

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



PROBLEMATIKA DETEKCE MIKROPLASTŮ V TECHNOLOGIÍCH ÚPRAVNY VOD

Markéta Sochorová

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Petr Hekera Ph.D.

Olomouc 2022

Prohlášení

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

V Olomouci 12. května 2022

.....

Podpis

Sochorová M. 2022. Problematika detekce mikroplastů v technologiích úpravy vod [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci, 51 s. 7 příloh, česky.

Abstrakt

Plastové materiály dnes neodmyslitelně patří do našeho života. Jejich využívání má svůj vývoj a pozitivní i negativní stránky. Při degradaci plastů vznikají sekundární mikroplasty (částice menší než 5 mm), které představují nové polutanty stále více znečišťující všechny složky životního prostředí. Práce popisuje výskyt, zdroje a dopady mikroplastů na vodní prostředí a další ekosystémy.

O výskytu a detekci mikroplastů v technologiích úpravy vod v České republice je v současné době jen málo informací. Práce uvádí možnosti úpravy surových vod na vodu pitnou a popisuje technologii v úpravě vody, jejíž vzorky byly předmětem výzkumu této diplomové práce. Metody detekce mikroplastů ve vodním prostředí přibližují vzorkování detekci a následnou identifikaci mikroplastových částic publikovanou v odborné literatuře.

Vlastní výzkum se týkal možností detekce mikroplastových částic zachycených ve dvou fázích běžné technologie úpravy vody. Je popsán postup vývoje a testování metodiky použité v této práci, tedy odběry vzorků, výroba sít, příprava vzorků, síťová analýza a mikroskopování. Výsledky jsou shrnuty do přehledových tabulek o výskytu mikroplastů na jednotlivých sítích.

V obou odebíraných vzorcích byly identifikovány mikroplastové částice. Vzorky č. 1, se vzhledem ke své gelovité konzistenci, daly analyzovat jen částečně, zatímco vzorky č. 2 prošly celou síťovou analýzou a obsahovaly mnoho mikroplastů, většinou vláken.

Závěrem jsou shrnuty výhody i nevýhody popisované metodiky a výsledná zjištění jsou konfrontována se závěry v odborné literatuře.

Klíčová slova: detekce mikroplastů, identifikace mikroplastů, mikroplasty, úprava vody

Sochorova M.: Problematics of microplastics detection in water treatment technologies [master's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 51 pp. 7 Appendices. Czech.

Abstract

Today, plastic materials are part of our lives. Their use has its development and positive and negative aspects. During the degradation of plastics, secondary microplastics are formed (particles smaller than 5 mm), which represent new pollutants increasingly polluting all components of the environment. The thesis describes the occurrence, sources and impacts of microplastics on the aquatic environment and other ecosystems.

There is currently little information on the occurrence and detection of microplastics in water treatment technologies in the Czech Republic. The work presents the possibilities of treatment of raw water for drinking water and describes the technology in the water treatment plant, whose samples were the subject of research in this thesis. Methods for the detection of microplastics in the aquatic environment bring sampling closer to the detection and subsequent identification of microplastic particles published in the literature.

The research itself focused on the possibilities of detecting microplastic particles trapped in two phases of conventional water treatment technology. The process of development and testing of the methodology used in this work is described, i.e. sampling, sieve production, sample preparation, sieve analysis and microscopy. The results are summarized in overview tables on the occurrence of microplastics on individual sieves.

Microplastic particles were identified in both samples. Samples No. 1, due to their gel-like consistency, could only be partially analyzed, while samples No. 2 underwent the entire sieve analysis and contained many microplasts, mostly fibers.

Finally, the advantages and disadvantages of the described methodology are summarized, and the resulting findings are confronted with the conclusions in the literature.

Key words: microplastics detection, microplastics identification, microplastics, water treatment,

Poděkování

Moje poděkování za podporu při psaní avýzkumu patří především vedoucímu mého projektu RNDr. Petru Hekerovi Ph.D. Neocenitelnou pomoc mi prokázal pan technolog úpravny vod, který mě seznámil s širokou problematikou úpravy pitných vod v České republice. V neposlední řadě děkuji i mému manželovi a dětem.

V Olomouci, 12. května 2022

Obsah

Obsah	vii
Seznam užívaných zkratek	viii
Seznam tabulek	ix
Seznam obrázků	x
Úvod	1
1. Obecná charakteristika plastů	2
1.1. Rozdělení plastů	3
1.2. Přídavné a rizikové látky v plastech	4
1.3. Degradace plastů	6
2. Mikroplasty	9
2.1. Dělení mikroplastů	9
2.2. Mikroplasty ve vodním prostředí	10
2.2.1. Zdroje mikroplastů ve vodním prostředí	11
2.2.2. Dopady mikroplastů na vodní prostředí	14
2.3. Mikroplasty v ostatních složkách životního prostředí	19
2.3.1. Mikroplasty ve vzduchu	19
2.3.2. Mikroplasty v půdě	19
3. Problematika úpravy vod v České republice	21
3.1. Popis technologie úpravy vody v ÚV A	23
4. Metody detekce mikroplastů ve vodním prostředí	25
4.1. Vzorkování mikroplastů ve vodě	25
4.2. Vzorkování mikroplastů v sedimentech a v odpadních kalech	27
4.3. Vzorkování mikroplastů v organickém materiálu	28
4.4. Metody detekce mikroplastů	28
5. Materiál a metodika	30
5.1. Odběr vzorků	30
5.2. Příprava vzorku ze sedimentace a z čířičů	33
5.3. Příprava vzorku z pískového rychlofiltru	34
5.4. Identifikace mikroplastových částic	35
6. Výsledky	37
7. Diskuse	42
8. Závěr	45
9. Literatura	46
10. Přílohy	51

Seznam užívaných zkratk

ABS – akrylonitril-butadien-styren

BPA – Bisfenol A

BBP – benzyl butyl ftalát

CA – acetát celulózy

CR - chloroprenový kaučuk

DBP – dibutyl ftalát

DDT– dichlordifenyiltrichlorethan

DEHP – di(2-ethylhexyl) ftalát

DIBP – diisobutyl ftalát

DMEP – di(2-methoxyethyl) ftalát

EP – epoxidová pryskyřice

PAH – polycyklické aromatické uhlovodíky

PBAT – polybutyrát-adipát-tereftalátu

PBDE – polybromované difenylethery

PBS – polybutylen sukcinát

PC – polykarbonát

PCB – polychlorovaný bifenyly

PE – polyethylen

PET – polyethylentereftalát

PF – formaldehydová pryskyřice

PMMA – polymethyl-methakrylát

POM – polyoxymethylen

PP – polypropylen

PS – polystyren

PUR – polyuretan

PVC – polyvinylchlorid

UP – polyesterová pryskyřice

WP – mokrá peroxidace

Seznam tabulek

Tabulka 1. Hlavní plasty a jejich použití	4
Tabulka 2. Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 1	38
Tabulka 3. Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 2	40

Seznam obrázků

Obr. 1. Změny vlastností plastů po degradaci	8
Obr. 2. Metrické rozdělení plastů	9
Obr. 3. Fotografie mikroplastů	10
Obr. 4. Zdroje mikroplastů nacházející se v životním prostředí	12
Obr. 5. Zdroje mikroplastů v oceánu	14
Obr. 6. Pohyb mikroplastů a jejich biologická interakce	15
Obr. 7. Sorpce a desorpce mikropolutantů na mikroplastech	16
Obr. 8. Schéma technologie úpravy vody v ÚV A a místa odběru vzorků	24
Obr. 9. Typy zařízení pro odběr vzorků mikroplastů v povrchové mořské vodě	25
Obr. 10. Vybrané typy nerezové tkaniny	31
Obr. 11. Zhotovená síta	32
Obr. 12. Sítová analýza	32
Obr. 13. Vzorek č. 1 na sítu 1mm	33
Obr. 14. Dekantace vzorku po hustotní flotaci	34
Obr. 15. Identifikace částic mikroskopem	36
Obr. 16. Krátké a dlouhé vlákno na 0,5 mm síti	37

Úvod

V našem současném každodenním životě přináší plastové materiály velké množství praktického využití díky jejich nízké ceně, nízké hmotnosti a dobré tvarovatelnosti. Od prvního moderního plastu „Bakelit“ v roce 1907 se vyvinuly levné techniky velkoobjemové výroby. Rychle rostoucí masová výroba plastů nejběžnějších polymerů začala ve třicátých a čtyřicátých letech 20. století. Dnes si nedovedeme představit život bez plastů, jejichž využití je v celé řadě oblastí: obalové materiály, stavebnictví, elektronika, medicína, automobilové a letecké součásti a mnoho dalších (Nuelle at al., 2014).

V současné době podle posledních údajů z roku 2019 dosáhla celosvětová produkce plastů 370 milionů tun, z toho 58 milionů tun připadá jen na Evropu (Halfar at al., 2021). Kromě výhod se plasty staly také znečišťujícími látkami, které kontaminují všechny složky životního prostředí, a to zejména kvůli pomalé přirozené degradaci a omezenému využití plastového odpadu (Wang at al., 2020).

Kromě částí viditelných se v ekosystémech akumuluje značné množství fragmentovaných a pouhým okem téměř neviditelných plastů – mikroplasty. Tyto se pak z půdy, vody a vzduchu přímo, nebo přes potravní řetězec, dostávají až do těla člověka. Přesný vliv na zdraví člověka zatím není známý. Minimálně se ale jedná o cizorodé částice, které na svém povrchu mohou vázat perzistentní organické látky a ty už mohou být nejen pro lidský organismus škodlivé (Pivokonský, 2019).

Výzkum výskytu mikroplastů má počátky v mořské biologii a ekologii. Již několik let jsou mikročástice i makročástice plastů, které se vyskytují ve světových mořích a povrchových sladkých vodách, vnímány a diskutovány jako environmentální problém. Ten začíná akumulací ve vodních živočiších a končí u člověka (Kazmarová at Kožíšek, 2019). Požití potravin a vody je také jedna ze základních expozičních cest mikroplastů do lidského organismu. Druhou cestou je inhalace vzduchu.

Cílem této práce je testování a optimalizace metodiky odběru, zpracování a laboratorní analýzy vzorků z technologie úpravy vod a následné vyhodnocení výsledků periodického monitoringu.

1. Obecná charakteristika plastů

Počátky využívání plastických materiálů sahají do dávné historie, kdy byly používány přírodní materiály s pružnými vlastnostmi jako šelak nebo kaučuková hmota. Následovalo obchodní využití dalších přírodních materiálů, např. gutaperča použitá k izolaci podmořských telegrafních kabelů v druhé polovině 19. století. V tomto období se postupně vyvíjeli předchůdci dnešních materiálů jako celuloid, nitrát celulózy, byla také patentována pneumatika z vulkanizovaného kaučuku.

První skutečný syntetický a široce uplatněný plast byl bakelit, a to na začátku 20. století. Rozvoj syntetických polymerů byl založený na potřebách elektrotechnického průmyslu a přinesl zdokonalování výroby. V této době vzniká např. acetát celulózy (CA), polyvinylchlorid (PVC) a polymethymethakrylát (PMMA). Ve třicátých letech byly průmyslově připraveny materiály jako polystyren (PS), chloroprenový kaučuk (CR, tzv. neopren), polyestery, polyamidy a polyetyleny, některé z nich se později uplatnily jako strategický materiál za druhé světové války. Koncem čtyřicátých let začal vývoj polymerních materiálů zrychlovat. Z této doby jsou známy epoxidové pryskyřice (EP) i konstrukční plast akrylonitril-butadien-styren (ABS). V padesátých letech se objevili další polyethylen (PE), dále polypropylen (PP), polykarbonát (PC). V dalších letech až po současnost se vývoj zaměřil na možnosti polymerních směsí, přípravy polymerních kompozitů, inteligentních polymerů, polymerních nanomateriálů a biopolymerů (Běhálek, 2015).

Materiálově se plasty označují jako polymery, tedy látky tvořené molekulami, které jsou charakteristické mnohonásobným opakováním jednoho nebo více druhů atomů nebo skupin atomů. Ty jsou navzájem spojeny v tak velkém počtu, že přidáním nebo odstraněním jedné nebo více konstitučních jednotek se znatelně nezmění většina materiálových vlastností (Prokopová, 2007). Polymery jsou nejen syntetické látky, ale i přírodní biopolymery jako bílkoviny, polysacharidy nebo DNA. Hlavním stavebním prvkem syntetických polymerů je uhlík a vodík. Mohou být přidány i další prvky jako křemík, kyslík. Druh, počet a uspořádání konstitučních jednotek (monomerů) má hlavní vliv na vzhled a vlastnosti plastu (Verschoor, 2015). Polymery vznikají polymerizací, polykondenzací a polyadicí.

1.1. Rozdělení plastů

Podle typu zpracování po jejich ohřátí se plasty rozlišují na termoplasty a reaktoplasty. Termoplasty při zahřívání měknou a v tomto plastickém stavu je lze tvářet. V tomto stavu neprobíhá žádná chemická reakce a nemění se jejich chemická struktura. Po ochlazení přechází zpět do tuhého stavu. Proces měknutí a tuhnutí je vratný, může se tedy mnohokrát opakovat.

Typické materiály termoplastů jsou polyethylen (PE), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyvinylchlorid (PVC), polymethyl-methakrylát (PMMA), polyoxymethylen (POM) a další.

Reaktoplasty jsou naproti tomu tavitelné a tvarovatelné jen určitou dobu po zahřátí. Poté dochází k chemické změně, původní molekuly se sesítují a stávají se netavitelnými a nerozpustnými. Takto vytvrzený materiál již nelze tvarovat, svařovat ani znovu převést do taveniny. Produkt v nevytvrzeném stavu se obvykle nazývá pryskyřice, např. formaldehydová pryskyřice (PF), epoxidová pryskyřice (EP), polyesterová pryskyřice (UP) a jiné. Výrobky z reaktoplastů jsou typické vysokou tepelnou a chemickou odolností, tvrdostí a tuhostí (Běhálek, 2015).

Polymer	Zkratka	Použití
Polyethylentereftalát	PET	Nádoby/láhve na nápoje (džus, voda, pivo), čisticí prostředky, dózy na máslo, plastové fólie, obaly do mikrovlnné trouby
Polyethylen s vysokou hustotou	HDPE	Neprůhledné nádoby na mléko, vodu a džus, láhve na saponáty a šampony, pytle na odpadky, vany na jogurty a margaríny, tvarované plastové obaly
Nízkohustotní polyethylen	LDPE	Sáčky na chléb a mražené potraviny, většina plastových obalů a stlačitelné lahve (med, hořčice), venkovní nábytek, dlaždice, sprchové závěsy
Polypropylen	PP	Víčka na láhve, láhve na kečup, nádoby na jogurt a margarín, láhve na léky a sirup, brčka na pití, neprůhledné plastové nádoby, včetně kojeneckých lahví, plastový tlakový potrubní systém
Polyvinyl chlorid	PVC	Hračky, průhledné obaly na potraviny a nepotravinářské výrobky (např. přílnavé fólie), některé ždímací láhve, šamponové láhve, nádoby na kuchyňský olej a máslo, láhve na čisticí prostředky a čističe oken, sprchové závěsy, lékařské hadičky a četné stavební výrobky, izolace elektrických kabelů/drátů
Polystyren	PS	Nádoby na potraviny, krabičky na vejce, jednorázové kelímky, talíře, příbory, plastové nádobí, nádoby na jídlo, plastové příbory, obaly na kompaktní disky
Polyamid	PA	Vlákná, vlasec, štětiny zubního kartáčku, hadičky
Polykarbonát	PC	Kompaktní disky, brýle, bezpečnostní okna, semaforey a čočky

Tabulka 1. Hlavní plasty a jejich použití (Bajt, 2021)

1.2. Přídavné a rizikové látky v plastech

Polymery většinou obsahují různé přísady, které upraví, případně zlepší základní typ polymeru, určený pro konkrétní aplikaci. Hlavní nedostatky surových polymerů, které mají aditiva ovlivnit, jsou hořlavost, elektrostatický náboj na povrchu polymeru, nízká odolnost proti teplotám, nízká houževnatost plastů, omezená odolnost vůči chemikáliím, nevhodné optické vlastnosti a jiné.

Tepelné stabilizátory zpomalují degradační procesy polymerů jako autooxidaci, síťování a štěpení makromolekul nebo dehydrochloraci. Zlepšují také odolnost proti zvýšeným teplotám používaným při jejich zpracování.

Světelné stabilizátory zpomalují degradační procesy způsobené slunečním zářením. Jedná se o UV stabilizátory, které nepropustí nebo absorbují záření o vlnové délce 290-400 nm. To je pro polymery nejvíce nebezpečné, spouští degradační procesy.

Stabilizátory se specifickým účinkem (antidegradanty) zabráňují stárnutí polymeru jako důsledek vnějších atmosférických vlivů (srážky, kyslík, ozón) a působení mikroorganismů. Rozdělují se na světelné stabilizátory a antioxidanty.

Barviva jsou pigmenty organického (zachovávají průhlednost materiálu) nebo anorganického původu a dodávají plastům potřebnou barvu. Používá se více než 200 pigmentů, které jsou odolné vůči teplotě zpracování polymeru.

Opticky zjasňující látky pohlcují část UV záření a tuto energii pak vyzařují ve formě fluorescence (záření větších vlnových délek). Přidávají se většinou k modrým, fialovým a růžovým odstínům. Výsledná barva na denním světle vypadá jasnější.

Maziva usnadňují zpracování polymerů a mají také pozitivní vliv na některé vlastnosti finálních výrobků, jako je vzhled, tepelná i světelná stabilita nebo odolnost vůči povětrnosti. Maziva s vnějším účinkem usnadňují oddělení výrobku od formy. Maziva s vnitřním účinkem se v polymeru rozpustí a zlepší jeho zpracovatelnost.

Změkčovadla jsou organické kapaliny s vysokým bodem varu. Zlepšují ohebnost, rázovou houževnatost a tekutost kapaliny.

Antistatika zvyšují elektrickou vodivost polymerů, tedy snižují povrchový odpor.

Nadouvadla se přidávají při výrobě lehčených hmot. Při výrobě se za vysoké teploty rozkládají a uvolňují plyny, které vytváří v hotovém výrobku dutinky.

Retardéry hoření zpomalují proces hoření.

Plniva jsou látky organického nebo anorganického původu, které mají vyztužující nebo nevyztužující účinky na mechanické vlastnosti plastu. Je to buď částicové plnivo v podobě prášku nebo kuliček, anebo vlákna různé délky (skleněná, uhlíková, kovová, minerální přírodní aj.) (Běhálek, 2015).

Rizikové látky jsou takové, které mají negativní nebo toxický vliv na hormonální systém a následnou reprodukci živých organismů. Dvě nejdůležitější rizikové látky jsou bisfenol A (BPA) a některé ftaláty.

Bisfenol A je chemická sloučenina, která je součástí běžných spotřebních výrobků jako plastové nádoby, lahve na nápoje, dózy na potraviny, sportovní vybavení, hračky, CD a DVD nosiče, počítače a mobilní telefony a mnoho dalších. Samotná látka BPA je endokrinní disruptor, má tedy negativní účinek na lidskou plodnost. Pro vodní živočichy je toxická akutně i dlouhodobě. Velmi negativní dopad má na vyvíjející se organismus dětí, zejména na jejich nervovou soustavu. Riziko uvolňování BPA do prostředí roste s rostoucí teplotou a opotřebením plastu (www.greenpeace.org, 2022)

Ftaláty jsou organické sloučeniny, které se používají jako změkčovadla, aby byly plasty poddajnější. Typickým příkladem využití ftalátů jsou PVC plasty, proto se nachází v podlahovinách, stavebních materiálech, potrubních rozvodech, ale také v kosmetice. Protože ftaláty nejsou na PVC pevně chemicky vázány, mohou se z něj postupně uvolňovat a kontaminovat tak prostředí. Některé ftaláty jsou neškodné, jiné toxické. Ty škodlivé jsou zároveň klasifikovány jako endokrinní disruptory. Jsou to například benzyl butyl ftalát (BBP), dibutyl ftalát (DBP), di(2-ethylhexyl) ftalát (DEHP), di(2-methoxyethyl) ftalát (DMEP), diisobutyl ftalát (DIBP) (Petrлік at Válek, 2022)

Jiným typem rizika mikroplastů jsou škodlivé látky, které nejsou v materiálu obsažené, ale mohou se na mikroplast navázat. Jsou to například látky DDT, PCB, PBDE, PAH, některé těžké kovy a další (Pivokonský at al., 2019).

1.3. Degradace plastů

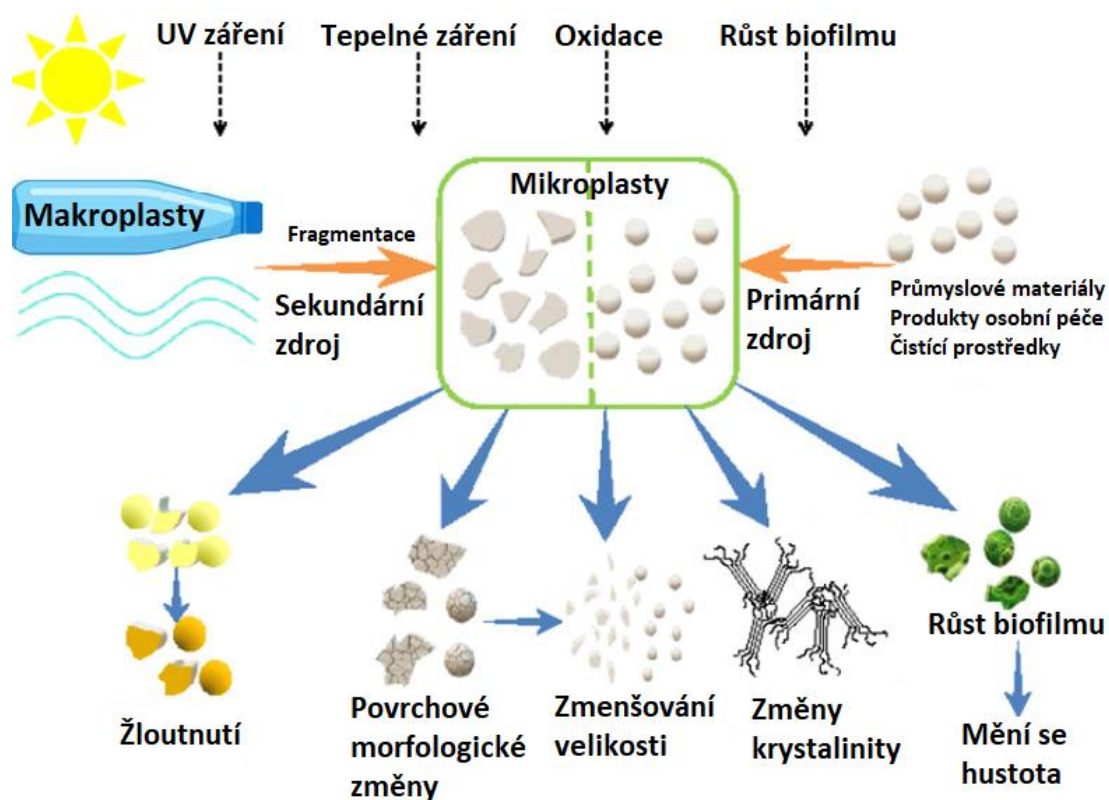
V přírodních podmínkách jsou plasty velmi odolné vůči degradaci, jejich rozklad ve vodním prostředí trvá několik desítek let (Bajt, 2021). Zde makroskopické plasty a mikroplasty podléhají různým procesům zvětrávání/stárnutí. Degradace plastových polymerů znamená řadu chemických reakcí, které narušují jejich struktury a vedou k fragmentaci makroskopického plastového odpadu a vnášení sekundárních mikroplastů do sladkovodního i mořského prostředí (Guo at Wang., 2019).

Degradace MP je klasifikována podle činitele, který ji způsobuje. Biodegradace – působení živých organismů, obvykle mikrobů. Fotodegradace – působení světla (sluneční záření při venkovní expozici). Termooxidační degradace – pomalý oxidační rozklad při mírných teplotách. Tepelná degradace – působení vysokých nebo (i) velmi nízkých teplot. Hydrolýza – reakce s vodou (Andrady, 2011).

Degradace mění u plastů jejich fyzikální a chemické vlastnosti, tedy barvu, povrchovou morfologii, krystalinitu, velikost částic a hustotu (Guo at Wang, 2019), může také vést k rozpuštění polymerních sloučenin, které jsou poté biologicky dostupné pro mikroorganismy.

Tento jev se řadí k biodegradaci. Protože plasty mají vysokou molekulovou hmotnost, jsou hydrofobní a existuje málo mikrobiálních druhů, které mohou v přírodě metabolizovat polymery, jsou plasty extrémně odolné vůči biologickému rozkladu. Vědecké studie však identifikovaly některé mikrobiální kmeny schopné biodegradace polyethylenu, polyvinylchloridu a polystyrenu (Wang at al., 2016). Proces samotného rozkladu je velmi složitý. Začíná vytvořením mikrobiálního biofilmu na povrchu polymeru, po něm následuje znehodnocení a fragmentace polymerů na oligomery, dimery a monomery enzymatickou aktivitou. Faktem však zůstává, že všechny degradační procesy jsou pomalé a zřídka vedou k úplné destrukci plastových materiálů v přirozeném prostředí (Bajt, 2021).

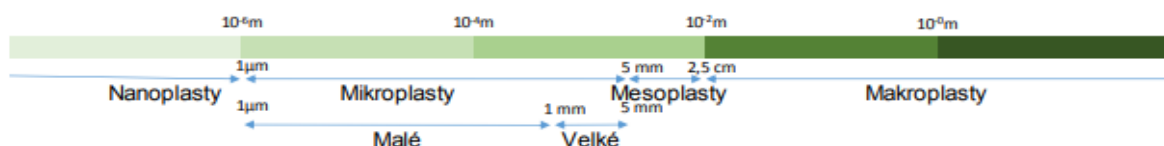
Dopady degradace plastů jsou z hlediska životního prostředí významné. Plastové polymery jsou sice z důvodu své velké molekulové velikosti považovány za biologicky inertní, a proto nejsou zdánlivě nebezpečné pro životní prostředí nebo lidské zdraví. V polymerním materiálu se ale také nacházejí nezreagované zbytkové monomery, které mohou ovlivňovat vlastnosti polymeru a některé jsou nebezpečné pro životní prostředí a živé organismy. Kromě zbytkových monomerů bývají v plastovém produktu další polymerační nečistoty, jako jsou oligomery, zbytky katalyzátorů, polymerační rozpouštědla, široká škála plastových aditiv a jiné. Všechny tyto nepolymerní složky se vyznačují nízkou molekulovou hmotností, a proto se mohou uvolňovat z plastového produktu do vody, vzduchu nebo jiných kontaktních médií (Lithner at al., 2011). Plasty také mohou obsahovat ionty kovů chromu, mědi a železa. Nadbytek těchto iontů, které se v nízké koncentraci běžně podílejí na transportu molekul a buněčných signálních drahách v živých organismech, může vyvolat změny enzymatické aktivity nebo oxidační stres vytvářející volné radikály a následné poškození DNA a peroxidaci lipidů v membráně. Další ionty kovů hliníku a stříbra přímo interagují s DNA a mohou vést k buněčné apoptóze (programovaná buněčná smrt) (Kedzierski at al., 2018).



Obr. 1. Změny vlastností plastů po degradaci (Upraveno dle: Guo at Wang., 2019)

2. Mikroplasty

Mikroplasty (MP) jsou definovány jako malé částice menší než 5 mm, odvozené z plastů různého původu a složení. Spodní hranice velikosti MP není přesně stanovena (Pivokonský at al., 2018). Pro přesnější rozlišení lze MP dále rozdělit na velké MP (1-5 mm) a malé MP (<1 mm) (Zhang at al., 2018). Někteří autoři udávají spodní hranici velikosti 25 μm (Gigault at al. 2018), 1000 nm nebo 100 nm (Pivokonský at al., 2018). V této souvislosti je na místě zmínit i nanoplasty, částice o velikosti v rozmezí 1-1000 nm (10^{-6} - 10^{-3} mm), vznikající také degradací plastových předmětů (Gigault at al., 2018).

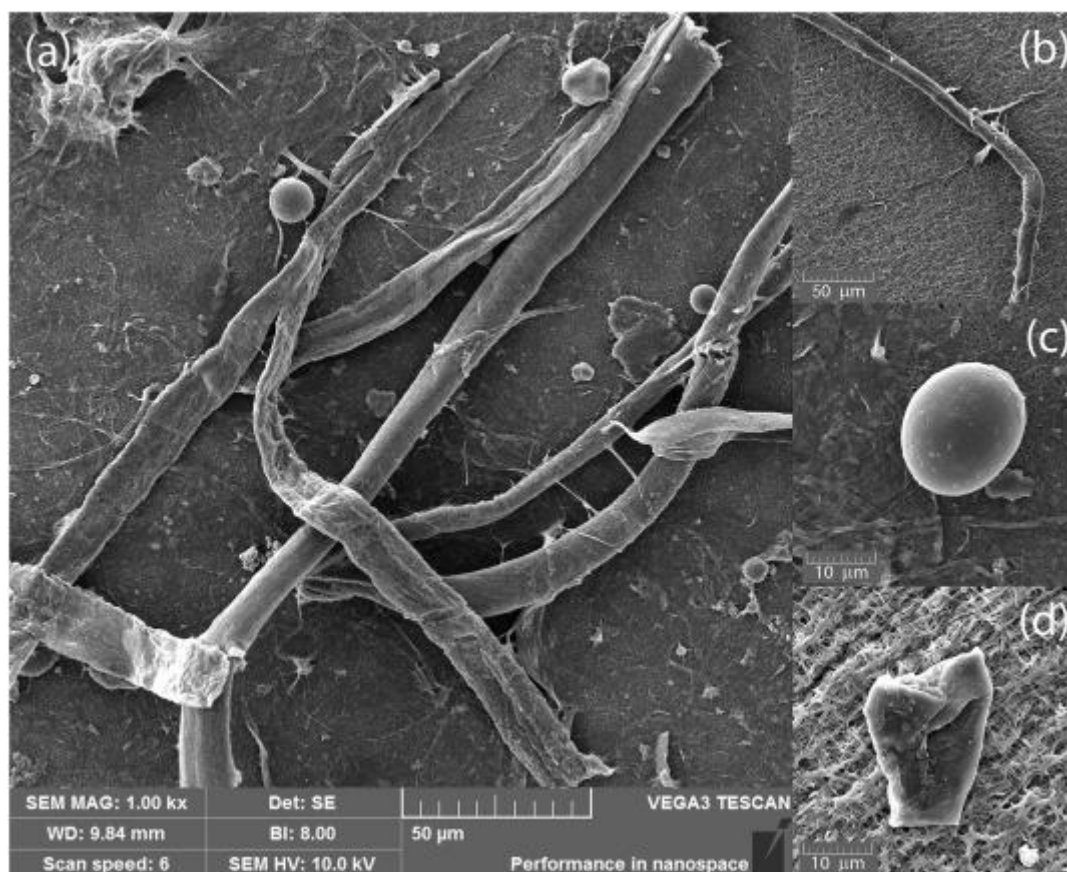


Obr. 2. Metrické rozdělení plastů (Upraveno dle: Van Cauwenberghe et al., 2015)

2.1. Dělení mikroplastů

Z hlediska původu se MP dělí na primární a sekundární. Primární se jako MP přímo vyrábějí a jsou součástí řady spotřebních výrobků, jako je kosmetika nebo čisticí prostředky. Vznikají také při výrobě a zpracování plastových výrobků jako odpad při řezání, vrtání, broušení aj., a následné nevhodné manipulaci s tímto typem odpadu se mohou dostat do životního prostředí. Sekundární MP vznikají degradací větších plastových předmětů, buď během jejich užívání, mechanickým opotřebením nebo nevhodným uložením v životním prostředí (Pivokonský at al., 2019).

Podle tvaru se MP pro účely zkoumání dají rozdělit do tří morfotypů: vlákno, kulovitá částice a fragment (Pivokonský at al., 2018).



Obr. 3. Fotografie mikroplastů. a) ze sekvenovací elektronové mikroskopie, detaily morfolofy: b) vlákno, c) kulovitá částice, d) fragment (Pivokonský, 2018)

2.2. Mikroplasty ve vodním prostředí

První zprávy o MP v povrchových vodách se objevily na začátku 70. let 20. století. Po dalších pěti letech byly dokumentovány plastové pelety (perličky, granule) na plážích. Během několika desetiletí se plastové zbytky nashromáždily v suchozemském prostředí, na otevřeném oceánu, a dokonce i na nejvzdálenějších ostrovech i v hlubokém moři (Wang at al., 2016). Podle světové spotřeby se plasty řadí PE > PP > PVC > PET > PS. Podle jejich hustoty se PE a PP s hustotou pod 1 g/cm^3 nacházejí hlavně v povrchové vrstvě vody, zatímco PS s hustotou blízkou vodě a PVC s PET s hustotami $1,3\text{--}1,7 \text{ g/cm}^3$ se vyskytují v hlubších vrstvách (Peñalver at al., 2020).

Při vzrůstající spotřebě plastů se úmyslně či neúmyslně produkuje velké množství MP. Ty se neustále přesouvají do vody a sedimentů. Procesem oxidativní degradace, tření a biodegradace se distribuce velikostí a tvarů částic liší v sedimentech a vodě. Velikosti se pohybují především od 0,5 do 2 mm, tvarově jsou to většinou pelety, vlákna, úlomky (Zhang at al., 2018).

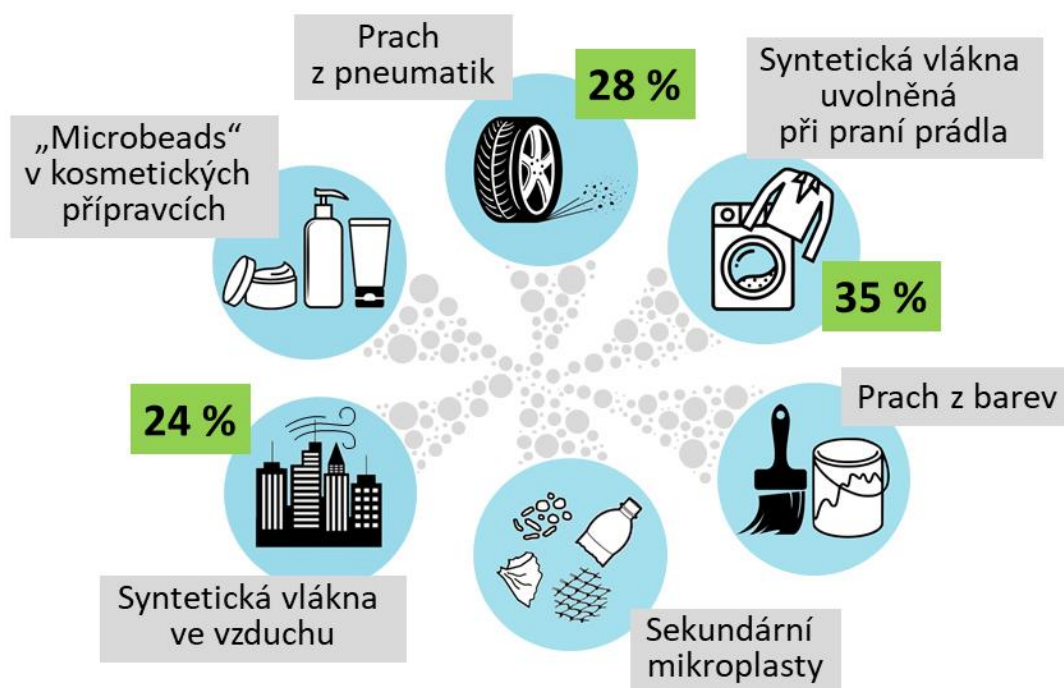
V globálním mořském prostředí jsou plastové úlomky téměř všudypřítomné, tedy od polárních oblastí k rovníku, stejně tak od odlehlých břehů až po hustě osídlená pobřeží a také od širokých pobřeží po hluboké moře. Právě v hlubokomořských sedimentech se nachází asi o čtyři řády větší množství mikroplastových vláken než v silně kontaminovaných povrchových vodách. Tato skutečnost naznačuje, že mořské dno je pravděpodobným akumulátorem mikroplastů (Wang at al., 2016).

Většina studií výskytu MP se zaměřuje na mořské prostředí, kde se nacházejí vysoké koncentrace ve volné vodě i v sedimentech (Kedzierski at al., 2018). Sladkovodnímu prostředí se věnovalo jen malé procento výzkumů. I tento výzkum však odhalil, že množství mikroplastových částic je zde srovnatelné s množstvím v mořském prostředí a výskyt je vysoce heterogenní. Průměrná množství plastových fragmentů se v různých systémech sladké vody velmi liší od téměř žádné až po několik milionů kusů v metru krychlovém (Li at al., 2018).

2.2.1. Zdroje mikroplastů ve vodním prostředí

Do vodního prostředí se mikroplastové částice dostávají různými cestami. Dominantní zdroje MP jsou v Evropě čistírny odpadních vod. Přes ně prochází voda z používání mycích, čistících a kosmetických prostředků obsahujících MP a také voda z praní syntetického prádla (Pivokonský at al., 2019). Podle studií se v čistírnách odpadních vod zachytí od 88–97 % mikroplastů v závislosti na použité technologii (Wang at al., 2020).

Textil, a především domácí nebo průmyslové praní syntetického prádla vykazuje velké množství uvolněných MP. Nejvíce částic bylo zaznamenáno u praní tkaného polyesteru. Počet mikrovláken uvolněných z běžných 5 kg polyesterového prádla byl vypočten na více než 6 000 000. Nedávná studie odhaduje, že praní syntetických oděvů přispívá 35% ke globálnímu uvolňování primárních mikroplastů (De Falco at al., 2018).



Obr. 4. Zdroje mikroplastů nacházející se v životním prostředí (Pivokonský at al., 2019)

Dalším velkým zdrojem většinově primárních MP jsou drogistické výrobky a kosmetika. Do zubních past a peelingových produktů osobní péče se často přidávají polyethylenové (PE) mikrokuličky jako abrazivní činidlo. Po užití kosmetického přípravku jsou mikrokuličky buď vypuštěny s odpadními vodami přímo do vodního prostředí, nebo prochází čistírnou odpadních vod. I když jsou stávající procesy čištění odpadních vod účinné, pro jejich malou velikost nemohou být zachyceny všechny částice MP (Cheung at Fok, 2017).

Průmysl, zejména automobilový, se podílí na znečištění životního prostředí mikroplasty vysokým podílem. Částice z výroby, používání, otěru pneumatik patří k těm nejmenším ($>0,01$ mm), které se do povrchové vody dostávají. Vůbec nejmenší mikroplasty o velikosti >5 μm pocházejí z detergentů a hnojiv (Vivekanand at al., 2021).

Dalšími důležitými MP, které patří mezi primární, jsou pelety (známé též jako nurdly). Vyrábí se při recyklaci plastů a používají se jako surovina pro další výrobu plastů v automobilovém, zemědělském, stavebním, sportovním a obalovém průmyslu.

I když jsou vyráběny s ohledem na ekologická opatření, tyto pelety se při výrobě, přepravě a dalším zpracování dostávají do životního prostředí (Halfar at al., 2021).

Zemědělská a městská půda rovněž obsahuje významné množství MP částic, především z hnojiv na bázi kalu a z plastových mulčovacích fólií. Zvláště po opakovaném požívání plastového krytu je výrazně ovlivněno množství uvolněných částic a ty mohou být rozptýleny a transportovány povrchovým odtokem nebo infiltrací (Xi at al., 2022). Plastové zbytky na pevnině přispívají až k 80% plastového odpadu v oceánu (Wang at al., 2016, Wang at al., 2020).

Řeky mohou sloužit jako primární transportní cesta pro plastové fragmenty do oceánů. Tam také končí velké množství odpadu z důvodu nedostatečné kapacity zpracování, náhodných vstupů, volně pohozených odpadků, nelegálních skládek, atmosférickou dopravou, lidských činností na pobřeží. Kvůli nesprávné likvidaci se ročně do oceánu dostane přibližně 4,8 – 12 milionů tun plastového odpadu. K jeho rozšíření ve vodním prostředí přispívá i cestovní ruch a s ním spojené odpadky od turistů podél řek jezer, pláží, pobřeží a oceánů. Dalším velkým znečišťovatelem vodních prostředí mikroplasty je lodní doprava, především odpad vyhozený z lodí, dále dlouhodobé používání a ztráty plastového rybářského náčiní (Chen at al., 2021). Vivekanand at al. (2021) uvádí, že pod hladinou moře v hloubce 0,5 – 2 m je přítomno přibližně 5,25 bilionu částic o hmotnosti asi 270 tun. Z toho vyplývá, že pláže jsou vynikajícím místem pro ukládání plastových kontaminantů. Přítomnost MP byla pozorována na písčných plážích podél pobřeží všech kontinentů, a to v Pacifiku, Atlantiku, ve středozezemních oblastech, polárních oblastech, dokonce i v hlubokomořských sedimentech (Yu at al., 2020).

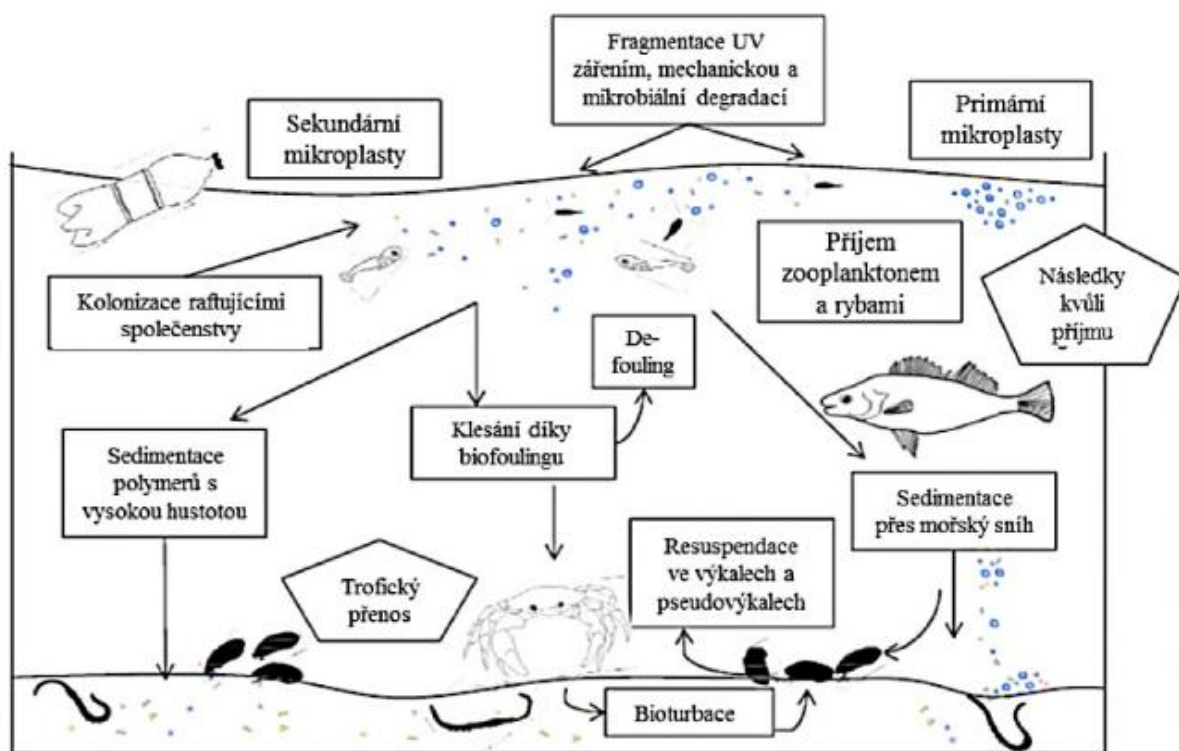


Obr. 5. Zdroje mikroplastů v oceánu (Kotasová, 2020)

2.2.2. Dopady mikroplastů na vodní prostředí

Jakmile se plastové částice dostanou do oceánu, začíná jejich migrace. Syntetické polymery PE a PP se vznášejí a mohou být přepravovány díky větru a vodním proudům na dlouhé vzdálenosti. Polymery s vyšší hustotou než mořská voda, jako jsou PS, PVC a PET, mohou podléhat transportu spodních proudů. Oceánské proudy jsou nepřetržité a řízené pohyby mořské vody generované silami působícími na vodu jako je vítr, rozdíly teplot a slanosti, Coriolisův jev a gravitace měsíce (Wang at al., 2016).

Dopady přítomnosti MP ve vodním prostředí jsou široké. Mnoho druhů a forem a velikostí plastů se v globálních prostředích hromadí po desetiletí a je jisté, že jejich koncentrace bude nadále narůstat. Obecnými následky jsou zapletení, udušení nebo požití plastů různými živočichy, koncentrace, transport a uvolňování toxických chemických látek, umožnění invaze druhů prostřednictvím raftingu. Navíc větší plasty se vlivem degradace v plážovém prostředí snadno roztříští a jejich fragmenty jsou zabudovány v pobřežních sedimentech celého světa (Carson at al., 2011).



Obr. 6. Pohyb mikroplastů a jejich biologická interakce (Bílková, 2015)

Celkově lze nepříznivé účinky mikroplastů na organismy kategorizovat podle fyzických, chemických a biologických dopadů.

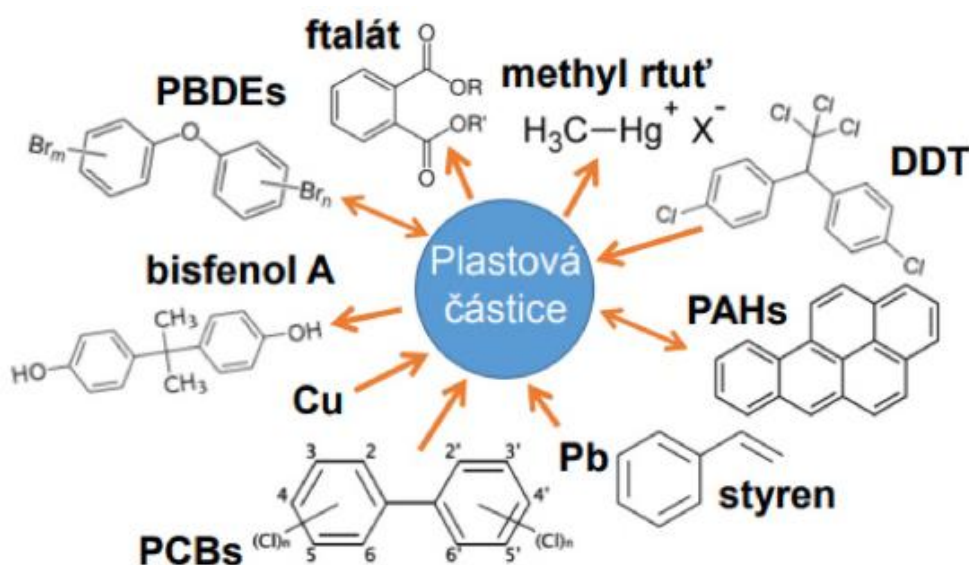
Fyzické poškození je nejzjevnějším účinkem požití mikroplastů organismy. Mezi nejčastější patří střevní blokáda, praskání klků a štěpení erytrocytů (Hui at al., 2020). To sice nemusí být přímo smrtelné, ale problémem jsou chronické účinky. U mořských ptáků je prokázána negativní korelace mezi fitness a pozřenyými plastovými zbytky. Protože tato živočišná skupina je monitorovaná téměř čtyři desetiletí, je také známá skladba požitých fragmentů, což jsou makroplasty a mikroplasty společně (Ivar do Sul at Costa, 2014).

V současnosti jsou MP přítomny ve velkém množství mořských organismů, které si pletou malé částice s potravou a dále je přenášejí do svých potravních řetězců. Dle odhadu z roku 2015 bylo ovlivněno znečištěním moře plasty 693 druhů, u 267 druhů byly zaznamenány v jejich těle plastové zbytky. Nálezy MP byly ve střevech, žaludcích a tkáních mořských ptáků, ryb, želv a krabů. (Wang at al., 2018). Po požití mikroplastů se u organismů vytváří falešný pocit sytosti, což vede k narušení jejich pravidelné výživy a příjmu energie, k abnormálním fyziologickým reakcím, vyčerpání

energetických rezerv a následného brzdění růstu a výkonnosti. Mikročástice se v tělech organismů mohou translokovat z trávicího systému do oběhového. To má značný dopad na biologické procesy, např. metabolické poruchy, endokrinní poruchy, oxidační stres, imunitní reakce, změněná genová exprese, což působí dlouhodobé a nevratné poškození organismů. Konečnými toxikologickými reakcemi organismů na chronickou expozici MP částic mohou být narušení vzorců chování, plodnosti a přežití. Dalším nežádoucím efektem je v důsledku predace kumulace mikroplastů na vyšších trofických úrovních, tento jev byl pozorován například u ryb, tuleňů, lachtanů a mořských ptáků (Li at al., 2018, Ma at al., 2020, Xi at al., 2022).

Pelety a úlomky ovlivňují také organismy na světových plážích, kde se hromadí, mísí se sedimenty a mění vlastnosti plážových sedimentů. Většinou jde o zvýšení celkové velikosti zrna kvůli odolnějším větším plastovým fragmentům. To má za následek vyšší propustnost a tím i větší vysychání sedimentů, což ovlivňuje různé taxony a jejich vajíčka včetně koryšů, měkkýšů, mnohoštětinateců, ryby a různou intersticiální meiofaunu (Carson at al., 2011).

Chemické dopady jsou také významné. Mikroplasty se pro svou velikost dostávají do organismů snadno. Jak je zmíněno v kapitole 1.3. Degradace plastů také mikroplastové částice obsahují nepolymerní látky a ionty kovů a mechanismus uvolňování chemických látek zůstává stejný. Vzhledem ploše povrchu mikroplastů se dá předpokládat, že je tento mechanismus intenzivnější.



Obr. 7. Sorpce a desorpce mikropolutantů na mikroplastech (Pivokonský at al., 2019)

Dalším negativním faktorem stárnutí a degradace mikroplastů je zvýšená schopnost sorbovat chemikálie. Zestárlý plast postupně degraduje důsledkem dlouhodobé fotooxidace, koroze mořskou vodou, tření a jiných procesů. Tímto se mění měrný povrch a drsnost povrchu fragmentů a také zvyšuje sorpční kapacitu (Wang at al., 2018). Ve vodním prostředí tak mikroplasty mohou adsorbovat a akumulovat znečišťující látky, které po požití přechází do organismů a následně do potravní sítě. Např. PE adsorbuje více organických znečišťujících látek než jiné druhy MP. V tomto smyslu působí MP jako přenašeče toxických polutantů (Guo at Wang, 2019).

Při požití MP částic tyto způsobují toxické účinky na živé organismy několika cestami a mechanismy. Různé toxiny ve vodách, které jsou zpočátku mikroplasty sorbovány, mohou být uvnitř živého organismu následně desorbovány. Např. polystyren (PS) je sice odolný vůči biologickému rozkladu, ale může se akumulovat v žaludku ryb a přemístit se krevním oběhem. Ústřice po dvou měsících expozice PS mikroplastům vykazovaly snížení počtu oocytů, průměr a rychlost spermií, předpokládá se narušení reprodukce mořských filtrátorů (Li at al., 2018).

MP mohou být také vektorem pro hydrofobní polutanty přenášené vodou, jako jsou toxické a perzistentní polychlorované bifenyly (PCB) a dichlordifenyltrichlorethan (DDT). Tyto látky se mohou při požití MP částic v těle uvolňovat a zůstat uvnitř, kde je desorpce sorbovaných kontaminantů podstatně zrychlena oproti mořské vodě (Li at al., 2018). Spolu s polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAH), jsou některé tyto molekuly karcinogeny anebo endokrinní disruptory. Obecně se dá říct, že plasty a jejich částice během pobytu v mořské vodě postupně podléhají fyzikálně chemickým procesům, jako desorpce přísad, adsorpce těžkých kovů nebo uvolňování produktů rozkladu (Kedzierski at al., 2018).

Protože na vrcholu potravního řetězce je člověk, dopadají tyto škodlivé vlivy i na něj. U oblíbených mořských plodů, jako jsou mušle nebo ústřice, byly MP objeveny jak u chovaných, tak volně žijících mlžů. Lidé jsou tak konzumací mořských organismů vystaveni potencionálním zdravotním rizikům (Wang at al., 2018).

Biologické účinky znamenají geografický přenos mikroorganismů. Ty mohou rychle kolonizovat povrch MP a transportovat se spolu s nimi. Negativním důsledkem tohoto jevu může být zavlečení patogenů pomocí MP částic do čistého prostředí. Dalším

biologickým efektem je změna fyzikálních vlastností plastu, zejména jeho hustoty. V případě biofilmů přichycených na povrch částic se zvýší jejich hustota a ty pak ve vodním sloupci klesají. Biofilmy na povrchu MP také mohou činit povrch méně hydrofobní (Li at al., 2018).

K jiným biologickým účinkům dochází na mikrovrstvě mořského povrchu, tedy hraniční vrstvě mezi vodou a atmosférou. Zde nahromaděné mikroplasty ovlivňují fotochemické reakce snížením intenzity slunečního záření. To následně ovlivňuje fotosyntézu, dýchání a fyziologické reakce planktonu. Rozšíření mikroplastů pod eufotickou vrstvou závisí především na diální vertikální migraci aktivních mezopelagických ryb, které přenášejí z mořské hladiny do disfotické zóny a afotické zóny. Tímto se zprostředkovává přenos mikroplastů do neexponovaných druhů a oblastí oceánů (Ma at al., 2020).

Z výše uvedeného vyplývá, že přes velké oceánské oblasti probíhá díky mikroplastům transport znečišťujících látek a při požití MP kontaminují mořskou biotu. Tímto jsou jedinci vystaveni jak dávkám toxických látek, tak rizikům fyzického poškození. Nejvíce jsou těmto negativním jevům vystaveny organismy, které obývají industrializované oblasti (Ivar do Sul at Costa, 2014).

Také změna propustnosti pobřežních sedimentů má vliv na biogeochemické koloběhy a koloběh prvků právě v těchto sedimentech. Větší propustnost znamená proplachování většího objemu vody napříč pláží, tímto více kyslíku a organické hmoty, což umožní růst populace intersticiálních organismů. Tyto děje se týkají jak mořského prostředí v rámci přílivu a odlivu, tak sladkovodních systémů, tedy břehů řek jezer a přehrad (Carson at al., 2011).

2.3. Mikroplasty v ostatních složkách životního prostředí

2.3.1. Mikroplasty ve vzduchu

Hlavními zdroji mikroplastů v ovzduší jsou syntetické textilie, eroze pneumatik ze syntetické pryže a městský prach. Dalšími zdroji jsou stavební materiály, průmyslové emise, plastové úlomky z oděvů a bytového nábytku, syntetické částice používané v zahradnických materiálech, resuspenze částic, skládky, spalování odpadu, vzduch ze sušiček prádla, částice uvolňované z dopravy (Prata, 2018).

Mikroplasty se z těchto zdrojů kontinuálně transportují a po vypuštění do ovzduší se usazují v půdě nebo v sedimentu. Obecně lze vyšší koncentraci MP detekovat ve vnitřním prostředí. To zřejmě souvisí s větší mírou uvolňování mikroplastů z vnitřních zdrojů a menší možností odstranění částic, než se děje ve venkovním prostředí, např. větrem, deštěm (Wang at al., 2020).

2.3.2. Mikroplasty v půdě

Půda je velký rezervoár pro mikroplasty. Ve srovnání s mořským prostředím je množství antropogenních plastů deponovaných na pevnině asi 4-23krát vyšší než v oceánu. Velké plastové fragmenty, které proudí do prostředí, se časem rozloží na sekundární mikroplasty. Jako hlavní zdroje MP jsou udávány otevřené skládky odpadu, spalování silničního odpadu, opotřebení z pneumatik, stavební práce, rekreační aktivity (Xi at al., 2022).

Dalším významným zdrojem mikroplastů je zemědělská činnost. Především rozpad plastových mulčovacích folií, skleníkové materiály, půdní kondicionéry, hnojiva, zavlažování, hnojiva z čistírenských kalů, odpadky zaorané v zemědělské půdě (Zhang at al., 2018).

I když existuje významná korelace mezi počtem plastových folií a množstvím plastových zbytků v půdě, nenacházejí se MP pouze v obdělávaných půdách. Stopy mikroplastových částic byly nalezeny v půdách, mokřadech a sedimentech po celém světě (Xi at al., 2022).

Jakmile se mikroplasty uvolní do půdy, přetrvávají zde, hromadí se, což ovlivňuje růst a reprodukci půdních mikroorganismů a jejich biologickou rozmanitost. Také zde se MP mohou stát nosiči pro přenos různých znečišťujících látek do půdní bioty, což poškozuje půdní ekosystém. Ornice poskytuje potencionální degradační prostředí pro mikroplasty díky různým faktorům, jako je přímé ultrafialové záření, relativně vysoké teploty a vyšší dostupnost kyslíku. Také zvířata a mikroorganismy v půdě a další procesy ovlivňují degradaci a transport MP, i tak je rychlost degradace velmi pomalá (Wang at al., 2020).

Z půdy mohou být mikroplasty transportovány povrchovým odtokem nebo infiltrací do sladkovodních toků. Proto lze zemědělské a městské půdy považovat za důležité zdroje globálního znečištění mikroplasty (Xi at al., 2022).

3. Problematika úpravy vod v České republice

V České republice se kvalita pitné vody řídí zákonem o ochraně veřejného zdraví a vyhláškami, které se k tomuto zákonu vztahují. Vyhláška č. 252/2004 Sb. definuje hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah její kontroly. Pitná voda musí mít takové fyzikálně-chemické vlastnosti, které nepředstavují ohrožení veřejného zdraví, a nesmí obsahovat mikroorganismy, parazity a látky jakéhokoliv druhu a počtu nebo koncentraci, které by mohly ohrozit veřejné zdraví. Vyhláška stanovuje parametry pitné vody a jejich limity, určuje minimální četnost odběrů a rozsahu vzorků pitné vody ve vodovodní síti (www.vodarenska.cz).

K zajištění požadované kvality vody slouží úpravny vody. Úpravna vody je definovaná vyhláškou č. 428/2001 Sb. jako soubor objektů a zařízení s technologií pro úpravu vody. V těchto zařízeních se ze surové vody odebrané z vodního zdroje vyrábí voda pitná. Surová voda pochází z povrchového nebo z podzemního zdroje. Úprava vody je proces, při němž se mění fyzikální a chemické vlastnosti vody, přičemž úprava podzemní vody je zpravidla jednodušší než úprava povrchové vody. V úpravě vody se provádí pravidelné laboratorní kontroly surové vody a upravené vody.

Podle jakosti zdroje surové vody se liší i technologie úpravy vody. Úprava povrchové vody (asi 55 % zdrojů v ČR) se skládá z několika následných procesů. Po odběru povrchová voda prochází přes hrubé (šířka průlin do 100 mm) a jemné (šířka průlin do 10 mm) česle, kde dochází k odloučení nejhrubších plovoucích a vznášejících se nečistot. Poté jsou do vody přidány chemikálie (např. síran hlinitý, chlorid železitý, síran železitý), které koagulují s látkami suspendovanými v surové vodě. Po zhomogenizování a promíchání dochází ve flokulačních nádržích vytváření kompaktních sraženin – vloček. Ty poté sedimentují v sedimentační nádrži. Za tuto fázi je zařazena hrubá úprava pH vody neutralizační dávkou vápenného mléka (hydroxid vápenatý). Dalším krokem je filtrace upravované vody na otevřených pískových rychlofiltrech a filtrace přes vrstvu granulovaného aktivního uhlí (GAU), kde se odstraní organické látky, nežádoucí pesticidy a jejich metabolity. Dále upravovaná voda prochází dezinfekcí pomocí ultrafialového záření a dávky chlornanu sodného. Následuje stabilizace (stvrzování) upravené vody oxidem uhličitým a hydroxidem vápenatým a posledním krokem je přidání síranu amonného. Ten reaguje s chlornanem sodným za vzniku chloraminu, dochází tak k dezinfekci vody chloraminací. Upravená voda se

akumuluje a poté čerpá do vodojemů, odkud je rozváděna ke spotřebitelům. Tímto způsobem pracuje například ÚV Podolí nebo ÚP Želivka pro Prahu, a mnoho dalších v celé České republice (www.ovak.cz, www.pvk.cz, www.vodarenska.cz, www.vodarna.cz, www.zelivska.cz)

Úprava podzemní vody (asi 45 % zdrojů v ČR) je jednodušší. Surová voda se jímá často vrtanou studnou, podzemní štolou nebo jímacím zářezem. Poté se z vody provzdušněním odstraní agresivní oxid uhličitý a sulfan. Provzdušněním dojde k oxidaci sloučenin železnatých na železité a vysrážení příslušného hydroxidu. Ten se z vody odstraní filtrací. Na náplni pískových filtrů, preparovaných sloučeninami manganu, dochází k odstraňování manganu a případně i amonných iontů. Nakonec je voda zabezpečena dávkováním chlornanu sodného. Takto je upravována například část vody (35–40 %) pro Ostravu (www.ovak.cz).

Specifická je úpravna vody Káraný u Staré Boleslavi, která dodává pitnou vodu pro Prahu. Podzemní pitná voda je získávána ze zdrojů břehové infiltrace, tedy ze soustavy 680 vrtaných studní podél řeky Jizery. Pomocí čerpacích stanic a gravitačního řádu je voda dopravena do hlavní čerpací stanice v Káraném. Kapacita tohoto systému je asi 900 l/s. Další významné kvalitní zdroje podzemní vody jsou zdroje umělé infiltrace, kde je surová jizerská voda po prosté filtraci na pískových rychlofiltrech přečerpávána do otevřených vsakovacích nádrží. Vsakovaná voda získává vlastnosti podzemní vody a obohacuje tak její přirozené zásoby. Voda je jímána ve vzdálenosti 200 metrů od místa vsaku systémem vrtaných studní a studní spouštěných s horizontálními sběrači. Čerpadla osazená v těchto studních přečerpávají vodu pomocí gravitačního svodného řádu do hlavní čerpací stanice v Káraném. Kapacita tohoto systému je 700–900 l/s. Nej kvalitnější voda je z artéských zdrojů, která po odželeznění vyhovuje požadavkům jakosti na vodu. Vydatnost všech zdrojů úpravny vody Káraný je asi 1750 l/s (www.pvk.cz).

3.1. Popis technologie úpravy vody v ÚV A

Zdroj surové vody vodní nádrž se nachází na okraji města. Z odběrného objektu v hrázi vodní nádrže surová voda prochází první mechanickou úpravou přes jemné česle na odloučení nejhrubších nečistot. Poté gravitačně natéká do čerpací stanice. Odtud je čerpána do úpravny vody ÚVA.

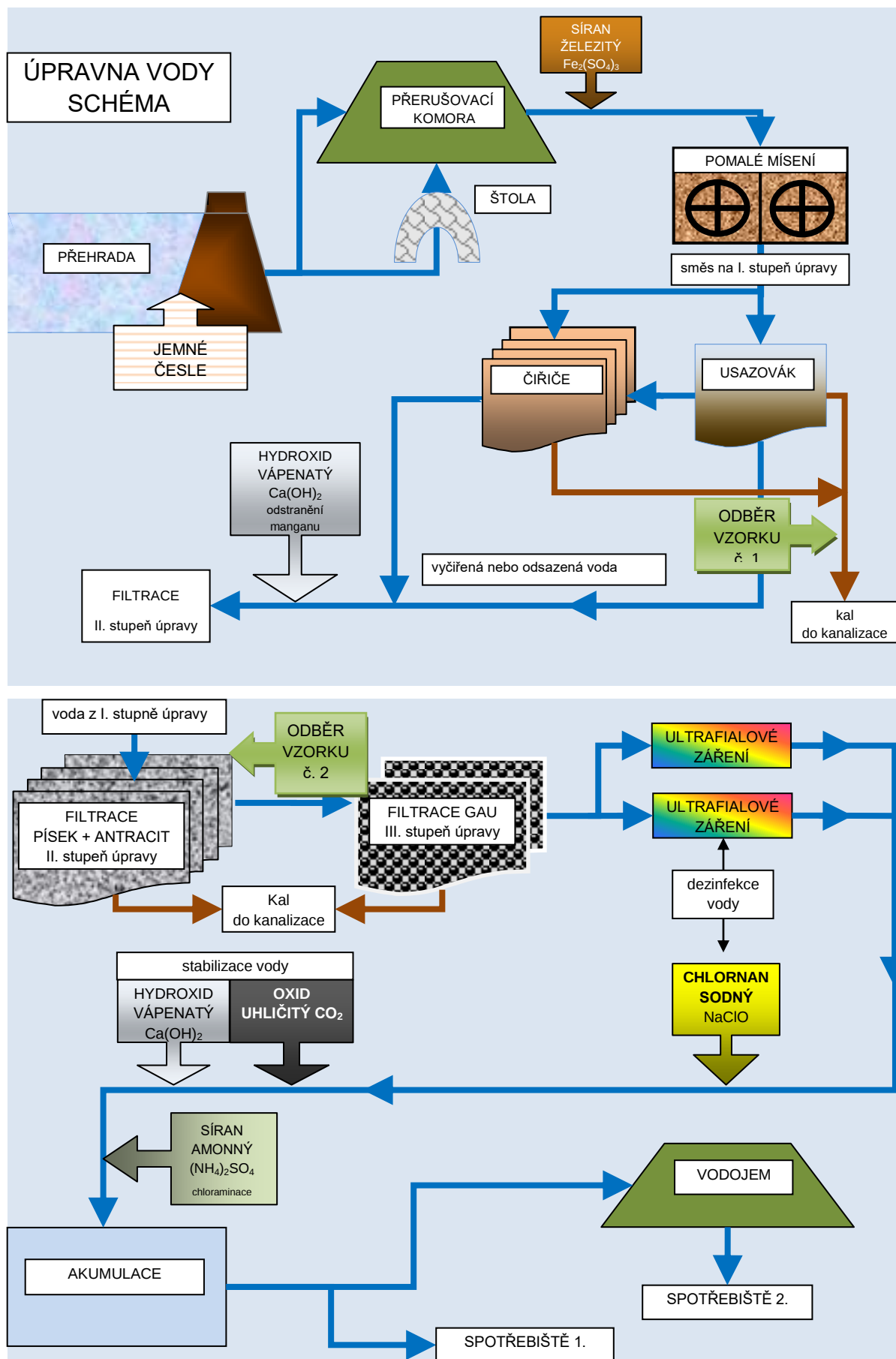
V úpravně vody je technologická linka upravující surovou vodu, na kvalitu vody pitné pro veřejnou potřebu. Stručně lze proces úpravy vody shrnout do následujících bodů:

- dávkování roztoku PIX-313 (síranu železitého $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) a homogenizace
- flokulační mísení horizontálním pádlovým míchadlem
- sedimentace vloček v horizontální podélné sedimentační nádrži, nebo čiření na čtyřech jednotkách čiřičů (v letních měsících při vyšším průtoku 100–140 l/s)
- zvýšení pH vody dávkou vápenného mléka pro snazší odstranění manganu na pískových filtrech
- filtrace vody na čtyřech otevřených pískových rychlofiltrech, odstranění nerozpustných částic a odstranění rozpustných sloučenin manganu
- filtrace vody na dvou otevřených rychlofiltrech přes vrstvu aktivního uhlí
- desinfekce pomocí dvou UV lamp
- dávkování chlornanu sodného
- ztvrdování - úprava pH vody dávkováním vápenné vody a CO_2
- dávkování síranu amonného
- akumulace pitné vody v nádržích
- čerpání pitné vody a gravitační odtok z úpravny vody do distribuční vodovodní sítě

Výkony úpravny vody:

- Kapacitní průtok $Q_{\max} = 200 \text{ l/s}$
- Běžný provozní výkon $Q_{\text{prov}} = 90 \sim 110 \text{ l/s}$
- Období jaro, podzim, zima průtok do 100 l/s, léto průtok nad 100 l/s

Z ÚV1 je zásobeno celé město (všechna jeho tlaková pásma) včetně místních částí a okolních obcí.



Obr. 8. Schéma technologie úpravy vody v ÚV A a místa odběru vzorků (ÚV A, 2021)

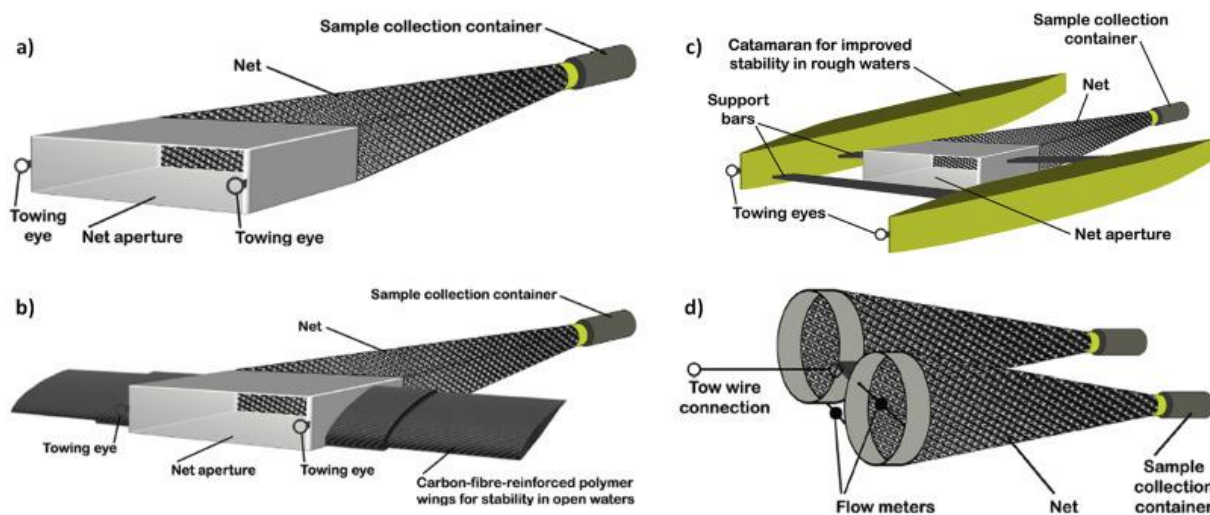
4. Metody detekce mikroplastů ve vodním prostředí

Detekování mikroplastů předchází odbírání vzorků. To se v jednotlivých složkách vodního prostředí liší. Během odběru, předávání a úpravy vzorků je důležité eliminovat potencionální zdroje kontaminace plastovými částicemi, zejména těmi, které pocházejí ze vzduchu, např. syntetická vlákna z oblečení. Pro zmírnění těchto rizik by měly být zdroje kontaminace odstraněny vyčištěním veškerého vybavení před odběrem vzorků a zakrytím vzorků a vybavení mezi používáním (Silva at al., 2018).

4.1. Vzorkování mikroplastů ve vodě

Pro vzorky z vodního sloupce se používají:

- Vlečné sítě podél transektu, jako jsou „manta“ sítě a neustonové sítě pro povrchové vody
- „Bongo“ sítě pro střední vodní sloupec
- Vlečná síť „katamarán“ pro povrch a střední vodní sloupec
- Benthické vlečné sítě pro vzorkování dna



Obr. 9. Typy zařízení pro odběr vzorků mikroplastů v povrchové mořské vodě: a) neustonová síť, b) vlečná síť „manta“, c) „katamarán“ pro střední vodní sloupec, d) síť „bongo“ (převzato od Crawforda a Quinna, Copyright (2017), (Silva at al., 2018)

Pro sítě jsou nejpoužívanější oka o velikosti 333–335 μm , použití otvorů jiné velikosti může znamenat velké rozdíly v množství zachycených mikroplastů. Výběr vhodné sítě je zásadním kritériem, protože koncentrace mikroplastů exponenciálně klesá s větší velikostí ok. Vzorkování mikroplastů sítí 100 μm , je desetkrát účinnější než síť 500 μm . Síť 333 μm je však pouze 2,5krát méně účinná než 100 μm síť (Vivekanand at al., 2021).

K odběru vzorků povrchové vody a na mikroplasty plovoucí na hladině vody lze použít vlečnou síť podél transektu. Kromě vlečných sítí se využívá i metoda povrchové mikrovrstvy (ruční sběr pomocí 2 mm síta k získání horního 1 mm mořské vody) a ruční sběr vzorků (povrchová voda určitého objemu zachycená do ručního vědra do hloubky 20 cm) (Li at al., 2018).

V menších vodních útvarech, jako jsou potoky nebo řeky, je běžný stacionární odběr vzorků pomocí instalace plovoucích sítí upevněných na březích k filtraci vody.

Mikroplasty se objevují i ve vodách pocházejících z čistíren odpadních vod. K odběru těchto vzorků se používá odběrové zařízení, které se skládá ze čtyř vyjímatelných nerezových sítí. Ta jsou naskládána na sebe, sestupně ve velikostech 500 μm , 190 μm , 100 μm a 25 μm , o průměru 12 cm. Vzorkovaná voda protéká zařízením se sítí, je tak možné kontinuálně vzorkovat velké množství odpadních vod (Ziajahromi at al., 2017). To umožňuje určovat fluktuaci mikroplastů ve dne i v noci a dává tak realistické výsledky s pochopením časového rozložení MP (Turan at al., 2021). Kategorizace velikosti založená na sítích však může být mimo hranici přesnosti. Některé částice kvůli svému nepravidelnému tvaru neprojdou sítí, i když jsou dostatečně malé. Naopak morfologie vláken jim umožňuje podélně procházet menšími filtry (Sun at al., 2019).

Po odběru vzorků se mikroplasty z kapalných vzorků často oddělují hustotní flotací, přidáním soli (většinou NaCl, NaI). Suspenze je pak třepána, míchána, nechá se sedimentovat a předpokládá se, že k povrchu vyplavou částice s nízkou hustotou, jako jsou mikroplasty, zatímco částice s vysokou hustotou, jako je anorganický jíl, klesají ke dnu (Li at al., 2018).

4.2. Vzorkování mikroplastů v sedimentech a v odpadních kalech

Pro odběr sedimentů z pláží, ústí řek a koryt se používají odběrová zařízení z nerezové oceli a krabicový vzorkovač, zatímco sedimenty z mořského dna se vzorkují pomocí jádrových vzorkovačů a vlečných sítí na dně. Hromadný odběr vzorků se používá pro vzorky plážových sedimentů nebo na vzorky pobřeží. Tímto způsobem se odebírá definovaný objem sedimentů z definované oblasti a hloubky kvadrantu. Vzorkování menšího objemu zahrnuje zpracování písku in situ pomocí síta 1–5 mm. Hloubka odebraných sedimentů je rovněž důležitá, protože vysoké koncentrace mikroplastů se vyskytují v horní vrstvě sedimentu 1–5 cm (Vivekanand, 2021).

Vzorkování kalů z čistírny odpadních vod je obvykle prováděno vzorkovači, jako je Veenův drapák. Před prováděním analýzy je třeba vzorky pro vyšší podíl pevných a organických látek propláchnout deionizovanou vodou a přefiltrovat přes sadu sít (Sun, 2019, Turan, 2021).

Další běžně používanou metodou k odstranění přírodní organické hmoty je (katalytická) mokrá peroxidace (WPO). K oxidaci organické hmoty se obvykle používají chemikálie jako H_2O_2 , NaClO a Fentonova činidla. Předpokládá se, že většina plastových částic zůstává během procesů WPO nezměněna. Jiným přístupem k čištění mikroplastů od organické hmoty je enzymatická degradace, kdy jsou vzorky MP ponořeny do směsi technických enzymů, jako je lipáza, amyláza, proteináza, chitináza a celulóza. Lipidy, proteiny a sacharidy mohou být specificky odstraněny, zatímco mikroplasty zůstanou nedotčeny. Alternativní metody odstranění organických látek zahrnují alkalické čištění a kyselé čištění, tyto však mohou poškodit některé typy polymerů (Sun at al., 2019).

Separace mikroplastů se provádí hustotní flotací, filtrací a proséváním. Specifická hustota plastových částic se v závislosti na typu polymeru liší, většinou se pohybuje v rozmezí $0,8\text{--}1,4\text{ g/cm}^3$. Protože sedimenty mají hustotu kolem $2,65\text{ g/cm}^3$, dá se rozdíl v hustotě použít k oddělení lehčích mikroplastů od těžšího sedimentu nebo kalu. Po přidáním nasyceného roztoku soli (obvykle NaCl nebo NaI), promíchání a třepání se sediment usadí na dně, zatímco mikroplasty zůstanou v suspenzi nebo vyplavou na hladinu roztoku (Rocha-Santos at Duarte, 2015).

4.3. Vzorkování mikroplastů v organickém materiálu

K detekci mikroplastů z organismů se používá biologický materiál z tkáně daného vodního živočicha. U vodních ptáků slouží jako vzorek obsah žaludku z vyšetření regurgitace (návrat nestrávené potravy do ústní dutiny) a střevní nebo žaludeční obsah (Rocha-Santos at Duarte, 2015).

4.4. Metody detekce mikroplastů

Podle typu matrice jsou využitelné různé metody detekce MP. I když jsou studie MP částic prováděny už léta, metodiky odběru, předúpravy vzorků, kvantifikace a identifikace mikroplastů nejsou standardizované. Proto se výsledky jednotlivých studií liší a nelze je snadno srovnávat (Li at al., 2018)

Nejpřímější metoda, která se většinou používá k identifikaci mikroplastů, je vizuální kontrola. Pouhým okem lze detekovat barevné plastové částice o velikosti 2–5 mm. Pokud jsou však částice menší než 1 mm je již identifikace obtížná. Proto bývají pro identifikaci nebo kvantifikaci mikroplastů použity odborné techniky založené na mikroskopii a spektroskopii. Tyto techniky jsou nedestruktivní, vyžadují minimální množství vzorku a poskytují i další informace o distribuci velikosti částic ve vzorku (Peñalver at al., 2020).

Mikroskopická analýza je nejjednodušší, a proto je stále široce požívaná. Předem připravené vzorky se identifikují pomocí mikroskopu. Takto lze detekovat částice až do velikosti mikrometrů. Při relativně vysokém množství velkých MP je identifikace rychlá a levná. Výsledky jsou však ovlivněny lidským faktorem, kvalitou mikroskopu, matricí vzorku. Se zmenšováním detekovaných částic se zvyšuje chybovost (Li at al., 2018).

Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací – FTIR. Vzorky jsou vystaveny infračervenému záření. Plastové polymery mají vysoce specifická IR spektra s výraznými pásy. Techniky založené na FTIR jsou nedestruktivní, rychlé a celkem spolehlivé. Detekované vzorky však musí být IR aktivní, neprůhledné částice se touto metodou obtížně analyzují. Vysoce specifické nástroje jsou drahé a vyžadují zkušený personál pro obsluhu (Li at al., 2018).

Ramanova spektroskopie je založena na interakci laserového světla s molekulami a atomy vzorku, což má za následek rozdíly ve frekvenci zpětně rozptýleného světla ve srovnání s ozařujícím laserem. Tato technika je schopna posoudit mikroplastické částice v rozsahu 1–20 μm . Jedná se o nedestruktivní techniku, může být však nepřesná při analýze vzorků poškozených UV zářením (Li at al., 2018).

Skenovací elektronová mikroskopie (SEM). Obrazy vzorku jsou vytvářeny interakcí elektronového paprsku se vzorkem. Touto technikou lze analyzovat až mikroměřítkové částice a vzorky se vyznačují vysokým rozlišením. Metoda je však finančně i časově velmi náročná (Li at al., 2018).

Metody založené na termické analýze jsou naopak destruktivní:

Pyrolýza GC/MS. Vzorky jsou zahřívány a uvolněné plynné sloučeniny jsou analyzovány plynovou chromatografií a identifikovány v databázi běžných typů plastů. Tato metoda je destruktivní, vzorky nelze dále analyzovat (Li at al., 2018).

Kapalinová chromatografie. Vzorky se rozpouštějí vybranými rozpouštědly. Identifikace a kvantifikace je založena na analýze HPLC. Touto metodou nelze určit fyzikální charakteristiky, jako jsou informace o velikosti. Také lze analyzovat pouze specifické polymery jako je PS a PET (Li at al., 2018).

Mezi jiné metody patří **metoda označování**. Hydrofobní barvivo se adsorbuje na povrchy mikroplastů a ty vykazují fluorescenci při ozáření modrým světlem. Tato metoda umožňuje rychlé třídění mikroplastů, částice lze spočítat. Mohou však být zabarveny i jiné částice, jako jsou organické zbytky. To může vézt k nadhodnocení množství mikroplastů (Li at al., 2018).

5. Materiál a metodika

V následujícím textu uvádím postup svého výzkumu, který jsem realizovala ve spolupráci s úpravnou vody ÚV A v České republice. Metodika, kterou jsem zvolila, otestovala a použila, se dá realizovat na všech stupních škol, které jsou vybaveny základní mikroskopickou technikou.

Prvním krokem k zahájení této práce bylo seznámení se s obecnou problematikou mikroplastů ve vodním prostředí. Dále bylo třeba se podrobně obeznámit s technologií úpravy pitných vod v České republice. Z této znalosti vycházel výběr vhodných vzorků k potenciální detekci mikroplastových částic. Po domluvě s technologem úpravny vod byly každý měsíc odebírány dva vzorky. Časové rozmezí bylo jeden rok, tedy od května 2021 do dubna 2022.

5.1. Odběr vzorků

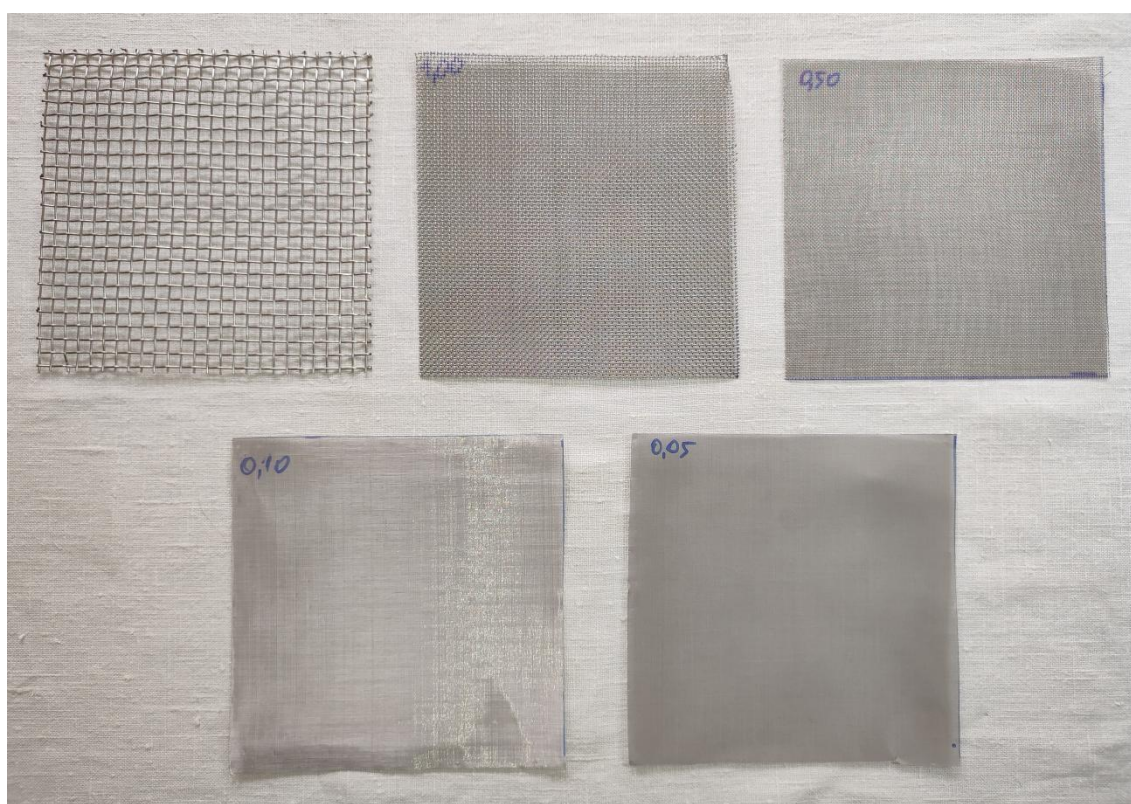
Vzorkem č. 1 byla směs surové vody a všech nečistot ze surové vody zachycených na vložkách hydroxidu železitého. Tato směs pocházela z odkalení ze sedimentace (v období jaro, podzim, zima) nebo z čířičů (léto). Vzorek č. 2 byl odebírán z otevřených pískových rychlofiltrů (vrstva antracitu a křemičitého písku).

Oba vzorky byly vždy odebrány do skleněné vzorkovnice o objemu 0,7 l a uzavřeny kovovým víčkem. Následně byly zpracovány, aby byla nalezena optimální metodika detekce mikroplastů ve vzorku z technologie úpravny. Postupně byly vyzkoušeny na každý druh vzorku dvě techniky.

Ke stanovení měřítka velikosti detekovatelných mikroplastů byla vyžita různá hustota nerezové filtrační tkaniny. Při hledání vhodných měřítek a tedy i sít pro různé velikosti mikroplastových částic, se vycházelo z odborné literatury. Rocha-Santos (2015) zmiňuje velikostní kategorie >1 mm, 0,5–1 mm, 0,1–0,5 mm a < 0,1 mm. Podobné dělení zmiňuje ve své srovnávací studii Isobe at al. (2019), tedy rozmezí > 5 mm, 1–5 mm a < 1 mm. Pivokonský at al. (2018, 2020) ve svých studiích rozlišuje 6 velikostních kategorií: >0,1 mm, 0,05–0,1 mm; 0,01–0,05 mm; 0,005–0,01 mm; 0,001–0,005 mm; a 0,0002–0,001 mm.

Při hledání vhodných materiálů k tomuto výzkumu, autorka našla a kontaktovala firmu Euro SITEX s.r.o., která vyrábí a prodává tkaninu z nerezových drátů. Jejich tkanina má různou šířku ok (od 10 mm po 0,02 mm), různou vazbu (hladká, keprová, filtrační aj.) a dráty ve tkanině mají různou sílu (od 2,5 mm po 0,02 mm).

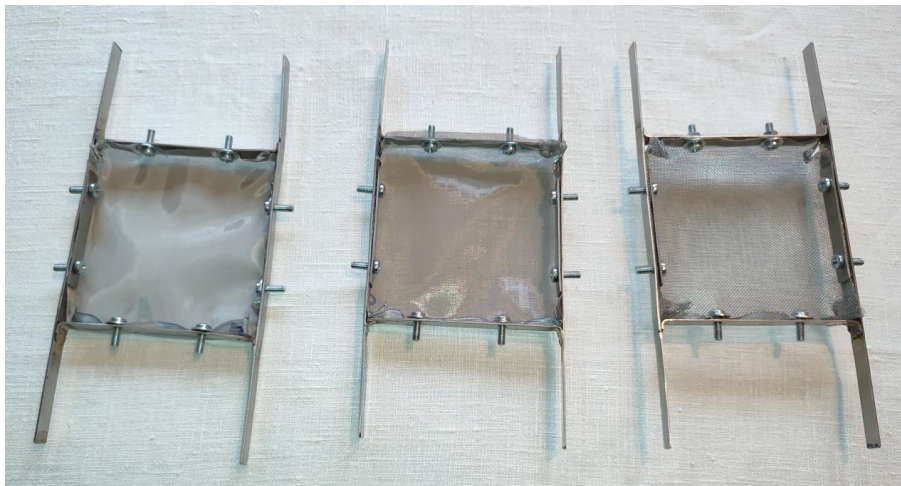
Po konzultaci s výrobcí bylo pro účely tohoto výzkumu vybráno pět velikostí šířky ok, tedy měřítek. Vzhledem k obecně stanovené horní hranici velikosti mikroplastů, kterou uvádí odborná literatura, je největší měřítko tkanina s oky šíře 5 mm. Další velikosti byly zvoleny 1 mm (1000 μm), 0,5 mm (500 μm), 0,1 mm (100 μm) a 0,05 mm (50 μm) (obr. 10).



Obr. 10. Vybrané typy nerezové tkaniny se šíří ok 5 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,1 mm a 0,01 mm (foto M. Sochorová, 2022)

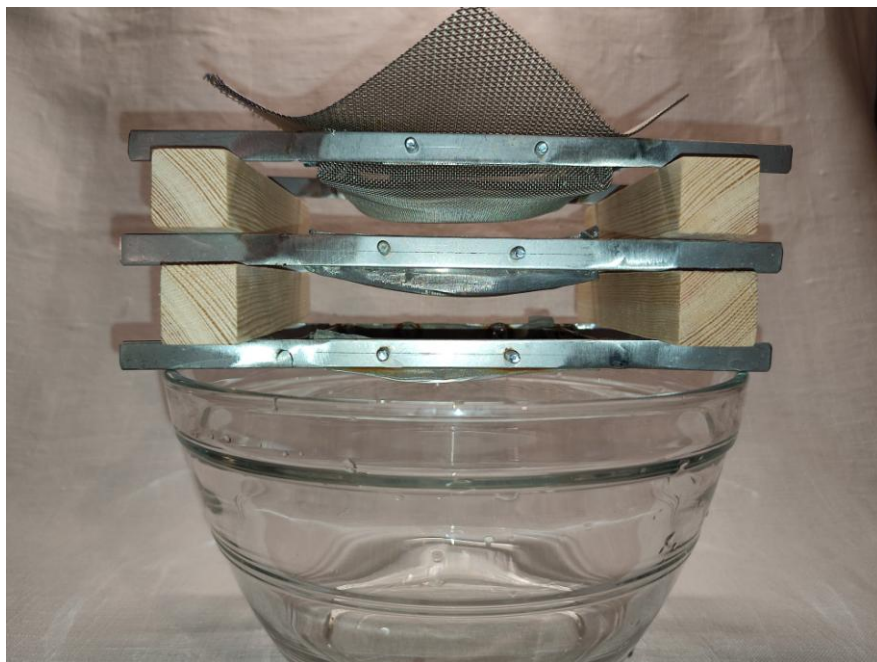
Aby mohly vybrané drátěné tkaniny plnit funkci síta, bylo třeba každou z nich upevnit do rámečku. Rámečky čtvercového tvaru o rozměru 10×10 cm vyrobil z nerezové pásovinu zámečník. Vystřižené čtverce drátěné tkaniny o šířce ok 0,05 mm, 0,1 mm a 0,5 mm autorka vytvarovala do miskovitého tvaru a přichytila do kovového rámečku kovovými šrouby s podložkami (Příloha č. 1). Zbylé dva čtverce drátěné

tkaniny o šířce ok 1 mm a 5 mm již nešly pro sílu svých drátů upevnit do rámečku. Proto tkanina 1 mm byla pouze vytvarována do tvaru misky. Poslední tkanina 5 mm se ukázala jako nadbytečná, proto nebyla k zachytu používána.



Obr. 11. Zhotovená síta o šířce ok zleva 0,05 mm, 0,1 mm a 0,5 mm (foto M. Sochorová, 2022)

Ze zhotovených sít byla poskládána na skleněnou nádobu kaskáda od nejhrubšího 1 mm nahoře po nejjemnější 0,05 mm jako spodní. Mezi síty byly vloženy distanční hranoly pro odstup sít a odtok vody. Přes takto seskládaná síta byly prolévány oba druhy vzorků. Tento postup se odpovídá sítové analýze.



Obr. 12. Síťová analýza (foto M. Sochorová, 2022)

Během práce se vzorky a s pomůckami k přípravě vzorků byla dodržována opatření k omezení kontaminace mikroplastových částic z jiných zdrojů. Síta byla po každém použití a mikroskopování pečlivě propláchnuta vodou.

5.2. Příprava vzorku ze sedimentace a z čířičů

Na vzorek č. 1, tedy směs surové vody s hydroxidem železitým, byla nejdříve vyzkoušena metoda přidání 20 ml koncentrované kyseliny chlorovodíkové. Cílem bylo, aby při zvýšení kyselosti na pH 1–1,5 došlo k rozpuštění vzorku do roztoku, tedy bez vloček a koloidů. Po této reakci zůstal vzorek ve formě řídkého gelu (je však použitelný pouze u čerstvě vysráženého hydroxidu železitého).

Druhá možnost detekce mikroplastů z tohoto vzorku bylo přímé prolití odebrané směsi připravenými síty.

Obr. 13. Vzorek č. 1 na sítu 1 mm (foto M. Sochorová, 2022)



Filtrace upraveného i neupraveného vzorku přinesla stejný výsledek. Směs surové vody, hydroxidu železitého a nečistoty z vloček měla konzistenci řídkého gelu a dobře prošla síty 1 mm a 0,5 mm, která se dala analyzovat lupou, nebo mikroskopem. Na filtraci přes jemnější síta 0,1 mm, 0,05 mm a přes filtrační papír ze skleněných mikrovláken 0,45 μm bylo použito

podtlakové filtrační zařízení NALGENE. Výsledkem v těchto případech bylo zanesení síta už o šířce ok 0,1 vločkami do té míry, že nebylo možno identifikovat žádné potenciální mikroplasty. Z těchto zjištění vyplývá, že ze vzorku č. 1 byla použitelná k analýze pouze síta o šířce ok 1 mm a 0,5 mm (Příloha č. 2).

5.3. Příprava vzorku z pískového rychlofiltru

Vzorek č. 2 z pískového rychlofiltru byl nejdříve podroben hustotní flotaci zvýšením hustoty pomocí 20% roztoku NaCl, a aerací (přívodem vzduchu z kompresoru se vytváří mikrobubliny, které se sorbují na povrch částic, čímž dochází k jejich flotaci směrem k hladině). Vzniklý koloidní roztok se filtroval na membránových filtrech, které oddělují rozpuštěné a nerozpuštěné látky. Vzhledem k velkému množství jemných částic černého antracitu z filtračního lože ve vzorku, který se při flotaci dostával také do vzosu, byla znemožněna identifikace potenciálních mikroplastů (Příloha č. 3). Tento postup se ukázal v tomto případě jako slepá cesta k možné detekci mikroplastových částic.



Poté byla vyzkoušena úprava vzorku hustotní flotací bez aerace. Tedy s použitím 20% roztokem NaCl v ploché skleněné nádobě, pozvolné promíchávání a dekantace.

Obr. č. 14. Dekantace vzorku po hustotní flotaci (foto M. Sochorová, 2022)

Aby se prověřila účinnost této metody a zároveň se optimalizovala hustota flotačního roztoku, byla provedena zkouška na přítomnost přidaných mikroplastů. Do zkušebního vzorku z pískového rychlofiltru byly přidány mikroplasty seškrábané ze tří různě hustých a různě barevných plastů. Aby se mohly prokázat i plasty s vyšší hustotou, byl vybrán jako jeden z materiálů neměkčený PVC oranžové barvy, známý jako novodur, který se používá k výrobě kanalizačního potrubí. Další dva plasty byly také vyšší hustoty, zelené a modré barvy, z materiálu PP. Po přidání 10% solného roztoku ke zkušebnímu vzorku bylo již možné detekovat drobné částice plovoucí na hladině. Přidání 20% solného roztoku k dalšímu zkušebnímu vzorku se potvrdila optimální hustota flotace. Podobně byla vyzkoušena optimální výška sloupce flotačního

roztoku ve skleněné nádobě, aby se mohlo se směsí vzorku a roztoku lehce míchat. Poměr 1:1, tedy stejná výška písku s antracitem ku výšce solného roztoku se ukázal jako optimální pro pozvolné míchání a následnou dekantaci (Příloha č. 3).

Poté byl odstátý zkušební roztok slitý do nádoby a následně byla provedená síťová analýza. Použitá síta byla propláchnutá vodou, pro odstranění případných krystalů soli. Jednou z možností, jak analyzovat částice zachycené na síti, bylo sklepat obsah síta na Petriho misku. Pro upřesnění měřítka byl pod misku při mikroskopování vložen milimetrový papír. Výsledný obraz při mikroskopování však nebyl optimální, z důvodu malé hloubky ostrosti obrazu. Proto se ukázalo jako vhodnější ponechat částice na sítích a ta přímo mikroskopovat.

Zkouška potvrdila možnost detekce mikroplastů z takto připravených vzorků č. 2. Proto následujících 11 vzorků z pískového rychlofiltru bylo tímto způsobem upraveno, následně prošlo síťovou analýzou a poté byly připraveny k mikroskopování.

5.4. Identifikace mikroplastových částic

Pro analýzu obsahu připravených sít byl použitý školní mikroskop SMO s osvětlovací lampou od Intraco Micro, vypůjčený v základní škole. K osvětlení síta shora byla použita modelářská lampa, která obsahuje i velkou lupu. Pro občasnou manipulaci s některou částicí byla připravena preparační jehla. Protože jemnější síta 0,1 mm a 0,05 mm byla na stolku mikroskopu nestabilní, osvědčilo se podložení síta obrácenou Petriho miskou. Výjimku z analýzy mikroskopem tvoří některé vzorky č. 1, které byly analyzovány v laboratoři Katedry ekologie a životního prostředí pomocí binokulární lupy STM, Intraco Micro.

Vzorky na hrubších sítích 1 mm a 0,5 mm mohly být nejdříve prohlédnuty pod lupou s osvětlením. Poté byla síta všech měřítek postupně mikroskopována. Z možností zvětšení se nejvíce osvědčil objektiv se čtyřnásobným zvětšením, které je sice na mikroskopu nejmenší, ale umožňuje pozorovat velkou oblast vzorku. Výsledné zvětšení bylo tedy 40× (násobek zvětšení okuláru 10×).

Při posuzování velikostí jednotlivých částic sloužila jako měřítko šířka ok a síla drátů jednotlivých tkanin. Tkanina 1 mm má 0,5 mm silný drát, tkanina 0,5 mm má 0,25 mm silný drát, tkanina 0,1 mm má 0,05 mm silný drát a tkanina 0,05 mm má 0,03 mm silný drát. Celková plocha pozorovaná mikroskopem byla 4 mm.

Částice identifikované na sítích byly foceny mobilním telefonem Xiaomi Redmi Note 10 Pro, s rozlišením fotoaparátu 108 Mpx.



Obr. 15. Identifikace částic mikroskopem (foto M. Sochorová, 2022)

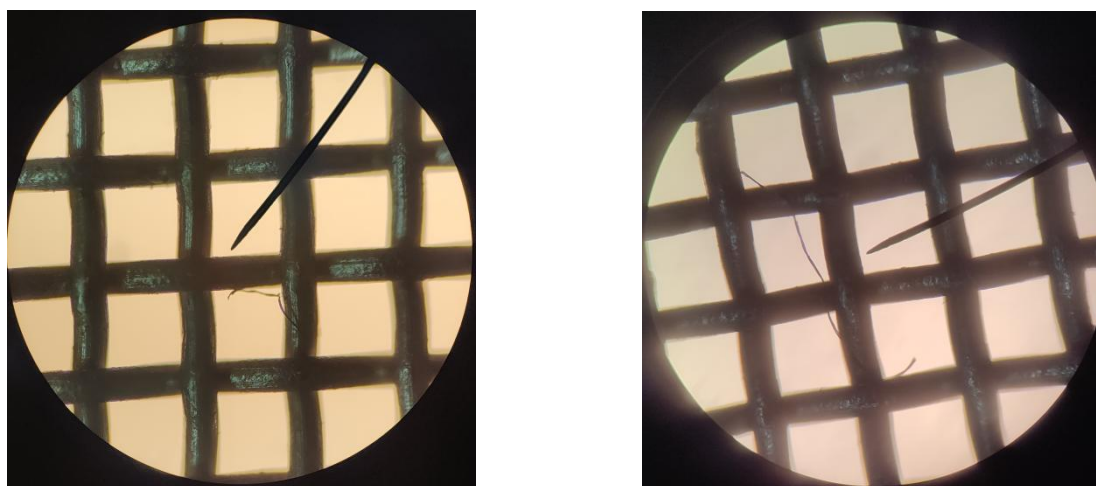
6. Výsledky

Mikroplasty byly nalezeny ve většině vzorků. Ze vzorků č. 1, tedy směsi surové vody, hydroxidu železitého a nečistot z vloček, byla možná identifikace jen na sítích 1 mm a 0,5 mm, jemnější síta nebylo možné identifikovat (Příloha č. 4).

U vzorků č. 2 mohly být identifikovány částice na všech sítích (Příloha č. 5).

Úplný přehled identifikovaných částic podle morfortypů, a to vlákno a fragment jsou uvedeny v následujících tabulkách (Tabulka 2, Tabulka 3). Vzhledem k vysokému zastoupení vláken, jsou rozdělena do 3 velikostních kategorií, a to podle délky na pozorované ploše (Příloha č. 6).

Velikostní kategorie vláken byly stanoveny jako délka identifikovaného vlákna ku pozorované ploše. Krátké vlákno bylo kratší než 1 mm, střední vlákno bylo 1–2 mm (čtvrtina až polovina pozorované plochy) a dlouhé vlákno nad 2 mm. Jednotlivá síta mají různé šířky ok a šířky drátků, proto na každém síti jednotlivé rozměry znamenaly odlišný počet ok.



Obr. 16. Krátké a dlouhé vlákno na 0,5 mm síti (foto M. Sochorová, 2022)

Tabulka 2 Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 1

Měsíc odběru	velikost síta	
	1 mm	0,5 mm
5/21		
Vlákno krátké ^a	-	-
Vlákno střední ^b	-	-
Vlákno dlouhé ^c	-	-
Fragment	-	-
6/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	-	-
7/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	-	1
8/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	1
Fragment	2	-
9/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	-	-
10/21		
Vlákno krátké	-	1
Vlákno střední	-	3
Vlákno dlouhé	-	1
Fragment	-	-
11/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	1
Vlákno dlouhé	-	4
Fragment	-	-
12/21		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	-	-

Tabulka 2 Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 1

Měsíc odběru	velikost síta	
	1 mm	0,5 mm
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	1	2
2/22		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	-	3
3/22		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	2
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	1	3
4/22		
Vlákno krátké	-	-
Vlákno střední	-	-
Vlákno dlouhé	-	-
Fragment	3	9

^a Vlákno krátké < 1 mm

^b Vlákno střední 1-2 mm

^c Vlákno dlouhé > 2 mm

Tabulka 3 Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 2

Měsíc odběru	velikost síta				pozn.
	1 mm	0,5 mm	0,1 mm	0,05 mm	
6/21					
Vlákno krátké ^a	-	-	3	3	pr.tyčinka ^d
Vlákno střední ^b	-	2	6	1	
Vlákno dlouhé ^c	-	1	4	-	
Fragment	-	-	1	-	
7/21					
Vlákno krátké	-	2	-	2	č. tyčinka ^e
Vlákno střední	-	6	4	3	
Vlákno dlouhé	3	3	11	1	
Fragment	-	-	1	-	
8/21					
Vlákno krátké	-	2	3	2	
Vlákno střední	-	7	4	2	
Vlákno dlouhé	-	6	8	-	
Fragment	-	-	-	-	
9/21					
Vlákno krátké	-	2	2	1	
Vlákno střední	-	8	10	2	
Vlákno dlouhé	-	7	7	-	
Fragment	-	-	2	1	
10/21					
Vlákno krátké	-	1	5	-	sm 2 ^f
Vlákno střední	-	6	13	2	
Vlákno dlouhé	-	4	9	-	
Fragment	-	-	-	1	
11/21					
Vlákno krátké	-	2	4	6	
Vlákno střední	-	4	7	7	
Vlákno dlouhé	-	2	7	2	
Fragment	-	-	-	-	
12/21					
Vlákno krátké	-	2	7	10	
Vlákno střední	-	5	12	7	
Vlákno dlouhé	-	3	11	-	
Fragment	-	1	-	-	

Tabulka 3 Přehled detekovaných mikroplastových částic ve vzorcích č. 2

Měsíc odběru	velikost síta				pozn.
	1 mm	0,5 mm	0,1 mm	0,05 mm	
1/22					
Vlákno krátké	1	4	8	1	sm 8 ^f
Vlákno střední	2	9	14	3	
Vlákno dlouhé	-	13	10	-	
Fragment	-	-	-	-	
2/22					
Vlákno krátké	-	5	12	3	sm 4 ^f
Vlákno střední	-	8	7	9	
Vlákno dlouhé	-	7	19	8	
Fragment	-	-	-	1	
3/22					
Vlákno krátké	-	-	2	1	
Vlákno střední	-	2	6	3	
Vlákno dlouhé	2	5	6	2	
Fragment	-	-	-	-	
4/22					
Vlákno krátké	-	1	2	5	
Vlákno střední	1	3	15	4	
Vlákno dlouhé	1	5	7	-	
Fragment	-	-	5	4	

^a Vlákno krátké < 1 mm

^b Vlákno střední 1-2 mm

^c Vlákno dlouhé > 2 mm

^d Průhledná tyčinka

^e Černá tyčinka

^f Smotky vláken a jejich počet

Čtyři vzorky č.1 z 12, tedy směsi surové vody a nečistot zachycených na vločkách hydroxidu železitého neobsahovaly žádné mikroplastové částice, v dalších 8 vzorcích byly nalezeny vlákna i fragmenty. Kulovitá částice nebyla identifikována žádná. Vzhledem k hrubšímu členění těchto sít se dá předpokládat, že další jemnější částice mohly projít se zbylým vzorkem přes oka.

Vzorky č. 2 odebrané z pískového filtru obsahovaly každý mnoho mikroplastových vláken, několik smotků vláken a jen málo fragmentů.

7. Diskuse

V možnostech této metodiky bylo rozlišit základní morfotypy mikroplastových částic, tedy vlákno, fragment nebo kulovitou částici. Také bylo možné rozlišit barvy a to jak plné, tak transparentní (průhledné) (příloha č. 7). Identifikace mikroplastových částic mikroskopem byla díky použité hustotní flotaci (u vzorku č. 2) a sítové analýze u obou vzorků vcelku přesná (dobrá). Vzhledem ke známým rozměrům šíře ok a síly nerezových drátů, bylo možné dobře vyvodit předem určenou délku jednotlivých velikostních kategorií sledovaných vláken přímo při mikroskopování. To bylo výhodou také proto, že použitý mikroskop neměl okulárové měřítko. Tento postup, tedy počítání částic při mikroskopování, doporučuje i Qiu at al. (2016), vzhledem k obtížnosti přenosu malých částic k další identifikaci pomocí pinzety.

Většina vláken byla průhledná, několik bylo zabarveno do růžova, do zelena nebo naopak úplně tmavé. Fragmentových částic bylo velice málo, kulovitá částice nebyla detekována žádná. V některých případech bylo možné identifikovat původní účel plastu, tedy několik fragmentů černé a modré fólie a jeden fragment červené trubičky (Příloha č. 7).

Naopak bylo obtížné odvodit přesnou délku pozorovaných nerovných vláken, kterých byla naprostá většina. Mnohdy nešlo rozlišit, zda se jedná o smotek jednoho vlákna nebo více vláken. Proto i zařazení do velikostních kategorií je subjektivní a vztažené k poměru pozorované plochy. Rovněž nebylo možné identifikovat touto metodou druh plastového materiálu.

Mimo mikroplastových částic bylo možné na sítích identifikovat zbytky vloček hydroxidu železitého v barvách oranžové, hnědé i tmavě červené. Mezi oky drátků zůstaly občas zachyceny průhledné krystalky NaCl. Minimálně byl identifikován drobný organický materiál.

Vizuální analýzu a třídění mikroplastů běžně používá většina výzkumných skupin k výběru podezřelých částic, které se nemusí prokázat jako plasty. Vizuální třídění však nemusí poskytnout přesné informace o množství mikroplastů kvůli přítomnosti částic, jako je jíl nebo řasy (Li at al., 2018). Podobný výsledek byl v případě tohoto výzkumu

se vzorkem č. 1, kdy po použití jemnějších sít 0,1mm a 0,05 mm nebylo možné rozlišit ve vločkách hydroxidu železitého koncentrovaného na síti žádné částice.

Li at al. (2018) a Turan at al. (2019) také uvádí, že výsledky vizuálního třídění mohou být ovlivněny několika faktory, včetně osobních faktorů (např. nedbalosti, kvality mikroskopu a matrice vzorku). Lze pozorovat chybovost až 70 %, počet chyb se zvyšuje zmenšováním velikosti částic. I v tomto výzkumu bylo nejmenší měřítko částic na nejjemnějším síti obtížněji pozorovatelné, také proto, že minimální zbytek vloček hydroxidu železitého vždy na síti ulpěl.

Aby se dalo s určitostí vizuálně stanovit, že identifikovaný materiál odpovídá plastu, měla by být dodržena následující kritéria: 1) v mikroplastech nejsou viditelné žádné buněčné nebo organické struktury, 2) vlákna by měla být stejně silná po celé délce, 3) částice musí vykazovat jasné a homogenní barvy, 4) pokud jsou částice průhledné nebo bílé, měly by se zkoumat i pod fluorescenčním mikroskopem, aby se vyloučil organický původ (Qiu at al., 2016). V tomto výzkumu nalezená vlákna a fragmenty většinu těchto podmínek splňovaly. Pouze fluorescenční mikroskop nebyl k tomuto výzkumu k dispozici.

Některé studie používají k minimalizování podezřelých mikroplastů metodu barvení pomocí roztoku Rose-Bengal, který barví přírodní a neplastové částice (bavlněná vlákna). To umožňuje vizuální oddělení plastových a neplastových částic (Ziajahromi at al., 2017).

Pokud jde o četnost mikroplastových morfotypů, v tomto výzkumu jednoznačně převládala vlákna různých velikostí, většinou průhledná. Podobné závěry uvádí i Ziajahromi at al. (2017), stejně tak skutečnost, že většina velikostí sledovaných vláken je větší než velikost předchozího filtru (síty). To lze vysvětlit morfologií vláken, která mají vysoký poměr délky k šířce, což jim umožňuje podélně procházet menšími filtry (síty). Obdobné výsledky vycházejí i ze vzorků sedimentů z Norderney (Nuelle at al., 2014), tedy převaha průsvitných vláken.

Jiné závěry uvádí Pivokonský at al. (2018), kdy nejhojnějším zachyceným morfotypem v surové vodě zásobující ČOV 1 a ČOV 2, byly fragmenty. Dodává však, že vlákna měla také významný podíl. Pivokonský at al. ve své další studii (2020) také doplňuje, že i když jsou v rámci různých studií vlákna běžně rozlišována, jejich podíl se

velmi mění. Například v surové vodě z různých čistíren odpadních vod vlákna tvoří od <10 % do >70 %.

Tento výzkum prokázal možnost detekce mikroplastových částic jednoduchou a dostupnou metodikou. I když je založená na pouhé vizuální kontrole a nedoporučuje se tak jako nezávislá metoda detekce mikroplastů (a je potřeba potvrzení spektrometrickými metodami) (Turan at al., 2019), může tato metodika přispět k dalšímu rozšíření poznání v oblasti problematiky mikroplastů.

8. Závěr

Plastové materiály přinášejí do našeho života mnoho praktického využití, ale pro svůj syntetický původ také mnoho rizik pro životní prostředí i pro naše zdraví. Mikroplasty, jako malé částice pocházející z degradovaných plastů, se staly znečišťujícími látkami, které se vyskytují ve všech složkách životního prostředí.

Jednou z možností, jak eliminovat jejich dopad, je zjišťovat jejich výskyt v našem okolním prostředí. Tato práce se zaměřila na detekci mikroplastů ze dvou odběrových míst z technologie úpravy vody, které byly odebrány po dobu jednoho roku, byla navržena, otestována a použita jednoduchá metodika na bázi sítové analýzy, která je využitelná na všech stupních škol. Může tak sloužit jako edukační projekt do předmětů biologie a chemie. Tato metodika může být rovněž využita k detekci mikroplastů z podobných materiálů, jako je vodní sediment nebo půda.

Uvedená metodika potvrdila výskyt mikroplastových částic ve většině vzorků, nejčastější byla zachycená vlákna, což ukazuje na negativní trend kontaminace vodního prostředí mikroplasty. Pozitivním faktem je, že zmíněné částice ze surové vody běžně zůstávají zachyceny v rámci technologie úpravy vody na prvním a druhém stupni úpravy na vločkách hydroxidu železitého a v pískovém rychlofiltru a z úpravy dále teče voda zbavená většiny mikroplastů.

9. Literatura

- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Bajt, O. (2021). From plastics to microplastics and organisms. *FEBS Open Bio*, 11(4), 954–966. doi:10.1002/2211-5463.13120
- Běhálek, L. (2016). *Polymery*. [online]. [cit. 2022-03-2]. Dostupné z: <https://publi.cz/books/180/Cover.html>
- Bílková, M. (2015). Mikroplasty ve sladkovodních akvatických ekosystémech. [online]. [cit. 2022-03-15]. Dostupné z: <https://docplayer.cz/104953695-Mikroplasty-vakvatickych-ekosystemech.html>
- Bisfenol A (BPA) – skryté, všudypřítomné nebezpečí. [online]. [cit. 2022-03-20]. Dostupné z: <https://wayback.archive-it.org/9650/20200212130250/http://p3-raw.greenpeace.org/czech/cz/Kampan/Toxicke-znecisten/BPA/>
- Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., McDermid, K. J. (2011). Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1708–1713. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.032
- Caruso, G. (2019). Microplastics as vectors of contaminants. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 921–924. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.07.052
- Chen, G., Li, Y., & Wang, J. (2021). Occurrence and ecological impact of microplastics in aquaculture ecosystems. *Chemosphere*, 274, 129989. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.129989
- Cheung, P. K., Fok, L. (2017). Characterisation of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China. *Water Research*, 122, 53–61. doi:10.1016/j.watres.2017.05.053
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 227–233. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.03.009
- De Falco, F., Gentile, G., Avolio, R., Errico, M. E., Di Pace, E., Ambrogio, V., ... Cocca, M. (2018). Pectin based finishing to mitigate the impact of microplastics released by polyamide fabrics. *Carbohydrate Polymers*, 198, 175–180. doi:10.1016/j.carbpol.2018.06.062
- Ding, R., Tong, L., Zhang, W. (2021). Microplastics in Freshwater Environments: Sources, Fates and Toxicity. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(5). doi:10.1007/s11270-021-05081-8

- Guo, X., Wang, J. (2019). Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110511. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110511
- Halfar, J., Brožová, K., Čabanová, K., Heviánková, S., Kašpárková, A., Olšovská, E. (2021). Disparities in Methods Used to Determine Microplastics in the Aquatic Environment: A Review of Legislation, Sampling Process and Instrumental Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(14), 7608. doi:10.3390/ijerph18147608
- Hui, M., Shengyan, P., Shibin, L., Yingchen, B., Mandal, S., Baoshan, X. (2020). Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 114089. doi:10.1016/j.envpol.2020.114089
- Isobe, A., Buenaventura, N. T., Chastain, S., Chavanich, S., Cózar, A., DeLorenzo, M., Zhang, W. (2019). An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 831–837. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.07.033
- Ivar do Sul, J. A., Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352–364. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.036
- Kedzierski, M., D’Almeida, M., Magueresse, A., Le Grand, A., Duval, H., César, G., ... Le Tilly, V. (2018). Threat of plastic ageing in marine environment. Adsorption/desorption of micropollutants. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 684–694. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.12.059
- Kotasová, E., (2020): Problematika mikroplastů v životním prostředí. Bakalářská práce. Fakulta chemicko-technologická Univerzita Pardubice
- Kožíšek, F., Kazmarová, H., (2019). Mikroplasty v životním prostředí a zdraví. *Vodní hospodářství*, 92, 1-3. Dostupné z: <https://vodnihospodarstvi.cz/mikroplasty-v-zivotnim-prostredi-a-E2%80%AFzdravi/>
- Li, J., Liu, H., Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. doi:10.1016/j.watres.2017.12.056
- Lv, L., He, L., Jiang, S., Chen, J., Zhou, C., Qu, J., ... Li, C. (2020). In situ surface-enhanced Raman spectroscopy for detecting microplastics and nanoplastics in aquatic environments. *Science of The Total Environment*, 138449. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138449
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. doi:10.1016/j.envpol.2013.07.027
- Ostravské vodárny a kanalizace a.s. [online]. [cit. 2022-04-15] Dostupné z: <https://www.ovak.cz>

Peñalver, R., Arroyo-Manzanares, N., López-García, I., Hernández-Córdoba, M. (2019). An overview of microplastics characterization by thermal analysis. *Chemosphere*, 125170. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.125170

Petrlík, J., Válek, P., (2022) Ftaláty. *Arnika*, [online]. [cit. 2022-04-10]. Dostupné z: <https://arnika.org/toxicke-latky/database-latek/ftalaty>

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. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.102

Pivokonský, M., Pivokonská, L., Čermáková, L., Novotná, K., (2019). Mikroplasty. *Vesmír*. 98, 688–690,

Pivokonský, M., Pivokonská, L., Novotná, K., Čermáková, L., Klimtová, M. (2020). Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Science of The Total Environment*, 741. 140236. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140236

Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. doi:10.1016/j.envpol.2017.11.043

Pražské vodovody a kanalizace [online]. [cit. 2022-04-15] Dostupné z: <https://www.pvk.cz>

Prokopová, I., (2007) Makromolekulární chemie [online]. Version 1.0. Praha : VŠCHT Praha, 2007 [cit. 2022-03-11]. P. 013. Dostupné z: http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_isbn-978-80-7080-662-3/pages-img/013.html>. ISBN 978-80-7080-662-3

Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., Zhan, Z. (2016). Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176, 102–109. doi:10.1016/j.ecss.2016.04.012

Rocha-Santos, T., Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. doi:10.1016/j.trac.2014.10.011

Rozman, U., Turk, T., Skalar, T., Zupančič, M., Čelan Korošin, N., Marinšek, M., ... Kalčíková, G. (2021). An extensive characterization of various environmentally relevant microplastics – Material properties, leaching and ecotoxicity testing. *Science of The Total Environment*, 773, 145576. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.145576

Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. doi:10.1016/j.aca.2018.02.043

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C. M., Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152,21–37. doi:10.1016/j.watres.2018.12.050

Turan, N. B., Erkan, H. S., Engin, G. O. (2020). Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. *Process Safety and Environmental Protection*,146,77–84.doi:10.1016/j.psep.2020.08.039

Ugwu, K., Herrera, A., Gómez, M. (2021). Microplastics in marine biota: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 169, 112540. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112540

Úpravna vody Želivka. [online]. [cit. 2022-04-15] Dostupné z: <https://www.zelivska.cz>

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.007

Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M. (2016). The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113, 7–17. doi:10.1016/j.marenvres.2015.10.014

Wang, F., Wong, C. S., Chen, D., Lu, X., Wang, F., Zeng, E. Y. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*, 139, 208–219. doi:10.1016/j.watres.2018.04.003

Wang, C., Zhao, J., Xing, B. (2020). Environmental Source, Fate, and Toxicity of Microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 124357. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124357

Verschoor, A.J. (2015). Towards a definition of microplastics. [online]. [cit. 2022-03-15] Dostupné z: <https://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/575986/3/2015-0116.pdf>

Vivekanand, A. C., Mohapatra, S., Tyagi, V. K. (2021). Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. *Chemosphere*, 282, 131151. doi:10.1016/j.chemosphere.2021.131151

Vodárenská akciová společnost. [online]. [cit. 2022-04-15] Dostupné z: <https://www.vodarenska.cz>

Vodárna Plzeň. [online]. [cit. 2022-04-15] Dostupné z: [https:// www.vodarna.cz](https://www.vodarna.cz),

Xi, B., Wang, B., Chen, M., Lee, X., Zhang, X., Wang, s., Yu, Z., Wu, P. (2022). Environmental behaviors and degradation methods of microplastics in different environmental media. *Chemosphere*, 299, 134354. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.134354

Yu, Q., Hu, X., Yang, B., Zhang, G., Wang, J., Ling, W. (2020). Distribution, abundance and risks of microplastics in the environment. *Chemosphere*, 249, 126059. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126059

Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Wang, X., Wang, X., ... Sun, Y. (2018). Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 62–72. doi:10.1016/j.trac.2018.12.002

Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., Leusch, F. D. L. (2017). Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. *Water Research*, 112, 93–99. doi:10.1016/j.watres.2017.01.042

Zhao, Y.-B., Gao, P.-P., Ni, H.-G. (2019). A Chemical Time Bomb: Future Risks of Microplastics. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230(11). doi:10.1007/s11270-019-4320-9

10. Přílohy

Příloha č. 1 Zhotovení sít k síťové analýze

Příloha č. 2 Příprava vzorků č. 1 na sítích 0,5 mm, 1 mm, 0,1 mm a 0,05 mm

Příloha č. 3 Příprava vzorku č. 2 na membránových filtrech metodou hustotní flotace
s aerací

Zkušební mikroplastové částice

Dekantace zkušebního vzorku

Příloha č. 4 Střední vlákno ze vzorku č. 1 na 1 mm síť

Dlouhé vlákno ze vzorku č. 1 na s 0,5 mm síť

Příloha č. 5 Dlouhé vlákno ze vzorku č. 2 na s 1 mm síť

Dlouhé vlákno se smotkem a krátké vlákno ze vzorku č. 2 na s 0,5 mm síť

Dlouhé vlákno se smotkem vláken ze vzorku č. 2 na s 0,1 mm síť

Střední vlákno ze vzorku č. 2 na s 0,05 mm síť

Příloha č. 6 Fragment na 1 mm síť

Dlouhá vlákna na 0,5 mm síť

Krátká a střední vlákna na 0,05 mm síť

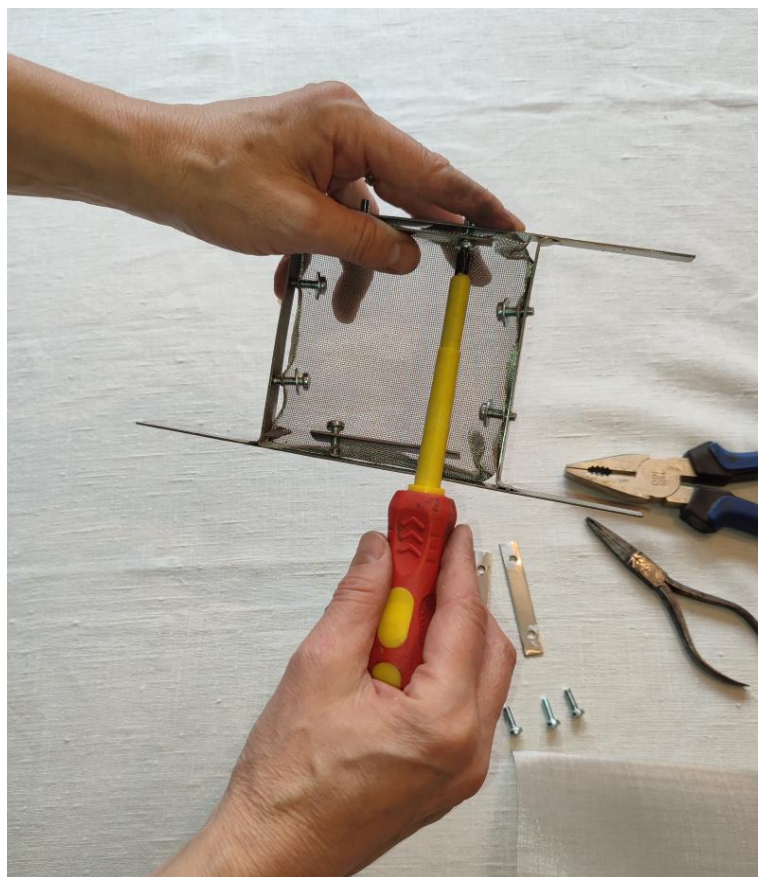
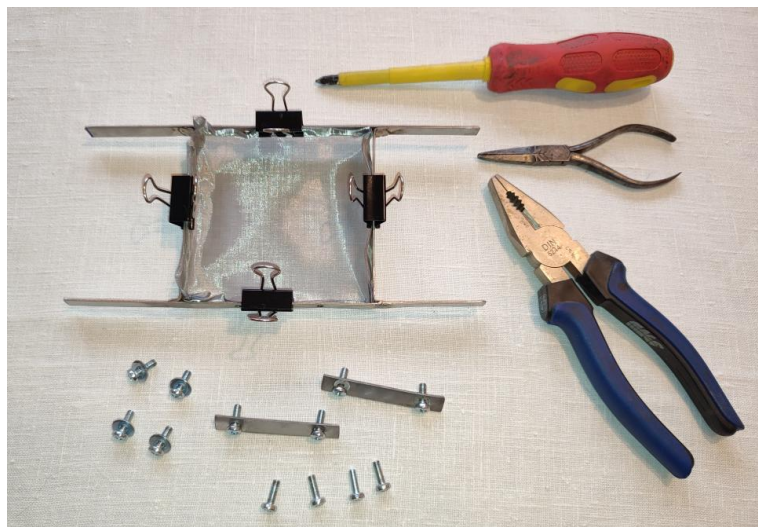
Černá tyčinka na 0,05 mm síť

Příloha č. 7 Fragment červené trubičky na 0,5 mm síť

Růžové vlákno na 0,1 mm síť

Všechna foto Markéta Sochorová (2022)

Příloha č. 1



Zhotovení sít k síťové analýze

Příloha č. 2



Příprava vzorků č. 1 na sítích 0,5 mm a 1 mm

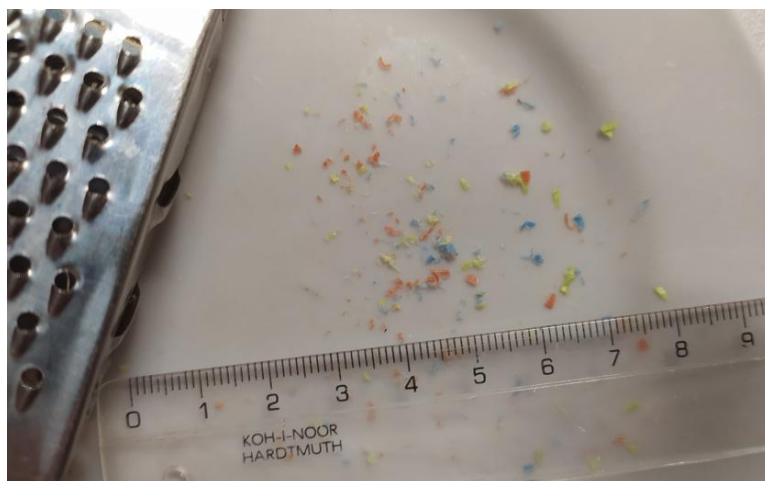


Příprava vzorků č. 1 na sítích 0,1 mm a 0,05 mm

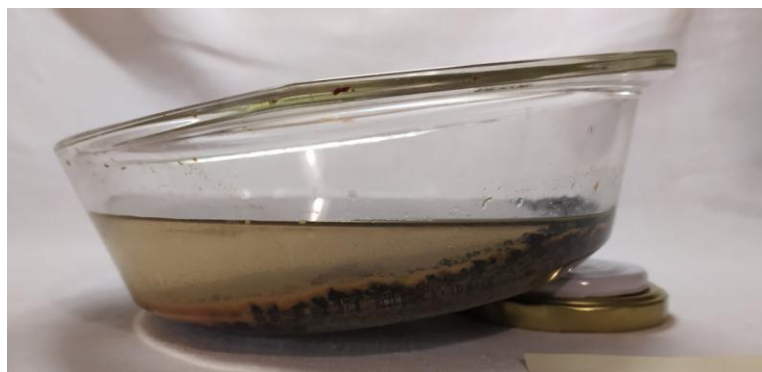
Příloha č. 3



Příprava vzorku č. 2 na membránových filtrech metodou hustotní flotace s aerací

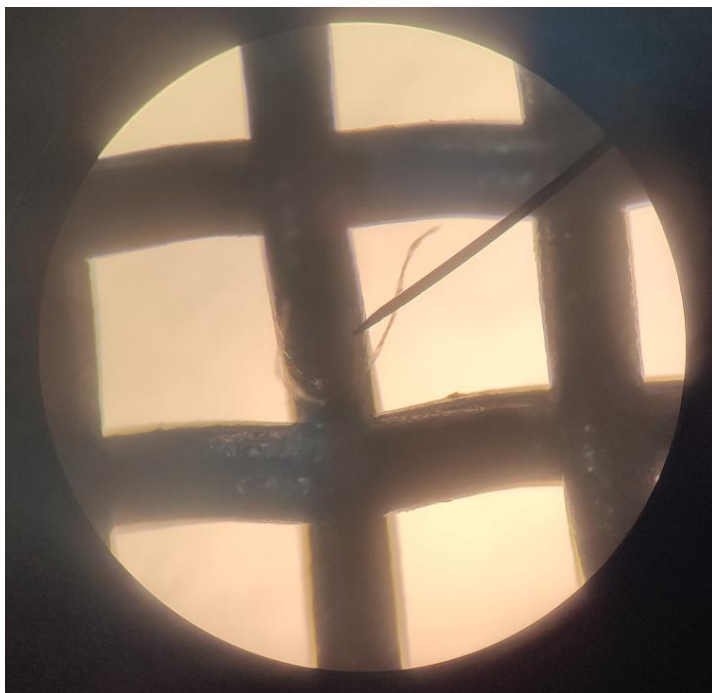


Zkušební mikroplastové částice

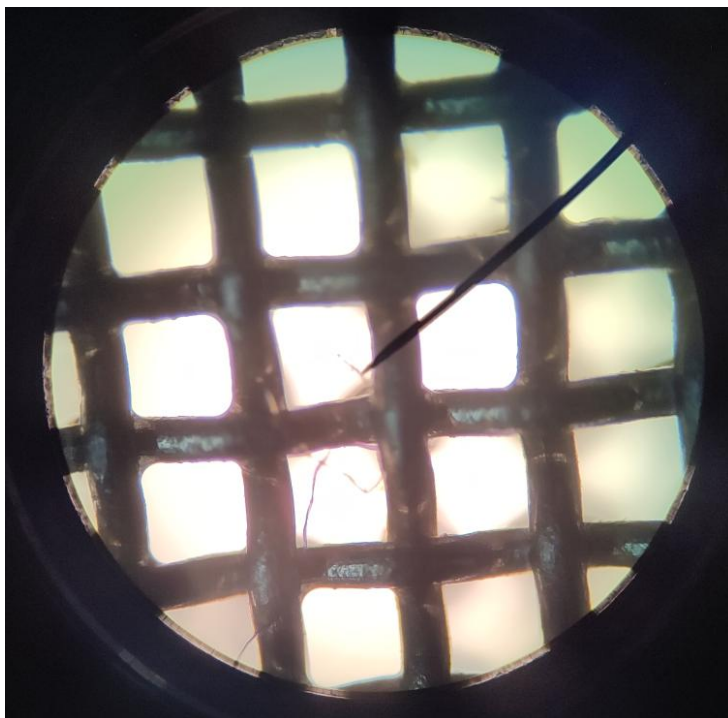


Dekantace zkušebního vzorku

Příloha č. 4

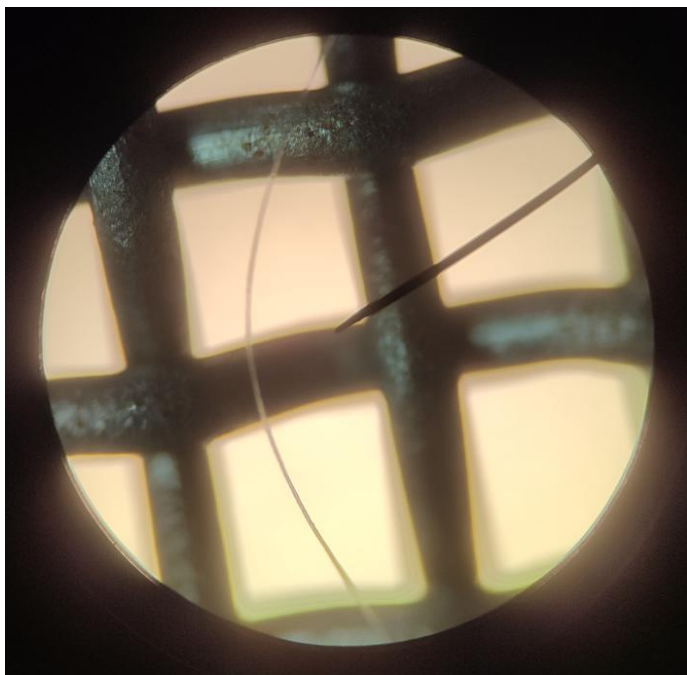


Střední vlákno ze vzorku č. 1 na 1 mm síť

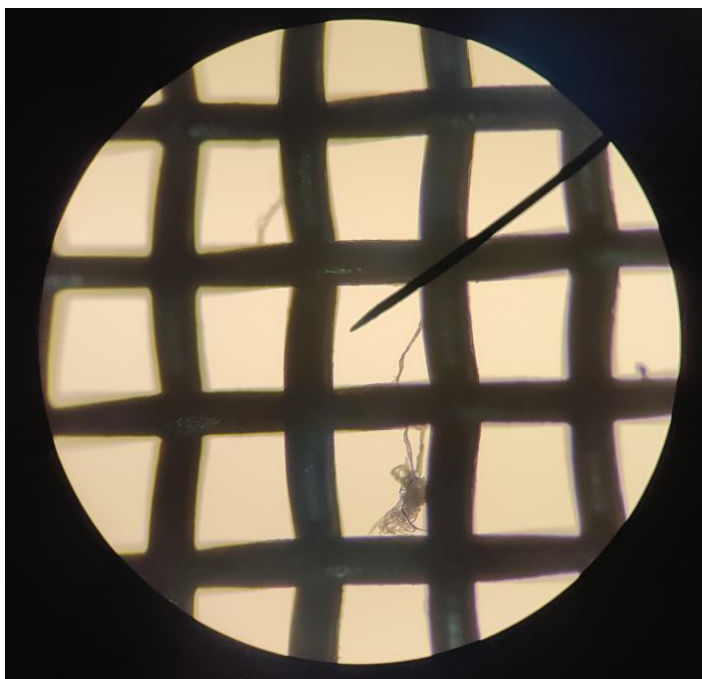


Dlouhé vlákno ze vzorku č. 1 na 0,5 mm síť

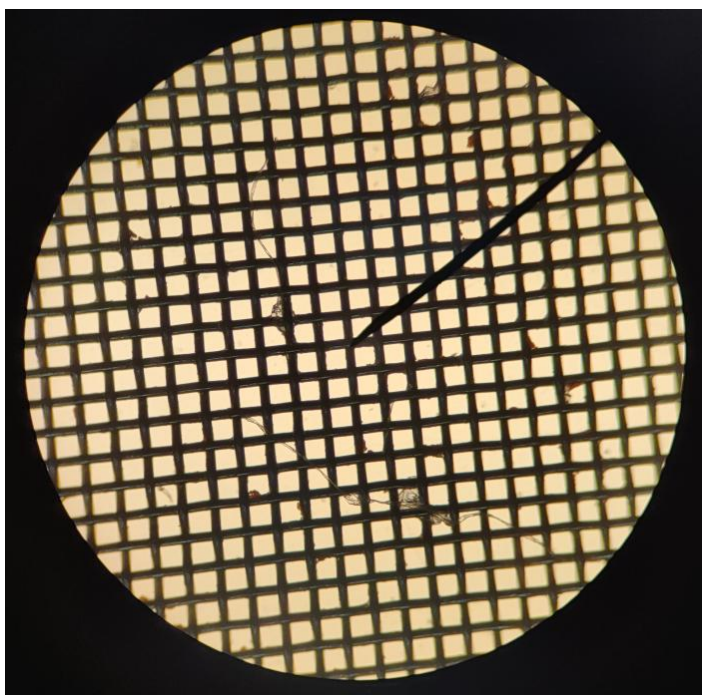
Příloha č. 5



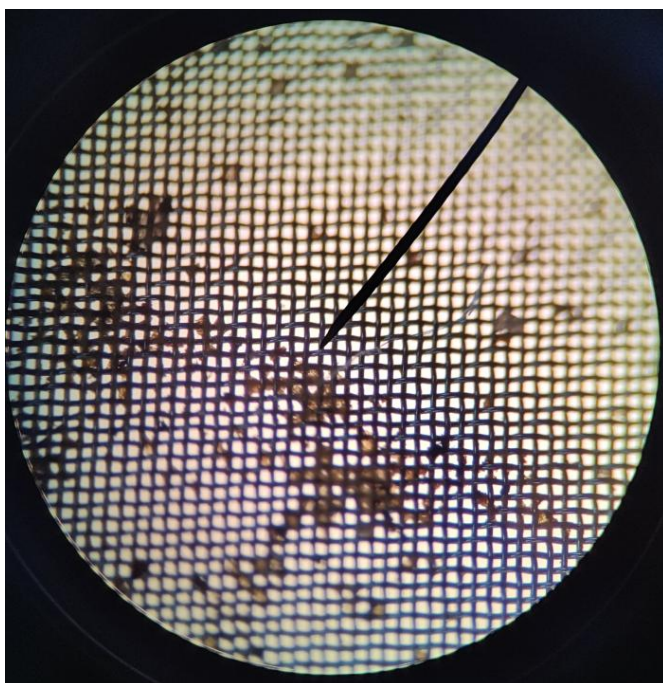
Dlouhé vlákno ze vzorku č. 2 na s 1 mm síť



Dlouhé vlákno se smotkem a krátké vlákno ze vzorku č. 2 na s 0,5 mm síť

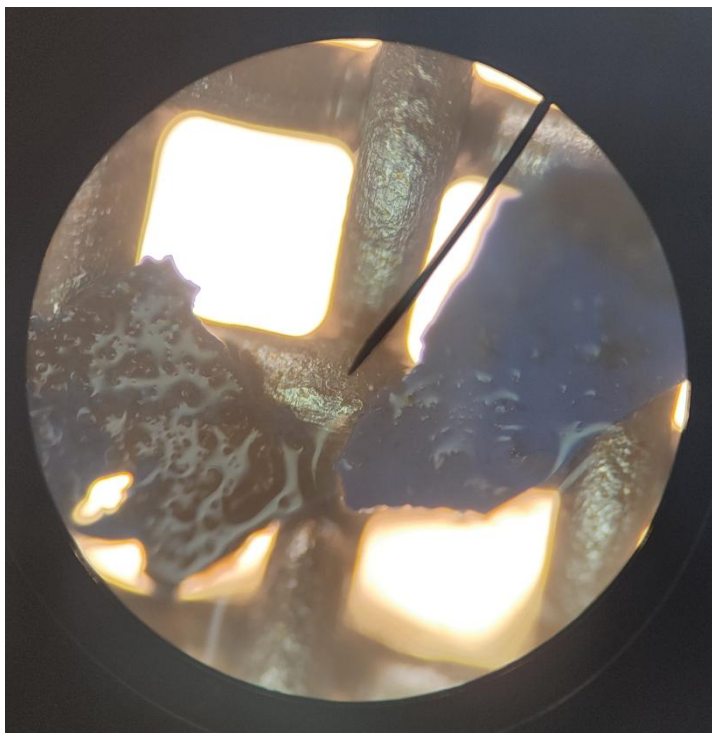


Dlouhé vlákno se smotkem vláken ze vzorku č. 2 na s 0,1 mm síť

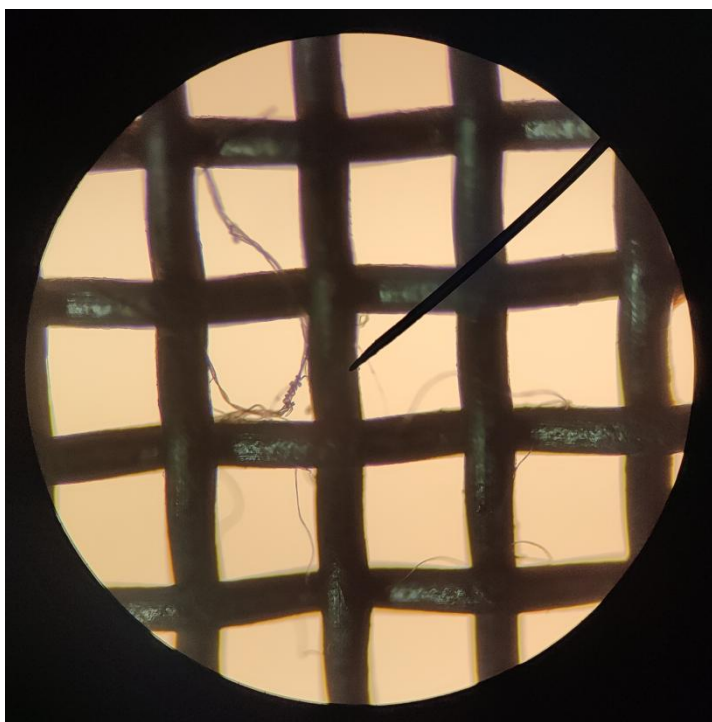


Střední vlákno ze vzorku č. 2 na s 0,05 mm síť

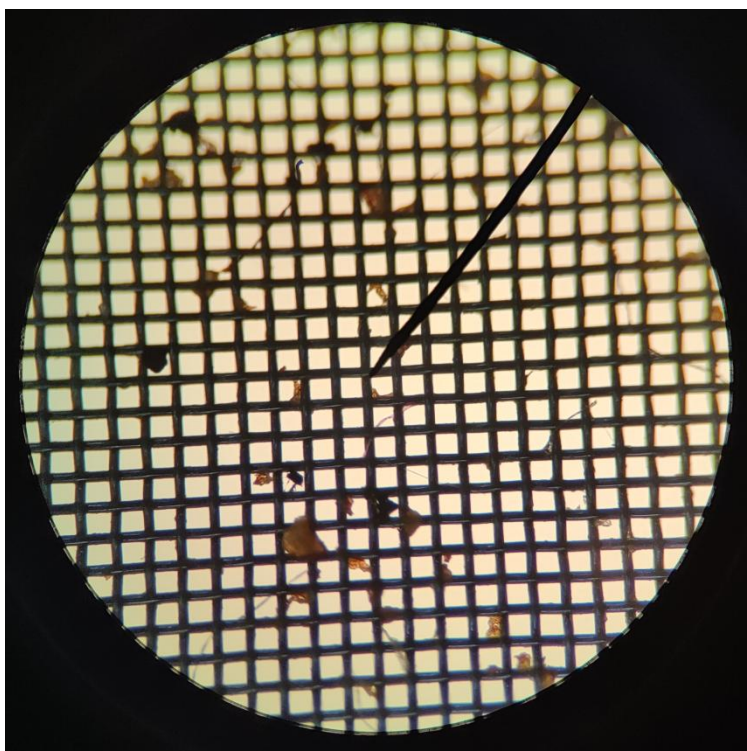
Příloha č. 6



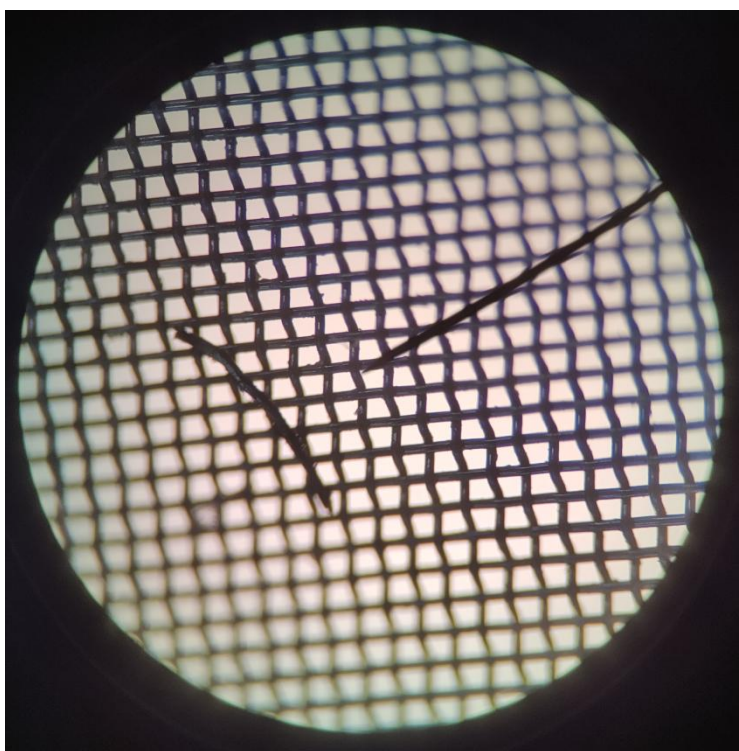
Fragment na 1 mm síť



Dlouhá vlákna na 0,5 mm síť

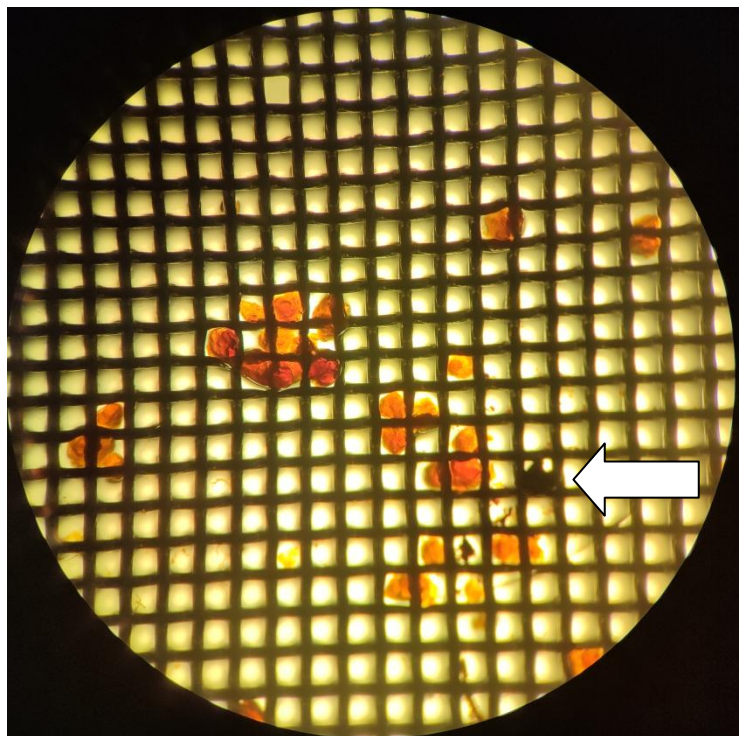


Krátká a střední vlákna na 0,1 mm síť

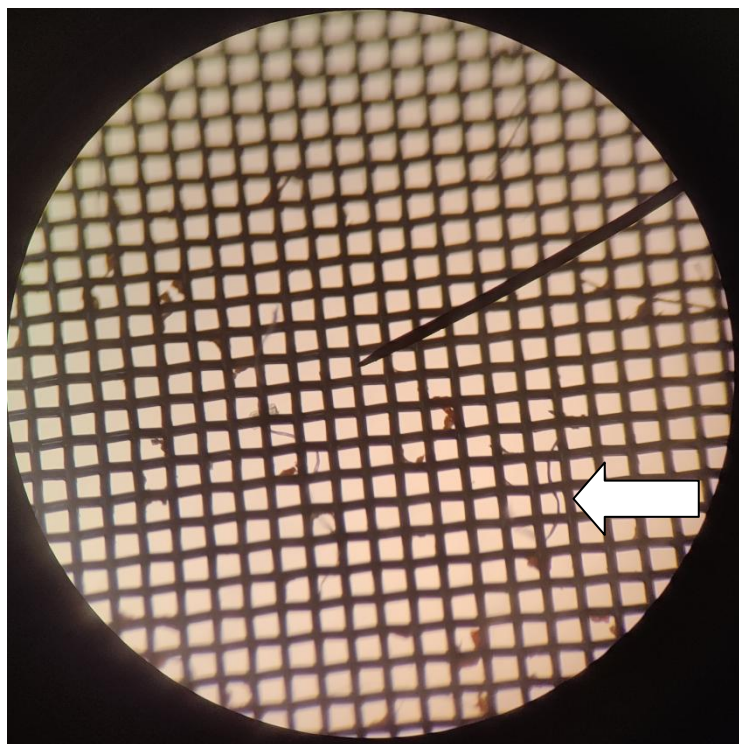


Černá tyčinka na 0,1 mm síť

Příloha č. 7



Fragment červené trubičky na 0,5 mm síť



Růžové vlákno na 0,1 mm síť