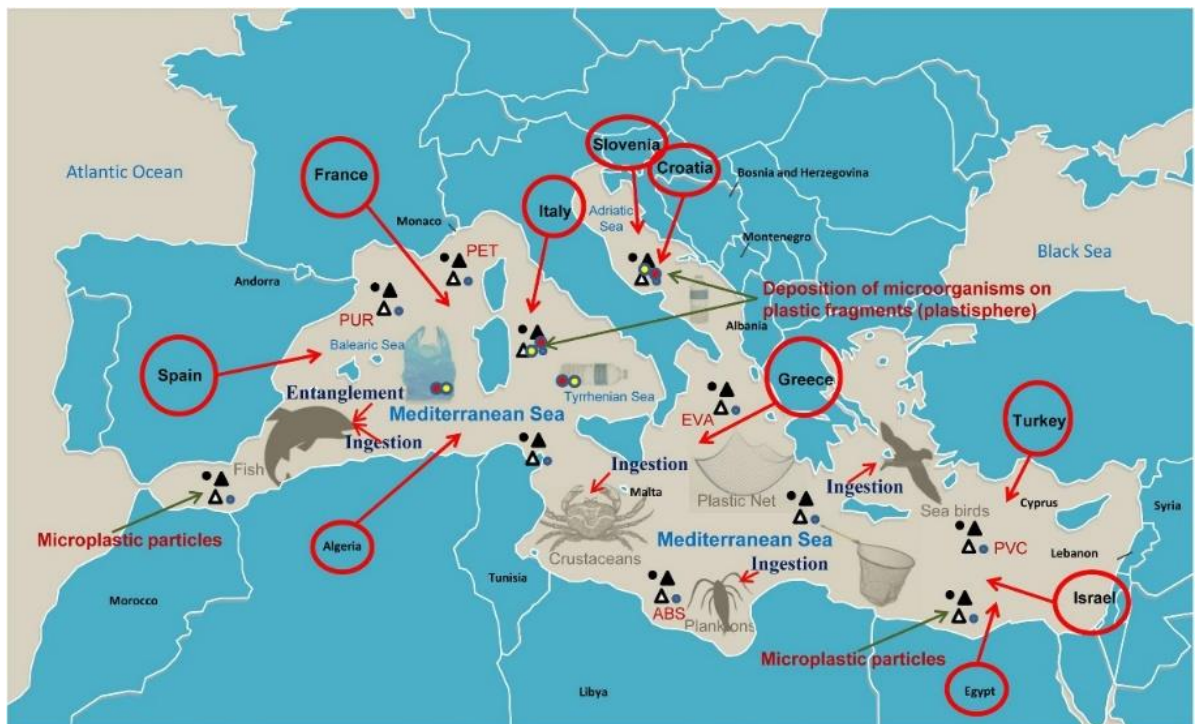
Španělská populace každoročně spotřebuje 3,84 milionu t plastových předmětů, z nichž pouze 35-38 % plastů je podrobena recyklaci. Většina, tedy 10 % plastů, je na jedno použití, což Španělsko řadí na vrchol žebříčku v celé Evropě, a to včetně 3500 milionů plastových lahví, 1500 milionů plastových kelímků, 5000 milionů plastových brček a 207 milionů jednorázových obalů ročně. V pobřežních oblastech, jako je Granada a Almeria, byla zaregistrována významná přítomnost skleníkových plastů, přičemž to jsou plasty, které se speciálně používají pro zemědělské účely, které by mohly být směřovány směrem ke Středozemnímu moři větrnými bouřemi, toky odpadních vod a řekami.

Řecká populace každoročně spotřebuje v průměru 6 milionů t plastových předmětů a pouze malé procento tohoto odpadu, které činí pouhých 20 % je recyklováno. Podle průzkumu byl nejvýraznějším odpadkem na plážích plast (51 %), za nímž následovaný papírem (10 %) a hliníkem (12 %). Přítomnost plastů je ve formě plastových sáčků, plastových lahví a plastových nádob. Nesprávné nakládání s pevným odpadem v zemi také přispívá ke znečištění mikroplasty ve Středomoří.

Ve Francii se spotřebuje přibližně 2–4 miliony t/rok plastových předmětů a populace Francie je zařazena mezi tři největší spotřebitele plastů v celé Evropě. Plastové předměty na jedno použití, jako jsou plastové tašky a plastové lahve, jsou velkými přispěvateli ke znečištění mikroplasty ve Středomoří, zatímco špatná recyklace plastového odpadu (pouze 21 %) vytváří mizernou situaci, která vede k likvidaci velké části plastového odpadu.

V roce 2016 bylo v Chorvatsku použito přibližně 54744 t obalového plastu a mezi nejčastěji používanými výrobky patřily menší polystyrenové výrobky. V chorvatských mořích byly hlavními nalezenými plastovými předměty plastové lahve, plastová brčka a plastové uzávěry. Míra recyklace v zemi patří mezi ty nejvyšší z uvedených zemí (Sharma et al. 2021).

Podle zprávy zveřejněné v roce 2017 využili Turci v roce 2015 v průměru 1,24 milionu t plastů a pouze 35–40 % plastového odpadu bylo recyklováno a zbytek odpadu byl naplněn na nechráněných skládkách (Gundogdu & Çevik 2017). Celkové zastoupení znečištění můžeme vidět na obrázku 10.



Obr. 10. Celkové zastoupení znečištění mikroplasty ve Středomoří (Sharma at al. 2021)

3.12.3. Mikroplasty v sedimentech, pobřežních oblastech a na mořském dně

Plasty s vyšší hustotou než mořská voda ($1,02 \text{ g/cm}^3$) mají tendenci klesat a hromadit se v sedimentu, zatímco polymery s nízkou hustotou jsou vázány na to, aby plavaly na povrchu nebo mohou být udržovány ve vodním sloupci jako suspenze (Chubarenko et al. 2018). Kromě hustoty, tvaru a chemického složení plastových částic hrají významnou roli při určování jejich mobility ve vodním prostředí. Proces biologického znečištění, který je spojen s fragmenty mikroplastů a určitými organickými materiály a také s mikroorganismy, může vytvořit modifikaci hustoty, která nakonec podporuje potopení plastových a mikroplastových zbytků ve vodě.

Sedimenty Středozemního moře jsou jedním z nejzřetelnějších pohlcovačů mikroplastů a mají velký potenciál pro jejich akumulaci. Analýza množství mikroplastů (ks na kilogram sušiny) v sedimentech v západním Středomoří ukázala, že množství mikroplastů (ks na kilogram sušiny) se pohybovalo od $45,9 \pm 23,9$ v Palma de Mallorca do $280,3 \pm 164,9$ v Malaze (Filgueiras et al. 2019). Další studie sedimentů v oblasti Cabrera na Baleárských ostrovech ukázala poměrně vysokou koncentraci $0,90 \pm 0,10$ mikroplastů/g ve srovnání s turistickými oblastmi na Mallorce v regionu Baleárských ostrovů. To souvisí s přenosem mikroplastů ze zdroje (oblast Mallorky) do místa určení (oblast Cabrery), což naznačuje, že antropogenní i environmentální faktory hrají důležitou roli při přenosu mikroplastů v různých oblastech (Alomar et al. 2016). První pozorování a analýza mikroplastů ve vzorcích sedimentů z Benátské laguny, města v severovýchodní Itálii, ukázala, že celkové množství těchto polyethylenových a polypropylenových plastových fragmentů se pohybovalo od 672 do 2175 mikroplastů/kg sušiny a jejich velikost od 30 do 500 μm . (Vianello et al. 2013). Mikroplastový odpad získaný

ze dnových sedimentů Tyrhénského moře v Itálii ukázal, že hlavním zdrojem plastového znečištění jsou různé zemědělské postupy, přičemž hodnoty tohoto mikroplastového sedimentu se pohybovaly od 45 do 1069 mikroplastů/kg sušiny (Guerranti et al. 2017).

Analýza Středozemního moře ukázala, že plastový odpad je všudypřítomný ve všech hloubkách od 900 m do 3000 m (Ramirez-Llodra et al. 2014). Vyšší koncentrace mikroplastů (92 %) byly nalezeny také na mořském dně v blízkosti pobřeží ve středním, západním a východním Středozemním moři. (Pham et al. 2014). Autoři upozorňují, že šíření těchto odpadků v mořích ovlivňuje několik faktorů, včetně větrných a vlnových proudů, bouří a hurikánů.

V jiné studii se na mořském dně v kaňonech La Fornella a Cap de Creus v severozápadní části Středozemního moře během dvou let nahromadily obrovské množství mořského odpadu, přičemž ve středním a severním Jaderském moři bylo nasbíráno přibližně 8000 mikroplastů na km² (Tubau et al. 2015). 2015 ukázaly, že na mořském dně v hloubce až 50 m bylo nalezeno velké množství pobřežních plastových odpadů.

3.12.4. Mikroplasty na plážích

Fragmenty mikroplastů jsou v pobřežních oblastech všudypřítomné a rozsáhlé turistické aktivity ve Středomoří jsou považovány za hlavní příčinu znečištění pláží, které nejen poškozuje pobřežní ekologii, ale také ničí kvalitu mořské vody. S ohledem na různé publikované zprávy je zřejmé, že plastové předměty jsou dominantními složkami odpadků na plážích a byly zjištěny na plážích Izraele (~90 %), východní Itálie (~81,1%) (Munari et al. 2016), Slovinska (~ 64%) (Laglbauer et al. 2014) a Řecka (~51%) (Kordella et al. 2013). Vzorky odebrané ze dvou důležitých pláží v severních a jižních lokalitách západního Lviho zálivu ukázaly vyšší koncentraci toxických mikroplastů v rozmezí od 33 do 798 mikroplastů/kg suché hmotnosti (na severní pláži) do 12–187 mikroplastů/kg sušiny (na jižní pláži). Toto časové rozložení mikroplastů na plážích závisí na různých vnějších silách, jako jsou větrné proudy, srážková rychlost, odtoková vrstva a konečně na blízkosti ústí řeky (Constant et al. 2019).

3.12.5. Vliv znečištění mikroplasty na mořské živočichy obývající Středozemní moře

V posledních letech se ztráta biologické rozmanitosti způsobená znečištěním moří stala alarmující hrozbou pro mořské ekosystémy a zdraví moří. Plastový odpad je jednou z hlavních příčin úbytku oceánů a biologické rozmanitosti na celém světě (STAP 2012) a Středozemní moře není výjimkou. Požití toxických fragmentů mikroplastů vodními živočichy je jednou z hlavních příčin úbytku mořských živočichů: více než 800 mořských druhů je kontaminováno plastovým odpadem v důsledku požití nebo zamotání (Dias 2016).

Byly zaznamenány případy požití mikroplastů mořskými rybami a mořskými ptáky, ale výzkum bezobratlých je omezen kvůli složitým technickým požadavkům a časovým omezením. Jiné studie uvádí, že mikroplasty pozřelo více než 220 druhů mořských ptáků, z nichž 55 % tvořily komerčně významné druhy, včetně slávek, krevet, ústřic, humra severského, sardelí, sledů, tresek, a kaprů (Lusher et al. 2017) dospěli k závěru, že mořští ptáci byli v posledních dvou desetiletích silně zasaženi požitím mikroplastů.

Bylo také potvrzeno, že přibližně 60 % kytovců přijímá mikroplasty. Kytovci i mořští ptáci jsou vystaveni mikroplastům, protože mají vysoký status a důležitou roli v potravním řetězci.

Středomořští kytovci a mořští ptáci z východní Austrálie byli v této studii vybráni jako dvě případové studie pro diagnostiku toxického stresu způsobeného tlakem mikroplastů.

3.12.6. Mikroplasty v Baltském moři

Baltské moře je jednou z největších brakických vodních ploch na světě. Má rozlohu asi 420 000 km² a pobřeží dlouhé asi 8 000 km. Obklopuje ji devět zemí a žije v ní přibližně 85 milionů obyvatel (Schernewski et al. 2021). Vysokou hustotou obyvatelstva podél pobřeží se z pobaltských států vyznačují Polsko, Dánsko a Německo (EuroStat 2016). Přibližně 60 % obyvatel pobřežní oblasti Baltského moře žije v městských oblastech. Vzhledem k omezené výměně vody se Severním mořem je Baltské moře považováno za jedno z nejvíce znečištěných moří. Baltské moře je jedním z nejdůkladněji prozkoumaných moří na světě, pokud jde o znečišťující látky a fyzikální, chemické a biologické změny za posledních 50 let (Feistel et al. 2008).

Vysoká industrializace, intenzivní lodní doprava, toxické znečištění a nadměrný rybolov zdrojů na pobřeží Baltského moře jsou faktory, které z Baltského moře činí jeden z mořských ekosystémů nejvíce vystavených znečištění (Reusch et al., 2018). Pobřežní činnosti, jako je rybolov a lodní doprava, přispívají ke znečištění moří prostřednictvím poškozených rybářských sítí a opuštěných, ztracených nebo odhozených vlasců a lan (Thushari & Senevirathna, 2020). Vysoká míra industrializace pobřeží Baltského moře přispívá k tomu, že se do Baltského moře dostávají znečišťující látky z průmyslových závodů, včetně plastů, jako jsou automobilové pneumatiky a polymerní barvy. Kromě toho mohou tyto znečišťující látky obsahovat toxické přísady, perzistentní organické látky a těžké kovy (Hale et al. 2020). V současné době se předpokládá, že v Baltském moři je v důsledku používání kosmetiky přítomno 40 t mikroplastů (Broeg & Elfwing, 2015).

3.12.7. Mikroplasty v sedimentech Baltského moře

Pobřeží Baltského moře je velmi rozmanité. Nacházejí se zde skalnaté útesy, travnaté plochy a mokřady i písčité pláže (Haseler et al. 2020). Písčité pláže mohou být jak zdrojem mikroplastů, tak místem jejich akumulace (Khuyen et al. 2021).

Silný rozvoj cestovního ruchu, zejména na severozápadním pobřeží, přispívá ke zvýšenému znečištění jemným plastovým odpadem, proto je třeba pláže monitorovat (Osinski et al. 2020).

Plastová vlákna a odpadky jsou nejčastějším typem znečištění moří. Mají silný vliv na přenos mikroplastových částic. Vědci porovnali přenos mikroplastů z moře na pevninu s přenosem jantaru, přírodního polymeru o hustotě 1050-1150 g/cm³. Většina výzkumu jantaru probíhá v silných vlnách a proudech, stejně jako v případě mikroplastů (Osinski et al. 2020).

Bylo také zdůrazněno, že pláže Baltského moře nejsou pravidelně pod vodou. Střední a horní části pláží zůstávají suché, ale během bouřek jsou mikroplasty snadno odplavovány z volného jemnozrného substrátu. Tento přístup naznačuje, že výsledky testů může ovlivnit místo a roční období odběru vzorků, stejně jako intenzita větru a srážky (Graca 2017).

Důležitá je také metoda odběru vzorků, v období slabého větru se vzorky odebírají z dvojnásobné hloubky a k filtraci se používají menší oka.

Dalším faktorem, který může významně ovlivnit koncentraci mikroplastů v sedimentech, je již zmíněný vítr. Silné a intenzivní větry mohou ovlivnit koncentraci mikroplastů v povrchovém písku a urychlit proces eroze pláží MP frakce mohou být

transportovány z horní vrstvy vody na pevninu. Pohybem zrněk písku se v hlubších vrstvách pláže odkrývají usazeniny, které se mohou přenášet do jiných oblastí pevniny a moře.

Všechny výše uvedené faktory ovlivňují množství mikroplastů ve vzorcích písku. Dalším problémem je volba metod odběru a přípravy vzorků pro analýzu s ohledem na všechny environmentální, meteorologické a geofyzikální faktory, které mají významný vliv na konečný výsledek stanovení. V současné době se standardní metody používané v Evropské unii pro monitorování znečištění moří týkají především makrozbytků (> 25 mm) (Narloch 2022).

Přítomnost MPS v sedimentech Baltského moře byla zaznamenána v několika studiích. Koncentrace mohou přesáhnout i 10 000 částic/kg (suché hmotnosti), což naznačuje, že mořské dno je největším pohlcovačem mikroplastů (Esiukova et al. 2020).

Více než polovinu mořského dna Baltského moře tvoří jemnozrné, bahnité a písčité sedimenty, které obývají bezobratlí živočichové (Josefson et al. 2012). Plastové mikročástice, které jsou hustší než voda nebo jsou pokryty biofilmem, klesají ke dnu, a nakonec se usazují na sedimentu.

Na distribuci mikroplastů v sedimentech se podílejí především organismy, které je pohřbívají při bioturbaci nebo je přenášejí na rozhraní sedimentu a vody (Gebhardt & Forster, 2018). Pro pochopení dynamiky emisí na mořském dně je zásadní znát charakteristiky místní fauny. Většina mikroplastů se nachází v blízkosti povrchu sedimentu a jejich množství klesá s rostoucí hloubkou sedimentu (Näkki et al. 2017).

Dalším faktorem ovlivňujícím usazování v sedimentu je distribuce velikosti částic sedimentu. Vědci předpokládají, že částice mikroplastů se specifickými hydrodynamickými vlastnostmi se usazují podobně jako písek s podobnou velikostí zrn (Zobkov & Esiukova, 2017). Údaje o osudu MP v dnových sedimentech dolní části Baltského moře jsou však stále nedostatečné.

3.12.8. Mikroplasty v Kaspickém moři

Kaspické moře, největší vnitrozemská vodní plocha na Zemi, má rozlohu přibližně 380 000 km² a je obklopeno pěti zeměmi – Ruskem, Kazachstánem, Ázerbájdžánem, Íránem a Turkmenistánem (Bastami et al. 2014). Slanost je přibližně 12 psu, což je asi třetina celosvětového průměru mořské vody. Kaspické moře se skládá ze tří pánví – severní, střední a jižní, přičemž jižní část, na kterou připadá přibližně 66 % celkového objemu vody, je nejhlubší částí Kaspického moře s hloubkou více než 1 km (Amirahmadi 2000). Íránské pobřeží Kaspického moře se táhne v délce asi 820 km, včetně provincií Golestán, Mazandaran a Gilan (Alizadeh et al. 2018). V těchto provinciích žije více než 8 milionů lidí a během novoročních a letních prázdnin se počet obyvatel zvýší o více než 40 % (Mehdinia et al. 2020). Hlavními ekonomickými aktivitami v regionu jsou zemědělství, cestovní ruch a rybolov (Alizadeh et al. 2018).

Program OSN pro životní prostředí (UNEP) odhaduje, že hlavními potenciálními zdroji mikroplastů v Kaspickém moři jsou pobřežní turistika, rybolov, říční odtok, tuhý komunální odpad, lodní doprava a těžba ropy a zemního plynu. Příspěvek těchto zdrojů se lišil podél různých vzorkovacích transektů; vyšší koncentrace MP v oblasti Tor (Dartmooru v hrabství Devon v jihozápadní Angliimůže) souviset se zvýšeným rybolovem (ve všech měsících roku) a turistickými aktivitami v oblasti. Kromě toho může k vyššímu přísunu MP v tomto transektu přispívat přítomnost stálých řek, jako jsou Gorganrud, Nokandekh a Karasu. Téměř všechna

města na jižním pobřeží Kaspického moře mají nedostatečnou politiku nakládání s pobřežním a městským odpadem, což může vést k tomu, že se do mořského prostředí dostává obrovské množství MP (Ghaffari et al. 2019). Kromě toho může hydrodynamika, která se projevuje obecnou cirkulací vody proti směru hodinových ručiček, přesunout MP ze západní části Kaspického moře do východní části (Mehdina et al. 2020). V tomto a dalších transektech byla barva MP převážně bílá. Pokud jsou však MP vystaveny slunečnímu záření, jejich barva se změní (Firdaus et al. 2020; Nematollahi et al. 2020). Při interpretaci barevných výsledků je proto třeba postupovat opatrně, protože převažující formou MP v Tor Parish je film, což naznačuje, že aktivity cestovního ruchu mají pravděpodobně významný dopad na kontaminaci MP v této oblasti (Mohamed Nor & Obbard 2014). Zajímavé je, že množství vláknitého MP se na území Tor zvýšilo. Pravděpodobným zdrojem vláknitého MP v oblasti je rybolov, zejména v blízkosti ústí Gaughanského zálivu a přítoků

Rybolov, cestovní ruch a přítoky řeky Sefidrud mohou hrát důležitou roli při zvyšování MP v transektu Kiya; vysoká MP ve stanici Kiya-2 je způsobena přítoky řeky Sefidrud, obecným prouděním povrchových vod západním směrem podél pobřeží Kaspického moře, topografií dna a morfodynamikou pobřeží (Mehdina et al. 2020). Sefidrud je druhou nejdelší řekou v Íránu a hlavní řekou na pobřeží Kaspického moře (Alizadeh et al. 2020). V blízkosti stanice Kia-2 jsou také sádky na mořské ryby, které mohou přispívat ke znečištění MP.

Západní pobřeží jižní části Kaspického moře, včetně oblasti Lis, je méně turisticky navštěvovanou oblastí než ostatní místa odběru vzorků. Hlavním zdrojem MP v tomto transektu je však rybolov. Stanice je také nejbližším místem odběru vzorků celkového přítoku povrchové vody z Ázerbájdžánu (zejména z Baku) na jižní pobřeží Kaspického moře.

Nakonec je třeba poznamenat, že na jižním pobřeží Kaspického moře nejsou žádné zvláštní rybářské přístavy. Hlavními obchodními přístavy v regionu jsou Anzali (poblíž části Kia), Nowshahr (poblíž části Cha) a Amirabad (poblíž části Lar).

3.13. Mikroplasty v České republice

3.13.1. Mikroplasty v pitné vodě

Vědci z Ústavu hydromechaniky Akademie věd ČR potvrdili přítomnost plastových částic v pitné vodě ze tří různých úpraven vod v České republice. Mikroplasty byly přítomny ve všech analyzovaných vzorcích, a to jak surové, tak čištěné pitné vodě. Výsledky této unikátní studie byly publikovány v prestižním časopise Science of The Total Environment (Pivokonský et al. 2018).

3.13.2. První výzkum svého druhu

Předchozí studie nevěnovaly dostatečnou pozornost výskytu mikroplastů ve vodních zdrojích ani přímo v pitné vodě. Studie vědců z Ústavu mechaniky tekutin je výjimečná v hodnocení přítomnosti mikroplastických částic nejen v různých vodních zdrojích, ale i v čištěné vodě. Vzorky surové a upravené vody byly získány ze tří různých čistíren odpadních vod v České republice. Všechny se nacházejí v průmyslových oblastech s velkým počtem obyvatel, ale typy vodních zdrojů a technologie úpravy jsou různé. Počet částic, jejich velikost, tvar a materiálové složení byly kvantifikovány v surové i čištěné pitné vodě (Pivokonsky et al. 2018).

3.13.3. Analýza vzorků

Mikroplasty byly nalezeny ve všech analyzovaných vzorcích surové a upravené pitné vody v koncentracích přibližně 1 400 až 7 000 částic v surové vodě a 300 až 900 částic v upravené vodě. V závislosti na zdroji vody a použité technologii byla čistírna odpadních vod schopna odstranit 70-83 % mikroplastových částic v pitné vodě.

Částice menší než 10 μm tvořily až 95 % z celkového počtu částic. V tomto případě u všech vzorků převažovala frakce 1–5 μm . Částice menší než 5 μm nebyly dosud uvažovány ve většině předchozích studií o analýze tvorby plastů ve vodním prostředí. Proto je pravděpodobné, že tyto studie neodhalily významný podíl mikroplastů v důsledku postupné degradace větších plastových částic.

Ve vzorcích ze dvou zdrojů jasně dominovaly plastové úlomky, zatímco ve třetím zdroji většinu plastových částic tvořila vlákna. Stejný poměr byl zachován ve vzorcích čištěné vody. Polyethylentereftalát (PET) (27–68 %) a polypropylen (PP) (16–26 %) dominovaly v materiálovém složení mikroplastů nalezených v surové a čištěné vodě, přičemž polyethylen (PE) v jednom zdroji (24 %) (Pivokonsky et al. 2018).

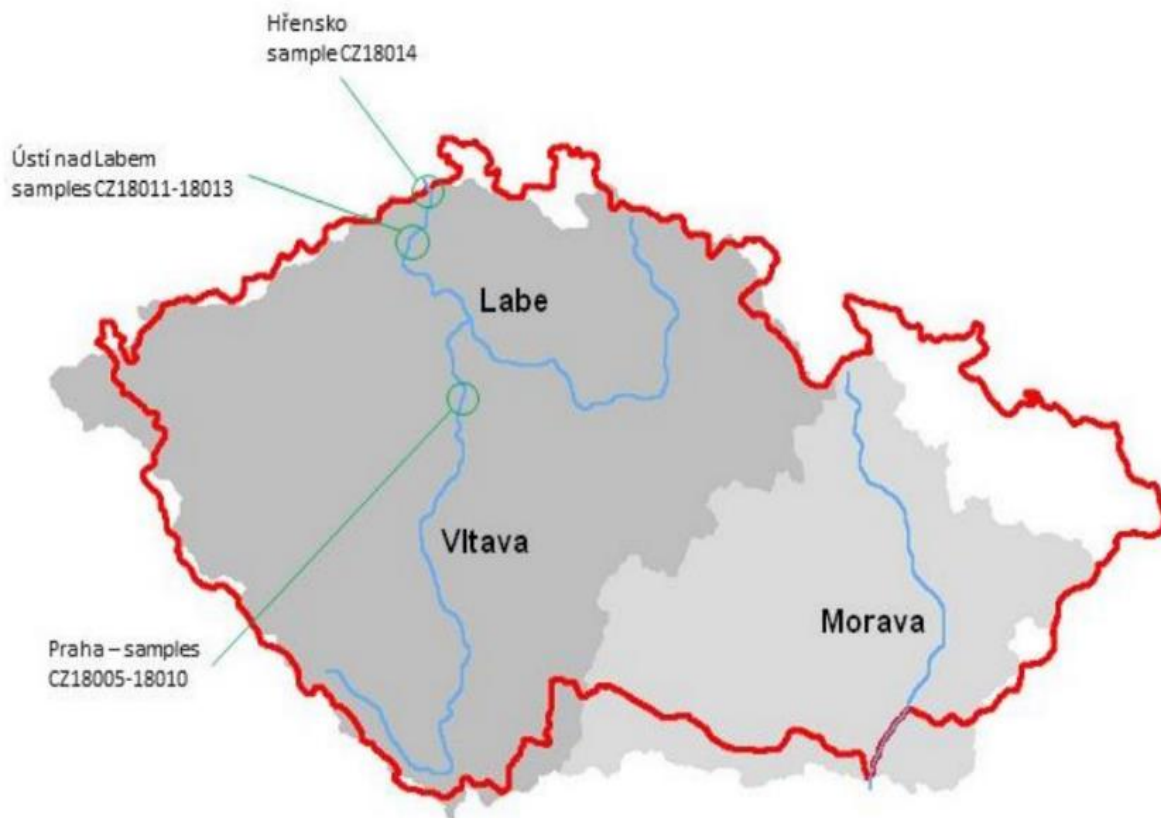
3.13.4. Nutnost speciální technologie

V současné době čističky odpadních vod nemají speciální technologii určenou k odstraňování mikroplastů. Studie zjistila, že většinu mikroplastů lze odstranit stávajícími výrobními procesy, ale pokud jde o zdravotní problémy, mikroplasty jsou ještě důležitější, pokud mohou vázat potenciálně škodlivé látky, což je třeba řešit.

Hlavním problémem, který jsem zaznamenala v České republice je nedostatek relevantních studií a výzkumů, které by se zabývali mikroplasty jak v pitné, tak i v odpadní vodě. Dalším a velkým problémem je norma na stanovení mikroplastů, která by mohla do budoucna ovlivnit dopady na ekosystém (Pivokonský et al. 2018).

3.13.5. Průzkum mikroplastů v povrchových vodách Vltavy a Labe

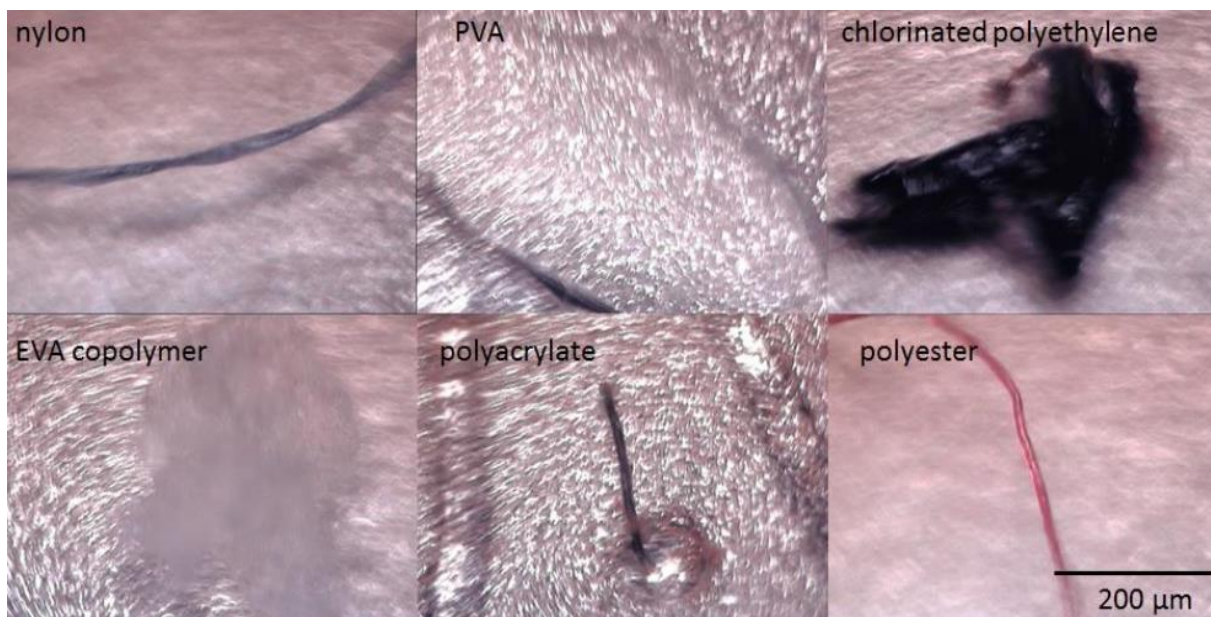
Začátkem září 2018 bylo na místech vodní soustavy Labe-Vltava v ČR odebráno celkem 10 1litrových vzorků povrchové vody, z toho 6 míst na Vltavě, která protéká hlavním městem Praha. Řeka Labe, do které se vlévá Vltava, zahrnuje tři vzorky odebrané v Ústí nad Labem a jeden vzorek u Hřenska, kde Labe překračuje českou hranici s Německem. Vzorky zahrnovaly lokality nacházející se před čistírnou odpadních vod Praha Troja v Praze a podobnou lokalitu před čistírnou odpadních vod Neštémic v Ústí nad Labem. Přestože se jedná pouze o omezenou „momentkovou“ studii mikroplastické kontaminace povrchových vod ve třech klíčových bodech systému Vltavské zátoky, všechny vzorky byly odebrány na University of Exeter (UK) za účelem analýzy jejich přítomnosti a vráceny do Greenpeace Institute. Identifikace mikroplastických fragmentů a vláken pomocí infračervené mikroskopie s Fourierovou transformací (FT-IR). Přibližné umístění míst odběru vzorků je uvedeno na obrázku 11 (Santillo 2018).



Obr. 11. Přibližná místa pro 10 vzorků povrchových vod odebraných v září 2018 (Santillo, 2018)

3.13.6. Výsledky v České republice

Ve většině případů bylo zjištěno, že vzorky obsahují 1-4 syntetická vlákna nebo fragmenty na litr povrchové vody. Přibližně polovina z nich byly mikroplasty a zbytek byla celulózová vlákna, často jasně zbarvená a relativně jednotná v průřezu. To naznačuje, že se nejedná pouze o přírodní vlákno získané z rostlin, ale upravené průmyslovým procesem. Vlákna měla průměry přibližně 15–35 μm a délky přibližně 350–4500 μm . Fragmenty se hodí v široké škále velikostí od $\sim 40 \times 40 \mu\text{m}$ do $\sim 2500 \times 2000 \mu\text{m}$. Některé příklady identifikovaných fragmentů a vláken jsou uvedeny na obrázku 12 (Santillo 2018).



Obr. 12. Několik příkladů mikroplastických vláken a fragmentů nalezených ve vzorcích povrchových vod z říčního systému Vltava-Labe a jejich identity, jak bylo zjištěno pomocí FT-IR mikroskopie (Santillo, 2018)

Nejvyšší koncentrace a nejrozmanitější směs úlomků a vláken (celkem 18 kusů na litr) byla zjištěna v povrchových vodách odebraných v areálu čistírny odpadních vod Neštětice pod městem Ústí nad Labem (vzorek CZ18012). Z těchto 18 vláken a fragmentů bylo 5 modifikovaných celulózových vláken, 1 skleněné vlákno a zbytek byly mikroplastová vlákna nebo fragmenty. Toto zjištění naznačuje, že čistírna odpadních vod Neštětice sloužila v době odběru vzorků jako významný bodový zdroj mikroplastů v Labi (Santillo 2018).

Obecně však při odběru vzorků neexistoval žádný konzistentní vztah mezi místem odběru vzorků a množstvím úlomků nebo vláken nalezených na litr nebo typem materiálu, ze kterého byly vytvořeny. Například na rozdíl od dříve zmíněného vzorku z ČOV Neštětice obsahoval srovnatelný vzorek odebraný v blízkosti čistírny odpadních vod Praha-Troja v době odběru pouze jedno identifikovatelné mikroplastové vlákno, zatímco vzorek odebraný 100 m proti proudu od tohoto místa obsahoval čtyři identifikovatelná syntetická vlákna, ve dvou vzorcích byly potvrzeny jako polyester (Santillo 2018).

I když se to na první pohled může zdát neintuitivní, je důležité si uvědomit, že v rámci omezeného času a zdrojů této studie bylo možné z každého místa odebrat pouze 1 litr vzorku. I když ukazuje úroveň kontaminantů ve vodě v době odběru vzorků, nelze předpokládat, že poskytne reprezentativní obraz komplexních úrovní znečištění mikroplasty v průběhu času na každém místě. To platí zejména pro mikroplasty a jiná syntetická vlákna. Je to proto, že se jedná o diskrétní znečišťující látky v přírodě, na rozdíl od rozpuštěných nebo rozptýlených chemických znečišťujících látek, které lze očekávat.

Kromě toho existuje mnoho potenciálních zdrojů mikroplastů ve sladké vodě v jakémkoli městském prostředí, včetně přímého odtoku a srážek, odtoku z bouřek, říční dopravy a dalších vypouštění z čistíren odpadních vod. Aby bylo možné odhadnout průměrné zatížení

mikroplasty na různých místech v říčním systému, musí být na každém místě opakovaně odebráno několik vzorků v různých časech. Rozdíly mezi těmito vzorky však mohou zůstat velké kvůli jejich přirozené heterogenitě v distribuci mikroplastů v prostředí (Santillo 2018).

3.14. Mikroplasty v půdě

Znečištění mikroplastů z různých zemědělských postupů při různém využití půdy, zejména na orné půdě, představuje hrozbu pro vlastnosti půdy a lidské zdraví (Liu et al. 2022).

Mikroplasty jsou přenášeny na nová místa, například do pobřežních půd, pomocí energie větru a vody (Gui et al. 2022). Obecně platí, že lehké makro – a mikroplasty jsou přemísťovány z jednoho místa na druhé působením větru, zatímco těžší (husté) plastové odpadky slouží k transportu splavenin, ale jinak zůstávají v půdě a mohou být pohřbeny v hlubších vrstvách půdy (Horton et al. 2017). Substrát má však velmi nízké teploty, špatné provzdušňování (O_2) a malé vystavení UV záření, což zpomaluje rychlost degradace plastů. Půda je považována za pohlcovač mikroplastů, protože tyto faktory způsobují dlouhodobou fotooxidační fragmentaci plastů (Duis & Coors, 2016). Když se mikroplasty dostanou do suchozemského prostředí, mohou podléhat oxidačnímu rozkladu, heteroagregaci a bioturbaci působením světla a tepla, jak je popsáno výše. Vlastnosti mikroplastů, jako je drsnost povrchu a skupiny obsahující kyslík, mohou zvýšit jejich sorpci a mobilitu v půdě a dostat se do vodonosných vrstev a podzemních vod (Ren et al. 2021).

Potenciální úloha půdní bioty při přenosu mikroplastů a jejich interakci s terestrickým prostředím je však stále málo známá a na významu získala teprve nedávno, od roku 2016. Několik studií potvrdilo, že žížaly požírají půdní biotu, spolu i s mikroplasty a půdní kolombolany, a že tato půdní biota hraje důležitou roli při přenosu těchto mikroplastů do suchozemského prostředí (Liu et al. 2019b). Pro upřesnění některých studií Huerta Lwanga et al. (2016) zkoumali přítomnost a přežívání žížaly *Lumbricus terrestris* sp. při vystavení různým úrovním koncentrace mikroplastů, dále se zabývali mikroplasty z hlediska jejich účinků na lidský organismus.

Hodnotil se také vliv mikroplastů na dostupnost různých živin v půdě a aktivitu enzymů (Li & Liu, 2022). Byly analyzovány faktory související s živinami, jako jsou rozpuštěné organické látky, organický uhlík, organický dusík, organický fosfor a ionty, jako jsou amoniak a fosforečnany, a také aktivita enzymů, jako je fenoloxidáza a fluorocein diacetát hydroláza. Výsledky ukázaly, že mikroplasty mají na tyto parametry silný vliv, například podporují akumulaci vysokomolekulárních huminových látek a zvyšují aktivitu enzymů. Tyto studie potvrzují, že i populace půdních bakterií může ovlivnit mikroplasty. Jak již bylo dříve uvedeno, osud a transport mikroplastů v půdě a způsob, jakým jsou tyto mikroplastové částice přijímány žížalami, byly podrobně vyhodnoceny (Huerta Lwanga et al. 2017). Kromě studií o osudu a transportu mikroplastů půdní biotou byl analyzován také dopad mikrobiální degradace mikroplastů v suchozemském prostředí jako vědecká metoda pro snížení znečištění plasty a obnovení zdraví půdy (Huerta Lwanga et al. 2018). Bakteriální společenstva izolovaná ze střeva larev moučných červů (*Plodianterpunctella*) rozkládala plasty a podobně se zmenšovaly mikroplasty, když je požířely žížaly a prošly střevem žížaly *Lumbricusterrestris* (Huerta Lwanga et al. 2016). V jiné studii byl nízkohustotní polyetylen degradován bakteriemi izolovanými ze

střeva *Lumbricusterrestris* (Huerta Lwanga et al. 2018) a výsledky ukázaly, že velikost částic LLDPE (Lineární polyetylén s nízkou hustotou) byla izolovanými bakteriemi významně snížena, což znamená, že bylo prokázáno rozložení přibližně 60 % bakterií.

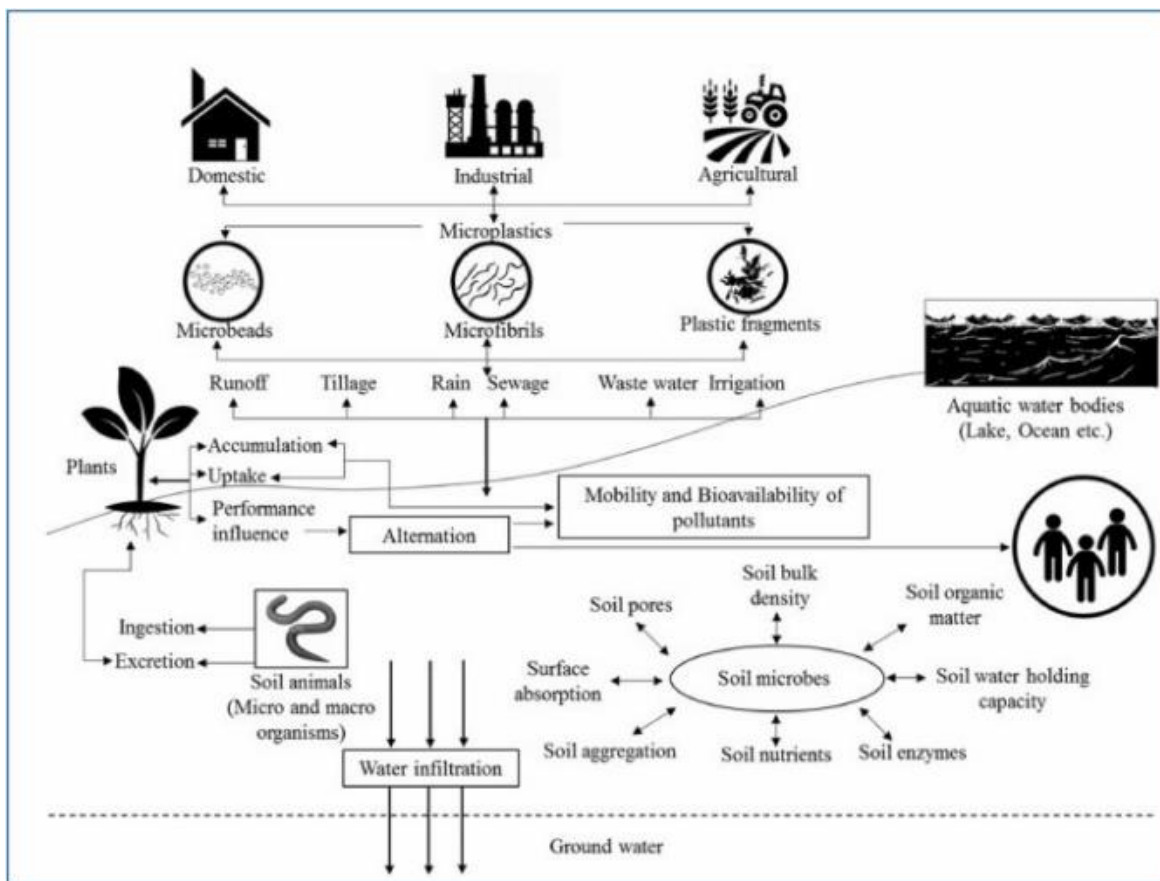
V České republice se výskytem mikroplastů zabývali Klíč et al. (2022). Cílem bylo prozkoumat výskyt MP v půdních agregátech ve vztahu k využití půdy (obdělávaná půda, lesy). Dalším úkolem bylo ověřit, zda existují rozdíly v částicích MP v závislosti na velikosti frakce půdních agregátů, a formulovat hypotézy pro budoucí výzkum na základě vztahu mezi velikostí agregátu, vnitřně zachycenými MP a jejich potenciální mobilitou v důsledku půdní eroze.

3.14.1. Migrace mikroplastů v půdě

Pohyb mikroplastů v půdě je do značné míry ovlivněn řadou půdních faktorů. Distribuce mikroplastů se v půdě vyskytuje vertikálně i horizontálně a závisí na řadě faktorů, včetně půdních makro – a mikroorganismů (bioty), půdních shluků, půdních trhlin, dalších způsobů hospodaření, jako je orba a kultivace, makropórů (póry > 75 µm) a mikropórů, přidávání chemických a organických hnojiv a činnosti kořenů rostlin (Rillig et al. 2017b, 2017a) (viz obrázek 13). Obecně dochází k pohybu mikroplastů v půdě v důsledku bioturbace, jako jsou procesy růstu kořenů rostlin (rozšiřování kořenů a růst a zakořeňování rostlin po sklizni), procesy obdělávání půdy, procesy úpravy půdy rotavátory a mechanizovanými nástroji a příjem a vylučování půdní biotou (larvami, žížalami, obratlovci atd.). Všechny tyto činnosti mohou být cestami pohybu mikroplastů v půdě (Gabet et al. 2003). Například mikroplasty mohou být požírány a vylučovány žížalami a přenášeny vertikálně/horizontálně z mělkých povrchových půd do půd podpovrchových (Rillig et al. 2019). To je obecně způsobeno pohybem býložravých a půdožravých žížal. K pohybu mikroplastů dochází také prostřednictvím mycelia původních druhů hub v půdě, které v kombinaci s provzdušněnými póry účinně přemísťují bakterie, jež následně kontaminanty rozkládají (Wick et al. 2007). Během metamorfózy komárů z larev na dospělce bylo zjištěno, že mikroplasty se rozkládají a fragmentují také ve střevech komárů (Al-Jaibachi et al. 2019).

Kromě toho mohou být absorbovány i půdní mikroplasty přítomné v koncentrované formě v mrtvolách žížal (Gutiérrez-López et al. 2011). Roztoči, čolci a hrabající savci, jako jsou krčci, mikroplasty také žvýkají a škrábou, čímž je přemísťují a přerozdělují na nová místa v půdě. (Maaß et al. 2017).

Vyhodnocení vztahu mezi rychlostí přenosu obou druhů ukázalo, že mikroplasty (100-200 µm) byly rychleji přenášeny většími druhy *Folsomia candida* (až 4 cm po 5 dnech) než menšími druhy *Proisotoma minuta* (asi 1 cm po 1 týdnu). Výsledky studie ukazují, že přenos mikroplastů je způsoben především přítomností mikroplastů. Přenos mikroplastů závisí především na velikosti mikroplastu, jeho typu a velikosti organismu. Několik studií ukázalo, že pokud půdní ekosystémy obsahují rozmanité a složité druhové vztahy (s různými organismy v potravním řetězci), dochází ke zvýšení pohybu mikroplastů ve srovnání s jediným druhem (Bradford 2016).



Obr. 13. Zdroj a cesta mikroplastů (Surendran et al. 2023)

3.14.2. Sledování mikroplastů v půdách

Metody identifikace, hodnocení a charakterizace se mezi jednotlivými výzkumnými skupinami značně liší, ale vzhledem k tomu, že přítomnost mikroplastů ve vodních ekosystémech je dobře známá, existuje množství vědeckých prací o analýze mikroplastů v těchto vodních prostředích. Informace o kvantifikaci mikroplastů v suchozemských půdních ekosystémech jsou však mnohem vzácnější, protože neexistují žádné standardizované metody. Půda je velmi dynamická, její složení se skládá z pevných a kapalných látek (minerály, organické látky, jíly atd.), půda slouží jako životní prostředí pro mnoho makro – a mikroorganismů.

Povrchová vrstva půdy obecně obsahuje obrovský podíl organické hmoty pocházející ze zbytků živočichů a jiných organismů a rostlinných zbytků (Xu et al. 2022). Tato organická hmota se vyskytuje ve formě částečně a zcela rozložených částic s různými frakcemi, jako jsou huminové, fulvokyseliny a huminové kyseliny. Tato frakce půdní organické hmoty a dalších organických složek působí jako adsorbent mikroplastů. Většina mikroplastů se proto hromadí na půdních částicích a složení půdy ovlivňuje flotaci a separaci těchto mikroplastů. Mezi infračervenou spektroskopií a identifikací mikroplastů existuje řada interferencí. Proto jsou zapotřebí účinné metody separace, kvantifikace a charakterizace, které musí být přesné a účinné.

Pro kvantifikaci a identifikaci mikroplastů v různých maticích životního prostředí existuje několik metod a technik (Grause et al. 2022). Analýza a kvantifikace mikroplastů zahrnuje dva kroky: za prvé, oddělení těchto usazených mikroplastů od půdy, anebo jakékoli

environmentální matrice (Qi et al. 2018) a za druhé, fyzikálně-chemickou analýzu. Techniky separace založené na hustotě se běžně používají k oddělení částic podle rozdílu v hustotě, což lze provést v případě písku nebo sedimentu, které byly hustší než mikroplasty. Jak bylo uvedeno výše, k separaci mikroplastů nebo podezřelých plastových částic byly použity pokročilé mikroskopické techniky, jako je infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FT-IR) a Ramanova spektroskopie, a tyto mikroplastové částice byly následně identifikovány na základě jejich morfologických a chemických vlastností (Feure et al. 2015; Lenz et al. 2015).

Jak bylo uvedeno výše, většina postupů analýzy mikroplastů je standardizována, ačkoli identifikace mikroplastů ve vodě se provádí podobným způsobem. Odběr vzorků půdy je prvním a nejdůležitějším krokem při analýze mikroplastů. Vzorky půdy musí být odebrány z povrchových a podpovrchových vrstev půdy (tj. z různých vrstev). Výběr lokality závisí na různých způsobech využití půdy. Stejně tak místa odběru vzorků půdy by měla být vhodně vybrána s ohledem na celkovou přesnost místa z hlediska skutečného zobrazení kontaminace mikroplasty. Vzorky půdy se poté vysuší. Po vysušení je třeba vzorek půdy přesít a provést floataci a filtraci vzorku půdy. Vzorek je třeba oddělit na základě hustoty půdních částic, jako je jíl a organická hmota, což se nazývá extrakce hustoty. Organické látky musí být také stráveny. Nakonec je třeba potenciální mikroplasty vizuálně detekovat pomocí optického mikroskopu a potvrdit pomocí mikroinfračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (m-FT-IR) a Ramanovy spektroskopie. V posledních letech se pokoušeli o kvantifikaci mikroplastů v půdě na základě spektrální signatury částic o velikosti 0,5-5 mm na povrchu půdy pomocí pokročilé techniky zvané hyperspektrální analýza obrazu. K dokončení identifikace a analýzy mikroplastů je však třeba provést další experimenty (Shan et al. 2018).

Ze stávající literatury vyplývá, že protokoly pro kvantifikaci mikroplastů z půdy vyžadují značnou standardizaci a zlepšení. Jako nejvhodnější protokoly pro zpracování půdy se jeví vícenásobné prosévání a hutná separace, ale jak je uvedeno výše, je třeba další standardizace. Tyto metody identifikace a kvantifikace mikroplastů vyžadují specifickou analýzu částic, tj. charakterizaci, která potvrdí fyzikální a chemické vlastnosti plastu nebo částic, které se jeví jako plast. Podle nedávného přehledu byla nalezena pouze jedna práce, která se snažila zdokumentovat chyby v kvantifikaci MP ve studiích zaměřených na půdu (Chia et al. 2022). Většina studií zaměřených na detekci a kvantifikaci mikroplastů (MP) se dosud týkala pouze mořského prostředí, zatímco výzkum kontaminace půdy a podzemních vod byl zahájen teprve nedávno. Jedna studie poukázala na četné chyby ve studiích půdy a podzemních vod, které byly zaznamenány na mezinárodní úrovni, a poskytla návrhy. Bylo zjištěno, že v mnoha studiích byly použity slepé vzorky, byly smíchány a nesprávně klasifikovány formy a typy MP, byly použity filtry s velkou velikostí pórů nebo byly použity materiály, které by mohly být potenciálními zdroji MF. Pro korekci těchto chyb je třeba porovnat několik kvantifikačních metod využívajících slepé vzorky půdy a kovové filtry, jakož i pokročilé techniky, jako je hyperspektrální zobrazování pomocí stereomikroskopů a spektrometrů, Ramanova spektroskopie a infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR). Aby bylo možné vyvodit závěry, vyžaduje identifikace a kvantifikace mikroplastů z půdní matrice také statisticky spolehlivou analýzu množství přítomných mikroplastů. To vyžaduje velký počet vzorků půdy a analýzu různých částic mikroplastů, což je časově a pracovně náročné.

3.14.3. Perspektiva do budoucna

Na rozdíl od znečištění moří MP je znečištění půdy mikroplasty a jeho dlouhodobé účinky méně známé. Hlavní výzvou při snižování znečištění mikroplasty je nalezení a zavedení ekologicky šetrných, nízkonákladových a inovativních řešení pro ochranu půdy.

Budoucí směry výzkumu by se měly zaměřit na potenciální cesty MP v systémech půda-voda a biofyzikální vlastnosti půd, tj. strukturu půdy, texturu, pórovitost, hydraulickou vodivost, strukturu půdní organické hmoty a jejich vliv na fyziologii rostlin a jemný přenos MP k lidem a zvířatům prostřednictvím potravního řetězce. Také bychom se měli zaměřit na podrobnou charakterizaci MP v půdním prostředí pomocí hyperspektrálních technik, mikroskopie, ultratenké spektroskopie a plynové chromatografie a infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FT-IR) Ramanova spektroskopie. Kontaminace půdy a sladkých vod MP je celosvětovým problémem, a proto jsou zásadně potřebné přísné politiky a předpisy, aby se zabránilo degradaci půdy a zachoval se ekologický, ochranný a produkční potenciál půdních plodin. V posledních letech syntetická biologie a vysoce výkonná fenomika zvýšily potenciál pro dosažení udržitelnosti pomocí pokročilých technologií k překonání tohoto problému znečištění (Shahi Khalaf Ansar et al. 2022).

4. Závěr

Cílem této bakalářské práce ve formě literární rešerše bylo popsat problematiku mikroplastů ve vodním prostředí. Tato bakalářská práce vysvětluje pojem "mikroplast" a vysvětluje jeho nežádoucí účinky na lidské zdraví, jakož i výskyt mikroplastů v pitné vodě, a hlavně výskyt ve vodním prostředí.

Bylo potvrzeno, že mikroplasty jsou rozšířené po celém světě a mají negativní vliv na životní prostředí. Ve velkém měřítku byly nalezeny v řekách, jezerech, oceánech a půdách. Několik studií po celém světě označilo řeky za hlavní zdroj plastového znečištění, které znečišťuje oceány. Proto je také vhodné se při řešení tohoto problému zaměřit především na tyto vodní systémy.

Problém mikroplastů se podle zdrojů týká i vod České republiky, a to na stejné úrovni se svými sousedy.

Byly také zkoumány účinky na zvířata, která se setkávají s mikroplasty v prostředí, kde žijí, a míchají je s potravou, což je činí extrémně nebezpečnými.

Kromě toho se tato studie zabývá výskytem mikroplastů v pitné vodě a úpravách vody. Jsou uvedeny studie, které se zaměřují na úpravny vod a pokoušejí se zjistit účinnost odstraňování plastových částic, studií není tolik. Důvodem může být menší pozornost této problematice v důsledku novějších výzkumů, např. těžkých kovů v pitné vodě a léčiv, větší pozornost byla věnována i čistírnám odpadních vod. Jak však pokračuje výroba a nakládání s plasty jako dnes a množství mikroplastů ve vodním prostředí stále roste, poroste i množství plastových částic v pitné vodě, což může vést k problémům souvisejícím s kontaminací pitné vody. Jako nejúčinnější se prozatím osvědčila metoda třístupňové úpravy pomocí koagulace/flokulace se sedimentací. Ke 100% určení nejúčinnějšího procesu odstraňování je však zapotřebí více výzkumů a dat.

Dále je potřeba zlepšit analytické metody pro měření plastových částic a integrovat ty nejúčinnější pro použití ve všech studiích. Je tedy na místě věnovat pozornost tomuto tématu pro lepší informovanost v budoucnu a pro přípravu na problémy, které mohou nastat.

5. Seznam literatury

Abu Shmeis RM. 2018. Water Chemistry and Microbiology. 1-56in Fundamentals of Quorum Sensing, Analytical Methods and Applications in Membrane Bioreactors. Elsevier, Istanbul. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166526X18300023>

Agenda OSN pro udržitelný rozvoj 2030, Cíle udržitelného rozvoje – SDGs (2015). Databáze strategií Ministerstvo pro místní rozvoj 1-66 Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/agenda_2030/\\$FILE/OUR_ImplementaceAgendy2030_20190121.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/agenda_2030/$FILE/OUR_ImplementaceAgendy2030_20190121.pdf)

Alavian Petroody SS, Hashemi SH, van Gestel CAM. 2021. Transport and accumulation of microplastics through wastewater treatment sludge processes. *Chemosphere* **278**:1-9.

Ali I, Ding T, Peng C, Naz I, Sun H, Li J, Liu J. 2021. Micro – and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies – A critical review. *Chemical Engineering Journal* **423**:1-35.

Al-Jaibachi R, Cuthbert RN, Callaghan A. 2019. Examining effects of ontogenic microplastic transference on Culex mosquito mortality and adult weight. *Science of The Total Environment* **651**:871-876.

Alomar C, Estarellas F, Deudero S. 2016. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research* **115**:1-10.

Amirahmadi, Hooshang (ed.). *The Caspian Region at a crossroad: challenges of a new frontier of energy and development*. Macmillan, 2000.

Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **62**:1596-1605.

Au SY, Lee CM, Weinstein JE, van den Hurk P, Klaine SJ. 2017. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. *Integrated Environmental Assessment and Management* **13**:505-509.

Bagheri T, Gholizadeh M, Abarghouei S, Zakeri M, Hedayati A, Rabaniha M, Aghaeimoghadam A, Hafezieh M. 2020. Microplastics distribution, abundance and composition in sediment, fishes and benthic organisms of the Gorgan Bay, Caspian sea. *Chemosphere* **257**:1-10.

Barboza LGA, Gimenez BCG. 2015. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin* **97**:5-12.

- Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **364**:1985-1998.
- Bastami KD et al. 2014. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* **81**:262-267.
- Bradford MA. 2016. Re-visioning soil food webs. *Soil Biology and Biochemistry* **102**:1-3.
- Broeg K, Elfwig T. 2015. *The Cosmetics Clean-Up—First Step to Reduce Microplastic Input into the Baltic Sea*.
- Carpenter EJ, Anderson SJ, Harvey GR, Miklas HP, Peck BB. 1972. Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science* **178**:749-750.
- Carr SA, Liu J, Tesoro AG. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* **91**:174-182.
- Carvalho GM de, Moraes RD de. 2012. Sobrecarga de Trabalho e adoecimento no Pólo Industrial de Manaus – DOI: 10.5752/P.1678-9563.2011v17n3p465. *Psicologia em Revista* **17**:465-482.
- Castro RO, Silva ML da, Araújo FV de. 2018. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean & Coastal Management* **165**:385-400.
- Cincinelli A, Martellini T, Guerranti C, Scopetani C, Chelazzi D, Giarrizzo T. 2019. A potpourri of microplastics in the sea surface and water column of the Mediterranean Sea. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* **110**:321-326.
- Colabuono FI, Barquete V, Domingues BS, Montone RC. 2009. Plastic ingestion by Procellariiformes in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* **58**:93-96.
- Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, Galloway TS. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology* **47**:6646-6655.
- Collivignarelli M, Abbà A, Benigna I, Sorlini S, Torretta V. 2018. Overview of the Main Disinfection Processes for Wastewater and Drinking Water Treatment Plants. *Sustainability* **10**:1-21.
- Raubenheimer K, Nilüfer O, Mcilgorm A 2017. Combating marine plastic litter and microplastics: an assessment of the effectiveness of relevant international, regional and subregional governance strategies and approaches. This report was presented at the United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme Third session. Nairobi, 4–6. UNEP/EA.3/INF/5

- Connor R, Miletto M. 2023. The United Nations World Water Development Report 2023: partnerships and cooperation for water; executive summary: Partnerships and cooperation for water. UNESCO:1-12. Dostupné z: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384657>
- Constant M, Kerhervé P, Mino-Vercellio-Verollet M, Dumontier M, Sánchez Vidal A, Canals M, Heussner S. 2019. Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **142**:263-273.
- Corinaldesi C et al. 2021. Muscle Damage in Systemic Sclerosis and CXCL10: The Potential Therapeutic Role of PDE5 Inhibition. *International Journal of Molecular Sciences* **22**.
- Costa MF, Barletta M. 2015. Microplastics in coastal and marine environments of the western tropical and sub-tropical Atlantic Ocean. *Environmental Science: Processes & Impacts* **17**:1868-1879.
- Costa MF, Ivar do Sul JA, Silva-Cavalcanti JS, Araújo MCB, Spengler Â, Tourinho PS. 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment* **168**:299-304.
- Cózar A, Sanz-Martín M, Martí E, González-Gordillo JJ, Ubeda B, Gálvez JÁ, Irigoien X, Duarte CM, Thuesen EV. 2015. Plastic Accumulation in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE* **10**: 1-12.
- Cunliffe AV, Davis A. 1982. Photo-oxidation of thick polymer samples—Part II: The influence of oxygen diffusion on the natural and artificial weathering of polyolefins. *Polymer Degradation and Stability* **4**:17-37.
- Dąbrowska A, Mielącuk M, Syczewski M. 2022. The Raman spectroscopy and SEM/EDS investigation of the primary sources of microplastics from cosmetics available in Poland. *Chemosphere* **308**:1-12.
- Davidson EA et al. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature* **481**:321-328.
- de Carvalho DG, Baptista Neto JA. 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management* **128**:10-17.
- de Melo MG, da Silva BA, Costa G de S, da Silva Neto JCA, Soares PK, Val AL, Chaar J da S, Koolen HHF, Bataglioni GA. 2019. Sewage contamination of Amazon streams crossing Manaus (Brazil) by sterol biomarkers. *Environmental Pollution* **244**:818-826.
- Desforges J-PW, Galbraith M, Ross PS. 2015. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **69**:320-330.

Harding S, Dias B, Convention for Biological Diversity 2016, Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity. Montreal, Canada, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. **83**:1-78 DOI: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1557>

Ding J, Sun C, He C, Zheng L, Dai D, Li F. 2022. Atmospheric microplastics in the Northwestern Pacific Ocean: Distribution, source, and deposition. *Science of The Total Environment* **829**:1-9.

Donoso JM, Rios-Touma B. 2020. Microplastics in tropical Andean rivers: A perspective from a highly populated Ecuadorian basin without wastewater treatment. *Heliyon* **6**:1-11.

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

Esiukova E, Khatmullina L, Lobchuk O, Grave A, Kileso A, Haseler M, Zyubin A, Chubarenko I. 2020. From macro to micro: dataset on plastic contamination along and across a sandy tide-less coast (the Curonian Spit, the Baltic Sea). *Data in Brief* **30**:1-14.

Espinoza Villar JC, Guyot JL, Ronchail J, Cochonneau G, Filizola N, Fraizy P, Labat D, de Oliveira E, Ordoñez JJ, Vauchel P. 2009. Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974–2004). *Journal of Hydrology* **375**:297-311.

Fan Y, Zheng K, Zhu Z, Chen G, Peng X. 2019. Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. *Environmental Pollution* **251**:862-870.

Faure F, Saini C, Potter G, Galgani F, de Alencastro LF, Hagmann P. 2015. An evaluation of surface micro- and mesoplastic pollution in pelagic ecosystems of the Western Mediterranean Sea. *Environmental Science and Pollution Research* **22**:12190-12197.

Feistel R, Nausch, G, & Wasmund N. 2008. State and evolution of the Baltic Sea, 1952-2005: A detailed 50year review of meteorology and climate, physics, chemistry, biology and the marine environment. John Wiley & Sons. DOI:10.13140/RG.2.1.4485.7766

Fendrychová S, Kropáček J, 2018. Grafika: Víc plastů než ryb. Zaplnili jsme oceány, mikroplasty pijeme i ve vodě. Dostupné z: <https://zpravy.aktualne.cz/>

Fernandino G, Elliff CI, Silva IR, Bittencourt ACSP. 2015. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *Revista de Gestão Costeira Integrada* **15**:325-332.

- Filgueiras AV, Gago J, Campillo JA, León VM. 2019. Microplastic distribution in surface sediments along the Spanish Mediterranean continental shelf. *Environmental Science and Pollution Research* **26**:21264-21273.
- Firdaus M, Trihadiningrum Y, Lestari P. 2020. Microplastic pollution in the sediment of Jagir Estuary, Surabaya City, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* **150**:1-9.
- Fisner M, Majer AP, Balthazar-Silva D, Gorman D, Turra A. 2017. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environmental Science and Pollution Research* **24**:13732-13740.
- Fossi MC, Panti C, Bainsi M, Lavers JL. 2018. A Review of Plastic-Associated Pressures: Cetaceans of the Mediterranean Sea and Eastern Australian Shearwaters as Case Studies. *Frontiers in Marine Science* **5**:1-10.
- Gabet EJ, Reichman OJ, Seabloom EW. 2003. The Effects of Bioturbation on Soil Processes and Sediment Transport. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* **31**:249-273.
- Galgani, F., Barnes, D. K. A., Deudero, S., Fossi, M. C., Ghiglione, J. F., Hema, T., ... & Briand, F. (2014). Marine litter in the Mediterranean and black seas. Executive summary. *CIESM work. Monogr*, **46**:7-20.
- Gallo F, Fossi C, Weber R, Santillo D, Sousa J, Ingram I, Nadal A, Romano D. 2018. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environmental Sciences Europe* **30**:1-14.
- Galloway TS, Cole M, Lewis C. 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution* **1**:0116.
- Gebhardt C, Forster S. 2018. Size-selective feeding of *Arenicola marina* promotes long-term burial of microplastic particles in marine sediments. *Environmental Pollution* **242**:1777-1786.
- Gerolin CR, Pupim FN, Sawakuchi AO, Grohmann CH, Labuto G, Semensatto D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of The Total Environment* **749**:1-6.
- Geyer R, Jambeck JR, Law KL. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances* **3**:1-6.
- Ghaffari S, Bakhtiari AR, Ghasempouri SM, Nasrolahi A. 2019. The influence of human activity and morphological characteristics of beaches on plastic debris distribution along the Caspian Sea as a closed water body. *Environmental Science and Pollution Research* **26**:25712-25724.

Ghinassi M, Michielotto A, Uguagliati F, Zattin M. 2023. Mechanisms of microplastics trapping in river sediments: Insights from the Arno river (Tuscany, Italy). *Science of The Total Environment* **866**:161273.

Goldstein MC, Rosenberg M, Cheng L. 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters* **8**:817-820.

Gouin T, Roche N, Lohmann R, Hodges G. 2011. A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environmental Science & Technology* **45**:1466-1472.

Graca B, Szewc K, Zakrzewska D, Dołęga A, Szczerbowska-Boruchowska M. 2017. Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environmental Science and Pollution Research* **24**:7650-7661.

Grause G, Kuniyasu Y, Chien M-F, Inoue C. 2022. Separation of microplastic from soil by centrifugation and its application to agricultural soil. *Chemosphere* **288**:1-6.

Gregory MR. 1977. Plastic pellets on New Zealand beaches. *Marine Pollution Bulletin* **8**:82-84.

Guerranti C, Cannas S, Scopetani C, Fastelli P, Cincinelli A, Renzi M. 2017. Plastic litter in aquatic environments of Maremma Regional Park (Tyrrhenian Sea, Italy): Contribution by the Ombrone river and levels in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin* **117**:366-370.

Gui X, Ren Z, Xu X, Chen X, Chen M, Wei Y, Zhao L, Qiu H, Gao B, Cao X. 2022. Dispersion and transport of microplastics in three water-saturated coastal soils. *Journal of Hazardous Materials* **424**:1-10.

Gündoğdu S, Çevik C. 2017. Micro- and mesoplastics in Northeast Levantine coast of Turkey: The preliminary results from surface samples. *Marine Pollution Bulletin* **118**:341-347.

Gutiérrez-López M, Salmon S, Trigo D. 2011. Movement response of Collembola to the excreta of two earthworm species: Importance of ammonium content and nitrogen forms. *Soil Biology and Biochemistry* **43**:55-62.

Güven O, Gökdağ K, Jovanović B, Kıdeyş AE. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution* **223**:286-294.

Habib RZ, Thiemann T, Al Kendi R. 2020. Microplastics and Wastewater Treatment Plants—A Review. *Journal of Water Resource and Protection* **12**:1-35.

Hale RC, Seeley ME, La Guardia MJ, Mai L, Zeng EY. 2020. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research: Oceans* **125**.

Haseler M, Balciunas A, Hauk R, Sabaliauskaite V, Chubarenko I, Ershova A, Schernewski G. 2020. Marine Litter Pollution in Baltic Sea Beaches – Application of the Sand Rake Method. *Frontiers in Environmental Science* **8**:1-18.

Havel P, 2022 Mikroplasty v pitné vodě: Je jich více v kohoutkové, nebo balené? - *Vitalia.cz*. *Vitalia.cz - největší server o zdraví* Dostupné z: <https://www.vitalia.cz/clanky/mikroplasty-v-pitne-vode/>

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. *Environmental Science & Technology* **46**:3060-3075.

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

Ho Daniel Tang K. 2020. Ecotoxicological Impacts of Micro and Nanoplastics on Marine Fauna. *Examines in Marine Biology & Oceanography* **3**(3).

Hodson ME, Duffus-Hodson CA, Clark A, Prendergast-Miller MT, Thorpe KL. 2017. Plastic Bag Derived-Microplastics as a Vector for Metal Exposure in Terrestrial Invertebrates. *Environmental Science & Technology* **51**:4714-4721.

Hollman P., Lusher A., Mendoza-Hill J. (2017) Mikroplasty v rybolovu a akvakultuře; Technický list pro rybolov a akvakulturu, **615**; Organizace spojených národů pro výživu a zemědělství; Řím.

Horton AA, Dixon SJ. 2018. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *WIREs Water* **5**:1-10.

Horton AA, Walton A, Spurgeon DJ, Lahive E, Svendsen C. 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment* **586**:127-141.

Huang S, Zhang B, Liu Y, Feng X, Shi W. 2022. Revealing the influencing mechanisms of polystyrene microplastics (MPs) on the performance and stability of the algal-bacterial granular sludge. *Bioresource Technology* **354**:1-9.

Huang W, Song B, Liang J, Niu Q, Zeng G, Shen M, Deng J, Luo Y, Wen X, Zhang Y. 2021. Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their

ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. *Journal of Hazardous Materials* **405**:1-39.

Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* **220**:523-531.

Huerta Lwanga E, Gertsen H, Gooren H, Peters P, Salánki T, van der Ploeg M, Besseling E, Koelmans AA, Geissen V. 2016. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology* **50**:2685-2691.

Huerta Lwanga E, Thapa B, Yang X, Gertsen H, Salánki T, Geissen V, Garbeva P. 2018. Decay of low-density polyethylene by bacteria extracted from earthworm's guts: A potential for soil restoration. *Science of The Total Environment* **624**:753-757.

Chia RW, Lee J-Y, Jang J, Kim H, Kwon KD. 2022. Soil health and microplastics: a review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. *Journal of Soils and Sediments* **22**:2690-2705.

Chisada S, Yoshida M, Karita K. 2021. Polyethylene microbeads are more critically toxic to the eyes and reproduction than the kidneys or growth in medaka, *Oryzias latipes*. *Environmental Pollution* **268**:1-17.

Chubarenko I, Esiukova E, Bagaev A, Isachenko I, Demchenko N, Zobkov M, Efimova I, Bagaeva M, Khatmullina L. 2018. Behavior of Microplastics in Coastal Zones. iIn: *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier. 175-223.

Iorhemen O, Hamza R, Tay J. 2016. Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling. *Membranes* **6**:1-29.

Ita-Nagy D, Vázquez-Rowe I, Kahhat R. 2022. Prevalence of microplastics in the ocean in Latin America and the Caribbean. *Journal of Hazardous Materials Advances* **5**:1-6.

Ivar do Sul JA, Costa MF. 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* **185**:352-364.

Ivar do Sul JA, Spengler Â, Costa MF. 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin* **58**:1236-1238.

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.

- Josefson AB, Norkko J, Norkko A. 2012. Burial and decomposition of plant pigments in surface sediments of the Baltic Sea: role of oxygen and benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series* **455**:33-49.
- Kaiser D, Kowalski N, Waniek JJ. 2017. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environmental Research Letters* **12**:1-11.
- Kaskela AM, Kotilainen AT. 2017. Seabed geodiversity in a glaciated shelf area, the Baltic Sea. *Geomorphology* **295**:419-435.
- Kay P, Hiscoe R, Moberley I, Bajic L, McKenna N. 2018. Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:20264-20267.
- Kershaw Peter J, et al. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. Nairobi: UNEP, 2016 ISBN 978-92-807-3580-6.
- Khuyen VTK, Le DV, Fischer AR, Dornack C. 2021. Comparison of Microplastic Pollution in Beach Sediment and Seawater at UNESCO Can Gio Mangrove Biosphere Reserve. *Global Challenges* **5**:1-9.
- Klič R, Kravka M, Wimmerová L, Viruez JLG, Válová M, Miháliková M. 2022. Microplastics Locked in Water-Stable Aggregates of the Haplic Luvisol and Role of Land Use on Their Potential Mobility. *Water, Air, & Soil Pollution* **233**:1-13.
- Kloukinioti M, van Schooten FJ, van de Steeg E, Kooter II. 2022. LP-25 Assessing the impacts of oral exposure to microplastics on human health. *Toxicology Letters* **368**:1.
- Kögel T, Refosco A, Maage A. 2020. Surveillance of Seafood for Microplastics. 1-34in *Handbook of Microplastics in the Environment*. Springer International Publishing, Cham.
- Kooi M, Besseling E, Kroeze C, van Wezel AP, Koelmans AA. 2018. Modeling the Fate and Transport of Plastic Debris in Freshwaters: Review and Guidance. 125-152in *Freshwater Microplastics*. Springer International Publishing, Cham.
- Kordella S, Geraga M, Papatheodorou G, Fakiris E, Mitropoulou IM. 2013. Litter composition and source contribution for 80 beaches in Greece, Eastern Mediterranean: A nationwide voluntary clean-up campaign. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **16**:111-118.
- Landaburu-Aguirre J, García-Pacheco R, Molina S, Rodríguez-Sáez L, Rabadán J, García-Calvo E. 2016. Fouling prevention, preparing for re-use and membrane recycling. Towards circular economy in RO desalination. *Desalination* **393**:16-30.

- 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.
- Lebreton LCM, van der Zwet J, Damsteeg J-W, Slat B, Andrady A, Reisser J. 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications* **8**:1-10.
- 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**:1-6.
- 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.
- Li H, Liu L. 2022. Short-term effects of polyethylene and polypropylene microplastics on soil phosphorus and nitrogen availability. *Chemosphere* **291**:1-9.
- Liro M, Emmerik T van, Wyzga B, Liro J, Mikuś P. 2020. Macroplastic Storage and Remobilization in Rivers. *Water* **12**:1-13.
- Liu H, Wang X, Shi Q, Liu Y, Lei H, Chen Y. 2022. Microplastics in arid soils: Impact of different cropping systems (Altay, Xinjiang). *Environmental Pollution* **303**:1-10.
- Liu X, Dong W, Si P, Zhang Z, Chen B, Yan C, Zhang Y, Liu E. 2019. Linkage between soil organic carbon and the utilization of soil microbial carbon under plastic film mulching in a semi-arid agroecosystem in China. *Archives of Agronomy and Soil Science* **65**:1788-1801.
- Liubartseva S, Coppini G, Lecci R, Clementi E. 2018. Tracking plastics in the Mediterranean: 2D Lagrangian model. *Marine Pollution Bulletin* **129**:151-162.
- Löhr A, Savelli H, Beunen R, Kalz M, Ragas A, Van Belleghem F. 2017. Solutions for global marine litter pollution. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **28**:90-99.
- Lovejoy TE, Nobre C. 2019. Amazon tipping point: Last chance for action. *Science Advances* **5**:1-3.
- Lusher A, Hollman P, Mendoza HJ, 2017. Microplastics in fisheries and aquaculture: a state of knowledge about their occurrence and the consequences for aquatic organisms and food safety. FAO.
- Lv X, Dong Q, Zuo Z, Liu Y, Huang X, Wu W-M. 2019. Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. *Journal of Cleaner Production* **225**:579-586.

- Maaß S, Daphi D, Lehmann A, Rillig MC. 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. *Environmental Pollution* **225**:456-459.
- Magnusson NK, Noren F. 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant **55**:1-22.
- Mahon AM, O'Connell B, Healy MG, O'Connor I, Officer R, Nash R, Morrison L. 2017. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology* **51**:810-818.
- Mai L, Bao L-J, Shi L, Wong CS, Zeng EY. 2018. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research* **25**:11319-11332.
- Manbohi A, Mehdiinia A, Rahnama R, Dehbandi R. 2021. Microplastic pollution in inshore and offshore surface waters of the southern Caspian Sea. *Chemosphere* **281**:1-11.
- Mancia A, Chenet T, Bono G, Geraci ML, Vaccaro C, Munari C, Mistri M, Cavazzini A, Pasti L. 2020. Adverse effects of plastic ingestion on the Mediterranean small-spotted catshark (*Scyliorhinus canicula*). *Marine Environmental Research* **155**:1-11.
- Marengo JA et al. 2012. Recent developments on the South American monsoon system. *International Journal of Climatology* **32**:1-21.
- Margeta A, Šabalja Đ, Đorđević M. 2021. The presence and danger of microplastics in the oceans. *Pomorstvo* **35**:224-230.
- Mason SA, Garneau D, Sutton R, Chu Y, Ehmann K, Barnes J, Fink P, Papazissimos D, Rogers DL. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution* **218**:1045-1054.
- 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**:1-22.
- Meade RH, Dunne T, Richey JE, Santos U de M, Salati E. 1985. Storage and Remobilization of Suspended Sediment in the Lower Amazon River of Brazil. *Science* **228**:488-490.
- Mehdiinia A, Dehbandi R, Hamzehpour A, Rahnama R. 2020. Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environmental Pollution* **258**:1-10.
- Mejía AC, Velasco AC, Sánchez PZ, Cisneros BJ. 2017. Photo-Oxidation Treatment of the Reject Stream of a Nanofiltration Membrane System. 105-111 in *Membranes*. Springer International Publishing, Cham.

Melin T, Jefferson B, Bixio D, Thoeye C, De Wilde W, De Koning J, van der Graaf J, Wintgens T. 2006. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination* **187**:271-282.

Meng Y, Kelly FJ, Wright SL. 2020. Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective. *Environmental Pollution* **256**:1-15.

Microplastics are harmful to humans – Stop Talking Trash about Marine Litter. Stop Talking Trash about Marine Litter – Debunking the Myths about Plastic Debris in our Ocean. Dostupné z: <http://marinelitter.no/myth5/>

Mikroplasty v pitné vodě – kde jich je nejvíc? 2018 Rehabilitace.info. Zdravotní magazín a katalog rehabilitací. Rehabilitace.info Dostupné z: <https://www.cistavoda.cz/blog/mikroplasty-ve-vode/>

Mikroplasty v pitné vodě 2022. ČistáVoda.cz. Filtry na vodu skladem. ČistáVoda.cz Dostupné z: <https://www.cistavoda.cz/blog/mikroplasty-ve-vode/>

Miller ME, Kroon FJ, Motti CA. 2017. Recovering microplastics from marine samples: A review of current practices. *Marine Pollution Bulletin* **123**:6-18.

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.

Mohamed Nor NH, Obbard JP. 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* **79**:278-283.

Moreira FT, Balthazar-Silva D, Barbosa L, Turra A. 2016. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution* **218**:313-321.

Moreira FT, Prantoni AL, Martini B, de Abreu MA, Stoiev SB, Turra A. 2016. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: Methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Marine Pollution Bulletin* **102**:114-121.

Murphy F, Ewins C, Carbonnier F, Quinn B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology* **50**:5800-5808.

Näkki P, Setälä O, Lehtiniemi M. 2017. Bioturbation transports secondary microplastics to deeper layers in soft marine sediments of the northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* **119**:255-261.

- Napper IE, Bakir A, Rowland SJ, Thompson RC. 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin* **99**:178-185.
- Narloch I, Gackowska A, Wejnerowska G. 2022. Microplastic in the Baltic Sea: A review of distribution processes, sources, analysis methods and regulatory policies. *Environmental Pollution* **315**:1-13.
- Nel HA, Dalu T, Wasserman RJ. 2018. Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. *Science of The Total Environment* **612**:950-956.
- Nematollahi MJ, Moore F, Keshavarzi B, Vogt RD, Nasrollahzadeh Saravi H, Busquets R. 2020. Microplastic particles in sediments and waters, south of Caspian Sea: Frequency, distribution, characteristics, and chemical composition. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **206**:1-13.
- Niu L, Li Y, Li Y, Hu Q, Wang C, Hu J, Zhang W, Wang L, Zhang C, Zhang H. 2021. New insights into the vertical distribution and microbial degradation of microplastics in urban river sediments. *Water Research* **188**:1-14.
- Nizzetto L, Futter M, Langaas S. 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology* **50**:10777-10779.
- Novotna K, Cermakova L, Pivokonska L, Cajthaml T, Pivokonsky M. 2019. Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs. *Science of The Total Environment* **667**:730-740.
- Obbard RW, Sadri S, Wong YQ, Khitun AA, Baker I, Thompson RC. 2014. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future* **2**:315-320.
- Osinski RD, Enders K, Gräwe U, Klingbeil K, Radtke H. 2020. Model uncertainties of a storm and their influence on microplastics and sediment transport in the Baltic Sea. *Ocean Science* **16**:1491-1507.
- Oßmann BE. 2021. Microplastics in drinking water? Present state of knowledge and open questions. *Current Opinion in Food Science* **41**:44-51.
- Pathak K, Misra SK, Sehgal A, Singh S, Bungau S, Najda A, Gruszecki R, Behl T. 2021. Biomedical Applications of Quaternized Chitosan. *Polymers* **13**:1-31.
- Pham CK et al. 2014. Marine Litter Distribution and Density in European Seas, from the Shelves to Deep Basins. *PLoS ONE* **9**:1-13.

Pivokonsky M, Cermakova L, Novotna K, Peer P, Cajthaml T, Janda V. 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total Environment* **643**:1644-1651.

Qi Y, Yang X, Pelaez AM, Huerta Lwanga E, Beriot N, Gertsen H, Garbeva P, Geissen V. 2018. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of The Total Environment* **645**:1048-1056.

Ramirez-Llodra E, De Mol B, Company JB, Coll M, Sardà F. 2013. Effects of natural and anthropogenic processes in the distribution of marine litter in the deep Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography* **118**:273-287.

Ranade VV, Bhandari VM. 2014 *Industrial wastewater treatment, recycling and reuse*. Butterworth-Heinemann. ISBN 978-0-08-099968-5 Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/C2012-0-06975-X>

Ren Z, Gui X, Xu X, Zhao L, Qiu H, Cao X. 2021. Microplastics in the soil-groundwater environment: Aging, migration, and co-transport of contaminants – A critical review. *Journal of Hazardous Materials* **419**:1-12.

UNEP 2016. International environmental policy and governance issues: marine plastic debris and microplastics. United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme. Second session. Nairobi, 23–27 May 2016. Resolution 1/6: Marine plastic debris and microplastics. Dostupné z: <http://undocs.org/UNEP/EA.2/5>

UNEP 2016. United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme. Second session. Nairobi, 23–27 May 2016. 2/11. Marine plastic litter and microplastics. Dostupné z: [http://undocs.org/UNEP/EA.2/ Res.11](http://undocs.org/UNEP/EA.2/Res.11)

UNEP 2018. United Nations Environment Assembly of the United Nations Environment Programme. Third session Nairobi, 4–6 December 2017. 3/7. Marine litter and microplastics. <http://undocs.org/UNEP/EA.3/Res.7>

Reusch TBH et al. 2018. The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. *Science Advances* **4**:1-16.

Rillig MC, de Souza Machado AA, Lehmann A, Klümper U. 2019. Evolutionary implications of microplastics for soil biota. *Environmental Chemistry* **16**:3-7.

Rillig MC, Muller LAH, Lehmann A. 2017. Soil aggregates as massively concurrent evolutionary incubators. *The ISME Journal* **11**:1943-1948.

- Rubin AE, Zucker I. 2022. Interactions of microplastics and organic compounds in aquatic environments: A case study of augmented joint toxicity. *Chemosphere* **289**:1-9.
- Santillo D. 2019. A 'snapshot' survey of microplastics in surface waters of the Vltava and Labe (Elbe) Rivers in the Czech Republic. *Greenpeace*:1-10. Praha 8.
Dostupné z: <https://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2019/03/Czechia-river-microplastics-Analytical-Results-report-March-2019.pdf>
- 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**:1-12.
- Serrão EA, Thompson IS. 2010. Impacts of land cover change in the Brazilian Amazon: a resource manager's perspective. *Forests, Water and People in the Humid Tropics*. Cambridge University Press. 59-65.
- Seyler PT, Boaventura GR. 2003. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. *Hydrological Processes* **17**:1345-1361.
- Shahi Khalaf Ansar B, Kavusi E, Dehghanian Z, Pandey J, Asgari Lajayer B, Price GW, Astatkie T. 2022. Removal of organic and inorganic contaminants from the air, soil, and water by algae. *Environmental Science and Pollution Research*:1-9.
- Shan J, Zhao J, Liu L, Zhang Y, Wang X, Wu F. 2018. A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics. *Environmental Pollution* **238**:121-129.
- Sharma S, Sharma V, Chatterjee S. 2021. Microplastics in the Mediterranean Sea: Sources, Pollution Intensity, Sea Health, and Regulatory Policies. *Frontiers in Marine Science* **8**:1-15.
- Shaw DG, Day RH. 1994. Colour- and form-dependent loss of plastic micro-debris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin* **28**:39-43
- Sherrington Ch. 2016. *Plastics in the Marine Environment*. In: Eunomia Research & Consulting Ltd. Dostupné z: <http://www.eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-in-the-marine-environment/>
- Shim WJ, Thomposon RC. 2015. Microplastics in the Ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **69**:265-268.
- Schernewski G, Radtke H, Robbe E, Haseler M, Hauk R, Meyer L, Piehl S, Riedel J, Labrenz M. 2021. Emission, Transport, and Deposition of visible Plastics in an Estuary and the Baltic Sea—a Monitoring and Modeling Approach. *Environmental Management* **68**:860-881.

Schirinzi GF, Llorca M, Seró R, Moyano E, Barceló D, Abad E, Farré M. 2019. Trace analysis of polystyrene microplastics in natural waters. *Chemosphere* **236**:1-11.

Sioli H, 1984. The Amazon and its main affluents: Hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: SIOLI, Harald, ed. *The Amazon*. Dordrecht: Springer Netherlands, 1984, 127-165 *Monographiae Biologicae*. ISBN 978-94-009-6544-7

Souza Machado AA, Kloas W, Zarfl C, Hempel S, Rillig MC. 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* **24**:1405-1416.

Suaria G, Avio CG, Mineo A, Lattin GL, Magaldi MG, Belmonte G, Moore CJ, Regoli F, Aliani S. 2016. The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Scientific Reports* **6**:1-10.

Sun J, Dai X, Wang Q, van Loosdrecht MCM, Ni B-J. 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research* **152**:21-37.

Surendran U, Jayakumar M, Raja P, Gopinath G, Chellam PV. 2023. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. *Chemosphere* **318**:1-14.

Talvitie J, Heinonen M, Pääkkönen J-P, Vahtera E, Mikola A, Setälä O, Vahala R. 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. *Water Science and Technology* **72**:1495-1504.

Talvitie J, Mikola A, Setälä O, Heinonen M, Koistinen A. 2017. How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research* **109**:164-172.

Tanaka K, Takada H, Yamashita R, Mizukawa K, Fukuwaka M-aki, Watanuki Y. 2013. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin* **69**:219-222.

Tanaka K, Takada H. 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports* **6**:1-8.

Tang KHD, Hadibarata T. 2021. Microplastics removal through water treatment plants: Its feasibility, efficiency, future prospects and enhancement by proper waste management. *Environmental Challenges* **5**:1-7.

Thompson RC, Gall SC. 2012. *Impacts of marine debris on biodiversity*. 67 edition. Coherent Digital, Montreal, Québec. Dostupné z: <https://policycommons.net/artifacts/1229716/impacts-of-marine-debris-on-biodiversity/1782783/>

Thushari GGN, Senevirathna JDM. 2020. Plastic pollution in the marine environment. *Heliyon* **6**:1-16.

Tubau X, Canals M, Lastras G, Rayo X, Rivera J, Amblas D. 2015. Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: The role of hydrodynamic processes. *Progress in Oceanography* **134**:379-403.

Turra A, Manzano AB, Dias RJS, Mahiques MM, Barbosa L, Balthazar-Silva D, Moreira FT. 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports* **4**:1-7.

Um M, Weerackody D, Gao L, Mohseni A, Evans B, Murdoch B, Schmidt J, Fan L. 2023. Investigating the fate and transport of microplastics in a lagoon wastewater treatment system using a multimedia model approach. *Journal of Hazardous Materials* **446**:1-10.

European Union. 1998. United Nations Convention On The Law Of The Sea. OJ L 179 23.06.1998, p. 3, dostupné z <http://data.europa.eu/eli/convention/1998/392/oj>.

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**:140-236.

Novotná, K., Čermáková, L., Pivokonská, L., Cajthaml, T., Pivokonský, M. (2019). Microplastics in drinking water treatment – Current knowledge and research needs. *Science of the Total Environment* **667**:730-740.

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.

van der Hal N, Ariel A, Angel DL. 2017. Exceptionally high abundances of microplastics in the oligotrophic Israeli Mediterranean coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* **116**:151-155.

van Sebille E, Wilcox C, Lebreton L, Maximenko N, Hardesty BD, van Franeker JA, Eriksen M, Siegel D, Galgani F, Law KL. 2015. A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters* **10**:1-12.

van Wijnen J, Ragas AMJ, Kroeze C. 2019. Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends. *Science of The Total Environment* **673**:392-401.

Vianello A, Boldrin A, Guerriero P, Moschino V, Rella R, Sturaro A, Da Ros L. 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **130**:54-61.

- Vuori L, Ollikainen M. 2022. How to remove microplastics in wastewater? A cost-effectiveness analysis. *Ecological Economics* **192**:1-9.
- Wagner M et al. 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe* **26**:1-9.
- 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**:1-20.
- Wang Q, Guan C, Han J, Chai M, Li R. 2022. Microplastics in China Sea: Analysis, status, source, and fate. *Science of The Total Environment* **803**:1-11.
- Wang T, Li B, Zou X, Wang Y, Li Y, Xu Y, Mao L, Zhang C, Yu W. 2019. Emission of primary microplastics in mainland China: Invisible but not negligible. *Water Research* **162**:214-224.
- 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.
- Wick LY, Remer R, Würz B, Reichenbach J, Braun S, Schäfer F, Harms H. 2007. Effect of Fungal Hyphae on the Access of Bacteria to Phenanthrene in Soil. *Environmental Science & Technology* **41**:500-505.
- Woods JS, Verones F, Jolliet O, Vázquez-Rowe I, Boulay A-M. 2021. A framework for the assessment of marine litter impacts in life cycle impact assessment. *Ecological Indicators* **129**:1-15.
- Worm B, Lotze HK, Jubinville I, Wilcox C, Jambeck J. 2017. Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annual Review of Environment and Resources* **42**:1-26.
- Wright SL, Thompson RC, Galloway TS. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* **178**:483-492.
- Xu G, Yang L, Xu L, Yang J. 2022. Soil microplastic pollution under different land uses in tropics, southwestern China. *Chemosphere* **289**:1-14.
- Xu S, Ma J, Ji R, Pan K, Miao A-J. 2020. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Science of The Total Environment* **703**:1-14.
- Yagi M, Ono Y, Kawaguchi T. 2022. Microplastic pollution in aquatic environments may facilitate misfeeding by fish. *Environmental Pollution* **315**:1-7.

- Yang F, Li D, Zhang Z, Wen L, Liu S, Hu E, Li M, Gao L. 2022. Characteristics and the potential impact factors of microplastics in wastewater originated from different human activity. *Process Safety and Environmental Protection* **166**:78-85.
- Yuan Z, Nag R, Cummins E. 2022. Human health concerns regarding microplastics in the aquatic environment – From marine to food systems. *Science of The Total Environment* **823**:1-19.
- Zarfl C, Matthies M. 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin* **60**:1810-1814.
- Zhang S, Li Y, Jiao W, Qiu L, Zhong J, Sun W, Weng C-H, Weerasinghe R. 2018. Research on lateral flow treatment technology to enhance phosphorus removal of AAO process. *E3S Web of Conferences* **53**:1-4.
- Zhou Y et al. 2023. Current research trends on cosmetic microplastic pollution and its impacts on the ecosystem: A review. *Environmental Pollution* **320**:1-13.
- Zhou Z, Wu Z, Wang Z, Tang S, Gu G, Wang L, Wang Y, Xin Z. 2011. Simulation and performance evaluation of the anoxic/anaerobic/aerobic process for biological nutrient removal. *Korean Journal of Chemical Engineering* **28**:1233-1240.
- Zhu B-K, Fang Y-M, Zhu D, Christie P, Ke X, Zhu Y-G. 2018. Exposure to nanoplastics disturbs the gut microbiome in the soil oligochaete *Enchytraeus crypticus*. *Environmental Pollution* **239**:408-415.
- Zhu D, Chen Q-L, An X-L, Yang X-R, Christie P, Ke X, Wu L-H, Zhu Y-G. 2018. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry* **116**:302-310.
- Ziajahromi S, Kumar A, Neale PA, Leusch FDL. 2018. Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution* **236**:425-431.
- 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.
- Zobkov M, Esiukova E. 2017. Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Marine Pollution Bulletin* **114**:724-732.

Seznam použitých zkratk a symbolů

°C	stupeň Celsia
μm	mikrometr
ARG	rezistence vůči antibiotikům
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
cm	centimetr
CO ₂	oxid uhličitý
ČOV	čistička odpadních vod
ČR	Česká republika
FT-IR	infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací
g/cm ³	gram na centimetr krychlový
H ₂ O	molekula vod
km	kilometr
km ²	kilometr čtvereční
ks	kus
m	metr
m ³ /s	metr krychlový za sekundu
mg	miligram
mm	milimetr
MP	mikroplast
OSN	Organizace spojených národů
PE	polyethylen
PET	polyethylentereftalát
PP	polypropylen
psu	praktická jednotka slanosti (angl. practical salinity unit)
t	tuna
USA	United States of America
WHO	World Health Organization
x	krát

Seznam obrázků

Obr 1. Zdroje mikroplastů (ÚSTAV PRO HYDRODYNAMIKU).....	12
Obr. 2. Koloběh MP (Huang 2021).....	15
Obrázek 3. Filtrační úpravna (Shmeis 2018).....	18
Obrázek 4. Schéma biologické části ČOV (Švehla 2004).....	23
Obr. 5. Mikroplasty nalezené v sedimentu řek a) Labe b) Mosela c) Neckar d) Rýn (Wagner 2014).....	26
Obr. 6. Kanály pro mikroplasty do mořského prostředí (Horton, 2018).....	26
Obr. 7. Počet článků o mikroplastech publikovaných v brazilských ekosystémech nezávislým způsobem založeným na spolupráci (n = 35) (Castro 2018).	28
Obr. 8. Množství mikroplastů v oceánech (Fendrychová & Kropáček 2018).....	34
Obr. 9. Přehled plastového odpadu proudícího do oceánu a jeho chování v něm (Sherrington, 2016).....	36
Obr. 10. Celkové zastoupení znečištění mikroplasty ve Středomoří (Sharma at al. 2021).....	41
Obr. 11. Přibližná místa pro 10 vzorků povrchových vod odebraných v září 2018 (Santillo, 2018).....	47
Obr. 12. Několik příkladů mikroplastických vláken a fragmentů nalezených ve vzorcích povrchových vod z říčního systému Vltava-Labe a jejich identity, jak bylo zjištěno pomocí FT-IR mikroskopie (Santillo, 2018).....	48
Obr. 13. Zdroj a cesta mikroplastů (Surendran et al. 2023)	51

Seznam tabulek

Tabulka 1. Hustota a použití nejběžnějších typů mikroplastických polymerů pozorovaných ve vodních biotopech (Yurtsever 2015).	14
Tabulka 2. Množství vyprodukovaných plastů (Lebreton et al. 2017).....	35

