

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE

Fakulta životního prostředí
Katedra aplikované ekologie

**VÝSKYT A ENVIRONMENTÁLNÍ DOPAD
MIKROPLASTŮ VMOŘSKÝCH A SLADKOVODNÍCH
EKOSYSTÉMECH**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Adam Sochacki, Ph.D.

Konzultant: Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

Vypracoval: Martin Marx

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Marx

Krajinářství
Územní technická a správní služba

Název práce

Výskyt a environmentální dopad mikroplastů v mořských a sladkovodních ekosystémech

Název anglicky

The occurrence and environmental effects of microplastics in marine and freshwater ecosystems

Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je porovnat výskyt a environmentální dopad mikroplastů v mořských a sladkovodních ekosystémech. Porovnání bude založeno na vybraných proměnných, jako je množství a kvalita mikroplastů, vliv podmínek prostředí na jejich proces stárnutí a připojené biofilmy na jejich povrchu. Cílem práce bude také shrnout vliv mikroplastů (a polutantů sorbovaných) na tyto dva ekosystémy.

Metodika

Bakalářská práce bude rešeršního typu. Pracovní postup v práci bude: formulace otázek vztahujících se k cílům práce, vyhledání literatury,

analýza vyhledané literatury, vytvoření rešerše formulace závěrečného hodnocení.

Doporučený rozsah práce

50 stran

Klíčová slova

mikroplasty; mořský ekosystem; sladkovodní ekosystem; ekotoxicita; znečištění vody

Doporučené zdroje informací

1. Liu, G., Zhu, Z., Yang, Y., Sun, Y., Yu, F., & Ma, J. (2019). Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater. *Environmental pollution*, 246, 26-33.
2. Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water research*, 75, 63-82.
3. Eerkes-Medrano, D., & Thompson, R. (2018). Occurrence, fate, and effect of microplastics in freshwater systems. In *Microplastic Contamination in Aquatic Environments* (pp. 95-132). Elsevier.
4. Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., & Shi, H. (2019). Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental pollution*, 246, 174-182.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Adam Jan Sochackí

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

Ing. Lenka Wimmerová, MSc., Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2020

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 06. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že práci jsem bakalářskou prací na téma: Výskyt a environmentální dopad mikroplastů v mořských a sladkovodních ekosystémech, vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

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

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

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

V.....dne.....

.....

(podpis autora práce)

Poděkování

Chtěl bych poděkovat vedoucímu práce, Ing. Adamu Sochackému Ph.D., za vedení této práce, věcné rady a připomínky, trpělivost a motivující přístup.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá problematikou mikroplastických částic ve sladkovodních a mořských ekosystémech a především porovnáním těchto dvou prostředí. Úvodem je vysvětleno co to mikroplasty jsou, jejich základní rozdělení dle jejich původu a jejich nejčastější zástupci. V následující kapitole jsou popsány způsoby práce oddělování mikroplastických částic od vzorku v laboratorním prostředí a metody, jakými lze identifikovat přítomnost mikroplastů ve vzorcích. Dále je popsán výskyt mikroplastů v mořském a sladkovodním prostředí. Práce také obsahuje poznatky o toxicitě mikroplastických částí.

Klíčová slova:

mikroplasty; mořský ekosystém; sladkovodní ekosystém; ekotoxicita; znečištění vody

Abstract

This bachelor thesis deals with the issue of microplastic particles in freshwater and marine ecosystems and deals mainly with the comparison of these two environments. The introduction explains what microplastics are, their basic division according to their origin and their most common representatives. The following chapter describes the methods of separation of microplastic particles from the sample in the laboratory environment and methods by which the presence of microplastics in the samples can be identified. The occurrence of microplastics in marine and freshwater environments is also described. The work also contains knowledge about the toxicity of microplastic parts.

Keywords:

microplastics; marine ecosystem; freshwater ecosystem; ecotoxicity; water pollution

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíl práce	2
3. Nomenklatura v oblasti mikroplastů	3
3.1 Klasifikace mikroplastů.....	4
3.1.1 Primární mikroplasty	4
3.1.2 Sekundární mikroplasty	4
3.1.3 Velikostní rozdělení mikroplastů.....	5
3.1.4 Charakteristika nejčtenějších zástupců mikroplastických polymerů.....	6
4. Separace a detekce mikroplastů	7
4.1 Metody separace.....	7
4.1.1 Hustotní flotace	7
4.1.2 Elutriace	8
4.1.3 Metoda založená na principu elektrostatických vlastností.....	8
4.1.4 Vzduchová flotace	8
4.1.5 Separace mikroplastů z tkání živočichů.....	9
4.2 Metody identifikace a kvantifikace	9
4.1.1 Optická identifikace	10
4.1.2 Ramanova spektroskopie	11
4.1.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací - FTIR.....	11
4.2.4 Pyr – GC – MS.....	11
5 Mikroplasty ve vodním ekosystému	12
5.1 Mikroplasty v mořích a oceánech	13
5.2 Mikroplasty ve sladkovodních systémech.....	18
5.2.1 Původ mikroplastů ve sladkovodních systémech.....	19
5.2.2 Koncentrace mikroplastů ve sladkovodních systémech.....	19
5.2.3 Kvalita mikroplastů ve sladkovodních systémech	20
5.2.4 Stárnutí mikroplastů a biofilm	21
5.2.5 Výskyt mikroplastů v českých řekách.....	24
6. Mikroplasty v půdním ekosystému	30
7. Ekotoxicita mikroplastů	31
7.1 Inherentní ekotoxicita mikroplastů.....	31
7.2 Získaná toxicita mikroplastů	33
7.3 Interakce toxických látek a mikroplastů.....	33

8. Výsledné zhodnocení.....	34
9. Diskuze	38
10. Závěr a přínos práce	39
11. Přehled literatury a použitých zdrojů	39

1. Úvod

Znečištění vodních systémů plastovým odpadem je celosvětovým problémem a také potenciálním ohrožením pro zdraví lidské populace. Větším problémem než plasty samotné, jsou jejich mikroskopické fragmenty, které vstupují do těl živých organismů a mohou tak narušit jejich vitalitu. Výzkum problematiky mikroplastů byl primárně zaměřen na mořské vodní ekosystémy, jelikož se pro sladkovodní ekosystémy předpokládalo, že jejich znečištění dokáží eliminovat čističky odpadních vod a tak pro sladkovodní ekosystémy neexistuje takové množství dat jako pro ty mořské.

Dle databáze vědeckých článků Web of Science se zájem o problematiku mikroplastů značně zvedl v roce 2011, kdy přibylo mnoho výzkumných článků z celého světa a zaměřeny byly hlavně na mořské vodní ekosystémy a mořský plankton. Mořský plankton je podílející se částí na potravinovém řetězci, který vede až k lidem, jakožto významným konzumentům mořských plodů. V mé práci bych chtěl porovnat jaký je rozdíl sladkovodních a mořských ekosystémů. Po zadání dotazu na vyhledávání „marine microplastics“ a „freshwater microplastics“ v databázi Web of Science jsem zjistil, jak málo jsou sladkovodní ekosystémy prozkoumány. Bylo nalezeno 2 254 článků týkajících se mořských ekosystémů a 375 zabývajících se sladkovodními ekosystémy. Jedním z hlavních problémů mikroplastů je, že mohou sloužit škodlivým chemikáliím k transportu. Tyto chemikálie se tak mohou dostat pozřením mikroplastické části do těl živočichů a vniknout tak do potravního řetězce.

2. Cíl práce

Cílem této rešeršní bakalářské práce je shrnout základní poznatky o mikroplastech a také odpovědět na několik otázek týkajících se mikroplastických částic v mořích a sladkovodních ekosystémech. Cílem je porovnání těchto dvou ekosystémů co se týče koncentrace a kvality mikroplastických částic. Porovnání rozdílů sladkovodního a mořského ekosystému. Faktory ovlivňující charakteristiku mikroplastů v mořském a sladkovodním prostředí. Metody identifikování a klasifikování mikroplastů. Toxicita spojená s působením mikroplastů ve vodních ekosystémech. Jelikož jsou sladkovodní systémy důležitým zdrojem pitné vody, je potřeba znát jejich toxicitu v těchto systémech, původní či v průběhu jejich pobytu ve sladkovodním prostředí získanou.

3. Nomenklatura v oblasti mikroplastů

Název materiálu, zvaný plast, pochází z řeckého slova „plastikos“, který znamená „tvárný“. Odkazuje tak na potenciál využití materiálu. Plast je názvem široké skupiny syntetických a semi - syntetických materiálů, které v dnešní době mají velké využití a to díky svým vlastnostem tepelným, elektrickým a izolačním. Využití tohoto materiálu je velmi široké a jeho rozšíření již dosáhlo do všech přírodních sfér. Jeho použitelnost se rozšiřuje díky schopnostem získaným přídavnými aditivami, které mu jsou schopny dodat určité vlastnosti jako tuhost, odolnost vůči atmosférickým jevům, pružnost, zabarvení a tak dále. Výhodou plastového materiálu je jeho tvárnost, takže je možné z něj vyrobit takřka vše. Plastové výrobky nám pomáhají ke snazšímu a zábavnějšímu životu. (www.plasticseurope.org)

Termín mikroplast doposud nemá konkrétní definici, která by jej přesně charakterizovala, a proto je shrnutí zatím dostupných výsledků studií na toto téma nelehké. První zmínka o mikroplastech se objevila až v roce 2004 a to jako označení mikroskopických částic plastů, které se rozměrově pohybují kolem 20 mikrometrů. Například Gregory a Andrady (2003) definovali mikročástice jako stěží viditelné částice, které projdou sítím 500 mikrometrů, ale jsou zadrženy sítím 67 mikrometrů, což znamená, že jsou definovány od 0,06 do 0,5 mm. Později roku 2009 byl termín rozšířen. Arthur a kol. (2009) definovali mikročástice do velikosti <5 mm (spodní limit velikosti byl stanoven na 333 mikrometrů, pokud se pro odebrání vzorků používají permanentní síť). Pro zjednodušení se plastové částičky rozdělily do dvou skupin a to na „malé mikroplasty“ (small microplastics, SMPs:<1 mm) a na „velké mikroplasty“ (large microplastics, LMPs:1-5 mm). SMPs z hlediska znečištění vod zaujímají 35-90% (Van Cauwenberghe a kol., 2015).

Plasty jsou neodmyslitelnou součástí našeho života a vyskytují se všude kolem nás, tudíž logicky ve všech sférách životního prostředí se kolem nás vyskytují i mikroplasty. Můžeme je nalézt v půdě, vzduchu a ve vodě. Vodní prostředí je zatím prozkoumáno nejlépe, co se tohoto problému týče. První zprávy o plastovém odpadu na hladinách oceánů se objevily již v 70. letech minulého století a upozornily vědeckou komunitu na ne příliš velkou pozornost tomuto tématu (Fowler, 1987). V polovině 80. let minulého století proběhla první registrace plastového odpadu na pobřežích a v následujících desetiletích toto téma s vzrůstajícím počtem informací o

ekologických důsledcích plastových úlomků, získalo trvalý a rostoucí zájem o výzkum. Téměř většina studií se zaměřila na zapletení mořských savců, kytovců, ptáků a dalších druhů. Je zdokumentováno, že nejméně 44% druhů mořských ptáků přijímá plasty (Rios a Moore, 2007). Mezi ověřené druhy, které plasty přijímají, patří například Albatros černý, který krmí svá kuřata stejně jako většina ptáků uloženou potravou ve vole. V takto uložené potravě se nacházejí plastové části (Moore, 2008). Právě díky takovým studiím vzrůstá zájem o téma mikroplasty v oblasti mořské biologie.

3.1 Klasifikace mikroplastů

3.1.1 Primární mikroplasty

Jako primární mikroplasty označujeme plasty takové, které jsou v mikroskopických rozměrech již vyráběny. Převážně jsou používány v pleťové kosmetice nejčastěji ve formě malých kuliček, které pomáhají k odstraňování nečistot a mrtvé kůže z pokožky (Zitko a Hanlon, 2009). Nahradily tak původně používané přírodní zdroje, jako jsou drcené mandle nebo pemza. Po jejich patentování v 80. letech minulého století výroba a prodej značně stoupl (Dendall a Sewell, 2009). Dalším příkladem jsou opískovací materiály, které jsou využívány v otryskovacích zařízeních, které slouží především pro odstraňování starého laku či rzi. Metoda tryskání využívá mikroplastických částí vyrobených z akrylu, melaminu nebo polyesteru. Jsou používány opakovaně a to až do doby kdy se jejich velikost zmenší do takové míry, kde ztrácejí svou schopnost odstraňovat staré nátěry. Vyřazené částičky bývají kontaminovány těžkými kovy, jako jsou kadmium, olovo či chrom (Derraik, 2002; Gregory, 1996)

3.1.2 Sekundární mikroplasty

Za sekundární mikroplasty považujeme malé plastové úlomky, které se odčlenily od plastů větších, ať už na souši či v moři. Oddělují se díky narušení struktury větších kusů, které je způsobeno několika faktory. Mezi takové činitele patří fyzikální, biologické a chemické procesy (Browne a kol., 2007). Následkem dlouhodobého působení vnějších činitelů plasty ztrácí své vlastnosti. Nejzásadnější vliv na degradaci má sluneční světlo, konkrétně ultrafialové záření (UV) a dochází tak

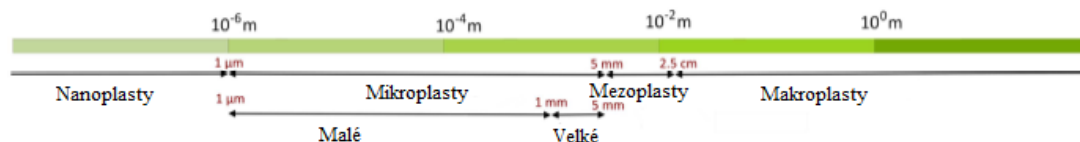
k takzvané atmosférické korozi. Paprsky UV narušují vazby mezi atomy v řetězci makromolekuly a ty se pak díky tomu rozpadají na menší, které snáz podléhají degradaci kyslíkem. Tento proces je nazýván fotooxidace (Barnes a kol., 2009).

Taková degradace může mít za následek uvolnění chemických látek – aditiv, které jsem přidávány do plastů při výrobě pro zvýšení jejich odolnosti a všeobecně ke zlepšení jejich vlastností (Talsness a kol., 2009).

Plasty vyskytující se na plážích mají dobrý přístup ke kyslíku a zároveň na ně stabilně působí UV záření, tím pádem degradují rychle, stávají se křehčími a objevují se na nich praskliny. Díky těmto prasklinám se naruší jejich struktura a snadněji se rozpadají na menší části za pomoci přírodních podmínek, jako je vítr či voda. Takto proces pokračuje, dokud se z plastových částí nestanou mikroplasty, tedy sekundární mikroplasty. Proces ovšem nekončí a takové části se rozpadají dále na nanoplasty. Prozatím nejmenší nalezená část v průměru dosahovala velikosti pouhých 1,6 μm (Galgani a kol., 2010). Jelikož je přítomnost takových částic již vědecky prokázána, lze také s časem předpokládat, že se jejich četnost ještě zvýší.

3.1.3 Velikostní rozdělení mikroplastů

Plasty, které jsou dnes už všudypřítomné, mají různé tvary a také škálu velikostí. Velikost se pohybuje od mikrometrů až po metry. Většinou vnímáme pouze ty plasty s velikostí větší, avšak zřetel musíme brát i na ty nejmenší. Abychom mohli lépe pracovat s těmito malými částmi a zkoumat je, je vhodné si je přesněji definovat a rozdělit do kategorií. Jako velmi praktické rozdělení malých plastů se jeví řazení do čtyř kategorií a to: nanoplasty, mikroplasty, mezoplasty a makroplasty (Van Cauwenberghe a kol., 2015). (viz Obrázek 1)



Obr 1 - Velikostní rozdělení plastů (Cauwenberghe a kol., 2015)

3.1.4 Charakteristika nejčtenějších zástupců mikroplastických polymerů

Polyethylen (PE) má při běžných podmínkách bílou barvu, a pokud je v tenkých vrstvách, je průhledný. Čím je rozvětvenost makromolekul a jejich molekulová hmotnost větší, tím se jeho transparence zvyšuje. Jeho využití je široké a uplatnit lze v technických výrobcích či jako spotřební zboží. Polyethylen je také hojně používán jako obalový materiál. Za obvyklých teplotních podmínek je polyethylen odolný vůči vodě, chemikáliím, které neoxidují a polárním rozpouštědlům. Za nízkých teplot je velmi odolný, ale při zvýšené teplotě podléhá nepolárním rozpouštědlům (Ducháček, 2011).

Polypropylen (PP) je díky svému vysokému stupni krystalinity, o hodnotách 60%-75%, neprůhledný polymer. Není tak odolný vůči mrazu, ořidaci a povětrnosti jako polyethylen, ale je pevnějším a tvrdějším polymerem a lépe odolává vyšším teplotám. Díky jeho tvrdosti a lepším mechanickým vlastnostem se používá k výrobě součástí strojů a přístrojů. Vzhledem k jeho odolnosti vůči sterilizačním teplotám je využíván ve zdravotnictví například na výrobu injekčních stříkaček (Ducháček, 2011).

Polystyren (PS) je lesklý polymer, který propouští světlo z 90%. Proti oxidaci je vcelku odolný, ale křehne a žlutne při vystavení fotooxidaci. Je rozpustný v aromatických a chlorovaných uhlovodících, esterech a ketonech. Není odolný vůči vyšším teplotám. Má dobré elektroizolační vlastnosti a je odolný vůči vodě. Je snadno zpracovatelný formou vstřikování, při které se z něj vyrábí jednorázové kelímky na horké nápoje, misky apod. Pěnový polystyren je hojně využíván ve stavebnictví, kdy se z něj vyrobené desky používají jako izolační vrstva (Ducháček, 2011).

Polyvinylchlorid (PVC) je nejvíce vyráběným polymerem společně s polyethylenem a polypropylenem. Je velmi chemicky odolný vůči neoxidujícím kyselinám, ale i zásadám. Polyvinylchlorid je třeba stabilizovat vůči teplotě, jelikož se zpracovává při vysokých teplotách, kolem 180°C, kdy se blíží ke zlomové teplotě jeho rozkladu a je nutné ho stabilizovat také vůči světlu, neboť výrobky z něj jsou běžně vystavovány ultrafialovému záření. Hojně se využívá pro výrobu podlahových krytin a tak je jeho špatná hořlavost vhodnou vlastností pro toto použití (Ducháček, 2011).

4. Separace a detekce mikroplastů

Díky rostoucímu zájmu o výzkum na téma mikroplasty v životním prostředí se zvyšují znalosti a také počet metod, jak tyto částice v přírodě detekovat. Nejprve se odebraný vzorek musí vyčistit a extrahovat a poté se takto získané částice mohou identifikovat (Rocha – Santos a Duarte, 2015). Vzhledem k počtu metod používaných v praxi je největším problémem porovnávání jejich výstupů. Metody se liší hlavně v zaměření na určitou velikost částic. Výsledky jsou také ovlivněny šetností separace a výběrem techniky detekce (Van Cauwenberghe a kol., 2015).

4.1 Metody separace

K oddělení plastových částic od vzorků vody se používají metody hustotní flotace, filtrace, prosévání a elutriace, jako u vzorků sedimentů. Pro dosažení co nejlepších výsledků je potřeba zvolit správnou metodu separace. Pro oddělení částic od vzorků se využívá všech vlastností zkoumaných látek ať už fyzikálních či chemických (Rocha – Santos a Duarte, 2015).

4.1.1 Hustotní flotace

U této metody je využíváno fyzikální vlastnosti látek zvané hustota. Hustota běžných spotřebitelských plastů se pohybuje v rozmezí od 0,8 g.cm⁻³ pro silikon, po 1,4 g.cm⁻³ pro Polyethylen tereftalát (PET) nebo polyvinylchlorid (PVC). Expandované plastové pěny mají hustotu ještě menší, například expandovaný polystyren (EPS) má hustotu menší než 0,05 g.cm⁻³. Díky této vlastnosti se mohou plastové části oddělit flotací od matric, jejichž hodnota hustoty je vyšší, například u sedimentů je to 2,65 g.cm⁻³. Vysušené vzorky sedimentu se smíchají s nasyceným solným roztokem o vysoké hustotě. Takovýto roztok je míchán, třepán či provzdušňován po určitou dobu. Díky této metodě se plastové částice vznášejí na povrch nebo zůstávají v suspenzi. Těžké částice, jako jsou zrna písku, sedimentují. Pro tuto metodu lze využít řadu roztoků o různé hustotě, takže lze zacílit na určité druhy plastů. Nejčastěji se však používá nasycený roztok NaCl (Thompson a kol., 2004; Ng a Obbard, 2006; Browne a kol., 2010; Browne a kol., 2011; Claessens a kol., 2011).

4.1.2 Elutriace

Metoda pro detekci mikroplastů v sedimentech, jejíž podstata spočívá v proudění plynů či kapalin proti směru sedimentace se nazývá elutriace. Tento princip odděluje lehčí částice od těžších. Claessens a kol. (2013) navrhli přístroj, který využívá této metody. Skládá se ze 147 cm dlouhé trubky s vnitřním průměrem 15 cm, horní část je osazená sítím o velikost ok 1 mm pro odstranění větších částí vzorku. Vzorek se skládá právě vrchní částí. Ve spodní části trubky je tlačena vodovodní voda, aby se vytvořilo proudění směrem nahoru. Díky tomu daný vzorek fluidizuje, což se dá označit za vznášení lehčích částic. Ty se zachytávají na horním sítu, kde odtéká voda. Síla proudění je zvolena tak, aby těžké částice jako například zrna písku zůstali co možná nejnižše. Částice zachycené na vrchním sítu jsou následně sejmuty ze síta a extrahovány metodou hustotní flotace v nasyceném solném roztoku. Celý proces se několikrát opakuje, dokud se nezískají všechny plastické částice ze vzorku sedimentu (Claessens a kol., 2013).

4.1.3 Metoda založená na principu elektrostatických vlastností

V praxi se elektrostatických vlastností využívá při třídění plastů a také k detekci kovů. Konkrétně se používají elektrostatické odlučovače Kororna – Walzen – Schneider (KWS). Na rozdíl od ostatních metod je tato velmi nenáročná a to ani časově. Podmínkou pro úspěšnou separaci je důkladné vysušení vzorků. Této metody užil Felsing a kol. (2018) pro oddělování mikroplastů ze vzorků. Ty se vkládají do dávkovače matrice, který vzorky klade na vibrační dopravník. Z dopravníku se dostanou na rotační kovový buben, poblíž kterého je elektroda s elektrostatickým napětím až 35 kV.

4.1.4 Vzduchová flotace

K separaci plastových částic z půdních vzorků se užívá zařízení, které zaručuje souvislé proudění vzduchu. Principem je tedy vzduchový přetlak a mokré síto, přičemž metoda využívá flotace vzduchem a následné hustotní separace použitím roztoku chloridu sodného. Metodu využil Zhou a kol. (2018), který v oblastech výzkumu odebral vzorek vrchní vrstvy profilu do hloubky 2 cm pomocí čisté nerezové lopatky.

Takto mokrý vzorek sedimentu byl poté důkladně promíchán, aby byla zajištěna jeho homogenizace (Zhou a kol., 2018).

4.1.5 Separace mikroplastů z tkání živočichů

Aby bylo možné zkoumat výskyt mikroplastů v tělech živých organismů, musela se pro to vyvinout metoda. Nejvíce se osvědčilo použití jedné a více kyselin a to konkrétně kyseliny dusičné (HNO_3) a kyseliny chloristé (HClO_4). Jako modelový druh byla vybrána Slávka jedlá (*Mytilus edulis*), což je jedlý mořský mlž, který přijímá potravu filtrací vody a je tak ideálním adeptem pro vývoj metody extrakce mikroplastů z tkání organismů. Mlži byli nejdříve drženi po dobu 24 hodin ve filtrované umělé mořské vodě, kde tento pobyt umožnil vyčištění jejich střev od přítomných nežádoucích částic, jako jsou zrna písku, které by mohli bránit při pozdější vizuální kontrole přítomnosti mikroplastů. Tělní vzorky dále podléhají destrukčnímu působení kyselin přes noc v pokojové teplotě. Proces pokračuje dvouhodinovým provařením vzorků a následným propláchnutím deionizovanou vodou. Proces se opakuje, dokud není tkáň organismu dostatečně rozložena. Když se tak stane, vzorek je přefiltrován a získané částice jsou vysušeny. Extrakt podléhá optické analýze, při které se používá mikroskopu (Claessens a kol., 2013; Vandermeersch a kol., 2015)

4.2 Metody identifikace a kvantifikace

Jelikož je kvantifikace a identifikace obtížný proces v posuzování vzorků životního prostředí, je tedy potřeba kombinovat metod více a dosáhnout tak přesnějších výsledků měření (Li, Liu a Chen, 2018). Zvolení vhodné metody pro identifikaci extrahovaných částic je také velmi zásadním faktorem pro dosažení přesných výsledků (Hidalgo – Ruz a kol., 2012; Dekiff a kol., 2014). Pokud se identifikace týká pouze větších plastových částic, je možná pouhá optická identifikace (Morét – Ferguson a kol., 2010), avšak pro menší mikročástice by vždy měly být použity mikroskopové metody (Doyle a kol., 2011). V nynější době se kromě optické identifikace užívá pro kvalifikační a kvantifikační rozbor mikroplastických částic také náročnějších metod jako jsou Ramanova spektroskopie, pyrolýza s plynovou

chromatografií a infračervenou spektroskopií s Fourierovou transformací (Löder a Gunnar, 2015).

4.1.1 Optická identifikace

Jedná se o výchozí metodu v identifikaci mikroplastů, kde se využívá mikroskopu, kterým vzorek pozorujeme a pinzeta, kterou se částice odebírají. Vizuální separace potenciálních mikroplastů za účelem oddělení ostatních organických či neorganických materiálů ze vzorků podléhajících analýze je dle Hidalgo – Ruz a kol. (2012) nezbytnou podmínkou pro identifikaci mikroplastů. Pokud jsou cílem výzkumu pouze větší plastové částice, je možné použít pouze metody optické identifikace (Morét – Ferguson a kol., 2010). Hidalgo – Ruz a kol. (2012) upozorňují na velmi vysokou pravděpodobnost chybné identifikace, pokud je optická identifikace použita na částice <500 μm, takové exempláře by měly podléhat mnohem přesnějším metodám, jako jsou například FTIR nebo Ramanova spektroskopie. Navrhují proto stanovení limitu plastických částic na 1 mm pro optickou identifikaci. Norén (2007) navrhuje řadu standardizovaných kritérií, která by měla snížit chybnou identifikaci. Slouží pro vyloučení vzorků, které nelze opticky identifikovat.

- V plastových částech či vláknech by neměly být viděny žádné struktury organického původu.
- Vlákna by měla být po celé délce stejně široká a měla by mít trojrozměrné ohyby, aby se vyloučil biologický původ.
- Částice by měly být průhledné nebo jednobarevné.
- Průhledné či bílé částice musí být zkontrolovány pomocí fluorescenčním mikroskopem pro vyloučení biologického původu.

Tato metoda je velmi jednoduchá, rychlá a zároveň levná, avšak nespolehlivá. Kvalitu výsledků ovlivňuje několik faktorů a to:

- Osoba počítající částice
- Kvalita a zvětšení mikroskopu
- Složení vzorku podléhajícímu identifikaci

(Li, Liu a Chen, 2018)

4.1.2 Ramanova spektroskopie

Velmi spolehlivá metoda, Ramanova spektroskopie, užívaná k identifikaci mikroplastických částic z různých vzorků, která implementuje rozptyl laserového paprsku o daných vlnových délkách (Murray a Cowie, 2011; Imhof a kol., 2012, 2013; Cole a kol., 2013; Van Cauwenberghe a kol., 2013). Při analýze Ramanovou spektroskopií podléhá vzorek ozáření monografickým laserovým zdrojem, kde se laserová vlnová délka pohybuje mezi 500 a 800 nm. Sleduje se vzájemné působení mezi laserovým světlem a molekulami a atomy vzorku (rotační, vibrační a další nízkofrekvenční interakce). Taková interakce poukazuje na rozdílné frekvence zpětně rozptýleného světla a ozařovací frekvencí laseru. Rozdílu se říká Ramanův posun, můžeme jej měřit a určovat tak Ramanova spektra, která jsou pro látky specifická. Jelikož mají plastové polymery specifická Ramanova spektra, je možné tuto metodu použít k identifikaci polymerních plastových částic (Cole a kol., 2013).

4.1.3 Infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací - FTIR

Infračervená (IR) spektroskopie nebo Fourierova transformační infračervená (FTIR) spektroskopie poskytuje možnost, podobně jako Ramanova spektroskopie, spolehlivé identifikace plastových polymerů díky jejich charakteristickému IR spektru. Metody FTIR, Ramanova spektroskopie a IR se navzájem doplňují. Absenci molekulárních vibrací vzorků pod Ramanovou spektroskopií odhalí IR a naopak (Frias a kol., 2010; Harrison a kol., 2012; Ng a Obbard, 2006; Reddy a kol., 2006; Thompson a kol., 2004; Vianello a kol. 2013). Analýza IR či FTIR může být ovlivněna aditivou plastových polymerů, přesto jsou společně s Ramanovou spektroskopií považovány za nejpresnější metodu při identifikování vlastností mikroplastů. Jejich výhodou je, že na exemplář nepůsobí destruktivně, jsou ovšem velmi nákladné (Qiu a kol., 2016; Zhang a kol., 2018).

4.2.4 Pyr – GC – MS

Pyrolýza – plynová chromatografie (GC – gas chromatography) – hmotnostní spektrometrie (MS – mass spectrometry) patří stejně jako metoda FTIR mezi ty přesnější, co se týče identifikace mikroplastů ve vzorcích odebraných z životního

prostředí. Oproti FTIR je ale Pyr – GC – MS metodou destruktivní, což vylučuje analyzovat vzorek víckrát než jednou. Pro Pyr – GC – MS je tedy třeba si vzorků připravit více (Rocha – Santos a Duarte, 2015). Pro rozbor využívá pyrolýzy, což je tepelný rozklad vzorku, který probíhá za vysokých teplot (nad 600°C) v inertním prostředí (bez přítomnosti kyslíku). Díky technologii izotermických pecí a indukčního zahřívání je dosaženo teploty okolo 700°C cca za 10 sekund. Složky od vzorku jsou následně odděleny pomocí plynové chromatografie (GC). Poté jsou složky charakterizovány hmotnostní spektrometrií (MS). Díky této metodě lze identifikovat nejen typ plastového polymeru, ale také aditiva v něm obsažená. Celý proces je ovšem velmi nákladný, jelikož je k němu potřeba drahých zařízení. Celý proces může probíhat buď v jednom přístroji, nebo samostatně Pyr – GC – MS (Chandrasekaran a Sharma, 2019; Niaounakis, 2017; Silva a kol., 2018).

5 Mikroplasty ve vodník ekosystému

Množství informací a poznatků o hromadění a důsledcích plastů ve slaných vodách značně převažuje ty ve sladkovodních. Díky tomu, že jsou moře a oceány rozlehlejší než sladkovodní systémy, je v nich hustota znečištění mikroplasty menší. Díky tomu je jejich transport snazší a probíhá na mnohem větší vzdálenosti. Největší zásluhu na transportu plastových částic mají oceánské proudy. Přítomnost mikroplastů byla objevena i na vzdálených místech jako jsou ostrovy středního Atlantiku, Antarktické ostrovy, nebo hlubokomořské biotopy. Díky přírodním vlivům jako je UV záření, salinita, vlny, oceánské proudy apod. plasty degradují. Tito činitelé mají zásadní vliv na fragmentaci plastů. Abychom mohli odhadovat a předcházet tomuto globálnímu problému, je třeba tyto faktory poznat a pracovat s nimi. Různé modelové prognózy představují, jaký mají tyto činitelé vliv na transport a fragmentaci plastů. Existuje spousta druhů plastů s rozlišnými vlastnostmi, jako je například hustota materiálu. Jelikož mají nižší, totožnou nebo vyšší hustotu než voda, mohou se pohybovat v celém vodním sloupci. Ty s hustotou nižší plují na povrchu, ty s vyšší mají tendenci sedimentovat a ty s totožnou hustotou se „vznášejí“ (Wang a kol., 2016; Eerkes – Medrano, 2015). Existuje již řada studií o výskytu mikroplastů ve sladkovodních systémech. Co mají výsledky studií sladkovodních a slaných vodních systémů společné, jsou zdroje znečištění. Tím jsme my – domácnosti a také průmysl.

Zdroje z domácností jsou například mikroplasty z kosmetických a čisticích prostředků a prádlo, u kterého může znečištění čítat až 100 částí na litr. Znečištění bylo potvrzeno ve vzorcích z téměř celého světa. Míra znečištění závisí na okolnostech, jako je vzdálenost průmyslových oblastí a měst od vodních systémů. Dalším významným faktorem je hustota obyvatelstva. Ve sladkovodních systémech transport znečištění ovlivňuje rychlost proudu řek, výška vodního sloupce, bouřky a záplavy, nebo topografie dna (Storck, 2015).

5.1 Mikroplasty v mořích a oceánech

Za nejčtenější odpadní materiál v mořském a oceánském prostředí jsou považovány plastové polymery (Barnes a kol., 2009; Moore, 2008; Ryan a kol., 2009). Tento polutant dominuje v rozšíření po mořských ekosystémech hlavně díky tomu, protože se přepravuje snadněji než jiné hustší materiály jako je sklo či kov a také odolávají degradaci lépe než materiály méně husté, jako je papír. Většina plastových polymerů má hustotu menší než voda a to jim dává schopnost plout na hladině, což je největší problém z hlediska globálního znečištění. Plovoucí plastový odpad se může dostat na místa daleko od zdrojových oblastí a to i na ty nejdlejší ostrovy (Barnes, 2002).

Plasty v mořských ekosystémech mají dva hlavní zdroje znečištění. Prvním zdrojem je odpad vyhozený z lodí plovoucích po mořích a druhý je pevninský zdroj, jako jsou ústí řek, systémy odpadních vod nebo větrem transportovaný odpad ponechaný na plážích převážně turisty (Coe a Rogers, 1997).

Zdrojem tohoto polutantu mohou být plastové části, které již jsou v takovéto velikosti vyráběny, tzv. primární mikroplasty. Dalším původcem jsou částice, které vznikají rozkladem makromolekulárních látek na nízkomolekulární, tedy degradací plastů větších rozměrů – sekundární mikroplasty. Jejich vstup do životního prostředí probíhá přímo či nepřímo. Za přímý zdroj můžeme považovat průmysl, který se uskutečňuje přímo na moři, námořní doprava nebo lov ryb ať komerční či rekreační. Opomenout však nesmíme ani turismus, kde je největším problémem znečišťování pláží. Tyto činnosti mohou mít za následek znečištění moří a oceánů makroplasty a sekundárními mikroplasty. Nejrozšířenějším plastovým výrobkem, který můžeme ve vodách naléznout, je právě vybavení pro rybolov. Tyto výrobky jsou největším

ohrožením pro živočichy zde žijící a to tím, že se do ztracených sítí či vlasců mohou zamotat a je jim tak znemožněn pohyb (Andrady, 2011).

Abychom mohli monitorovat plastový odpad, je třeba pochopit propojení mezi cestami, které odpad absolvuje. Důležité je také sledovat, jak se po mořích pohybuje člověk, protože obvykle se s cestami po mořích zvyšuje i jejich znečištění (Pichel a kol., 2007). Rees a Pond (1995) stanovili tři oblasti v trendu sledování plastového odpadu v mořích a to:

- 1) Průzkum pláží
- 2) Průzkumy na moři
- 3) Průzkum mořského dna

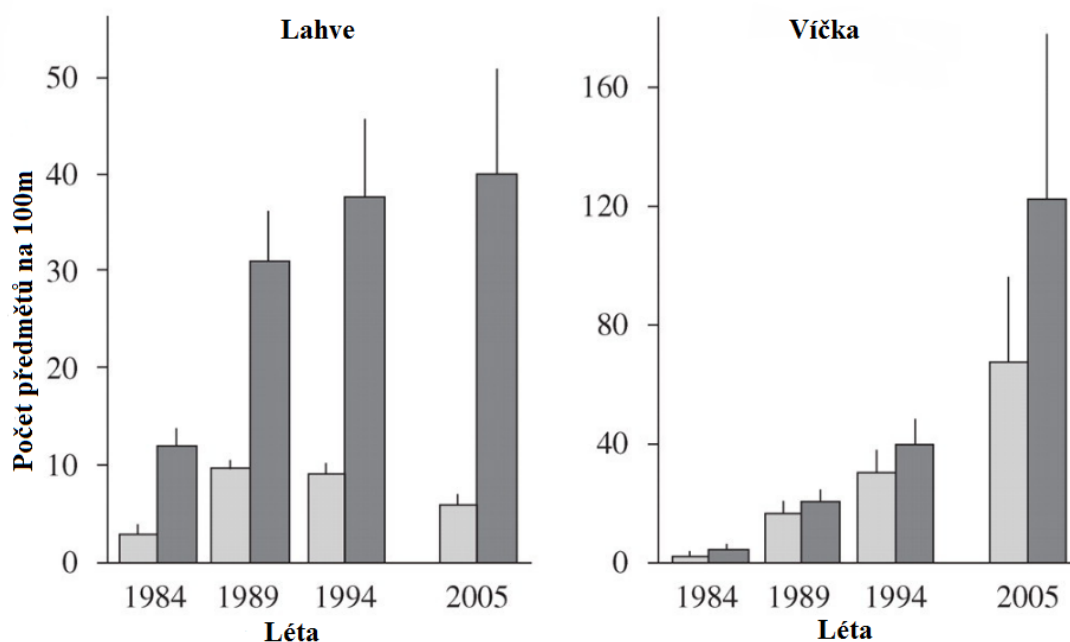
1) Průzkum pláží

Většina znalostí o kvantitě a distribuci znečištění mořského prostředí plastovým odpadem pochází právě z průzkumů pláží. Počáteční studie z tohoto prostředí byly sumarizací výskytu, distribuce a složení odpadu na různých místech. Výstupem z více než sta studií je, že dominantním znečišťujícím prvkem je plast. Jeho kvantita je vyšší u obydlených oblastí a na místech, která se nacházejí blízko velkých měst. Znečištění tedy roste s návštěvníky těchto míst. Porovnávání výsledků těchto výzkumů je ovšem velmi obtížné, jelikož na jejich provedení bylo použito rozdílných metod vzorkování a identifikace. Některé průzkumy se zaměřovaly na počty znečišťujících jednotek, některé na jejich váhu a některé na oba dva případy (Ryan a kol., 2009).

Zadržování plastového odpadu na plážích závisí na několika faktorech. Velký vliv má celková struktura pláží jako například sklon, složení podloží a velikost zrn písku, aktuální povětrnostní podmínky a místní proudy. Dále jej ovlivňuje dynamika způsobená vlnami, které mohou odpad pohřbívat a také jak moc je oblast turisticky oblíbená. Stálá přítomnost plastového plážového odpadu poukazuje na rovnováhu mezi pokusy o odstraňování a vstupy znečišťování (Ryan a kol., 2009).

Prostředí pláží je, co se týče výzkumu v oblasti znečištění plastovým odpadem, hojně užívaným prostředím pro vedení výzkumů. Pozorování měnící se míry znečištění v tomto prostředí je důležitým faktorem k získávání důležitých informací, které lze použít jako vzdělávací nástroj (Storrier a McGlashan, 2006). Například dlouhodobé pozorování (započaté roku 1984) 50 jihoafrických pláží, které byly

zpočátku klasifikovány jako pláže s nízkým lidským vlivem (Ryan a Moloney, 1990). Postupem času se mnoho z nich stalo součástí turistických letovisek. Souběžně s nárůstem návštěvnosti těchto oblastí vzrostlo i znečištění plastovým odpadem. Větší část z nich měla pravidelné čistící programy, které pomohly k monitoringu vývoje znečištění. Díky těmto programům se znečištění plastovými lahvemi ustálilo, avšak menší odpad jako víčka byl úklidovými týmy přehlížen (Ryan a kol., 2009).



Obr. 2 - Trendy v množství plastových lahví – vlevo a víček - vpravo (průměr) na jihoafrických plážích odebraných v letech 1984, 1989, 1994 a 2005. Světle šedé sloupce představují 36 pláží s pravidelnými formálními programy čištění měst a tmavé zbylých 14 pláží bez formálních úklidových programů. (Ryan a Moloney, nepublikované datum)

Pro správné pozorování a zaznamenávání rychlosti akumulace plastového odpadu na plážích je potřeba prvotní vyčištění pro odstranění veškerých kontaminujících faktorů, po kterém následují pravidelné průzkumy lokalit, které zaznamenávají a odstraňují všechny nově nabyté plastové části. Tyto průzkumy jsou klíčové pro monitorovací programy zavedené v USA a západní Evropě, které jsou popsány v tabulce (Morishige a kol., 2007).

	USMDMP	OSPAR
Druh pláže	písek / štěrk	písek / štěrk
Svah pláže	15 – 45°	-
Délka pláže (m)	>500	>1000
Délka zkoumané pláže (m)	500	100 (všechny předměty)
		1000 (předměty >0,5m napříč)
Četnost vzorkování (dny)	28 ± 3	90 (přibližně)
Typ zaznamenaného odpadu	31 indikačních položek	Suť (111 kategorií)
Ostatní kritéria	Absence pravidelného čištění	Vzdálenost od zdrojů znečištění (řek)
	Bez dopadu na ohrožené druhy	Vizuální pozorování

Tab. 1 - Porovnání pozorovacích programů pro monitoring akumulace odpadu v USA (USMDMP) a v Evropě (OSPAR). (Sheavly, 2007; Komise OSPAR, 2007a)

2) Průzkumy na moři

Průzkumy mořských prostředí jsou komplikované a to především díky dynamice mořských proudů unášejících plastový odpad a také jsou velmi nákladné, ať už jde o logistiku či samotné odběry, které musí být intenzivní pro zaznamenání drobných změn. Většina průzkumů se zaměřuje spíše na to, jaký má plastový odpad dopad na živé organismy žijící v mořích, než na jejich akumulaci v tomto prostředí. Zjištěné změny v množství plastového odpadu odrážejí rovnováhu mezi vstupy a výstupy tohoto polutantu do mořského prostředí (Ryan a kol., 2009).

Plastové částice lze ve vodním sloupci sbírat díky vlečným sítím a to ve všech úrovních. Pro odběr vzorků povrchové vody se užívá vlečných sítí „manta“ pro odběr střední úrovně moře vlečných sítí „bongo“ a pro vzorky z mořského dna bentických vlečných sítí. Přítomnost plastových částí ve vzorcích lze posuzovat pomocí mikroskopu (Browne a kol., 2010; Ryan a kol., 2009; Thompson a kol., 2004).

Většina studií zaměřených na přítomnost plastových částí se zaměřuje na odpad plovoucí na hladině moří, ale je důležité odebírat vzorky i ze středních a spodních částí vodního sloupce. Vzorky z tohoto prostředí lze odebírat pomocí vlečných sítí bongo, které mají velikost ok v síti 0,33 mm (Lattin a kol., 2004). Toto prostředí bylo zatím jen málo zkoumáno, ale data z průzkumu východního Severního Pacifiku odhalují, že v hloubce 10 – 30 m pod povrchem vody je znečištění v průměru o dva řády menší, než na povrchu. Doporučuje se, aby všechny vlečné systémy byly opatřeny průtokoměrem pro vyhodnocení objemu odebrané vody (Thompson a kol., 2004).

Převážně mají používané sítě velikost ok 330 μm , ale je důležité si uvědomit, že pokud je použito sítí s různými otvory, může být odběr velmi ovlivněn. Například organizace KIMO Sweden naměřila přítomnost mikroplastů při velikosti ok 80 μm 100 000 krát větší než při použití sítí o velikosti ok 450 μm (Lozano a Mouat, 2009). Naproti tomu nadace Algalita Marine Research Foundation při průzkumu v centrálním víru v Severním Pacifiku, provedeném v roce 1999, ze vzorku sebraným sítí o velikosti ok 1 mm identifikovala přítomnost 9 470 fragmentů plastu, při použití ok 0,5 mm 4 646 kusů a při velikosti ok 0,3 mm pouhých 2 266 mikroplastických částic (Moore, 2008). Pro stanovení hojnosti mikroplastů velmi napomáhají dlouhodobá data z kontinuálních planktonových zapisovačů (CPR), která poskytují obraz četnosti hlavně z otevřeného oceánu. Tyto jednotky jsou specializované k neustálému

vzorkování planktonu, kde je použita velikost ok 280 μm a jsou vláčený za plavidly v pevných trasách (Thompson a kol., 2004). Archivované vzorky nadací Sir Alastair Hardy pro oceánskou vědu (SAHFOS) jsou velmi hodnotné v posledních 50 letech a napomohly k posouzení přítomnosti mikroplastických částic v severním Atlantiku. Vzhledem k důležitosti vedení údajů o přítomnosti a hojnosti mikroplastik v mořích SAHFOS zahrnuje do budoucích získaných údajů z CPR také mikroplasty (Richardson a kol., 2006; Thompson a kol., 2004).

3) Průzkum mořského dna

Vzorky v tomto prostředí jsou odebírány buďto potápěči, ponorkami, vozidly na dálkové ovládání či vlečnými sítěmi. Způsob odběru záleží na dostupnosti mořského dna. Bohužel kvůli vysokým nákladům na provedení není k dispozici velké množství dat o plastových sedimentech v bentickém prostředí. Množství znečišťujících prvků je vyšší, pokud v oblasti vede lodní doprava. V některých oblastech natolik znepokojivé, že byly zahájeny iniciativy na čištění dna za pomoci vlečných sítí (komise OSPAR, 2007b) i přes obavy z ekologických dopadů rybolovu vlečnými sítěmi. Většina studií se zaměřila na nahromaděné stálé zásoby, ale Boland a Donohue (2003) a Dameron a kol. (2007) provedli výzkum zaměřený na akumulaci plastového odpadu na vyčištěných mělkých útesech na Havaji a získali tak věčná data (Ryan a kol., 2009).

5.2 Mikroplasty ve sladkovodních systémech

Většina výzkumů na výskyt mikroplastik ve vodním prostředí byla prozatím zaměřena zejména na mořské vody. Zatímco méně než 4% studií souvisí na průzkum spojený se sladkovodními systémy (Lambert a Wagner, 2017). I přes omezená data ze sladkovodních systémů výsledky poukazují na hojnost mikroplastů srovnatelnou s výsledky z mořského prostředí (Peng a kol., 2017). Průměrné hodnoty množství mikroplastů ve sladkovodních systémech se zásadně liší a to od vzorků s téměř žádným výskytem až po několik milionů částic na metr krychlový. Na rozdíly těchto výsledků mají zásadní vliv faktory, jako jsou místa odběrů vzorků, lidské činnosti, neodmyslitelné přírodní podmínky a také způsoby odběrů vzorků (Eerkes – Medrano a kol., 2015).

5.2.1 Původ mikroplastů ve sladkovodních systémech

Mikroplasty vstupují do sladkovodních systémů z různých zdrojů a různými cestami. Poněvadž v odlišných regionech světa postupy v nakládání s odpady nejsou shodné, může mít tento faktor v různých částech světa rozdílnou váhu. Stejně tak se primární mikroplasty používané v kosmetice budou spíše vyskytovat v bohatších oblastech světa (Lambert a kol., 2014). Mikroplastické částice mají několik potenciálních cest, kterými vstupují do vodních systémů a to například průchodem skrz čistírny odpadních vod ať už to jsou exfoliační peelingové částice či vlákna, která se oddělují od textilu při praní (Lambert a Wagner, 2017). Jelikož standardní čištění odpadních vod nedokáže zcela mikroplasty odstranit, vstupují tak tyto polutanty do životního prostředí nepřímo (Cole a kol., 2011). Významným zdrojem jsou také sekundární mikroplasty, které vstupují do sladkovodních systémů jako větší plastové předměty, které se časem a vlivem prostředí rozpadají na menší mikroplastické části. Mezi takové předměty můžeme zařadit obalové materiály, které jsou lehké a snadno se přepravují za pomoci větru, odhozené pneumatiky, vlákna z uměle vyrobených tkanin či oloupaná barva značení vozovek (Horton a kol., 2017). Dalším možným nepřímým vstupem je nepříznivé počasí jako bouře či záplavy, které značně podporují transport znečištění (Cole a kol., 2011).

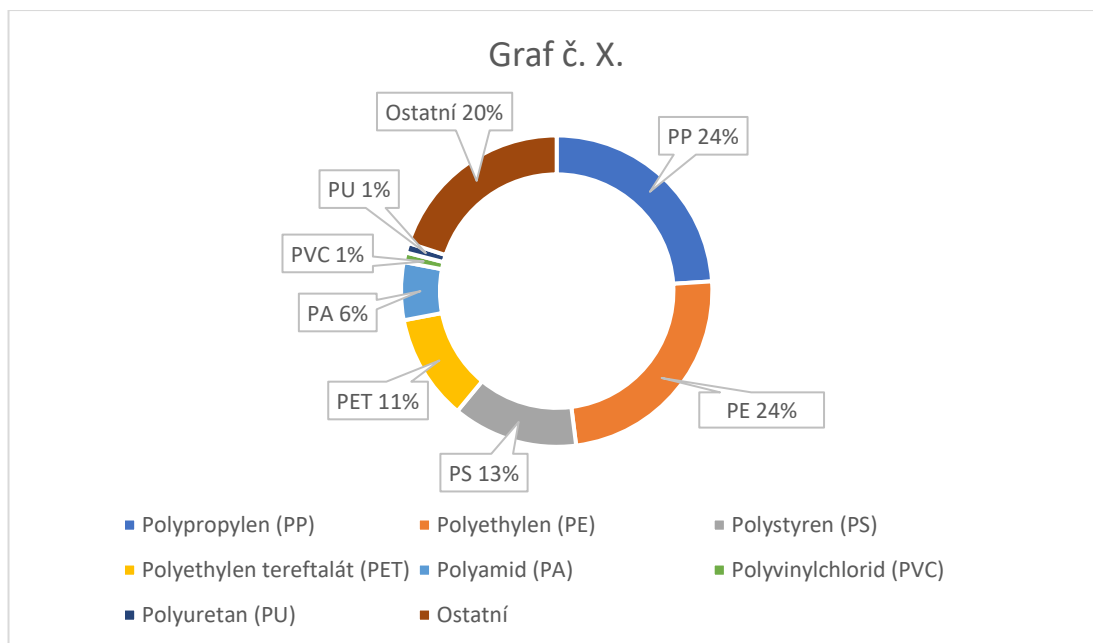
5.2.2 Koncentrace mikroplastů ve sladkovodních systémech

Studie sladkovodních systémů prokázaly všudypřítomný výskyt mikroplastických částic stejně tak jako je tomu v mořském prostředí. Odběr vzorků z povrchových vod řeky Rýn (Německo) odhalil koncentraci průměrně 892 777 mikroplastických částic na km² a maximální hodnoty dosáhly koncentrace 3,9 milionu částic na km² (Mani a kol., 2015). Průzkum odebraných vzorků ze sedimentů říčních pobřeží udává počet částic od 228 do 3 763 a 786 až 1368 částic na jeden kilogram suchého vzorku podél německých řek Rýn a Mohan (Klein a kol., 2015). Vysoké koncentrace mikroplastického znečištění byli zjištěny také na přehradě Tři soutěsky v Číně a to 192 až 13 617 částic na km². Mezi hlavní důvody vysokého znečištění v tomto regionu má vliv nedostatečné zařízení na čištění odpadních vod menších měst stejně tak jako problémy spojené s infrastrukturou při řešení recyklace a likvidace odpadu (Zhang a kol., 2015).

5.2.3 Kvalita mikroplastů ve sladkovodních systémech

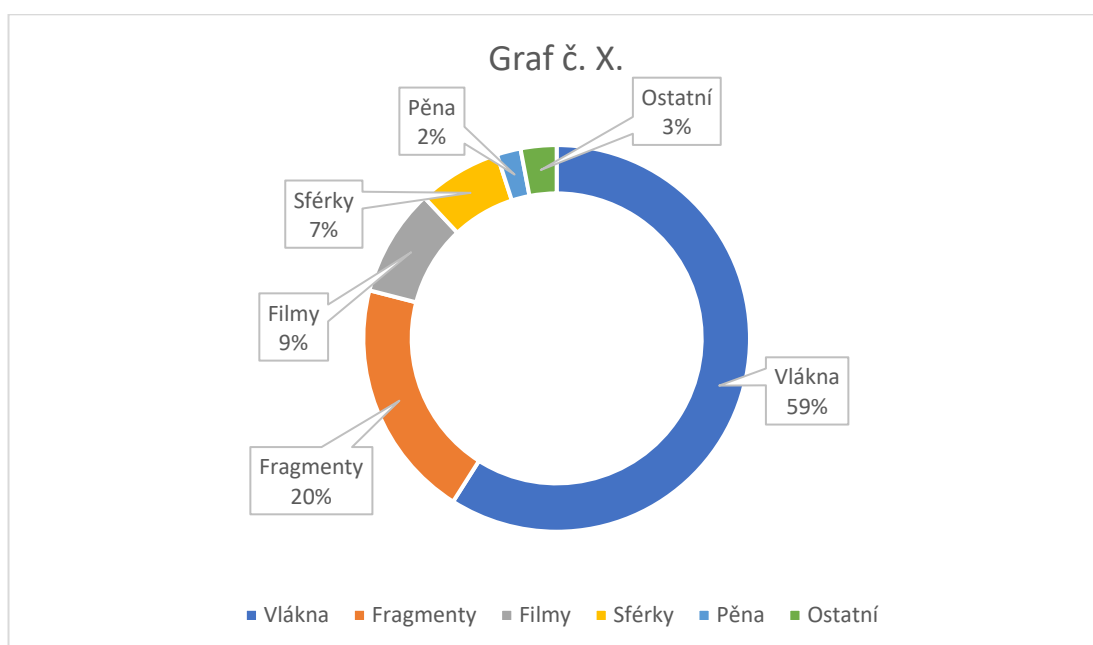
Řada výzkumů vedená na výskyt mikroplastů ve sladkovodních ekosystémech zahrnuje kromě informací o kvantitě také fakta o kvalitě, v jaké jsou ve sladkých vodách přítomné. Nejvíce takových výstupů, které jsou k nalezení v databázi Web of Science, pochází ze Severní Ameriky, Západní Evropy a Číny. K nalezení jsou ale také fakta nasbíraná v Jižní Americe v zemích jako Brazílie či na Kostarice. Výstupy z těchto výzkumů jsou znázorněny v grafech 1 a 2, kde graf 1 znázorňuje zastoupení identifikovaného materiálu a graf 2 tvary mikroplastických částí obsažených ve zkoumaných vzorcích. Procenta vyobrazená v grafech byla vypočtena jako průměr procentuálního zastoupení mikroplastů z nalezených výzkumů na Web of Science.

Jak graf 1 ukazuje, hlavními zástupci znečištění jsou mikroplastické části polypropylenu (PP) a polyethylenu (PE), které tvoří 48% zastoupení, což naznačuje jejich největší produkci a také využití a je třeba se na ně zaměřit. Třetím nejrozšířenějším zástupcem je polystyren (PS) se 13% a čtvrtým nejrozšířenějším zástupcem je polyethylen tereftalát (PET) s 11%. Dohromady PP, PE, PS a PET tvoří 72% obsahu odebraných vzorků a to nejen ve zprůměrované hodnotě, ale také v jednotlivých výzkumech, kde se hodnoty opakovaly.



Graf 1 – Složení materiálů mikroplastů ve vzorcích sladkovodních systémů (Chaoran a kol., 2020)

Tvary mikroplastických částic jsou důležitým faktorem pro určení původu tohoto znečištění a také pro předcházení vzniku. Dle výsledků výzkumů mají majoritní zastoupení mikroplastická vlákna a fragmenty plastů. Vlákna zaujímají zastoupení 59% ze všech nalezených tvarů, pravděpodobně pocházejí z vody, která prošla procesem praní prádla, kde se vlákna uvolňují. Bohužel běžné čištění odpadních vod nedokáže tato mikrovlákna odstranit. Druhým nejrozšířenějším zástupcem nalezeným ve vzorcích jsou fragmenty plastů, jejichž obsah dosahuje 20% ve vzorcích. Další nalezené tvary jako jsou sfěrky, filmy a pěny se vyskytovaly v četnosti do 10% z celkového počtu mikroplastických částí.



Graf 2 – Složení tvarů mikroplastů ve vzorcích sladkovodních systémů (Chaoran a kol., 2020)

5.2.4 Stárnutí mikroplastů a biofilm

Přes všechny výzkumy na objem a složení mikroplastických částí znečišťujících vodní prostředí, jen málo experimentů bylo zaměřeno na biodegradaci polymerů v říčních a jezerních sladkovodních systémech, avšak existují studie, nejméně tři, které experimentálně charakterizovaly strukturu, složení či aktivity plastových biofilmů ve sladkovodních systémech (Hoellein a kol., 2014; McCormick a kol., 2014; Lagarde a kol., 2016).

Základní procesy, které se podílejí na tvorbě biofilmu, jsou zavedeny dobře, počínaje připojením, následným zráním a případným oddělením buněk (O'Toole a kol., 2000). Existují ovšem také další faktory, popsané v tabulce 2, které ovlivňují tvorbu, složení a aktivitu biofilmů na plastech. Mikroplasty jsou environmentálními mikroorganismy kolonizovány velkou rychlostí, do několika hodin. Mezi sladkovodními a mořskými vodními ekosystémy bude mnoho podobných faktorů, které mohou ovlivnit rozvoj komunit plastisfér. Shodný je například výzkum tvorby biofilmu na odlišných umělých substrátech a jsou známá fakta o důležitosti povrchových vlastností jako je drsnost či hydrofobicita během rané fáze kolonizace mikroplastů (Oberbeckmann a kol., 2015).

Chemie a struktura povrchu	Typ polymeru Adsorbované a uvolňující se chemikálie Věk / zvětrávání Velikost částic
Biologické interakce	Prvotní kolonizátoři Další fáze kolonizátorů Konkurence Parazitování
Podmínky okolního prostředí (včetně sezónních výkyvů)	Teplota Přístup kyslíku Výživa Světlo Salinita Tlak Přítomnost dalších polutantů
Pohyb a transport mezi stanovišti	Vztlak

	Flokace Spirálování částic Záplavy Proudy
Biogeografie	Geografická lokace

Tab 2 – Faktory ovlivňující tvorbu, složení a aktivitu biofilmu na plastech. Tučně vyznačené jsou faktory, které se liší u sladkovodních a mořských ekosystémů (Harrison a kol., 2017).

Vlivem ultrafialového záření či vlnám může u plastových částí dojít k narušení jejich povrchů či struktury a také ke snížení molekulové hmotnosti a oxidaci povrchu, což může značně ulehčit tvorbu biofilmu (Brandon a kol., 2016). Plastové kolonizační mikroorganismy také značně ovlivňují povrchové vlastnosti a vztlak polymerů (Oberbeckmann a kol., 2015).

Jelikož je pravděpodobné, že většina mikroplastik je do mořských ekosystémů transportována skrz sladkovodní systémy, jako jsou čističky odpadních vod, řeky a potoky, lze předpokládat, že faktory přispívající k počáteční kolonizaci jsou zvláště důležité u sladkých vod. Dopady na stárnutí částic mohou být značně výraznější v mořských ekosystémech, protože jejich doba zdržení bývá delší, než v ekosystémech sladkovodních (Gewert a kol., 2015). Nicméně mikroplasty mohou být zadržovány desítky let v jezerech, kde jsou vystavovány ultrafialovému záření (Eerkes – Medrano a kol., 2015).

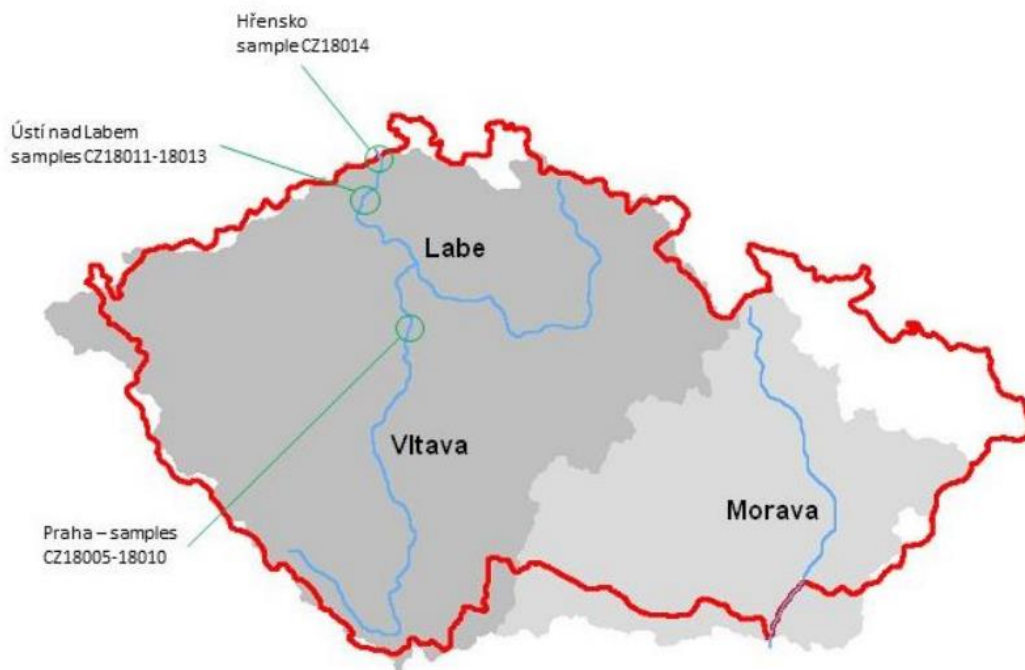
Podmínky okolního prostředí jako je teplota, salinita, tlak a dostupnost světla a kyslíku pravděpodobně ovlivňují tvorbu biofilmů souvisejících s plasty. Tyto podmínky se však liší u sladkovodních a slaných vodních systémů. Například v hlubokých vodách, kde jsou nízké teploty, pod 5°C, absence světla a vysoký tlak bude omezenější výskyt environmentálních mikroorganismů kolonizujících plasty než u teplejších mělkých stanovišť s vysokým tokem živin z okolního prostředí (Battin a kol., 2016).

5.2.5 Výskyt mikroplastů v českých řekách

V České republice byl v září roku 2018 proveden organizací Greenpeace odběr vzorků povrchových vod řek s cílem identifikace výskytu mikroplastů v českých řekách. Konkrétně se jednalo o řeky Labe a Vltava. Odběr vzorků probíhal na šesti lokacích v Praze na řece Vltava a také na řece Labe ve čtyřech lokacích, z toho tři lokace v Ústí nad Labem a jedna v Hřensku. Přibližné umístění lokací na mapě odhaluje obrázek 3. Vždy byl odebrán litr vzorků, tudíž zkoumáno bylo celkem deset litrů vody, v nichž bylo dohromady identifikováno 37 kusů mikroplastických částic. Největší koncentrace byla odhalena ve vzorcích u výpustě čistírny odpadních vod v Ústí nad Labem – Neštěmicích a to 18 mikroplastických fragmentů na litr vody. Oproti tomu 300 m pod výpustí čistírny odpadních vod na Vltavě v Praze nebyla nalezena jediná částice. Analýza vzorků probíhala v laboratořích Greenpeace na univerzitě Exeter ve Velké Británii a k identifikaci posloužila metoda infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací. (Greenpeace, © 2020)

Kód vzorku	Datum odběru	Lokace	Počet detekovaných syntetických kusů
CZ18005	5.9.2018	Vltava - Smíchovský přístav	2 vlákna
CZ18006	5.9.2018	Vltava - ústí Botiče	2 vlákna, 1 fragment
CZ18007	5.9.2018	Vltava - ústí Rokytky	2 vlákna, 2 fragmenty
CZ18008	5.9.2018	Vltava, 100 m nad výpustí ČOV	4 vlákna
CZ18009	5.9.2018	Vltava, u výpustě ČOV	1 vlákno
CZ18010	5.9.2018	Vltava, 300 m pod výpustí ČOV	n/a
CZ18011	6.9.2018	Labe, 100 m nad ČOV Ústí n/L - Neštěmice	1 fragment
CZ18012	6.9.2018	Labe, u ČOV Ústí n/L - Neštěmice	10 vláken, 8 fragmentů
CZ18013	6.9.2018	Labe, 300 m pod výpustí ČOV Ústí n/L - Neštěmice	1 vlákno, 1 fragment
CZ18014	6.9.2018	Hřensko, hranice s Německem	1 vlákno, 1 fragment

Tab 3 – Podrobnosti o odběrech vzorků a nálezích ve vzorcích z českých řek (Greenpeace, © 2020)



Obr 3 – Přibližné zakreslení míst odběrů vzorků z povrchových vod českých řek na mapě ČR v září r. 2018 (Greenpeace, © 2020)

Před samotným odběrem vzorků byly všechny lahve určené k odběru a uchování vzorků důkladně vmyty, aby se předešlo následným zkresleným výsledkům. Stejně tak bylo vyčištěno veškeré použité sklo použité při manipulaci, filtraci a analýze vzorků. Odběr probíhal přímo z povrchu vody řek do předčištěných 1 litrových skleněných lahví. Po odebrání byly lahve ihned uzavřeny a přemístěny do chladných a tmavých podmínek, než bylo zajištěno jejich uskladnění v chladničce před transportem. Práce na vzorcích probíhala v předem vyčištěné komoře, kde bylo minimalizováno proudění vzduchu, aby nedošlo ke kontaminaci vzorků.

U devíti z deseti odebraných vzorků byla prokázána přítomnost mikroplastických vláken či fragmentů jak naznačuje tabulka 3. Výjimkou, kde nebyla prokázána přítomnost syntetických částic, byl vzorek CZ18010 odebraný na řece Vltavě 300 m pod výpustí ČOV v pražské Troji. Většina vzorků obsahovala jeden až čtyři syntetická vlákna nebo fragmenty na litr povrchové vody, z nichž cca polovina byla prokázána jako mikroplastické částice. Zjištěný průměrný obsah znečišťujících látek na litr vzorku činí 3,7 částice. Dle slov Jana Freidingera z hnutí Greenpeace není takový výsledek vůbec zanedbatelné číslo, když uvážíme, že průměrně Labem na česko –

německé hranici proteče až 308 000 litrů vody za sekundu. Matematický hrubý odhad tedy říká, že Českou republiku každou hodinu opouští necelých 1,4 milionu mikroplastických vláken a částic směřujících do Severního moře.

Identifikovaná vlákna měla v průměru mezi 15 a 35 μm a na délku od 350 do 4500 μm . Škála velikosti fragmentů se pohybovala přibližně od 40 x 40 μm až po 2500 x 2000 μm . Rozmanitost vláken a fragmentů, které ve vzorcích odhalila metoda FTIR, ukazuje tabulka 4 a graf 3. Díky FTIR bylo ve vzorcích odhaleno celkem 12 typů polymerů mikroplastických vláken či fragmentů a také nemnoho skleněných vláken, vlákna impregnovaná formaldehydovou pryskyřicí (pravděpodobně dřevotříska) a celkově 8 celulózových vláken se stejným průřezem. Nicméně 4 fragmenty a jeden průhledný film, které vykazovaly v jejich FTIR spektru vlastnosti běžných plastů (polyethylen, polypropylen a PVC), metoda FTIR nedokázala identifikovat pro nedostatečnou kvalitu spektra.

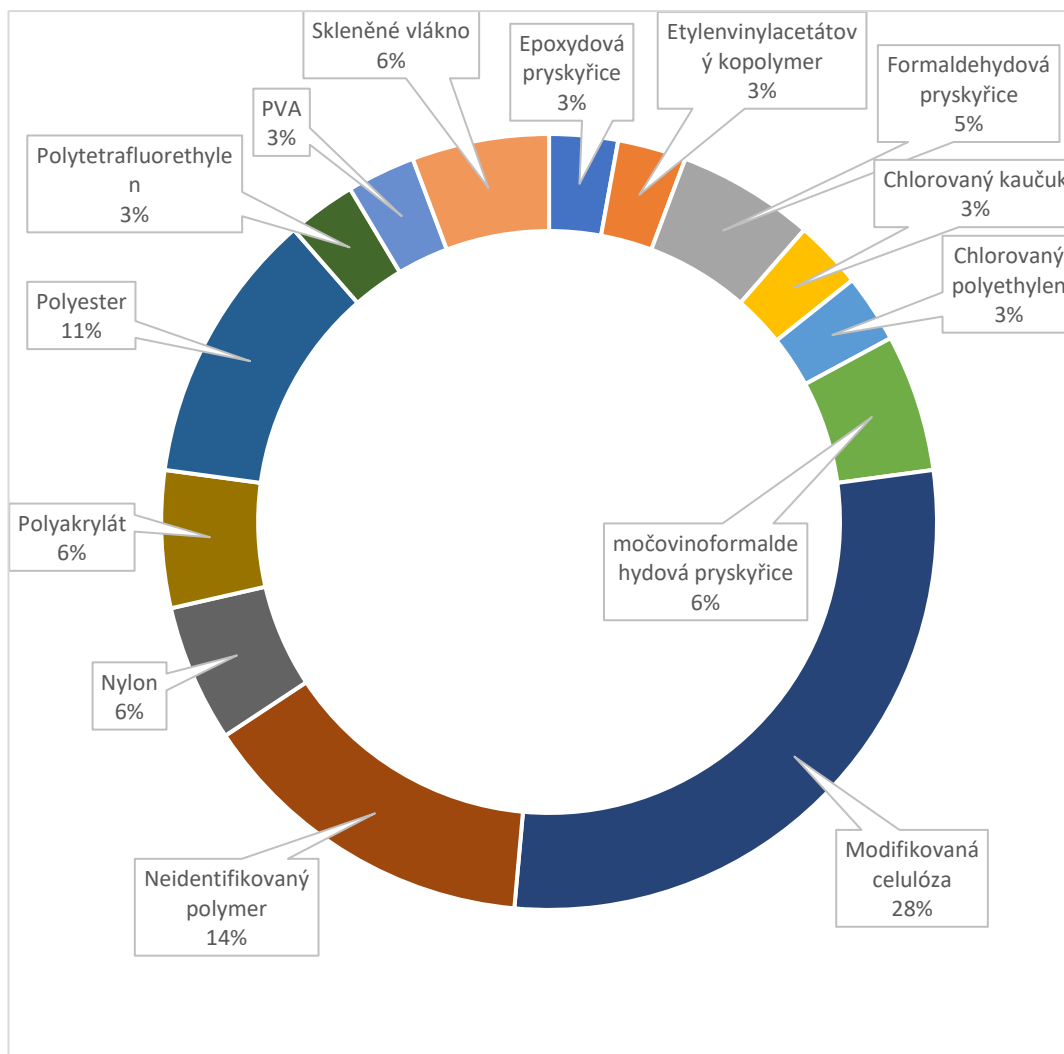
Nejvyšší koncentrace a rozmanitost znečištění bylo zjištěno ve vzorku odebrané povrchové vody na řece Labe u čističky odpadních vod Neštěmice po proudu od města Ústí nad Labem. Z 18 kusů mikro vláken a fragmentů jich bylo identifikováno 5 jako upravená celulózová vlákna, jedno skleněné vlákno a zbylých 12 jako mikroplastická vlákna či fragmenty. Z toho plyne, že čistírna odpadních vod Neštěmice se dá považovat za významný zdroj mikroplastů (alespoň v době odběru vzorků) na řece Labi. Jiné vědecké studie potvrzují, že značným přispěvatelem mikroplastů ve sladkovodních systémech jsou právě čistírny odpadních vod a tak výzkumníci z Greenpeace zařadili do seznamu míst odběrů dvě čistírny odpadních vod a to v Praze a Ústí nad Labem, ale také lokace pod i nad výpustěmi čistíren. Tuto domněnku potvrzuje vzorek s nejvyšším obsahem u výpustě čistírny v Ústí nad Labem.

Jednotlivé vzorky mezi sebou nevykazují žádný pevný vztah, pokud jde o místo odběru a obsahu kontaminantů ve vzorcích. Například vzorek z čistírny odpadních vod Neštěmice, který obsahoval 18 mikroskopických částic v porovnání podobného prostředí čistírny odpadních vod v Praze Troji, kde bylo identifikováno pouze jedno polyakrylátové vlákno, zatímco vzorek odebraný 100 m proti proudu řeky od tohoto místa obsahoval 4 mikročástice, z nichž dvě byli polyester. (Greenpeace, © 2020)

Kód vzorku	Konkrétní popis materiálu nalezených částic
CZ18005	1x černé polyakrylátové vlákno 1x černé modifikované celulózové vlákno
CZ18006	2x transparentní modifikovaná celulózová vlákna 1x transparentní fragment kopolymeru ethylenvinylacetátu
CZ18007	1x modré modifikované celulózové vlákno 1x transparentní vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí (pravděpodobně dřevotříska) 1x transparentní / bílý fragment polyvinylalkoholu 1x transparentní / bílý polynorbornenový kaučukový fragment
CZ18008	1x červené polyesterové vlákno 1x bílé polyesterové vlákno 1x transparentní modifikované celulózové vlákno 1x modré modifikované celulózové vlákno
CZ18009	1x černé polyakrylátové vlákno
CZ18010	n/a
CZ18011	1x černý chlorovaný polyethylenový fragment
CZ18012	1x transparentní vlákno impregnované formaldehydovou pryskyřicí (pravděpodobně dřevotříska) 1x transparentní polytetrafluorethylenové vlákno

	<p>1x modré nylonové vlákno</p> <p>1x transparentní nylonové vlákno</p> <p>1x transparentní modifikované celulózové vlákno</p> <p>2x modrá modifikovaná celulózová vlákna</p> <p>1x černé modifikované celulózové vlákno</p> <p>1x transparentní skleněné vlákno</p> <p>1x modré polyesterové vlákno</p> <p>2x červené fragmenty / částice (případně směs kopolymeru na bázi močoviny s formaldehydem)</p> <p>1x transparentní fragment / film (neidentifikovaný polymerní film)</p> <p>3x bílé fragmenty / částice (neidentifikovaný polymer / kopolymer)</p> <p>1x bílý fragment (pravděpodobně chlorovaný kaučuk)</p> <p>1x modrý epoxydový fragment</p>
CZ18013	<p>1x černé polyesterové vlákno</p> <p>1x bílý fragment (neidentifikovaný fluoropolymer)</p>
CZ18014	<p>1x transparentní skleněné vlákno</p> <p>1x bílý polypropylenový fragment</p>

Tab 4 – Popis nalezených materiálů ve vzorcích (Greenpeace, © 2020)



Graf 3 – Zastoupení materiálů ve vzorcích Greenpeace (Greenpeace, © 2020)

6. Mikroplasty v půdním ekosystému

Půdnímu ekosystému, co se týče výzkumu na téma znečištění mikroplasty, se věnuje mnohem méně pozornosti. Avšak odhad znečištění je až 23 násobně vyšší, než v oceánech (Geyer, 2017). Díky vedeným výzkumům bylo zjištěno, že plasty mají v půdním systému škodlivé účinky. A díky zamezení přístupu světla a kyslíku v půdě zde mohou mikroplasty přetrvávat déle, než ve vodním prostředí a tím pádem déle nepříznivě působit na půdní faunu a flóru a narušit tak jejich přirozený vývin. Plasty postupem času uvolňují do ekosystému toxické látky, aditiva, která zlepšují vlastnosti plastů. Těmito aditivy mohou být například ftaláty a bisfenol A. Větším problémem v půdním ekosystému jsou tzv. „nanoplasty“, které díky svým rozměrům dokáží projít skrze biomembrány, orgány a molekuly rostlin a živočichů (Machado a kol., 2017).

Do půdy mikroplasty vstupují vlivem zemědělství, kde se čistírenské kaly z čističek odpadních vod používají jako fertilizér. V Evropské unii se ročně spotřebuje čtyři až pět milionů tun čistírenského kalu právě k těmto účelům (Ciešlik a kol., 2015; Willén a kol., 2016).

7. Ekotoxicita mikroplastů

Ekotoxikologie je věda, která se zabývá dopadem toxických látek na biosféru. Tento vědní obor využívá poznatků vědních oborů, jako jsou toxikologie, ekologie, fyziologie, analytická chemie, matematika a molekulární biologie. Ekotoxikologie zkoumá hlavně účinky toxických látek na prvky životního prostředí rostlinného, živočišného a jejich populací. Základem experimentálního testování jsou soubory testů, které porovnávají dvě skupiny. Jedna skupina je vystavena působení kontaminantu, a jejich dopad je porovnáván se skupinou, kde je absence tohoto kontaminantu. Testování toxicity kontaminantu ovšem nemusí být pouze na žijících organismech. Matematické modely působení kontaminantů mohou dobře nastínit dopady těchto látek na organismy, avšak k hodnocení rizik toxicity pro lepší pochopení problému znázorní experimentální laboratorní pokusy. U některých látek byla již prokázána jejich toxicita a to například u monomeru bisfenol A (BPA), který může pronikat do buněk a narušovat endokrinní systém (Teuten a kol., 2009). Ekotoxikologie je zásadním prvkem při posuzování a informování o ekologickém riziku. Díky jejím výsledkům se dá změnit způsob výroby, používání a následné likvidaci chemikálií a látek, které využíváme každý den, například plasty. Jelikož je právě tato látka neodmyslitelnou součástí našich životů, je dobré znát všechny její dopady na životní prostředí (Takada, 2009).

7.1 Inherentní ekotoxicita mikroplastů

K výrobě plastů je užíváno značné množství chemických látek, jako jsou suroviny nebo přísady, které se přidávají ve výrobním procesu. Tyto látky mohou během výroby unikat do životního prostředí. Lidská populace je včetně živočichů ohrožena těmito látkami, ať už při požití plastových částí, jejich vyluhováním do potravin či při uvolňováním do atmosféry při pálení plastů. Různé testy prokázaly přítomnost

chemikálií, úzce spojených s plasty, v tělech lidí a také volně žijících živočichů jako jsou ptáci nebo různé mořské druhy. (<https://www.sciencelearn.org.nz>)

Aby byla zajištěna co nejvyšší možná schopnost plastů plnit primární funkci jejich výroby, používají se obvykle pro jejich výrobu chemické látky, které zlepšují vlastnosti plastů, známé jako aditiva. Tato aditiva zajišťují vlastnosti jako trvanlivost, pevnost a pružnost nebo zabarvení, jejichž rozdělení je popsáno ve schématu 1. Se zvýšenou trvanlivostí plastů se prodlužuje doba degradace plastů a také větší nebezpečí uvolnění chemických aditiv do životního prostředí (Browne a kol., 2007). Aditiva se uvolňují z plastů právě degradací nebo neúplnou polymerizací materiálu během výroby. Míru vyluhování chemických látek z plastů ovlivňuje řada faktorů. Závisí na vlastnostech polymerní matrice, užitých aditivech a také na okolním prostředí. Dalším faktorem je samotná degradace na menší části, kde se při každém oddělení odhalí další plocha, ze které se aditiva uvolňují do životního prostředí (Betts, 2008).

Ovlivňující zpracovatelské vlastnosti	Maziva
	Změkčovadla
	Antistatika
	Nadouvadla
	Plniva a spojovací prostředky
	Barviva a pigmenty
Ovlivňující životnost	Antioxidanty
	Tepelné stabilizátory
	Světelné stabilizátory
	Retardéry hoření

Schéma 1 – Rozdělení aditiv plastů. (Ducháček, 2011)

7.2 Získaná toxicita mikroplastů

Plastové části jsou schopny ve vodě adsorbovat na svůj povrch některé hydrofobní toxické látky a těžké kovy díky jejich afinitě k plastu. Mikroplasty proudí vodními systémy hojně a tak slouží těmto chemickým látkám jako pasivní transportní těleso. Tyto toxické látky a těžké kovy označujeme jako perzistentní organické znečišťující látky, mezi které patří polychlorované bifenyly (PCB), organochlorové pesticidy (OCP), dichlordifenyltrichlorethan (DDT) a dioxiny, jejichž schopnost poutat se na plasty je nejvyšší především při nízkých dávkách toxicity (Teuten a kol., 2009). Distribuce těchto toxických a perzistentních chemikálií je v mořském prostředí široká a jejich koncentrace na povrchy plastových částí je až milionkrát vyšší, než v okolní vodě. Chemické látky se tak mohou dostat do těl ryb a dále do potravinového řetězce (<https://www.sciencelearn.org.nz>). Doposud neexistuje mnoho dat o sladkovodních a suchozemských ekosystémech, kde lze očekávat rozdílné kontaminanty než v mořském prostředí. Ve sladkovodních systémech lze pravděpodobně očekávat mikroplasty s dalšími novými kontaminanty jako jsou léčiva, retardéry hoření a další průmyslové chemikálie, které vstupují do životního prostředí ve formě pevných a kapalných odpadů (Lambert a Wagner, 2017).

7.3 Interakce toxických látek a mikroplastů

Procesy sorpce probíhají fyzikální a chemickou adsorpcí a také vyplňováním pórů. Adsorpce fyzikální cestou je reverzibilní sorpcí na povrchy polymerní matrice bez tvorby kovalentních vazeb. Při chemické adsorpci probíhají mezi sorbátem a povrchem polymeru chemické reakce. Chemickou reakcí se vytváří nové chemické vazby na povrchu polymeru a tyto vazby závisí na stárnutí povrchu polymeru. Proces sorpce může být ovlivněn různými faktory jako změna pH, teplota či iontová síla prostředí. Vyplňování pórů nastává při vstupu hydrofobní znečišťující látky do matrice polymeru, kde závisí na průměru póru, polymerní struktuře a na molekulové velikosti konkrétní chemické látky. Platí tedy, že polutanty s nižší molekulovou hmotností se snadněji pohybují matricí polymeru s většími póry (Delle Sitta, 2001).

Adsorpční kinetika závisí na typu polymeru, na jeho vlastnostech jako je hustota a krystalinita, prostředí ve kterém se vyskytuje a na znečišťující látce. Sorpce a difúze hydrofobních kontaminantů je nejpravděpodobnější v oblasti materiálu, kde

je amorfni, jelikož krystalická oblast plastového materiálu se skládá z pevných a uspořádaných strukturovaných polymerních řetězců. Nižší sorpční potenciál se vyskytuje u polymerů s vysokou symetrií a silnou vodíkovou vazbou, kde mají polymery strukturu s krátkými a opakujícími se jednotkami (Lambert a Wagner, 2017).

Vhodným materiálem pro pokusy s adsorpcí hydrofobních kontaminantů je polyethylen s nízkou i vysokou hustotou. Polyethylen s nízkou hustotou obsahuje velké množství koncentrace větví, které neumožňují snadné stohování polymerních řetězců vedle sebe. Výsledkem je nízká krystalinita a hustota $0,90-0,94 \text{ g.cm}^{-3}$. Zatímco polytehylen s vysokou hustotou tvoří především lineární nerozvětvené molekuly a tak je chemicky a strukturou blíže k čistému polyethylenu. Jeho krystalinita je na vysokém stupni a hustota je vyšší než u polyethylenu s nízkou hustotou s hodnotami $0,94-0,97 \text{ g.cm}^{-3}$. Polyethylen s nízkou hustotou je často používán pro pasivní vzorkování pro stanovení hodnoty rozpuštěných polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH), polychlorovaných bifenyly (PCB) a dalších hydrofobních organických sloučenin ve vodním prostředí (Adams a kol., 2007). Při sorpčních experimentech k určení sorpce polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) bylo zjištěno, že nízkohustotní polyethylen má vyšší difúzní koeficient než polyethylen s vysokou hustotou (Fries a Zarfl, 2011). Díky vysoké sorpční kapacitě je polyethylen z hlediska životního prostředí zajímavým polymerem. Klasifikovat a kvantifikovat sorpční mechanismy pro všechny typy dnes používaných polymerů by bylo velmi náročné, jelikož sorpční chování se v rámci klasifikace polymeru může lišit vzhledem ke kvantitě aditivních sloučenin, se kterými jsou polymery smíchány a mohou tak mít vliv na krystalinitu a hustotu polymerů (Scherer a kol., 2017; Rist a Hartmann, 2017).

8. Výsledné zhodnocení

Při tvorbě mé práce jsem pracoval s materiály dostupnými v databázi vědeckých článků Web of Science, ve kterých jsem vyhledával a ověřoval fakta problematiky mikroplastů. Rozdílnost sladkovodního a mořského ekosystému se dle dostupných materiálů liší zásadně kvantitou. Bohužel nejsou známa data o koncentraci

mikroplastického znečištění v prostředí oceánského dna, což by, dle mého názoru, zásadně ovlivnilo výsledky. Pro lepší pochopení této problematiky bych doporučoval odběr a vyhodnocení vzorků z oceánského dna. Ačkoliv by takový odběr byl nákladným procesem, není nereálný. Tabulka 5 naznačuje koncentrace mikroplastů v odebraných vzorcích z různých lokací po celém světě v mořském prostředí a tabulka 6 v prostředí sladkovodním.

Lokace	Odebraný vzorek	Koncentrace mikroplastů
Oceán	Vodní	36,6 ks.m ⁻³
Moře	Vodní	0,4 ks.m ⁻³
	Sediment	837, 4 ks.kg ⁻¹
Pláže	Sediment	433,7 ks.kg ⁻¹
Pobřeží	Vodní	372,1 ks.m ⁻³
	Sediment	189,1 ks.kg ⁻¹
Záliv	Vodní	6,2 ks.m ⁻³
	Sediment	61 ks.kg ⁻¹
Průliv	Sediment	332 ks.kg ⁻¹
Průměr	Vodní	103,8 ks.m ⁻³
	Sediment	370,6 ks.kg ⁻¹

Tab 5 – Koncentrace mikroplastů v mořském prostředí

Lokace	Odebraný vzorek	Koncentrace mikroplastů
Řeky	Vodní	2606 ks.m ⁻³
	Sediment	498,3 ks.kg ⁻¹
Jezera	Vodní	0,12 ks.m ⁻³
	Sediment	5311,4 ks.kg ⁻¹
Přehrada tři soutěsky	Vodní	7104 ks.m ⁻³
	Sediment	162,5 ks.kg ⁻¹
Průměr	Vodní	3236,7 ks.m ⁻³
	Sediment	1990,7 ks.kg ⁻¹

Tab 6 – Koncentrace mikroplastů ve sladkovodním prostředí

V tabulkách 5 a 6 jsou uvedeny údaje z vědeckých prací nalezených v databázi Web of Science. Pro jednotlivá vodní prostředí jsem vzal výsledky z více výzkumů a udělal aritmetický průměr hodnot, proto jsou hodnoty v tabulkách pro porovnání prostředí, co se týče koncentrace kontaminace mikroplasty, což bylo jedním z cílů mé práce.

Tabulka 7 porovnává koncentraci ve vzorcích vody a sedimentu mořských a sladkovodních prostředí a je patrné, že sladkovodní ekosystémy jsou obsáhlejší na výskyt mikroplastických částí. Zjištěno také bylo, že hlavním zdrojem mikroplastů do oceánů jsou řeky. Další studie by se měli zaměřit právě na prostředí řek a také na čističky odpadních vod, které jsou přispěvatelem znečištění do řek.

	Sladkovodní prostředí		Mořské prostředí
Vodní vzorky	3236,7 ks.m ⁻³	>	103,8 ks.m ⁻³
Sedimentové vzorky	1990,7 ks.kg ⁻¹	>	370,6 ks.kg ⁻¹

Tab 7 – Porovnání sladkovodních a mořských prostředí na koncentraci mikroplastů z odebraných vzorků. Podrobnější data jednotlivých prostředí jsou dostupná v tabulkách 5 a 6.

Nejvíce používanou metodou pro separaci plastových mikroskopických částic od vzorků vody a sedimentů je hustotní flotace, která se v praxi nejvíce osvědčila. Pro identifikaci přítomnosti mikroplastů ve vzorcích je nejvhodnější použít metody FTIR, či Ramanova spektroskopie, jelikož nemají destrukční účinek na vzorek a ten tak může být uchován či opětovně analyzován. Pokud nezáleží na zachování vzorku a je zapotřebí většímu a přesnějšímu počtu dat, naskytuje se metoda Pyr – GC – MS, která odhalí kromě materiálů daného vzorku také aditiva přidaná do polymerů.

Mikroplasty mají na svědomí distribuci chemických látek životním prostředím a mohou tak ovlivňovat nejen biotu, ale také abiotické vlastnosti prostředí. Nahromaděné mikroplasty mohou změnit schopnosti jako je pronikání světla a vlastnosti sedimentů. Mimo přímých fyzikálních vlivů mikroplastů, může tento polutant sloužit jako zařízení pro akumulování a přenášení chemických látek na organismy.

Požítí mikroplastů organismy má dopad na jejich život a při požití v rané fázi vývoje má dopady na pozdější životní fáze. Ovlivnění mikroplasty vede k jejich horší kondici a snížení schopnosti vývoje a šance na přežití.

Zatím není zcela jasné, jestli mikroplasty ovlivňují zdraví lidské populace, proto je důležité zaměřit se na zdroje, kterými se mikroplasty mohou dostat do lidského těla. Průzkum vodovodních systémů, pitné vody či potravinových zdrojů. Jisté výzkumy na výskyt mikroplastů v pitné vodě již proběhly a to například průzkum podzemních pitných vod a vodovodních vod, které odhalily přítomnost mikroplastů v přímých zdrojích pitné vody. Je však známo pouze málo dat k této problematice a bude nutné ji prozkoumat z důvodu plánování nových čistíren odpadních vod, jelikož nynější procesy čištění vod nejsou dostatečně sofistikované, aby odstranily mikroplastické části. Není známo, zda je možný přenos chemikálií do potravin, ať už přímo chemikálie nasorbované na mikroplasty nebo pouze chemikálií sorbovaných a transportovaných mikroplasty.

9. Diskuze

Monitoring mikroplastů započal teprve nedávno a tak jsou stále jisté mezery k poznání tohoto globálního problému. Jelikož se zásoby pitné vody tenčí, je potřeba se zaměřit na výzkum prostředí sladkovodních systémů. Vhodným postupem by bylo monitorovat mikroplastické části plastů v prostředí sladkých vod, zaměřit se na cesty, kterými mikroplasty do sladkých vod vstupují a také pochopit jaký je postup degradace částic ve vodním prostředí. Dalším problémem spojeným s problematikou mikroplastů je jejich schopnost působit jako médium pro toxické látky, mělo by se tedy více zabývat uvolňováním těchto látek v tělech organismů a zjistit, jak ovlivňují jejich životní cyklus.

Důležité je také vyhodnocení řek jako významných přispěvatelů mikroplastickým znečištěním do oceánů. Je třeba pochopit jejich zdroj přítomnosti v řekách, jejich cestu od vstupu po vyústění do oceánů a zadržování mikroplastů ve sladkovodním a mořském prostředí. Pro jednoduché srovnávání výsledků by měli výzkumní pracovníci sjednotit metody odebrání a vyhodnocování vzorků. Zároveň by bylo vhodné

vyvinout nový systém čištění odpadních vod, jelikož čističky odpadních vod jsou významným přispěvatelem mikroplastů do řek. Řešením tohoto problému mohou být nanofiltry, které zachytí i ty nejmenší části. Jelikož se plasty postupem času rozpadají na menší části, je zapotřebí se aktuálně zaměřit na vyčištění vodních prostředí od jejich přítomnosti.

10. Závěr a přínos práce

Hlavním cílem bakalářské práce bylo porovnání mořských a sladkovodních ekosystémů v problematice mikroplastů, jakožto globálním alarmujícím problémem. Na základě nalezených dat v databázi Web of Science byly definovány základní pojmy jako co mikroplasty jsou, jejich klasifikace, metody jakými je lze identifikovat a také kvantifikovat. Několik studií odhalilo jaká je toxicita plastů, která se spojená s toxicitou mikroplastického znečištění a jednalo se v nich o schopnost toxických látek nasorbovat se na povrch mikroplastických částí a dále o toxicitu, kterou tyto plastické části nesou již od své výroby. Společně s definováním mikroplastů byl stanoven rozdíl vodních prostředí ve kterých se mikroplasty vyskytují, kde bylo odhaleno, že sladkovodní ekosystémy jsou daleko bohatší na koncentraci znečištění, než ty mořské. Bylo by tedy vhodné se více zaměřit na výzkum sladkých vod a vývoj jejich čištění. Hlavním důvodem proč se zabývat problematikou mikroplastů je, že je známo velké množství dat o jejich přítomnosti a negativnímu ovlivňování zdraví.

11. Přehled literatury a použitých zdrojů

Adams R. G.; Fernandez L. A.; Lohmann R.; MacFarlane J. K., 2007: Polyethylene Devices: Passive Samplers for Measuring Dissolved Hydrophobic Organic Compounds in Aquatic Environments. *Environmental Science & Technology* 41., P. 1317–1323.

Adimurthy S.; Basha S.; Ramachandraiah G.; Reddy M., 2006: Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68., P 656-660.

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

Albins M. A.; Brainard R.; Dameron O. J., Parke M., 2007: Marine debris accumulation in the northwestern Hawaiian Islands: an examination of rates and processes. *Marine Pollution Bulletin* 54., P. 423–433.

Aldridge D. C.; Eerkes-Medrano D.; Thompson R. C., 2015: Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* 75., P 63-82.

Andrade A. J. M.; Kuriyama S. N.; Talsness C. E.; Taylor J. A.; Vom Saal F. S., 2009: Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364., P. 2079-2096.

Andrady A. L., 2011: Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 1596-1605.

Andrady A. L., 2011: Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 1596-1601.

Avio C. G.; Bargelloni L.; Benedetti M.; D'Errico G.; Fattorini D.; Gorbi S.; Milan M.; Pauletto M.; Regoli F., Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution* 198., P. 211-222.

Azam D.; Caquet T.; Cheviron N.; Dequiedt S.; Le Galliard J. F.; Guillaume O.; Houot S.; Lacroix G.; Lafolie F.; Maron P. A.; Michniewicz R.; Mougin C.; Pichot C.; Ranjard L.; Roy J.; Zeller B. ed. Clobert J. a Chanzy A., 2015: A coordinated set of ecosystem research platforms open to international research in ecotoxicology, AnaEE-France. *Environmental Science and Pollution Research* 22., P. 16215-16228.

Bakir A.; Hendriks A. J.; O'Connor I. A.; Rowland S. J.; Thompson R. C., 2016: Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environmental Pollution* 219., P. 56-65.

Bakir A.; Rowland S. J.; Thompson R. C., 2014: Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution* 185., P. 16-23.

Barnes D. K. A., 2002: Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416., P. 808-809.

Barnes D. K. A.; Galgani F.; Thompson R. C. ed. Barlaz M., 2009: Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364., P. 1985-1998.

Bastos A. S.; Da Costa J. P.; Duarte A. C.; Justino C. I. L.; Rocha-Santos T. A. P.; Silva A. B., 2018: Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – A review. *Analytica Chimica Acta* 1017., P. 1–19.

Battin T. J.; Bengtsson M. M.; Besemer K.; Packmann A. I.; Romani A. M., 2016: The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology* 14., P. 251-263.

Bekaert K.; Diogène J.; Fait G.; Granby K.; Janssen C. R.; Kotterman M. J. J.; Marques A.; Robbens J.; Van Cauwenberghe L.; Vandermeersch G., 2015: A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms. *Environmental Research* 143., P. 46–55.

Betts, K., Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology, Environ. Sci. Technol.*, 2008. 42(24): p. 8995.

Boland R. C. a Donohue M. J., 2003: Marine debris accumulation in the nearshore marine habitat of the endangered Hawaiian monk seal, *Monachus schauinslandi* 1999–2001. *Marine Pollution Bulletin* 46., P. 1385–1394.

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

- Bowlin N. M.; Doyle M. J.; Sheavly S. B.; Watson W., 2011: Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. *Marine Environmental Research* 71., P. 41–52.
- Boxall A.; Lambert S.; Sinclair C., 2013: Occurrence, degradation and effects of polymer-based materials in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 227., P. 1-53.
- Brainard R. E.; Churnside J. H.; Clemente-Colón P.; Foley D. G.; Friedman K. S.; Nicoll J. B.; Pichel W. G.; Veenstra T. S.; Zheng Q., 2007: Marine debris collects within the North Pacific Subtropical Convergence Zone. *Marine Pollution Bulletin* 54., P. 1207-1211.
- Brandon J.; Goldstein M.; Ohman M. D., 2016: Long-term aging and degradation of microplastic particles: Comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns. *Marine Pollution Bulletin* 110., P. 299-308.
- Brennholt N.; Buchinger S.; Felsing S.; Kochleus C.; Reifferscheid G.; Stock F., 2018: A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Environmental Pollution* 234., P. 20–28.
- Browne M. A.; Crump P.; Niven S. J.; Teuten E.; Thompson R.; Tonkin A.; Galloway T., 2011: Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science and Technology* 45., P. 9175–9179.
- Browne M. A.; Galloway T. S.; Thompson R. C., 2010: Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. *Environmental Science and Technology* 44. P. 3404–3409.
- Browne M. A.; Galloway T.; Thompson R., 2007: Microplastic – an emerging contaminant of potential concern?. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3., P. 559-561.
- Burkhardt-Holm P.; Hauk A.; Mani T.; Walter U., 2015: Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports* 5.
- Cai L.; Peng J.; Wang J., 2017: Current understanding of microplastics in the environment: occurrence, fate, risks, and what we should do. *Integrated Environmental Assessment Management* 13., P. 476-482.

- Caruso A.; Daniel P.; Hiard S.; Lagarde F.; Olivier O.; Zanella M., 2016: Microplastic interactions with freshwater microalgae: Heteroaggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. *Environmental Pollution* 215., P. 331-339.
- Cieślik B. M.; Konieczka P.; Namieśnik J., 2015: Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. *Journal of Cleaner Production* 90., P. 1-15.
- Claessens M.; De Clerck K.; De Meester S.; Van Landuyt L.; Janssen C. R., 2011: Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 2199–2204.
- Claessens M.; Van Cauwenberghe L.; Vandegheuchte M. B.; Janssen C. R., 2013: New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin* 70., P. 227–233.
- Clarke B. O. a Smith S. R., 2011: Review of ‘emerging’ organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International* 37., P. 226-247.
- Coe J. a Rodgers D. B.[eds.], 1997: *Marine debris: sources, impacts, and solutions*. Springer – Verlag, New York, 432 s.
- Cole M.; Fileman E.; Galloway T. S.; Goodhead R.; Halsband C.; Lindeque P.; Moger J., 2013: Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science and Technology* 47., P. 6646-6655.
- Cole M.; Galloway T. S.; Halsband C.; Lindeque P., 2011: Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 2588-2597.
- Cowie P. R. a Murray F., 2011: Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 1207–1217.
- Dai Z.; Fu C.; Li. Y.; Luo Y.; Tu C.; Zhang H.; Zhou Q.; Zhou Y., 2018: The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma* 332., P. 201-208.

Davis A.; John A. W. G.; McGonigle D.; Mitchell R. P.; Olsen Y.; Rowland S. J.; Russell A. E.; Thompson R. C., 2004: Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304., P. 838.

Davis A.; John A. W. G.; McGonigle D.; Mitchell R. P.; Olsen Y.; Rowland S. J.; Russell A. E.; Thompson R. C., 2004: Lost at sea: Where is all the plastic? *Science* 304., P. 838.

Dekiff J. H.; Fries E.; Klasmeier J.; Remy D., 2014: Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney. *Environmental Pollution* 186., P. 248–256.

Delle Sitte A., 2001: Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 30., P. 187-439

Derraik J. G. B., 2002: The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44., P 842-852.

Donohue M. J.; Flint E.; Morishige C.; Swenson C.; Woolaway C., 2007: 2007 Factors affecting marine debris deposition at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands Marine National Monument, 1990–2006. *Marine Pollution Bulletin* 54., P. 1162-1169.

Duarte A. C.; Rocha-Santos T., 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., P 47-53.

Ducháček V., 2011: *Polymery: Výroba, vlastnosti, zpracování, použití*. VŠCHT Praha, Praha, 276 s.

Fendall L. S. a Sewell M. A., 2009: Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* 58., P. 1225-1228.

Ferreira A. M.; Frias J. P. G. L., Sobral P., 2010: Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 60., P. 1988-1992.

Fokkink R.; Koelmans A. A.; Liu L., 2016: Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to polystyrene nanoplastic. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35., P. 1650-1655.

Fowler C. W., 1987: Marine debris and northern fur seals: a case study. *Marine Pollution Bulletin* 18., P. 326-335.

Fries E. a Zarfl C, 2011: Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to low and high density polyethylene (PE). *Environmental Science and Pollution Research*, 19., P. 1296–1304.

Galgani F.; Fleet D.; Franeker J. V.; Katsanevakis S.; Maes T.; Mouat J.; Oosterbann L.; Poitou I.; Hanke G.; Thompson R.; Amato E.; Birkun A.; Janssen C. ed. Zampoukas N., 2010: Task group 10 report: marine litter. *Marine Strategy Framework Directive, JRC, IFREMER & ICES.* (online) [cit. 2020.02.20], dostupné z <<https://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/9-Task-Group-10.pdf>>.

Gasior J.; Hoellein T.; Kelly J.; Pink A.; Rojas M., 2014: Anthropogenic Litter in Urban Freshwater Ecosystems: Distribution and Microbial Interactions. *PLoS ONE* 9.

Geissen V.; Gertsen H.; Peters P.; Salánki T.; Yang X.; Zhang S., 2018: A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of the Total Environment* 616.-617., P. 1056–1065.

Gerdts G. a Löder M. G. J., 2015: Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics - A Critical Appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*, P. 201-227.

Gewert B.; MacLeod M.; Plassmann M, M, 2015: Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes and Impacts* 17., P. 1513-1521.

Gong W.; Lv J.; Wu C.; Zhang K.; Xiong X., 2015: Accumulation of floating microplastics behind the three Gorges Dam. *Environmental Pollution* 204., P. 117-123.

Greenpeace Česká republika, ©2019: A 'snapshot' survey of microplastics in surface waters of the Vltava and Labe (Elbe) Rivers in the Czech Republic. (online) [cit. 2020.03.02], dostupné z: <<https://storage.googleapis.com/planet4-czech-republic->

[stateless/2019/03/7ed26618-czechia-river-microplastics-analytical-results-report-050319-1.pdf](https://www.frogn.kommune.no/contentassets/054b969079034ee7813a163aad2f6259/151103_storck-et-al.-2015-gwrc-science-brief-microplastics-september-20152.pdf)>

Gregory M. R., 1996: Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* 32., P. 867-871.

GWRC Science Brief, ©2015: Microplastics in fresh water resources (online) [cit. 2020.02.20], dostupné z <https://www.frogn.kommune.no/contentassets/054b969079034ee7813a163aad2f6259/151103_storck-et-al.-2015-gwrc-science-brief-microplastics-september-20152.pdf>

Hanlon M. a Zitko V., 1991: Another source of pollution by plastics: Skin cleaners with plastic scrubbers. *Marine Pollution Bulletin* 22., P. 41-42.

Harrison J. P.; Hoellein T. J.; Ju-Nam Y.; Ojeda J. J.; Sapp M.; Tagg A. S., 2017: Microplastic-Associated Biofilms: A Comparison of Freshwater and Marine Environments. *Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry* 58., P. 181-201.

Harrison J. P.; Ojeda J. J.; Romero-Gonzales M. E., 2012: The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. *Science of The Total Environment* 416., P. 455-463.

Hartmann N. B. a Rist S., 2017: Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. *Freshwater Microplastics*, P. 25–49.

Hempel S.; Kloas W.; Machado A.; Rillig M. C.; Zarfl C., 2017: Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 24., P. 1405-1416.

Hentschel B. T.; Hoh E.; Kaye S.; Rochman C. M., 2013: Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environmental Science and Technology* 47., P. 1646-1654.

Hidalgo-Ruz V.; Gutow L.; Thompson R. C.; Thiel M., 2012: Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology* 46., P. 3060–3075.

Hoellein T. J.; Kelly J.; Masin S.; McCormick A., 2014: Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science and Technology* 45., P. 11863-11871.

Hofmann T.; Hüffer T., 2016: Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. *Environmental Pollution* 214., P. 194-201.

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

Imhof H. K.; Ivleva N. P.; Laforsch C.; Niessner R.; Schmid J., 2012: A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography-Methods*. 10, P. 524–537.

Janssen C. R.; Mees J.; Van Cauwenberghe L.; Vanreusel A., 2013: Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182., P 495-499.

Jiang S.; Lou Y.; Shi L.; Wang L.; Zhang X.; Zheng M., 2017: Sorption of three synthetic musks by microplastics. *Marine Pollution Bulletin* 126., P. 606-609.

John A. W. G.; Jonas T. D.; Lindley J. A.; Richardson A. J.; Sims D. W.; Stevens D.; Walne A. W.; Witt M., 2006: Using continuous plankton recorder data. *Progress in Oceanography* 68., P. 27-74.

Jones P. R.; Moore C.; Rios L. M., 2007: Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin* 54., P. 1230-1237.

Jones P. R.; Moore C.; Rios L. M., 2007: Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin* 54., P. 1230-1237.

Jönsson H.; Junestedt C.; Pell M.; Rodhe L.; Willén A., 2017: Sewage sludge as fertiliser – environmental assessment of storage and land application options. *Water Science & Technology* 75., P. 1034-1050.

Kaplan H. B.; Kolter R.; O’Toole G., 2000: BIOFILM FORMATION AS MICROBIAL DEVELOPMENT. *Annual Review of Microbiology* 54., P. 49-79.

Klein S.; Knepper T. P.; Worch E., 2015: Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-main area in Germany. *Environmental Science and Technology* 49., P. 6070-6076.

Koelmans A. A.; Kwadijk C. J. A. F.; Velzeboer I., 2014: Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environmental Science and Technology* 48., P. 4869-4876.

Kools S.; Rinck – Pfeiffer; Storck F. R., 2015: Microplastics in Fresh Water Resources. GWRC Science Brief September/2015, Affiliation: Global Water Research Coalition, Stirling, Australia (online) [cit. 2020.02.20], dostupné z <<http://www.globalwaterresearchcoalition.net/reports/?q=7qQNYQHOLKpSCi7eIXaDJSox8MC27CBI&c=10>>

Kwon J. H.; Lee H.; Shim W. J., 2014: Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment* 470., P 1545-1552.

Labrenz M.; Löder M. G. J.; Oberbeckmann S., 2015: Marine microplastic-associated biofilms – a review. *Environmental Chemistry* 12., P. 551-562.

Lambert S. a Wagner M.; 2017: Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. *Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry* 58., P. 1–22.

Lambert S.; Scherer C.; Wagner M.; Weber A., 2017: Interactions of Microplastics with Freshwater Biota. *Freshwater Microplastics*, P. 153–180.

Lattin G. L.; Moore C. J.; Moore S. L.; Weisberg S. B.; Zellers A. F., 2004: A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore. *Marine Pollution Bulletin* 49., P. 291-294.

Lattin G. L.; Moore C. J.; Zellers A., 2005: Working Our Way Upstream: A Snapshot of Land-Based Contributions of Plastic and Other Trash to Coastal Waters and Beaches of Southern California. (online) [cit. 2020.03.15], dostupné z <https://www.researchgate.net/publication/252467052_WORKING_OUR_WAY_UPSTREAM_A_SNAPSHOT_OF_LAND-BASED_CONTRIBUTIONS_OF_PLASTIC_AND_OTHER_TRASH_TO_COASTAL_WATERS_AND_BEACHES_OF_SOUTHERN_CALIFORNIA>

Law K. L.; Morét-Ferguson S.; Murphy E. K.; Peacock E. E.; Proskurowski G.; Reddy C. M., 2010: The size, mass, and composition of plastic debris in the Western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60., P. 1873–1878.

Li M.; Peng J.; Qiu Q.; Tan Z.; Wang J., 2016: The behaviors of microplastics in the marine environment. *Marine Environmental Research* 113., P 7-17.

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

Lozano R. L.; Mouat J., 2009: Marine Litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and Priorities for Response. (online) [cit. 2020.02.23], dostupné z <<https://www.ospar.org/documents?v=7129>>

McGlashan D. J.; Storrier K. L., 2006: Development and management of a coastal litter campaign: the voluntary coastal partnership approach. *Marine Policy* 30., P. 189-196

Moloney L.; Moore C. J.; Ryan P. G.; Van Franeker J. A., 2009: Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364., P. 1999-2012.

Moore C. J., 2008: Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108., P. 131-139.

Ng K. L. a Obbard J. P., 2006: Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62., P. 761–767.

Ng K. L. a Obbard J.P., 2006: Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 52., P. 761-767.

Niaounakis M., 2017: *Management of Marine Plastic Debris*. Elsevier Inc., Oxford, 436 s.

OSPAR Commission, 2007: Background report on fishing-for-litter activities in the OSPAR region. (online) [cit. 2020.04.24], dostupné z <<https://www.ospar.org/documents?v=7059>>

OSPAR Commission, 2007: OSPAR pilot project on monitoring marine beach litter: monitoring of marine litter on beaches in the OSPAR region. (online) [cit. 2020.04.24]. dostupné z <<https://www.ospar.org/documents?v=7058>>

PlasticsEurope, ©2020: What are plastics? (online) [cit. 2020.02.10], dostupné z <<https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics>>

Ryan P., 1990: Plastic and other artefacts on South African beaches: temporal trends in abundance and composition. South African Journal of Science 86., P. 450-452.

Science Advances, 2017: Production, use, and fate of all plastics ever made (online) [cit. 2020.02.20], dostupné z: <<http://advances.sciencemag.org/content/3/7/e1700782>>

Science Learning Hub, ©2020: How harmful are microplastics? (online) [cit. 2020.06.25], dostupné z <<https://www.sciencelearn.org.nz/resources/2809-how-harmful-are-microplastics>>

Sheavly, S.B., 2010. National marine debris monitoring program. Lessons learned. (online) [cit. 2020.05.18], dostupné z <http://www.portalasporta.it/dati_plastica/Marine_Debris_2010.pdf>

Thompson R. C., 2006: Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. Proceedings of the Symposium, P. 107-116.

Usquets R.; Campos L. C.; Chaoran L., 2020: Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. Science of The Total Environment 707.

Van Cauwenberghe L.; Devriese L.; Galgani F.; Janssen C. R.; Robbins J., 2015: Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. Marine Environmental Research 111., P. 5-17.